

Strukturen und Funktionen urbaner Kleingewässer um Basel

Quellsee (Brüglinger Ebene) und Étang U (Petite Camargue
Alsacienne) als Natur-, Lebens- und Erholungsraum

Inauguraldissertation

zur
Erlangung der Würde eines Doktors der Philosophie
vorgelegt der
Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Basel

von

Oliver Stucki

aus Winterthur und Dägerlen (ZH)

Basel, 2007

Genehmigt von der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
auf Antrag von Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Hartmut Leser und Herrn Prof. Dr. Leo Jenni.

Basel, den 13. Februar 2007

Prof. Dr. H.-P. Hauri
Dekan

Vorwort

„Heute wissen wir mehr. Schwere Überschwemmungen [...] bestätigten unsere grundsätzliche Neubeurteilung der Gewässerbewirtschaftung, die Rücksicht auf die Natur nimmt. Statt (vergeblich) zu versuchen, uns Gewässer untertan zu machen, sie in eine Bahn zu zwingen und uns dann in falscher Sicherheit zu wiegen, lassen wir ihnen heute genügend Raum. Das nützt auch den Tieren, den Pflanzen und letztlich den Menschen.“

*Moritz Leuenberger, Bundesrat
(Aus HOSTMANN & KNUTTI 2002, 5)*

Das Urelement Wasser formt unsere Landschaft stetig und unaufhörlich, manchmal aber auch schlagartig. Es erniedrigt, wo endogene Kräfte erhöhen. Es lagert ab, was nicht mehr transportiert werden kann. Dadurch entsteht auf unserer Erdoberfläche eine räumliche Ordnung.

Wasser war aber auch für die Entwicklung der menschlichen Kultur von grosser Bedeutung: Der Mensch orientierte seine Siedlungstätigkeit am Vorkommen von Wasser, nutzte Flüsse und Seen zum Transport, zur Nahrungsmittel- und zur Energiegewinnung. Gegen Ende des zweiten Jahrtausends wurden die Gewässer jedoch mehr und mehr zu beherrschten technischen Objekten. Und trotzdem stellt(e) Wasser bei Naturereignissen eine Gefahr und Bedrohung dar.



*Urbane Räume am Wasser: Das Ufer gehört immer zu beiden, sowohl zum Gewässer wie auch zum Umland. Es ist Kontaktzone zwischen Wasser und Land und hat nicht nur Erlebnisqualitäten sondern auch ökologischen Ansprüchen zu genügen (Quellsee, 22.2.2005).
(Foto: O. Stucki)*

In unserem Kulturraum ändert sich unsere Beziehung zum Wasser gegenwärtig grundlegend. Neben die bisher vorherrschenden Aspekte der Nutzung und der Gefahrenabwehr tritt ein neues Bewusstsein, welches Bäche, Flüsse, Weiher und Seen – besonders auch in urbanen Räumen – wieder wertschätzt: Die Gewässer werden als Erlebnis- und Naturraum wahrgenommen, aus ihrem Korsett befreit und zugänglich gemacht, als siedlungsstrukturierende Elemente entdeckt und in die städtebauliche Entwicklung einbezogen.

Es entstehen somit neue urbane Räume am Wasser: Räume für Erholung, Räume für Landschaftserlebnis, Räume für Naturerfahrung, Räume für Dynamik, Lebensräume für auentypische Pflanzen und Tiere, Räume für naturnahen Hochwasserschutz, Räume für die Entfaltung der natürlichen Selbstreinigungskraft.

Es wäre jedoch verfehlt, angesichts positiver Beispiele die Hände bereits in den Schoß zu legen. Noch gibt es hunderte Kilometer gebändigter Bäche, kanalisierter Flüsse und unzugänglicher Ufer. Noch warten Eisvogel, Biber und Lachs auf dynamische Auenlandschaften, ausreichende Restwassermengen und vernetzte Gewässer.

Damit aus einzelnen naturnahen Gewässerstrecken und Weihern eine ökologisch sinnvolle, ökonomisch vertretbare und gesellschaftlich akzeptierte „Auen- und Gewässerlandschaft Schweiz“ entstehen kann, sind Wissenschaftler, Behörden und Politiker gleichermaßen gefordert. Letztlich müssen die Veränderungen aber auch in den Köpfen von uns allen stattfinden.

Oliver Stucki

Reigoldswil, im März 2007

Danksagung

An erster Stelle möchte ich meinen herzlichen Dank Prof. Dr. Dr. h.c. Hartmut Leser aussprechen, der meine Dissertation und die Bearbeitung dieses Themas am Geographischen Institut erst ermöglichte und mir mit Rat und Tat zur Seite stand. Ein weiterer herzlicher Dank gebührt auch Prof. Dr. Leo Jenni, der trotz wohlverdientem „Ruhestand“ das Korreferat übernahm. Als früherer Leiter von MGU verfolgte er das Projekt stets aufmerksam und lieferte wertvolle Impulse.

Dr. Christoph Wüthrich, dem kompetenten Leiter der beiden MGU-Projekte „Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen)“ (F2.00) und „Revitalisierung urbaner Flusslandschaften“ (F1.03), danke ich, dass ich bei ihm im Rahmen des ersten Projektes meine Diplomarbeit schreiben durfte und er mich somit ins Boot der transdisziplinären MGU-Projekte aufgenommen hat. Mit seinem Fachwissen und seinen Ideen hat er den (thematischen) Verlauf meiner Dissertation massgeblich geformt. Für die freundschaftliche, produktive und hilfsbereite Zusammenarbeit sowohl im Gelände wie auch im Labor möchte ich speziell meinem Arbeits- und Bürokollegen Urs Geissbühler danken. Mit ihm konnte so manches fachliches Problem befriedigend gelöst werden. Herzlich danke ich auch Heike Freiburger für ihre Impulse und die wertvolle und freundschaftliche Begleitung. Ein Dank gilt auch Prof. Dr. Peter Huggenberger und Dr. Christian Regli für die Zusammenarbeit im MGU-Projekt.

Die Kolleginnen und Kollegen am Geographischen Institut waren immer wieder zu fachlichen (aber auch unterhaltsamen) Diskussionen und Hilfestellungen bereit, wofür ein Dankeschön an alle geht, namentlich an Rosi Gisin, Randy Koch, Rainer Weisshaidinger, Christian Katterfeld, Edith Beising und Dr. Daniel Rüetschi. Marianne Caroni und Heidi Strohm vom Labor sowie Paul Müller von der Werkstatt des Geographischen Instituts bin ich für alle ihre geschätzten Einsätze herzlich dankbar.

Dem Team von MGU sei für die stets unkomplizierte und hilfreiche Begleitung gedankt. Besonders danke ich Peter Röthlisberger (Migros Basel) und der Stiftung Park „Im Grünen“ für die Erlaubnis zur Durchführung der Untersuchungen. Den Gärtnern des Parks „Im Grünen“, namentlich Eric Ribstein und Markus Brandenberger, gilt ein herzliches Dankeschön für die Bereitstellung von Daten und Material sowie für deren tatkräftige und freundschaftliche Unterstützung. Weiter danke ich der Association und der Forschungskommission Petite Camargue Alsacienne für die Erlaubnis zur Durchführung der Untersuchungen im Naturschutzgebiet und für die konstruktive Zusammenarbeit. Hervorgehoben seien v.a. Bruno Raimondi, Ludovic Rolland und Prof. Dr. Heinz Durrer.

Während den drei Jahren waren auch viele weitere Personen ins Projekt involviert, denen allen ich für ihre Unterstützung und Hilfestellung herzlich danke: Insbesondere Hans-Peter Ryhiner (ehemaliger Direktor der Grün 80), Edmund Badeja (ASP Atelier Stern & Partner), Hermann Koffel (BWO Nutzungsberechtigte St. Albandyh Gewässer Grün 80), Daniel Zopfi (Stv. Leiter Jagd- und Fischereiwesen BL), Claude Wisson (Lei-

ter Fischereiaufsicht BS), Rolf M. Plattner (ehemaliger Abteilungsleiter Regionalplanung beider Basel), Dr. Daniel Kury (Life Science AG), Peter Kung (Migros Basel), Edi Kühner (Merian Park, Botanischer Garten in Brüglingen AG), Othmar Gut (Redaktor von „Der Gartenbau“), Beatrice Grieder (Gemeindeverwalterin Münchenstein) und Toni Schürmann (Christoph Merian Stiftung).

Nicht unterlassen möchte ich, den Studierenden zu danken, die in irgendeiner Form ihren Beitrag für die Arbeit geleistet haben. Insbesondere sei dabei Thomas Vögtli erwähnt, der seine Lizentiatsarbeit über das Pflanzenklärgelände im Park „Im Grünen“ schrieb.

Zuletzt ein innigster Dank an meine Familie und meine Eltern für ihre Unterstützung, Förderung und Geduld. Ihnen sei diese Arbeit gewidmet.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	iii
Danksagung	v
Inhaltsverzeichnis	vii
Abbildungsverzeichnis	xii
Tabellenverzeichnis	xvii
Abkürzungsverzeichnis	xix
1 Einführung	1
1.1 MGU-Projekte	1
1.1.1 Vorgeschichte: MGU F2.00	1
1.1.2 MGU F1.03: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften	2
1.2 Fragestellungen und Hypothesen	4
1.2.1 Ausgangslage	4
1.2.2 Fragestellungen	5
1.2.3 Hypothesen	7
2 Grundlagen	9
2.1 Natürliche Gewässer-Ökosysteme	9
2.1.1 Stehgewässer	9
2.1.1.1 Strukturen eines Sees	9
2.1.1.2 Flachsee, Weiher, Teich und Tümpel	10
2.1.2 Fließgewässer	12
2.1.2.1 Kiesinseln, Sand- und Schlamm­bänke	14
2.1.2.2 Gehölzfreie Aue, Weichholzaue, Hartholzaue	15
2.1.2.3 Altgewässer, Tümpel, Giessen	15
2.1.3 Stoffhaushalt und -umsatz	16
2.1.3.1 Grundlagen des Stoffhaushalts im Gewässer	16
2.1.3.2 Selbstreinigungsleistung und Stoffumsatz von Gewässern	16
2.2 Urbane Gewässer-Ökosysteme	17
2.2.1 Von natürlichen Flusslandschaften zu urbanen Gewässern	17
2.2.2 Strukturen und Funktionen urbaner Gewässer	19
2.2.3 Entwicklung urbaner Gewässer	20
3 Untersuchungsgebiete	23
3.1 Brüglinger Ebene	23
3.1.1 Geschichtliches	23
3.1.1.1 Die Entstehung der Brüglinger Ebene	23
3.1.1.2 Die Brüglinger Ebene als Flusslandschaft	24

3.1.1.3	Die Brüglinger Ebene als Kulturlandschaft	25
3.1.1.4	Die Brüglinger Ebene als Sport- und Erholungsraum	25
3.1.1.5	Von der Grün 80 zum Park „Im Grünen“	27
3.1.2	Das Gewässernetz im Park „Im Grünen“	28
3.1.3	Der Quellsee	30
3.1.4	Erholungsnutzung im Park „Im Grünen“	33
3.2	Petite Camargue Alsacienne	34
3.2.1	Geschichtliches	34
3.2.1.1	Die Entstehung der Flusslandschaft am Oberrhein	34
3.2.1.2	Von der Flusslandschaft zur Kulturlandschaft	34
3.2.1.3	Die Entstehung der Petite Camargue Alsacienne	36
3.2.2	Das Gewässernetz in der Petite Camargue Alsacienne	38
3.2.3	Der Étang U	39
3.2.4	Erholungsnutzung in der Petite Camargue Alsacienne	41
4	Methodik	43
4.1	Allgemeine Grössen und Parameter	43
4.1.1	Wasserfläche, Tiefe, Volumen	43
4.1.2	Theoretische Wasseraufenthaltszeit	43
4.1.3	Evapotranspiration	44
4.1.4	Eisbedeckung	44
4.2	Wasseruntersuchungen	45
4.2.1	Temperaturmessung (Permanente Messstation)	45
4.2.2	Secchi-Sichttiefe	49
4.2.3	Schöpfproben	50
4.2.3.1	Feldmessungen	50
4.2.3.2	Laboranalyse	50
4.2.3.3	Bakteriologische Kolonieentwicklung	51
4.2.3.4	Chlorophyll-a	51
4.2.4	Profilmessungen	52
4.2.5	Insel (Periodische Messstation)	53
4.3	Sedimentuntersuchungen	54
4.3.1	Sedimentkerne	55
4.3.1.1	Chemische Analyse	55
4.3.1.2	Korngrössenanalyse	56
4.3.2	Rücklösungsversuche	56
4.4	Kartierungen im Park „Im Grünen“	59
4.4.1	Heutige Strukturen des Parks	59
4.4.2	Ufervegetation und -zugänglichkeit des Quellsees	59
4.4.3	Strukturen des Teichbächleins	59
4.5	Qualitative Beobachtungen im Park „Im Grünen“	60
4.6	Passantenzählungen im Park „Im Grünen“	60
5	Resultate	61
5.1	Allgemeine Grössen und Parameter	61

5.1.1	Wasserfläche, Tiefe, Volumen, Sedimentmächtigkeit	61
5.1.2	Theoretische Wasseraufenthaltszeit	63
5.1.3	Evapotranspiration des Quellsees	64
5.1.4	Eisbedeckung des Quellsees	64
5.2	Wasseruntersuchungen	65
5.2.1	Temperaturmessung im Quellsee	65
5.2.2	Secchi-Sichttiefe im Quellsee	67
5.2.3	Schöpfproben	68
5.2.3.1	Wassertemperatur	68
5.2.3.2	Spezifische elektrische Leitfähigkeit	69
5.2.3.3	pH-Wert	69
5.2.3.4	Sauerstoff	70
5.2.3.5	Trübung	72
5.2.3.6	DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)	72
5.2.3.7	UV-Extinktion (SAK 254)	72
5.2.3.8	Nitrat-Stickstoff	74
5.2.3.9	Ammonium-Stickstoff	74
5.2.3.10	Orthophosphat-Phosphor	75
5.2.3.11	Sulfat	76
5.2.3.12	Chlorid	76
5.2.3.13	Bakteriologische Kolonieentwicklung	78
5.2.3.14	Chlorophyll-a	79
5.2.3.15	Tiefenwasser im Quellsee	80
5.2.4	Profilmessungen im Quellsee	82
5.2.4.1	Jahreszeitliche Veränderungen	82
5.2.4.2	Tageszeitliche Veränderungen	85
5.2.5	Insel	90
5.3	Sedimentuntersuchungen	93
5.3.1	Sedimentkerne	93
5.3.1.1	pH-Wert	93
5.3.1.2	Feuchtigkeitsgehalt	93
5.3.1.3	Nährstoffe	94
5.3.1.4	Schwermetalle	97
5.3.1.5	CHN-Analyse	99
5.3.1.6	Korngrößenanalyse	101
5.3.2	Rücklösungsversuche	102
5.4	Kartierungen im Park „Im Grünen“	104
5.4.1	Heutige Strukturen des Parks	104
5.4.1.1	Landschaftsstrukturen	104
5.4.1.2	Uferstrukturen	106
5.4.2	Ufervegetation und -zugänglichkeit des Quellsees	107
5.4.3	Strukturen des Teichbächleins	109
5.5	Qualitative Beobachtungen im Park „Im Grünen“	111
5.5.1	Nutzung des Parks durch die Bevölkerung	111
5.5.2	Pflanzenarten am und im Quellsee	112
5.5.3	Vogelarten im gesamten Park	113
5.5.4	Tierarten am und im Quellsee	115

5.5.5	Interaktionen zwischen Mensch und Natur	116
5.6	Passantenzählungen im Park „Im Grünen“	117
6	Diskussion	121
6.1	Wasserqualität nach der Seepassage	121
6.1.1	Nitrat und Ammonium	121
6.1.2	Orthophosphat	124
6.1.3	DOC und UV-Extinktion	125
6.1.4	Bakteriologische Verhältnisse und Schwebstoffe	125
6.1.5	Sauerstoff und Leitfähigkeit	127
6.1.6	Mittelwerte der Veränderungen	127
6.1.7	Die Veränderungen im Bezug auf die Gesamtsysteme	128
6.1.8	Überprüfung der Hypothese 1	129
6.2	Gewässertypologie	130
6.2.1	Charakteristische Verhältnisse des Quellsees	130
6.2.2	Trophischer Status des Quellsees	132
6.2.3	Charakteristische Verhältnisse des Étang U	134
6.2.4	Trophischer Status des Étang U	135
6.2.5	Überprüfung der Hypothese 2	135
6.3	Zustand der Seesedimente	136
6.3.1	Schwermetalle	136
6.3.2	Nährstoffe	138
6.3.3	Überprüfung der Hypothese 3	139
6.4	Remobilisierung von Orthophosphat aus dem Sediment	140
6.4.1	Rücklösungsdaten im Laborversuch	141
6.4.2	Überprüfung der Hypothese 4	143
6.5	Uferstrukturen des Quellsees	143
6.5.1	Heutiger Zustand der Uferstrukturen	144
6.5.2	Bedeutung der Uferstrukturen als Lebensraum	146
6.5.3	Überprüfung der Hypothese 5	148
6.6	Multifunktionalität urbaner Kleingewässer	148
6.6.1	Naturraum	149
6.6.2	Lebensraum	150
6.6.3	Erholungsraum	151
6.6.4	Überprüfung der Hypothese 6	152
7	Schlussfolgerungen	155
7.1	Erfordernisse für die Multifunktionalität	155
7.2	Neue Kleingewässer braucht die Stadt	156
7.3	Mögliche Optimierung der untersuchten Gebiete	157
7.3.1	Brüglinger Ebene	157
7.3.2	Petite Camargue Alsacienne	160
7.4	Ausblick	160

Inhaltsverzeichnis	xi
--------------------	----

8 Zusammenfassung	161
--------------------------	------------

Literaturverzeichnis	165
-----------------------------	------------

Bildtafeln	179
-------------------	------------

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Übersicht über die wichtigsten Fließgewässer und die Siedlungsflächen der Trinationalen Agglomeration Basel.	3
Abb. 1.2: Flüsse und ihre Auenlandschaften wurden der anthropogenen Nutzung konsequent angepasst und weisen entsprechende Nutzungsansprüche und (natürliche) Aufgaben auf.	4
Abb. 1.3: Fragenkatalog zum Quellsee in der Brüglinger Ebene.	6
Abb. 1.4: Prozess-Korrelations-System des Quellsees in der Brüglinger Ebene.	7
Abb. 2.1: Schematische Abfolge der Gewässervegetation bzw. Zonation eines eutrophen (tiefen) Sees.	10
Abb. 2.2: Natürliche ökologische Funktion eines Fließgewässers mit Vernetzung in der Längs-, Horizontal- und Vertikaldimension sowie der Zeit.	13
Abb. 2.3: Das komplexe Wirkungsgefüge in Auen.	13
Abb. 2.4: Idealisertes Querprofil durch eine natürliche Auenlandschaft.	14
Abb. 2.5: Schematische Darstellung zur Klärung der Begriffe Aufwertung, Revitalisierung und Renaturierung.	21
Abb. 3.1: Die Entwicklung der Birs und ihrer Aue in der Brüglinger Ebene.	24
Abb. 3.2: Die Brüglinger Ebene ist von überbautem Gebiet umgeben und von Hauptverkehrsachsen eingefasst.	26
Abb. 3.3: Übersicht über die Gewässer des Parks „Im Grünen“ in der südlichen Brüglinger Ebene.	28
Abb. 3.4: Schematischer Querschnitt durch den Quellsee in seiner ursprünglichen Form.	30
Abb. 3.5: Das Einzugsgebiet der Birs.	31
Abb. 3.6: Gesamtansicht des Quellsees vom nördlichen Ufer.	32
Abb. 3.7: Ansicht des südlichen Teils des Quellsees, dessen Strukturen hauptsächlich vom Schilfröhricht geprägt werden.	33
Abb. 3.8: Blick vom Isteinerklotz rheinaufwärts gegen Basel um 1820.	35
Abb. 3.9: Übersicht über die heutigen Gewässer in der Petite Camargue Alsacienne.	37
Abb. 3.10: Ansicht des Étang U vom nordöstlichen Ufer.	40
Abb. 3.11: Totholz und Schilfbestand in einer Bucht der Halbinsel des Étang U.	41
Abb. 4.1: Übersicht über das Messnetz rund um den Quellsee.	47
Abb. 4.2: Übersicht über das Messnetz rund um den Étang U.	48
Abb. 4.3: Der Datenlogger für die stündliche Aufzeichnung der Wassertemperatur im Quellsee war in einem Kasten untergebracht.	49
Abb. 4.4: Als Messpunkte dienten bei den Profilmessungen einerseits die beiden Brücken über den Quellsee, andererseits wurde ein Boot zur Hilfe genommen.	52
Abb. 4.5: Für die Erfassung von Tagesganglinien wurden im Quellsee zwei Multiparametersonden YSI 6600 in 5 und 170 cm Tiefe an zwei schwimmenden Inseln befestigt.	54

Abb. 4.6: Für die Erfassung von Tagesganglinien wurde im Étang U eine Multiparametersonde YSI 6600 in 5 cm Tiefe an einer schwimmenden Insel befestigt.	54
Abb. 4.7: Eine den Kernstecher umschliessende Scheibe diente bei der Sedimententnahme der Bestimmung der (weichen) Sedimentoberfläche.....	55
Abb. 5.1: Tiefenkarte des Quellsees (Zustand 2004) mit Angabe der grössten Wassertiefen.....	62
Abb. 5.2: Tiefenkarte des Étang U (Zustand 2005, Sommerregime) mit Angabe der grössten Wassertiefen.	63
Abb. 5.3: Übersicht über die Eisbedeckung des Quellsees in den Wintern 2003 bis 2006.	64
Abb. 5.4: Tagesmittel der Wassertemperatur im Quellsee in 10 und 130 cm Tiefe (QST21).....	65
Abb. 5.5: Monatsmittel der Wassertemperatur im Quellsee (QST21).	66
Abb. 5.6: Übersicht über die Secchi-Sichttiefe in den Jahren 2003 bis 2005 im Quellsee (QSS21).	67
Abb. 5.7: Übersicht über die Wassertemperatur von Januar 2003 bis Dezember 2005.	68
Abb. 5.8: Übersicht über die spezifische elektrische Leitfähigkeit von Januar 2003 bis Dezember 2005.	69
Abb. 5.9: Übersicht über den pH-Wert von Januar 2003 bis Dezember 2005.	70
Abb. 5.10: Übersicht über die Sauerstoffsättigung und den Sauerstoffgehalt von Januar 2003 bis Dezember 2005.	71
Abb. 5.11: Übersicht über die Trübung von Januar 2003 bis Dezember 2005.	72
Abb. 5.12: Übersicht über den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) von Januar 2003 bis Dezember 2005.	73
Abb. 5.13: Übersicht über die UV-Extinktion (SAK 254) von Januar 2003 bis Dezember 2005... 73	73
Abb. 5.14: Übersicht über die Nitrat-N-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005.....	74
Abb. 5.15: Übersicht über die Ammonium-N-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005.	75
Abb. 5.16: Übersicht über die Orthophosphat-P-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005.	76
Abb. 5.17: Übersicht über den Sulfatgehalt von Januar 2003 bis Dezember 2005.	77
Abb. 5.18: Übersicht über den Chloridgehalt von Januar 2003 bis Dezember 2005.	77
Abb. 5.19: Übersicht über die Koloniebildenden Einheiten von E.coli während der Passage durch den Quellsee und den Étang U.	78
Abb. 5.20: Übersicht über die Koloniebildenden Einheiten der totalen koliformen Keime während der Passage durch den Quellsee und den Étang U.	78
Abb. 5.21: Übersicht über die Extinktion bei 662 nm von Januar 2004 bis Dezember 2005.....	79
Abb. 5.22: Übersicht über den Gehalt an Chlorophyll-a von Januar 2004 bis Dezember 2005.....	80
Abb. 5.23: Idealjahresgang der Wassertemperatur im Quellsee (QSP21) in Abhängigkeit der Tiefe.....	82
Abb. 5.24: Idealjahresgang der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	83

Abb. 5.25: Idealjahresgang des pH-Wertes im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	83
Abb. 5.26: Idealjahresgang der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	84
Abb. 5.27: Idealjahresgang der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	84
Abb. 5.28: Am 8. Juli 2003 im Quellsee bei QSP14 gemessene Tiefenprofile von a) Wassertemperatur, b) Sauerstoffsättigung, c) spezifischer elektrischer Leitfähigkeit und d) pH-Wert.	85
Abb. 5.29: Tagesverlauf der Wassertemperatur im Quellsee am 12. Juni 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	86
Abb. 5.30: Tagesverlauf der Sauerstoffkonzentration im Quellsee am 12. Juni 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	86
Abb. 5.31: Tagesverlauf der Wassertemperatur im vollständig eisbedeckten Quellsee am 18. Dezember 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	87
Abb. 5.32: Tagesverlauf der Sauerstoffsättigung im vollständig eisbedeckten Quellsee am 18. Dezember 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe.	87
Abb. 5.33: Tagesamplituden der Wassertemperatur im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe.	88
Abb. 5.34: Tagesamplituden der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe.	88
Abb. 5.35: Tagesamplituden des pH-Wertes im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe.	89
Abb. 5.36: Tagesamplituden der Sauerstoffsättigung im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe.	89
Abb. 5.37: Tagesamplituden der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe.	90
Abb. 5.38: Ausgewählte Tagesganglinien der Wassertemperatur, der Sauerstoffkonzentration und der Sauerstoffsättigung in 5 und 170 cm Tiefe in den Monaten Oktober (2003), Januar (2004), April (2004) und Juli (2004) im Quellsee (QSI14).	91
Abb. 5.39: Ausgewählte Tagesganglinien des pH-Wertes und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit in 5 und 170 cm Tiefe in den Monaten Oktober (2003), Januar (2004), April (2004) und Juli (2004) im Quellsee (QSI14).	91
Abb. 5.40: Ausgewählte Tagesganglinien der Wassertemperatur, der Sauerstoffkonzentration und der Sauerstoffsättigung in 5 cm Tiefe in den Monaten Juli (2005) und November (2005) im Étang U (EUI13).	92
Abb. 5.41: Ausgewählte Tagesganglinien des pH-Wertes und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit in 5 cm Tiefe in den Monaten Juli (2005) und November (2005) im Étang U (EUI13).	92
Abb. 5.42: Übersicht über die pH-Werte in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	93
Abb. 5.43: Übersicht über die Feuchtigkeitsgehalte in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	94

Abb. 5.44: Übersicht über die Gehalte an Calcium in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	95
Abb. 5.45: Übersicht über die Gehalte an Magnesium in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	95
Abb. 5.46: Übersicht über die Gehalte an Kalium in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	96
Abb. 5.47: Übersicht über die Gehalte an Gesamt-Orthophosphat-P in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	96
Abb. 5.48: Übersicht über die Gehalte an bioverfügbarem Phosphor in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	97
Abb. 5.49: Übersicht über die Gehalte an Blei in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	98
Abb. 5.50: Übersicht über die Gehalte an Kupfer in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	98
Abb. 5.51: Übersicht über die Gehalte an Zink in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	99
Abb. 5.52: Übersicht über die C:N-Verhältnisse in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	100
Abb. 5.53: Übersicht über die Anteile des anorganischen Kohlenstoffs in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	100
Abb. 5.54: Übersicht über die Anteile des organischen Kohlenstoffs in den Sedimenten von Quellsee und Étang U.	101
Abb. 5.55: Übersicht über die Korngrößenverteilung in den Sedimentschichten von Quellsee und Étang U.	102
Abb. 5.56: Übersicht über den ersten Rücklösungsversuch mit Sedimenten von Quellsee und Étang U.	103
Abb. 5.57: Übersicht über den zweiten Rücklösungsversuch mit Sedimenten vom Quellsee.	103
Abb. 5.58: Übersicht über die Landschafts- und Uferstrukturen im Park „Im Grünen“.	105
Abb. 5.59: Detailkarte der Riedvegetation im Park „Im Grünen“.	106
Abb. 5.60: Detailkarte der Uferstrukturen der Gewässer im Park „Im Grünen“.	107
Abb. 5.61: Übersicht über die Vegetation der Uferbereiche des Quellsees sowie deren Zugänglichkeit für Besucher.	108
Abb. 5.62: Übersicht über die Ufer- und Gerinnestrukturen des Teichbächleins.	109
Abb. 5.63: Das Fleischfarbene Knabenkraut tritt am Ufer des Quellsees an verschiedenen Standorten auf.	113
Abb. 5.64: Der Teichrohrsänger ist am Quellsee zwar oft zu hören, aber nicht immer leicht zu entdecken.	115
Abb. 5.65: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 29. September 2004.	118
Abb. 5.66: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 13. Mai 2005.	118
Abb. 5.67: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 13. Mai 2005.	119
Abb. 5.68: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 7. Oktober 2005 beim Quellsee.	119
Abb. 5.69: Einordnung der aus den flächenhaften Passantenzählungen gewonnenen Daten für die Wegstrecke auf der Insel im Quellsee in die Tageszählung vom 7. Oktober 2005.	120

Abb. 6.1: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der gemittelten monatlichen Schöpfproben (2003 bis 2005) der Nitrat-N-, Ammonium-N-, Orthophosphat-P- und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Quellsee.	123
Abb. 6.2: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben (2005) der Nitrat-N-, Ammonium-N-, Orthophosphat-P- und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Étang U.	123
Abb. 6.3: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der gemittelten monatlichen Schöpfproben (2003 bis 2005) der Koloniebildenden Einheiten von E.coli und der totalen koliformen Keime, der Trübung, der Sauerstoffsättigung sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit während der Passage durch den Quellsee.	126
Abb. 6.4: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben (2005) der Koloniebildenden Einheiten von E.coli und der totalen koliformen Keime, der Trübung, der Sauerstoffsättigung sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit während der Passage durch den Étang U.	126
Abb. 6.5: Reaktionsmuster von a) Quellsee und b) Étang U.	128
Abb. 6.6: Das Gewässersystem der Brüglinger Ebene kann vereinfacht als Black box oder als Grey box mit den beiden Stufen Pflanzenklärgelände und Quellsee betrachtet werden.	129
Abb. 6.7: Besiedlungsbestimmende Strukturmerkmale des Röhrichts einschliesslich einiger charakteristischer Tierarten.	145
Abb. 6.8: Die Resultate der Untersuchungen erlauben für den Quellsee in der Brüglinger Ebene die Beantwortung der zu Beginn gestellten Forschungsfragen.	149
Abb. 6.9: Der Quellsee ist zweifellos ein Publikumsmagnet im Park „Im Grünen“.	152
Abb. 7.1: Übersicht über die erweiterte Gewässerlandschaft des Parks „Im Grünen“ in der südlichen Brüglinger Ebene.	159

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Der ständige Wandel einer Flussauenlandschaft wird in der geschätzten Zeitdauer für das Entstehen und Bestehen der unterschiedlichen Ökotypen deutlich.....	14
Tab. 2.2: Die anthropogene Nutzung und die damit einhergehenden Veränderungen von Flüssen und Flussauenlandschaften beeinflusste im Laufe der Zeit in zunehmendem Masse die Ökosysteme und ihre Funktionen und Strukturen.....	18
Tab. 4.1: Chronologische Übersicht über die Messungen (Analysen des Wassers und der Sedimente) in der Brüglinger Ebene (Quellsee) und in der Petite Camargue Alsacienne (Étang U) in den Jahren 2003 bis 2005.....	45
Tab. 4.2: Zusammenstellung der eingesetzten Feldmessgeräte.....	50
Tab. 4.3: Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte für die Analyse des Oberflächenwassers.....	51
Tab. 4.4: Ansetzbedingungen für die bakteriologische Kolonieentwicklung.....	51
Tab. 4.5: Übersicht über die eingesetzten Sensoren der Multiparametersonde YSI 6600.....	53
Tab. 4.6: Übersicht über die Gesamtlänge und die schichtweise Aufteilung der Sedimentkerne für die chemische Analyse.....	56
Tab. 4.7: Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte für die chemische Analyse des Sediments.....	56
Tab. 4.8: Übersicht über die Gesamtlänge und die schichtweise Aufteilung der Sedimentkerne für die Korngrößenanalyse.....	57
Tab. 4.9: Übersicht über die Arbeitsabläufe und die Behandlung der Versuchsreaktoren in den vier Ansätzen des Rücklösungsversuches.....	58
Tab. 5.1: Wasserfläche, Tiefe, Seevolumen und Sedimentvolumen von Quellsee (Zustände 2004 und 1979) und Étang U (Zustand 2005, Sommer- und Winterregime).....	61
Tab. 5.2: Sedimentmächtigkeit in den vier tiefen Becken des Quellsees.....	61
Tab. 5.3: Mittlerer Zufluss und theoretische Wasseraufenthaltszeit von Quellsee (Mittel 2003-2005) und Étang U (2005).....	63
Tab. 5.4: In den Jahren 2003 bis 2005 im Quellsee gemessene Extremwerte der Wassertemperatur in der Tiefe von 10 cm und 130 cm.....	66
Tab. 5.5: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben im Quellsee.....	80
Tab. 5.6: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben bei QS11 _{0/160}	81
Tab. 5.7: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben bei QS14 _{0/170}	81
Tab. 5.8: Unterschiedliche Keimzahlentwicklung im Oberflächen- und Tiefenwasser des Quellsees im Juli 2005.....	82
Tab. 5.9: Übersicht über die Länge der Uferlinie des Quellsees.....	109
Tab. 5.10: Die Tabelle gibt eine Übersicht über das in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor vorgefundene Futterangebot für Vögel und Fische im Park „Im Grünen“.....	112
Tab. 5.11: Übersicht über die Vogelarten, welche in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor im Park „Im Grünen“ beobachtet werden konnten.....	114

Tab. 5.12: Übersicht über die Tierarten (ohne Vögel), welche in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor am und im Quellsee beobachtet werden konnten.	116
Tab. 6.1: Jahresmittel, Mittel während der Winterruhe (Dezember bis März) und Mittel während der Vegetationsperiode (April bis November) der prozentualen monatlichen Veränderungen während der Passage durch den Quellsee und den Étang U.	127
Tab. 6.2: Nitrat-N-, Ammonium-N- und Orthophosphat-P-Frachten, die mit dem Birswasser und dem Grundwasser in den Quellsee bzw. mit dem Rheinwasser in den Étang U eingeleitet werden.	132
Tab. 6.3: Wahrscheinlichkeitsverteilung der trophischen Lage des Quellsees in Abhängigkeit der Secchi-Sichttiefe und dem Gehalt an Chlorophyll-a.	133
Tab. 6.4: Trophischer Status von Seen.	133
Tab. 6.5: Wahrscheinlichkeitsverteilung der trophischen Lage des Étang U in Abhängigkeit des Gehalts an Chlorophyll-a.	135
Tab. 6.6: Mittlere Schwermetallbelastungen in den Oberflächensedimenten von Aasee, Bodensee und Zürichsee sowie in Sedimentkernen verschiedener Stauseen unterhalb urbaner Zentren in der Schweiz im Vergleich mit den mittleren Schwermetallbelastungen in den Sedimentkernen von Quellsee und Étang U.	137
Tab. 6.7: Tägliche Rücklösungsraten von Orthophosphat-P in $\mu\text{g P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ im ersten Rücklösungsversuch.	141
Tab. 6.8: Tägliche Rücklösungsraten von Orthophosphat-P in $\text{mg P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ im zweiten Rücklösungsversuch.	141

Abkürzungsverzeichnis

AS	St. Alban-See (BE)
BAP	Bio-available Phosphorus = bioverfügbarer Phosphor ($P_2O_5\text{-P}$)
BE	Brüglinger Ebene
CH	Rigole (PCA), Zuleitung zum Étang U
Chl _a	Chlorophyll-a
CMS	Christoph Merian Stiftung
DOC	Dissolved organic Carbon = gelöster organischer Kohlenstoff (Fraktion < 0.45 μm)
<i>E.coli</i>	Escherichia coli
EU	Étang U (PCA)
GschG	Gewässerschutzgesetz
GW	Grundwasser (BE), Zuleitung zum Quellsee
IWB	Industrielle Werke Basel
K	Kelvin (Temperaturdifferenzen werden in Kelvin angegeben)
KBE	Koloniebildende Einheiten
LE	Lange Erlen (Wieseebene zwischen Lörrach und Basel)
MA	Mittelalter
MGU	Programm Mensch Gesellschaft Umwelt der Universität Basel
PCA	Petite Camargue Alsacienne (Frankreich)
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PG	Pflanzenklärgelände (BE), Zuleitung zum Quellsee
QS	Quellsee (BE)
SAK 254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm
SF	Étang Waldaue mit Mare des Tritons (PCA)
SLMB	Schweizerisches Lebensmittelbuch
SRP	Soluble reactive Phosphorus = gelöster reaktiver Phosphor ($PO_4\text{-P}$)
TB	Teichbächlein (BE)
VBBo	Verordnung über Belastungen des Bodens
VSG	Verband Schweizerischer Gärtnermeister

Umrechnungsfaktoren

$NO_3\text{-N}$ [mg N/L] = NO_3 [mg/L] : 4.4266

$NH_4\text{-N}$ [mg N/L] = NH_4 [mg/L] : 1.2878

$PO_4\text{-P}$ [mg P/L] = PO_4 [mg/L] : 3.0661

$P_2O_5\text{-P}$ [mg P/L] = P_2O_5 [mg/L] : 2.2915

1 Einführung

Die Forschungsarbeit der vorliegenden Dissertation wurde im Rahmen des Projektes „Revitalisierung urbaner Flusslandschaften“ – finanziert vom Programm MGU (Mensch Gesellschaft Umwelt) der Universität Basel – in den Jahren 2003 bis 2006 durchgeführt. In diesem ersten Abschnitt folgen daher kurz Zielsetzungen und Leitfragen des MGU-Projektes, anschliessend die Fragestellungen und Hypothesen der eigentlichen Untersuchung.

1.1 MGU-Projekte

Problemstellungen im Beziehungsgeflecht Mensch, Gesellschaft und Umwelt zeichnen sich dadurch aus, dass sie die Grenzen rein disziplinärer Fragenhorizonte und die Grenzen von Hochschule und Wissenschaft überschreiten. In diesem Sinne komplexe Problemstellungen sind entsprechend nur durch solche Forschung zu bearbeiten, die in ihrem methodischen Ansatz disziplinenübergreifend (interdisziplinär) und in ihrem Anwendungsbezug wissenschaftsübergreifend (transdisziplinär) angelegt ist (vgl. dazu LESER 2002). Von 1994 bis 2005 finanzierte das Programm MGU (früher Stiftung Mensch-Gesellschaft-Umwelt) der Universität Basel Forschungsprojekte, die sich der Analyse von Aspekten im Beziehungsgeflecht von Mensch, Gesellschaft und Umwelt widmeten und auf die Kernelemente

- Nachhaltige Entwicklung,
- Anwendungsbezug und
- Inter- und Transdisziplinarität ausgerichtet waren.

Die Kombination dieser Elemente, verbunden mit der erwünschten regionalen Verankerung der Forschenden und der Projekte, bildeten das Spezifische der Projekte des MGU-Forschungsprogrammes (BURGER & JENNI 2002).

1.1.1 Vorgeschichte: MGU F2.00

In den Jahren 2000 bis 2002 wurde das MGU-Projekt F2.00 „Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen)“ durchgeführt, dessen Hintergrund die Entkopplung von Fluss und Aue in urbanen Flusslandschaften darstellte (WÜTHRICH et al. 2003). In diesem Forschungsprojekt wurde in enger Zusammenarbeit mit Vertretern verschiedener Behörden und den Industriellen Werken Basel (IWB) untersucht, ob Revitalisierungen von ehemaligen Auenlandschaften im städtischen Bereich längerfristig zu ökonomischen, ökologischen und sozialen Nutzen führen und inwiefern diese Revitalisierungen bestehende Nutzungen (z.B. Trinkwassergewinnung) gefährden oder ausschliessen. Dazu wurde in eine bestehende Versickerungsfläche der IWB Wasser der Wiese eingeleitet, das in einer

mosaikartig strukturierten Niederwald-Schilf-Landschaft durch verschiedene Selbstreinigungseffekte vor dem Versickern von Partikeln und Wasserinhaltsstoffen befreit wurde. Gleichzeitig wurden die gesellschaftlichen Auswirkungen der Revitalisierungsmassnahmen sowohl bei den Akteuren wie auch bei der Bevölkerung erfragt.

Resultate dieses Projektes sind ausser im Schlussbericht (WÜTHRICH et al. 2003) in verschiedenen Artikeln (z.B. HUGGENBERGER 2001; KOHL 2001; WÜTHRICH et al. 2001; GERBER & KOHL 2002; KOHL et al. 2002; STUCKI et al. 2002; WÜTHRICH & GEISSBÜHLER 2002; ZECHNER et al. 2002; GURTNER-ZIMMERMANN & KNALL 2004), in Dissertationen (KNALL 2006; GEISSBÜHLER 2007) und in Diplomarbeiten (WARKEN 2001; NIEDERHAUSER 2002; STUCKI 2002; GERBER 2003) veröffentlicht worden.

1.1.2 MGU F1.03: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften

Zur Vertiefung der Prozesskenntnisse in den Bereichen der oberflächlichen Reinigung, der Schwebstoffe, des Grundwassers, sowie der Wahrnehmung und Akzeptanz seitens der Nutzer und Betroffenen wurden im Projekt MGU F1.03 (Laufzeit 2003 bis 2005) die im Vorprojekt (MGU F2.00) gewonnenen Erfahrungen (Reinigung von Oberflächenwasser in einem naturnahen Feuchtgebiet, das als Versickerungsfläche und Naherholungsgebiet dient) eingesetzt. Das Untersuchungsgebiet wurde dabei von der Wiesebene (Lange Erlen) auf die Brüglinger Ebene und im dritten Jahr auf die Petite Camargue Alsicienne (F) ausgedehnt (vgl. Abb. 1.1). Es wurde nach einem Modus gesucht, wie urbane Flusslandschaften zu gestalten sind, damit – trotz hohem Nutzungsdruck und ohne aktuelle Nutzungen auszuschliessen – eine nachhaltige, vielfältige und naturnahe Nutzung realisiert werden kann. Dabei standen folgende Leitfragen im Vordergrund:

- Wie lassen sich urbane Flusslandschaften optimal in Wert setzen? Die Rahmenbedingungen dabei sind, dass in den für Freizeitnutzung und Trinkwassergewinnung genutzten Gebieten gleichzeitig wertvolle Flussauen-Lebensräume mit hoher Artenvielfalt und intakter Selbstreinigungsleistung entstehen.
- Wie werden Fliessgewässer-Revitalisierungen in dicht bebauten Gebieten von den Anwohnern und Nutzern wahr- und aufgenommen?
- Welche Konsequenzen ergeben sich daraus für künftige Projekte in urbanen Flusslandschaften?

Es wurden somit konkrete Lösungen für ein modernes Flusslandschaftsmanagement gesucht, welches das Selbstreinigungspotenzial der Landschaft optimal nutzt, bei gleichzeitiger Erhaltung bzw. Schaffung von Naturraum (Rückzugsgebiete) für gefährdete Auenarten und Erholungsraum für eine städtische Bevölkerung. Unter „modernem Flusslandschaftsmanagement“ ist dabei der nachhaltige Umgang mit der Landschaft bezüglich deren ökologischen (v.a. Strukturvielfalt, Gewässerqualität, Dynamik), ökonomischen (v.a. Kosten, Reversibilität, Flexibilität) und gesellschaftlichen Anforderungen (v.a. Erholungsraum, Trinkwassernachlieferung) zu verstehen.

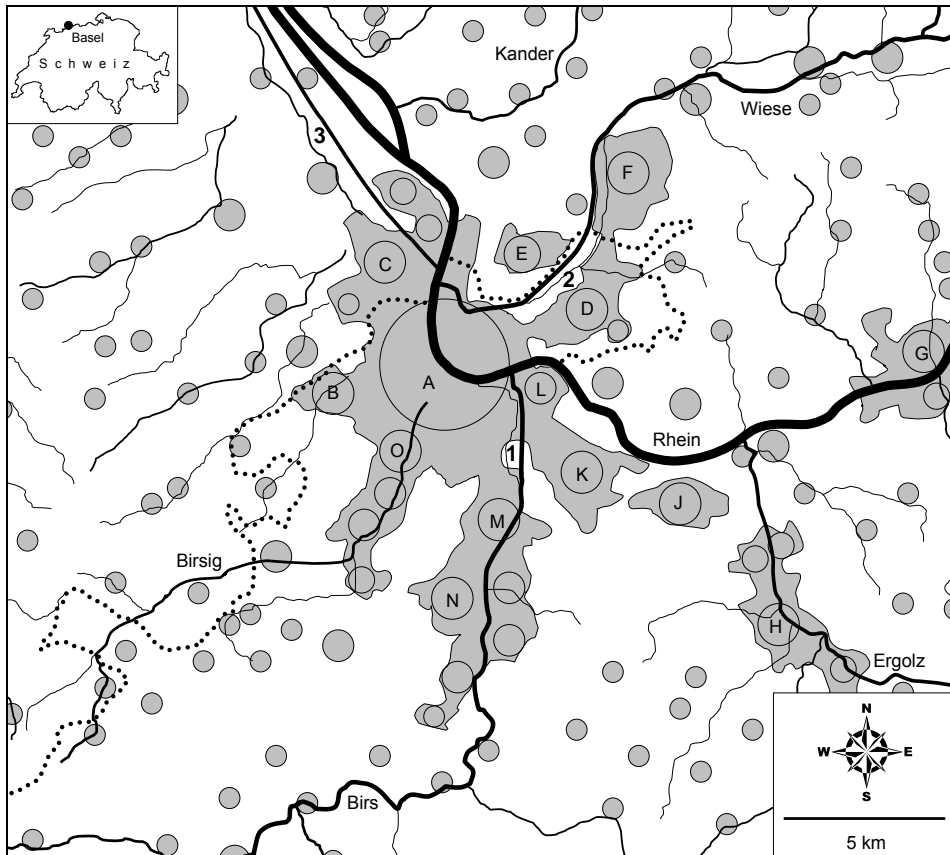


Abb. 1.1: Übersicht über die wichtigsten Fliessgewässer und die Siedlungsflächen (Kreisflächen stellen Siedlungskerne der Gemeinden dar) der Trinationalen Agglomeration Basel. Sie wird von Rhein, Wiese, Birs, Birsig und Ergolz – welche die zentralen Organisationsräume definieren – raumwirksam geprägt. Auffallend sind die beiden nicht von Siedlungsfläche beanspruchten (stadtnahen) Flussebenen der Birs (1) und der Wiese (2): Während die Wieseebene Schutz vor Überbauung v.a. aufgrund der Trinkwassergewinnung geniesst (vgl. RÜETSCHI 2004), ist dies bei der Brüglinger Ebene auf die historisch bedingten Besitzverhältnisse des Bodens zurückzuführen (vgl. CMS 1994; ANNAHEIM 1961; HERRMANN 2004). (Orig. O. Stucki)

1 = Brüglinger Ebene, 2 = Wieseebene (Lange Erlen), 3 = Petite Camargue Alsacienne (F), A = Basel, B = Allschwil, C = St-Louis (F), D = Riehen, E = Weil am Rhein (D), F = Lössrach (D), G = Rheinfelden (D), H = Liestal, J = Pratteln, K = Muttenz, L = Birsfelden, M = Münchenstein, N = Reinach, O = Binningen

Resultate dieses Projektes sind ausser in der vorliegenden Arbeit und im Schlussbericht (WÜTHRICH et al. 2006) in verschiedenen Artikeln (z.B. REGLI et al. 2003; FREIBERGER 2004; GEISSBÜHLER et al. 2004; HUGGENBERGER et al. 2004; REGLI et al. 2004a; REGLI et al. 2004b; STUCKI 2004; GEISSBÜHLER et al. 2005; STUCKI et al. 2006), in der Dissertation von GEISSBÜHLER (2007) und in den Diplomarbeiten von MAURER (2003), VÖGTLI (2003) und HERRMANN (2004) veröffentlicht worden.

1.2 Fragestellungen und Hypothesen

1.2.1 Ausgangslage

Ende des 20. Jahrhunderts resultierte aus Forderungen der Fachwelt eine zunehmende Abkehr vom technischen Umgang mit der Flusslandschaft (vgl. ZAUGG STERN & HOSTMANN 2006). Die Einsicht trat ein, Gewässer ganzheitlich zu betrachten und integral zu schützen (z.B. Revision des Gewässerschutzgesetzes GschG vom 24. Januar 1991). Aufgrund verschiedener Ereignisse (z.B. Brandfall von Schweizerhalle 1986) erfolgte eine Sensibilisierung der Bevölkerung für Flüsse und deren Fauna und Flora, gleichzeitig lösten sie Untersuchungen aus, die den Wissensstand über die Flussökosysteme entscheidend verbesserten (WEIDMANN & MEDER 1994; KÜRY et al. 2000).

Heute muss eine nachhaltige Gewässerpolitik – gemäss dem „Leitbild Fliessgewässer Schweiz“ (BUWAL & BWG 2003) – gewährleisten, dass Fliessgewässer einen ausreichenden Gewässerraum, eine ausreichende Wasserführung und eine ausreichende Wasserqualität aufweisen. Nur so kann langfristig die Erhaltung bzw. die Wiederherstellung natürlicher bzw. naturnaher Gewässer mitsamt ihren vielfältigen Funktionen (z.B. Hochwasserschutz, Artenschutz) sichergestellt werden (vgl. dazu z.B. BINDER 1995; BWG 2001; BWG 2002; BERNHART 2003; WEIGER & MARGRAF 2003; PATT et al. 2004; BUWAL 2004; JÜRGING & PATT 2005; LAMERS et al. 2006).

Urbane Räume sind durch eine enorme anthropogene Nutzungsdichte geprägt. Demzufolge sind Flüsse und Auenlandschaften, die solche Räume queren, konsequent den menschlichen Aktivitäten unterworfen und entsprechend angepasst (vgl. Abb. 1.2 und Kap. 2.2; SCHUHMACHER & THIESMEIER 1991). Die seit Ende des 20. Jahrhunderts durchgeführten, auf eine naturnahe Gestaltung mit kontrollierter Dynamik hinzielenden Revitalisierungsprojekte zeigten, dass in urbanen Räumen bezüglich Flusslandschaften erhebliche Zielkonflikte bestehen (vgl. auch WÜTHRICH et al. 2003): Zum Beispiel zwischen den Bedürfnissen des Naturschutzes und einer intensiven Erholungsnutzung, zwischen dem Streben nach verbesserter horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit (Konnektivität) der Landschaft und den Ansprüchen des Grundwasserschutzes oder zwischen den Bedürfnissen einer mobilen Gesellschaft (Verkehr) und der berechtigten Forderung nach der Sicherung vorhandener Restflächen von Auen (GEISSBÜHLER et al. 2005, 18).

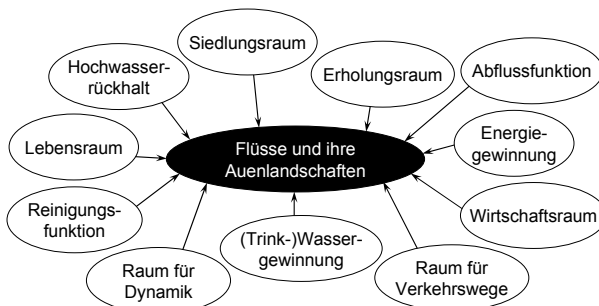


Abb. 1.2: Flüsse und ihre Auenlandschaften wurden der anthropogenen Nutzung konsequent angepasst und weisen entsprechende Nutzungsansprüche und (natürliche) Aufgaben auf. (Orig. O. Stucki & U. Geissbühler)

Obwohl im Sinne der Nachhaltigkeit die Wiederherstellung dynamischer Auen vorzuziehen ist, wird dies in urbanen Gebieten aufgrund des Raumbedarfs in vielen Fällen nicht (mehr) möglich sein (vgl. z.B. KLEINER & SEIPPEL 2006). Mit reversiblen baulichen Massnahmen kann Wasser in Verbindung mit Elementen naturnaher Auenlandschaften trotzdem gestalterisch in ehemaligen Überschwemmungsebenen eingesetzt werden, bei gleichzeitiger Aufwertung der Erholungsfunktion für die Stadtbevölkerung (vgl. KAMPE 1991; EICK 1991; CAMPBELL & OGDEN 1999; DREISEITL et al. 2001; RRC 2002). Unter bestimmten Rahmenbedingungen kann auch eine kontrollierte fluviale Dynamik zugelassen werden, wodurch die Reaktivierung auentypischer Prozessketten möglich wird (vgl. WÜTHRICH et al. 2006). Werden die verschiedenen Elemente von Auenlandschaften (Röhrichte, Überschwemmungsflächen, Kleingewässer, revitalisierte Bäche) „richtig“ kombiniert und die Gebiete reich und kleinräumig strukturiert, so können solche Gewässer auch Funktionen im Stoffhaushalt übernehmen und als Ersatzlebensräume für Arten der Auen fungieren. Konkret ist z.B. denkbar, dass Oberflächenwasser nach dem Durchlaufen einer naturnahen Röhrichtzone für die Revitalisierung von städtischen bzw. stadtnahen Wassergräben, Feuchtflächen und Weihern sowie gleichzeitig für die Grundwasseranreicherung verwendet werden kann. Eine solche naturnahe Grundwasseranreicherung wäre erstens gegenüber einer rein technischen Lösung in der Regel kostengünstiger und würde zweitens jene Freiflächen auf eine attraktive Art gliedern, welche unter hohem Nutzungsdruck der Stadtbevölkerung stehen (vgl. KOHL 2001). Drittens besteht dadurch die Möglichkeit, naturnahe Bereiche zu gewinnen, die in eine nachhaltige Stadtentwicklung integriert werden könnten (GEISSBÜHLER et al. 2005, 18).

Die vorliegende Dissertation fokussierte innerhalb des MGU-Projektes mit weitergehenden Fragestellungen auf die Strukturen und Funktionen stehender (urbaner) Kleingewässer, welche in diesem Fall weniger Einzelobjekte (z.B. Parkteich ausserhalb einer Flussebene), sondern vielmehr Teil eines Gewässersystems bzw. einer (ehemaligen) Auenlandschaft darstellen (im Sinne von „Auensee“) und somit entsprechende Interaktionen im Raum aufweisen: Funktionen und Prozesse im Geo- und Biosystem ebenso wie im Anthroposystem.

1.2.2 Fragestellungen

Das Untersuchungsgebiet des MGU-Projektes (vgl. Kap. 1.1.2) weist stehende und flache Gewässer sowohl in der Brüglinger Ebene (u.a. Quellsee) wie auch in der Petite Camargue Alsacienne (u.a. Étang U) auf. Im erstgenannten Gebiet ist ein in der ehemaligen Flussebene anthropogen erschaffenes, höchstens im weiteren Sinne auenähnliches Gewässersystem, im zweitgenannten ein anthropogen z.T. stark modifiziertes, aber ursprüngliches Gewässersystem einer Auenlandschaft vorzufinden (vgl. Kap. 3). Die Untersuchungen galten hauptsächlich den beiden genannten Stehgewässern und sollten zeigen, dass

- einerseits auch ein anthropogen erschaffenes Kleingewässer in einem urbanen und stark genutzten Umfeld seine stoffhaushaltlichen Aufgaben (wie auch Aufgaben als Lebensraum) erfüllen kann und somit Teil des gesamten Wassersystems ist und
- andererseits kleine Stehgewässer als natürliche Elemente der Auen („Auenseen“) einen wesentlichen Beitrag im Stoffsystem leisten und somit ihre (natürliche) Bildung wieder vermehrt gefördert werden soll, indem Fließgewässer genügend dynamische Auenflächen zur Verfügung stehen.

Die Untersuchungen in der Brüglinger Ebene (Quellsee) und in der Petite Camargue Alsacienne (Étang U) gliederten sich konkret in folgende Themenbereiche:

- Stoffhaushaltliche Funktionen im Gewässersystem (optimale Nutzung des Selbstreinigungspotenzials der Landschaft),
- Limnoökologische Charakterisierung der Gewässer (Wasserbilanz, Wasserinhaltsstoffe, jahres- und tageszeitliche Dynamik),
- Untersuchung der Gewässersedimente (Inhaltsstoffe),
- Funktionen und Strukturen als Lebensraum für auenspezifische Arten, insbesondere auch in Verbindung mit der nahen und weiteren Umgebung (Erhaltung bzw. Schaffung von Naturraum),
- Funktionen und Strukturen für die Bedürfnisse einer städtischen Bevölkerung (Erhaltung bzw. Schaffung von Erholungsraum).

Da die Untersuchungen in der Petite Camargue Alsacienne erst im dritten Projektjahr begannen und an diesem Ort u.a. von der Universität Basel bereits viel Forschungsarbeit geleistet wurde (vgl. Kap. 3.2.1.3), beschränkte sich die Fragestellung dort bewusst auf den Stoffhaushalt, während in der Brüglinger Ebene alle Themenbereiche bearbeitet wurden. Ebenso erfolgte die konzeptionelle Entwicklung der Dissertation anhand der Brüglinger Ebene (vgl. Abb. 1.3 & 1.4). Sie kann jedoch in ähnlicher Weise für die Petite Camargue Alsacienne übernommen werden.

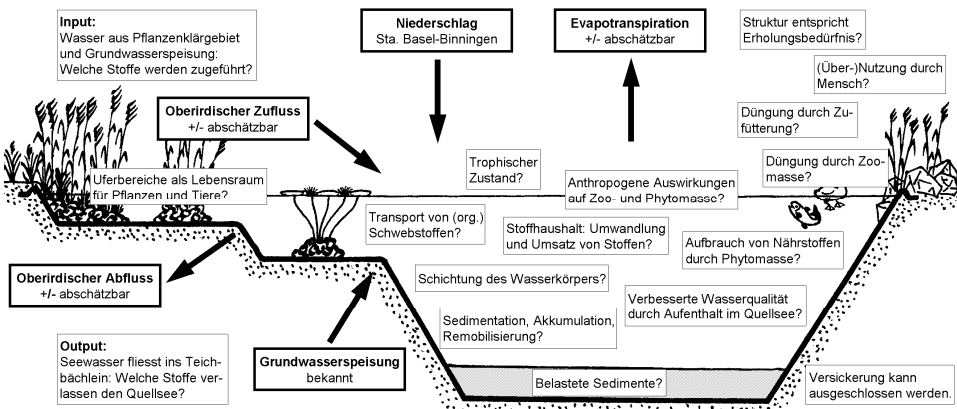


Abb. 1.3: Fragenkatalog zum Quellsee in der Brüglinger Ebene. Pfeile und fett umrandete Kästchen betreffen den Wasserhaushalt. In ähnlicher Weise können die Fragestellungen auch für den Étang U in der Petite Camargue Alsacienne übernommen werden. (Orig. O. Stucki)

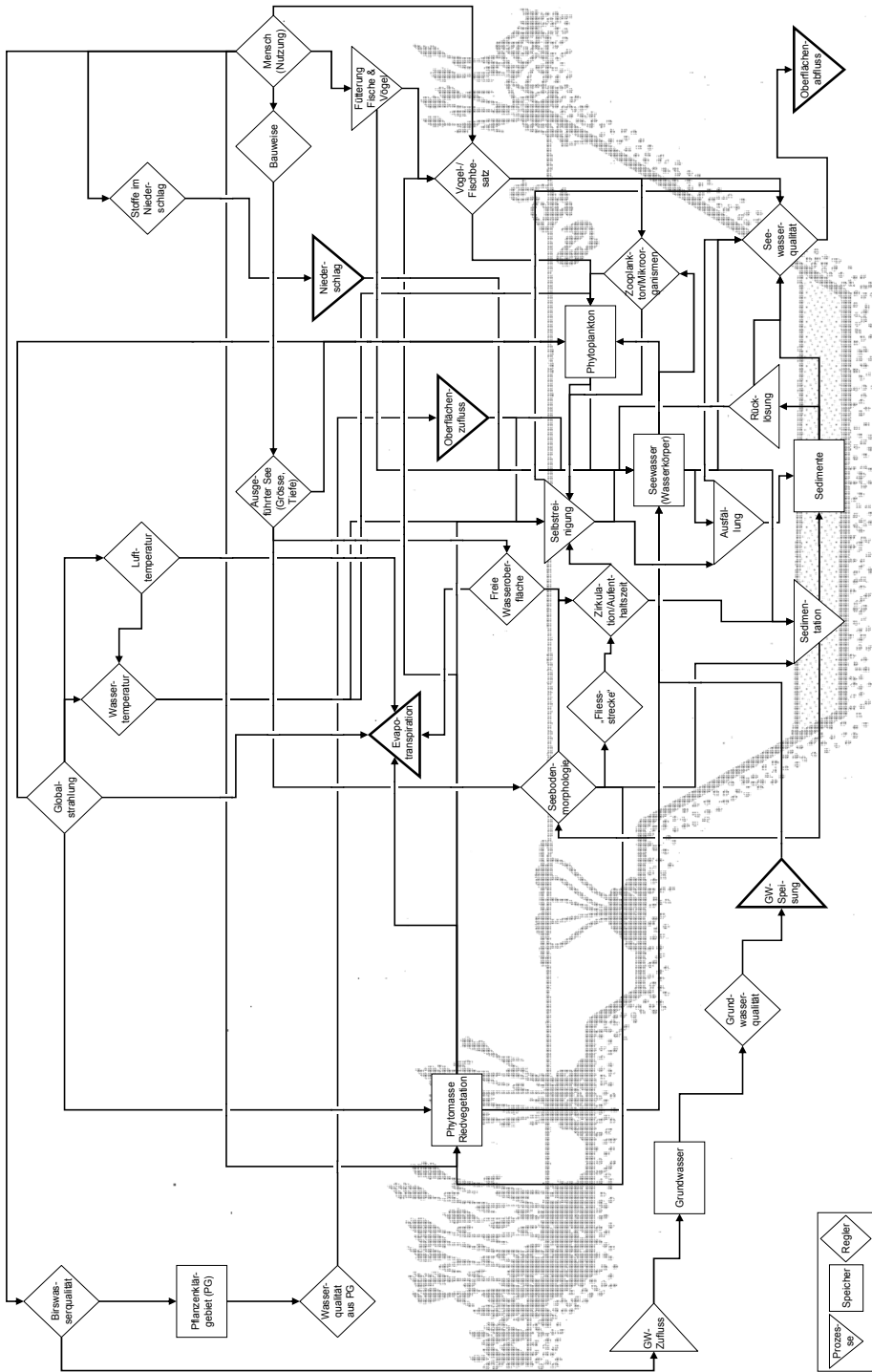
Der in Abb. 1.3 abgebildete Fragenkatalog diente dabei als Grundlage für die Darstellung des Systems der landschaftsökologischen Wirklichkeit in einem Modell – als Wirkungsgefüge von Speichern, Reglern und Prozessen (vgl. LESER 1997, 322ff.). Obwohl die Einzugsgebiete beider Gewässer in die chorische bis regionische Dimension gehören, wurde die Systemabbildung klar auf die topische Dimension beschränkt: Die Untersuchungen erfolgten am Gewässer und in dessen Umgebung (vgl. POTSCHIN 1999), die Wirkung der Einzugsgebietsgrösse wurde auf einen Input-Wert (Wasser mit Inhaltsstoffen) reduziert. Dies ergab ein Modell mit einer „überschaubaren“ Komplexität und dennoch ausreichendem Bezug zur Realität (vgl. MOSIMANN 1997, 262ff.). Dieses Prozess-Korrelations-System stellte schliesslich die Basis für die Untersuchungen dar (Abb. 1.4).

1.2.3 Hypothesen

Aufgrund der Fragestellungen wurden folgende Hypothesen entworfen:

- (1) Das aus Quellsee und Étang U abfliessende Wasser enthält bedeutend weniger Nährstoffe und ist insgesamt in der Wasserqualität besser als das einlaufende Wasser. Das Einpumpen von Grundwasser in den Quellsee (in der heutigen Menge) hat nur einen unwesentlichen Einfluss auf die Wasserqualität.*
- (2) Der Quellsee und der Étang U entsprechen dem Typus eines polymiktischen und eutrophen kleinen Flachsees ohne stabile thermische Schichtung.*
- (3) Trotz mässiger Wasserqualität von Birs und Rhein sind die Sedimente von Quellsee und Étang U nicht übermässig belastet.*
- (4) Es findet im Quellsee und im Étang U eine Rücklösung von Orthophosphat und somit eine interne Düngung statt.*
- (5) Bei künstlich erstellten urbanen Gewässern (Quellsee) bestimmt die Gestaltung der Uferzone die Naturnähe und Qualität der Lebensräume. Die Zugänglichkeit der Ufer für Menschen wertet dieses als Lebensraum bzw. als Rückzugsort für Tiere und Pflanzen ab.*
- (6) Bei gleichzeitiger Funktion als Lebensraum für eine artenreiche Tier- und Pflanzengesellschaft und als städtisches Erholungsgebiet können urbane Stehgewässer (Quellsee, Étang U) als Nährstoff- und Sedimentsenken fungieren.*

Abb. 1.4 (Folgende Seite): Prozess-Korrelations-System des Quellsees in der Brüglinger Ebene. Die gewählte Systemabbildung zeigt im Wesentlichen die vernetzten Wirkungskomplexe des standörtlichen Energie-, Wasser- und Stoffumsatzes und den (für die Untersuchungen) wichtigsten Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Kompartimenten bzw. Systemelementen. Wirkungsbeziehungen gehen in der Abbildung jeweils in Pfeilrichtung. Fett umrandete Kästchen betreffen den Wasserhaushalt (Input, Output). Das Modell kann in ähnlicher Weise auch für den Étang U in der Petite Camargue Alsacienne übernommen werden. (Orig. O. Stucki)



2 Grundlagen

Eine Übersicht über die Ökologie und Beschaffenheit natürlicher und urbaner Gewässer sowie deren landschaftsrelevanten Elemente und Funktionen soll das folgende Kapitel geben. Es bildet die Grundlage für die Diskussion und die Schlussfolgerungen der vorliegenden Arbeit.

2.1 Natürliche Gewässer-Ökosysteme

2.1.1 Stehgewässer

Nach einer Definition von FOREL (1901, 2ff.) wird eine „in einer Vertiefung des Bodens befindliche, mit dem Meer nicht in direkter Kommunikation stehende stagnierende Wassermasse“ als See bezeichnet. Diese Definition ist auf alle Seen anwendbar und umfasst gleichzeitig das Seebecken wie das darin enthaltene Wasser. Die Grössenverhältnisse spielen dabei keine Rolle, d.h. ein jeder Wassertümpel ist im Kleinen ein See und als solches ein Gebiet limnologischer Erscheinungen.

2.1.1.1 *Strukturen eines Sees*

Ein tiefer See gliedert sich in die Lebensräume Benthal (mit Litoral und Profundal) und Pelagial (Abb. 2.1). Eine Strukturierung erfolgt auch durch vertikale Gradienten: Nach den Temperaturverhältnissen und dem Ergebnis der Zirkulation (Zirkulationstyp; vgl. KLAPPER 1992, 42) kann ein See in Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion unterteilt werden, während nach der Lichtverteilung in eine trophogene und eine tropholytische Zone unterschieden wird. Entsprechend den gegebenen Strukturen und dem Stoffhaushalt (Trophiegrad) des Gewässers kann sich eine bestimmte Vergesellschaftung von Pflanzen und Tieren entwickeln, was sich insbesondere auch in der Ufervegetation ausdrückt (vgl. POTT & REMY 2000, 186ff.; BUWAL 1997a).

Da Seen trotz Zu- und Abflüsse ein relativ abgeschlossenes und übersichtliches Ökosystem darzustellen scheinen, lag deren Erforschung schon früh im Interesse der Menschen (vgl. z.B. FOREL 1901; THIENEMANN 1925). Anders als es die Idealvorstellung vom „autarken“ Ökosystem jedoch vermuten lässt, ist ein stehendes Gewässer in die Materie- und Stoffflüsse der engeren und vielfach auch weiteren Umgebung eingebunden (vgl. POTSCHIN 1999). Das Ökosystem See wird in verschiedenen Lehrbüchern behandelt, z.B. in KUMMERT & STUMM (1989), BOHLE (1995), KALBE (1997), JEPPESEN et al. (1998), HELLMANN (1999), KLAPPER (1999), BRÖNMARK & HANSSON (1999), POTT & REMY (2000), DOKULIL et al. (2001), UHLMANN & HORN (2001), WETZEL (2001), CHORUS et al. (2002) und SCHWOERBEL & BRENDENBERGER (2005).

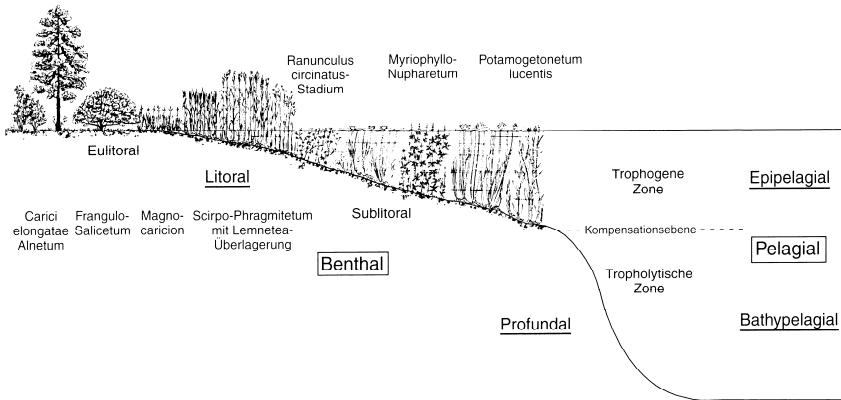


Abb. 2.1: Schematische Abfolge der Gewässervegetation bzw. Zonation eines eutrophen (tiefen) Sees. (Aus POTT & REMY 2000, 77)

Nach POTT & REMY (2000, 25) entstanden bzw. entstehen Stehgewässer in Mitteleuropa aufgrund tektonischer, vulkanogener, erosiver, akkumulativer, phyto-zoogener und anthropogener Prozesse. In Bezug auf Auenlandschaften sind dabei besonders die erosiven (Übertiefung) und akkumulativen (Abdämmung) sowie allenfalls phyto-zoogenen Genesetypen von Bedeutung (vgl. Kap. 2.1.2.3).

Mit dem Zeitpunkt der Bildung eines Sees setzt ein Entwicklungsprozess ein, der innerhalb eines mehr oder minder langen Zeitraumes schliesslich zum Verschwinden des stehenden Gewässers durch Verlandung führt (vgl. IMBODEN 1976, 48). So entwickelt sich ein See im Alter zu einem Weiher und später zu einem Sumpf. Dies ist naturgesetzlich dadurch begründet, dass Seen Stoffsenken sind. Allerdings braucht nicht jeder Weiher eine Entwicklungsstufe eines Sees zu sein, wohl wird jedoch jeder See einmal zu einem Weiher (FOREL 1901; THIENEMANN 1925).

2.1.1.2 Flachsee, Weiher, Teich und Tümpel

Perennierende Seen ohne Gliederung in Litoral und Profundal (d.h. mit Wassertiefen bis etwa 5 m, mittlere Tiefe meist < 3 m) werden allgemein als Flachseen angesprochen (vgl. PADISÁK & REYNOLDS 2003). Diese können in ihrer Flächenausdehnung sehr unterschiedlich sein (< 1 ha bis > 100 km²). Kleingewässer (stehende Gewässer mit Flächen von einigen Quadratmetern bis mehrere Hektaren) in ihrer natürlichen Form werden meist als Weiher, in ihrer anthropogen geprägten Form (Wasserstand meist regulierbar) als Teiche bezeichnet (vgl. z.B. FOREL 1901; THIENEMANN 1925; ROTH et al. 1981, 9; EDI 1982, 49; HUTTER et al. 1993, 28; POTT & REMY 2000, 158). Als Tümpel werden in der Regel klein(st)e, temporäre Stehgewässer bezeichnet. In der Umgangssprache erfolgt allerdings keine so strikt getrennte Anwendung dieser Begriffe.

Flachseen („shallow lakes“) sind mit den tiefen Seen hinsichtlich ihrer Besiedlung und ihres Stoffumsatzes nicht zu vergleichen. Nach KLAPPER (1992, 31ff.), BOHLE (1995,

202) und KALBE (1997, 118ff.) haben sie typische Eigenschaften und charakteristische Prozesse (vgl. auch POTT & REMY 2000, 165):

- Ihr gesamter Wasserkörper entspricht einem mehr oder weniger grossen Teil des Epilimnions tiefer Seen, einschliesslich der produktionsoptimalen oberflächennahen Wasserschicht.
- Es gibt eine rasche Erwärmung im Frühjahr und Sommer und eine ebenso schnelle Abkühlung im Herbst und Winter.
- Ausgeprägte Tag-Nacht-Gänge der Wassertemperatur werden durch entsprechende Amplituden der Lufttemperatur induziert.
- Licht kann im Allgemeinen bis zum Grund vordringen – vorausgesetzt, es findet in der Wassersäule keine zu starke Absorption durch planktische Algen statt. Dies ermöglicht eine Pflanzenentwicklung über den ganzen Gewässerboden.
- Windexponierte Flachgewässer werden durch den Wind total umgewälzt (polymiktischer See).
- Aufgrund der windverursachten Umwälzung kann keine stabile thermische Schichtung ausgebildet werden. Es treten demzufolge vertikale Gradienten der chemischen und physikalischen Parameter der Wasserqualität höchstens kurzfristig auf, z.B. bei Windstille oder unter Eis.
- Der Stoff- und Wärmeaustausch zwischen dem Benthos und der Wasseroberfläche vollzieht sich unbehindert, so dass Pflanzennährstoffe fast permanent verfügbar sind. Zudem bleiben die Nährstoffe in der durch die Produktion gekennzeichneten Wasserschicht erhalten und können während einer Vegetationsperiode häufiger umgesetzt und daher besser ausgenutzt werden als in tiefen Seen. Dies kann zu hoher Produktivität führen. Die Assimilation und Dissimilation kann so intensiv sein, dass typische Tag-Nacht-Gänge des Sauerstoffgehalts im Wasser resultieren.
- Aufgrund von Turbulenzen und Wellenbildung ist eine Resuspension der Sedimente möglich, so dass neben Pflanzennährstoffen auch ungelöste Sedimentpartikel in die Umwälzung miteinbezogen werden und ins Wasser gelangen.
- Rückwirkungen biotischer Vorgänge auf den Stoffhaushalt sind ausgeprägt. Dabei kann sich die biologische Struktur des Ökosystems ganz unterschiedlich entwickeln und entsprechend auf die Wasserbeschaffenheit rückwirken (z.B. alternative Entwicklung zu einem planktontrüben See weitgehend ohne Makrophyten oder zu einem krautreichen See weitgehend ohne Plankton).
- Bei sehr geringer Wassertiefe kann sich die litorale Vegetation weit ausdehnen, so dass breite Verlandungszonen und Sümpfe (Röhricht) entstehen („wetland lake“).

Flachseen sind in der Regel eutroph oder polytroph, das Phytoplankton ist während grosser Teile des Jahres meist unbegrenzt mit Nährstoffen versorgt. Trotzdem lassen sich bezüglich Trophiegrad drei Typen von Flachseen unterscheiden (KALBE 1997, 119):

- Hocheutrophe (polytrophe oder hypertrophe) Flachseen der Niederungen mit intensiver Phytoplanktonentwicklung im Sommerhalbjahr bei hoher Nährstoffversorgung, wobei Algenblüten und Vegetationsfärbungen des Wassers auftreten, höhere Wasserpflanzen üppig im Uferbereich vorhanden sind und grosse Verlandungszonen bestehen.

- Eutrophe Klarwasserflachseen der Niederungen mit intensiver Makrophytenentwicklung über dem gesamten Gewässergrund bei guter Nährstoffversorgung, wobei oft breite Verlandungszonen vorhanden sind.
- Nährstoffarme Flachseen der Bergregion, die keine grössere Primärproduktion und Verlandungszonen sowie eine gering entwickelte Unterwasserflora aufweisen.

Beim typischen hocheutrophen Flachsee der Niederungen bestehen die Sedimentablagerungen v.a. aus abgestorbener Phytoplanktonbiomasse, wodurch sie einen hohen Anteil an organischen Stoffen enthalten. Es entwickeln sich Kleintiere oft in hoher Dichte, allerdings meist artenarm. Ebenfalls in hoher Dichte und meist artenarm ist bei solchen Gewässern das Phytoplankton (KALBE 1997, 119ff.).

Kleingewässer standen lange Zeit im Schatten der tiefen Seen und wurden entsprechend wenig erforscht. Trotz allem sind sie Bestandteil des Stoffhaushalts der Landschaft, beherbergen vielmals eine vielfältige Flora und Fauna und sind – besonders im urbanen Raum – beliebter Erholungsraum. Ausführlich dokumentiert werden solche Stehgewässer z.B. in KLAPPER (1992), BOHLE (1995), KALBE (1997), DVWK (1998), GUTHRUF-SEILER et al. (1999), OERTLI et al. (2000), PADISÁK (2002) und SCHEFFER (2004).

2.1.2 Fliessgewässer

Natürliche Fliessgewässer sind räumlich dreidimensional durch Ökotope vernetzt (vgl. Abb. 2.2a): Im Längsverlauf (longitudinal) von der Quelle bis zur Mündung, horizontal (lateral) über die Aue mit dem terrestrischen Umland und vertikal mit dem Untergrund (Interstitial, Grundwasser). Dazu kommt als vierte Dimension die Zeit, die saisonale und jährliche Variabilität schafft (BLOESCH 1997, 11; vgl. TOCKNER et al. 2002; MÖSSLACHER & GRIEBLER 2003).

Die Aue ist die periodisch oder episodisch durch Hochwasser beeinflusste Talzone. Sie bildet zusammen mit dem Fliessgewässer und dessen Grundwasserstrom eine funktionale Einheit. Dabei ist das Überschwemmungsregime der wichtigste ökologische Faktor (Abb. 2.3). Dessen Charakteristik und Dynamik bestimmt nicht nur den Stoffhaushalt, sondern auch jegliche andere Komponente bis zur Vegetation und der Tierwelt. Die landschaftsformende Kraft des fliessenden Wassers ermöglicht den ständigen Wandel einer Flussauenlandschaft – die Zerstörung und Erschaffung von Lebensräumen (vgl. Tab. 2.1). Diese Dynamik ist zugleich die notwendige Voraussetzung für das Bestehen derselben.

Folgende Hauptstrukturen sind in einer Auenlandschaft zu finden (BUWAL 1997b, 1):

- Flussbett (aquatische Gesellschaften; hier nicht weiter ausgeführt),
- Kiesinseln, Sand- und Schlammbänke (Annuellen-Fluren),
- gehölzfreie Aue (Annuellen-Fluren, Flutrasen, Flussröhricht), Weichholzaue (Gebüsch, Wald) und Hartholzaue (Wald),
- Altgewässer (Verlandungsgesellschaften: Röhricht, Seerosen, Laichkraut, Steif- und Kleinseggenried, Bruchwald, Flachmoor),

- Quelltümpel und Giessen (Laichkraut, Seerosen, Röhricht).

Die einzelnen Strukturelemente können sehr kleinräumig sein und jegliche Übergangsformen annehmen. Sie bilden ein komplexes Mosaik extrem verschiedener Lebensräume und bieten einer Vielzahl von Pflanzen und Tieren einen Lebensraum, zumeist auch solchen, die sich speziell an die Dynamik des Abflusses angepasst haben. Eine Übersicht über die verschiedenen Ökotope einer natürlichen Auenlandschaft gibt Abb. 2.4.

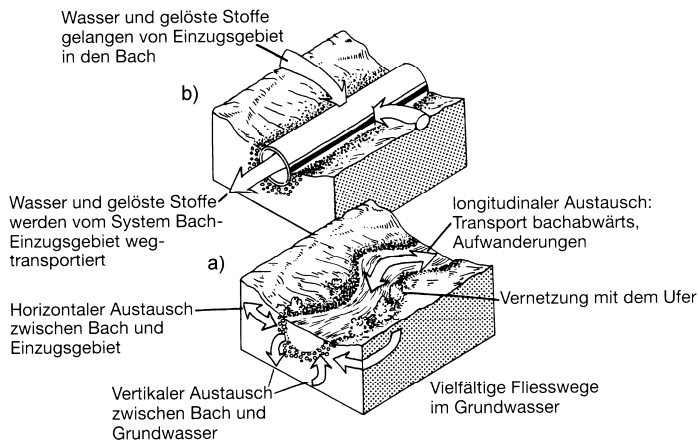


Abb. 2.2: a) Natürliche ökologische Funktion eines Fließgewässers mit Vernetzung in der Längs-, Horizontal- und Vertikaldimension sowie der Zeit. Das Fließgewässer ist integraler Teil des Umlandes und des gesamten Einzugsgebietes. b) Die ökologische Funktion ist durch Verbauungen auf eine simple Röhrenfunktion (Transportförderband) reduziert. (Aus BLOESCH 1997, 11)

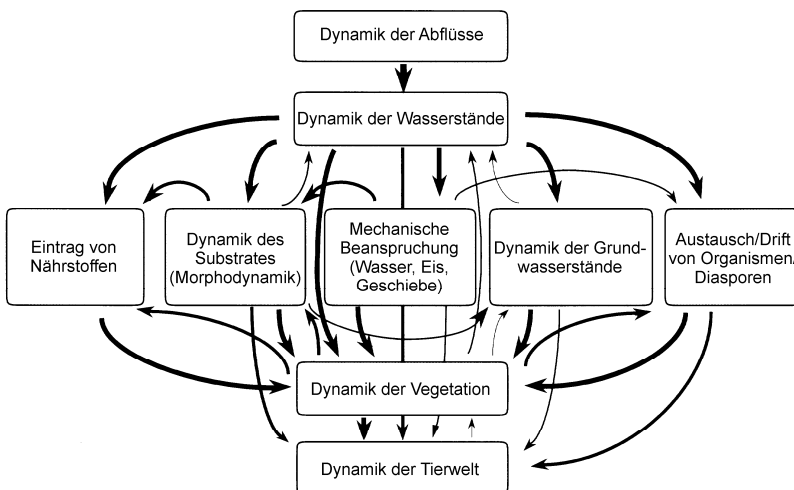


Abb. 2.3: Das komplexe Wirkungsgefüge in Auen: Prägender Faktor für die Form und Ausbildung ist die Dynamik der Abflüsse. (Aus ICPDD & WWF 1997, 13)

Tab. 2.1: Der ständige Wandel einer Flussauenlandschaft wird in der geschätzten Zeitdauer für das Entstehen und Bestehen der unterschiedlichen Ökotypen deutlich. (Aus VOSER 1995, 5; verändert)

Ökotyp	Jahre
Unbewachsene Kies- und Sandbänke	2-3
Bewachsene Kies- und Sandbänke	2-3
Waldfreie Sümpfe	10-20
Weiden- und Erlengebüsche, Sanddorn, Berberitzen, Tamarisken	5-10
Giessen, Tümpel, Altarme	verschieden
Silberweiden- und Erlenwälder (Weichholzaue)	20-50
Hartholzaeuwälder	50-100
Talbildung (eingegrabenes Flussbett)	Jahrhunderte

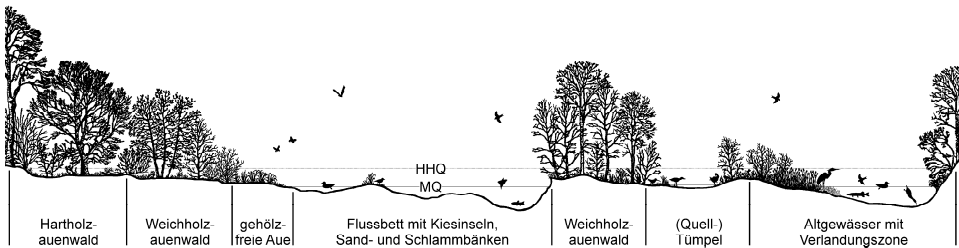


Abb. 2.4: Idealisiertes Querprofil durch eine natürliche Auenlandschaft. Die Abfolge der verschiedenen Ökotypen bietet eine Vielzahl von oft gegensätzlichen Lebensräumen (z.B. extrem trockene und nasse Standorte) mit hoher Ökodiversität. (Orig. O. Stucki; nach WÜTHRICH & SIEGRIST 1999, 38 und BD 1999, 5)

Abfluss: HHQ = Höchsthochwasser, MQ = Mittelwasser

2.1.2.1 Kiesinseln, Sand- und Schlammabänke

Ein Fluss, der ein genügend breites Bett aufweist, füllt dieses bei Mittelwasser nicht vollständig aus. Je nach Schleppkraft des Wassers wird die Korngrösse, die nicht mehr transportiert werden kann, sedimentiert. Bei einem ablaufenden Hochwasser wird somit in beruhigten Bereichen Kies, später Sand abgelagert, was bei sinkendem Wasserspiegel als Kiesinseln bzw. Sandbänke sichtbar wird. Mit dieser Eigendynamik kann das Gewässer mit jedem Hochwasser die Struktur seines Gewässerbettes verändern (vgl. dazu z.B. BRIDGE 2003; VAN DER NAT 2002; HUNZINGER 1998; GERKEN 1988, 16ff.). Die konkurrenzlose Besiedlung dieser sehr ausgeprägten Trockenstandorte wird von Arten übernommen, die sonst auf Ruderalflächen, Schuttplätzen und Wegrändern anzutreffen sind, wobei sie in der Aue auf die Wirkung der Hochwässer angewiesen sind. Bei Ausbleiben von Überflutung und Kiesumlagerung können sich auch Kräuter und Gehölze ansiedeln. Die Geschiebedynamik ist für einige Arten von grosser Bedeutung, wie z.B. eine Untersuchung über Libellen, Eintags-, Stein- und Köcherfliegen an der Thur gezeigt hat (LUBINI 1994, 29).

2.1.2.2 *Gehölzfreie Aue, Weichholzaue, Hartholzaue*

In einem Querschnitt durch eine Aue können die drei Bereiche gehölzfreie Aue, Weichholz- und Hartholzaue ausgeschieden werden. Im Bereich des Mittelwassers, oberhalb einer gewissen Grenze der Überflutungsdauer fassen hochwüchsige Gräser oder grasartige Pflanzen Fuss. Es sind Pflanzen, die es vertragen, öfter von der Strömung geknickt zu werden, wie die Annuellen-Fluren, Flutrasen, Kriechrasen und Flussröhrichte (ELLENBERG 1996, 384; STELZER 1994, 116).

Im Einflussbereich der regelmässigen Hochwässer liegt die Weichholzaue. Sie besteht aus Bäumen, deren rasch gewachsenes Holz wenig haltbar und verhältnismässig leicht ist. Flussnah kommen Weidengebüsche vor, mit zunehmender Entfernung entsteht ein Wald aus Weiden, Grauerlen und Schwarzpappeln. Dieser wechselt im Hartholzauenwald zu einem Ulmen-Eichen-Mischwald mit Esche und Pappel auf sehr fruchtbarem Boden und „waldähnlichem“ Unterwuchs (ELLENBERG 1996, 384ff.). Die Hartholzaue wird nur noch sporadisch von Höchsthochwässern erreicht und besteht deshalb aus kräftigen, dauerhaften Baumarten. Für die Entwicklung artenreicher Auenwälder ist jedoch nach RÜCKRIEM (1994, 393) eine regelmässige Überflutung Voraussetzung. An die Hartholzaue grenzen die nie überfluteten Gebiete an, wo die natürlichen Pflanzengesellschaften der zonalen Vegetation entsprechen.

2.1.2.3 *Altgewässer, Tümpel, Giessen*

Altgewässer entstehen bei Laufverlegungen des Gewässers oder indem Schlingen oder Seitenarme abgeschnitten werden. Sie stellen das Element Stehgewässer („Auenseen“) in der sonst fliessenden Aue dar. Altwässer sind einseitig noch an das Flusssystem angeschlossen, während Altarme nur noch bei Hochwässern überflutet werden. Dadurch bilden sie sog. Sedimentfallen; beruhigte Zonen, wo Sedimente abgelagert werden. Dies führt über kurz oder lang zur Verlandung. Liegt die Sohle des Altgewässers im Grundwasserkörper, so wird das stehende Gewässer permanent mit Grundwasser aufgefrischt und altert nicht so schnell (HUTTER et al. 1993; vgl. GEPP et al. 1985).

Nach Ablauf eines Hochwassers bleiben in Geländedellen flache Überschwemmungstümpel zurück, die als vorübergehende Lebensräume grosse Bedeutung haben. Daneben gibt es bei hohem Grundwasserstand auch Quelltümpel, in denen sich Grundwasser sammelt. Während bei Überschwemmungswasser starker Algenbewuchs auftritt (Nährstoffe), entsteht bei reinem Grundwasser – das ohne Einfluss des Flusses sehr klar, sauber und nährstoffarm ist – keine Verschlammung. Dieses Qualmwasser kann bei entsprechendem Relief entlang alter Rinnen fliessen (Giessen). Aus wechsellassen Standorten können sich mit der Zeit Bruchwälder oder Moore entwickeln.

2.1.3 Stoffhaushalt und -umsatz

2.1.3.1 Grundlagen des Stoffhaushalts im Gewässer

Die Grundlagen des Stoffhaushalts eines Gewässers sind das Wasser als Lösungs- und Transportmittel, die gelösten und partikulären Stoffe im Wasser sowie die Organismen im Gewässer. Die folgenden, allgemeinen Vorgänge kennzeichnen den Stoffhaushalt im Gewässer (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005, 100):

- Bioaktivität der Organismen (Biogener Stoffumsatz), die z.B. in Produktion, Konsumption und Destruktion zum Ausdruck kommt (Stoffkreislauf und Energiefluss),
- chemischer und insbesondere organischer Transport von Stoff- und Energiemengen in das Sediment und die Abgabe aus dem Sediment in das Wasser (Sedimentation und Austauschprozesse im Wasser-Sediment-Kontaktbereich),
- Rhythmus von Zirkulation und Stagnation in Stehgewässern und der einseitige Stoff- und Energieabfluss in Fließgewässern,
- Austausch mit der Atmosphäre, Eintrag durch Niederschläge, Zufluss und Abfluss sowie Adsorption und Desorption von gelösten Stoffen an Schwebstoffpartikeln.

Die räumliche und zeitliche Verteilung der im Wasser gelösten Gase und Feststoffe ist von hydrologischen, physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren abhängig. Grundsätzlich hat jeder Inhaltsstoff eine mehr oder weniger grosse Bedeutung für die Organismen und den Stoffumsatz im Gewässer, zumal seine Quantität – je nach Greifbarkeit und Bedarf – den Stoffhaushalt der Organismen oder einzelne biochemische Prozesse begrenzen kann (vgl. z.B. KUMMERT & STUMM 1989; ALLAN 1995; DOBSON & FRID 1998; GUDERIAN & GUNKEL 2000; WETZEL 2001; SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005).

2.1.3.2 Selbstreinigungsleistung und Stoffumsatz von Gewässern

Die natürliche Abbauleistung eines Gewässers setzt ein ökologisch intaktes und strukturell vielfach gegliedertes Gewässer voraus (vgl. z.B. GUDERIAN & GUNKEL 2000). Fehlende Sedimentationsbereiche führen zur Erhöhung der Nährstoffkonzentration, zur Verschlammung und zur beschleunigten Eutrophierung. Durch verkürzte Fließstrecken wird die Retentionszeit vermindert, so dass die bakterielle Umsetzung nicht oder nur unvollständig erfolgen kann. Besonders in Stillwasserbereichen und Stehgewässern können sich Makrophytenbestände entwickeln, die mit ihren Aufwuchsgesellschaften und den durch die hohen Standzeiten adaptierten Bakterien ein hohes und spezifisches Abbaupotenzial aufweisen (GUNKEL 1996, 230).

Die Reinigungsleistung und der Stoffumsatz in Feuchtgebieten basiert auf den Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen (WISSING & HOFMANN 2002). Die Pflanzen liefern das Substrat für den sog. „Biofilm“ (bestehend aus Protozoen, Bakterien, Pilze), in dem die eigentlichen Selbstreinigungsprozesse ablaufen. Optimale Voraussetzungen dazu bieten Helophyten, die über speziell grossvolumige Hohlräume (Aerenchym) die submersen Organe und wurzelnahen Regionen mit Sauerstoff versorgen. In

Röhrichtgesellschaften entsteht so innerhalb eines anaerob konstituierten hydromorphen Bodenkörpers eine mosaikhafte Struktur aus sauerstoffreichen „Kleinbezirken“ in einer sauerstoffarmen Grundmatrix. In diesen Bereichen finden jene Prozesse statt, die auf dem Ineinandergreifen von anaeroben und aeroben Mikroorganismen beruhen, z.B. eine wirksame Denitrifikation und die Freisetzung von elementarem Stickstoff (KICKUTH 1984; GELLER & HÖNER 2003).

In Auenwäldern dienen Bäume und das Unterholz als Grobrechen. So wird das Gerinne von grossen Schwemmstoffen befreit. In beruhigten Zonen, wo die Schwebfracht sedimentiert, hat die Aue Filter-, Puffer- und Transformatorfunktionen: Durch das Porensystem der Auenböden findet eine mechanische Reinigung statt. Die Adsorption von gelösten Stoffen (Schadstoffe) durch Anlagerung von Kationen führt zur Abpufferung von Spitzenbelastungen. Ablagerungen von abgestorbenem nährstoffreichem Material werden durch eine Destruentenkette abgebaut (vgl. SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005; ALLAN 1995). Diese stoffhaushaltlichen Umsetzungs- und Anlagerungsprozesse tragen wesentlich zur Reinhaltung des Oberflächen- und Grundwassers bei.

2.2 Urbane Gewässer-Ökosysteme

Typische Auenlandschaften überdeck(t)en meist den gesamten Talboden. Darum ist es nicht verwunderlich, dass schon früh versucht wurde, dieses Land nutzbar zu machen, sei es für die holz- und landwirtschaftliche Nutzung, für die Nutzung der Wasserkraft oder als Ort für Siedlungen.

2.2.1 Von natürlichen Flusslandschaften zu urbanen Gewässern

Die Verfügbarkeit von Wasser war seit jeher die entscheidende Voraussetzung für das Entstehen von Siedlungen. Dabei hatten v.a. Fliessgewässer als Energieträger, Produktions- und Transportmittel massgeblichen Einfluss auf die wirtschaftliche, politische und bauliche Entwicklung der Städte und ihres Umfeldes (SCHUHMACHER 1998). Über Jahrhunderte hinweg wurden die Gewässer den Ansprüchen der Menschen angepasst und für die industrielle und gewerbliche Nutzung optimiert (vgl. KAISER 2005, 8ff.; HAUSER 2000). Durch diese anthropogene Nutzung wurden wesentliche Parameter des Ökosystems Aue verändert: Waren kleinflächige Veränderungen anfänglich noch durch das System ausgleichbar, so wurden seit dem Mittelalter bis heute aufgrund der zunehmend harten Verbauung und der damit einhergehenden Nutzung der ehemaligen Aue grosse Teile des Ökosystems und seiner Funktionen zerstört (Tab. 2.2). Dies führte gerade bei Fliessgewässern vielerorts – nicht nur in urbanen Gebieten – zu erheblichen Defiziten (vgl. z.B. für die Birs AUE 2002, 34; SCHMASSMANN 1963; SCHMASSMANN et al. 1950):

- Das Gerinne ist gleichförmig und monoton (Kasten-, Trapez-, Doppeltrapezprofil) oder eingedolt. Es fehlt die natürliche Variabilität (Breite, Tiefe, Fliessgeschwindigkeit) und Vielfalt (Substrate, Uferstrukturen, Gewässerstrukturen).

- Die Ufer sind hart verbaut. Es gibt kaum naturnahe Uferbereiche mit standorthemischer Vegetation. Der Bezug zum umgebenden Raum ist unterbrochen.
- Die Wasserqualität ist auf weiten Strecken ungenügend bzw. schlecht (Einleitung von Abwässern).
- Die Durchgängigkeit für Fauna und Flora ist ungenügend bzw. unmöglich.
- Der Wasserstand bei Niedrigwasserabfluss ist unzureichend (fehlende Niederwasserlinie).

Tab. 2.2: Die anthropogene Nutzung und die damit einhergehenden Veränderungen von Flüssen und Flussauenlandschaften beeinflusste im Laufe der Zeit in zunehmendem Masse die Ökosysteme und ihre Funktionen und Strukturen (vgl. dazu z.B. TITTIZER & KREBS 1996; ELLENBERG 1996; PARAVICINI 1997; BLOESCH 1997; VOSER 1995; VIDAL 1999) (MA = Mittelalter).

Zeit	Anthropogener Raumsanspruch	Nutzung von Fluss und Aue	Anthropogene Veränderung	Auswirkung auf das Ökosystem
Bis zum MA	Kleinflächig, lokal	Holz- und Landwirtschaft, Fischerei, teilw. Schifffahrt, Abgrenzung	Rodung, lokale Uferbefestigung	lokal
MA bis 18. Jhd.	Zunehmend grossflächig	Bau- und Brennholz, Landwirtschaft, Handelsschifffahrt, einzelne Siedlungen, Energiegewinnung, Abwasserentsorgung	Grossflächige Rodung, Errichtung von Dämmen, Laufbegradigung und -verkürzung	Verstärkte Erosion und Sedimentation mit Bildung von Auelehm und Uferwällen
19. Jhd.	Grossflächig	Handelsschifffahrt, Energiegewinnung, Industrieansiedlung, Intensivierung Land- und Forstwirtschaft, allgemein Landgewinnung, Abwasserentsorgung	Befestigung der Ufer, Begradigung, Bau von Geschiebefängern, Staustufen, Umlegung ganzer Flüsse und Flusssysteme, Entwässerung, Rodung	Trennung von Fluss und Aue, Verminderung der Auenflächen, Unterbindung der fluvialen Dynamik, Tiefenerosion, Grundwasserabsenkung
20. Jhd.	Grossflächig	Handelsschifffahrt, Energiegewinnung, Industrieansiedlung, Intensivierung Land- und Forstwirtschaft, Beanspruchung für Siedlungsfläche und Verkehrswege, Abwasserentsorgung	Harte Verbauung mit Beton und Blocksatz, Begradigung, Staustufen, Kanalisierung, Eindolung und Entwässerung (Melioration), Eindolung im Siedlungsgebiet	Vollständige Trennung von Fluss, Aue und Grundwasser, Verminderung der Auenflächen, Unterbindung der fluvialen Dynamik, Tiefenerosion, Grundwasserabsenkung, Eutrophierung, Verlust von natürlichen Lebensräumen

Besonders im Umfeld von Städten sind aufgrund der anthropogenen „Optimierung“ der Fließgewässer auch viele flussbegleitende Strukturen wie z.B. Feuchtfelder, Altgewässer und Tümpel verschwunden bzw. wurden vom eigentlichen Gerinne getrennt (vgl. BLAB 1993, 158ff.). Zudem wurde der natürliche hydrologische Kreislauf mit dem Ausbau eines Trinkwasser- und Abwasserleitungssystem durch einen spezifischen urbanen Wasserdurchsatz überlagert (SCHUHMACHER 1998, 201).

Urbane Gewässer umfassen – im Sinne der klassischen Typologie – unterschiedliche Gewässertypen (z.B. Kleingewässer in einem Park, Seen, Regenrückhaltebecken, Entwässerungsgräben, Kanäle, Flüsse), bilden jedoch aufgrund ihrer Lage in urbanen Ballungszentren und deren intensiven Nutzung und Vielzahl von Nutzungsansprüchen (vgl. Abb. 1.2) spezifische limnische Systeme (zum Begriff vgl. GUNKEL 1991, 124).

2.2.2 Strukturen und Funktionen urbaner Gewässer

Urbane Gewässer und ihr unmittelbares Umfeld sind durch ökonomische, soziale und politische Belange geprägt und dienen in erster Linie den menschlichen Bedürfnissen (vgl. Abb. 1.2), z.B. als Ableitung von Abwasser und Regenwasser (vgl. Abb. 2.2b), als Durchleitung von Hochwasser, als Verkehrsbahnen und als Naherholungsraum. Fließgewässer weisen dabei in der Regel die in Kap. 2.2.1 genannten Defizite auf (vgl. auch SCHUHMACHER 1998; SCHUHMACHER 1991). Stehgewässer – abgesehen von natürlichen grossen Seen – sind meist essenzielle Elemente von Parkanlagen. Unabhängig von ihrer Geschichte (verteidigungstechnische, gewerbliche oder kulturelle Entstehung) weisen die Kleingewässer oft folgende Charakteristika auf (vgl. SCHMIDT 1991; SCHUHMACHER 1998, 211ff.; KAUSCH 1991), die eine eutrophe Entwicklung dieser Gewässer verstärken:

- Unverhältnismässig grosser Fischbesatz,
- intensiver Besuch von Stockenten und anderen Wasservögeln,
- Vogel- und Fischfütterung durch die Spaziergänger,
- befestigte und vegetationslose Ufer,
- keine oder nur kleinräumige Röhrichtbestände,
- geometrische oder allenfalls naturnachahmende Formen,
- gegebenenfalls eine Belastung des Wasserzulaufs,
- ausgedehnte Algenblüten aufgrund gestörter Nahrungsketten und -netze.

Die Funktionen städtischer Gewässer haben sich in den letzten Jahrhunderten und besonders Jahrzehnten bedeutend gewandelt (vgl. KAISER 2005; HAUSER 2000). Heute sollen sie multifunktional sein und sowohl ökologische, ökonomische wie auch soziokulturelle Funktionen übernehmen (KAISER 2005, 23ff.; vgl. KAMPE 1991):

- Lebensraum für Fauna und Flora: Als vernetzende Elemente verbinden – selbst stark veränderte – Wasserläufe den städtischen Raum mit der freien Landschaft und schaffen so Wander- und Ausbreitungskorridore (Durchlässigkeit für Tiere und Pflanzen). In stark versiegelten Innenstädten stellen nach SCHUHMACHER (1998, 212; vgl. auch SCHMIDT 1991) gerade Parkteiche die einzigen potenziellen Trittsteinbiotope dar. Zudem können auch anthropogen geprägte Gewässer unter bestimmten Voraussetzungen Lebens- und Rückzugsräume für Pflanzen und Tiere bieten (vgl. THIESMEIER & KORDGES 1991).
- Pädagogische und umweltpsychologische Funktionen: Gewässer ermöglichen ein Erleben und Begreifen von Natur und Umwelt und vermitteln ökologische Zusammenhänge. Dabei können insbesondere Kinder und Jugendliche an gewässernahen Wasserspielplätzen, Wasserlehrpfaden und entsprechend gestalteten Gewässerabschnitten die Naturgewalt und die Lebensgrundlage „Wasser“ erleben (vgl. FEY 1991).
- Erholungs- und Freizeitraum: Gewässer stellen attraktive Erlebnis- und Freizeiträume einer Stadt dar, die vielfältige Möglichkeiten zur Erholung bieten. Mit naturnahen Gewässern kann der wachsende Bedarf nach Erholung, Naturerleben und sportlicher Betätigung ins (nahe) Wohnumfeld integriert werden, wodurch auch die Mobilität in der Freizeit verringert werden kann (vgl. EICK 1991).

- Kulturelle Funktionen: Gewässer verleihen einer Stadt oder einem Stadtteil Charakter und werden zum Identifikationselement für die Bewohner (vgl. EICK 1991). Sie sind Orte für soziale Begegnung und Kommunikation wie auch für künstlerisches Gestalten.
- Elemente der Denkmalpflege: Mit Gewässern verbundene Bauwerke wie Mühlen, Kanäle und Brücken stellen vielfach historische Elemente dar und zeugen von der Lebens- und Wirtschaftsweise vergangener Zeiten. Dabei ist meist auch das Gewässer selbst in die Geschichte miteinbezogen.
- Freiräume: Gewässer stellen in der dicht besiedelten Stadt vielfach wertvolle Freiflächen ohne festgelegte Nutzung dar, welche individuelle Entfaltungsmöglichkeiten und Nutzungen zulassen.
- Klimatische Funktionen: Auf das urbane Mikroklima haben Gewässer positive Auswirkungen. Verdunstung und Strahlungsabsorption durch Wasserkörper und Vegetation sowie Entstehung und Durchzug von Frischluft sorgen für einen spürbaren Temperatenausgleich (vgl. KUTTLER 1991).
- Ökonomische Funktionen: Neben der Nutzung des Wassers als Trink- und Kühlwasser spielt die Wasserkraftnutzung wieder vermehrt eine grössere Rolle (z.B. Reaktivierung von Kleinwasserkraftwerken). Auch die Bedeutung der Hochwasserschutzfunktion der Gewässer – insbesondere die Wasserretention in (revitalisierten) Auenbereichen – rückt wieder stärker in den Vordergrund (vgl. BWG 2001; LAMERS et al. 2006).

Angesichts der vielfältigen Funktionen und Wohlfahrtswirkungen können Gewässer erheblich zur Steigerung der Lebensqualität in den Städten beitragen. Allerdings sind dafür vielerorts noch bauliche, strukturelle und gestalterische Defizite zu überwinden.

2.2.3 Entwicklung urbaner Gewässer

Nach der industriellen Phase der Gewässernutzung (vgl. KAISER 2005, 22) rückten in den 1980er Jahren verstärkt die strukturellen Defizite der Gewässer in den Mittelpunkt (vgl. Kap. 2.2.1), so dass die 1990er Jahre durch zahlreiche Projekte von Fliessgewässerrevitalisierungen geprägt waren (vgl. z.B. WÜTHRICH & SIEGRIST 1999; BERNHARDT 1994; GUNKEL 1996; BLOESCH 1997). Dabei wurden die Revitalisierungen (zum Begriff vgl. Abb. 2.5) eher in dünn besiedelten Räumen von Agglomerationen bzw. in der „freien“ Landschaft durchgeführt, da dort eher entsprechende Freiheitsgrade (d.h. weniger Zielkonflikte) ausgemacht und wahrgenommen werden konnten als mitten in verdichteten Stadtzentren (vgl. Kap. 1.2.1; HAUSER 2000, 166ff.). Zudem hatten die Massnahmen einen stark gestalterischen Charakter: Die Wasserläufe wurden bis ins Detail geplant und im Gelände modelliert. Die grosse Dynamik in Raum und Zeit wurde nicht zugelassen (KAISER 2005, 19). Erst in den folgenden Jahren wurden auch zunehmend in dicht besiedelten Gebieten Anstrengungen unternommen, die Flussufer naturnah zu gestalten und eine kontrollierte Dynamik zuzulassen (vgl. z.B. für die Birs TRENKLE 2002; BITTERLI 2003).

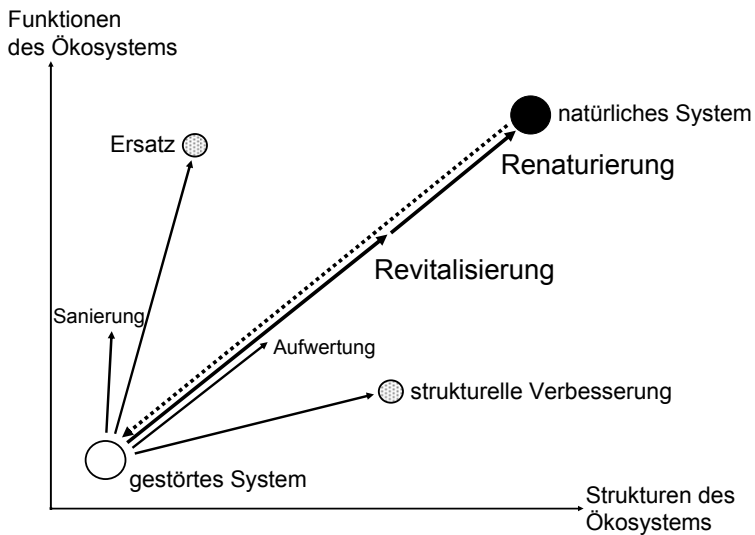


Abb. 2.5: Schematische Darstellung zur Klärung der Begriffe Aufwertung, Revitalisierung und Renaturierung (vgl. BRATRICH 2004, 14ff.; WOOLSEY et al. 2005, 21). Die durchgezogenen Linien symbolisieren Verbesserungen des gestörten Ökosystems, die gestrichelte Linie anthropogene Störungen. (Aus GEISSBÜHLER 2007, 6; verändert)

In dicht bebauten Ortsgebieten können aufgrund von restriktiven Randbedingungen (z.B. Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Grundwasserverhältnisse) meist nur minimale Flächen bereitgestellt werden, d.h. vielmals nur innerhalb der bestehenden Hochwasserschutzbauten. Angrenzende Gebäude erfordern eine ausreichende Sicherheit mit Sohl- und Uferverbauungen. Daher sind bei solchen Gewässern, die meist in ihrem Struktur- und Standortangebot besonders verarmt sind und kaum Durchgängigkeit für Tiere und Pflanzen aufweisen, oft nur strukturelle Verbesserungen durchführbar. Sie beschränken sich etwa auf den Umbau von Abstürzen in Sohlrampen oder die Anwendung von ingenieurbioologischen Bauweisen (vgl. PATT et al. 2004). Ohne zusätzliche Flächen sind weitere ökologische Verbesserungen nicht möglich (BINDER 1995, 7). Dennoch dürfen laut MENZ (1994, 240) Revitalisierungsmassnahmen an Gewässern und ihren Auen im Ballungsraum nicht nachrangig behandelt werden, weil sie durch die erwähnten Barrieren im Gewässersystem den Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen im Oberlauf in Frage stellen. Zudem haben sie für die freiflächenbezogene Naherholung zunehmend eine hohe Bedeutung. Wie aktuelle Umfragen und Akzeptanzuntersuchungen zeigen, geht die Wertschätzung von Flusslandschaften in der Bevölkerung heute weit über das Bisherige hinaus (KOHL 2001; WÜTHRICH et al. 2003; FREIBERGER 2004; vgl. auch KÜRY 2001; GLOOR & MEIER 2001).

Das Wasser wurde z.B. auch in Form von Quellen, Fontänen und Kleingewässern in der Stadt unter gestalterischen und ästhetischen Gesichtspunkten wiederentdeckt. Wurde zunächst das Thema bei der Gestaltung von Plätzen und Parks aufgegriffen (vgl. z.B. WOODWARD 2001; IPSEN 2001; CAMPELL & OGDEN 1999; EICK 1991), erfolgte später

die Verknüpfung von Gestaltung und Ästhetik mit ökologischen, soziokulturellen und erlebnispädagogischen Aspekten und die Integration von (revitalisierten) Kleingewässern, Seeufern, Flüssen und Auenlandschaften in die Entwicklung von Stadtteilen und Städten, so z.B. in Freiburg (D) (KAISER 2005), Uster (KOCH & SCHUMACHER 2006), Locarno (KAMBER MAGGINI 2006), Zürich (KERLEN 2006) und anderen Städten (vgl. z.B. DREISEITL 2001; GEIGER 2001).

3 Untersuchungsgebiete

Die Region Basel liegt im Gebiet der maritim warmgemäßigten humiden Mittelbreiten (Clh nach LAUER 1995) mit meist vorherrschendem Westwind. Durch die Gebirgszüge Vogesen, Schwarzwald und Jura wird das zonal herrschende Klima regional modifiziert. Daher ist die Region Basel am südöstlichen Ende des Oberrheingrabens für schweizerische Verhältnisse mild und ausgesprochen trocken. Die mittlere (korrigierte) Niederschlagshöhe (1951-1980) beträgt an der meteorologischen Station Basel-Binningen 851 mm (BWG 2004a). Die Niederschlagshöhe nimmt allgemein in Richtung Oberrheingraben ab, in Richtung der Mittelgebirge zu. Die langjährige Jahresmitteltemperatur beträgt 9.7 °C, entsprechend dauert die Vegetationsperiode mit einem Tagesmittel über 5 °C 259 Tage (REKLIP 1995).

3.1 Brüglinger Ebene

Die Brüglinger Ebene erstreckt sich von Neuwelt bis St. Jakob (heutiger Bahn- und Autobahndamm) und hat eine Fläche von rund 90 ha, wobei etwa 78 ha zu Münchenstein und je etwa 6 ha zu Muttenz und Basel gehören. Die Ebene wird von der Birs von Süden nach Norden durchflossen (vgl. Abb. 1.1).

3.1.1 Geschichtliches

3.1.1.1 *Die Entstehung der Brüglinger Ebene*

Die voreiszeitliche Entwicklung des Flussnetzes im Raum Basel wird in LINIGER (1966), die verschiedenen Phasen der Ablagerung und Ausräumung von Schottern durch Rhein, Wiese und Birs im Wechsel der Eiszeiten mit den sich ändernden Fließrichtungen der drei Flüsse werden in GOLDER (1984; 1991; 2004) und HAUBER (1978) dargestellt. Als der Rhein seinen heutigen Verlauf einnahm, musste er sich wiederum in die Niederterrasse mit den aufgelagerten Birsschottern einschneiden. Dieser Eintiefung folgte die Birs, wobei sie in der Brüglinger Ebene die Rheinschotter bis auf den Felsuntergrund ausräumte. Erst in historischer Zeit – nach HAUBER (1978, 38ff.) im Mittelalter oder später – wurden die Schotter der tiefsten Talaue wieder abgelagert. Im Gebiet zwischen Bruderholz, Rütihard und Hörnli entstanden dadurch Niederterrassenfelder in verschiedenen Höhenlagen (WITTMANN 1961; SCHNEIDER 1976). Geologische Querschnitte der Brüglinger Ebene bei St. Jakob sind in BARSCH et al. (1971) und BITTERLI-BRUNNER (1980) zu finden.

3.1.1.2 Die Brüglinger Ebene als Flusslandschaft

Die Birs beherrschte mit stets die Lage wechselnden Wasserläufen die Brüglinger Ebene, floss in zahlreichen Armen und weiten Windungen (Abb. 3.1a) und beanspruchte bei Hochwasser die gesamte Ebene. Wie für einen natürlichen Fluss dieses Typs üblich, bot sie aufgrund der Hochwasserdynamik ein komplexes Mosaik von sowohl sehr feuchten wie auch sehr trockenen Lebensräumen (vgl. MEIER-KÜPFER 1982, 109). Dementsprechend vielfältig zeigte sich die Vegetation (vgl. MEIER-KÜPFER 1982, 101ff.). Nach BUWAL (1996, 52) wurde allerdings bereits um 1675 eine erste Strecke in der Brüglinger Ebene begradigt (entlang dem ehemaligen Wassergraben in Abb. 3.1a). Weil dieser Teil wahrscheinlich nicht verbaut wurde, konnte sich die Birs nach einem Hochwasser 1744 deutlich in den westlichen Teil verlagern (Abb. 3.1b; vgl. GOLDER 1984, 9ff.). Für eine menschliche Nutzung eignete sich die Ebene nur beschränkt, trotzdem wurde sie bereits teilweise als Wiesland genutzt und am Fusse des Hanges (Neuwelt, St. Jakob) siedelte sich Gewerbe an, insbesondere entlang des Gewerbekanal St. Alban-Teich (WINKLER 1995).

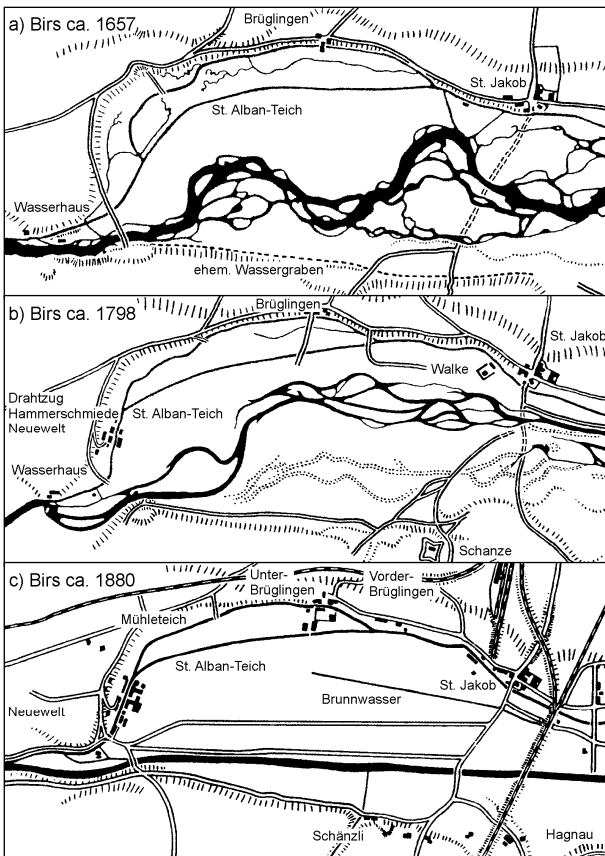


Abb. 3.1: a) 1657 bildet die Birs (Fließrichtung nach rechts) mit ihrer Aue eine Einheit, die sich deutlich von den übrigen Landschaftselementen abgrenzt und für die menschliche Nutzung nur beschränkt geeignet ist (nach einem Plan von J. Meyer von 1657). b) Die Birs hat sich bis 1798 deutlich in die westliche Hälfte der Ebene verlagert und lässt auf der Muttenzer Seite zahlreiche Trockenläufe zurück. Das Wiesland wurde über den St. Alban-Teich in die Ebene ausgedehnt und am Hangfuss siedelte sich Gewerbe an. Pläne für die Erstellung von Dämmen zur Lenkung des Flusses sind bereits vorhanden (nach einem Plan von J.J. Schäfer und J.M. Meyer von 1798). c) 1880 ist der Fluss korrigiert und verläuft fast schnurgerade in süd-nördlicher Richtung. Die Ebene ist entwässert und wird landwirtschaftlich genutzt (nach der Topografischen Karte der Schweiz 1:25'000 von 1880). (Aus SALATHÉ 2000, 97 und WINKLER 1995, 63ff.; verändert)

3.1.1.3 *Die Brüglinger Ebene als Kulturlandschaft*

Die 1830 nach den Plänen von J.J. Schäfer abgeschlossene Birskorrektur schützte die Brüglinger Ebene nunmehr vor Überflutungen (vgl. Abb. 3.1c; SALATHÉ 2000, 25). Das zwischen dem St. Alban-Teich und der nun eingedämmten Birs liegende Land war jedoch noch von zahlreichen ehemaligen Wasserläufen und Kiesinseln durchfurcht. Eine grossflächige Melioration der Ebene führte C. Merian durch, der das Landgut Brüglingen von seinem Vater als Hochzeitsgeschenk erhielt und später seinen Besitz erweiterte (vgl. ANNAHEIM 1961, 5ff.; CMS 1994). Um den mageren, kiesigen Boden landwirtschaftlich nutzbar zu machen, wurden tausende Wagen mit Lösserde vom Bruderholz herangeführt (GOLDER 2004, 98ff.), wodurch die Talsohle gutes Wies- und Weideland wurde. Der intensiven Bewirtschaftung stand somit nichts mehr im Wege und die Umwandlung der Brüglinger Ebene wurde damit abgeschlossen. Der landwirtschaftliche Charakter behielt die Ebene über 100 Jahre (WINKLER 1995).

Allerdings wurde bereits Mitte des 19. Jahrhunderts die Struktur des Raumes zwischen Neuwelt und Birmündung mit dem Bau des Bahndammes (Eröffnung der Bahnlinie Basel-Liestal 1854) quer durch das Birstal im Gebiet Hagnau massiv verändert und damit „die wirtschaftliche und demographische Umwälzung der Stadt angekündigt“ (WINKLER 1995, 69). Mehr als hundert Jahre später wurde dem hintersten Teil der Brüglinger Ebene mit dem Bau der Verbindungsstrasse Muttenz-Münchenstein-Bottmingen (eröffnet 1976) ebenso eine neue Struktur verpasst und der Zusammenhang der Neuen Welt mit der Ebene unterbrochen. So präsentiert sich die heutige Brüglinger Ebene von Verkehrsachsen und Siedlungsflächen eingefasst, was ihren funktionalen Charakter unterstreicht. Die Verbindung zur Rütihard – dem einzigen, nicht überbauten Gebiet im Umfeld der Brüglinger Ebene – wird durch die Autobahnausfahrt Muttenz-Dorf (H 18) unterbrochen (vgl. Abb. 3.2).

3.1.1.4 *Die Brüglinger Ebene als Sport- und Erholungsraum*

Wohl hatten immer wieder Veranstaltungen der verschiedensten Art in der Brüglinger Ebene stattgefunden, die landwirtschaftliche Nutzung wurde dabei jedoch nur für eine kurze Zeit behindert. Die eigentliche Umnutzung der Ebene begann im Jahre 1932 mit dem Bau der Sportplätze und des Leichtathletik-Stadions. Im Jahre 1954 konnte das Fussballstadion am Bahndamm eingeweiht werden, im Sommer 1955 das Gartenbad St. Jakob. 1975 wurde die Sporthalle eröffnet und auf dem rechten Birsufer wurde die Reitsportanlage Schänzli mit einer Trabrennbahn erstellt. 2001 wurde das neue Fussballstadion und 2002 die neue Eisarena eröffnet (GOLDER 2004, 99; WINKLER 1995).

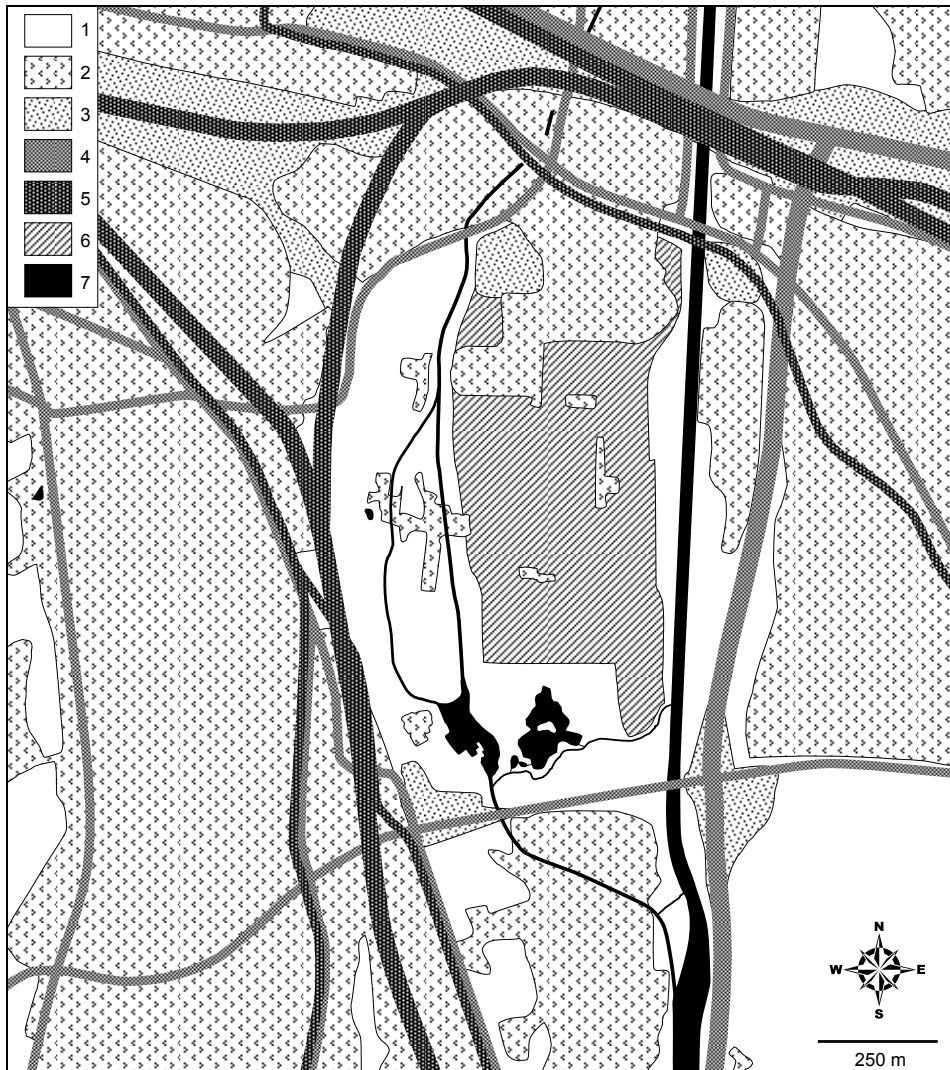


Abb. 3.2: Die Brüglinger Ebene ist von überbautem Gebiet umgeben und von Hauptverkehrsachsen eingefasst. Das Gebiet weist eine entsprechende Lärmbelastung auf. Die Verbindung zur Rütihard (rechts unten) – dem einzigen nicht überbauten Gebiet – wird durch Verkehrsflächen unterbrochen. Der extensive Erholungsbereich in Verbindung mit Naturbeobachtung und -begehung beschränkt sich auf das Gebiet zwischen SBB-Linie und St. Alban-Teich (Botanischer Garten), zwischen den Seen und der Birs sowie der Birs selbst. (Orig. O. Stucki)

1 = unverbaute Flächen, 2 = verbaute Flächen (Siedlung, Verkehr), 3 = verbaute Flächen (Verkehr), 4 = Autobahnen und Hauptverkehrsstrassen, 5 = Bahn- und Tramlinien, 6 = Sportflächen (Rasenanlagen), 7 = Gewässer

Neben diesen sportbezogenen Bereichen, die den grössten Teil der Ebene beanspruchen (vgl. Abb. 3.2; HERRMANN 2004, 15ff.), wurde auch begonnen, die übrigen Landwirtschaftsflächen neu in Wert zu setzen. Anfang der 1960er Jahren wurde projektiert, einen

neuen Botanischen Garten am Terrassenhang zwischen SBB-Linie/Brüglingerstrasse und Mühleleichen/St. Alban-Teich (heutiges Vorder-Brüglingen) zu erstellen und zugleich den alten Baumbestand und die historische Bausubstanz zu integrieren (CMS 1963; WINKLER 1995; ZEMP 1995; vgl. HEYER 1977).

Die Umwandlung der Brüglinger Ebene in eine Freizeitlandschaft wurde mit der Durchführung der Grün 80, der zweiten Schweizerischen Landesausstellung für Garten- und Landschaftsbau, endgültig vollzogen. „Von der einstigen Naturlandschaft der wilden Flussaue ist keine Spur mehr wahrzunehmen, von der Kulturlandschaft der Auematten sind nur Restflächen erhalten: So sehr haben städtische Bedürfnisse und Mittel die Ebene überformt und beleben sie heute auf ihre Weise“ (WINKLER 1995, 79).

3.1.1.5 Von der Grün 80 zum Park „Im Grünen“

Im Folgenden ist die Geschichte der Grün 80 kurz zusammengefasst (JÄGGI 1980; HUNZIKER 1980; PLATTNER 1980; BADEJA 1980a; BADEJA 1980b; ENGEL 1980; THOMANN & JAEGGI 1980; THOMANN 1981; GRÜN 80 1985?; WINKLER 1995; HUNZIKER et al. 2000; MARCOLLI & WIDMER 2005):

- Frühjahr 1974: Der Verband Schweizerischer Gärtnermeister (VSG) beschliesst, eine zweite Schweizerische Ausstellung für Garten- und Landschaftsbau (Grün 80) durchzuführen.
- Die Ausstellung hatte folgendes Leitbild: Die Gartenschau in den Dienst und die Bemühungen einer besseren Lebensqualität stellen, das Verhältnis des Menschen zur Natur kritisch beleuchten und die Anstrengungen für den Ausbau eines Erholungsgebietes einer städtischen Agglomeration unterstützen.
- 6. November 1975: Basel wird als „Austragungsort“ gewählt.
- 1976: Verabschiedung einer Defizitgarantie in beiden Kantonsparlamenten. Damit konnten die Detailarbeiten anfangen.
- Bereits in der Phase des konstitutionellen Aufbaus stand bei der Konzeptgruppe die Form der Brüglinger Ebene nach der Grün 80 auf dem Arbeitsprogramm.
- Juni 1978: Die Bauarbeiten konnten beginnen.
- Die beachtlichen Geländeformierungen, der Aushub der beiden Seen und die Rahmenpflanzungen wurden am Ende des ersten Baujahres (1978) – dank guten Wetterbedingungen – im Wesentlichen abgeschlossen.
- Im zweiten Baujahr (1979) wurden feste, bleibende Bauten und temporäre Ausstellungsbauten errichtet sowie die historische Bausubstanz renoviert und ausgebaut. Daneben waren die Arbeiten des Garten- und Landschaftsbaus in vollem Gange.
- Ende 1979: Alle wesentlichen Bauarbeiten wurden termingerecht abgeschlossen. Die letzten Monate vor der Eröffnung dienten dem Feinausbau.
- 12. April bis 12. Oktober 1980: Die Grün 80 wurde von 3.9 Mio. Menschen besucht.
- Für die Gestaltung der Grün 80 war immer die Zeit nach 1980 wegweisend: Der „Grüne Ring“ blieb zum grossen Teil als Promenade um die Sportanlagen erhalten

und verbindet diese und den Botanischen Garten mit den Wiesen und Seen im Süden.

- Anfang 1981 wurde in einer Volksabstimmung in Münchenstein beschlossen, auch den Wolkenhügel und den gesamten Quellsee bestehen zu lassen.
- Die Stiftung „Im Grünen“ pflegt und unterhält den 13.2 ha grossen gleichnamigen Park ohne Belastung des Steuerzahlers. Das Gelände wurde 1980 für 100 Jahre im Baurecht von der Christoph Merian Stiftung übernommen.
- Jährlich nutzen über eine Million Menschen den Park „Im Grünen“ – von der Bevölkerung auch heute noch Grün 80 genannt.

3.1.2 Das Gewässernetz im Park „Im Grünen“

Anlässlich der Grün 80 wurde ein künstliches Gewässersystem geschaffen (Abb. 3.3), welches den Besuchern im Sektor „Land und Wasser“ das Thema Ökologie näher bringen sollte. Bei der Gestaltung der Ufer wurde dabei auf eine lange und abwechslungsreiche Kontaktzone zwischen Land und Wasser geachtet (BADEJA 1980a).

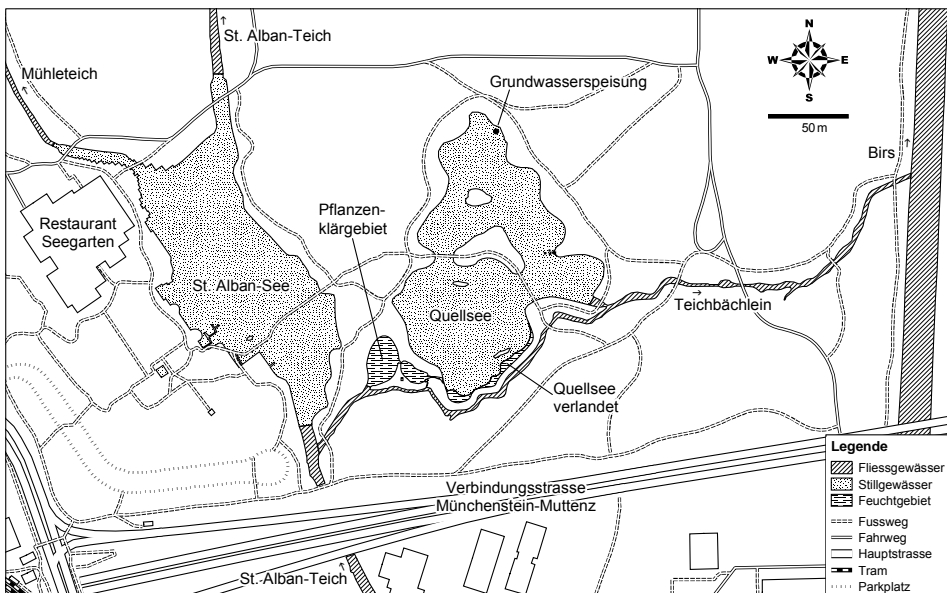


Abb. 3.3: Übersicht über die Gewässer des Parks „Im Grünen“ (ehemals Grün 80) in der südlichen Brüglinger Ebene. Mit Ausnahme der Birs hat das gesamte Gewässersystem einen anthropogenen Ursprung. Der St. Alban-See, der Quellsee, das Pflanzenklärgelände und das Teichbächlein wurden 1978/79 erstellt, die Gewerbekanäle St. Alban-Teich und Mühleiteich fließen dagegen schon seit Jahrhunderten durch die Brüglinger Ebene. Hingegen wurde die Birs im 19. Jahrhundert endgültig aus der Ebene verdrängt (vgl. Abb. 3.1). (Orig. O. Stucki)

Nach Erstellung des Birs-Wuhrs Neuwelt um 1625 wurde der *St. Alban-Teich*, ein Gewerbekanal, der bereits seit dem 12. Jahrhundert die Mühlen des 1083 gestifteten Klosters St. Alban antrieb, durch die südliche Brüglinger Ebene geführt. Zugleich entstanden daran und am *Mühleteich* neue Mühlen und Gewerbebetriebe (vgl. GOLDER 1986; GOLDER 1984). Die maximale Wasserführung betrug $7.5 \text{ m}^3/\text{s}$, während sie heute auf $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ beschränkt ist. Neben der Verbreiterung zum St. Alban-See wurden auch die restlichen Ufer im Bereich der Grün 80 neu gestaltet: Lebende Pflanzen in Verbindung mit Naturstein und Holz sowie eine vor- und zurückspringende Uferlinie berücksichtigen nun auch die ökologischen Bedürfnisse (ENGEL 1980). Der St. Alban-Teich wird heute zur Fischeaufzucht genutzt. Es werden z.B. etwa 30'000-40'000 angefütterte Brut-Bachforellen eingesetzt, wobei der Zuchterfolg bei 15'000 Jährlingen liegt. Diese werden dann von den Beteiligten in ihren Gewässern eingesetzt (RAMSEIER 1995; KOFFEL, mündl. Mitt.).

Der *St. Alban-See* (AS) ist ein Durchlaufsee von $11'630 \text{ m}^2$ Wasserfläche. Seine mittlere Tiefe ist 0.7 m , in der vertieften Rinne des St. Alban-Teiches erreicht er 1.2 m . Er erfährt durch den St. Alban-Teich einen ständigen Wasseraustausch: Bei einem Seevolumen von $8'260 \text{ m}^3$ beträgt die theoretische Wasseraufenthaltszeit 60-70 min. Das Westufer wurde vorwiegend mit treppenförmig angeordneten Granitblöcken gestaltet, während am Ostufer Pflanzen dominieren. Auf einem breiten Steg kann der St. Alban-See überquert werden (JÄGGI 1980, 197ff.). Vor dem See sorgt eine Rechenanlage mit Grob- und Feinrechen für die automatische Beseitigung des Geschwemmsels. Ein ursprünglich geplantes Absetzbecken wurde aus Kostengründen nicht ausgeführt (RYHINER, mündl. Mitt.). Daher werden nach GOLDER (1986, 168) jährlich bis zu $1'500 \text{ m}^3$ Sedimente im See akkumuliert. Zur Beseitigung dieser Ablagerungen wurde der See früher einmal jährlich ausgebaggert. Heute wird er regelmässig aufgewühlt und die Sedimente in die Kanalinne gestossen, wo sie von der Strömung weggeschwemmt werden.

Das *Teichbächlein* (TB) dient der Rückleitung von Wasser aus dem St. Alban-Teich in die Birs. Es zweigt vor dem St. Alban-See ab und speist das Pflanzenklärgelände. Es wurde für eine maximale Abflussrate von $0.4 \text{ m}^3/\text{s}$ gebaut (GOLDER 1984, 52), wobei es heute etwa ein Drittel dieser Menge führt. Bei der Gestaltung des Teichbächleins wurden konsequent ingenieurbioologische Methoden angewandt (JÄGGI 1980, 153). Damit sollte bewiesen werden, dass der Mensch auch neue Natur schaffen kann, d.h. „helfend eingreifen [...], wo schon viel zerstört worden ist“ (THOMANN & JÄGGI 1980, 38). Aus dem Zusammenspiel von Holz, Steinen und Pflanzen ergab sich ein strukturreiches Gewässer.

Das *Pflanzenklärgelände* (PG) besteht aus zwei Becken (zusammen 620 m^2), welche nacheinander auf einem Weg von gesamthaft 60 m durchflossen werden. Es wird über das Teichbächlein mit Birswasser beschickt. Ein Grossteil des Wassers passiert die Anlage nur oberflächlich in etwa 30 min (VÖGTLI 2003, 57ff.). Das Gebiet ist mit Schilfrohr (*Phragmites australis*), Seggen (*Carex sp.*), Sumpfschwertlilien (*Iris pseudacorus*) und Rohrkolben (*Typha latifolia*) mosaikartig bewachsen (vgl. GEISSBÜHLER 2007, 41). Ursprünglich wurde die Anlage mit drei unterschiedlich bepflanzten Feldern nach dem Prinzip des Wurzelraumverfahrens nach KICKUTH (1984) betrieben, wobei das gereinig-

te Wasser nach der Passage wieder in das Teichbächlein zurückfloss (vgl. BADEJA 1980a; THOMANN & JAEggi 1980, 40ff.). Laut RIBSTEIN (mündl. Mitt.) fließt das Wasser seit etwa 1992 zur Hauptsache in den *Quellsee* (QS).

Da das Gebiet Grundwasserschutzzone ist, wurden beide Seen sowie das Pflanzenklärgebiet mit einer 7 cm mächtigen Bitumschicht abgedichtet. Das Teichbächlein sollte hingegen der Grundwasseranreicherung dienen (THOMANN & JAEggi 1980, 38ff.). Es wurde daher nur mit Lehm unterlegt (GRÜN 80 1979a, 2).

3.1.3 Der Quellsee

Der Quellsee ist ein künstlich erschaffenes Kleingewässer mit einer Wasserfläche von ursprünglich 11'100 m² und einer maximalen Beckentiefe von 2.2 m (Abb. 3.4). Hydrologisch im engeren Sinne gesehen ist der Quellsee ein Teich (vgl. Kap. 2.1.1.2; Zur Vermeidung von Verwechslungen mit dem in der Region Basel üblichen Begriff „Teich“ für Kanal wird für den Quellsee weiterhin der Begriff „See“ verwendet.). Er erhielt den Namen „Quellsee“, weil er sein Wasser aus dem nährstoffarmen Grundwasser bezog, welches eine optimale Wasserqualität garantierte (vgl. ZIMMERLI & MORF 1980). Dazu wurde eigens eine Grundwasserpumpe (Fassung 20.J.69) installiert, die dafür sorgte, dass im Rhythmus von etwa drei Monaten ein vollständiger Wasseraustausch erfolgte (JÄGGI 1980, 154; BADEJA 1980a, 30; BUND 1980). Etwa seit 1992 speist nicht nur Grundwasser den Quellsee, sondern auch Birswasser fließt vom Teichbächlein via Pflanzenklärgebiet in den Quellsee. Demnach ist heute das Einzugsgebiet des Quellsees bis auf wenige km² mit jenem der Birs identisch (vgl. Abb. 3.5). Grundwasser wird nur noch zwischen 2:30 und 4:00 Uhr in den Quellsee gepumpt. Daher beträgt das durchschnittliche Verhältnis Grundwasser zu Birswasser etwa 1:6.

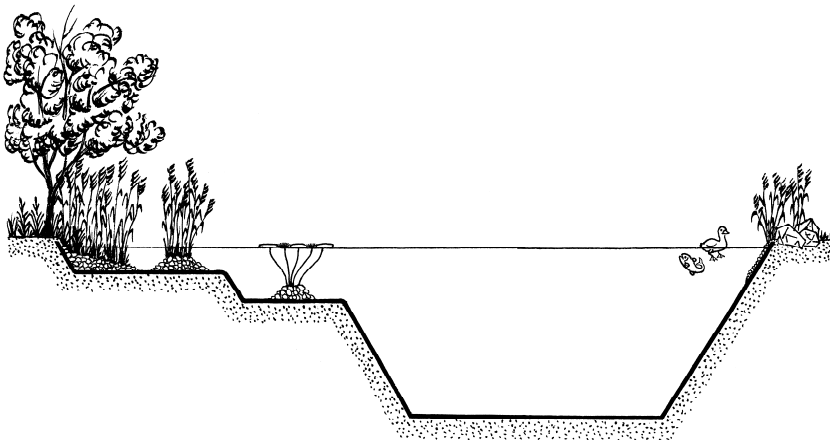


Abb. 3.4: Schematischer Querschnitt durch den Quellsee in seiner ursprünglichen Form (Tiefen überhöht). Der Flachwasserbereich wurde treppenförmig angelegt, die tieferen Becken waren bis zu 2.2 m tief. Als Versickerungs- und Grundwasserschutz grenzt die 7 cm mächtige Bitumschicht den Wasser- gegenüber dem Schotterkörper ab. (Orig. O. Stucki)

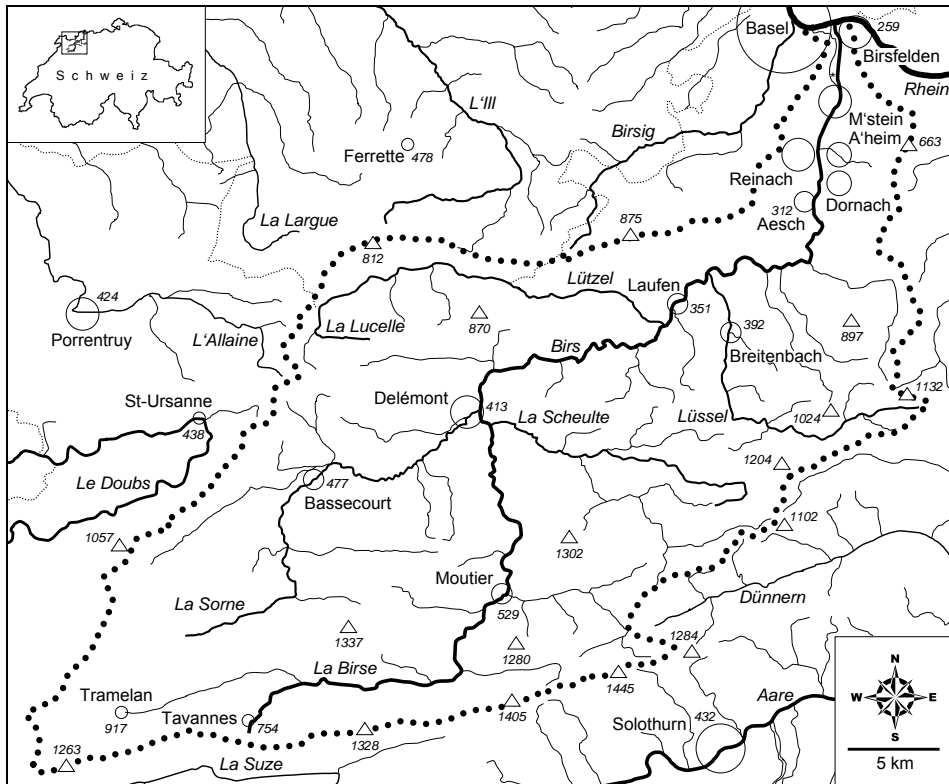


Abb. 3.5: Das Einzugsgebiet der Birs (fett punktiert) erstreckt sich über 922 km² über Gebiete der Kantone Bern, Jura, Solothurn, Basel-Landschaft und Basel-Stadt sowie Frankreich, wo in 90 Gemeinden rund 170'000 Menschen leben (AUE 2004). Vier grössere Zuflüsse (Scheulte/Schelte, Lüssel, Sorne und Lucelle/Lützel) sowie zahlreiche kleinere speisen die Birs auf ihrem 73 km langen Lauf. Die mittlere Abflussrate beträgt beim Pegel Hofmatt (Münchenstein) 15.3 m³/s (BWG 2004b). Die Reliefenergie des Einzugsgebietes wird durch die Höhenangabe (m NN) von Gipfeln (Dreiecke) und Ortschaften (Kreise) verdeutlicht. Das Abflussregime entspricht oberhalb Laufen dem Typ jurassisch-nivo-pluvial, unterhalb dem Typ jurassisch-pluvial (BWG 2004a). Das Sternchen markiert die Lage des Quellsees, dessen Einzugsgebiet bis auf wenige km² mit demjenigen der Birs übereinstimmt. Dargestellt sind ausserdem die Gewässer der Nachbareinzugsgebiete sowie die Landesgrenze (fein punktiert) (vgl. auch SALATHÉ 2000; HUBER & RAMSEIER 1995; GOLDER 2004). (Orig. O. Stucki)

Im Juni 1978 begannen die Aushubarbeiten für den Quellsee (der Aushub wurde zum Wolkenhügel aufgeschüttet). Anfangs November 1978 konnten bereits die Asphaltierungsarbeiten zur Abdichtung des Seebeckens fertig gestellt werden. Der Asphalttrand über dem Wasserspiegel sowie der obere Teil des Litorals wurden mit Kies, Sand und Steinen überdeckt. Erste Uferbepflanzungen mit Schilf wurden darauf vorgenommen (BZ 1978). Mitte April 1979 folgte die erste Füllung mit Wasser, worauf die Ufer mit Schilf, Rohrkolben und anderen feuchteliebenden Pflanzen weiter bestückt wurden (BZ 1979). Insbesondere am Südufer – das im Flachwasserbereich eine Verlandungszone aufweist – wurde eine Riedlandschaft „erstellt“. Bereits im Jahr vor der Ausstellung wurde darüber geschrieben (GRÜN 80 1979b, 1): „An seinem Südufer wähnt man sich

bereits heute in einem Naturschutzgebiet. Eine Riedlandschaft, bestimmt von Schilf, Rohrkolben, Iris, Binsen und einer ganzen Gesellschaft wasserliebender Pflanzen, gehört zum Reizvollsten der Grün 80 überhaupt.“

Der nördliche Teil des Quellsees (Abb. 3.6) sollte nach der Grün 80 zugeschüttet und die Fläche wieder der Landwirtschaft zur Verfügung gestellt werden. Da sich das Gebiet während der Ausstellung zu einer richtigen „Oase des Friedens und der Erholung“ (BAZ 1980) entwickelte, regte sich in der Bevölkerung der Wunsch, den gesamten Quellsee zu erhalten. Die erforderliche Zonenänderung wurde von der Münchensteiner Bevölkerung in einer Volksabstimmung Anfang 1981 angenommen, so dass das Gebiet in der Form bestehen blieb, wie es sich auch heute noch präsentiert – mit dem gesamten Quellsee und dem Wolkenhügel.



Abb. 3.6: Gesamtansicht des Quellsees vom nördlichen Ufer. Rechts der Insel in der Bildmitte ist die kurze Brücke auf die (dahinterliegende) grosse Insel zu sehen (19.6.2003). (Foto: O. Stucki)

Im Quellsee gibt es vier Inseln, wobei die grösste davon mittels zweier Holzbrücken begehbar ist (vgl. Abb. 3.3). Ein hölzerner Steg führte ursprünglich auch in den Flachwasserbereich, wo Einblicke in die Pflanzengesellschaften möglich waren: Seerosen vor dem Schilf- und Rohrkolbengürtel (Abb. 3.7), Binsen und Seggen im Übergangsbereich zwischen Wasser und Land (JÄGGI 1980, 154; BADEJA 1980a, 34). Dieser Steg wurde aus Sanierungsgründen und zur Schaffung einer Ruhezone etwa 1998 abgebaut (RIBSTEIN, mündl. Mitt.).

Folgende Fische wurden zur Grün 80 in den Quellsee eingesetzt: zwölf zweijährige Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio morpha noblis*), etwa 40 Schleien (*Tinca tinca*) und rund hundert Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) (BUND 1980). Mitte der 1980er Jahren wurde ein erstes Mal abgefischt. Anhaltspunkte über das damalige Artenspektrum und die Bestandesdichte sind in MINDER (1989, 283) zu finden, wobei allerdings nicht zwischen Quellsee und St. Alban-See unterschieden wird. Für ein zweites Abfischen wurde der Quellsee im Herbst 1991 ausgepumpt. Zahlen zu dieser Ausfischung sind keine vorhanden. Die Fische wurden damals laufend in verschiedene Gewässer der Region umgesetzt (ZOPFI, mündl. Mitt.). Laut KOFFEL (mündl. Mitt.) wurden bis zu 40 kg schwere Karpfen (*Cyprinus carpio*), zwei Katzenwelse (*Ameiurus nebulosus*) und Amerikanische Krebse (*Orconectes limosus*) rausgefischt, nach Aussagen von anderen Fischern auch

Egli (*Perca fluviatilis*), Schleien (*Tinca tinca*), Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und Alet (*Leuciscus cephalus*). Die Fische im Quellsee wurden bis Sommer 2002 regelmässig gefüttert.



Abb. 3.7: Ansicht des südlichen Teils des Quellsees, dessen Strukturen hauptsächlich vom Schilfröhricht geprägt werden. Die Seerosen in der Bildmitte kennzeichnen den Flachwasserbereich (15.8.2005). (Foto: O. Stucki)

3.1.4 Erholungsnutzung im Park „Im Grünen“

Eine Besucherbefragung wurde auf Anregung des Amtes für Raumplanung (BL) von HERRMANN (2004) in der Zeit vom 21. bis 27. Februar 2004 (Sa.-Fr.) jeweils zwischen 9:15 und 17:00 Uhr durchgeführt. Dabei wurden insgesamt 523 Passanten an sechs Standorten in der Brüglinger Ebene (davon je zwei innerhalb und am Rande des Parks „Im Grünen“) befragt. Eine ergänzende und auf den Park „Im Grünen“ fokussierte Befragung führte FREIBERGER (2006) im Rahmen des MGU-Projektes vom 30. August bis 5. September 2004 (Mo.-So.) jeweils von 8:00 bis 18:00 Uhr durch. Dabei wurden insgesamt 729 Personen befragt. Zu grossen Teilen identische Fragestellungen erlauben im Folgenden eine gemeinsame Auswertung beider Befragungen:

72 % der Befragten gaben an, in jeder Jahreszeit zu kommen. 44 % waren Gelegenheitsbesucher, 31 % sind mehrmals pro Woche anzutreffen. Die meisten der Besuchenden – nämlich 53 % – kamen aus den umliegenden Gemeinden Basel, Münchenstein und Muttenz, 21 % aus der restlichen Nordwestschweiz. Vertreten sind auch Besuchende aus Frankreich, Deutschland und der übrigen Schweiz. Wichtigster Besuchsgrund war jeweils das Spazieren (63 %) und die Erholung (41 %), wobei den Besuchern die Natur (80 %), die Seen und Gewässer (71 %), die Gärten (69 %), die Tiere (66 %), die Spazierwege (61 %) sowie die Ruhe (61 %) gefielen. 7 % störten sich hingegen am (Strassen-)Lärm. Das Füttern der Tiere gaben knapp 10 % als Besuchsgrund an, während sich andererseits 12 % der Besuchenden daran störten. 40 % gaben an, dass sie in der Brüglinger Ebene die Natur zum Teil so fänden, wie sie es sich wünschten, 49 % sogar in vollem Umfang. Die beiden Seen werden von 83 % als schön bis sehr schön empfunden.

den; bezüglich Ufer, Ufergestaltung, Zugang zum Wasser, Steg zum Beobachten und Tiere wird der Quellsee jedoch etwas besser bewertet als der St. Alban-See.

3.2 Petite Camargue Alsacienne

Die heutige Petite Camargue Alsacienne (F) umfasst 906 ha. Das grösste staatliche Naturschutzgebiet in der elsässischen Rheinebene ist in die Gebiete „Île du Rhin“, „Kirchenkopf“ und „Au“ unterteilt und wird von den Siedlungen Rosenau, Village-Neuf, St-Louis-la-Chaussée und Bartenheim-la-Chaussée sowie dem Grand Canal d’Alsace bzw. dem Altrhein umgrenzt (BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 121). Die folgende Beschreibung bezieht sich ausschliesslich auf das Gebiet Au, dem Kern des Naturschutzgebietes (vgl. Kap. 3.2.1.3).

3.2.1 Geschichtliches

3.2.1.1 *Die Entstehung der Flusslandschaft am Oberrhein*

Nach der Bildung des Grabensystems (vgl. z.B. FISCHER 1969; ILLIES 1982) und dem Entstehen des heutigen Flusssystemes (vgl. HAUBER 1992) wurde der Oberrheingraben in den Eis- und Zwischeneiszeiten v.a. von Akkumulation und Erosion und der damit verbundenen Terrassenbildung geprägt. Nach der Würm-Kaltzeit schnitt sich der Rhein im südlichen Oberrhein 5-10 m in den Schotterkörper ein. Nach TITTIZER & KREBS (1996, 17) bot die 30-40 km breite Ebene zwischen Schwarzwald und Vogesen Raum für eine bis zu 12 km breite Flusslandschaft, die sog. holozäne Aue (vgl. LESER 1982, 10ff.). Nach SCHENKER (1992a) war der Rhein zwischen Basel und Karlsruhe aufgrund der Gefälleausprägung und der dadurch bedingten hydrodynamischen Eigenschaften dem Furkationstyp zuzuordnen, welcher durch den Reichtum an Kiesinseln und die hohe Morphodynamik im Fliessgewässerbereich gekennzeichnet ist (Abb. 3.8).

3.2.1.2 *Von der Flusslandschaft zur Kulturlandschaft*

Bis ins 19. Jahrhundert blieb die Auenlandschaft mit ihren vielfältigen Strukturen nördlich von Basel im Wesentlichen erhalten (vgl. DURRER 1992; FREIERMUTH 1997, 29, 37ff.). Der anthropogene Einfluss blieb gering, obwohl bereits im Mittelalter Siedlungsversuche in der Rheinaue unternommen wurden (LENZIN 2004, 12), grossflächige Rodungen zur Bau- und Brennholzgewinnung durchgeführt wurden und der Rhein – als einziger Nord-Süd gerichteter Fluss Mitteleuropas – seit dem 13. Jahrhundert als Schifffahrtsweg genutzt wurde (SULSER 1982, 188; vgl. SCHWABE 1992a). Künstliche Schlingendurchstiche wie auch die Siedlungen in der Aue hatten gegen die natürliche Flussdynamik jedoch keinen Bestand (TITTIZER & KREBS 1996, 24ff.).

Einschneidende Landschaftsveränderungen erfolgten im 19. Jahrhundert im Zuge der Rheinkorrektion (1817-1876 durch J.G. Tulla) und der Kanalbauten (vgl. DECOVILLE-FALLER 1960/61; SCHWABE 1992b; KUNZ 1982). Im Rahmen der Korrektion wurden die Ufer z.T. befestigt, der Rhein konnte jedoch noch mit den Nebengerinnen und abgeschnittenen Altwässern kommunizieren. Grosse Teile der Aue waren allerdings nicht mehr im Einflussbereich strömender Hochwässer und aufgrund der Laufverkürzung intensiviert sich die Tiefenerosion (TITTIZER & KREBS 1996, 27ff.). Das Schaffen optimaler Verhältnisse für die Grossschifffahrt im 20. Jahrhundert setzte die Einengung des Flusses und die Trennung von Fluss und Aue fort. Am tiefgreifendsten erfolgte dies 1925 bis 1959 beim Bau der Staustufen und des Grand Canal d'Alsace (vgl. DECOVILLE-FALLER 1960/61; DIRRIG 1960/61): Betonwände und eine abgedichtete Sohle verhindern jegliche Austauschvorgänge mit dem Grundwasser. Der insgesamt um 8-11 m gesunkene Grundwasserspiegel führte dazu, dass Wasser für die land- und forstwirtschaftlichen Kulturen in der Rheinebene zum limitierenden Faktor wurde und zudem eine komplette Veränderung in der Zusammensetzung der natürlichen Pflanzen- und Tierwelt stattgefunden hat (LFU 2000; UNTERSEHER 1992; PHILIPPI 1982).



Abb. 3.8: Blick vom Isteinerklotz rheinaufwärts gegen Basel um 1820. Der Rhein bei Basel war dem Furkationstyp zuzuordnen. Dieser ist durch seinen Reichtum an Kiesinseln und durch die hohe Morphodynamik im Fliessgewässerbereich gekennzeichnet. Selbst nach der Korrektion durch J.G. Tulla (1817-1876) konnte der Fluss noch mit den Nebengerinnen und abgeschnittenen Altwässern kommunizieren. Tiefgreifendere Folgen hatten allerdings die Kanalisierung und der Staustufenbau im 20. Jahrhundert (vgl. TITTIZER & KREBS 1996; WÜTHRICH & SIEGRIST 1999). (Orig. P. Birmann, Öffentliche Kunstsammlung Basel, Kunstmuseum)

3.2.1.3 Die Entstehung der Petite Camargue Alsacienne

Die durch den Bau des Canal de Huningue vom restlichen Rhein getrennten Altarme und Gewässer im Gebiet Au (Abb. 3.9; vgl. KUMMERT & STUMM 1989, 96) schienen für eine Fischzucht geeignet, so dass 1852/53 die „Pisciculture Impériale de Huningue“ mit einem raffinierten Wasserversorgungskonzept erbaut wurde (vgl. SCHLUMBERGER 1979; DURRER et al. 1997a). Die Fischteiche wurden durch Hangquellen und Giessen sowie mit Rheinwasser aus dem Canal de Huningue gespeist. Erfolgreich wurden Forelleneier künstlich befruchtet und später auch Fische zur Gewinnung von Eiern und Samen gehalten (LENZIN 2004, 15). Nach der Abtretung des Elsass an Deutschland (1871) wurde die Anlage „Kaiserliche Fischzucht Anstalt“ genannt. 1918 ging die Fischzuchtanstalt an die Gemeinde Blotzheim über, wobei sie als „Pisciculture de Blotzheim“ bis 1971 kommerziell in Betrieb war (vgl. BOISSAYE & KNIBIELY 2005).

Seit den 1970er Jahren forderte der Verein „Amis de la Petite Camargue“ zusammen mit anderen Organisationen und Personen die Erhaltung der Gewässer und der sie umgebenden Auenrelikte (vgl. DASKE 1979). Denn nicht nur die zunehmende und mechanisierte landwirtschaftliche Nutzung (vgl. FREIERMUTH 1997, 38ff.) bedrängten das Gebiet: Eine Kläranlage für die Stadt Basel und die elsässischen Gemeinden, das Auffüllen der Altarme mit Bauschutt oder eine grosse Industriezone entlang des Grand Canal d'Alsace waren u.a. vorgesehen (LUTTEN 1984, 10; KIECHEL 1966). Schliesslich konnte – als erstes staatliches Naturschutzgebiet im Elsass – ein Gebiet von 120 ha (Untere Au) am 11. Juni 1982 rechtlich unter Schutz gestellt werden. Dieselbe Fläche konnte durch den Verein „l'eAu vive“ im Gebiet der Mittleren und Oberen Au gepachtet werden. Seit 2001 wird das gesamte Areal – das 2006 auf die genannten 906 ha vergrössert werden konnte – von der „Association Petite Camargue Alsacienne“ verwaltet (LENZIN 2004, 17ff.).

Trotz der massiven und irreversiblen Eingriffe in die Rheinlandschaft konnten sich Auenrelikte in der Au halten. Nach SCHENKER (1992b, 83) und LENZIN (2004, 17) ist dies auf folgende Umstände zurückzuführen:

- Am Hangfuss der bewaldeten Niederterrassenböschung treten Quellen auf, die eine regelmässige Schüttung und eine gleich bleibende, kühle Temperatur aufweisen (allerdings mit zunehmend schlechterer Wasserqualität).
- Trotz der allgemeinen Grundwasserabsenkung in der Oberrheinebene liegt der Grundwasserspiegel in der Petite Camargue Alsacienne relativ hoch, weil der Canal de Huningue das rheinwärts fliessende Grundwasser aus dem Sundgauer Hügelland und den oberen Terrassenstufen staut.
- Das Gebiet ist nach wie vor grossräumig in landwirtschaftlich genutztes Gebiet eingebettet und wurde im Grossen und Ganzen von industriell-gewerblichen Bauten oder Freizeitanlagen verschont.



Abb. 3.9: Übersicht über die heutigen Gewässer (schwarz) in der Petite Camargue Alsacienne. Die Fliessrichtung ist grundsätzlich Richtung Nordwest. Zur Orientierung sind auch Siedlungsflächen und Einzelgebäude (hellgrau) sowie Strassen (dunkelgrau) und Wege (dunkelgrau punktiert) dargestellt. (Orig. O. Stucki; Gewässer in der Au überwiegend gemäss Kartierung der Association de la Petite Camargue Alsacienne)

A = Obere Au, B = Mittlere Au, C = Untere Au, D = Kirchenerkopf, 1 = Grand Canal d'Alsace, 2 = Canal de Huningue, 3 = Augraben, 4 = Rigole, 5 = Grand Pré, 6 = Triangle de l'Écluse, 7 = Étang Petit Triangle, 8 = Étang Waldaue mit Mare des Tritons, 9 = Étang U, 10 = Grand Marais, 11 = Grand Triangle, 12 = Neugraben, 13 = Étang Ornis, 14 = Étang Halle, 15 = Étang Nord, 16 = Chenal des Sources, 17 = Étang Long

Die Petite Camargue Alsacienne ist bekannt für ihre grosse Standortvielfalt auf relativ kleinem Raum und in enger Nachbarschaft zueinander. Dementsprechend gross ist die Anzahl der Publikationen, die die ganze Bandbreite vom Bildband (z.B. BOISSAYE & KNIBIELY 2005; LUTTEN 1984) bis zur wissenschaftlichen Forschung abdecken (z.B. AMRHEIN 2004; LENZIN 2004; JARZAT 2003; DURRER et al. 1997b; FREIERMUTH 1997; BERGER 1993; RASTETTER 1979; LABHARDT 1979; BRODMANN 1979). Der Aufbau der Forschungsstation der Universität Basel in der Petite Camargue Alsacienne ist in DURRER (2001) beschrieben, wo auch eine Übersicht über die bisherigen wissenschaftlichen Resultate zu finden ist.

3.2.2 Das Gewässernetz in der Petite Camargue Alsacienne

Der grösste Teil des Gewässersystems ist auf die Fischzuchtanstalt zurückzuführen. Allerdings wurden die Gewässer im Laufe der Jahre mehr oder minder stark verändert: Einerseits verlandeten sie oder wurden trockengelegt, andererseits wurden einige neu gebaut (v.a. in den 1970er Jahren). Diese Entwicklung wird in DURRER et al. (1997a) ausführlich aufgezeigt. In DURRER et al. (1997b) wird ersichtlich, dass viele (natürliche) Wassergräben, Altarme und Weiher erst in den 1990er Jahren reaktiviert werden konnten. Gleichzeitig wurde ein hydrologisches Konzept erstellt, um Schilf und Riedwiesen periodisch zu überfluten. Eine Übersicht über die Situation der heutigen Gewässer in der Au gibt Abb. 3.9.

Der *Canal de Huningue*, der in Huningue vom Rhein (Einzugsgebietsgrösse bei Basel rund 36'000 km²) abzweigt, sicherte seit 1830 den Anschluss von Huningue an den innerfranzösischen Canal du Rhône au Rhin (Strasbourg-Besançon). Nach dem Bau des Grand Canal d'Alsace wurde die Güterschifffahrt auf dem Canal de Huningue zwischen Huningue und Kembs eingestellt (vgl. RHEINSCHIFFFAHRTSAMT BASEL 1961/62) und die fünf Schleusen auf dieser Strecke durch einfache Überfälle ersetzt. Der Kanal fungierte bereits zur Zeit der ersten Fischzuchtanstalt als Zubringer von Rheinwasser. Heute gibt es mehrere Abzweigungen in die obere und mittlere Au.

Der *Augraben* beginnt bei St-Louis am Terrassenfuss (vgl. Abb. 1.1) und ist die Fortsetzung von Lertzbach und Denschengraben, die auf der Niederterrasse versickern bzw. nur periodisch Wasser führen (MASNADA & WURTZ 2001). Nach etwa 10 km Fliessweg – weitgehend entlang der Niederterrasse – mündet er bei Kembs in den Grand Canal d'Alsace. Der Augraben ist hauptsächlich die Drainage des von Südwesten in die Rheinebene eindringenden Grundwassers. Ursprünglich speiste er verschiedene Fischteiche der Fischzuchtanstalt (vgl. BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 51), aufgrund der zunehmend schlechten Wasserqualität (vgl. MASNADA & WURTZ 2001; MASNADA & WURTZ 2002) wurde er zur Vermeidung von Schäden bei der Fischzucht jedoch umgeleitet. Er durchfließt nun die Petite Camargue Alsacienne auf direktem Weg und wird nicht zur Bewässerung genutzt, kann aber bei Hochwasser Teile des Gebietes überschwemmen (BERGER 1993, 46ff.).

Der bei der ehemaligen Schleuse 2 am Canal de Huningue abzweigende Zuleitungskanal *Rigole* (CH) trägt wesentlich zur Erhaltung des Charakters der Au bei, weil einzelne Gebiete (gesteuert) periodisch überflutet werden können. Das Rheinwasser dient dabei insbesondere auch der Grundwasseranreicherung. Die *Rigole* speist in der mittleren Au das *Grand Pré* (Wässermatten und Altarme) und die flachen Teiche *Triangle de l'Écluse*, *Étang Petit Triangle*, *Étang Waldaue* mit *Mare des Tritons* (SF) und *Étang U* (EU) sowie in der unteren Au den Altarm *Grand Marais*. Der *Grand Triangle* wird über den *Neugraben* mit Wasser versorgt. Dieser zweigt bereits im Gebiet der oberen Au vom Canal de Huningue ab und versorgt dort Altarme mit Wasser. Die Teiche *Étang Ornis*, *Étang Halle* und *Étang Nord* sowie weitere kleine Teiche erhalten ihr Wasser aus den oben genannten Gewässern. Der *Étang Nord* – als „Sammelbecken“ für ein Grossteil des Gebietes (v.a. rechterhand des Augrabens) – und der *Étang Waldaue* entwässern ihrerseits in das *Grand Marais*. Nach der Passage dieses Altarmes mit einem „Endsee“ wird das Wasser unter dem Canal de Huningue hindurch nach Rosenau und zum Drainkanal des *Grand Canal d'Alsace* geführt (BERGER 1993, 48).

Entlang des Terrassenfusses tritt nach BERGER (1993, 46) an über 20 Stellen Hangwasser aus, das im *Chenal des Sources* zu den Aufzuchtbecken der Fischzuchtanstalt geleitet wurde. Der Quellkanal dient heute wieder dem reaktivierten Teil der Fischzucht (LENZIN 2004, 18) und fliesst u.a. in den *Étang Long*. Die Hangquellen werden wahrscheinlich durch die auf der Niederterrasse versickernden Bäche aus dem Sundgauer Hügelland gespeist. Nach SCHENKER (1992b, 83) hat sich die Wasserqualität allerdings aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung auf der Niederterrasse in den letzten Jahren verschlechtert. Der Quellkanal mündet auf der Höhe des *Étang Nord* in den Augrabens.

Im gesamten Gebiet Au gibt es ausserdem verschiedene *Quelltümpel*, die – je nach Grundwasserstand – Mulden und Tiefenlinien füllen. Das Grundwasser korrespondiert natürlicherweise mit den Oberflächengewässern, daher ist die Wasserspiegelhöhe der Quelltümpel zum grossen Teil von der Zuleitungsmenge des Rheinwassers abhängig.

3.2.3 Der Étang U

Nach DURRER et al. (1997a, 3) wurde der *Étang U* beim Bau der Fischzuchtanstalt dort erstellt, wo früher Auenwald und Kulturland war. Auf der Karte der Fischzuchtanstalt von 1861 erscheint der *Étang U* als „Bassin des eaux du Rhin renfermant les brochets, perches, barbeaux et autres espèces ordinaires“ (BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 51). Auf einer Karte von 1885 wurde er mit einer grossen Wasserfläche ohne Inseln dargestellt (DURRER et al. 1997a, 12). Im 20. Jahrhundert verlandete der *Étang U* zunehmend, wie mittels Luftbildern in FREIERMUTH (1997, 40ff., 47, 60ff.) dokumentiert ist (vgl. LUTTEN 1984, 28). Auch BERGER (1993, 53) kartierte den *Étang U* vorwiegend als Schilfbestand bzw. verkrauteter Schilfbestand mit nur sehr kleiner offener Wasserfläche in der Nähe des Einlaufs. Die die ursprüngliche Wasserfläche begrenzenden Dämme sind jedoch bis heute erhalten geblieben (BERGER 1993, 42). Zur Reaktivierung der offenen Wasserfläche wurde der *Étang U* ab 1999/2000 wieder höher eingestaut, in dessen Folge der aus-

gedehnte Schilfbestand stark zurückging (RAIMONDI, mündl. Mitt.) und sich heute auf die eigentlichen Uferbereiche beschränkt. Abgestorbene Bäume und Sträucher, die 60-70 cm tief im Wasser stehen, zeugen v.a. im rechten Schenkel und im Südteil von dieser Massnahme. Um eine erneute Ausbreitung des Schilfs zu verhindern, wird heute der Wasserstand über die Zuleitungsmenge variabel gehalten: im Sommerregime (von April bis Oktober) etwa 15 cm höher als im Winterregime (von Oktober bis März).

Auf der Nord- und Westseite umfließt die Rigole, auf der Ostseite der Fossé Digue Est den Étang U. Die Zuleitung des Wassers aus der Rigole erfolgt im Nordwesten über eine Stellfalle (vgl. DURRER et al. 1997a, 24ff.). In der Nähe der Einleitung reguliert ein Mönch den maximalen Wasserstand (Sommerregime). Das überlaufende Wasser speist den Étang des Silures, der einen Abflusskanal in den Étang Nord besitzt (DURRER et al. 1997a, 27ff.). Eine Halbinsel teilt das Gewässer in Längsrichtung (vgl. Abb. 3.10 & 3.11), wobei der linke Schenkel zum Auslauf führt. Eine schmale Verbindung vom rechten Schenkel zum Auslauf ist ebenfalls vorhanden (Wasserführung bei Sommerregime). Das Wasser des Étang U fließt in den alten Neugraben, der in den Étang Ormis mündet.



Abb. 3.10: Ansicht des Étang U vom nordöstlichen Ufer. Rechts im Bild ist die Halbinsel sichtbar (8.3.2005). (Foto: O. Stucki)

Ausgedehnte Schilfbestände sind heute entlang des östlichen Ufers und der Halbinsel zu finden. Die restlichen Uferabschnitte sind vorwiegend mit Bäumen und Sträuchern bestockt (Abb. 3.10). Laut DURRER (mündl. Mitt.) kommen im Étang U keine submerse Makrophyten vor, wohl aber festsitzende (grosse) Algen und Diatomeen, die das Wasser im Sommer bräunlich färben. Gemäss den Infotafeln im Beobachtungsstand am nordwestlichen Ufer schwimmen im Étang U Rapfen (*Aspius aspius*), Hecht (*Esox lucius*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Döbel (*Leuciscus cephalus*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Brachsen (*Abramis brama*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) umher.

Im Bereich des Auslaufs befindet sich der Appendix Étang U, ein vollständig von Schilf bewachsener und von Wald umgebener Flachwasserbereich, der periodisch mit Wasser aus dem Étang U und Sickerwasser aus dem Fossé Digue Est gespeist wird.



Abb. 3.11: Totholz und Schilfröhricht in einer Bucht der Halbinsel (31.5.2005). (Foto: O. Stucki)

3.2.4 Erholungsnutzung in der Petite Camargue Alsacienne

Das Gebiet bildet heute ein beliebtes Naherholungsgebiet für die Bevölkerung der umliegenden Siedlungen wie auch für die Stadt Basel. Ende der 1980er Jahre erreichte die Besucherzahl 12'000-15'000 Personen pro Jahr, wobei an einem schönen Sonntag im Frühsommer 500-600 Besucher gezählt werden konnten (SCHENKER 1992b, 88). Im Jahr 2002 wurden im Naturschutzgebiet hingegen bereits etwa 30'000 Personen registriert (LENZIN 2004, 23). Heute sind es 40'000, wovon 30 % aus der Schweiz kommen (SCHENK 2006). Dieser Anstieg der Besucherfrequenzen zeigt, dass eine Lenkung und Kanalisierung der Besucherströme auf markierte Fusswege erforderlich ist. Es ist dies eine der wichtigsten Massnahmen, um flächige Schäden und Störungen – insbesondere während der Brutzeit – zu verhindern. Trotzdem sollte den Besuchern so wenig wie möglich vorenthalten werden.

Bei einer im Herbst 1994 durchgeführten Besucherbefragung stellte sich heraus, dass das Interesse an der Natur den Hauptgrund (72 %) für den Besuch des Naturschutzgebietes darstellte. So schätzten 71 % der Befragten die unberührte Natur und 61 % die Ruhe. Am meisten wurden Pflanzen beobachtet (64 %), gefolgt von Vögeln (62 %) und Amphibien (37 %). 49 % besuchten das Gebiet zur Erholung und Entspannung, 48 % um der Bewegung willen. 62 % der Befragten besuchten die Petite Camargue Alsacienne regelmässig (DURRER et al. 1995).

4 Methodik

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden – entsprechend den Fragestellungen – verschiedene Untersuchungsmethoden und Arbeitsweisen angewendet, welche im Folgenden beschrieben werden. Neben der Erfassung der allgemeinen Grössen (Kap. 4.1) und der Analyse des Wassers (Kap. 4.2) und der Sedimente (Kap. 4.3) von Quellsee und Étang U wurden im Gebiet der Brüglinger Ebene auch Kartierungen (Kap. 4.4), qualitative Beobachtungen (Kap. 4.5) und Passantenzählungen (Kap. 4.6) durchgeführt.

4.1 Allgemeine Grössen und Parameter

Als Grundlage für die weiteren Untersuchungen mussten in einem ersten Schritt von beiden Gewässern allgemeine Grössen wie Wasserfläche, Tiefe, Volumen und Wasseraufenthaltszeit ermittelt werden.

4.1.1 Wasserfläche, Tiefe, Volumen

Von der GIS-Fachstelle des Vermessungs- und Meliorationsamtes des Kantons Basel-Landschaft wurde für das Gebiet der südlichen Brüglinger Ebene ein GIS-Grundlagenplan im Massstab 1:2'000 sowie ein Orthophoto geordert. Anhand dieser Grundlagen sowie mittels Detailkartierungen im Gelände wurde das Gewässernetz in ArcGIS 9 (ESRI, USA) digitalisiert. Die Seebodenmorphologie des Quellsees konnte nach dem Ausführungsplan der Architektengemeinschaft Atelier Stern und Partner + E. Neuenschwander sowie mittels durchgeführten Tiefenmessungen bestimmt werden. Die nun bekannten Wassertiefen und die im ArcGIS berechnete Wasserfläche erlaubten die Bestimmung des Seevolumens nach dem Facettenverfahren.

Auf Grundlage des Gewässerplans der Petite Camargue Alsacienne sowie mittels Detailkartierungen im Gelände wurde eine Karte des Étang U erstellt. Da es sich dabei nicht um eine GIS-Karte handelte, wurde die Wasserfläche mit Hilfe des Papiergewichtes bestimmt. Zur Tiefenbestimmung wurden insgesamt 71 Tiefenmessungen in fünf Transekten und als Einzelpunkte durchgeführt. Daraus konnte die mittlere Tiefe und somit das Seevolumen berechnet werden.

4.1.2 Theoretische Wasseraufenthaltszeit

Die theoretische Wasseraufenthaltszeit – die Zeit also, die zum Füllen eines leeren Seebeckens erforderlich ist – wird v.a. durch den Zufluss, den Niederschlag, die Verdunstung und das Seevolumen bestimmt. Zur Vereinfachung wurde das Seevolumen (berechnet aus der mittleren Tiefe) als konstant angesehen, Niederschlag und Verdunstung ver-

nachlässigt. Die theoretische Wasseraufenthaltszeit (t_w) lässt sich somit aus dem Quotienten des Seevolumens (V_s) und dem mittleren Zufluss (mQ) ermitteln:

$$t_w = V_s \cdot mQ^{-1}$$

Der Quellsee in der Brüglinger Ebene wird einerseits mit Birswasser und andererseits mit Grundwasser gespeist. Von der Grundwasserförderung liegen monatliche Mengenangaben vor. Für die Messung des oberirdischen Zuflusses wurde ein Einlaufwehr erstellt (Rechteckquerschnitt, vgl. z.B. LUCAS 2001; GRANT & DAWSON 1997), bei dem mittels Wasserstandsmessung die Durchflussmenge ermittelt werden konnte. Wie in Tab. 4.1 zu sehen ist, wurde diese Messung mindestens einmal wöchentlich vorgenommen ($n = 265$).

Die zufließende Wassermenge aus der Rigole in den Étang U in der Petite Camargue Alsacienne konnte nicht ermittelt werden, da das Einlaufbauwerk im Rückstaubereich liegt (besonders beim Sommerregime). Es wurde daher lediglich eine Schätzung gemacht. Eine unbekannt Grössenordnung haben bei diesem Gewässer ausserdem die Austauschvorgänge mit dem Grundwasser.

4.1.3 Evapotranspiration

Die Verdunstung freier Wasserflächen stellt im Wasserhaushalt einzelner Gewässer eine nicht zu vernachlässigende Verlustgrösse dar. Eine hinreichend exakte Bestimmung – v.a. bei Betrachtungen in kleinen räumlichen und zeitlichen Skalen – bereitet grosse Schwierigkeiten: Die Effektivität des Verdunstungsvorganges ist in komplexer Weise von verschiedenen Einflussfaktoren und Randbedingungen abhängig, die nur schwer erfassbar sind. Dementsprechend gibt es eine Reihe von Ansätzen und Verfahren, wie in VIETINGHOFF (2000) dargestellt ist.

Weil der Quellsee bei abgestellter Grundwasserpumpe, verschlossenem Einlaufwehr und genügend tiefem Wasserstand ein abflussloses Becken darstellt, lag es nahe die Evapotranspiration (Verdunstung der freien Wasserfläche und Transpiration der im See fusenden Pflanzen) in einem Feldversuch zu ermitteln. Die tägliche Änderung des Wasserstands wurde – jeweils bei schönem Wetter – einerseits im Januar 2005 über drei Tage (Wintersituation, aber ohne Eis) und andererseits im Juli und August 2005 über insgesamt sechs Tage (Sommersituation) aufgezeichnet.

4.1.4 Eisbedeckung

Die Bildung und das Schmelzen der Eisdecke von Seen oder Flüssen können als zeitlich abhängige Reaktionen auf die jahreszeitlichen Schwankungen der Lufttemperatur angesehen werden (vgl. z.B. LIVINGSTONE 2004). Während in höheren Lagen die Gewässer durchwegs für mehrere Monate zufrieren, geschieht dies in tiefen Lagen der Schweiz nur in sehr strengen Wintern und höchstens über eine Zeitdauer von Tagen bis Wochen. Aus

diesem Grund wurden beim Quellsee diejenigen Tage als Tage mit Eisbedeckung gezählt, an denen eine zeitweilige (z.B. Nacht bis Mittag) oder permanente (über mehrere Tage) Eisschicht mehr als die Hälfte der Wasserfläche abdeckten.

4.2 Wasseruntersuchungen

Für die Charakterisierung der Wasserqualität wurden der Quellsee und der Étang U sowie ihre Zuflüsse in den Jahren 2003 bis 2005 mittels verschiedenen Messtechniken und in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung untersucht. Dabei wurden sowohl direkte Feldmessungen wie auch Laboranalysen nach standardisierten Methoden und Empfehlungen durchgeführt (vgl. WÜTHRICH & LESER 2006; EDI 1983; EDI 1982; HÜTTER 1994), teilweise aber auch eigene bzw. modifizierte Methoden eingesetzt.

Tabelle 4.1 gibt einen chronologischen Überblick über die Messungen. Das Messnetz mit den Probenahmestellen rund um den Quellsee ist in Abb. 4.1 ersichtlich, dasjenige des Étang U in Abb. 4.2. Die Messungen waren in das Gesamtprogramm des MGU-Projektes eingebunden, weshalb in den Abbildungen z.T. auch benachbarte (aber hier nicht behandelte) Probenahmestellen enthalten sind (vgl. hierzu GEISSBÜHLER 2007).

4.2.1 Temperaturmessung (Permanente Messstation)

Im Quellsee wurde für die permanente (stündliche) Aufzeichnung der Wassertemperatur an der langen (d.h. östlichen) Brücke eine Messstation installiert (QST21_{10/130}). An der Unterseite der Brücke wurde dazu ein Winkelprofil angeschraubt, an dem die beiden Temperatursensoren (Pt 100) in 10 und 130 cm Tiefe befestigt waren (max. Wassertiefe 140 cm). Die Daten wurden von einem Datenlogger (Squirrel Meter/Logger; Grant, GB) gespeichert, der in einem am äusseren Längsträger der Brücke angeschraubten Kasten eingerichtet war (vgl. Abb. 4.3). Die Station war zwischen dem 8. Juli 2003 und dem 5. Januar 2006 in Betrieb.

Weil die Brücke im Jahre 2005 neu gebaut wurde, musste die Messstation vom 8. April bis zum 3. Mai auf die Insel im Nordteil des Quellsees verschoben werden (QST7₁₀). Aufgrund des an dieser Stelle flach abfallenden Ufers wurde während dieser Zeit nur in 10 cm Tiefe gemessen.

Tab. 4.1 (Folgende Seite): Chronologische Übersicht über die Messungen (Analysen des Wassers und der Sedimente) in der Brüglinger Ebene (Quellsee) und in der Petite Camargue Alsacienne (Étang U) in den Jahren 2003 bis 2005. Die Messungen erfolgten in verschiedenen Zeitintervallen: — = kontinuierliche Messung (stündliche oder halbstündliche Messwerte), ● = (mindestens) eine Messung pro Woche, ○ = (mindestens) eine Messung pro Monat bzw. Einzelmessung.

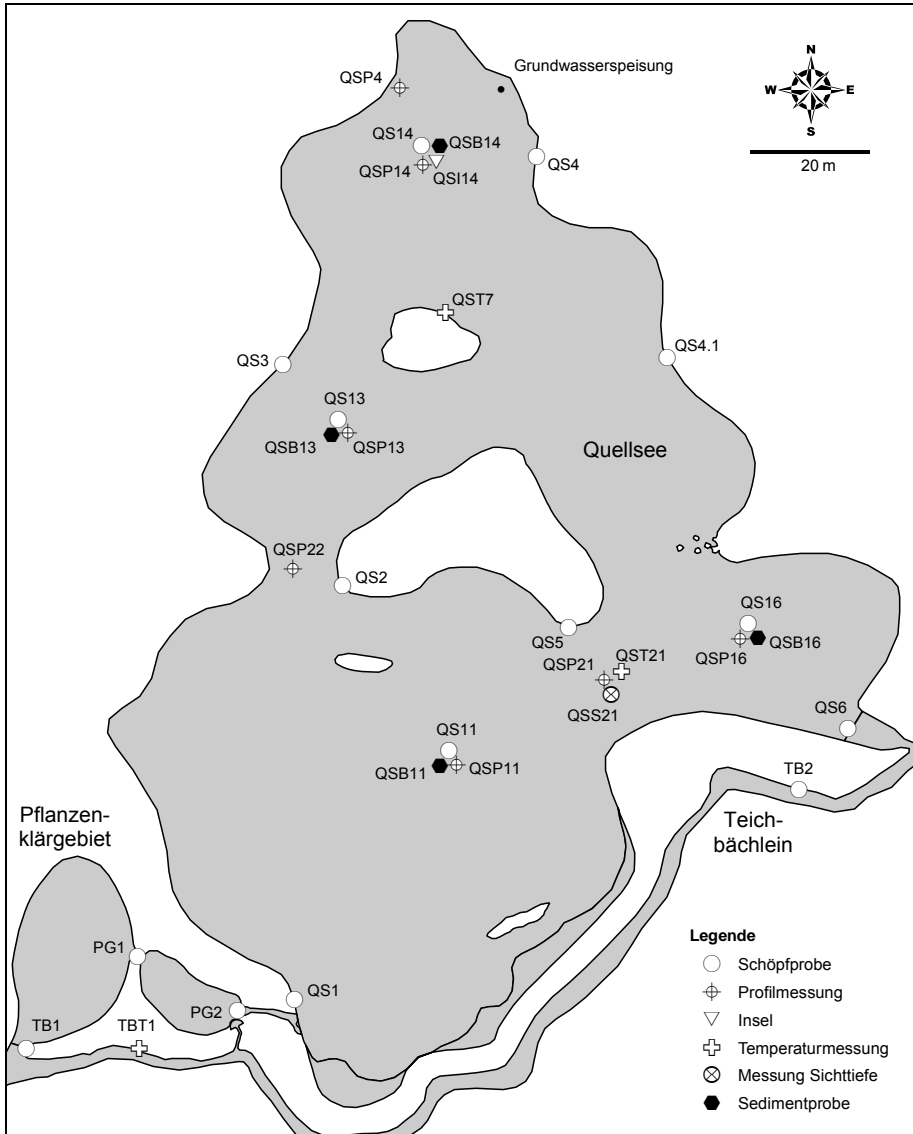


Abb. 4.1: Übersicht über das Messnetz rund um den Quellsee. Die zeitliche Auflösung der Probenahme sowie die Messtechnik sind in der Tab. 4.1 ersichtlich bzw. werden im Text erläutert. Die Speisung des Quellsees erfolgt durch Wasser aus dem Pflanzenklärgelände und durch Grundwasser. Die Probenahmestelle des Grundwassers (Fassung 20.J.69) ist ausserhalb des Parks „Im Grünen“ und daher hier nicht dargestellt. (Orig. O. Stucki)

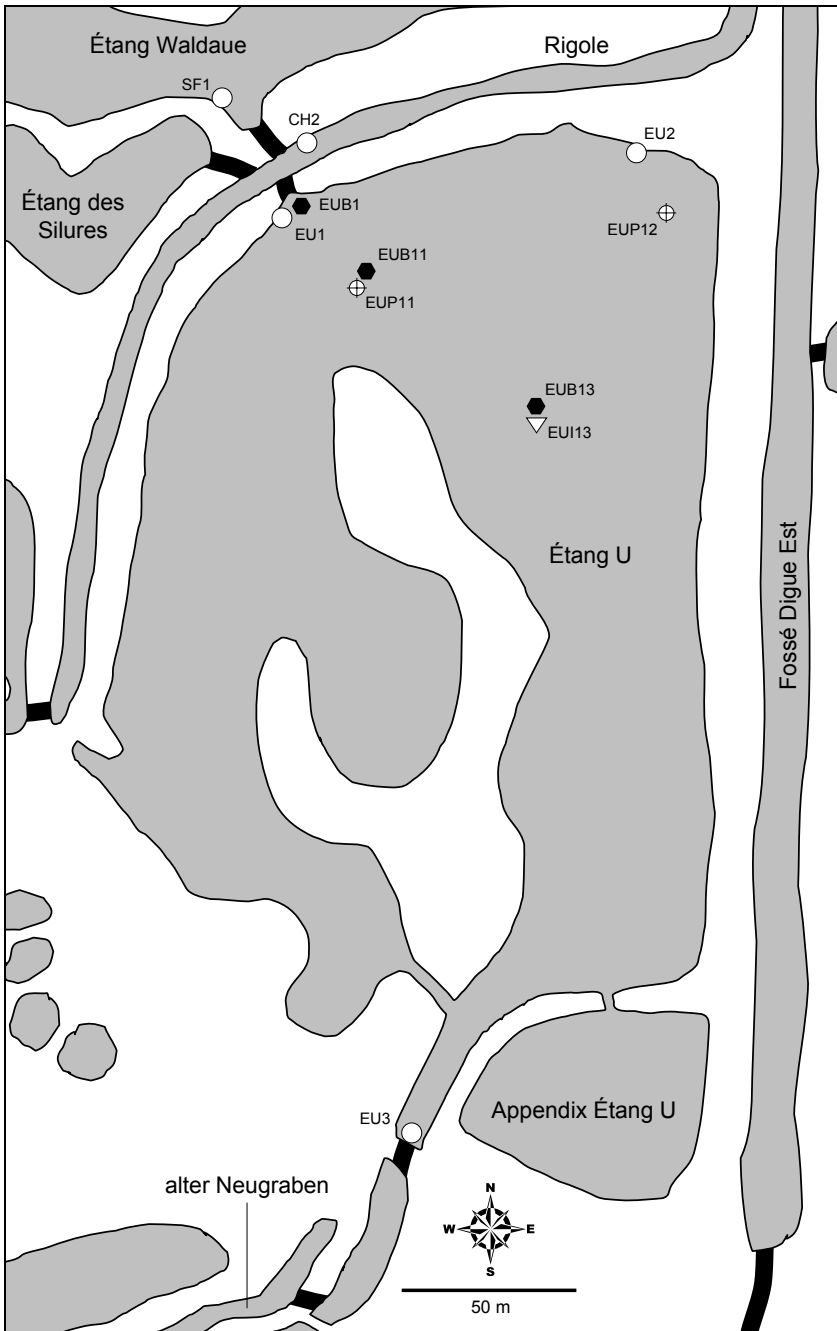


Abb. 4.2: Übersicht über das Messnetz rund um den Étang U. Die zeitliche Auflösung der Probenahme sowie die Messtechnik sind in der Tab. 4.1 ersichtlich bzw. werden im Text erläutert. Die Symbole entsprechen jenen aus Abb. 4.1. Die Speisung des Étang U erfolgt durch Wasser aus der Rigole. (Orig. O. Stucki)



Abb. 4.3: Der Datenlogger für die stündliche Aufzeichnung der Wassertemperatur im Quellsee (QST21_{10/130}) war in einem Kasten untergebracht, der am äusseren Längsträger der langen Brücke montiert war. Für das Auslesen der Daten musste der Kasten jeweils aufgeschraubt werden (21.12.2004). (Foto: U. Geissbühler)

4.2.2 Secchi-Sichttiefe

Bereits FOREL (1901, 141ff.) beschäftigte sich mit den Faktoren, die dem Verschwinden eines sinkenden, beleuchteten Gegenstandes in Seen zu Grunde liegen. Die Methode zur Bestimmung dieser Sichtbarkeitsgrenze mit dem Versenken einer weissen Scheibe wurde allerdings bereits in den 1860er Jahren von J.L. Ritter und A. Secchi mit wissenschaftlicher Genauigkeit angewendet. Dabei ist die Tiefe, in der die Secchi-Scheibe verschwindet, umgekehrt proportional zur durchschnittlichen Menge von organischen und anorganischen Partikeln in der Wassersäule zwischen der Scheibe und der Wasseroberfläche (PREISENDORFER 1986; SIEGENTHALER 2003; SCHEFFER 2004, 23ff.).

Im Falle des Quellsees mit geringer mineralischer Trübung ist die Secchi-Sichttiefe Indikator für die biologische Aktivität der planktischen Algen. Sie wurde jeweils in einem morgendlichen Zeitfenster zwischen 8:30 und 9:30 Uhr von der langen Brücke aus gemessen (QSS21). Die Messungen erfolgten vom 20. März 2003 bis zum 28. Dezember 2005 mindestens wöchentlich, z.T. jedoch auch zwei- bis viermal pro Woche. Am Messpunkt betrug die Wassertiefe 140 cm, der Abstand zwischen den Augen des Beobachters und der Wasseroberfläche 190 cm. Während dem Zeitfenster lag die Wasseroberfläche im Schatten der Brücke. Die störenden Oberflächenreflexe konnten zudem durch genügend weites Vorlehnen über das Brückengeländer vermindert werden.

Zur Anwendung kam eine runde Secchi-Scheibe von 20 cm Durchmesser mit alternierend schwarz und weiss gefärbten Quadranten (vgl. SPELLMAN & DRINAN 2001, 218). Das mittlere Wertepaar (Wassertiefe beim Verschwinden und beim Wiedererscheinen der Scheibe) von mindestens drei Messungen wurde auf 1 cm Genauigkeit protokolliert (vgl. HÜTTER 1994, 259ff.). Zusätzlich wurden im Protokoll die Wetterbedingungen festgehalten.

4.2.3 Schöpfproben

Im Gebiet des Quellsees wurden von Januar 2003 bis August 2005 monatlich morgendliche (zwischen 8:15 und 9:15 Uhr) Schöpfproben entnommen (PG2, QS1, QS6, QS4.1, QS4, QS3, QS2, QS5; immer in der gleichen Abfolge). Die Ermittlung der Wasserqualität erfolgte dabei einerseits direkt im Feld (einfach zu messende bzw. sich rasch verändernde Parameter) und andererseits im Labor des Geographischen Instituts. Quartalsweise wurde die Probenahme von Oktober 2003 bis Juli 2005 durch Schöpfproben von Tiefenwasser ergänzt, d.h. es wurden zusätzliche Wasserproben im Quellsee von der Wasseroberfläche sowie über Grund genommen (QS11_{0/160}, QS16_{0/130}, QS14_{0/170}, QS13_{0/140}). Das Tiefenwasser wurde mit einem Unterwasser-Probennehmer (Büchi, CH) an die Oberfläche gefördert. Für die ortsfeste Lokalisierung der Messpunkte im Quellsee wurden Bojen installiert (vgl. Kap. 4.2.5). Ausserdem wurde von Januar bis August 2005 monatlich eine Probe des den Quellsee speisenden Grundwassers analysiert (GW). Dieses wurde für die Probenahme direkt in der Fassung 20.J.69 aus dem Grundwasserkörper hochgepumpt.

Von Januar bis Dezember 2005 wurden auch im Gebiet des Étang U monatlich morgendliche (zwischen 8:45 und 9:30 Uhr) Schöpfproben entnommen (EU3, CH2, EU1, EU2; immer in der gleichen Abfolge). Die Ermittlung der Wasserqualität erfolgte mit denselben Feldmessungen und Laboranalysen wie beim Quellsee.

4.2.3.1 Feldmessungen

Im Gelände wurde mit einer Glas- oder PE-Flasche an jedem Messpunkt eine Schöpfprobe gewonnen und darin sofort die Sauerstoffsättigung und den Sauerstoffgehalt, die Wassertemperatur, die spezifische elektrische Leitfähigkeit und den pH-Wert bestimmt. Für die Trübungsmessung wurde eine Messgerät-spezifische Glasküvette eingesetzt. Tabelle 4.2 zeigt eine Zusammenstellung der eingesetzten Feldmessgeräte.

Tab. 4.2: Zusammenstellung der eingesetzten Feldmessgeräte.

Parameter	Einheit	Gerätetyp	Hersteller	Kalibration
Sauerstoff (bis VIII/04)	% und mg/L	Model 830	Orion, USA	Wassergesättigte Luft
Sauerstoff (ab IX/04)	% und mg/L	LDO HQ 10	Hach, USA	Werkseitig
Spez. elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	Lf-91	WTW, D	2.77 mS/cm bei 25 °C
Wassertemperatur	°C	In Sauerstoff und Leitfähigkeit integriert		werkseitig kalibriert
pH		pH 96	WTW, D	pH 4 & 7
Trübung (ab V/03)	FNU	Turb350 IR	WTW, D	4 Kalibrierstandards

4.2.3.2 Laboranalyse

Die im Gelände gewonnenen Proben wurden kühl und dunkel in Glasflaschen (100 mL) transportiert und unmittelbar nach Rückkehr im Labor weiterverarbeitet (vgl. WÜTHRICH & LESER 2006). Das filtrierte Wasser (0.45 µm-Filter) wurde dabei auf folgende Inhaltsstoffe untersucht: Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), UV-Extinktion (SAK 254),

Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-), Orthophosphat (PO_4^{3-}), Sulfat (SO_4^{2-}) und Chlorid (Cl^-). Eine Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte gibt Tab. 4.3. Die Messwerte von Ammonium, Nitrat und Orthophosphat wurden anschliessend in $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ (SRP = gelöster reaktiver Phosphor) umgerechnet.

Tab. 4.3: Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte für die Analyse des Oberflächenwassers.

Parameter	Einheit	Gerätetyp	Hersteller
DOC	mg/L	TOC-5000 A Analyzer	Shimadzu, J
UV-Extinktion	1/m	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer, USA
Ammonium	mg/L	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer, USA
Nitrat (bis VIII/03)	mg/L	Ionenselektive Nitrat-Elektrode mit 692 pH/Ion Meter	Metrohm, CH
Nitrat (ab IX/03)	mg/L	690 Ion Chromatograph	Metrohm, CH
Orthophosphat	mg/L	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer, USA
Sulfat (ab X/03)	mg/L	690 Ion Chromatograph	Metrohm, CH
Chlorid (ab X/03)	mg/L	690 Ion Chromatograph	Metrohm, CH

4.2.3.3 Bakteriologische Kolonieentwicklung

Ab Dezember 2003 wurden auch Wasserproben mit sterilen Glasflaschen (100 mL) gesammelt, an denen mittels Membranfiltration die Koloniebildenden Einheiten (KBE) von *Escherichia coli* (*E.coli*) sowie den totalen koliformen Keimen bestimmt wurden (Tab. 4.4). Das angewendete Verfahren basiert auf der im Schweizerischen Lebensmittelbuch (SLMB) vorgeschriebenen Methode (SLMB 56 E.3). Aufgrund der relativ hohen Keimzahlen wurde mit einer Verdünnung von 1:100 gearbeitet. Die Keimzahlbestimmung wurde monatlich (entsprechend den Schöpfproben) bei den Messpunkten TB1, PG2, QS1, QS6, CH2, EU1, EU2 und EU3 sowie einmalig am 21. Juli 2005 bei QS11_{0/160} und QS14_{0/170} durchgeführt.

Tab. 4.4: Ansatzbedingungen für die bakteriologische Kolonieentwicklung.

Parameter	Nährmedium	Hersteller	Bebrütung
<i>Escherichia coli</i> (<i>E.coli</i>)	m-ColiBlue 24	Hach, USA	44 °C über 24 h
Totale koliforme Keime	m-ColiBlue 24	Hach, USA	44 °C über 24 h

4.2.3.4 Chlorophyll-a

Chlorophyll gehört zu den charakteristischen Pigmenten von Algen und ist für die Photosynthese verantwortlich. Die Bestimmung des Gehalts an Chlorophyll ermöglicht die Abschätzung der Biomasse bzw. der Photosyntheseleistung. Allerdings hängt der Chlorophyllgehalt nicht nur von der Biomasse, sondern auch von der Algenart, der Jahreszeit und anderen Umweltfaktoren ab (EDI 1983, A/11 ff.).

Die Messung der Extinktion bei 662 nm (2. Absorptionsmaximum von Chlorophyll-a) an ungefilterten Proben wurde von Januar 2004 bis Dezember 2005 mit dem Lambda 2 UV/VIS Spectrometer (Perkin-Elmer, USA) durchgeführt (in der Einheit 1/cm). Dies erlaubte es, Unterschiede bezüglich Chlorophyllgehalt einerseits zwischen den verschie-

denen Probenahmestellen (Gewässertypen) und andererseits im Jahresverlauf aufzuzeigen. Die Zuordnung des Gehalts an Chlorophyll-a (Chl_a) zum Wert der Extinktion bei 662 nm (E_{662}) erfolgte mittels einer Regressionsrechnung: An zehn (jahreszeitlich verteilten) Proben des Quellsees (QS5) wurde das Chlorophyll-a nach EDI (1983, A/11ff.) quantitativ bestimmt und zur Extinktion im ungefilterten Zustand in Beziehung gesetzt. Dies ergab folgende Gleichung der Regressionsgerade ($R^2 = 0.94$):

$$\text{Chl}_a [\text{mg}/\text{m}^3] = 1130.9 \cdot E_{662} - 0.0941 \quad (\text{Quellsee})$$

Beim Étang U (EU2) war die quantitative Bestimmung des Gehalts an Chlorophyll-a aufgrund geringerer Phytoplanktondichte und Probleme beim Abfiltrieren schwieriger, so dass lediglich drei Wertepaare der Gleichung zugrunde gelegt werden konnten ($R^2 = 0.49$):

$$\text{Chl}_a [\text{mg}/\text{m}^3] = 535.4 \cdot E_{662} + 1.2188 \quad (\text{Étang U})$$

Anhand des Chlorophyll-a-Gehalts (Chl_a) ist mit folgender Annahme nach SOMMER (1994, 3ff.) eine grobe Abschätzung des Gesamtkohlenstoffgehalts der Phytoplanktonbiomasse (C_p) möglich:

$$C_p [\text{mg}/\text{m}^3] = 50 \cdot \text{Chl}_a [\text{mg}/\text{m}^3]$$

4.2.4 Profilmessungen

Im Quellsee wurden zur Erfassung der täglichen und jahreszeitlichen Änderungen in der Wassersäule von Februar 2003 bis Dezember 2004 monatlich ein bis zwei Profilmessungen durchgeführt. Dazu wurde die Multiparametersonde YSI 6600 (YSI Incorporated, USA) eingesetzt (Abb. 4.4), welche mit Sensoren für die Parameter Sauerstoffsättigung und Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, spezifische elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung ausgerüstet war (Tab. 4.5).



Abb. 4.4: Als Messpunkte (vgl. Abb. 4.1) dienten bei den Profilmessungen einerseits die beiden Brücken über den Quellsee (linkes Bild: QSP22, 13.2.2003), andererseits wurde ein Boot zur Hilfe genommen, das beim Messpunkt an einer Boje verankert war (rechtes Bild: QSP14, 8.7.2003). (Foto links: U. Geissbühler, Foto rechts: T. Vögli)

Tab. 4.5: Übersicht über die eingesetzten Sensoren der Multiparametersonde YSI 6600.

Parameter	Einheit	Sensortyp	Messbereich	Auflösung	Kalibration
Sauerstoff	%	6562	0-500	0.1	Wassergesättigte Luft
Sauerstoff	mg/L	6562	0-50	0.01	Wassergesättigte Luft
Spez. elektr. Leitfähigkeit	mS/cm	6560	0-100	0.001	2.77 mS/cm bei 25 °C
Wassertemperatur	°C	6560	-5-45	0.01	werkseitig
pH		6561	0-14	0.01	pH 4, 7 & 9
Trübung	FNU	6026	0-1'000	0.1	Nullpunkt

An der Wasseroberfläche beginnend wurden pro 10 cm Tiefe jeweils vier Datensätze (15 s-Intervall) aufgezeichnet, wobei davon in der Regel der dritte verwendet wurde. Die Messungen waren einerseits als Abfolge von sechs Messpunkten (QSP11, QSP16, QSP14, QSP13, QSP22, QSP21) zwischen 8:15 und 10:30 Uhr, andererseits als Tagesmessung (stündliche Wiederholung über sieben bis elf Stunden bei QSP21 und QSP4, am 8. Juli 2003 auch bei QSP14 und QSP11) angelegt. Für jeden Messpunkt wurden jeweils die (Wetter-)Bedingungen protokolliert (z.B. direkte Sonneneinstrahlung, Eis). Für die ortsfeste Lokalisierung der Messpunkte im Quellsee wurden Bojen installiert (vgl. Kap. 4.2.5).

Im Étang U wurde im Mai 2005 (mittags) eine Profilmessung durchgeführt (EUP11, EUP12). Aufgrund der – im Vergleich zum Quellsee – noch geringeren Wassertiefe erschienen weitere Messungen überflüssig (Daten nicht dargestellt).

4.2.5 Insel (Periodische Messstation)

Quartalsweise wurden von Oktober 2003 bis Juli 2005 im tiefsten Becken des Quellsees zwei Multiparametersonden (YSI 6600; YSI Incorporated, USA) in 5 und 170 cm Tiefe verankert (QSI14_{5/170}). Diese zeichneten während fünf bis zehn Tagen halbstündliche Werte von Sauerstoffsättigung, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, spezifischer elektrischer Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung auf (vgl. Tab. 4.5). Dadurch konnten jahreszeitliche und v.a. tageszeitliche Änderungen im Oberflächenwasser und über der Sedimentoberfläche vertiefend erforscht werden. Während der Dauer der Messung wurden wiederum die (Wetter-)Bedingungen protokolliert.

Die YSI-Sonden waren an zwei schwimmenden Inseln aus Polyäthylenschäum befestigt, welche wiederum an einer (Unterwasser-)Boje festgemacht waren (Abb. 4.5). Die Boje (PET-Flasche) war an einer auf dem Sediment aufliegenden Gehwegplatte (50 • 50 cm) verankert. Insgesamt wurden vier solcher Bojen im Quellsee installiert und dienten der ortsfesten Lokalisierung der Messpunkte (Schöpfproben, Profilmessungen, Sedimentkerne).

Im Étang U wurden im Juli und November 2005 ebenfalls die Tagesganglinien oben genannter Parameter aufgenommen. Aufgrund der geringen Wassertiefe (90 cm) wurde jedoch – im Gegensatz zum Quellsee – nur eine YSI-Sonde verwendet (EUI13₅), welche an einem im Sediment eingeschlagenen Winkelprofil verankert war (Abb. 4.6).

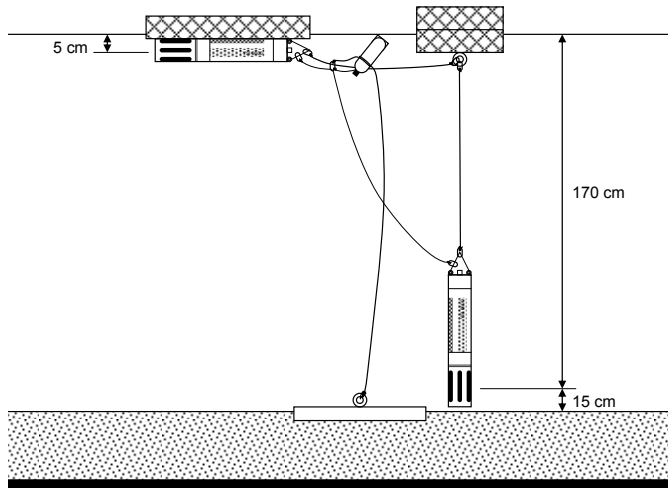


Abb. 4.5: Für die Erfassung von Tagesganglinien wurden im Quellsee zwei Multiparametersonden YSI 6600 in 5 und 170 cm Tiefe an zwei schwimmenden Inseln befestigt (QS114_{5/170}), welche an einer Boje verankert waren. Die an einer Gehwegplatte festgemachte Boje wurde auch für das Festmachen des Bootes bei den Profilmessungen, den (Tiefenwasser-)Schöpfproben und der Gewinnung der Sedimente verwendet. (Orig. O. Stucki)

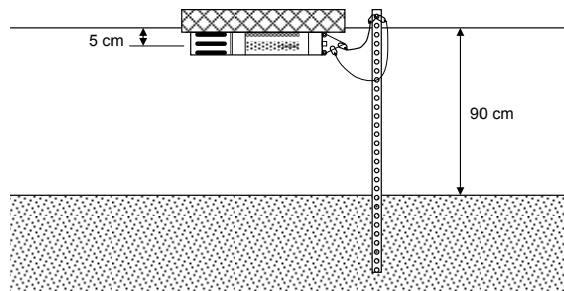


Abb. 4.6: Für die Erfassung von Tagesganglinien wurde im Étang U eine Multiparametersonde YSI 6600 in 5 cm Tiefe an einer schwimmenden Insel befestigt (EU113₅), welche an einem eingeschlagenen Winkelprofil verankert war. (Orig. O. Stucki)

4.3 Sedimentuntersuchungen

Sedimente stellen das Gedächtnis eines Sees dar und zeigen ein integrierendes Abbild des Gewässerzustandes (Einzugsgebiet). Durch Anlagerung an Schwebstoffe und Sedimente können Stoffe dem Wasser entzogen werden. Unter bestimmten physikalisch-chemischen Bedingungen werden sie jedoch remobilisiert und gehen wieder in Lösung. Sedimente stellen daher sowohl Senken wie auch potenzielle Quellen dar (vgl. dazu z.B. CALMANO 2001; HUPFER 2001), sind aber zugleich auch Lebensraum für zahlreiche Organismen und Biozöosen.

4.3.1 Sedimentkerne

Mit einem Kernstecher (Eijkelkamp, NL) wurden am 8. Juni 2004 im Quellsee (QSB11, QSB13, QSB14, QSB16) und am 22. November 2005 im Étang U (EUB11, EUB13) pro Probenahmestelle drei Sedimentkerne (\varnothing 3.8 cm) gefördert. Diese wurden nach der Entnahme in Halbschalen (aus PE) ausgestossen, fotografisch festgehalten und für die weitere Verarbeitung dunkel ins Labor des Geographischen Instituts transportiert. Zusätzlich wurden im Étang U mit einem Greifer Oberflächenproben (EUB1) gewonnen, welche zusammen mit den Sedimentkernen analysiert wurden.

Im Quellsee konnte mit einer den Kernstecher umschliessenden quadratischen Scheibe bei der Entnahme der Sedimentkerne gleichzeitig die Sedimentmächtigkeit in den tiefen Becken bestimmt werden (Abb. 4.7).



Abb. 4.7: Eine den Kernstecher (Länge 70 cm) umschliessende Scheibe diente bei der Sedimententnahme der Bestimmung der (weichen) Sedimentoberfläche. Gleichzeitig konnte damit die Sedimentmächtigkeit im Quellsee gemessen werden (16.4.2004). (Foto: U. Geissbühler)

4.3.1.1 Chemische Analyse

Zwei Sedimentkerne pro Probenahmestelle (a und b) wurden für die chemische Analyse verwendet (vgl. WÜTHRICH & LESER 2006). Dazu wurden sie mittels gleichmässigen Schnitten schichtweise aufgeteilt (Tab. 4.6). An den insgesamt 54 Proben (30 Quellsee, 24 Étang U) wurde noch im feldfrischen Zustand der pH-Wert (KCl 1:2.5) bestimmt, an der Hälfte der Proben (ein Sedimentkern pro Probenahmestelle) auch der Feuchtigkeitsgehalt (Trocknung bei 90 °C). Im Folgenden wurden die Proben bei 40 °C getrocknet. An den im Mörser fein zerriebenen Proben wurden die Nährstoffe (AL-Extrakt 1:10) Calcium (Ca^{2+}), Magnesium (Mg^{2+}), Kalium (K^+) und Phosphor ($\text{P}_2\text{O}_5\text{-P}$ und $\text{T-PO}_4\text{-P}$) und die Schwermetalle Blei (Pb), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Cadmium (Cd) bestimmt sowie eine CHN-Analyse (C_{tot} , C_{anorg} , C_{org} , H_{tot} , N_{tot} , C:N) durchgeführt. Eine Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte gibt Tab. 4.7.

Tab. 4.6: Übersicht über die Gesamtlänge und die schichtweise Aufteilung der Sedimentkerne für die chemische Analyse (Quellsee: Schnitte von 8 cm Länge; Étang U: Schnitte von 5 cm Länge). Alle Längenangaben (in cm) sind aufgrund des festeren Materials auf den Unterrand der Sedimentkerne bezogen (entspricht beim Quellsee dem Asphaltniveau). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns.

Probenahmestelle	Teil 6	Teil 5	Teil 4	Teil 3	Teil 2	Teil 1
QSB11a				0-8	8-16	16-27
QSB11b				0-8	8-16	16-24
QSB13a		0-8	8-16	16-24	24-32	32-45
QSB13b		0-8	8-16	16-24	24-32	32-43
QSB14a				0-8	8-16	16-25
QSB14b				0-8	8-16	16-26
QSB16a			0-8	8-16	16-24	24-33
QSB16b			0-8	8-16	16-24	24-31
EUB1a						0-10
EUB1b						0-10
EUB11a		0-5	5-10	10-15	15-20	20-28
EUB11b		0-5	5-10	10-15	15-20	20-26
EUB13a	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-34
EUB13b	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-34

Tab. 4.7: Übersicht über die eingesetzten Laborgeräte für die chemische Analyse des Sediments.

Parameter	Einheit	Gerätetyp	Hersteller
pH (KCl, 1:2.5)		691 pH Meter	Metrohm, CH
Feuchtigkeitsgehalt	%	HR73 Halogen Moisture Analyzer	Mettler-Toledo, CH
Ca, Mg, K (AL 1:10)	mg/kg	SpectrAA-800 (AAS)	Varian, USA
P ₂ O ₅ -P (AL 1:10)	mg/kg	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer, USA
T-PO ₄ -P	g/kg	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer, USA
Pb, Cu, Zn, Cd	mg/kg	SpectrAA-800 (AAS)	Varian, USA
C, H, N, C _{org} , C _{anorg}	%	CHN-1000	Leco, USA

4.3.1.2 Korngrößenanalyse

Ein Sedimentkern pro Probenahmestelle (c) wurde für die Korngrößenanalyse verwendet (vgl. WÜTHRICH & LESER 2006). Die Aufteilung dieser Sedimentkerne zeigt Tab. 4.8. Die bei 40 °C getrockneten Proben wurden im Mörser fein zerrieben und anschliessend gesiebt (2 mm-Sieb). Aufgrund des einheitlich feinen Materials erübrigte sich eine weitere Homogenisierung der Anteile < 2 mm in der Planetenschwingmühle. Für die Nasssiebung (Anteile > 32 µm) und die Messung im Röntgensedigraph (SediGraph 5100; Micromeritics, B) (Anteile < 32 µm) wurden 40 g (statt 80 g) verwendet.

4.3.2 Rücklösungsversuche

Zumindest ein Teil des in Fällungs- und Adsorptionsprodukten sowie in abgestorbenen Organismen enthaltenen Phosphors gelangt durch Absinken in das Gewässersediment und wird damit dem Wasserkörper zeitweise entzogen. Bei flachen polymiktischen Stehgewässern mit stets bis zum Grund reichender Zirkulation kann dieser im Sediment deponierte Phosphor durch Rücklösungsprozesse dem Wasserkörper wieder zugeführt

und in erneute Bioproduktion umgesetzt werden. Dies kann zur internen Düngung des Ökosystems in ausgeprägter Form führen (vgl. KLAPPER 1992; KALBE 1997). Für die Remobilisierung des Phosphors aus dem Sediment sind mehrere Faktoren verantwortlich: Neben den morphometrischen und geogenen Bedingungen sind v.a. der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt, die Redoxverhältnisse, die örtlichen Strömungsbedingungen wie auch die Aktivitäten von Mikro- und Makroorganismen ausschlaggebend (vgl. HUPFER 1995).

Zur Untersuchung des Rücklösungspotenzials für Orthophosphat in den Sedimenten von Quellsee und Étang U (obere 15 cm) wurden Versuchsreihen in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt und unter Einfluss turbulenter Wasserbewegungen durchgeführt (Tab. 4.9) (vgl. dazu VEST 1999, 21 ff.). In einem ersten Rücklösungsversuch wurde pro Probenahmestelle und Versuchsansatz ein Versuchsreaktor angesetzt. Die Sedimente stammten von den Probenahmestellen QSB11, QSB13, QSB14 und QSB16 aus dem Quellsee sowie EUB1 (zweimal: EUB1-1 und EUB1-2), EUB11 und EUB13 aus dem Étang U. Die Probenahmen dazu erfolgten im Oktober und November 2005. Ein zweiter, ergänzender Rücklösungsversuch wurde mit Sedimenten aus dem Quellsee durchgeführt (QSB13, QSB14): Es wurde dabei nur noch ein Versuchsansatz (anaerobe Bedingungen: Ansatz 1) ausgewählt, von diesem jedoch pro Probenahmestelle vier Versuchsreaktoren angesetzt. Die Probenahme dazu erfolgte im Mai 2006. Für einen möglichst authentischen Versuchsaufbau wurde jeweils autochthones filtriertes Seewasser (0.45 µm-Filter) als Lösungsmittel verwendet (nur bei EUB1-2 Aqua dest. als Vergleich) und bei Zimmertemperatur eine lange Inkubationszeit von 14 Tagen gewählt.

Sämtliche aus den Versuchsreaktoren entnommenen Wasserproben wurden filtriert (0.45 µm-Filter) und auf ihre Gehalte an Orthophosphat-P (SRP) analysiert (Lambda 2 UV/VIS Spectrometer; Perkin-Elmer, USA). Die Analyse des Wassers erfolgte – bezogen auf den Versuchsbeginn (Bezugsbasis) – nach zwei, sieben und 14 Tagen. Gleichzeitig wurde jeweils auch im filtrierten Seewasser – das unter den gleichen Bedingungen wie die Versuchsreaktoren aufbewahrt wurde – die Gehalte an Orthophosphat-P bestimmt. Die Rücklösungsrate ergab sich aus der Differenz zwischen den zu Versuchsbeginn und -ende bestimmten Gehalten (gemittelte Doppel-Proben).

Tab. 4.8: Übersicht über die Gesamtlänge und die schichtweise Aufteilung der Sedimentkerne für die Korngrößenanalyse (Quellsee: Sedimentkerne bei Möglichkeit halbiert; Étang U: Schnitte von 5 cm Länge). Alle Längenangaben (in cm) sind aufgrund des festeren Materials auf den Unterrand der Sedimentkerne bezogen (entspricht beim Quellsee dem Asphaltniveau). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns. Teile in Klammern konnten aufgrund der zu geringen Materialmenge nicht analysiert werden.

Probenahmestelle	Teil 5	Teil 4	Teil 3	Teil 2	Teil 1
QSB11c				0-14	(14-27)
QSB13c				0-17	17-35
QSB14c					0-26
QSB16c				0-13	(13-25)
EUB1c					0-10
EUB11c	0-5	5-10	10-15	15-20	20-26
EUB13c		0-5	5-10	10-15	15-20

Tab. 4.9: Übersicht über die Arbeitsabläufe und die Behandlung der Versuchsreaktoren in den vier Ansätzen des Rücklösungsversuches.

Ansatz 1: Anaerobe Bedingungen	Ansatz 2: Normale Sauerstoffbedingungen	Ansatz 3: Normale Sauerstoffbedingungen mit hydromechanischen Einwirkungen	Ansatz 4: Anaerobe Bedingungen mit hydromechanischen Einwirkungen
350 g feldfrisches Sediment plan in Glasflasche (2'000 mL) einfüllen. Ohne Verwirbelung mit 350 mL filtriertem Seewasser überschichten. Absetzphase von 20 h in unverschlossenen Flaschen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₀ = Bezugsbasis). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) aus der Versuchsatmosphäre verdrängen und luftdicht verschliessen.	350 g feldfrisches Sediment plan in Glasflasche (2'000 mL) einfüllen. Ohne Verwirbelung mit 350 mL filtriertem Seewasser überschichten. Absetzphase von 20 h in unverschlossenen Flaschen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₀ = Bezugsbasis).	350 g feldfrisches Sediment plan in Glasflasche (2'000 mL) einfüllen. Ohne Verwirbelung mit 350 mL filtriertem Seewasser überschichten. Absetzphase von 20 h in unverschlossenen Flaschen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₀ = Bezugsbasis). Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.	350 g feldfrisches Sediment plan in Glasflasche (2'000 mL) einfüllen. Ohne Verwirbelung mit 350 mL filtriertem Seewasser überschichten. Absetzphase von 20 h in unverschlossenen Flaschen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₀ = Bezugsbasis). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) aus der Versuchsatmosphäre verdrängen und luftdicht verschliessen. Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.
Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 2 d stehen lassen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₂). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) verdrängen, luftdicht verschliessen.	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 2 d mit Luftsauerstoff belüften. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₂).	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 2 d mit Luftsauerstoff belüften. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₂). Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 2 d stehen lassen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₂). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) verdrängen, luftdicht verschliessen. Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.
Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 5 d stehen lassen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₇). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) verdrängen, luftdicht verschliessen.	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 5 d mit Luftsauerstoff belüften. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₇).	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 5 d mit Luftsauerstoff belüften. Nach 3 d unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₇). Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 5 d stehen lassen. Nach 3 d unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₇). Luftsauerstoff mit Stickstoffgas (N ₂) verdrängen, luftdicht verschliessen. Unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken.
Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 7 d stehen lassen. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₁₄).	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 7 d mit Luftsauerstoff belüften. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₁₄).	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 7 d mit Luftsauerstoff belüften. Nach 2 und 5 d unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₁₄).	Bei Raumtemperatur und Dunkelheit 7 d stehen lassen. Nach 2 und 5 d unter kreisenden Bewegungen 10-mal schwenken. Entnahme von 5 mL aus der Lösung (SRP ₁₄).

4.4 Kartierungen im Park „Im Grünen“

Die prekäre Umweltsituation Anfang der 1970er Jahren verhalf der Naturgarten-Bewegung zu einem raschen Durchbruch. Entsprechend kam die neue Haltung – Verwilderung kultivierter Grünflächen als Prinzip – an der Grün 80 voll zum Tragen (vgl. BUCHER 1996, 79ff.; BUCHER & JAQUET 2000): Naturgärten nahmen einen breiten Raum ein, während die traditionelle Gartengestaltung auf einen vergleichsweise kleinen Bereich verwiesen wurde. Der heutige Park beinhaltet ehemalige Bereiche der Grün 80, die sowohl nach der einen wie auch nach der anderen Philosophie gestaltet wurden.

4.4.1 Heutige Strukturen des Parks

Eine Übersichtskartierung zur Darstellung der heutigen Landschaftsstrukturen des Parks „Im Grünen“ wurde am 5. Januar 2005 durchgeführt. Hauptsächlich erfolgte eine Unterscheidung von intensiv und extensiv gepflegten Parkteilen in ihrer unterschiedlichen Ausgestaltung (Gärten, Wiesen, Wald/Gehölze). Im Weiteren wurden Einzelbäume erfasst sowie ein besonderes Augenmerk auf die Uferstrukturen und die Verteilung der Riedvegetation und Röhrichtzonen in und an den Gewässern gelegt (St. Alban-See, Pflanzenklärgelände, Quellsee). Damit konnten die Gewässer in den Kontext ihrer Umgebung gestellt werden.

4.4.2 Ufervegetation und -zugänglichkeit des Quellsees

Eine detaillierte Kartierung der Ufervegetation des Quellsees wurde am 14. November 2003 durchgeführt. Dabei erfolgte die Ausscheidung eines Streifens von etwa 2 m Breite beidseitig der Uferlinie nach folgenden Kriterien:

- Schilfzone/Riedvegetation,
- Kräuter/Stauden,
- Wiese (selten gemäht),
- Belag/Kies/vegetationslos,
- Baum/Baumgruppe,
- Baum/Baumgruppe mit Unterholz/Gebüsch,
- Gebüsch/Sträucher.

Die Zugänglichkeit zur Uferlinie wurde in die Kategorien „zugänglich“, „nicht zugänglich“ und „gesperrte Zone“ eingeteilt.

4.4.3 Strukturen des Teichbächleins

Das Teichbächlein war an der Grün 80 das Vorzeigemodell „wohldurchdachter Landschaftsgestaltung“ (Grün 80 1979a): Der Mensch konnte mit entsprechenden Materialien Natürliches nachvollziehen. Aufgrund der unmittelbaren Nachbarschaft zum Quellsee

und seiner Funktion als verbindendes Element zwischen den verschiedenen Gewässern im Park darf seine Bedeutung heute nicht unterschätzt werden.

Der gegenwärtige Zustand des Teichbächleins wurde am 19. Januar 2005 kartiert. An diesem Tag war das Bächlein wegen Arbeiten im St. Alban-See praktisch ohne Wasser (bzw. nur mit dem Wasser aus dem Quellsee gespeist), wodurch – neben den folgenden Objekten – auch eine „Niederwasserrinne“ festgehalten werden konnte:

- Uferstruktur bzw. heutiger Zustand der damaligen Verbauung,
- Sohlenstruktur (Sand/Schotter),
- Schwellen/Abstürze/Stufen,
- querliegende Äste/Bäume,
- Geniste.

4.5 Qualitative Beobachtungen im Park „Im Grünen“

Während den vielen Feldeinsätzen im Park „Im Grünen“ wurden nicht-systematische, qualitative Beobachtungen durchgeführt, welche für eine Gesamtbeurteilung des Parks von grosser Bedeutung sind. Dabei wurden folgende Schwerpunkte gelegt:

- Die Beschreibung der Nutzung des Parks durch die Bevölkerung,
- die Aufnahme von speziellen Pflanzenarten und deren Standorte,
- die Erstellung einer Artenliste der beobachteten Vogelarten,
- die Erstellung einer Artenliste der weiteren am Quellsee vorkommenden Tierarten sowie
- die Beschreibung der Interaktionen zwischen Mensch und Natur.

4.6 Passantenzählungen im Park „Im Grünen“

Für eine quantitative Übersicht über die Nutzung der verschiedenen Wegstrecken im Park „Im Grünen“ wurden drei Personenzählungen durchgeführt, wobei jeweils Erwachsene/Jugendliche, Kinder, Kinderwagen und Hunde separat gezählt wurden:

- Am 29. September 2004 (Mittwoch in den Herbstferien; bewölkt, einzelne Regentropfen, 17 °C) wurden die Passanten während gesamthaft sechs Stunden (10:00 bis 12:00 Uhr, 12:30 bis 14:30 Uhr, 15:00 bis 17:00 Uhr) durch sechs Zählende auf insgesamt 21 Wegstrecken – hauptsächlich um die beiden Seen – gezählt.
- Am 13. Mai 2005 (Freitag vor Pfingsten; auflockernde Bewölkung, nachmittags sonnig, 20 °C) wurden die Passanten während gesamthaft vier Stunden (10:00 bis 12:00 Uhr, 13:00 bis 15:00 Uhr) durch 27 Zählende auf insgesamt 53 Wegstrecken im gesamten Park gezählt.
- Am 7. Oktober 2005 (Freitag in den Herbstferien; Hochnebel, nachmittags sonnig, 19 °C) wurden die Passanten während 13 Stunden (7:00 bis 20:00 Uhr) auf der Wegstrecke zwischen den beiden Brücken über den Quellsee gezählt.

5 Resultate

Es folgen in diesem Kapitel die Ergebnisse der Forschungsarbeit: Erfassung der allgemeinen Grössen von Quellsee und Étang U (Kap. 5.1), Analyse des Wassers (Kap. 5.2) und Analyse der Sedimente (Kap. 5.3) von Quellsee und Étang U sowie Kartierungen (Kap. 5.4), qualitative Beobachtungen (Kap. 5.5) und Passantenzählungen (Kap. 5.6) in der Brüglinger Ebene.

5.1 Allgemeine Grössen und Parameter

5.1.1 Wasserfläche, Tiefe, Volumen, Sedimentmächtigkeit

Eine Übersicht über Wasserfläche, Tiefe und Seevolumen von Quellsee und Étang U gibt Tab. 5.1. Beim Quellsee erfolgt eine Unterscheidung des heutigen Zustandes (2004; mit Sediment) und des ursprünglichen Zustandes (1979; ohne Sediment und verlandete Zone), beim Étang U (Zustand 2005) eine zwischen den Wasserständen des Sommer- (IV-X) und des Winterregimes (X-III).

Tab. 5.1: Wasserfläche, Tiefe, Seevolumen und Sedimentvolumen von Quellsee (Zustände 2004 und 1979) und Étang U (Zustand 2005, Sommer- und Winterregime) (n.b. = nicht bekannt).

	Wasserfläche [m ²]	Mittlere Tiefe [m]	Grösste Tiefe [m]	Seevolumen [m ³]	Sedimentvo- lumen [m ³]
Quellsee 2004 (mit Sediment)	10'880	1.11	1.85	12'070	2'220
Quellsee 1979 (ohne Sediment)	11'100	1.29	2.22	14'290	0
Étang U 2005 (Sommerregime)	30'000	0.70	0.95	21'000	n.b.
Étang U 2005 (Winterregime)	30'000	0.55	0.80	16'500	n.b.

Eine gleichmässige Verteilung des heutigen Sedimentvolumens (Tab. 5.1) über die gesamte Wasserfläche des Quellsees ergäbe eine 20 cm mächtige Sedimentschicht (theoretische Sedimentationsrate von 8.2 mm/a). In Wirklichkeit verteilt sich das Sediment jedoch v.a. auf die vier tiefen Becken (Tab. 5.2 und Abb. 5.1), während in den anderen Bereichen eine geringmächtige und weiche Schicht vorhanden ist, die messtechnisch nicht erfasst werden konnte.

Tab. 5.2: Sedimentmächtigkeit in den vier tiefen Becken des Quellsees (vgl. Abb. 5.1). Die Angaben sind auf das Jahr 2004 bezogen, die Sedimentationsrate auf den Zeitraum von 1979 bis 2004. Die mittlere Sedimentationsrate in den vier Becken betrug in diesem Zeitraum demnach 1.6 cm/a.

	QSB11	QSB13	QSB14	QSB16
Beckentiefe [m]	2.15	2.22	2.15	1.89
Wassertiefe [m]	1.79	1.62	1.85	1.51
Sedimentmächtigkeit [cm]	36	60	30	38
Sedimentationsrate [cm/a]	1.4	2.4	1.2	1.5

Anhand der bekannten Wassertiefen wurden für beide Gewässer Tiefenkarten erstellt. Für den Quellsee (Abb. 5.1) konnte dies aufgrund der „regelhaften“ Bauweise sehr detailliert ausgeführt werden (vgl. Kap. 4.1.1), während es für den Étang U (Abb. 5.2) eine einfache Interpolation der 71 bekannten Wassertiefen darstellt.

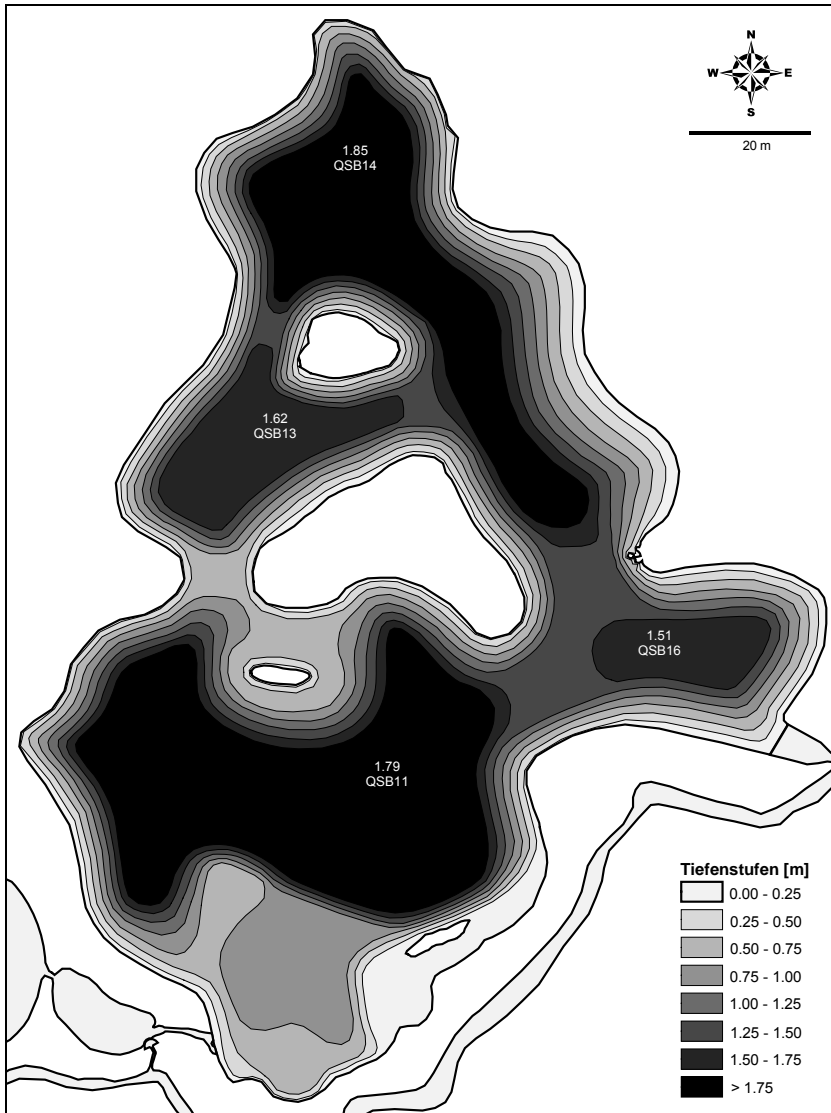


Abb. 5.1: Tiefenkarte des Quellsees (Zustand 2004) mit Angabe der grössten Wassertiefen (in m). Das eingeleitete Birswasser aus dem Pflanzenklärgebiet (unten links im Bild) durchströmt den Flachwasserbereich und die Becken 11 und 16 (etwa 125 m Länge), das Grundwasser (vgl. Abb. 3.3) die Becken 14 und 16 (etwa 130 m Länge). (Orig. O. Stucki)



Abb. 5.2: Tiefenkarte des Étang U (Zustand 2005, Sommerregime) mit Angabe der grössten Wassertiefen (in m). Das eingeleitete Rheinwasser aus der Rigole (oben links im Bild) durchströmt den Étang U (im Bild von oben nach unten) auf einer Länge von etwa 300 m. (Orig. O. Stucki)

5.1.2 Theoretische Wasseraufenthaltszeit

In Tab. 5.3 sind von beiden Gewässern das Seevolumen, der mittlere Zufluss und die theoretische Wasseraufenthaltszeit zusammengestellt.

Tab. 5.3: Mittlerer Zufluss und theoretische Wasseraufenthaltszeit von Quellsee (Mittel 2003-2005) und Étang U (2005). Zum Vergleich ist für den Quellsee nach JÄGGI (1980, 154) auch die ursprünglich zugeleitete (Grund-)Wassermenge berechnet worden.

	Seevolumen (V_s) [m ³]	Mittl. Zufluss (mQ) [m ³ /d]	Aufenthaltszeit (t_w) [d]
Quellsee 2003-2005	12'070	215	56
Quellsee 1979/80	14'290	159	90
Étang U 2005 (Sommerregime)	21'000	3'900	5
Étang U 2005 (Winterregime)	16'500	1'300	13

5.1.3 Evapotranspiration des Quellsees

Bei schönen Wetterverhältnissen betrug die Evapotranspiration im Quellsee im Januar (bei rund 4-5 °C Wassertemperatur, 2-12 °C Lufttemperatur, 60-90 % Luftfeuchtigkeit und 1-4 m/s Windgeschwindigkeit) 1-2 mm/d (entspricht 11-22 m³/d) und im Juli/August (bei rund 22-28 °C Wassertemperatur, 15-35 °C Lufttemperatur, 30-90 % Luftfeuchtigkeit und 0-5 m/s Windgeschwindigkeit) 5-7 mm/d (entspricht 54-76 m³/d). Unter der Annahme von 150 mm Verdunstung im Monat Juli und Verwendung der in DVWK (1998, 22) publizierten monatlichen Prozentanteile an der Jahresverdunstung (17 % für Juli) ergibt sich für den Quellsee eine Jahresverdunstung von 882 mm.

5.1.4 Eisbedeckung des Quellsees

Das Zufrieren des Quellsees erfolgt vielmals – wenn nicht die gesamte Wasserfläche in einer Nacht zufriert – vom Südteil her (Flachwasser), wird jedoch nicht selten durch das aktuelle Wetter modifiziert (z.B. Wind). Am längsten bleibt das Wasser bei der kurzen Brücke und entlang des dortigen Ufers sowie bei der Grundwassereinleitung eisfrei. In der Regel ebenfalls nicht gefroren sind die unmittelbaren Bereiche von Ein- und Auslauf. Das Auftauen beginnt an denselben Stellen, zusätzlich auch allgemein entlang den gut besonnten Uferpartien. Die Eisverhältnisse werden insbesondere im Februar und März stark durch die Sonneneinstrahlung modifiziert: Die Temperatur in 10 cm Tiefe kann unter dem Eis 5 °C erreichen oder es findet ein täglicher Wechsel von vollständigem Zufrieren in der Nacht und Auftauen am Nachmittag statt.

In allen drei Wintern konnte eine erste, vollständige Eisbedeckung über mehrere Tage bereits Ende November oder Anfangs Dezember festgestellt werden (vgl. Abb. 5.3). Die aufsummierte Eisbedeckung betrug im Winter 2003/04 49 Tage, im Winter 2004/05 57 Tage und im Winter 2005/06 79 Tage. Auffallend war im ersten Winter eine relativ lange Eisbedeckung von 20 Tagen vom 23. Dezember 2003 bis 11. Januar 2004. Im zweiten Winter konnte mit 16 Tagen (vom 26. Januar bis 10. Februar 2005) eine zwar kürzere, jedoch umso mächtigere Eisschicht verzeichnet werden. Das Eis war dabei auch bei der langen Brücke für einen Menschen tragfähig. Ein vollständiges Zufrieren erfolgte aufgrund der sehr tiefen Lufttemperaturen (Minimum -13.5 °C) auch zwischen dem 22. Februar und dem 5. März 2005. Im dritten Winter konnte sich aufgrund anhaltender Kälte bei ausgeprägter Inversionslage eine permanente und tragfähige Eisbedeckung 53 (!) Tage lang halten (27. Dezember 2005 bis 17. Februar 2006).

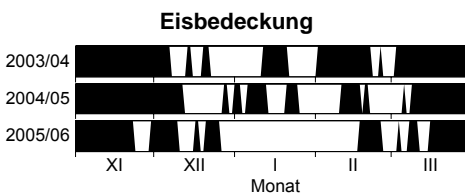


Abb. 5.3: Übersicht über die Eisbedeckung des Quellsees in den Wintern 2003 bis 2006 (jeweils November bis März).

5.2 Wasseruntersuchungen

5.2.1 Temperaturmessung im Quellsee

Der Quellsee zeigt bei sommerlichen Strahlungswetterlagen in 10 cm Tiefe ausgeprägte Tagesamplituden von bis zu 4 K (Kelvin). Unter diesen Bedingungen kann das Wasser in 10 cm Tiefe bis zu 5 K wärmer als in 130 cm Tiefe sein (als Differenz der Tagesmittel beträgt dieser Wert noch 3 K). Bei winterlichen Strahlungswetterlagen werden an der Oberfläche noch bis zu 1.5 K tageszeitliche Temperaturschwankungen erreicht. In 130 cm Tiefe sind die Amplituden hingegen in der Regel ganzjährig kleiner als 0.5 K.

Es sind im Allgemeinen sehr rasche jahreszeitliche Änderungen bzw. Änderungen aufgrund des Wettergeschehens zu verzeichnen (Abb. 5.4). Eine Übersicht über die höchsten und tiefsten Wassertemperaturen (Stundenwerte und Tagesmittel) während der Messperiode gibt Tab. 5.4, über die Monatsmitteltemperatur Abb. 5.5. Die Jahresmitteltemperatur betrug im Jahr 2004 in 10 cm Tiefe 13.7 °C und in 130 cm Tiefe 13.1 °C, im Jahr 2005 13.9 und 13.3 °C.

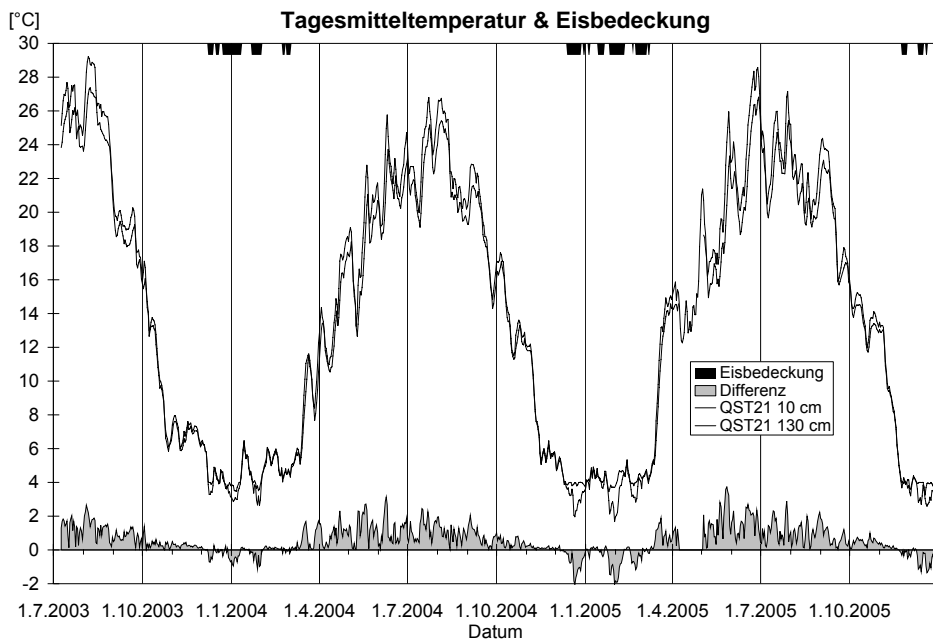


Abb. 5.4: Tagesmittel der Wassertemperatur im Quellsee in 10 und 130 cm Tiefe (QST21), deren Temperaturdifferenz sowie Tage mit einer ständigen oder zeitweisen Eisbedeckung des Sees. Auffallend sind die raschen jahreszeitlichen Änderungen und die Temperaturumkehr v.a. während den Tagen mit Eisbedeckung. Am Ende der Messperiode folgte ab dem 27. Dezember 2005 eine permanente Eisbedeckung von 53 Tagen.

Tab. 5.4: In den Jahren 2003 bis 2005 im Quellsee gemessene Extremwerte (Stundenwerte und Tagesmittel) der Wassertemperatur (in °C) in der Tiefe von 10 cm (QST21₁₀) und 130 cm (QST21₁₃₀). Zum Vergleich dienen die Wassertemperatur des Teichbächleins (TBT1), die Lufttemperatur im Bestandesklima neben dem Teichbächlein (Luft_{TB}) sowie die Lufttemperatur in den Längen Erlen (Luft_{LE}; Daten vom Institut für Meteorologie, Klimatologie und Fernerkundung der Universität Basel), deren Temperaturverhältnisse mit der Brüglinger Ebene vergleichbar sind. Die Werte mit * sind unter einer Eisbedeckung gemessen, die Werte mit + entstammen dem Hydrologischen Jahrbuch der Schweiz (Pegel Hofmatt, Münchenstein; vgl. BWG 2004b, 324).

		QST21 ₁₀	QST21 ₁₃₀	TBT1	Luft _{TB}	Luft _{LE}
Stundenwerte	Sommer 2003	31.6	27.7	24.4 ⁺	32.2	38.0
	Winter 2003/04	1.6 [*]	3.1 [*]	2.3	-6.7	-7.3
	Sommer 2004	28.6	25.6	21.7	27.8	31.2
	Winter 2004/05	1.3 [*]	3.1 [*]	0.7	-12.9	-13.5
	Sommer 2005	30.7	27.1	21.5	29.9	34.4
Tagesmittel	Sommer 2003	29.2	27.4	23.1 ⁺	25.6	29.1
	Winter 2003/04	2.6 [*]	3.5 [*]	2.7	-3.4	-4.0
	Sommer 2004	26.8	25.4	20.5	23.3	24.5
	Winter 2004/05	1.7 [*]	3.5 [*]	1.5	-6.1	-7.7
	Sommer 2005	28.6	26.8	20.2	24.9	26.4

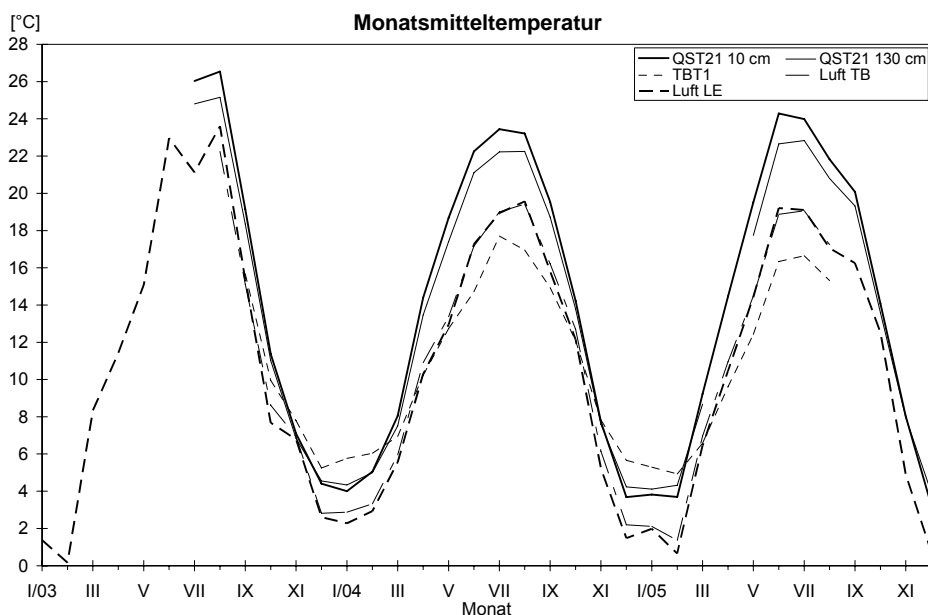


Abb. 5.5: Monatsmittel der Wassertemperatur im Quellsee (QST21) im Vergleich mit jener des Teichbächleins (TBT1) und der Lufttemperatur (TB, LE). Auffällig ist die Wärmespeicherkapazität des Quellsees.

Besonders beachtenswert war die Abhängigkeit der Wassertemperatur bis zum Grund von der Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung im August 2003 (Hitze-Sommer): Im Ufergehölz (Luft_{TB}) wurde die höchste Tagesmitteltemperatur mit 25.6 °C am 5. August, im Quellsee an der Oberfläche mit 29.2 °C am 6. August (während 10 Tagen > 28 °C) und über dem Grund mit 27.4 °C am 8. August (während 6 Tagen > 27 °C) erreicht.

Eine Temperaturumkehr ist im Quellsee vorwiegend bei Eisbedeckung festzustellen und somit hauptsächlich auf die Monate November bis März beschränkt (vgl. Abb. 5.4). Dabei kann der Wert in 10 cm Tiefe gegenüber dem in 130 cm um gut 2 K vermindert sein.

5.2.2 Secchi-Sichttiefe im Quellsee

Die Abb. 5.6 zeigt die Secchi-Sichttiefen im Quellsee in den Jahren 2003 bis 2005. Im ersten Jahr der Messung nahm die Sichttiefe während der ersten Jahreshälfte langsam vom winterlichen Klarwasserstadium auf sommerliche Werte ab und blieb dann vom Juni bis in den Dezember um 40 ± 10 cm (tiefster Wert Ende August mit 30 cm). Anschliessend folgte während einer zweieinhalb Wochen dauernden Eisbedeckung Ende Dezember 2003 ein rascher Anstieg auf 100 cm. Nach dem winterlichen Klarwasserstadium Ende Januar 2004 (> 140 cm) folgte im zweiten Jahr ein langsamer Rückgang der Sichttiefe, wobei sie sich von Mai bis August auf 67 ± 10 cm einpendelte und ab September wieder erhöhte. Nach einem langsamen Anstieg erreichte sie Anfang Januar 2005 ihre Höchstwerte und entwickelte sich im 2005 wieder ähnlich wie im Jahr zuvor. Die mittlere Sichttiefe lag im Jahr 2004 bei 93.8 cm, im Jahr 2005 bei 90.0 cm und über den gesamten Zeitraum (2003 bis 2005) bei 78.0 cm.

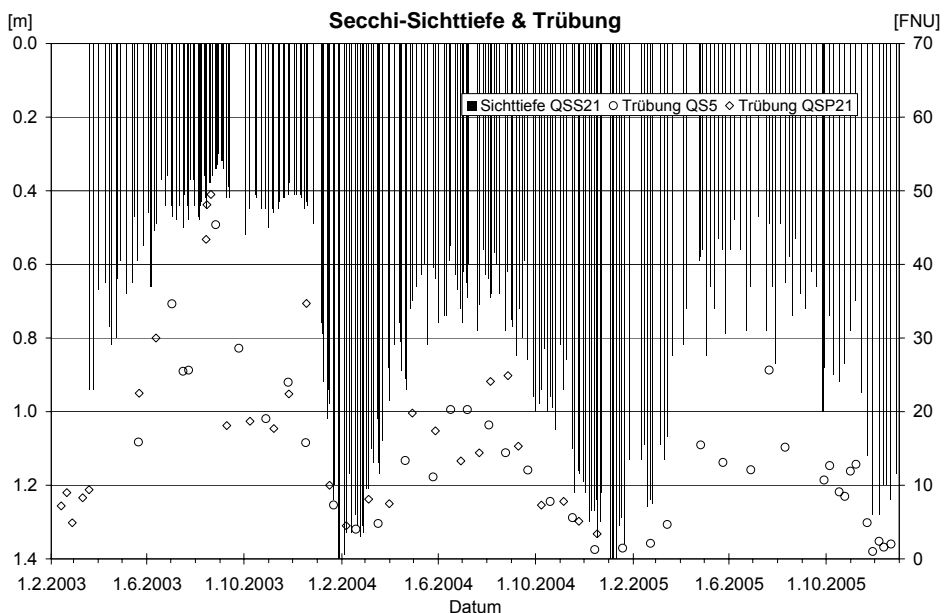


Abb. 5.6: Übersicht über die Secchi-Sichttiefe in den Jahren 2003 bis 2005 im Quellsee. Die Wassertiefe am Messpunkt (QSS21) beträgt 140 cm. Deutlich sichtbar sind die Änderungen aufgrund der jahreszeitlich unterschiedlichen Dichte des Phytoplanktons. Zeitgleich durchgeführte Trübungsmessungen (QS5, QSP21) bestätigen die gemessenen Sichttiefen.

Die gemessenen Sichttiefen werden durch teilweise zeitgleich durchgeführte Trübungsmessungen bestätigt. Im Sommer 2003 konnten mit knapp 30 ± 15 FNU (und grosser

Streuung) durchwegs höhere Trübungswerte bestimmt werden als in den beiden Sommern 2004 und 2005 mit 17 ± 7 FNU. Während des Klarwasserstadiums gehen die Werte entsprechend der Sichttiefe auf 1-5 FNU zurück.

5.2.3 Schöpfproben

Im Folgenden werden die Jahrgänge der mittels Schöpfproben im Quellsee und Étang U erfassten Parameter graphisch dargestellt (vgl. für die Wasserqualität der Birs AUE 1996, für den Rhein IKS 2001). Im Text werden jeweils Mittelwerte angegeben, die einerseits den Durchschnitt des gesamten Untersuchungszeitraumes wiedergeben und andererseits bei den beiden Kleingewässern über alle Messpunkte gemittelt sind.

5.2.3.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur weist an allen Messpunkten einen klaren Jahrgang auf (Abb. 5.7). Im Quellsee schwankt sie dabei zwischen 2.3 und 26.2 °C (im Mittel 12.7 °C), im Étang U zwischen 3.6 und 23.0 °C (im Mittel 11.0 °C). Das Grundwasser hat eine Temperatur von 9.7-14.8 °C (Mittelwert GW: 12.7 °C). Das in den Quellsee einlaufende Wasser aus dem Pflanzenklärgelände (Mittelwert PG2: 10.2 °C) ist bis auf 1-2 Wintermonate durchwegs kälter (im Sommer rund 4-6 K), während beim Étang U aus der Rigole nur im Frühjahr und Frühsommer kälteres Wasser einfließt (Mittelwert CH2: 11.3 °C).

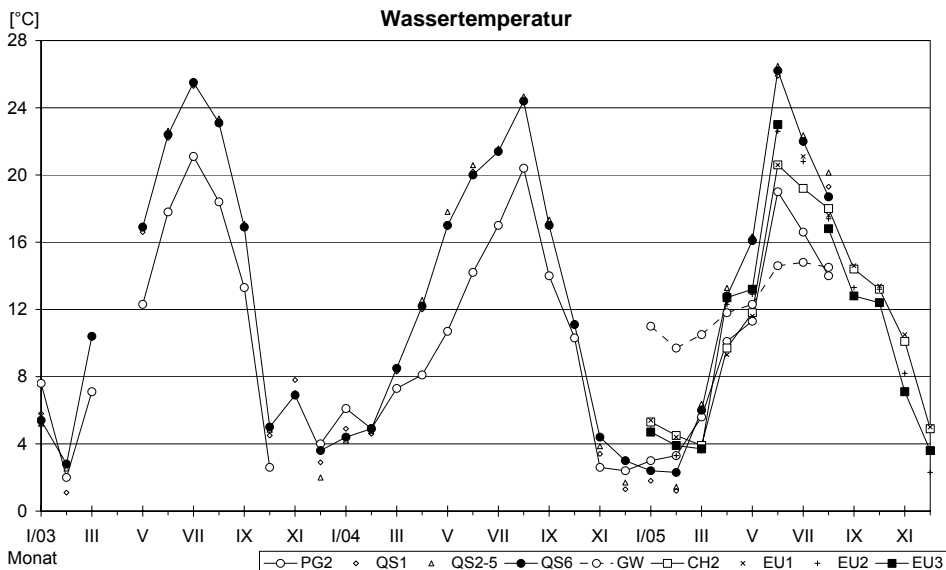


Abb. 5.7: Übersicht über die Wassertemperatur von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.2 Spezifische elektrische Leitfähigkeit

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit des Quellseewassers zeigt eine klare Jahresperiodik (Abb. 5.8). Sie liegt in den Sommermonaten um 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und in den Wintermonaten bis maximal 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Mittelwert 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Demgegenüber weist das einlaufende Wasser eine durchschnittliche Leitfähigkeit von 477 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Die Leitfähigkeit des Grundwassers bewegt sich zwischen 500 und 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (im Mittel 516 $\mu\text{S}/\text{cm}$). In der Petite Camargue Alsacienne ist ein Jahresgang eher im Zufluss (Mittelwert 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$) als im Étang U erkennbar (Mittelwert 356 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

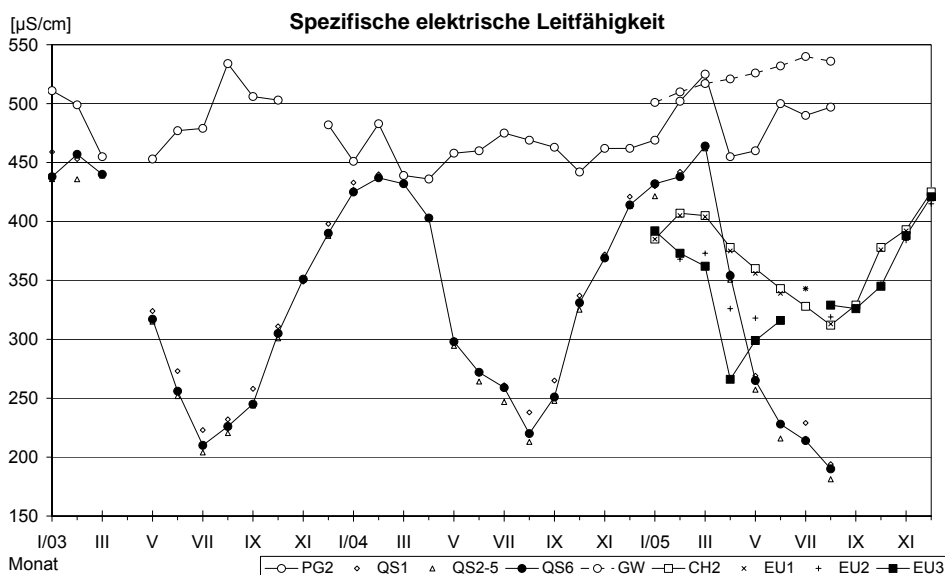


Abb. 5.8: Übersicht über die spezifische elektrische Leitfähigkeit von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5). Auffallend ist beim Quellsee einerseits der ungewöhnlich hohe Wert im März 2005 (nach eisigen Wintertagen) und andererseits der ungewöhnlich tiefe Wert im August 2005 (fünf Tage nach elf Tagen ohne Wasserspeisung).

5.2.3.3 pH-Wert

Der pH-Wert des Quellsees bewegt sich zwischen 7.6 und 8.9 (Abb. 5.9), im Mittel über die ganze Messperiode beträgt er 8.1. Jener des einlaufenden Wassers aus dem Pflanzklärgelbiet beträgt im Mittel 8.0, jener des Grundwassers 7.4. Im Étang U liegen die Werte zwischen 7.2 und 8.6 (Mittelwert 8.0), in der Rigole im Mittel bei 7.9. Jahresgänge sind bei allen Graphen nicht ersichtlich.

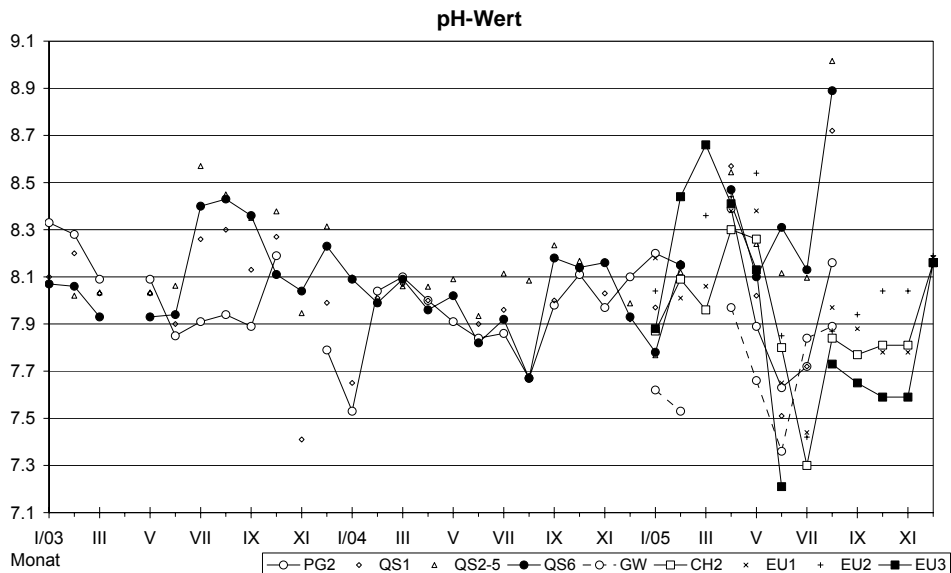


Abb. 5.9: Übersicht über den pH-Wert von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.4 Sauerstoff

Trotz der relativ tiefen Sauerstoffsättigung im Pflanzenklärgbiet (im Mittel 85 %, 9.4 mg/L) und im Grundwasser (im Mittel 58 %, 6.0 mg/L) weist der Quellsee von März bis November eine auffällige Sauerstoffübersättigung auf (Abb. 5.10). Es tritt somit ein deutlicher Jahrgang auf. Am Messpunkt QS4 erreichte die Sauerstoffsättigung z.B. am Morgen des 26. August 2003 192 % (15.9 mg/L bei 23.2 °C) und am Nachmittag 270 % (20.4 mg/L bei 28.0 °C), am 16. Juli 2003 hingegen bereits morgens 241 % (18.9 mg/L bei 26.0 °C)! Auch in den Sommern 2004 und 2005 konnten ähnlich hohe Werte gemessen werden. Die Sauerstoffsättigung bzw. der Sauerstoffgehalt im Quellsee schwankt im Jahresverlauf zwischen 80 und 220 % bzw. 9.0 und 18.0 mg/L und beträgt im Mittel 131 % bzw. 13.2 mg/L.

Im Étang U ist ebenfalls ein Jahrgang erkennbar (Abb. 5.10), der allerdings das Maximum im Frühjahr und das Minimum im Sommer aufweist. Im Mittel beträgt die Sauerstoffsättigung bzw. der Sauerstoffgehalt 94 % bzw. 10.5 mg/L, die Schwankungsbreite im Jahresverlauf liegt zwischen 40 und 160 % bzw. 3.5 und 19.5 mg/L. Das zufließende Wasser aus der Rigole hat einen mittleren Wert von 90 % (9.8 mg/L).

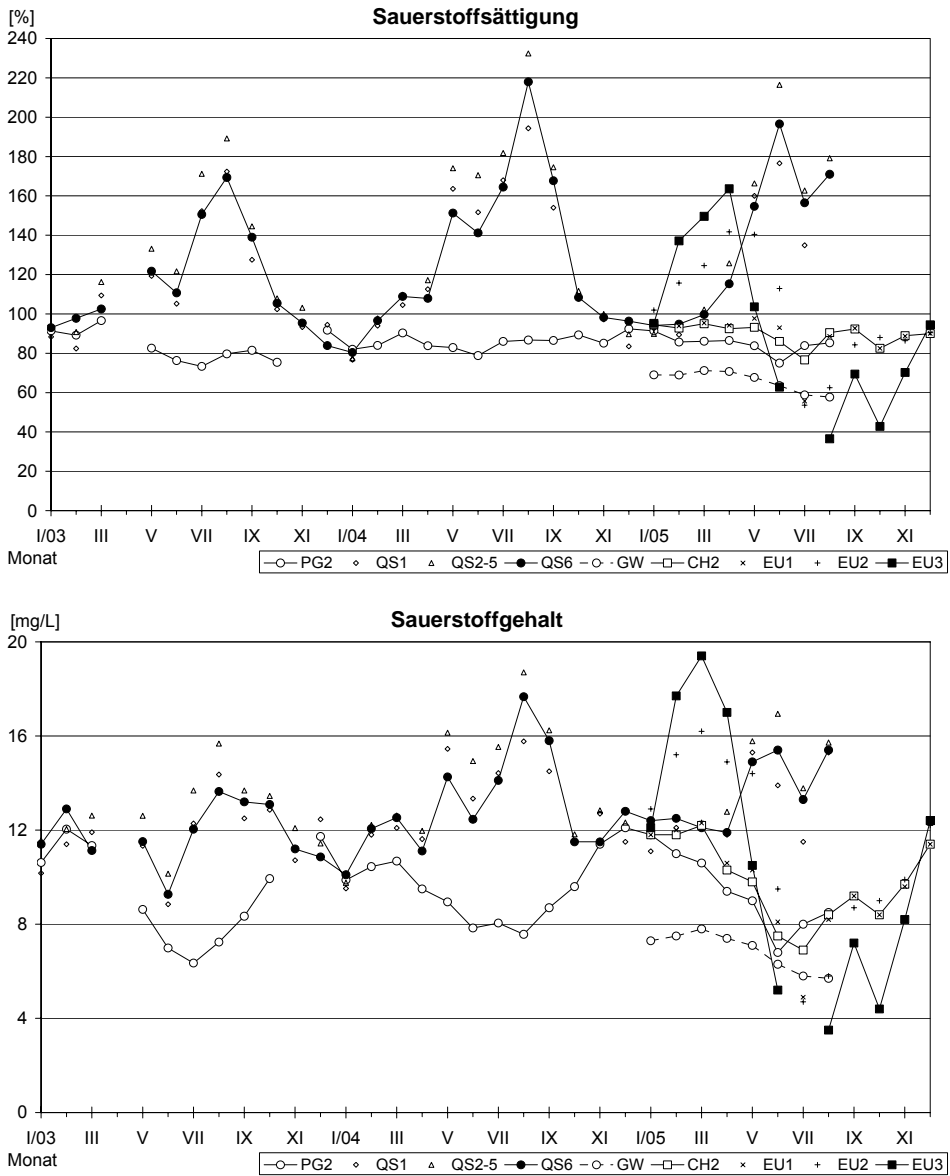


Abb. 5.10: Übersicht über die Sauerstoffsättigung (oben) und den Sauerstoffgehalt (unten) von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5). Zu bedenken ist, dass die Proben zur Zeit des Tagesminimums gewonnen wurden und somit die minimalen Werte des Sauerstoffangebotes darstellen.

5.2.3.5 Trübung

Mit einer mittleren Trübung von 15.4 FNU liegt der Quellsee deutlich über den Werten des einlaufenden Wassers (PG2: 4.2 FNU, GW: 0.1 FNU). Gleichzeitig ist ein deutlicher Jahresgang ersichtlich (16-47 FNU im Sommer). Der Étang U liegt hingegen im Mittel bei 6.6 FNU, wobei kein Jahresgang ersichtlich ist (CH2: 8.2 FNU) (Abb. 5.11).

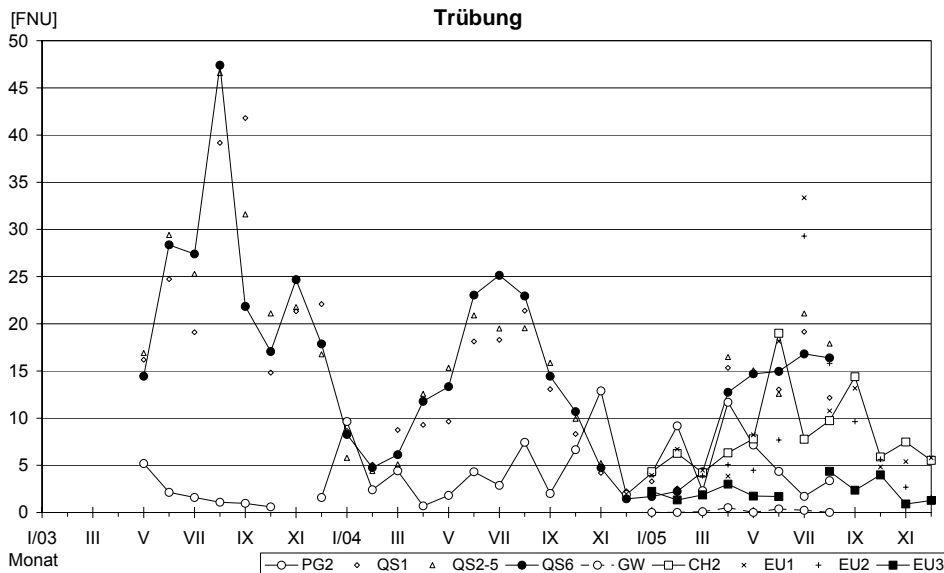


Abb. 5.11: Übersicht über die Trübung von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.6 DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)

Sowohl beim Quellsee wie auch beim Étang U liegen die Werte des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) über den Werten des einlaufenden Wassers (Abb. 5.12). Die Schwankungsbreite beträgt im Quellsee 1.8-6.3 mg/L (im Mittel 3.5 mg/L) und im Étang U 1.4-3.6 mg/L (im Mittel 2.4 mg/L). Aus dem Pflanzenklärgebiet fließen im Mittel 2.2 mg/L, aus dem Grundwasser 1.2 mg/L und aus der Rigole 1.9 mg/L zu.

5.2.3.7 UV-Extinktion (SAK 254)

Sowohl beim Quellsee wie auch beim Étang U liegen die meisten Werte der UV-Extinktion (SAK 254) über den Werten des einlaufenden Wassers (Abb. 5.13). Die Schwankungsbreite beträgt im Quellsee 4.7-9.0 1/m (Mittelwert 6.6 1/m) und im Étang U 4.7-9.3 1/m (Mittelwert 5.5 1/m). Aus dem Pflanzenklärgebiet fließen im Mittel 5.5 1/m, aus dem Grundwasser 1.5 1/m und aus der Rigole 4.6 1/m zu.

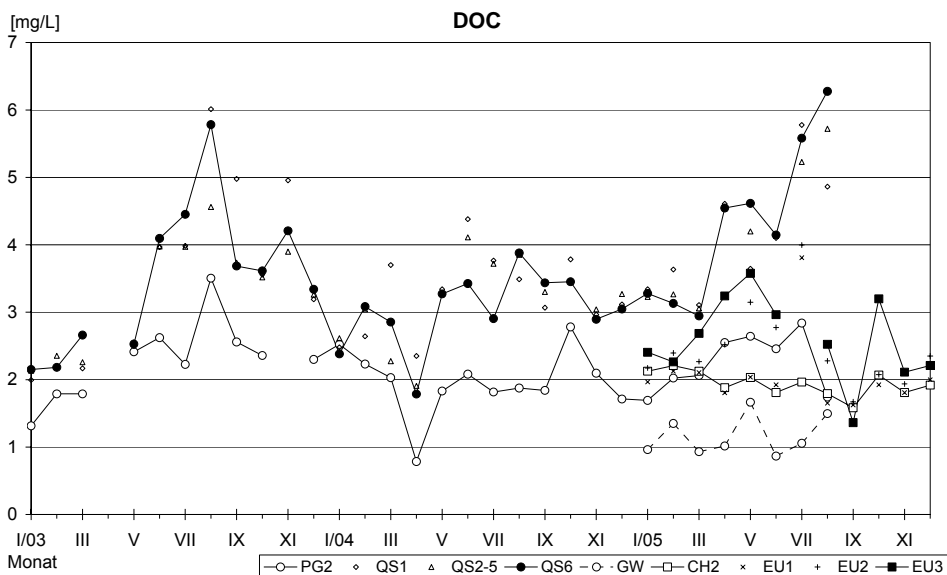


Abb. 5.12: Übersicht über den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

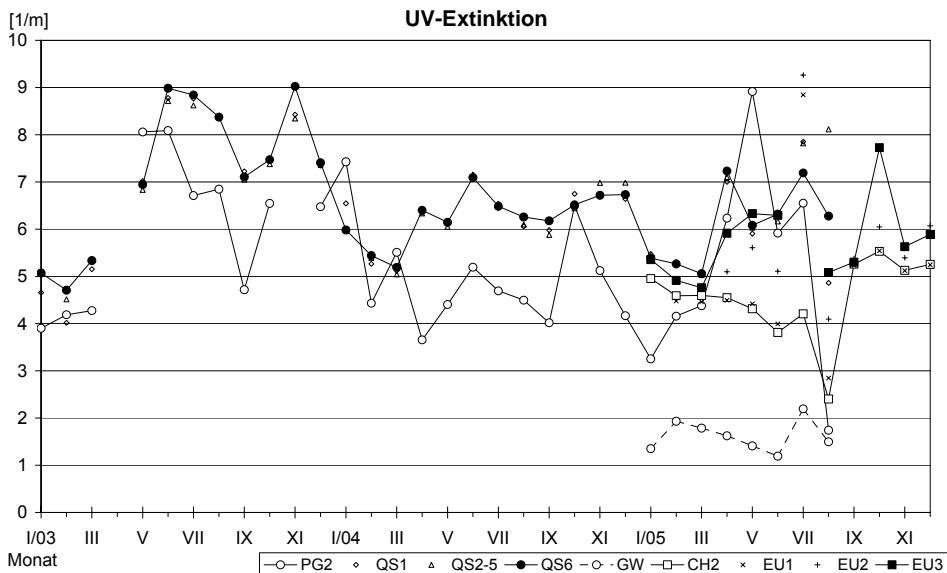


Abb. 5.13: Übersicht über die UV-Extinktion (SAK 254) von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.8 Nitrat-Stickstoff

Im Sommer ist im Quellsee in der Regel kein Nitrat vorhanden (Abb. 5.14): Von Mai bis November 2003 wurde beinahe der gesamte mineralische Stickstoff metabolisiert, in den Sommern 2004 und 2005 konnte gar kein Nitrat mehr gemessen werden. Im Winter erhöht sich zwar die Nitrat-N-Konzentration (bis 2.8 mg N/L), bleibt jedoch gegenüber dem zugeführten Wasser auch in dieser Zeit deutlich geringer. Im Mittel sind 0.8 mg N/L im Quellsee, während aus dem Pflanzenklärggebiet 3.3 mg N/L und aus dem Grundwasser 4.5 mg N/L zufließen.

Ausser im Januar zeigt auch der Étang U gegenüber dem einlaufenden Wasser (Mittelwert 1.5 mg N/L) eine Reduktion der Nitrat-N-Konzentration (Abb. 5.14). Allerdings konnte nur im Juli bei EU1 und EU2 kein Nitrat gemessen werden, wobei zu diesem Zeitpunkt sehr wenig Wasser zugeführt wurde (kein Wasser bei EU3). Im Mittel liegt der Wert im Étang U bei 1.2 mg N/L. Im Winter sind Werte bis 2.5 mg N/L möglich.

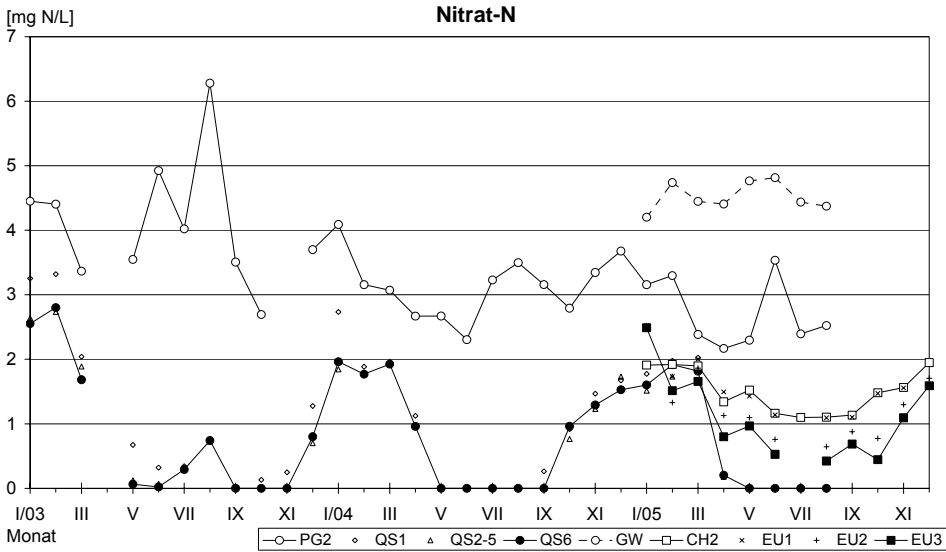


Abb. 5.14: Übersicht über die Nitrat-N-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5). Der Jahresgang ist im Quellsee überaus deutlich, während im Étang U die Rigole prägend ist.

5.2.3.9 Ammonium-Stickstoff

Ähnlich wie beim Nitrat konnte im Quellsee im Sommer kaum Ammonium gemessen werden (Abb. 5.15). Andererseits findet in den Wintermonaten im Quellsee eine Anreicherung statt, bei der die Ammonium-N-Konzentration 0.554 mg N/L erreichen kann. Demzufolge liegt auch der Mittelwert der Ammonium-N-Konzentration im Quellsee mit

0.122 mg N/L deutlich über demjenigen des einlaufenden Wassers aus dem Pflanzenklärgelände mit 0.092 mg N/L (Grundwasser: 0.006 mg N/L). Die Jahresganglinie im Étang U zeigt ein sommerliches Maximum bis 0.466 mg N/L. Mit 0.085 mg N/L ist die Ammonium-N-Konzentration deshalb im Mittel ebenfalls höher als in der Rigole mit 0.065 mg N/L.

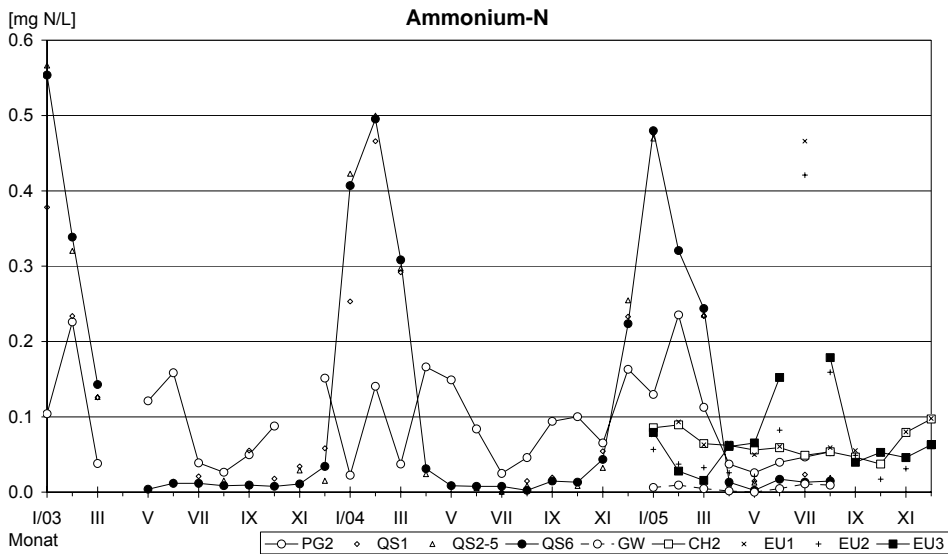


Abb. 5.15: Übersicht über die Ammonium-N-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.10 Orthophosphat-Phosphor

Sowohl Quellsee wie auch Étang U zeigen gegenüber dem einlaufenden Wasser deutlich geringere Konzentrationen an Orthophosphat-P (SRP). Während im Quellsee die Werte über das Jahr eher konstant tief bleiben, ist beim Étang U in der kalten Jahreszeit eher eine höhere Konzentration vorhanden (Abb. 5.16). Die Werte liegen im Quellsee zwischen 0.0 und 28.4 µg P/L (Mittelwert 8.7 µg P/L) und im Étang U zwischen 0.0 und 18.9 µg P/L (Mittelwert 13.7 µg P/L), während aus dem Pflanzenklärgelände im Mittel 35.1 µg P/L, aus dem Grundwasser 20.7 µg P/L und aus der Rigole 18.5 µg P/L zufließen.

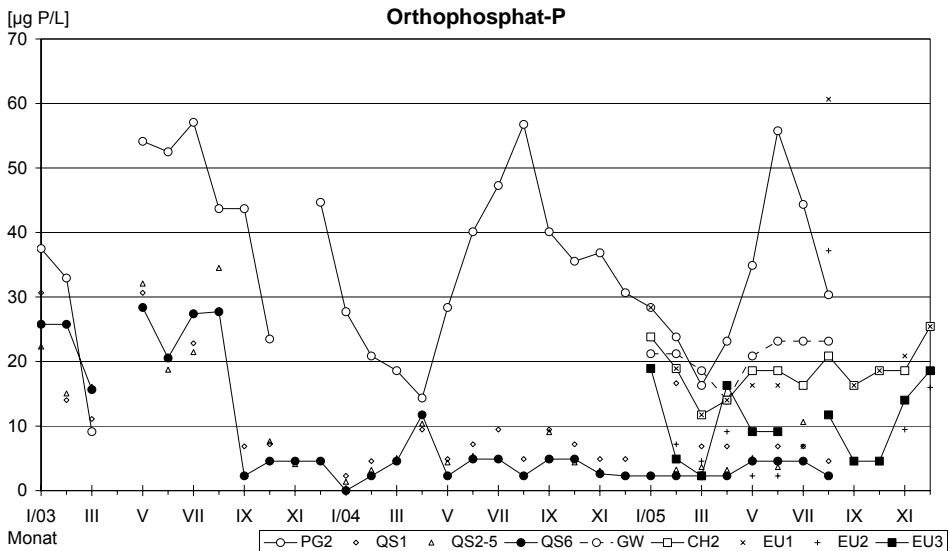


Abb. 5.16: Übersicht über die Orthophosphat-P-Konzentration von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.11 Sulfat

Bei der Sulfatkonzentration sind weder im Quellsee noch im Étang U eindeutige Veränderungen feststellbar (Abb. 5.17). Beide Gewässer zeigen in der Regel eine Abhängigkeit vom einlaufenden Wasser, wobei die Gehalte im Quellsee zwischen 13 und 22 mg/L (im Mittel 17.2 mg/L) und im Étang U zwischen 23 und 33 mg/L (im Mittel 28.2 mg/L) liegen. Aus dem Pflanzenklärgelände werden im Mittel 18.9 mg/L, aus dem Grundwasser 23.1 mg/L und aus der Rigole 28.7 mg/L eingetragen.

5.2.3.12 Chlorid

Die Chloridkonzentration liegt im Quellsee zwischen 8 und 15 mg/L (im Mittel 11.8 mg/L) und im Étang U zwischen 8 und 20 mg/L (im Mittel 13.9 mg/L). Beide Seen zeigen in der Regel eine Abhängigkeit vom einlaufenden Wasser (Abb. 5.18). Eindeutige Veränderungen sind jedoch nicht feststellbar. Aus dem Pflanzenklärgelände werden im Mittel 11.0 mg/L, aus dem Grundwasser 11.9 mg/L und aus der Rigole 13.8 mg/L eingetragen.

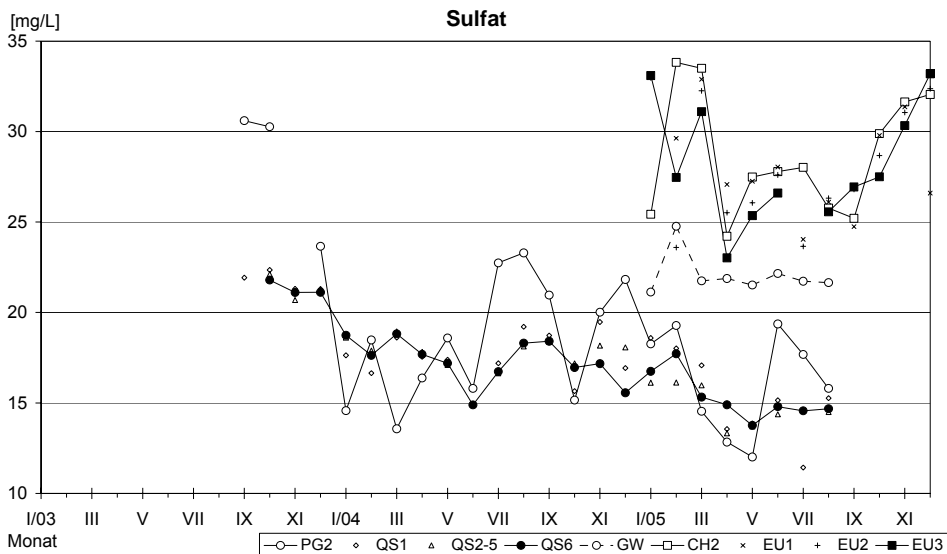


Abb. 5.17: Übersicht über den Sulfatgehalt von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

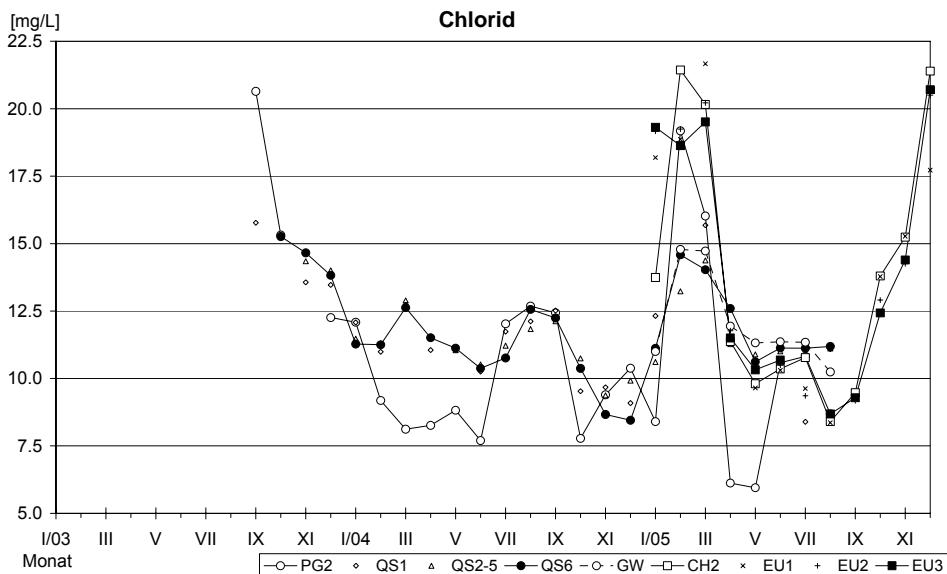


Abb. 5.18: Übersicht über den Chloridgehalt von Januar 2003 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

5.2.3.13 Bakteriologische Kolonieentwicklung

Bei der *E.coli*-Keimzahl weist der Quellsee im Mittel 218 KBE/100mL auf (Schwankungsbreite QS6: 0-500 KBE/100mL), der Étang U 215 KBE/100mL (Schwankungsbreite EU3: 0-400 KBE/100mL). Das zufließende Oberflächenwasser ist grundsätzlich höher belastet (Mittelwerte TB1: 943 KBE/100mL, PG2: 883 KBE/100mL, GW: 0 KBE/100mL, CH2: 675 KBE/100mL). Aus der zusammenfassenden Darstellung in Abb. 5.19 wird deutlich, dass während der Seepassage eine deutliche Reduktion von *E.coli* stattfindet.

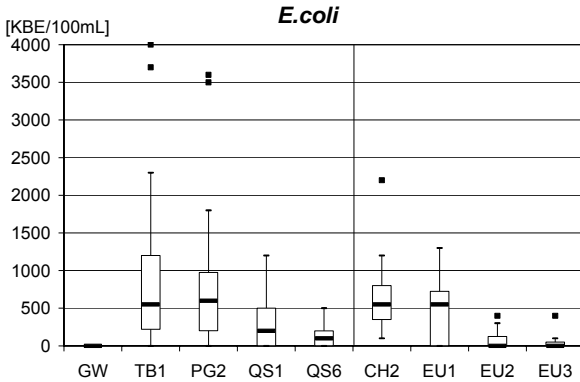


Abb. 5.19: Übersicht über die Koloniebildenden Einheiten von *E.coli* während der Passage durch den Quellsee (links) und den Étang U (rechts). Der Box-Plot fasst die monatlichen Einzelmessungen zusammen (GW: n = 8; EU3: n = 11; CH2, EU1, EU2: n = 12; TB1, PG2, QS1, QS6: n = 21).

Die Boxen markieren die 25 %- und 75 %-Perzentile, der schwarze Balken den Median. Die Endstriche der Linien kennzeichnen minimale und maximale Werte, die weniger als 1.5 Boxlängen vom jeweiligen Rand der Boxen entfernt liegen, während Punkte die Ausreißer der Datenmenge darstellen.

Bei den totalen koliformen Keimen beträgt der Mittelwert im Quellsee 694 KBE/100mL (Schwankungsbreite QS6: 0-2'700 KBE/100mL) und im Étang U 553 KBE/100mL (Schwankungsbreite EU3: 0-600 KBE/100mL). Vor allem im Quellsee findet bei der Passage eine deutliche Reduktion statt (Mittelwerte TB1: 3'718 KBE/100mL, PG2: 3'403 KBE/100mL, GW: 0 KBE/100mL, CH2: 708 KBE/100mL), während der Étang U undeutliche Veränderungen aufweist (Abb. 5.20).

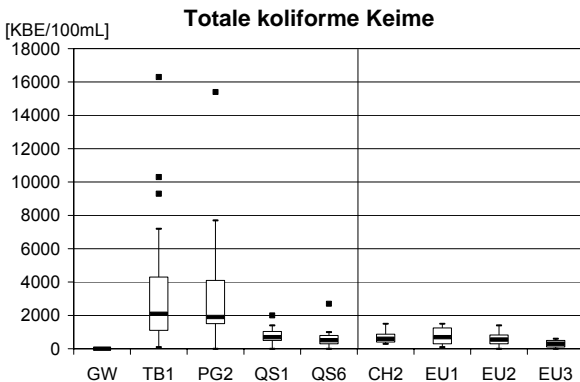


Abb. 5.20: Übersicht über die Koloniebildenden Einheiten der totalen koliformen Keime während der Passage durch den Quellsee (links) und den Étang U (rechts). Der Box-Plot fasst die monatlichen Einzelmessungen zusammen (GW: n = 8; EU3: n = 11; CH2, EU1, EU2: n = 12; TB1, PG2, QS1, QS6: n = 21).

5.2.3.14 Chlorophyll-a

Die Extinktion bei 662 nm zeigt im Quellsee (Abb. 5.21) einen deutlichen Jahresgang mit einer Schwankungsbreite von 0.001-0.044 1/cm (Mittelwert 0.019 1/cm). Im Étang U ist ein sommerlicher (Juli, August) Extremwert von bis zu 0.043 1/cm zu sehen, während in den restlichen Monaten die Werte unter 0.010 1/cm liegen (Mittelwert 0.009 1/cm). Im zufließenden Wasser sind die Veränderungen undeutlich. Die Mittelwerte liegen im Teichbächlein bei 0.004 1/cm, im Grundwasser bei 0.001 1/cm und in der Rigole bei 0.006 1/cm.

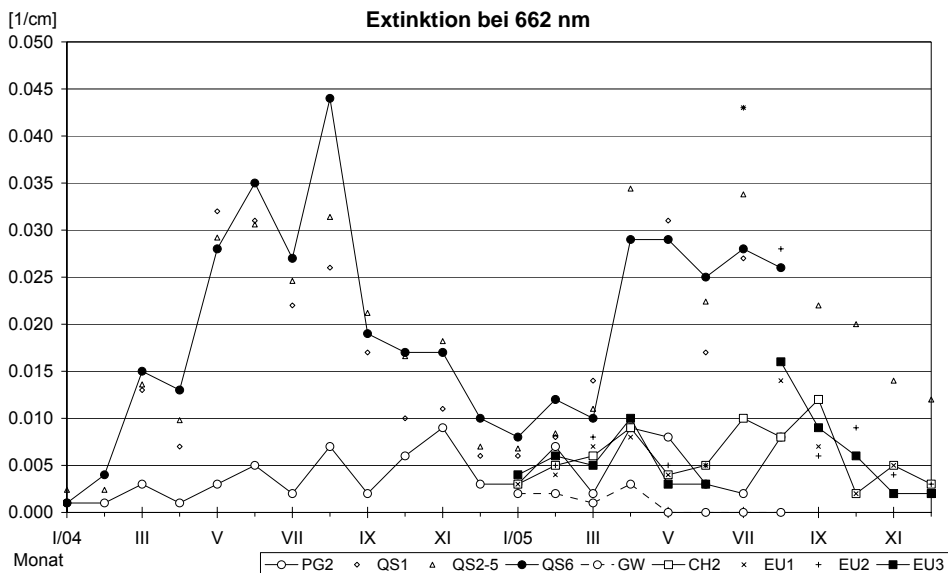


Abb. 5.21: Übersicht über die Extinktion bei 662 nm von Januar 2004 bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf (PG2, GW, CH2) und Auslauf (QS6, EU3) des Quellsees (QS) und des Étang U (EU) sowie ausgewählte Zwischenpunkte (QS1, EU1, EU2) bzw. das Mittel der Zwischenpunkte (QS2-5).

Die über alle Messpunkte von Quellsee und Étang U gemittelten Monatswerte der Extinktion bei 662 nm dienen anschliessend der Bestimmung der Konzentration von Chlorophyll-a gemäss den Gleichungen in Kap. 4.2.3.4. Im Quellsee schwankt demnach der Gehalt an Chlorophyll-a im Jahresverlauf zwischen 2 und 37 mg/m³. Der Mittelwert liegt bei 20.8 mg/m³. Im Étang U beträgt der Mittelwert 6.3 mg/m³, während die Schwankungsbreite zwischen 2 und 24 mg/m³ liegt (Abb. 5.22).

Unter der in Kap. 4.2.3.4 aufgeführten Annahme (SOMMER 1994, 3ff.) hat der Gesamtkohlenstoffgehalt der Phytoplanktonbiomasse im Quellsee einen mittleren Wert von 1.04 g/m³ (0.10-1.85 g/m³), im Étang U einen solchen von 0.32 g/m³ (0.10-1.20 g/m³).

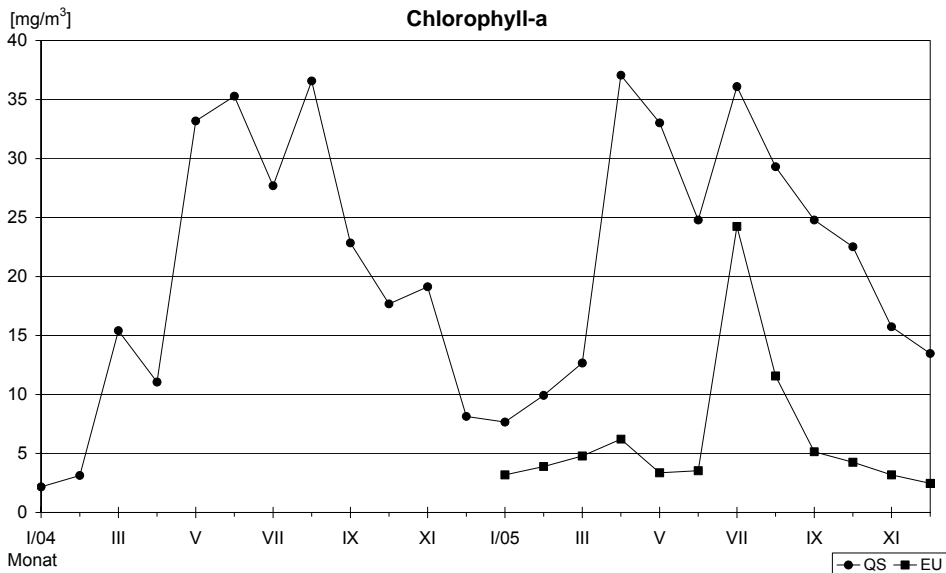


Abb. 5.22: Übersicht über den Gehalt an Chlorophyll-a von Januar 2004 bis Dezember 2005 von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Die dargestellten Monatswerte wurden gemäss den Gleichungen in Kap. 4.2.3.4 aus den pro See gemittelten Extinktionswerten bei 662 nm errechnet.

5.2.3.15 Tiefenwasser im Quellsee

Einen Überblick über die prozentualen Veränderungen im Tiefenwasser des Quellsees gegenüber dem Oberflächenwasser gibt Tab. 5.5.

Tab. 5.5: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben im Quellsee. Pro Quartal ($n = 2$) und über alle vier Probenahmestellen (QS11, QS13, QS14, QS16) gemittelt sind die absoluten Werte des Oberflächenwassers (Spalten 1) und deren prozentuale Veränderung im Tiefenwasser (Spalten 2) dargestellt.

	Januar		April		Juli		Oktober	
	1	2	1	2	1	2	1	2
T: Wassertemperatur [°C]	3.4	+3.3	13.4	-1.5	23.4	+0.7	8.2	+0.3
Lf: Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	427	+0.2	378	+0.4	216	+6.5	312	+0.7
pH: pH-Wert [-]	8.1	+0.3	8.3	-0.4	8.4	-3.2	8.3	+0.2
O ₂ -%: Sauerstoffsättigung [%]	80	+1.0	124	-5.7	203	-16.4	110	-2.6
O ₂ -K: Sauerstoffgehalt [mg/L]	10.0	+0.7	12.5	-5.6	16.7	-16.7	12.6	-3.1
Trb: Trübung [FNU]	5.6	+8.8	15.7	+40.9	16.9	+81.6	14.5	+13.2
DOC: gel. org. Kohlenstoff [mg/L]	3.1	-5.3	3.5	+2.4	3.5	-0.3	3.4	-1.2
UV: UV-Extinktion (SAK 254) [1/m]	5.9	-0.1	6.9	+0.4	7.0	-0.2	6.9	+0.2
NO ₃ : Nitrat-N [mg N/L]	1.8	-2.8	0.6	+6.1	0.0	+12.5	0.4	+15.4
NH ₄ : Ammonium-N [mg N/L]	0.427	-0.7	0.014	+73.5	0.009	+42.0	0.009	+0.4
PO ₄ : Orthophosphat-P [$\mu\text{g P/L}$]	1.4	0.0	7.6	+3.8	3.4	+74.7	5.4	-17.9
SO ₄ : Sulfat [mg/L]	17.5	-3.3	15.8	+5.1	16.7	-0.5	19.1	+6.5
Cl: Chlorid [mg/L]	10.5	+0.2	11.4	+5.5	11.6	-0.1	12.6	+5.7
E ₆₆₂ : Extinktion bei 662 nm [1/cm]	0.003	+8.8	0.024	+25.9	0.030	+50.2	0.018	-0.4

Erkennbar in Tab. 5.5 ist, dass einige Parameter vorwiegend im Sommer eine mehr oder minder starke Veränderung zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser aufweisen. Allerdings täuschen die Resultate darüber hinweg, dass die Messwerte durch viele verschiedene Faktoren – insbesondere durch das aktuelle Wetter und damit der Durchmischung – beeinflusst werden, die die jahreszeitlichen Effekte im direkten Vergleich zwischen den(selben) Jahreszeiten undeutlich machen (vgl. Tab. 5.6 & 5.7).

Tab. 5.6: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben bei $QS11_{0/160}$. Dargestellt ist die prozentuale Veränderung der Einzelmesswerte in 160 cm Tiefe gegenüber der Wasseroberfläche. Die Abkürzungen sind in Tab. 5.5 erläutert (- = kein Wert).

	X/2003	I/2004	IV/2004	VIII/2004	X/2004	I/2005	IV/2005	VII/2005
T	+4.0	-4.7	+1.6	+4.3	+1.9	-	-2.8	+1.8
Lf	+5.5	0.0	+1.3	+13.4	-0.3	-	+1.1	+3.2
pH	0.0	+0.7	+0.1	-6.6	+0.4	-	-0.7	-1.0
O ₂ -%	-6.4	-0.9	-1.3	-25.0	-9.9	-	-9.9	-15.0
O ₂ -K	-7.0	-0.7	-1.5	-26.2	-10.2	-	-9.4	-15.6
Trb	-9.1	-3.2	+49.7	+43.4	+25.5	-	+43.8	+12.5
DOC	-0.4	+3.2	-16.6	-2.0	-0.5	-	-1.6	-0.4
UV	+1.9	+2.9	-0.1	+2.3	+0.6	-	+0.4	-1.8
NO ₃	+100.0	-19.8	-0.4	+100.0	+3.9	-	+37.4	0.0
NH ₄	-26.7	-2.1	+16.7	-16.7	+46.2	-	+81.8	+300.0
PO ₄	0.0	-100.0	-19.4	0.0	0.0	-	0.0	0.0
SO ₄	+3.6	-19.9	+0.2	-0.2	+8.4	-	+21.9	-1.1
Cl	+1.4	-20.4	-1.1	-0.7	+6.7	-	+20.3	+0.4
E ₆₆₂	-	0.0	+20.0	+47.8	-5.6	-	+8.6	+3.4

Tab. 5.7: Übersicht über die quartalsweisen Tiefenwasser-Schöpfproben bei $QS14_{0/170}$. Dargestellt ist die prozentuale Veränderung der Einzelmesswerte in 170 cm Tiefe gegenüber der Wasseroberfläche. Die Abkürzungen sind in Tab. 5.5 erläutert (- = kein Wert).

	X/2003	I/2004	IV/2004	VIII/2004	X/2004	I/2005	IV/2005	VII/2005
T	0.0	-2.3	-2.3	-2.0	0.0	+37.9	-0.7	-0.9
Lf	0.0	0.0	-0.2	+17.6	-	+1.2	+0.3	+6.0
pH	+0.1	+0.5	-0.1	-7.1	+0.1	-0.4	-0.8	-3.7
O ₂ -%	-1.3	+1.1	-2.2	-21.0	-1.0	0.0	-9.9	-15.9
O ₂ -K	-1.3	+1.1	-1.2	-20.2	-0.8	-2.3	-12.4	-15.9
Trb	+54.8	+25.7	+39.1	+177.7	-15.9	+3.1	+121.5	+120.0
DOC	-8.9	+8.5	+5.8	+2.4	+5.7	-1.2	+0.7	-4.9
UV	-0.4	-0.8	-0.5	-1.0	0.0	-1.0	+1.1	-1.5
NO ₃	0.0	+1.5	-3.7	0.0	+4.7	-6.4	-1.7	0.0
NH ₄	-38.9	+0.2	+13.6	+133.3	0.0	-0.5	+250.0	+70.6
PO ₄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	+50.0	+664.3
SO ₄	+0.7	+1.9	+0.7	-0.2	+4.0	-10.5	+1.6	+0.4
Cl	+1.4	+1.8	+2.5	+2.9	+4.1	-11.0	+0.9	+3.5
E ₆₆₂	-	+25.0	0.0	+181.8	+11.1	-22.2	+35.9	+64.5

Bei der im Juli 2005 einmalig durchgeführten Bestimmung der Koloniebildenden Einheiten (KBE) von *E.coli* und den totalen koliformen Keimen im Oberflächen- und Tiefenwasser des Quellsees konnten die in Tab. 5.8 gezeigten Unterschiede festgestellt werden.

Tab. 5.8: Unterschiedliche Keimzahlentwicklung im Oberflächen- und Tiefenwasser des Quellsees im Juli 2005.

	QS11 ₀	QS11 ₁₆₀	QS14 ₀	QS14 ₁₇₀
Escherichia coli (<i>E.coli</i>) [KBE/100mL]	400	500	300	100
Totale koliforme Keime [KBE/100mL]	1'000	1'100	200	400

5.2.4 Profilmessungen im Quellsee

Die Profilmessungen im Quellsee ermöglichen einerseits die Darstellung von Jahresgängen, andererseits können damit auch tageszeitliche Veränderungen sowie deren jahreszeitlich unterschiedlichen Ausmasse gezeigt werden.

5.2.4.1 Jahreszeitliche Veränderungen

Die Darstellung der jahreszeitlichen Veränderungen im Quellsee in einem „Idealjahr“ erfolgt mit monatlich gemittelten Tiefenprofilen. Aufgrund der kleinen Datenmenge (QSP14: n = 14, QSP21: n = 29) sind jedoch die gemittelten „Idealmonate“ relativ stark von den tatsächlichen Bedingungen zur Zeit der Profilmessung abhängig (rund 60 % der Messungen wurden bei sonnigem Wetter getätigt). Dies gilt insbesondere für QSP14, wo für die meisten Monate höchstens ein Profil zur Verfügung steht. Trotzdem repräsentieren die Isoplethen-Diagramme die Verhältnisse der Jahre 2003 und 2004 anschaulich (Abb. 5.23 bis 5.27).

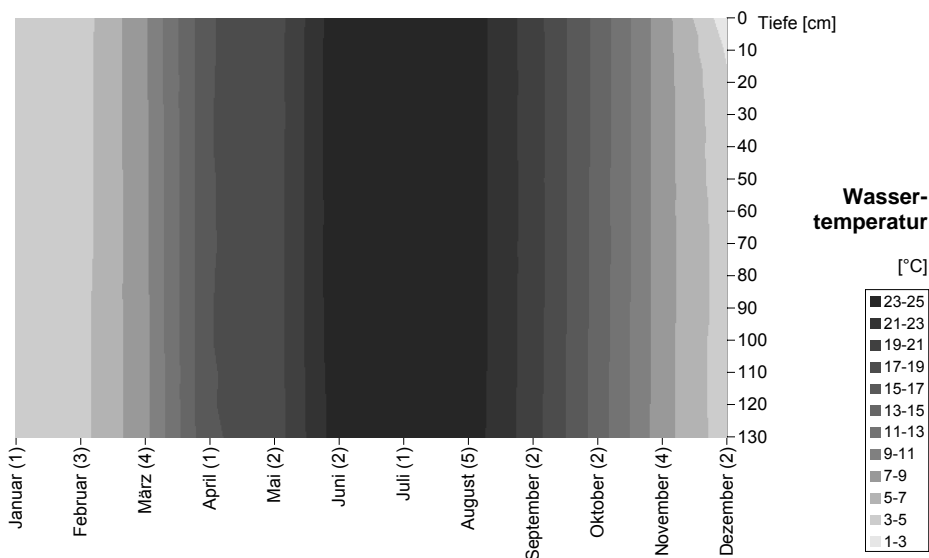


Abb. 5.23: Idealjahresgang der Wassertemperatur im Quellsee (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Profilmessungen erfolgten morgens zwischen 9:30 und 10:30 Uhr. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl Profilmessungen im entsprechenden Monat über beide Jahre an.

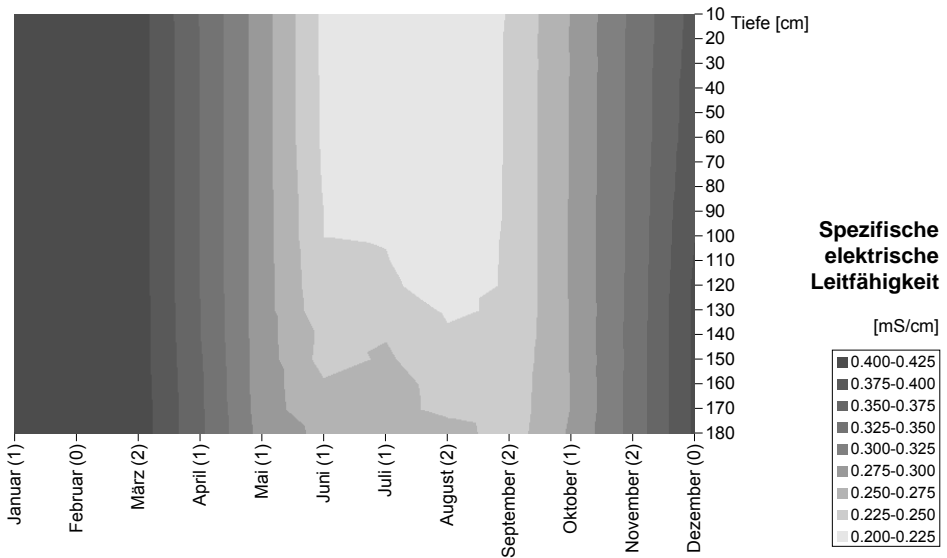


Abb. 5.24: Idealjahresgang der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Profilmessungen erfolgten morgens zwischen 8:30 und 9:30 Uhr. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl Profilmessungen im entsprechenden Monat über beide Jahre an.

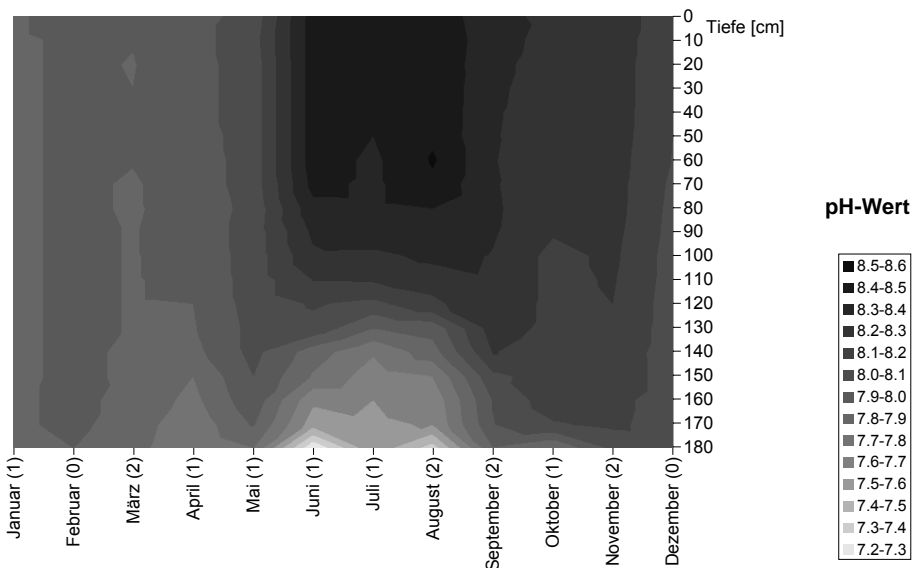


Abb. 5.25: Idealjahresgang des pH-Wertes im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Profilmessungen erfolgten morgens zwischen 8:30 und 9:30 Uhr. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl Profilmessungen im entsprechenden Monat über beide Jahre an.

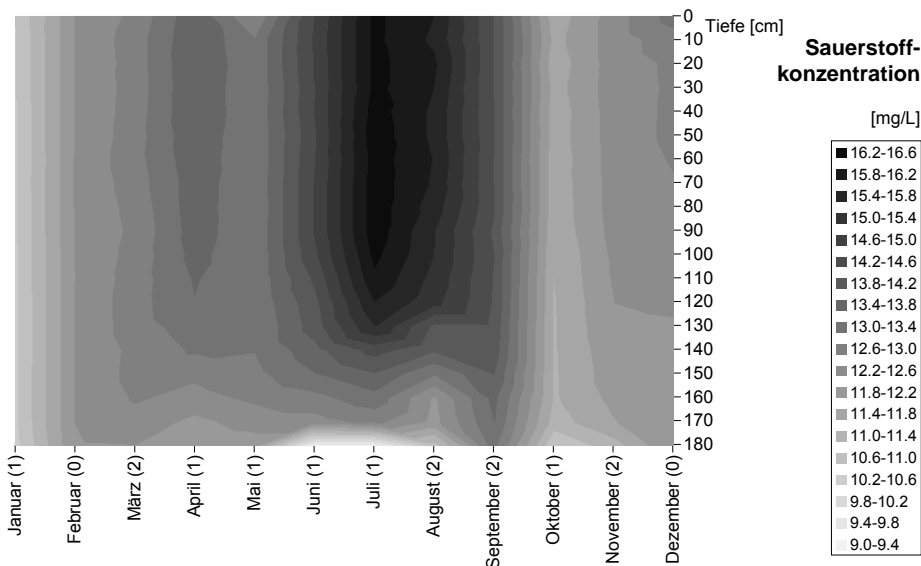


Abb. 5.26: Idealjahresgang der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP14) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Profilmessungen erfolgten morgens zwischen 8:30 und 9:30 Uhr. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl Profilmessungen im entsprechenden Monat über beide Jahre an.

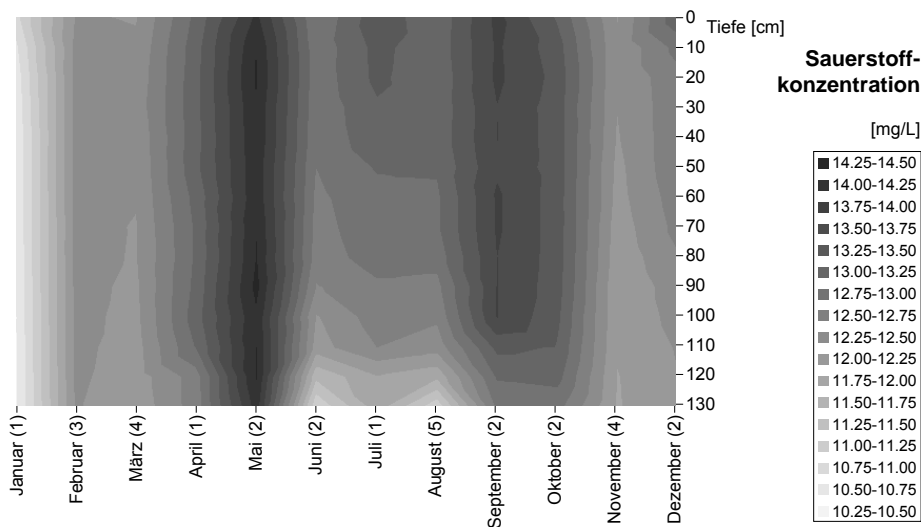


Abb. 5.27: Idealjahresgang der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Profilmessungen erfolgten morgens zwischen 9:30 und 10:30 Uhr. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl Profilmessungen im entsprechenden Monat über beide Jahre an. Im Vergleich mit Abb. 5.26 wird der Einfluss der Datenmengengrösse ersichtlich. Zudem fehlt hier der für die hohe sommerliche Sauerstoffkonzentration verantwortliche 8. Juli 2003 (vgl. Abb. 5.28).

Die Tiefenprofile im Quellsee (Abb. 5.24 bis 5.27 sowie 5.28) zeigen, dass in den Monaten Juni bis August bereits morgens eine Schichtung vorhanden ist, wobei sich die Werte meist in 100-120 cm Tiefe markant ändern. Die Sauerstoffsättigung kann dabei vom oberflächennahen zum -fernen Wasser bis zu 90 %, die Sauerstoffkonzentration bis zu 6 mg/L, die Wassertemperatur bis zu 5 K und der pH-Wert bis zu 1.5 Einheiten abnehmen. Die spezifische Leitfähigkeit nimmt hingegen von oben nach unten bis zu 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu. Es ist jedoch insbesondere beim Sauerstoff möglich, dass das Maximum im Profil in 80-100 cm Tiefe liegt, wobei dann gegenüber der Wasseroberfläche eine Differenz von 10-15 % bzw. 2-3 mg/L besteht. Es ist anzunehmen, dass die Schichtung bei günstigen Verhältnissen (Windstille, Strahlungswetterlagen) über mehrere Tage bestehen bleibt. In den übrigen Monaten sind die Gradienten in der Wassersäule nur in geringem Masse ausgeprägt oder verschwinden vollständig.

5.2.4.2 Tageszeitliche Veränderungen

Morgentliche Extremwerte können zur Zeit des Sonnenaufganges bzw. bis 3 h danach beobachtet werden (Abb. 5.28). Unter günstigen Bedingungen erfolgt eine ausgeprägte Schichtung im Tagesverlauf. Exemplarisch sind daher Tagesverläufe für die Sommersituation (Abb. 5.29 & 5.30) und die Wintersituation (Abb. 5.31 & 5.32) dargestellt.

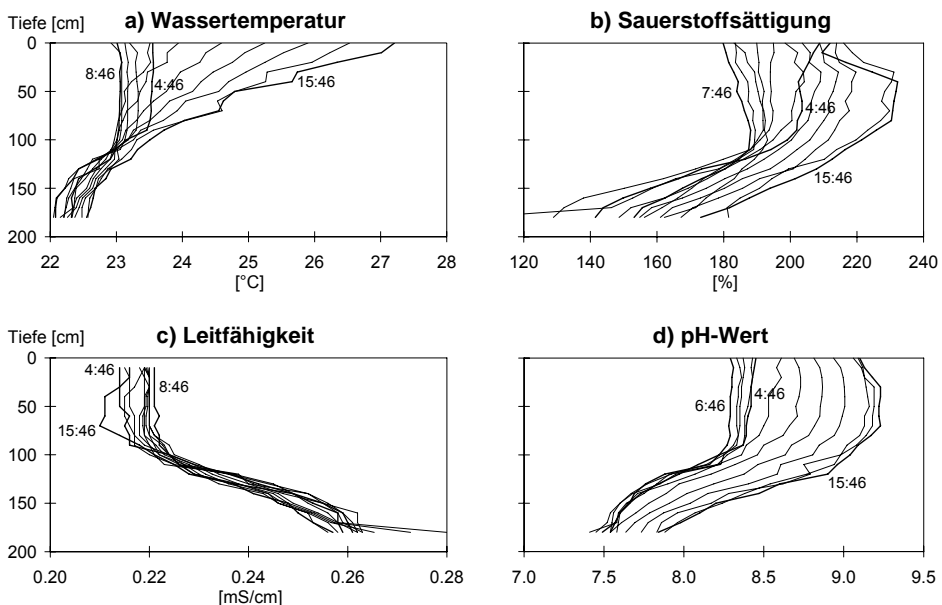


Abb. 5.28: Am 8. Juli 2003 im Quellsee bei QSP14 gemessene Tiefenprofile von a) Wassertemperatur, b) Sauerstoffsättigung, c) spezifischer elektrischer Leitfähigkeit und d) pH-Wert. Die Profile wurden stündlich von 4:46 bis 10:46 Uhr und von 13:46 bis 15:46 Uhr aufgezeichnet (11:46 und 12:46 Uhr sind interpoliert). Hervorgehoben in den Diagrammen sind jeweils das erste und letzte Profil der Messung (4:46 und 15:46 Uhr) sowie das Profil mit dem morgentlichen Extremwert. Der nachmittägliche Extremwert wurde wahrscheinlich erst nach 15:46 Uhr erreicht (Strahlungswetter, maximale Lufttemperatur LE: 27 °C um 17:00 Uhr).

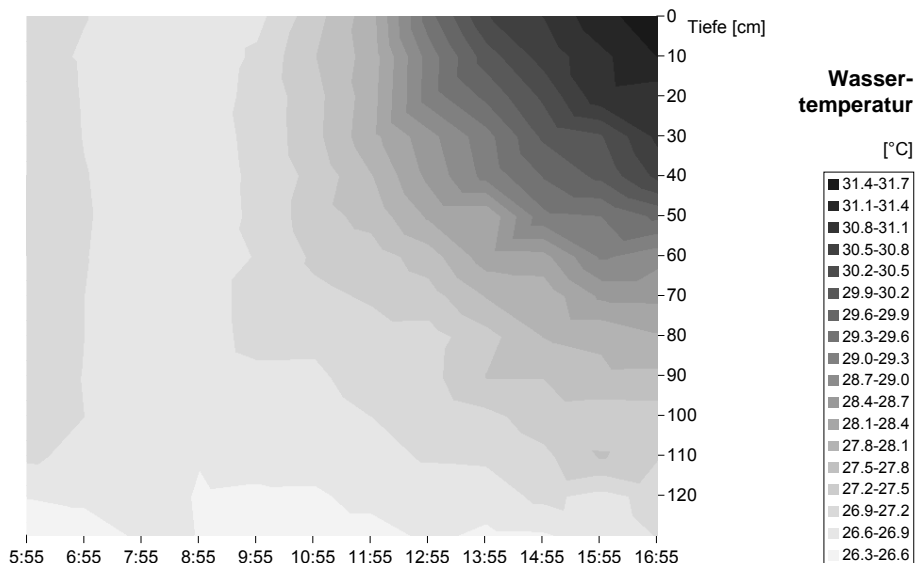


Abb. 5.29: Tagesverlauf der Wassertemperatur im Quellsee am 12. Juni 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Messung der Profile erfolgte stündlich von 5:55 bis 16:55 Uhr. Das Wasser erwärmte sich oberflächlich (0 cm) bis 31.5 °C (Strahlungswetter, maximale Lufttemperatur LE: 35 °C um 16:00 Uhr).

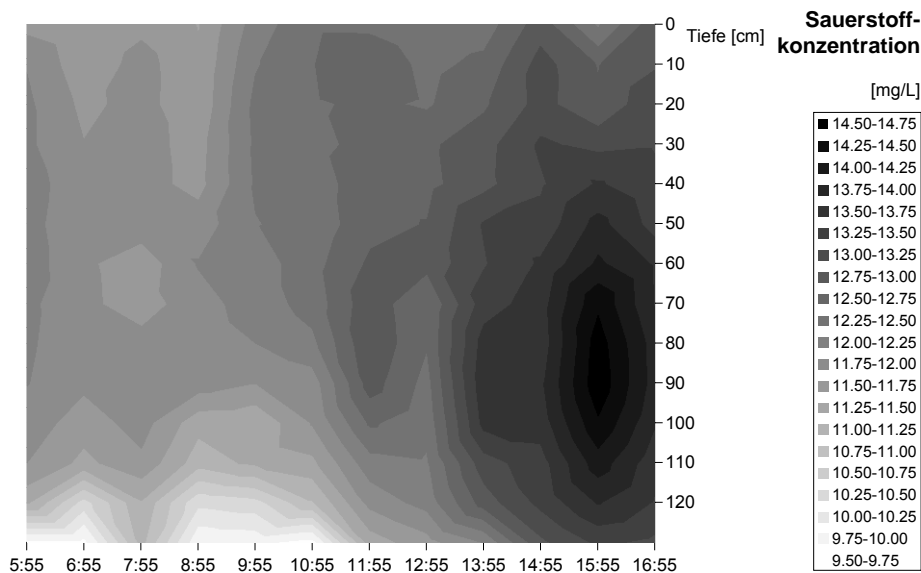


Abb. 5.30: Tagesverlauf der Sauerstoffkonzentration im Quellsee am 12. Juni 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Messung der Profile erfolgte stündlich von 5:55 bis 16:55 Uhr. Deutlich ist das nachmittägliche Maximum in 80-90 cm Tiefe zu erkennen (Strahlungswetter, maximale Lufttemperatur LE: 35 °C um 16:00 Uhr).

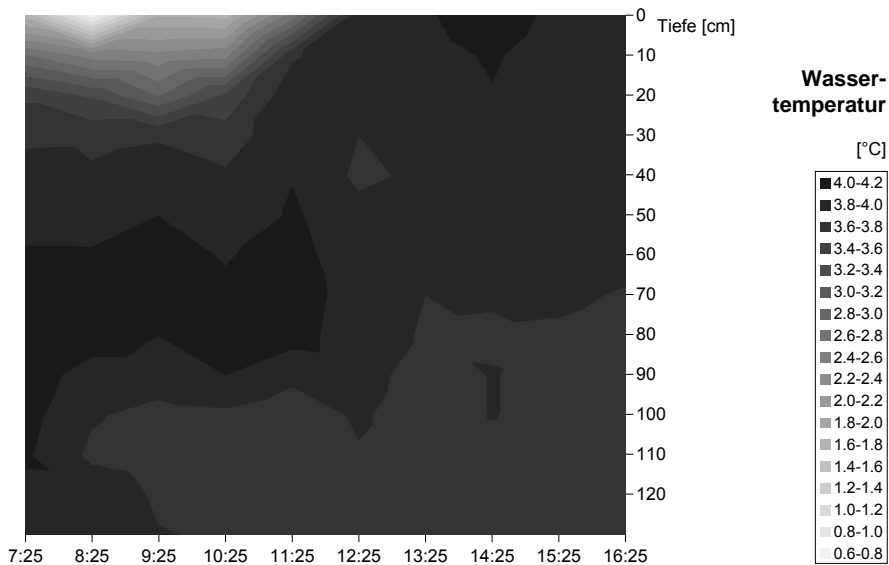


Abb. 5.31: Tagesverlauf der Wassertemperatur im vollständig eisbedeckten Quellsee am 18. Dezember 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Messung der Profile erfolgte stündlich von 7:25 bis 16:25 Uhr (Strahlungswetter, maximale Lufttemperatur LE: 4 °C um 15:00 Uhr).

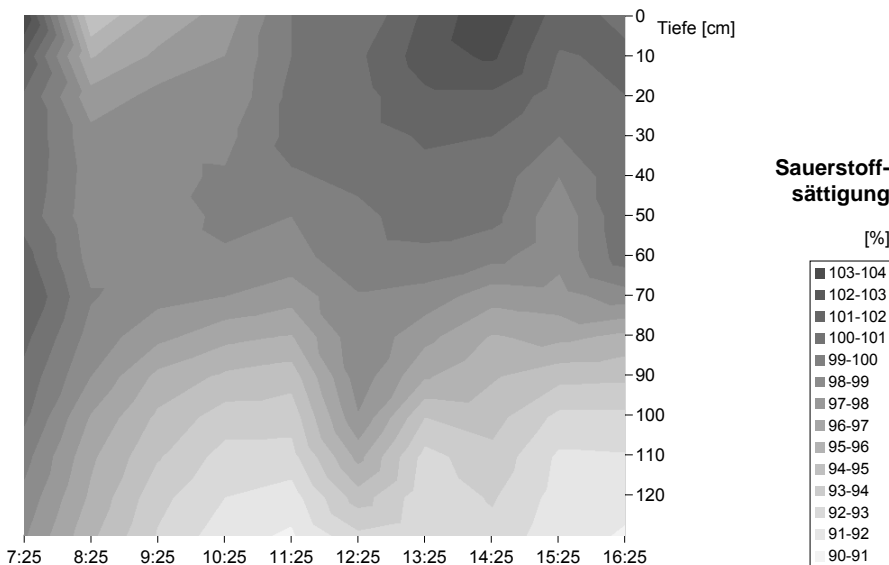


Abb. 5.32: Tagesverlauf der Sauerstoffsättigung im vollständig eisbedeckten Quellsee am 18. Dezember 2003 (QSP21) in Abhängigkeit der Wassertiefe. Die Messung der Profile erfolgte stündlich von 7:25 bis 16:25 Uhr (Strahlungswetter, maximale Lufttemperatur LE: 4 °C um 15:00 Uhr).

In einem weiteren Schritt können von Tagesmessungen bei QSP21 die Differenzen zwischen den beiden täglichen Extrema gebildet werden (n = 13, davon 69 % bei sonnigem

Wetter). Dazu wird vom nachmittäglichen Extremwert (je nach Jahreszeit zwischen 14:00 und 18:00 Uhr gemessen) der morgendliche Extremwert (meist zwischen 7:00 und 8:00 Uhr gemessen) subtrahiert. Die Darstellung der tageszeitlichen Unterschiede im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Tiefe erfolgt in den Abb. 5.33 bis 5.37.

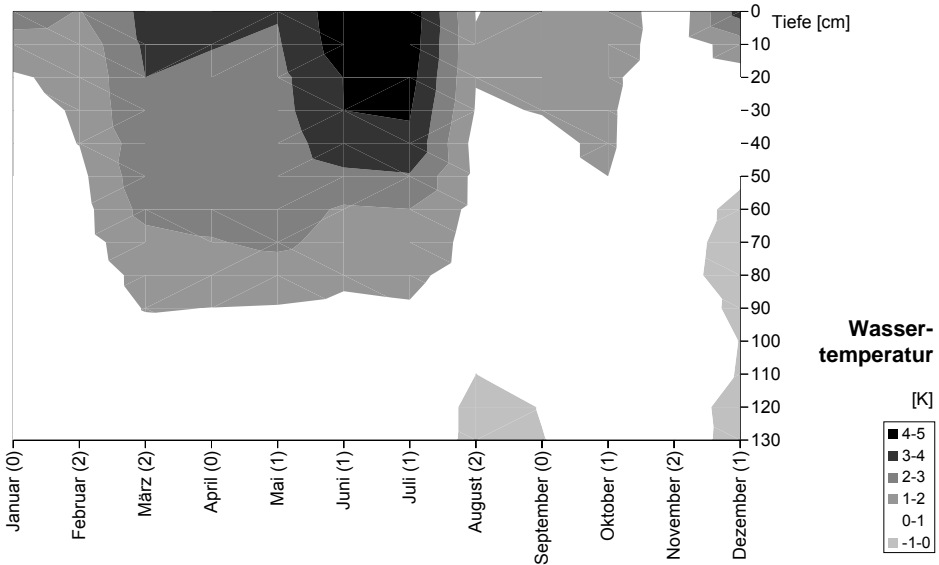


Abb. 5.33: Tagesamplituden der Wassertemperatur im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe. Positive Zahlen bedeuten eine Zunahme im Tagesverlauf.

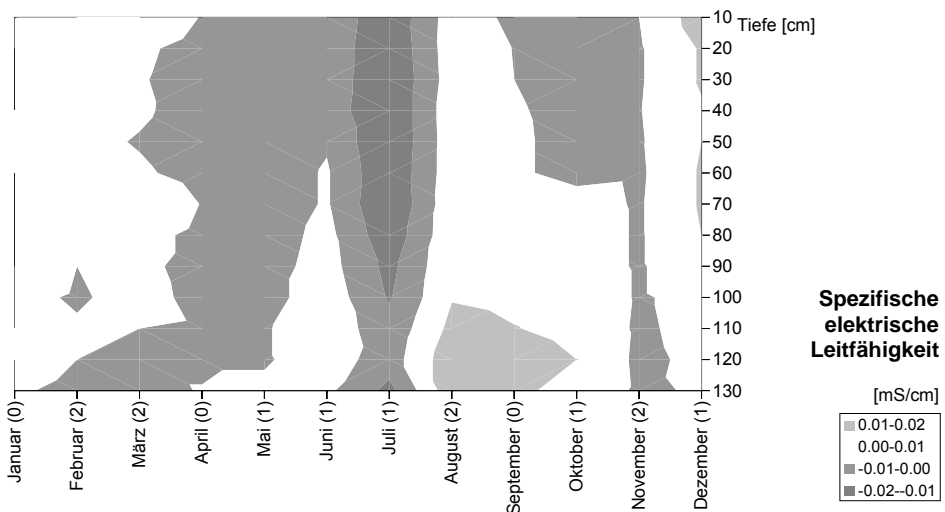


Abb. 5.34: Tagesamplituden der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe. Negative Zahlen bedeuten eine Abnahme im Tagesverlauf.

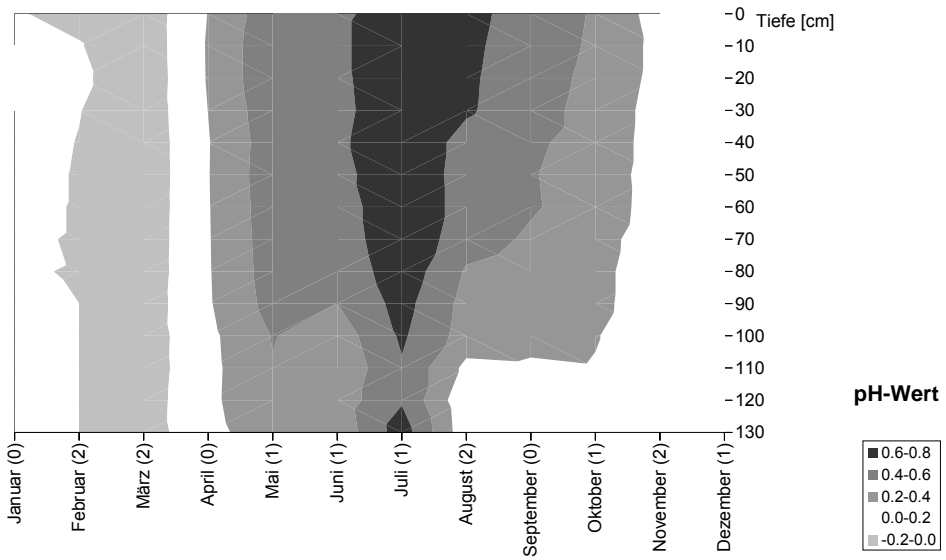


Abb. 5.35: Tagesamplituden des pH-Wertes im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe. Positive Zahlen bedeuten eine Zunahme im Tagesverlauf.

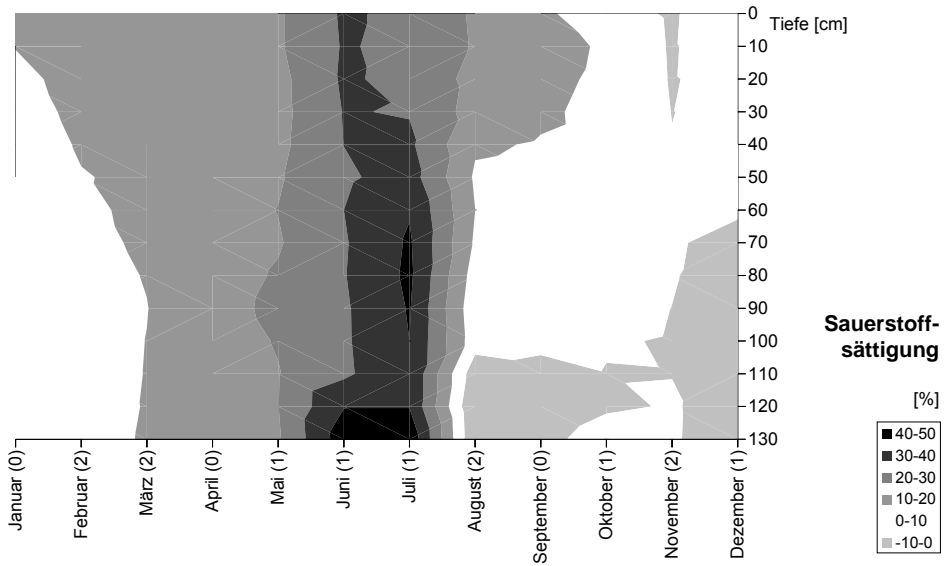


Abb. 5.36: Tagesamplituden der Sauerstoffsättigung im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe. Positive Zahlen bedeuten eine Zunahme im Tagesverlauf.

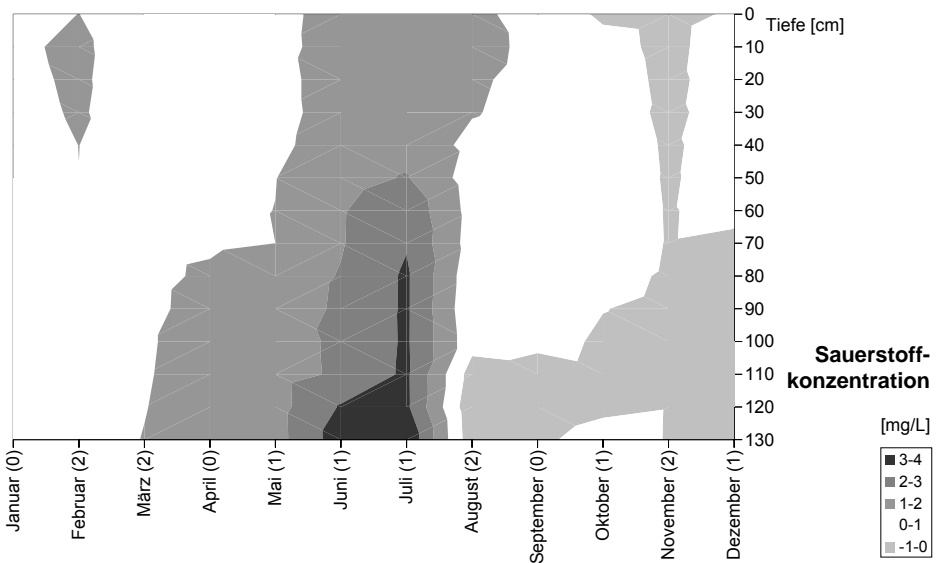


Abb. 5.37: Tagesamplituden der Sauerstoffkonzentration im Quellsee (QSP21) im Jahresverlauf und in Abhängigkeit der Wassertiefe. Positive Zahlen bedeuten eine Zunahme im Tagesverlauf.

5.2.5 Insel

Die bereits erwähnte ständige Sauerstoffübersättigung im Oberflächenwasser des Quellsees von März bis November konnte mit der Aufzeichnung von Tagesganglinien bestätigt werden (Abb. 5.38). Dabei wurde die grösste Sauerstoffübersättigung von 285 % (23.0 mg/L bei 26.3 °C) am Abend des 30. Juli 2004 gemessen. Im Sommer sind im Oberflächenwasser tägliche Schwankungen von 60-80 % (5-6 mg/L), über dem Sediment noch bis zu 40 % (3 mg/L) festzustellen. Im Winter betragen die täglichen Schwankungen oben bis zu 10 % (1 mg/L) und unten bis zu 4 % (0.5 mg/L). Im Frühjahr und insbesondere beim Wechsel zu sonnigem Wetter konnte in der Tiefe eine rasche Zunahme der Sauerstoffsättigung (bis > 60 % bzw. 6 mg/L) innerhalb von zwölf Stunden beobachtet werden. Schlechte Sauerstoffverhältnisse waren in der Tiefe selten zu messen. Am 20. Juli 2005 konnte mit 5.9 mg/L bzw. 69 % bei 23.0 °C der kleinste Wert gemessen werden.

Die Schwankungsbreite der Wassertemperatur im Oberflächenwasser beträgt im Sommer bis zu 4 K und im Winter bis zu 1 K, während in der Tiefe kaum tageszeitliche Veränderungen feststellbar sind (Abb. 5.38). Tagesamplituden treten im Sommer auch bei den übrigen Parametern auf: der pH-Wert weist Schwankungen bis zu 1.0 Einheiten (0.5 Einheiten über dem Sediment) und die spezifische elektrische Leitfähigkeit bis zu 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 5.39). Im Winter werden die vermeintlichen Tagesganglinien durch die Einleitung des (relativ warmen) Grundwassers stark modifiziert.

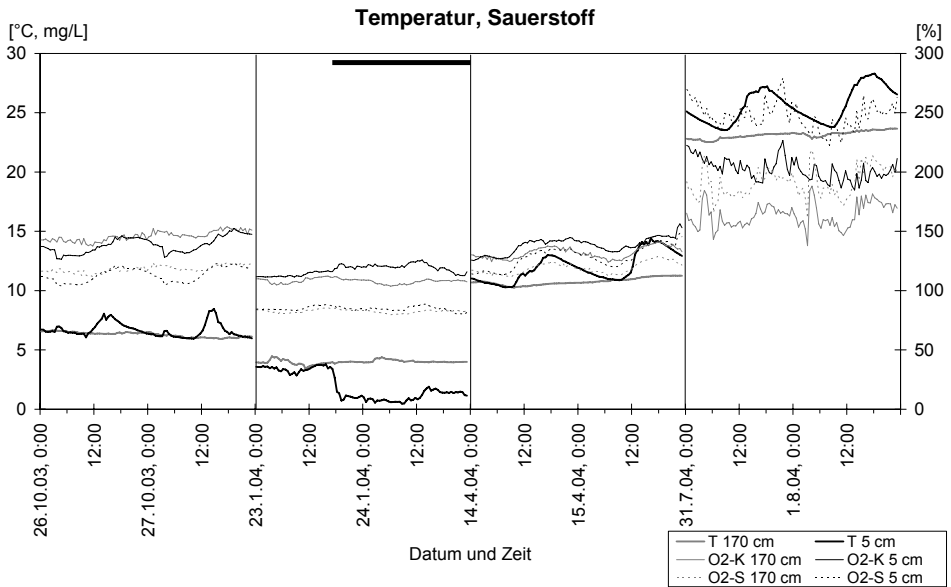


Abb. 5.38: Ausgewählte Tagesganglinien der Wassertemperatur (T), der Sauerstoffkonzentration (O2-K) und der Sauerstoffsättigung (O2-S) in 5 und 170 cm Tiefe in den Monaten Oktober (2003), Januar (2004), April (2004) und Juli (2004) im Quellsee (QSI14). Die Messungen widerspiegeln die Bedingungen bei sonnigem Wetter. Der Balken im Januar zeigt eine Eisbedeckung an. Gut ersichtlich ist auch der Einfluss der Grundwassereinleitung zwischen 2:30 und 4:00 Uhr.

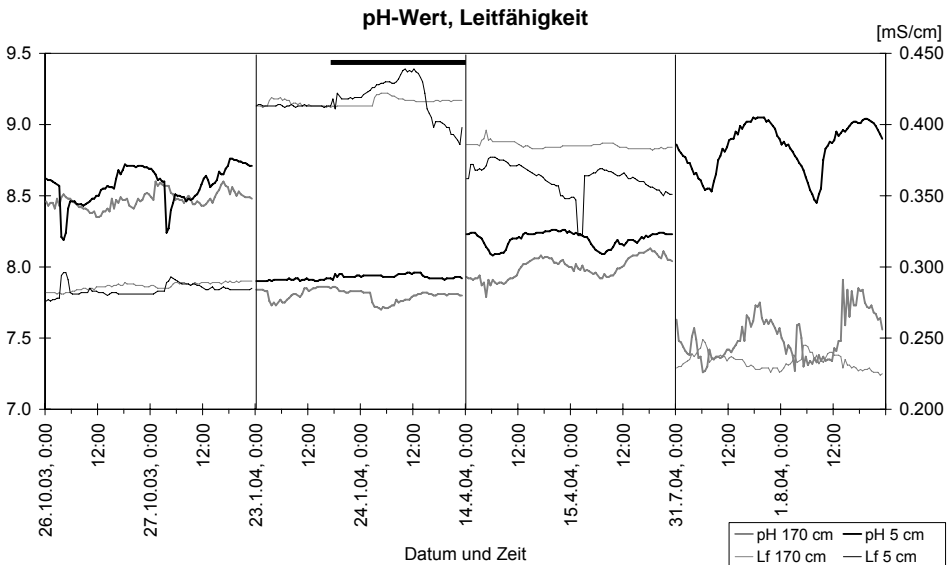


Abb. 5.39: Ausgewählte Tagesganglinien des pH-Wertes (pH) und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit (Lf) in 5 und 170 cm Tiefe in den Monaten Oktober (2003), Januar (2004), April (2004) und Juli (2004) im Quellsee (QSI14). Die Messungen widerspiegeln die Bedingungen bei sonnigem Wetter. Der Balken im Januar zeigt eine Eisbedeckung an. Gut ersichtlich ist auch der Einfluss der Grundwassereinleitung zwischen 2:30 und 4:00 Uhr.

Der Étang U weist beim Sauerstoff sommerliche Tagesamplituden von 55 % (4 mg/L), bei der Wassertemperatur von 4 K, beim pH-Wert von 0.6 Einheiten und bei der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit von 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Im Winter reduzieren sich diese Werte beim Sauerstoff auf 10 % (1 mg/L) und bei der Wassertemperatur auf 2 K, während sie beim pH-Wert und bei der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit verschwinden (Abb. 5.40 & 5.41).

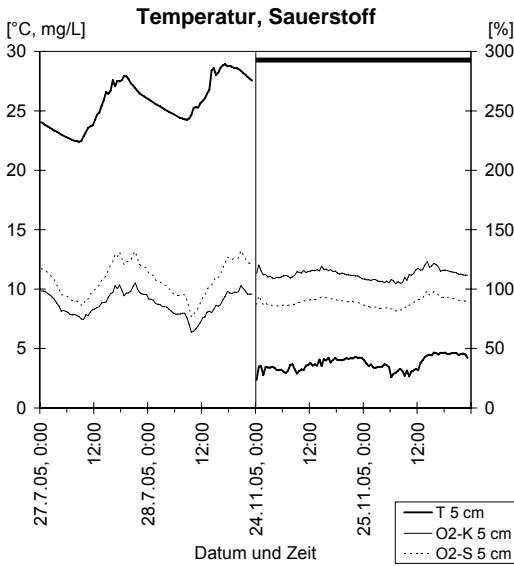


Abb. 5.40: Ausgewählte Tagesganglinien der Wassertemperatur (T), der Sauerstoffkonzentration (O2-K) und der Sauerstoffsättigung (O2-S) in 5 cm Tiefe in den Monaten Juli (2005) und November (2005) im Étang U (EUI13). Die Messungen widerspiegeln die Bedingungen bei sonnigem Wetter. Der Balken im November zeigt eine Eisbedeckung an.

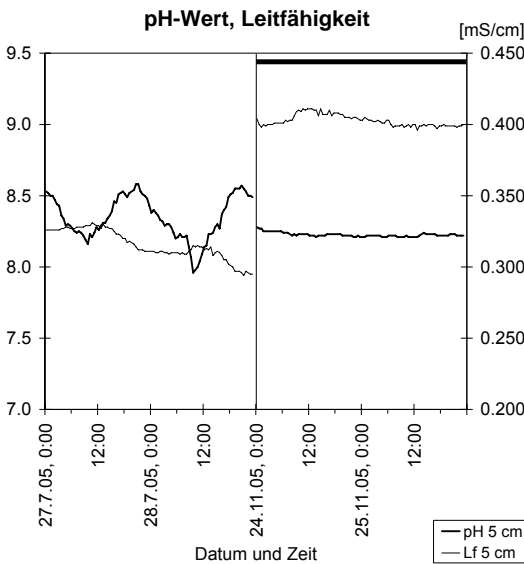


Abb. 5.41: Ausgewählte Tagesganglinien des pH-Wertes (pH) und der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit (Lf) in 5 cm Tiefe in den Monaten Juli (2005) und November (2005) im Étang U (EUI13). Die Messungen widerspiegeln die Bedingungen bei sonnigem Wetter. Der Balken im November zeigt eine Eisbedeckung an.

5.3 Sedimentuntersuchungen

5.3.1 Sedimentkerne

Im Folgenden werden die Analyseergebnisse der einzelnen Sedimentschichten abgebildet. Die Darstellung erfolgt gemäss der vorgenommenen schichtweisen Aufteilung der Sedimentkerne (Teile 1 bis 6; vgl. Tab. 4.6 & 4.8).

5.3.1.1 pH-Wert

Da für die Messung des pH-Wertes KCl als Lösungsmittel verwendet wurde, stellen die Resultate die potenziell niedrigsten Werte dar. Diese sind im Quellsee-Sediment ziemlich homogen und liegen um 7.0. Einzig bei QSB16 sind sie leicht erhöht (7.2). Demgegenüber sind im Étang U grössere Unterschiede einerseits zwischen den verschiedenen Probenahmestellen und andererseits zwischen den beiden Sedimentkernen derselben Probenahmestelle auszumachen (Abb. 5.42). Die Werte liegen zwischen 6.7 und 8.2, im Mittel bei 7.3.

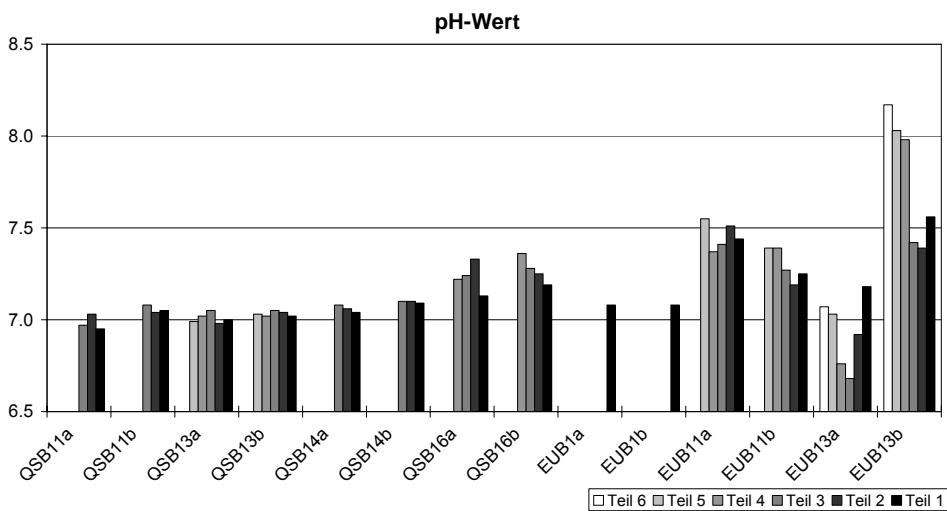


Abb. 5.42: Übersicht über die pH-Werte in den Sedimenten von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

5.3.1.2 Feuchtigkeitsgehalt

Während die Feuchtigkeitsgehalte der Oberflächensedimente im Quellsee keine (alle 82 %) und im Étang U nur geringe (63-76 %) Unterschiede zeigen, widerspiegeln sich in den Feuchtigkeitsgehalten der tieferen Schichten die Sedimentmächtigkeit und die Lagerungsdichte (Abb. 5.43; vgl. HUPFER 2001, 210). Bei den Probenahmen physisch spürbar war z.B. die unterschiedliche Konsolidierung bei QSB13 und QSB14 (vgl. Tab. 5.2).

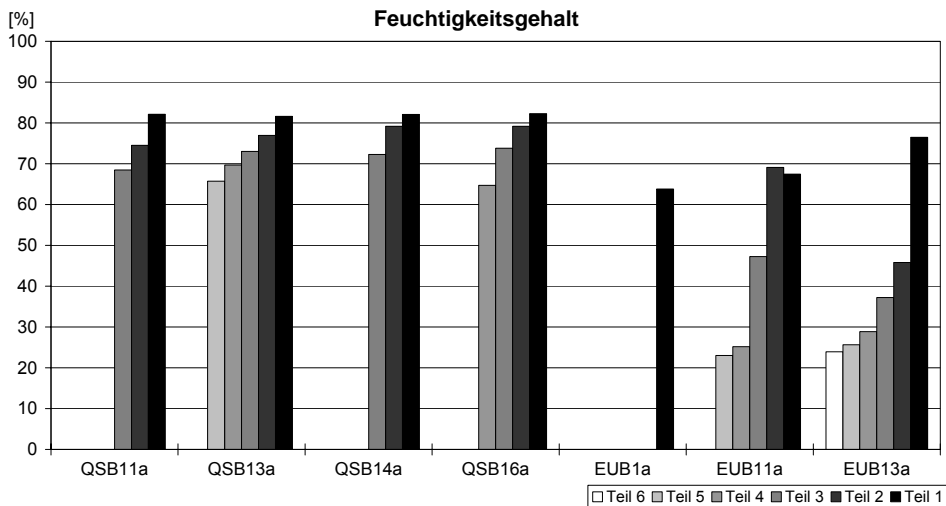


Abb. 5.43: Übersicht über die Feuchtigkeitsgehalte in den Sedimenten von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

5.3.1.3 Nährstoffe

Im Quellsee (karbonatreiches Einzugsgebiet) verteilen sich Calcium und Magnesium in Teilen gleicher Tiefe relativ homogen. Bei Kalium, Gesamt-Orthophosphat-Phosphor (T-PO₄-P) und bioverfügbarem Phosphor (P₂O₅-P = BAP) sind die Gehalte in den oberflächensedimenten meist deutlich höher als in den tieferen Schichten (Abb. 5.44 bis 5.48). Es sind auch Unterschiede zwischen den Standorten auszumachen.

In den Sedimenten des Étang U ist Calcium ähnlich gut vertreten wie im Quellsee, während Magnesium in grösseren Gehalten auftritt. Kalium und Gesamt-Orthophosphat-P sind im Étang U in Teilen gleicher Tiefe relativ homogen verteilt, wobei wiederum ein Gefälle zwischen der Sedimentoberfläche und tieferen Schichten entsteht. Der Gehalt an bioverfügbarem Phosphor ist im Vergleich zum Quellsee gering (Abb. 5.44 bis 5.48).

Über alle Teile gemittelt enthalten die Sedimente (Trockensubstanz) des Quellsees 73 g/kg Calcium, 325 mg/kg Magnesium, 268 mg/kg Kalium, 0.79 g P/kg Gesamt-Orthophosphat-P und 27.2 mg P/kg bioverfügbarer Phosphor, diejenigen des Étang U 57 g/kg Calcium, 777 mg/kg Magnesium, 121 mg/kg Kalium, 0.56 g P/kg Gesamt-Orthophosphat-P und 4.7 mg P/kg bioverfügbarer Phosphor.

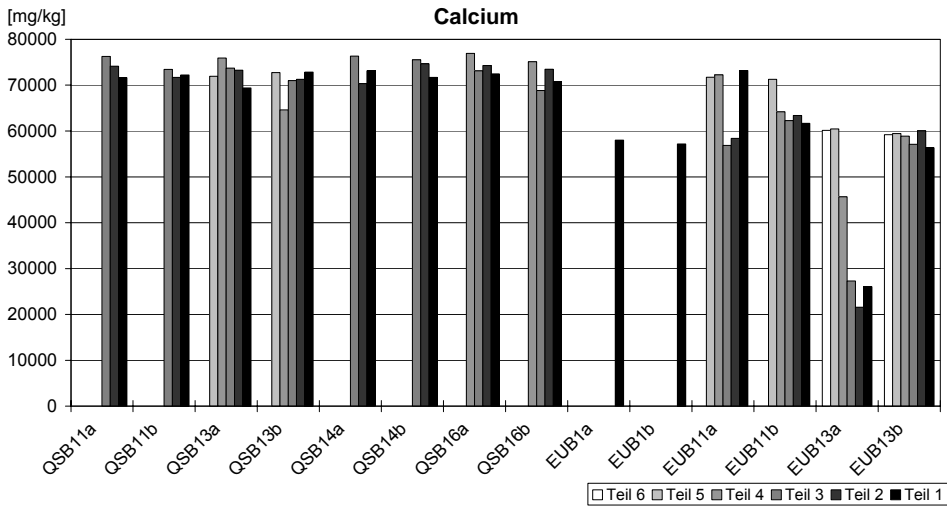


Abb. 5.44: Übersicht über die Gehalte an Calcium in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

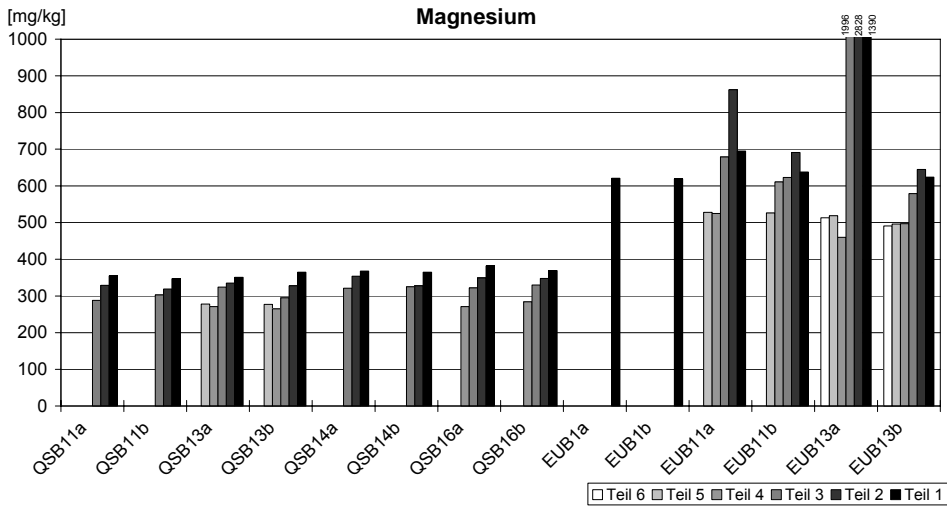


Abb. 5.45: Übersicht über die Gehalte an Magnesium in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

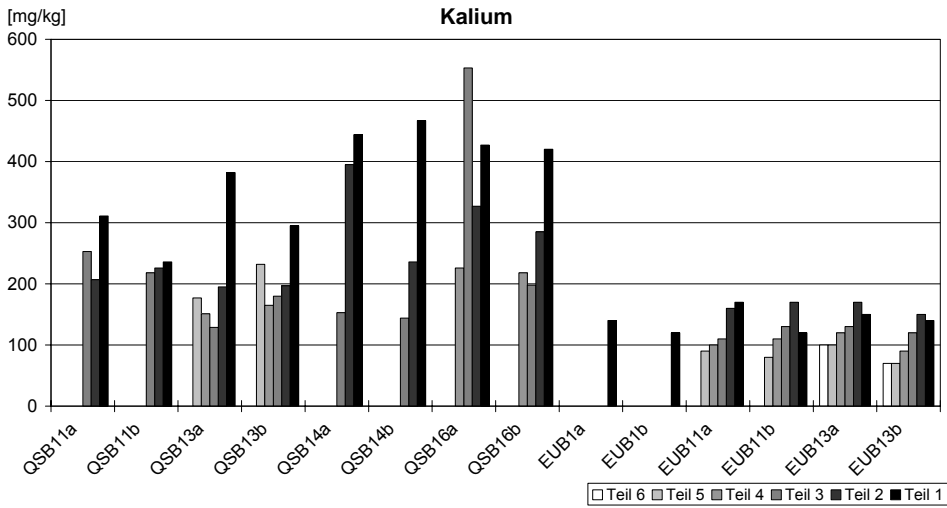


Abb. 5.46: Übersicht über die Gehalte an Kalium in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

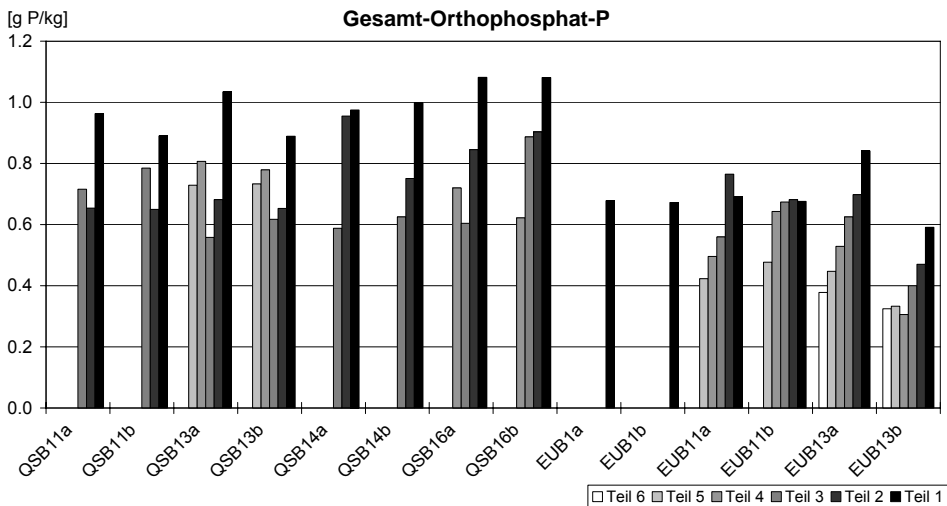


Abb. 5.47: Übersicht über die Gehalte an Gesamt-Orthophosphat-P in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

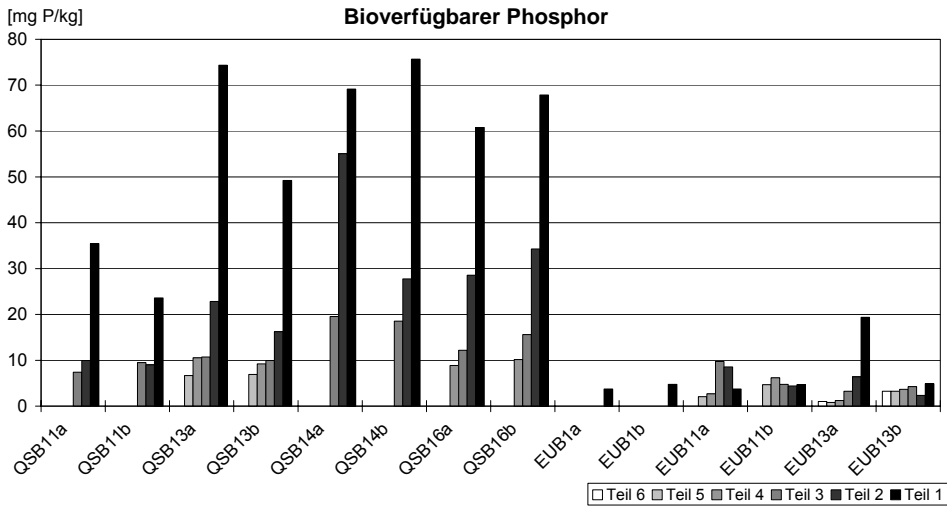


Abb. 5.48: Übersicht über die Gehalte an bioverfügbarem Phosphor (BAP) in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

5.3.1.4 Schwermetalle

Bei Blei, Kupfer und Zink bestehen in beiden Gewässern Unterschiede einerseits zwischen den einzelnen Sedimentschichten eines Bohrkerns, andererseits auch zwischen den verschiedenen Probenahmestellen (Abb. 5.49 bis 5.51). Aus den Abbildungen ist zudem ersichtlich, dass hohe Gehalte in einzelnen Sedimentschichten in der Regel bei allen Schwermetallarten gleichzeitig auftreten (z.B. EUB11b Teil 4). Über alle Teile gemittelt enthalten die Sedimente (Trockensubstanz) des Quellsees 54.5 mg/kg Blei, 30.1 mg/kg Kupfer und 109.9 mg/kg Zink, diejenigen des Étang U 47.1 mg/kg Blei, 30.9 mg/kg Kupfer und 118.1 mg/kg Zink.

Cadmium konnte mit der verwendeten Analytik erst ab einem Gehalt von 0.4 mg/kg sicher nachgewiesen werden. Die Sedimente des Quellsees enthalten alle weniger als 0.4 mg/kg Cadmium, während beim Étang U 21 von 24 Proben weniger als 0.4 mg/kg enthalten. Bei den folgenden drei Teilschichten lagen die Werte oberhalb der Nachweisgrenze: EUB11b Teil 4 mit 7.6 mg/kg, EUB11b Teil 3 mit 4.4 mg/kg und EUB13b Teil 2 mit 6.0 mg/kg. Im Mittel über alle Teilschichten ist somit im Étang U < 1.1 mg/kg Cadmium vorhanden (Trockensubstanz).

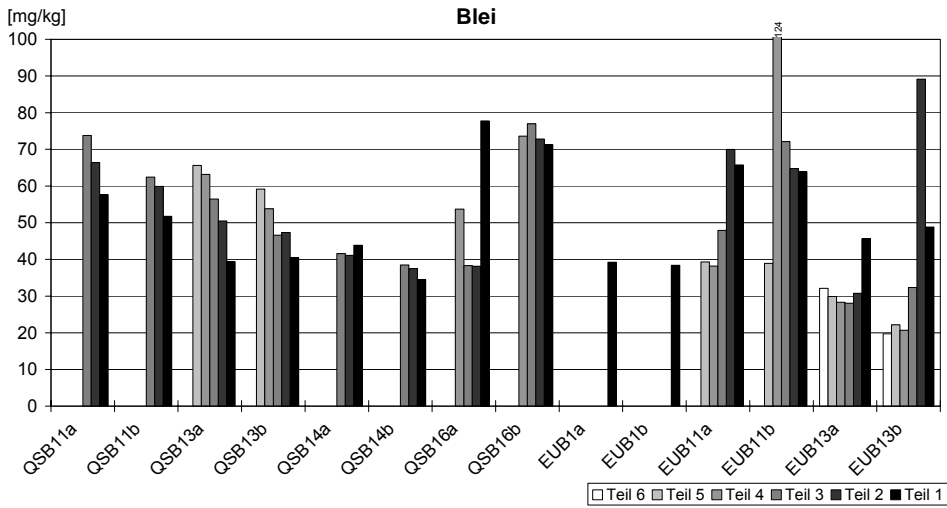


Abb. 5.49: Übersicht über die Gehalte an Blei in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

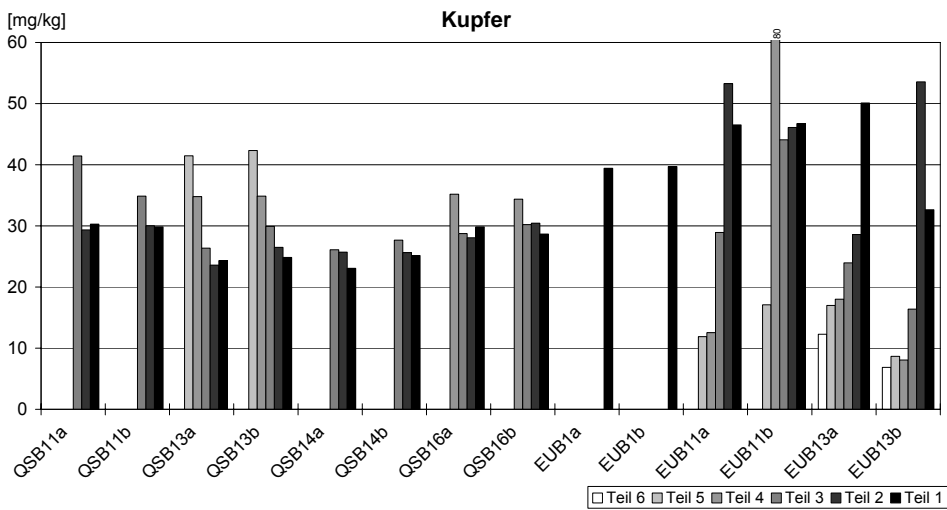


Abb. 5.50: Übersicht über die Gehalte an Kupfer in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

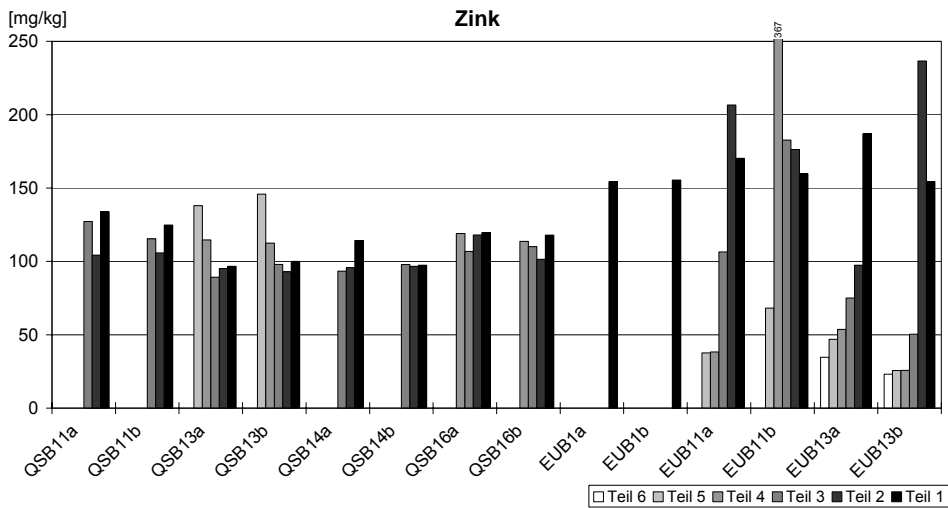


Abb. 5.51: Übersicht über die Gehalte an Zink in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

5.3.1.5 CHN-Analyse

Das C:N-Verhältnis ist ein grobes Mass für die Abbaubarkeit der organischen Substanz. Ein hoher Anteil N bzw. ein enges C:N-Verhältnis bedeutet dabei gute Abbaubarkeit. Abbildung 5.52 zeigt allerdings, dass in den tieferen Sedimentschichten eher ungünstige Bedingungen herrschen: In der untersten Schicht des Quellsees ist das Verhältnis im Mittel 26.6:1, in derjenigen des Étang U (ohne EUB1a und EUB1b) im Mittel > 36.8:1. Verantwortlich dafür sind die hohen Kohlenstoffanteile (Abb. 5.53 & 5.54), wobei im Quellsee der über alle Teilschichten gemittelte Anteil von C_{tot} mit 14 % besonders ausgeprägt ist (6 % im Étang U). Der organische Kohlenstoff (C_{org}) überwiegt an der Sedimentoberfläche des Quellsees mit rund 8.7 % gegenüber 4.5 % in der untersten Schicht deutlich, während beim anorganischen Kohlenstoff (C_{anorg}) kaum vertikale Gradienten ersichtlich sind. Die über alle Teile gemittelten Werte der Stickstoffanteile liegen im Quellsee bei 0.7 % und im Étang U bei 0.2 % (an der Sedimentoberfläche jeweils bis 1.1 % bzw. 0.7 %), diejenigen der Wasserstoffanteile bei 1.3 % im Quellsee und bei 0.9 % im Étang U (an der Sedimentoberfläche jeweils bis 1.9 % bzw. 1.7 %).

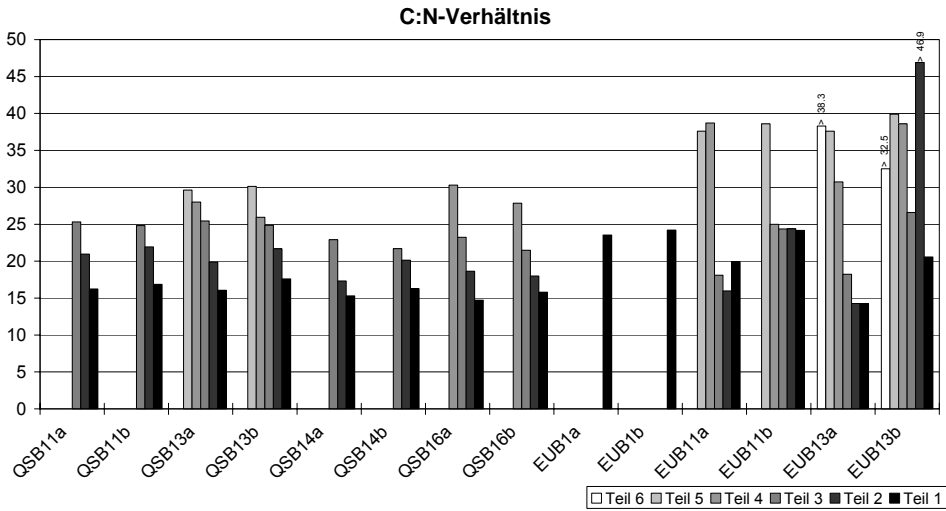


Abb. 5.52: Übersicht über die C:N-Verhältnisse in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

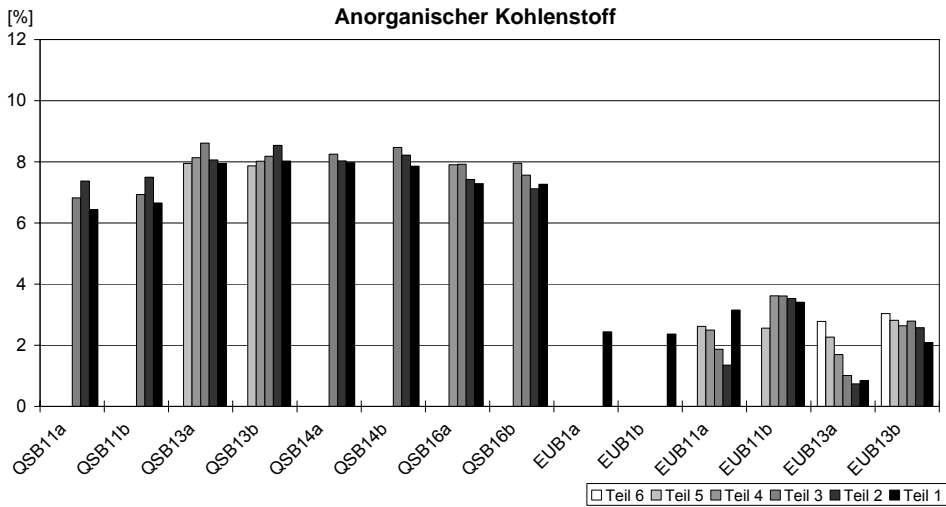


Abb. 5.53: Übersicht über die Anteile des anorganischen Kohlenstoffs in den Sedimenten (Trockensubstanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

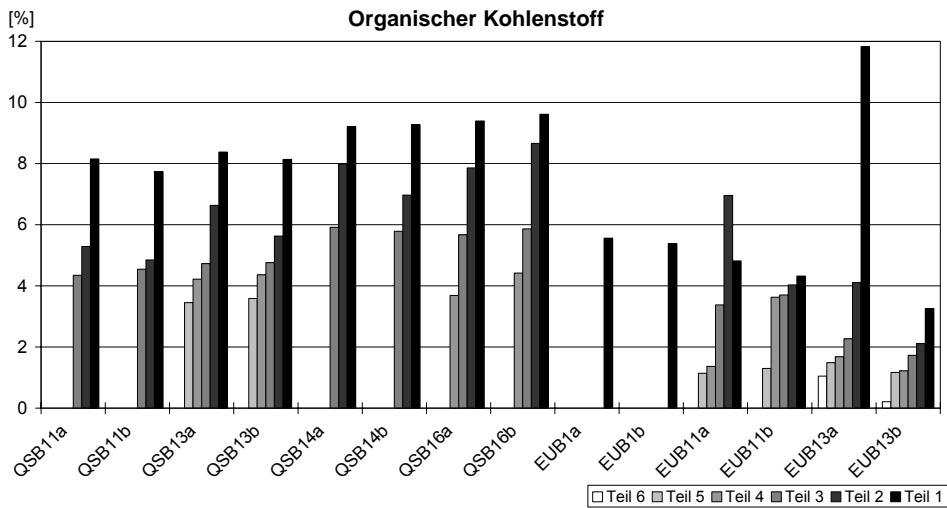


Abb. 5.54: Übersicht über die Anteile des organischen Kohlenstoffs in den Sedimenten (Trocken-substanz) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.6).

5.3.1.6 Korngrößenanalyse

In den Sedimentkernen der beiden Gewässern waren die Skelettanteile (> 2 mm) meist unter 0.4 %, in sechs (der 15) Teilen sogar 0 %. Ausnahmen bildeten dabei QSB16c Teil 2 mit einem Skelettanteil von 34 %, EUB1c mit 4 % und EUB11c Teil 5 mit 2 %. Im Folgenden wird daher nur der Feinboden (< 2 mm) betrachtet.

Aus Abb. 5.55 ist ersichtlich, dass im Feinboden des Quellsees die Schlufffraktion mit einem Anteil von rund 85 % überwiegt. Die Tonfraktion ist mit rund 11 % und die Sandfraktion mit 4 % vertreten. Aufgrund der grösseren Materialdichte konnten die Sedimentkerne des Étang U differenzierter unterteilt werden. Dabei ist bei EUB11c auffallend, wie der Sandanteil von 36 % in der untersten Schicht auf 4 % an der Sedimentoberfläche abnimmt, während der Schluffanteil von 56 auf 82 % zunimmt. Bei EUB13c nimmt hingegen der Anteil der Tonfraktion von 18 % in der untersten Schicht auf 36 % an der Sedimentoberfläche zu, während der Schluffanteil von 66 auf 52 % abnimmt. Die Sandfraktion wird im Étang U generell aus Fein- und Feinstsanden gebildet.

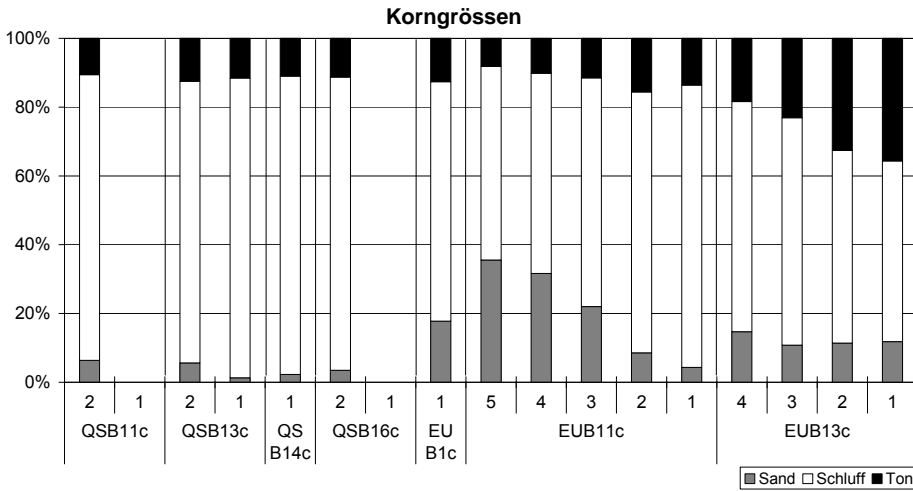


Abb. 5.55: Übersicht über die Korngrößenverteilung (< 2 mm) in den Sedimentschichten (Teile 1 bis 5) von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Teil 1 ist jeweils die oberste Schicht eines Sedimentkerns (vgl. Tab. 4.8).

5.3.2 Rücklösungsversuche

Die Resultate des ersten Rücklösungsversuches (Abb. 5.56) zeigen, dass im Quellsee v.a. bei QSB11 und QSB13, im Étang U v.a. bei EUB1 (EUB1-1 und EUB1-2) eine Remobilisierung von Orthophosphat-P (SRP) stattfindet. Dies geschieht zudem hauptsächlich unter anaeroben Bedingungen (Ansätze 1 und 4; mittlere Rücklösungsrate nach 14 Tagen: QSB11/QSB13 291.2 µg P/L oder +12'857 %, EUB1 168.1 µg P/L oder +1'165 %), während aerobe Bedingungen deutlich geringere Rücklösungsraten aufweisen (Ansätze 2 und 3; mittlere Rücklösungsrate nach 14 Tagen: QSB11/QSB13 34.6 µg P/L oder +630 %, EUB1 3.0 µg P/L oder +117 %). Alle anderen Probenahmestellen haben eine mittlere Rücklösungsrate nach 14 Tagen von 12.7 µg P/L (+469 %). Turbulente Wasserbewegungen (Ansätze 3 und 4) weisen keine eindeutigen Einwirkungen auf, obwohl nach SCHEFFER (2004, 59) unter diesen Bedingungen eine 20-30-mal grössere Rücklösungsrate zu erwarten ist. Es sind auch keine nennenswerten Unterschiede zwischen EUB1-1 (filtriertes Seewasser als Lösungsmittel) und EUB1-2 (Aqua dest. als Lösungsmittel) festzustellen. Auffällig sind jedoch die deutlich höheren Anfangswerte im Étang U bei EUB1 (im Mittel 24.5 µg P/L) gegenüber allen anderen Probenahmestellen (im Mittel 2.6 µg P/L). Nach 14 Tagen Inkubationszeit wies das filtrierte Seewasser jeweils keine erwähnenswerten Veränderungen auf.

Zur Untersuchung der statistischen Aussagekraft der im ersten Versuch in den einzelnen Ansätzen gemessenen Rücklösungsraten (Zufälligkeit der Proben) wurden in einem zweiten Versuch je vier Versuchsreaktoren der beiden Probenahmestellen QSB13 und QSB14 unter denselben, anaeroben Bedingungen (Ansatz 1) behandelt (Abb. 5.57). Die im ersten Rücklösungsversuch aufgezeigten Tendenzen – insbesondere die Unterschiede

zwischen QSB13 und QSB14 – werden somit bestätigt, obwohl die Rücklösungsraten im zweiten Versuch allgemein deutlich höher liegen.

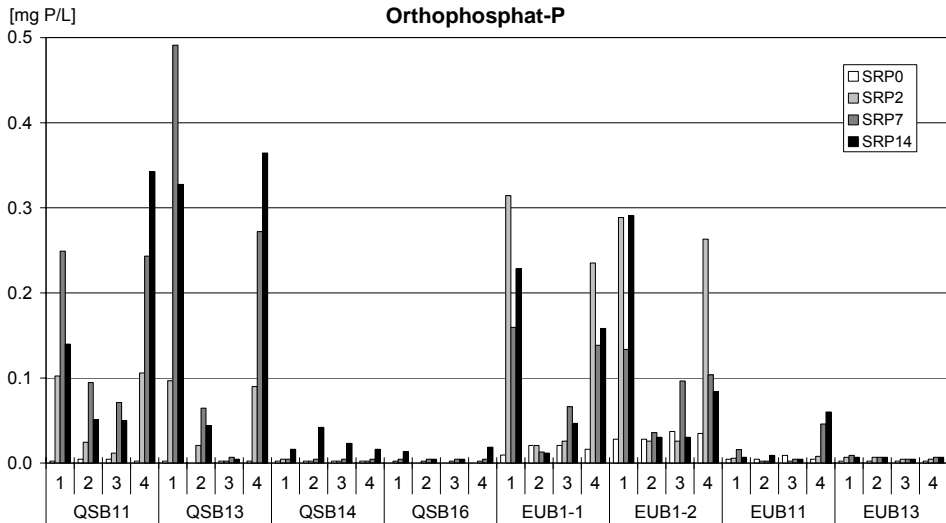


Abb. 5.56: Übersicht über den ersten Rücklösungsversuch mit Sedimenten von Quellsee (QS) und Étang U (EU). Pro Probenahmestelle (ausgenommen EUB1) und Versuchsansatz (Ziffern 1 bis 4; vgl. Tab. 4.9) wurde jeweils ein Versuchsreaktor angesetzt. Die Analyse des Wassers erfolgte zu Versuchsbeginn (SRP₀), nach zwei (SRP₂), sieben (SRP₇) und 14 Tagen (SRP₁₄).

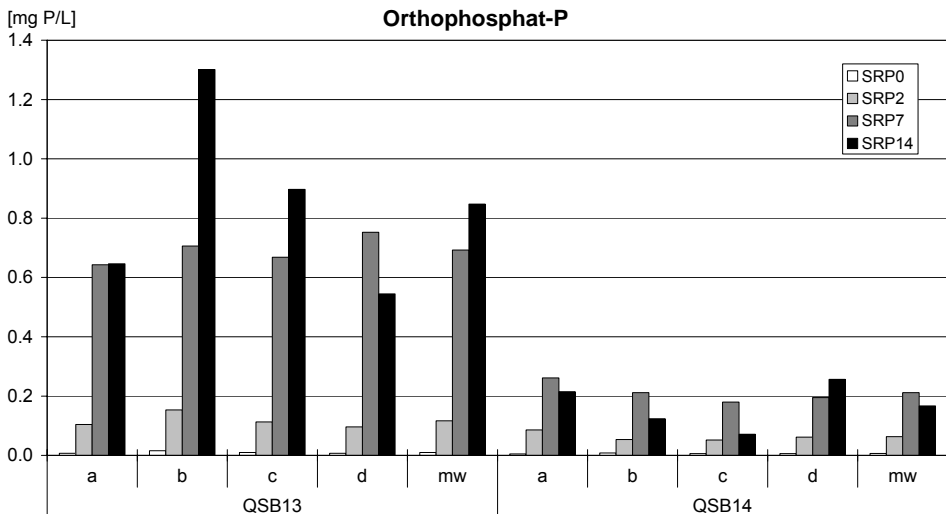


Abb. 5.57: Übersicht über den zweiten Rücklösungsversuch mit Sedimenten vom Quellsee (QS). Pro Probenahmestelle (QSB13, QSB14) wurden vier Versuchsreaktoren (Buchstaben a-d) nach Versuchsansatz 1 (anaerobe Bedingungen; vgl. Tab. 4.9) angesetzt. Die Analyse des Wassers erfolgte zu Versuchsbeginn (SRP₀), nach zwei (SRP₂), sieben (SRP₇) und 14 Tagen (SRP₁₄). Dargestellt ist jeweils auch der Mittelwert (mw) der vier Versuchsreaktoren.

5.4 Kartierungen im Park „Im Grünen“

5.4.1 Heutige Strukturen des Parks

5.4.1.1 Landschaftsstrukturen

Die intensiv gepflegten Teile des Parks „Im Grünen“ sind zur Hauptsache auf das Gebiet westlich des St. Alban-Sees, zwischen Restaurant und Minigolf-Anlage konzentriert (Abb. 5.58). Es ist dies der erhalten gebliebene Teil der Grün 80, der als Sektor „Schöne Gärten“ erstellt wurde. Dementsprechend vielfältig und abwechslungsreich sind die verschiedenen Blumengärten angeordnet und gestaltet. Weitere Gartenbereiche (u.a. eine Gräserlandschaft) sind zwischen St. Alban-See und Quellsee zu finden, ebenso die intensiv gepflegte Wiese beim Wolkenhügel, die von Besuchern auf vielfältige Art und Weise genutzt wird (Sonnenbaden, Picknick, Spiel und Sport).

Die Intensität und Häufigkeit der gärtnerischen Pflege des Parks nimmt vom St. Alban-See zur Birs grundsätzlich ab (RIBSTEIN, mündl. Mitt.). Südlich und östlich des Quellsees – im ehemaligen Sektor „Land und Wasser“ – überwiegen zur Hauptsache selten gemähte Wiesen und Waldbereiche. Dieser Parkteil wird von den Gärtnern naturnah gepflegt. Das Gebiet des Lärmschutzwalles entlang der Verbindungsstrasse Münchenstein-Muttenz – das zur Grün 80 als Allmend mit „Trocken-, Halbtrocken-, Mager-, Fett- und Unkrautwiesen“ (JÄGGI 1980, 157) angelegt wurde – ist mit seinen mosaikartig angeordneten Waldfragmenten und Einzelbäumen beliebter Picknickplatz. Das Teichbächlein (vgl. Kap. 5.4.3) – das fast auf der ganzen Länge von „Auenwald“ gesäumt ist (vgl. Kap. 5.5.2) – bildet dabei die Verbindung zur Birs mit ihrem (Auen-)Wald. Die generelle Anbindung des Parks „Im Grünen“ an die Birs wird heute allerdings aufgrund der Rasenziegelproduktion für die Sportplätze (Ziffer 4 in Abb. 5.58) stark eingeschränkt.

Bereits zur Grün 80 wurde eingeplant, dass die „Ried- und Röhrichufer [...] ideale Rückzugsgebiete für seltene Pflanzen und Tiere werden können“ (BADEJA 1980a, 31; vgl. ROTH 1981). Heute sind feuchteliebende Pflanzen vorwiegend im und am Quellsee und im Pflanzenklärgelbiet (vgl. Kap. 3.1.2) zu finden (Abb. 5.59). Es dominiert Schilfrohr (*Phragmites australis*), während Seggen (*Carex sp.*) und Binsen (*Juncus sp.*) eingestreut vorhanden sind. Wo kein Schilf vorkommt, bilden jedoch Seggen und Binsen die Riedvegetation. Rohrkolben (*Typha latifolia*) wächst nur im Pflanzenklärgelbiet, während die Sumpfschwertlilie (*Iris pseudacorus*) im Pflanzenklärgelbiet und zwischen dem Blockwurf am nördlichen Ende des Quellsees zu entdecken ist. Die Verlandungszone geht heute direkt in den „Auenwald“ zwischen Quellsee und Teichbächlein über (vgl. BADEJA 1980a, 34). Am St. Alban-See sind die Vorkommen von Riedpflanzen lokal begrenzt. Schilf kommt im südlichsten Teil sowie in einzelnen Pflanzungen am Westufer vor, während an den anderen Uferzonen v.a. Seggen und Binsen vertreten sind.

Das Schilf des Quellsees und des Pflanzenklärgelbietes wurde im Winter 2005/06 grossflächig geschnitten (letzter grossflächiger Schnitt im Winter 2001/02), gleichzeitig wurden auch die Waldbereiche ausgelichtet. Das Schneiden des Schilfs ist nur bei genügend mächtiger Eisbedeckung möglich.

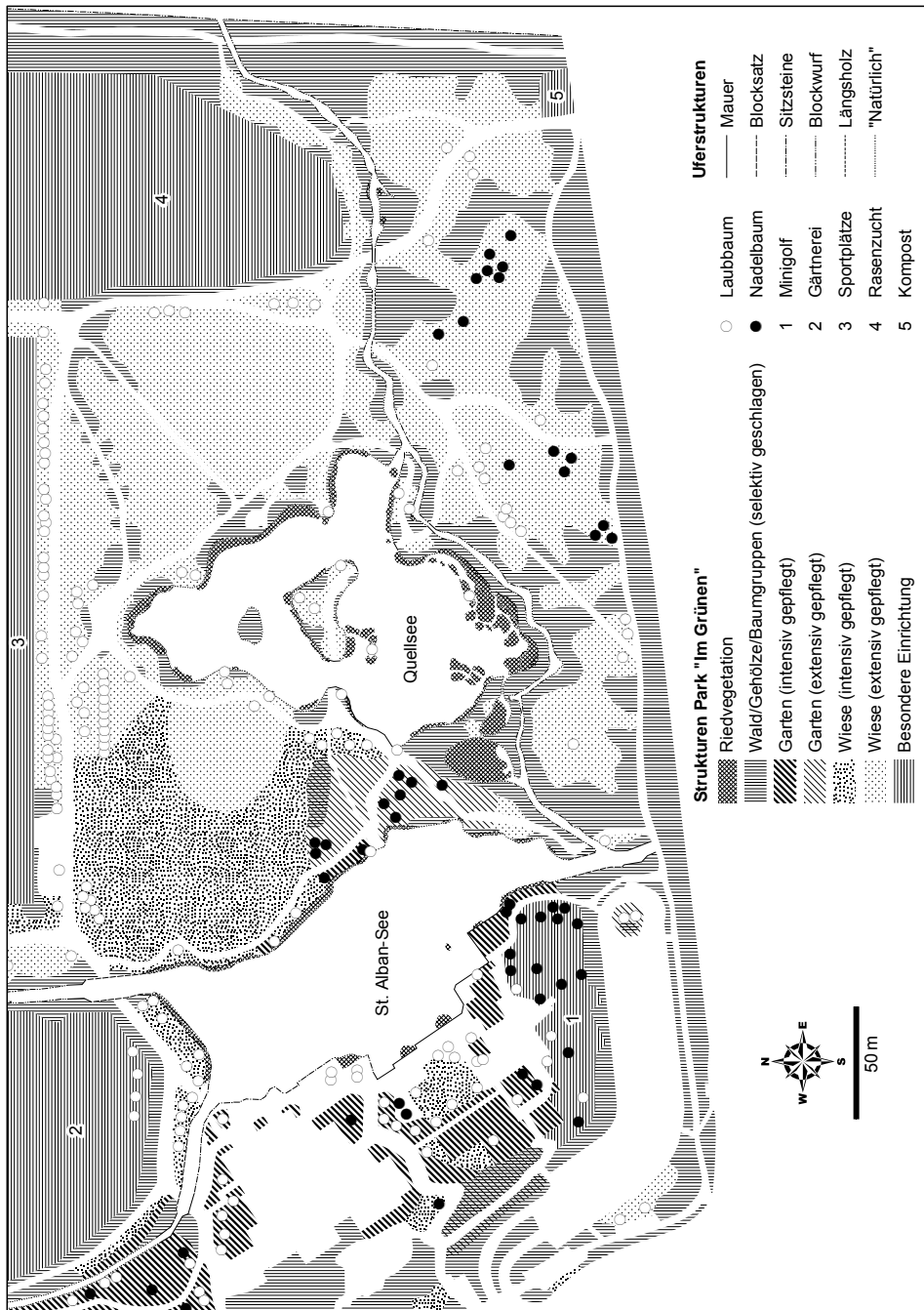


Abb. 5.58: Übersicht über die Landschafts- und Uferstrukturen im Park „Im Grünen“ (vgl. auch Abb. 5.59). Weisse Flächen sind veriegelte bzw. vegetationslose Flächen sowie Gebäude- und Wasserflächen (vgl. Abb. 3.3). Die Gärtnerei (2) gehört zum Landwirtschaftsbetrieb, die Sportplätze (3) und die Rasenzuchtanlage (4) zum Sportbereich der Brüglinger Ebene. (Orig. O. Stucki)



Abb. 5.59: Detailkarte der Riedvegetation im Park „Im Grünen“. Die grössten Gebiete mit geschlossener Riedvegetation (Schilf, Seggen, Binsen, Rohrkolben) finden sich im südlichen Teil des Quellsees und im Pflanzenklärgelände. Zur Illustration der Flachwasserbereiche ist auch die Tiefenstufung (Äquidistanz der Tiefenlinien: 25 cm) der stehenden Gewässer eingetragen (vgl. Abb. 5.1). (Orig. O. Stucki)

5.4.1.2 Uferstrukturen

In Abb. 5.60 ist ersichtlich, dass das Westufer des St. Alban-Sees vorwiegend senkrechte Mauern und Sitzsteine aufweist, während das Ostufer wie auch die Ufer von Quellsee und Pflanzenklärgelände ein „natürliches“ Aussehen aufzeigen. Natürlich heisst in diesem Fall, dass (aufgrund der Vegetations- und Bodenentwicklung während den letzten 25 Jahren) die in der Uferzone ursprünglich mit Kies bedeckte Teerschicht (vgl. Abb. 3.4; GRÜN 80 1980, 67) heute überwachsen ist (während der Kies wasserseitig teilweise abgerutscht ist). In der Regel sind in den Bereichen mit „natürlichen“ Ufern – im Gegensatz zum Westufer des St. Alban-Sees – auch die Spazierwege nicht unmittelbar am Wasser. Sind die Uferbereiche zudem mit Schilf bestockt, so ist der anthropogene Ursprung fast nicht mehr erkennbar (beim Quellsee v.a. das Süd- und Ostufer). Ortsfremde Besucher nehmen den Quellsee deswegen oftmals als natürliches Gewässer wahr.

Die Fliessgewässer – der St. Alban-Teich, das Teichbächlein und die Birs im Bereich der Brüglinger Ebene – weisen dagegen fast durchgängig eine Verbauung mit Blockwurf auf (vgl. auch Kap. 5.4.3).

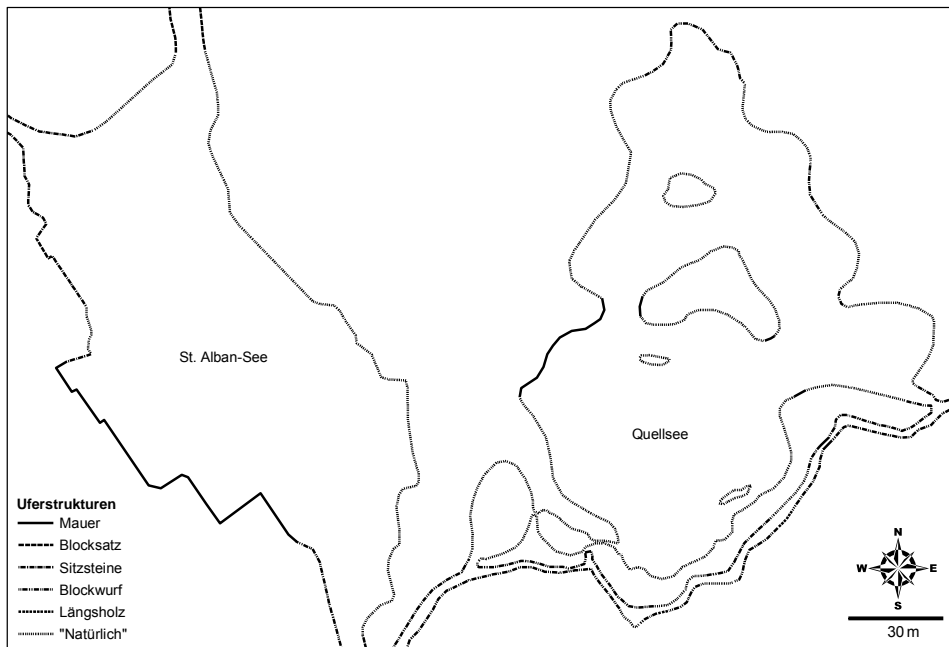


Abb. 5.60: Detailkarte der Uferstrukturen der Gewässer im Park „Im Grünen“. (Orig. O. Stucki)

5.4.2 Ufervegetation und -zugänglichkeit des Quellsees

Abbildung 5.61 zeigt detailliert die Vegetation rund um den Quellsee in einem Streifen von 2 m beidseitig der Uferlinie (vgl. auch Kap. 5.5.2 und Abb. 5.59). Es ist dabei ersichtlich, dass im nördlichen Teil Wiesen, Kräuter und Stauden überwiegen, während im südlichen Teil – anschliessend an das Flachufer mit Schilfrohr – zwischen Teichbächlein und Pflanzenklärgelände Bäume, Gebüsche und Sträucher bestandsbildend sind. Dieser Bereich ist im Sinne einer für Tiere geschaffenen Ruhe- und Rückzugszone (vgl. ROTH et al. 1981, 66) für die Bevölkerung nicht (mehr) zugänglich (gesperrte Zone); praktisch wird sie aber von Kindern und Jugendlichen als Erlebnisraum und Aufenthaltsort genutzt.

Die restliche Uferlänge wird von den Besuchern intensiv genutzt, wobei direkt zugängliche Uferzonen – wo der Kontakt zwischen Besuchern und Wasser bzw. Wassertieren stattfinden kann – aufgrund der Übernutzung landseitig meist vegetationslos sind, insbesondere auch im Umfeld von Sitzbänken. Teilweise mussten die Ufer sogar befestigt werden. Unzugängliche Uferzonen (Tab. 5.9) sind in der Regel durch Gebüsche und/oder Bäume mit Unterholz bestockt. Zusammen mit dem auf weiten Strecken vorhandenen hochwüchsigen Schilfrohrgürtel erfolgt somit eine kleinräumige Strukturierung des Gewässerraumes und eine Lenkung der Besucherströme. Im Gegensatz zum St. Alban-See ist der Quellsee von keiner Stelle am Ufer ganz einsehbar.

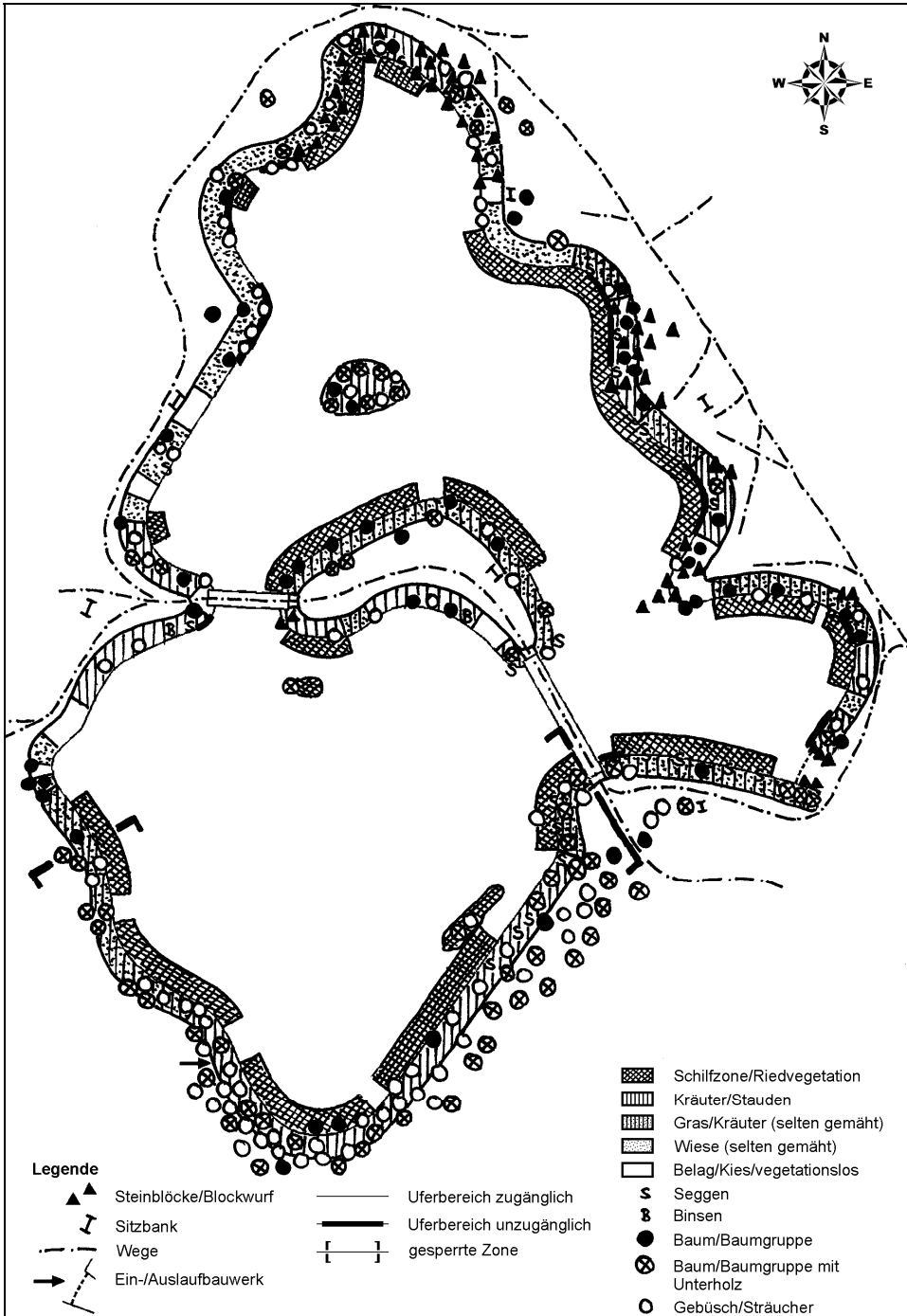


Abb. 5.61: Übersicht über die Vegetation der Uferbereiche des Quellsesee sowie deren Zugänglichkeit für Besucher (vgl. Tab. 5.9). Die Karte zeigt den Zustand vom 14. November 2003. (Orig. O. Stucki)

Tab. 5.9: Übersicht über die Länge der Uferlinie des Quellsees. Dargestellt sind die Längenanteile der Ufer, welche mit Riedvegetation bestockt (Schilfrohr, Seggen, Binsen, Schwertlilie), als unzugänglich klassiert (Gebüsch, Baum mit Unterholz; vgl. Abb. 5.61) oder gesperrt sind. Die drei Kategorien überlappen sich teilweise.

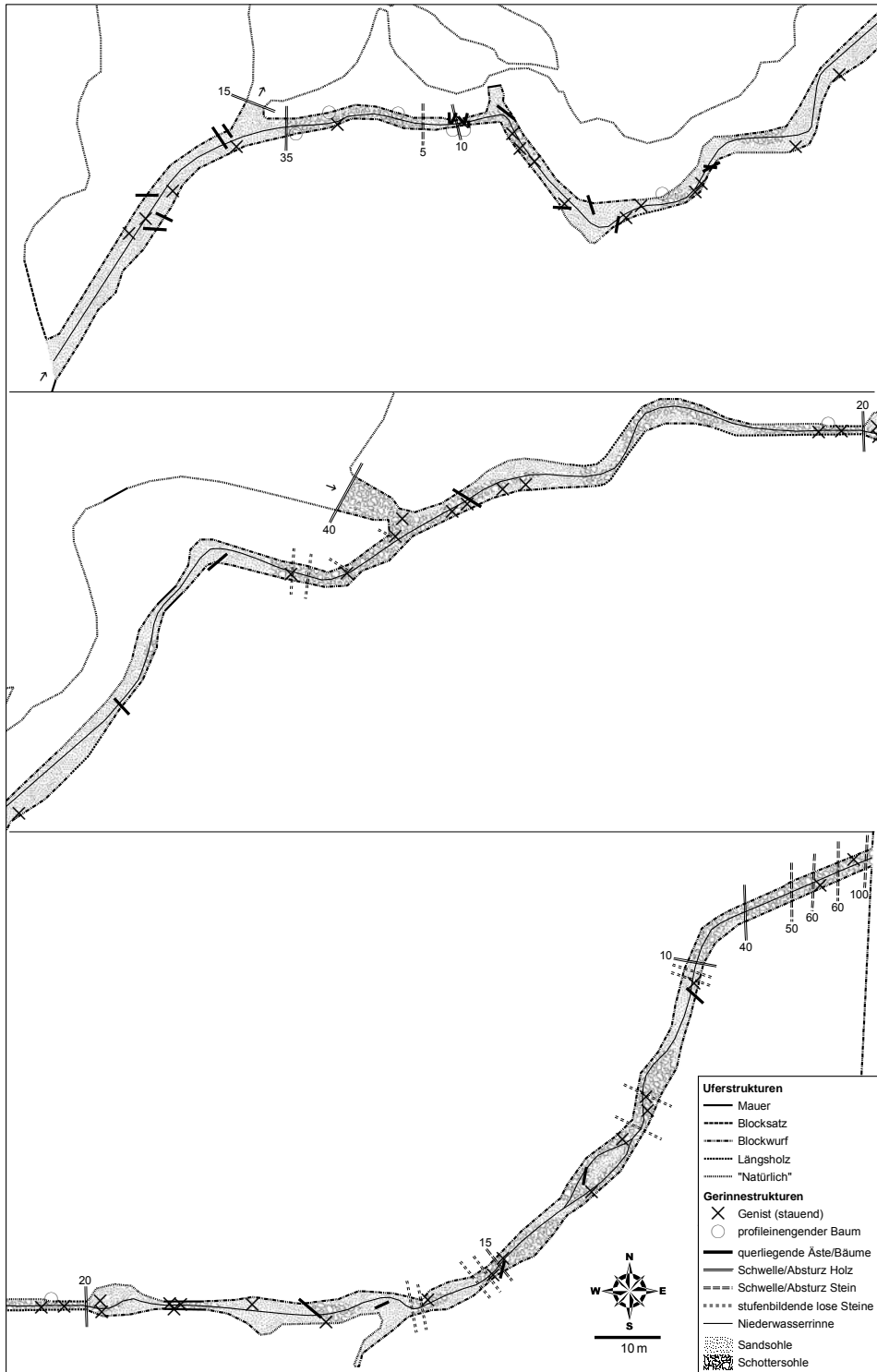
	Uferlänge		Anteil Riedvegetation		Anteil unzugänglich		Anteil gesperrt	
	[m]	[m]	[m]	[%]	[m]	[%]	[m]	[%]
Aussenrand	538	354	65.8		122	22.7	149	27.7
Grosse Insel	125	61	48.8		0	0	0	0
Gesamt	663	415	62.6		122	18.4	149	22.5

5.4.3 Strukturen des Teichbächleins

Das Teichbächlein weist fast auf der gesamten Länge eine Verbauung mit Blockwurf aus Schwarzwälder Granit auf, weil bei der Planung einerseits die Hochwassergefahr überschätzt wurde und andererseits der Schwarzwälder Granit viel billiger erhältlich war (STERN 1980). Kurze Uferabschnitte wurden mit Längsholz befestigt, das in der Zwischenzeit teilweise zerfallen ist. In diesen und in aufgeweiteten Bereichen sind natürliche Uferzonen anzutreffen (Abb. 5.62). Weil heute nur noch ein Drittel der ursprünglich bemessenen Abflussmenge durchfließt (vgl. Kap. 3.1.2), konnten sich auch innerhalb des Blockwurfs naturnahe Strukturen bilden. Dazu zählen insbesondere Bäume, die innerhalb der Uferbefestigung aufkamen und dadurch den Abflussquerschnitt verengen. Strukturbildend sind auch quer liegende Äste bzw. kleine Bäume sowie stauende Gesteine. Da es im Teichbächlein de facto keine Hochwässer gibt, werden diese Elemente vorwiegend direkt aus den uferbegleitenden Gehölzen eingetragen (z.B. bei stürmischem Wind).

Zur Überwindung der Wasserstands Differenz zwischen St. Alban-Teich und Birs wird der ganze Bachlauf durch Schwellen und Abstürze untergliedert. Das grösste Gefälle ist dabei kurz vor der Mündung in die Birs zu überwinden, so dass dort eine Häufung von Abstürzen vorkommt (Abb. 5.62). Die Gerinnesohle konnte in Sand- und Schottersohle differenziert werden. Dies zeigt auf, dass im Teichbächlein unterschiedliche Strömungsmuster vorkommen.

Abb. 5.62 (Folgende Seite): Die Bilderreihe zeigt von oben nach unten das Teichbächlein von der Abzweigung aus dem St. Alban-Teich bis zur Mündung in die Birs (die Fliessrichtung geht jeweils von links unten nach rechts oben). Dargestellt sind die Ufer- und Gerinnestrukturen im Zustand vom 19. Januar 2005. Die Differenz zwischen Ober- und Unterwasser bei Abstürzen ist in cm angegeben. (Orig. O. Stucki)



5.5 Qualitative Beobachtungen im Park „Im Grünen“

Die folgenden Ausführungen basieren auf nicht-systematischen Beobachtungen, welche während den durchgeführten Feldeinsätzen (Kap. 5.1 bis 5.4 sowie 5.6) in den Jahren 2003 bis 2005 gemacht wurden.

5.5.1 Nutzung des Parks durch die Bevölkerung

Die Bevölkerung nutzt das Gebiet rund um den Quellsee in Abhängigkeit von Tageszeit, Jahreszeit und Wetter. In der warmen Jahreszeit dominieren am frühen Morgen Hundehalter, Spaziergänger (Senioren, Anwohner), Sporttreibende und Menschen, die auf dem Arbeitsweg sind, später am Vormittag vermehrt auch Mütter mit Kleinkindern. Zur Mittagszeit wird die Anlage von Berufstätigen und Schülern aus der Umgebung zum Picknick besucht oder der Besuch des Restaurants wird mit einem Spaziergang verbunden. Am Nachmittag dominieren Familien wie auch Senioren, gegen Abend wieder vermehrt Hundehalter, Sporttreibende und Spaziergänger. Auch die Grillplätze im südlichen Teil der Anlage sind in der warmen Jahreszeit gut belegt. Regelmässig ist das Gebiet ausserdem Ausflugsziel von Schulen und Kindergärten (STUCKI 2004, 236).

In der kalten Jahreszeit und bei regnerischem Wetter sind – abgesehen von Hundehaltern und täglichen Nutzern – markant weniger Erholungssuchende unterwegs. Trotzdem kann der Park an einem schönen Winternachmittag beliebtes Ausflugsziel sein. Besonders attraktiv ist dann das Schlitteln (auf dem Wolkenhügel) oder das Werfen von Eisbrocken über den gefrorenen See.

Der Quellsee ist für viele Besuchende der Anziehungspunkt (Natur geniessen), andere finden am Füttern der Karpfen und Wasservögel Gefallen (vgl. Kap. 3.1.4 und 5.5.5). Dabei wird das Gebiet auch immer wieder als Entsorgungsstelle von Essensresten und altem Brot (Tab. 5.10) sowie von nicht mehr geduldeten Haustieren (z.B. Rotwangenschmuckschildkröten, Goldfische) missbraucht (STUCKI 2004, 237).

Die intensivste Nutzung erfolgt auf der Promenade am westlichen Ufer des St. Alban-Sees sowie auf einem Rundweg vom Restaurant zum Quellsee, über dessen grosse Insel und darum herum wieder zurück (vgl. Kap. 5.6). Diese Nutzung ist stark von Tageszeit, Wochentag, Wetter, etc. abhängig. Insbesondere werden die Besucherströme auch durch besondere Anlässe wie Ausstellungen (z.B. Skulpturen-Ausstellung von Claire Ochsner im Sommer 2003 v.a. rund um und im St. Alban-See; Dinosaurier-Ausstellung im Sommer 2005 v.a. rund um den Quellsee), Konzerte, Feste, etc. in die verschiedenen Bereiche des Parks gelenkt.

Tab. 5.10: Die Tabelle gibt eine Übersicht über das in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor vorgefundene Futterangebot für Vögel und Fische im Park „Im Grünen“. Die Esswaren wurden in der Regel in kleinen Mengen entweder an Land bereitgestellt oder direkt ins Wasser geworfen. Die Fütterung der Tiere wird jedoch von einigen Besuchern auch immer wieder zur Entsorgung von Essensresten und Nahrungsmitteln genutzt: In Einzelfällen wurde beobachtet, wie Säcke mit bis zu 1.5 kg Brot ins Wasser entleert wurden.

An Land bereitgestellt	Direkt ins Wasser geworfen
Brot frisch	Brot frisch
Brot trocken	Brot trocken
Vollkornreis roh	Brot grau
Reis roh	Pommes Chips
Reis gekocht	Pommes Frites
Teigwaren gekocht	Popcorn
Kartoffeln gekocht	Reis roh
Karotten gekocht	Eier roh (von einem Passant berichtet)
Maiskörner	Haferflocken/Müesli
Salat	Fischfutter (Aquarium)
Haferflocken/Müesli	Katzen-Trockenfutter
Kürbiskernen	
Baumnüsse geöffnet	
Erdnüsse	
Haselnüsse gemahlen	
Weinbeeren	
Apfelschnitze	
Orangenschalen	
Vogelfutter	
Katzen-Trockenfutter	
Hüttenkäse	

5.5.2 Pflanzenarten am und im Quellsee

Die Uferzonen der Gewässer und insbesondere des Teichbächleins wurden zur Grün 80 mit Arten folgender Waldgesellschaften bepflanzt (BADEJA 1980a, 33):

- Grauerlen-Auenwald-Gesellschaft,
- Erlen-Eschen-Auenwald-Gesellschaft und
- Stieleichen-Ulmen-Auenwald-Gesellschaft.

Während der Grün 80 waren die Ufer – bis auf die (Einzel-)Bäume – teilweise noch vegetationslose Kiesflächen (vgl. z.B. BADEJA 1980a, 32ff.; GRÜN 80 1980, 67). Nach rund 25 Jahren formen die Bäume nun ein mehrheitlich geschlossenes Waldbild, in dessen Unterschicht auch Kräuter und Sträucher auenwaldähnliche Aspekte zeigen. Dies besonders in der Verlandungszone und im „Auenwald“ zwischen Quellsee, Pflanzenklärgelände und Teichbächlein (und generell entlang dem Teichbächlein), wo heute z.B. folgende Arten zu finden sind: Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), Wald-Schlüsselblume (*Primula elatior*), Grosse Brennnessel (*Urtica dioica*), Busch-Windröschen (*Anemone nemorosa*), Acker-Brombeere (*Rubus caesius*) und Echte Brombeere (*Rubus fruticosus*).

Besonders erwähnenswert ist das Fleischfarbene Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*), das sich in der Uferzone des Quellsees natürlicherweise angesiedelt hat (Abb. 5.63). Die Orchidee kommt dabei an drei Standorten vor, wobei sie an einem davon dicht stehend auftritt.

Im Park „Im Grünen“ sind auch Neophyten vertreten (vgl. KOWARIK 2003). Erwähnenswert davon sind das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), das sich in den Jahren 2003 bis 2005 im zweiten Becken des Pflanzenklärgebietes stark ausbreitete und heute bereits grosse Bestände bildet, die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), die vereinzelt am Ufer des Quellsees vorkommt sowie die Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die im „Auenwald“ und allgemein entlang der Gewässer auftritt.

Im Quellsee kommen keine submersen Makrophyten vor. Es dominieren planktische Grün-, Kiesel- und Blaualgen, welche für die ausgeprägte Trübung und Grünfärbung verantwortlich sind (vgl. Kap. 5.2.2 und 5.2.3.5). Die angepflanzte Weisse Seerose (*Nymphaea alba*) im Südteil (Abb. 5.59) ist die einzige Vertreterin der Schwimmblattpflanzen. Lokal kommt – auch im Pflanzenklärgebiet – die Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) vor.



Abb. 5.63: Das Fleischfarbene Knabenkraut (*Dactylorhiza incarnata*) tritt am Ufer des Quellsees an verschiedenen Standorten auf (8.5.2003). (Foto: O. Stucki)

5.5.3 Vogelarten im gesamten Park

Aufgrund der vorhandenen Strukturen (Abb. 5.58) mit Wiesen, Wäldern, Wasserflächen und Feuchtflächen wird der Park „Im Grünen“ von verschiedenen Vogelarten rege genutzt. Arten, die in irgendeiner Form an Gewässerstrukturen gebunden sind (vgl. z.B. ROTH et al. 1981, 63; WILDERMUTH 1985, 96), bilden dabei einen Hauptbestandteil unter den beobachtbaren Vögeln, wobei sowohl Standvögel wie auch Sommer- und Wintergäste anzutreffen sind (Tab. 5.11). Regelmässig und zahlreich sind Stockenten (auch als sog. Stadtenten in verschiedensten Farbgebungen), Blässrallen, Teichrallen (zutraulich; vgl. z.B. ENGLER 2000), Reiherenten und Tafelenten vorzufinden, regelmässig aber in geringer Anzahl oder als einzelne Individuen auch Graureiher, Eisvogel, Höckerschwan (pro See in der Regel ein Paar), Rost- und Nilgans (meist ein bis sechs Individuen). Im Winter treten Lachmöwen in grosser Anzahl auf (bis 100 Individuen).

Tab. 5.11: Übersicht über die Vogelarten, welche in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor im Park „Im Grünen“ beobachtet werden konnten. Die Einteilung in ganzjährig, Sommer- und Winterhalbjahr erfolgte aufgrund des effektiven Beobachtungszeitpunktes. Angegeben sind ebenso die üblicherweise beobachtete Anzahl der Individuen (Kategorien: 1, 2-3, 4-10, 11-40, > 40), die Häufigkeit der Sichtungen der jeweiligen Art sowie die von den einzelnen Arten bevorzugten Gewässer (QS = Quellsee, TB = Teichbächlein, PG = Pflanzenklärgewässer, AS = St. Alban-See, - = kein bevorzugtes Gewässer).

Ganzjährig beobachtete Vogelarten		Individuen	Sichtung	Gewässer
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	Häufig	AS & QS
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	2-3	Selten	QS
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	1	Regelmässig	QS
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	4-10	Regelmässig	-
Nonnengans	<i>Branta leucopsis</i>	2-3	Selten	AS
Rostgans	<i>Tadorna ferruginea</i>	2-3	Regelmässig	-
Nilgans	<i>Aloochen aegyptiacus</i>	2-3	Regelmässig	-
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	11-40	Regelmässig	-
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	11-40	Regelmässig	-
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	11-40	Regelmässig	AS
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	1	Selten	-
Teichralle	<i>Gallinula chloropus</i>	4-10	Regelmässig	-
Blässralle	<i>Fulica atra</i>	11-40	Regelmässig	-
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	1	Regelmässig	QS & TB
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	1	Einmalig	-
Buntspecht	<i>Picoides major</i>	1	Selten	-
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	2-3	Häufig	-
Amsel	<i>Turdus merula</i>	4-10	Regelmässig	-
Schwanzmeise	<i>Aegithalos candatus</i>	2-3	Selten	-
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	4-10	Häufig	-
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	4-10	Häufig	-
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2-3	Regelmässig	PG
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	1	Einmalig	TB & QS
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1	Selten	-
Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>	> 40	Regelmässig	-
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	> 40	Häufig	-
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	11-40	Regelmässig	-
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	4-10	Regelmässig	-
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	4-10	Häufig	-
Grünling	<i>Carduelis chloris</i>	2-3	Selten	-
Im Sommerhalbjahr beobachtete Vogelarten				
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	11-40	Regelmässig	-
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	11-40	Regelmässig	-
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1	Einmalig	-
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	4-10	Regelmässig	QS & PG
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	2-3	Regelmässig	-
Im Winterhalbjahr beobachtete Vogelarten				
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	1	Selten	QS
Streifengans	<i>Anser indicus</i>	2-3	Selten	-
Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	2-3	Häufig	AS
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	4-10	Regelmässig	QS
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	1	Einmalig	QS
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	4-10	Häufig	QS
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	> 40	Regelmässig	-
Bergfink	<i>Fringilla montifringilla</i>	> 40	Einmalig	-
Haus-Moschusente	<i>Cairina moschata f. domestica</i>	2-3	Häufig	AS

Der Besatz an Wasservögeln ist auf dem Quellsee – im Gegensatz zum St. Alban-See – sehr unterschiedlich: An manchen Tagen können nur wenige, an anderen Tagen jedoch mehr als 50 Individuen (v.a. Enten und Rallen) gezählt werden. Bei vollständig gefrorenem Quellsee weichen die Vögel auf den St. Alban-See (oder das Teichbächlein) aus, der in den drei Jahren niemals vollständig zufror.

Bedeutungsvoller Besucher des Quellsees und des Pflanzenklärgbietes ist der Eisvogel, der fast täglich – z.T. auch nachmittags bei grosser Dichte an Erholungssuchenden – zu hören oder zu sehen ist. Der Eisvogel benutzt dabei sowohl das Teichbächlein wie auch den St. Alban-Teich (auch durch den Tunnel unter der Strasse hindurch) als Verbindungskorridor zur Birs.

Mindestens sechs Individuen des Teichrohrsängers sind im Sommerhalbjahr (April bis Oktober) im Schilf rund um den Quellsee, im Pflanzenklärgbiet und im südlichen Teil des St. Alban-Sees zu finden (Abb. 5.64). Charakteristisch für diese Vogelart – die bei Vorhandensein von Schilfrohr relativ störungsunempfindlich ist (vgl. BIBER et al. 1996, 172) – sind die kunstvoll an Schilfhalmern befestigten Nestern, welche an mehreren Stellen am Quellsee und im Pflanzenklärgbiet gefunden werden konnten.



Abb. 5.64: Der Teichrohrsänger ist am Quellsee zwar oft zu hören, aber nicht immer leicht zu entdecken (15.5.2003). (Foto: O. Stucki)

5.5.4 Tierarten am und im Quellsee

Neben den Vogelarten konnten auch ein Reihe anderer Tierarten im und rund um den Quellsee beobachtet werden (Tab. 5.12). Im Quellsee sind dabei die Fische am auffälligsten, wobei die Angaben zu den Arten teilweise von WISSON (mündl. Mitt.), KOFFEL (mündl. Mitt.) und JENNI (mündl. Mitt.) stammen (vgl. Kap. 3.1.3). Angaben zu den Individuendichten sind nicht vorhanden. Bei einem Abfischen des Quellsees im Herbst 2004 wurden lediglich neun grosse Karpfen (40-60 cm) und etwa 100 Kleinfische gefangen (ZOPFI, mündl. Mitt.), ebenso einen etwa 70 cm langen Aal. Rückschlüsse auf Arten- und Individuendichten lassen diese Daten jedoch nicht zu, da die Abfischung unter ungünstigen Wetterbedingungen (rasch sinkende Wassertemperatur) stattfand.

Im Quellsee gibt es Schildkröten, welche allesamt ausgesetzt sein müssen. Im Frühjahr 2003 konnten dabei mindestens 20 Rotwangen-Schmuckschildkröten gezählt werden. Dass diese das Wasser zur Eiablage verlassen, wurde von den Gärtnern des Parks beobachtet. Ob sie sich jedoch wirklich fortpflanzen können, ist ungewiss. Neben den Schmuckschildkröten leben auch mindestens zwei Europäische Sumpfschildkröten im Quellsee, welche nur selten am Ufer bzw. bei den Brücken zu beobachten sind.

Verschiedene Male konnte während des Untersuchungszeitraumes ein Bisam beobachtet werden, die nicht nur in der Dämmerung, sondern – zur Freude der Parkbesucher – auch manchmal tagsüber aktiv ist. Sie nutzt das gesamte Gebiet – Wasser und Land – zwischen St. Alban-See und Quellsee, inklusive des Pflanzenklärgbietes (vgl. KOWARIK 2003). Wie gross ihr Revier effektiv ist, ist jedoch nicht bekannt.

Tab. 5.12: Übersicht über die Tierarten (ohne Vögel), welche in den Jahren 2003 bis 2005 vom Autor am und im Quellsee beobachtet werden konnten (Bei Arten, die der Autor nicht selbst beobachten konnte, sei auf die Quellenangabe verwiesen; vgl. auch Kap. 3.1.3).

Tierarten am und im Quellsee		Quelle
Amerikanischer Krebs/Kamberkreb	<i>Orconectes limosus</i>	KOFFEL (mündl. Mitt.)
Grosse Pechlibelle	<i>Ischnura elegans</i>	
Grosses Granatauge	<i>Erythromma najas</i>	
Hufeisen-Azurjungfer	<i>Coenagrion puella</i>	
Prachtlibellen	(Arten nicht bekannt)	
Grosse Königslibelle	<i>Anax imperator</i>	
Grosser Blaupfeil	<i>Orthetrum cancellatum</i>	
Grosse Heidelibelle	<i>Sympetrum striolatum</i>	
Gemeiner Wasserläufer	<i>Gerris lacustris</i>	
Aquarius najas	<i>Aquarius najas</i>	
Wasserskorpion	<i>Nepa cinerea</i>	
Europäischer Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	
Goldfisch	<i>Carassius auratus auratus</i>	
Schuppenkarpfen	<i>Cyprinus carpio carpio</i>	
Spiegelkarpfen	<i>Cyprinus carpio morpha nobilis</i>	
Brachse	<i>Abramis brama</i>	JENNI (mündl. Mitt.)
Döbel/Alet	<i>Leuciscus cephalus</i>	WISSON (mündl. Mitt.)
Rotaug	<i>Rutilus rutilus</i>	WISSON (mündl. Mitt.)
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	WISSON (mündl. Mitt.)
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	WISSON (mündl. Mitt.)
Frösche	(Arten nicht bekannt)	
Europäische Sumpfschildkröte	<i>Emys orbicularis</i>	
Rotwangen-Schmuckschildkröte	<i>Trachemys scripta elegans</i>	
Fledermäuse	(Arten nicht bekannt)	
Europäisches Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>	
Bisam	<i>Ondatra zibethicus</i>	

5.5.5 Interaktionen zwischen Mensch und Natur

Während sich die Interaktionen zwischen Mensch und Pflanze auf das Beobachten, Riechen und eventuell Pflücken beschränken, sind diejenigen zwischen Mensch und Tier ungemein vielfältiger. Gerade im urbanen Raum erfahren Menschen jeglichen Alters –

insbesondere aber Kinder – oftmals in Parklandschaften ihre Natur- bzw. Tiererlebnisse (vgl. SCHMIDT 1991, 92). Dabei steht neben dem Beobachten auch das Füttern im Vordergrund (vgl. Kap. 3.1.4; Tab. 5.10). Beides ist am Quellsee wie auch am St. Alban-See in ausgeprägter Form vorzufinden. Am Quellsee werden dabei v.a. die Fische und Schildkröten, am St. Alban-See v.a. die (Wasser-)Vögel gefüttert. Die im Sommer 2004 von der Parkleitung in Zusammenarbeit mit dem Natur- und Vogelschutzverein Münchenstein und dem Tierschutz beider Basel aufgestellten Verbotstafeln brachten dabei wenig Besserung, sensibilisierten jedoch die Besucher.

Wie in anderen Stadtparkteichen (vgl. SCHMIDT 1991, 92), sind auch die Wasservögel im Park „Im Grünen“ auf regelmässiges Füttern eingestellt. Schon das Winken mit einer Plastiktüte lockt Scharen an. Ebenso ist die Massierung von Karpfen, Goldfischen und Schildkröten (jeweils bis zu 20 Individuen) bei den beiden Brücken über den Quellsee zu beobachten. Viele der täglichen Besucher (besonders Senioren) haben jeweils einen Futtersack dabei, um „ihren“ Tieren das Futter zu bringen. Diese wechselseitige Bindung von Fütterung und Massierung von Wasservögeln kann das soziale Gefüge – insbesondere bei Enten – durcheinander bringen (vgl. AUBRECHT & HOLZER 2000).

5.6 Passantenzählungen im Park „Im Grünen“

Die erste Passantenzählung (29. September 2004) lässt erkennen (Abb. 5.65), dass – wie erwartet – die intensivste Nutzung rund um das Restaurant Seegarten erfolgt. Von dort geht ein vorherrschender Besucherstrom über den Steg des St. Alban-Sees zum Quellsee und dessen grossen Insel. Auf dieser Insel wurden zwischen 15:00 und 16:00 Uhr 104 Personen gezählt, während es zur gleichen Zeit am westlichen Ufer des St. Alban-Sees gut 350 waren (vgl. FREIBERGER 2006, 74).

Die zweite Personenzählung (13. Mai 2005) wurde kurz vor der Eröffnung der Dinosaurier-Ausstellung (21. Mai bis 9. Oktober 2005) durchgeführt. Der vorgeschlagene Rundweg zu den Ausstellungsobjekten – die vorwiegend östlich des St. Alban-Sees und rund um den Quellsee aufgestellt waren – ist dabei in der Abb. 5.66 deutlich zu sehen. Aufgrund der Ausstellung war im Jahr 2005 die intensivste Nutzung nicht nur auf das westliche Ufer des St. Alban-Sees beschränkt. Die gezählten Frequenzen sind jedoch nicht untypisch für einen schönen Sommertag. Zwischen 14:00 und 15:00 Uhr wurden auf dem Rundweg durchwegs 300-400 Personen gezählt (Abb. 5.67), während es zwischen 10:00 und 11:00 Uhr beim Quellsee 60-80 und beim St. Alban-See 90-120 waren.

Die auf der grossen Insel des Quellsees am 7. Oktober 2005 durchgeführte dritte Passantenzählung (Abb. 5.68) quantifiziert die bereits qualitativ beobachtete tageszeitliche Verteilung der Personen, Kinderwagen und Hunde (Kap. 5.5.1). Während der Spitzenstunde (14:00 bis 15:00 Uhr) bewegte sich demnach alle 9 s eine Person über die „Zähllinie“. Ausserdem erlaubte diese Tageszählung die Einordnung der flächendeckenden Zählungen: Es ist in Abb. 5.69 ersichtlich, dass die zweite und die dritte Passantenzählung recht gut miteinander übereinstimmen (beide während der Saurier-Ausstellung), während sich

die erste v.a. in der Quantität von den anderen beiden unterscheidet (keine Ausstellung, unfreundlicheres Wetter).



Abb. 5.65: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 29. September 2004. Dargestellt ist die Anzahl Personen (Erwachsene und Kinder) pro Stunde und pro Wegstrecke (Mittel aus insgesamt 6 h zwischen 10:00 und 17:00 Uhr). Der Park war an diesem Tag eher mittelmässig frequentiert. (Orig. O. Stucki)

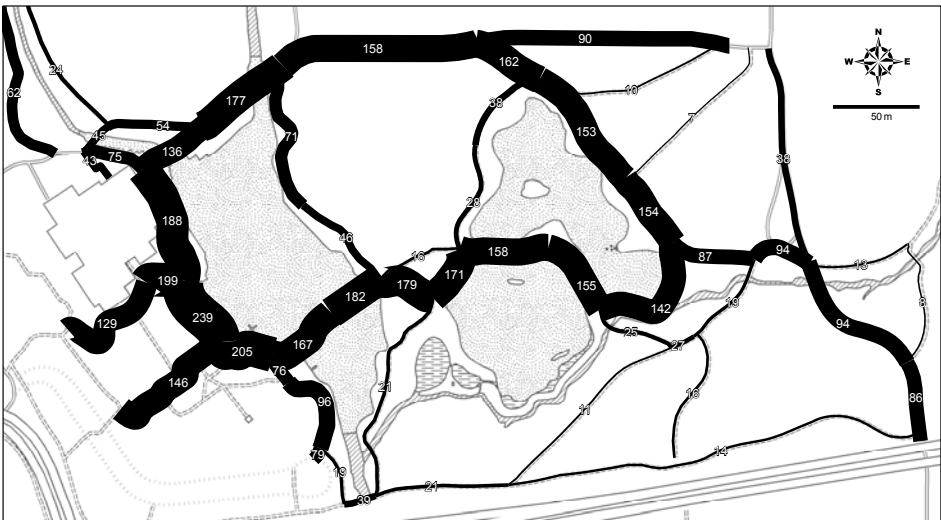


Abb. 5.66: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 13. Mai 2005. Dargestellt ist die Anzahl Personen (Erwachsene und Kinder) pro Stunde und pro Wegstrecke (Mittel aus insgesamt 4 h zwischen 10:00 und 15:00 Uhr). Der Park war an diesem Tag aufgrund der bevorstehenden Dinosaurier-Ausstellung sehr gut frequentiert, jedoch nicht untypisch für einen Tag mit sonnigem Wetter. (Orig. O. Stucki)

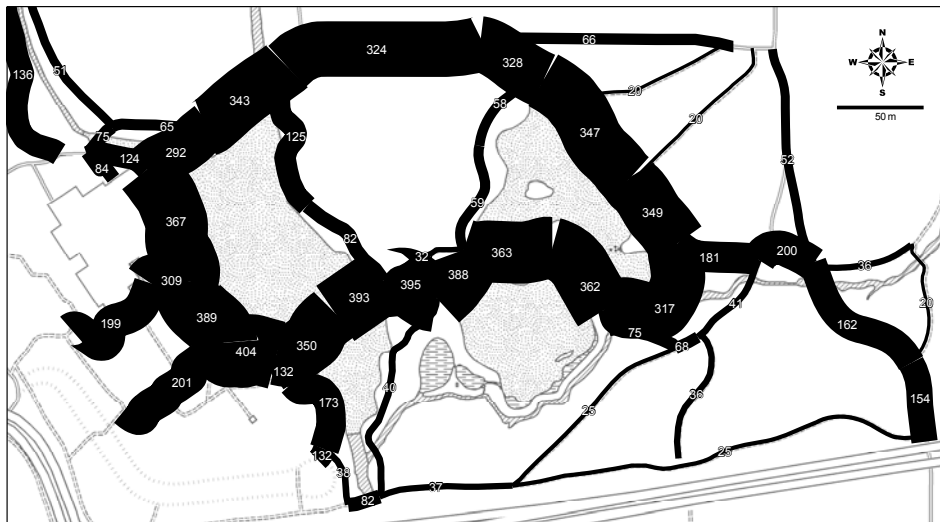


Abb. 5.67: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 13. Mai 2005. Dargestellt ist die Anzahl Personen (Erwachsene und Kinder), die in der Zeit zwischen 14:00 und 15:00 Uhr pro Wegstrecke unterwegs waren. (Orig. O. Stucki)

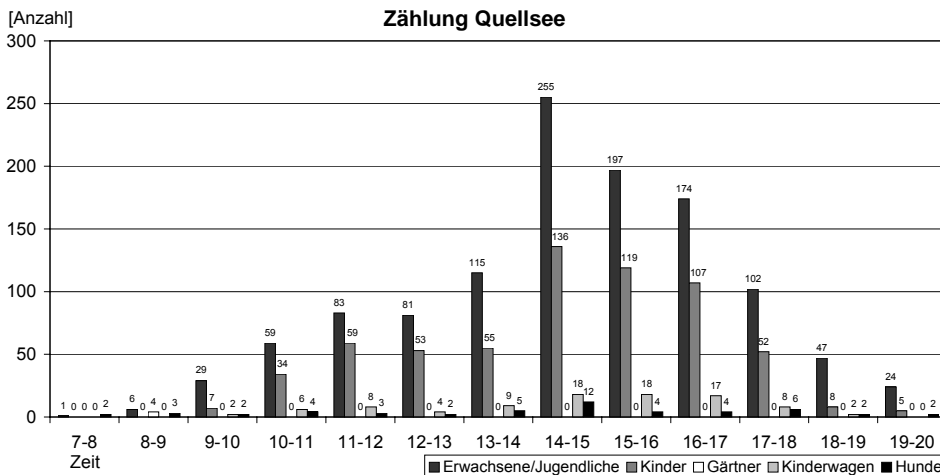


Abb. 5.68: Passantenzählung im Park „Im Grünen“ vom 7. Oktober 2005 beim Quellsee. Dargestellt ist die Anzahl Erwachsene, Kinder, Gärtner, Kinderwagen und Hunde pro Stunde, welche die grosse Insel im Quellsee passierten. Der Park war aufgrund der kurz vor dem Ende stehenden Dinosaurier-Ausstellung sehr gut frequentiert, jedoch nicht untypisch für einen Tag mit sonnigem Wetter. Die Dämmerung war zwischen 7:00 und 8:00 Uhr bzw. 19:00 und 20:00 Uhr.

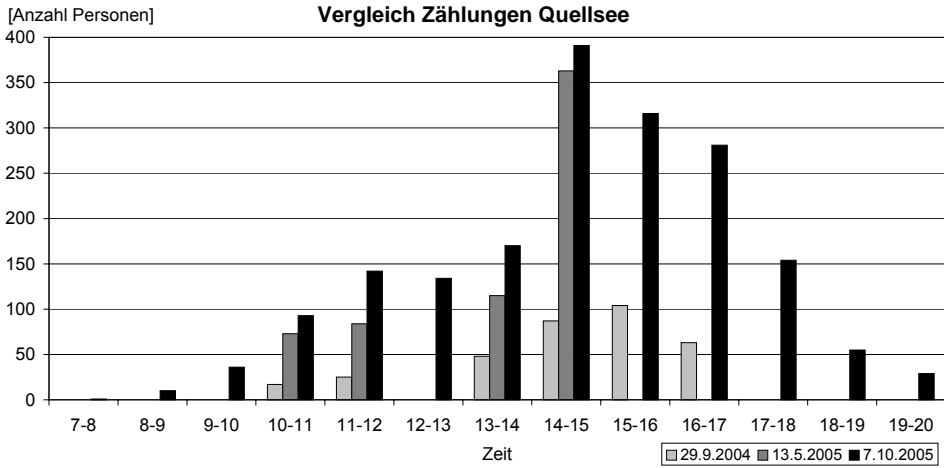


Abb. 5.69: Einordnung der aus den flächenhaften Passantenzählungen gewonnenen Daten für die Wegstrecke auf der Insel im Quellsee in die Tageszählung vom 7. Oktober 2005 (Abb. 5.68). Dargestellt ist die Anzahl Personen (Erwachsene und Kinder) pro Stunde, welche die Insel im Quellsee passierten. Die zweite und dritte Personenzählung lassen sich demnach gut vergleichen, während sich die erste quantitativ davon unterscheidet (keine Ausstellung, unfreundlicheres Wetter).

6 Diskussion

Anhand der in Kap. 1.2.3 formulierten Hypothesen werden im Folgenden ausgewählte Resultate bezüglich Stoffhaushalt, Lebens- und Erholungsraum landschaftsökologisch betrachtet und diskutiert. Jeweils zu Beginn eines Themenblockes (Unterkapitel) steht zur Wiederholung die entsprechende Hypothese, deren Gültigkeit im Anschluss an die Diskussion überprüft wird.

6.1 Wasserqualität nach der Seepassage

(1) Das aus Quellsee und Étang U abfliessende Wasser enthält bedeutend weniger Nährstoffe und ist insgesamt in der Wasserqualität besser als das einlaufende Wasser. Das Einpumpen von Grundwasser in den Quellsee (in der heutigen Menge) hat nur einen unwesentlichen Einfluss auf die Wasserqualität.

Im Quellsee wie auch im Étang U können sich aufgrund des Volumens und der entsprechenden Aufenthaltszeit des Wassers eigene physikalisch-chemische Eigenschaften entwickeln (vgl. STUCKI et al. 2002). Dabei unterscheidet sich das ausfliessende vom einflussenden Wasser qualitativ in fast allen Parametern. Unter dem Aspekt des Stoffumsatzes (Reinigungsleistung) werden nachfolgend ausgewählte Veränderungen in den beiden Kleingewässern dargestellt und diskutiert (vgl. KALBE 1997, 158ff.).

Für diese Stoffumsetzungsprozesse und biologischen Aktivitäten stellt die Temperatur einen zentralen Regler dar. Gemäss der Van't Hoff'schen Regel (auch Q_{10} - oder RGT-Regel genannt) steigert eine Temperaturerhöhung von 10 K die Reaktionsgeschwindigkeit von Lebensprozessen um das Zwei- bis Dreifache. Da die Wassertemperatur eines Kleingewässers mit kurzer Verzögerung den Bewegungen der Lufttemperatur folgt, findet eine ständige Anpassung der Reaktionsgeschwindigkeiten vieler Prozesse statt. Demzufolge sind bei hohen Temperaturen, also v.a. in den Sommermonaten, die intensivsten Veränderungen zu erwarten (GEISSBÜHLER et al. 2005, 149).

6.1.1 Nitrat und Ammonium

Der Stickstoff ist v.a. aufgrund seiner Funktion als zentraler Baustein im Eiweissstoffwechsel aller Organismen von zentraler Bedeutung. Im Gewässer steht er in der anorganischen Form als Ammonium und Nitrat im Mittelpunkt, welche beide von Produzenten als N-Quelle genutzt werden. Mit Beginn der Primärproduktion im Frühjahr kann deshalb erwartet werden, dass die Nitratkonzentration zum Sommer stetig abnimmt (VEST 1999). Im Jahresgang der Nitrat-N-Konzentration des Birswassers (Brüglinger Ebene) und des Rheinwassers (Petite Camargue Alsacienne) ist diese Entwicklung mehr (Rhein) oder weniger (Birs) belegt. Typisch ist auch der rasche Anstieg im Herbst, wenn De-

struktionsprozesse gegenüber der Primärproduktion die Oberhand gewinnen. Zudem nehmen nach der Ernte im Herbst die Düngeaktivitäten der Landwirtschaft wieder deutlich zu, wodurch auch die Konzentrationen in Rhein und Birs wieder ansteigen (STUCKI et al. 2006, 104).

Ammonium wird durch die Pflanzen verwertet, so dass nach KLAPPER (1992) die Konzentrationen in aeroben Gewässern gewöhnlich niedrig sind. Daneben tritt die mikrobielle Nitrifikation auf, bei der Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert, was für den Sauerstoffhaushalt eine Belastung darstellen kann. Im Winter können dagegen hohe Ammoniumkonzentrationen aufgrund der temperaturbedingt gehemmten Nitrifikation länger erhalten bleiben (DVWK 1993; HÜTTER 1994, 96).

Gegenüber dem eingeleiteten Oberflächenwasser sind im Quellsee und im Étang U – neben der jahreszeitenbedingten Konzentrationsverminderung – aufgrund weitergehender Umsetzungsprozesse markante Reinigungseffekte bis zur vollständigen Elimination erkennbar (Abb. 6.1 & 6.2). Eine solche Retention von Nitrat und Ammonium in Stehgewässern ist bekannt und wurde sowohl bei kleinen Weihern (vgl. z.B. KÜRY 1989a, 27ff.) wie auch bei grossen Flachseen nachgewiesen: MARION & BRIENT (1998) stellten z.B. im Grand-Lieu-See (F) eine Nitrat-N-Reduktion von 61-86 % sowie eine Ammonium-N-Reduktion von 66-72 % fest, während MALLIN et al. (2002) im Silver Stream-Teich (USA) bei Nitrat-N eine Reduktion von 63 % und bei Ammonium-N eine solche von 83 % belegten. Messungen von POMOGYI (1993) ergaben im Hydvégi-Teich (H) eine Nitrat-N-Reduktion von 57-89 % und DURAS & HEJZLAR (2001) stellten im České údolí-Stausee (CZ) eine solche von 45-64 % fest. Auch im Fluss-See-System der Krutynia (PL) hat HILLBRICHT-ILKOWSKA (1999) eine signifikante Reduktion dokumentiert. Analog zu diesen Beispielen verhält sich der Quellsee, der für Nitrat und Ammonium während der Vegetationszeit eine effektive Senkenfunktion aufweist. Das im Zufluss (PG2, GW) vorhandene Nitrat und Ammonium wird infolge von Assimilation und Denitrifikation meist fast vollständig umgesetzt. Im Winter ist der Gehalt an Nitrat-N im Quellsee immer noch deutlich niedriger als im Birswasser (PG2), Ammonium wird jedoch in dieser Zeit angereichert (das Drei- bis Fünffache des Birswassers im Januar). HUPFER et al. (2002, 107) konnten für von der Spree (D) durchflossene Seen gleiche jahreszeitliche Effekte nachweisen, ebenso GLIŃSKA-LEWCZUK (2005) in Altarmen des Flusses Łyna (PL). Anders als der Quellsee verhält sich indes der Étang U: Im Sommer findet in der Folge eines sauerstoffarmen Seemilieus eine starke Nitratzehrung mit einer gleichzeitigen Anreicherung von Ammonium statt. Die Untersuchungen von VEST (1999) im Aasee (D) decken sich mit diesen Befunden (vgl. KLAPPER 1992).

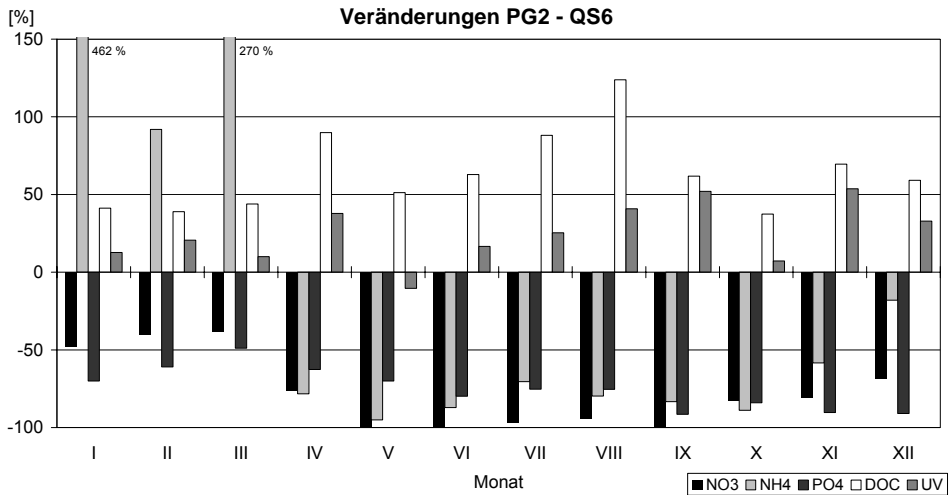


Abb. 6.1: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der gemittelten monatlichen Schöpfproben (2003 bis 2005) der Nitrat-N-, Ammonium-N-, Orthophosphat-P- und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Quellsee (PG2: Einlauf, QS6: Auslauf). Die Mittelwerte der Monate I-III und V-VIII sind aus drei, die restlichen aus zwei Einzelwerten gebildet.

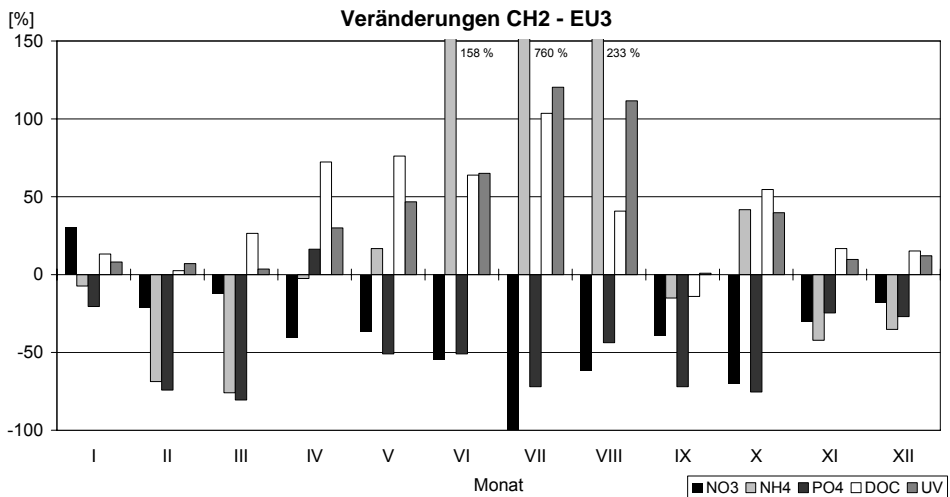


Abb. 6.2: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben (2005) der Nitrat-N-, Ammonium-N-, Orthophosphat-P- und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Étang U (CH2: Einlauf, EU3: Auslauf). Die fehlenden Werte von EU3 im Juli (kein Wasser) werden durch die Werte von EU2 angenähert.

6.1.2 Orthophosphat

Für pflanzliche Organismen und deren Stoffwechsel ist der Phosphor essentiell und wird in Form des Orthophosphats aufgenommen (vgl. KALBE 1997, 145ff.). Unter natürlichen Bedingungen ist Phosphor in aquatischen Systemen ein limitierender Nährstoff und bildet somit die Schlüsselfunktion für die Intensität der Bioproduktion aus. Entsprechend kann seine besondere Stellung als Eutrophierungsfaktor erklärt werden (VEST 1999; vgl. auch KLAPPER 1992; VOLLENWEIDER 1982). Ähnlich wie beim Stickstoff sind in natürlichen Seen zu Beginn der Vegetationsperiode – als Folge der Mineralisierung – grosse Mengen an frei verfügbarem Orthophosphat zu erwarten. Parallel zur Zunahme der Produktion von Biomasse im Frühjahr werden demnach die Orthophosphat-Ressourcen abnehmen, wodurch es zur Stagnation bzw. zum Zusammenbruch der einzelnen P-verwertenden Nahrungsgemeinschaften kommt, selbst wenn andere Nährstoffe noch in ausreichender Menge verfügbar sind (STUCKI et al. 2006, 105).

Das Orthophosphat in den Fließgewässern entstammt in erster Linie aus anthropogenen Quellen (DVWK 1993; HÜTTER 1994, 97ff.). So ist im Birswasser (PG2) ein Jahresgang mit erhöhter Orthophosphat-P-Konzentration im Sommer erkennbar, während dies beim Rheinwasser (CH2) nicht der Fall ist. Nach Durchfliessen der untersuchten Gebiete ist grundsätzlich eine klare Verminderung des Orthophosphats zu verzeichnen (Abb. 6.1 & 6.2), wie sie z.B. von MARION & BRIENT (1998) im Grand-Lieu-See (F) mit 72-79 %, von POMOGYI (1993) im Hydvégi-Teich (H) mit 57-96 % und von MALLIN et al. (2002) im Silver Stream-Teich (USA) mit 77 % auch für andere (grosse) Flachseen nachgewiesen werden konnte. Während im Quellsee ganzjährig eine starke Reduktion der Orthophosphat-P-Konzentration feststellbar ist, ändern die Verhältnisse im Étang U jedoch von Monat zu Monat und zeigen keine jahreszeitlichen Muster. Eine grosse (monatliche) Variabilität der Orthophosphat-P-Konzentrationen hat auch HILLBRICHT-ILKOWSKA (1999) im Fluss-See-System der Krutynia (PL) festgestellt. Eine markante Anreicherung zu Beginn der Vegetationsperiode zeigen jedoch weder Quellsee noch Étang U.

Bei geringmächtigen Wasserkörpern – wie sie in Quellsee und Étang U vorhanden sind – kann nach POTT & REMY (2000) davon ausgegangen werden, dass die umfangreiche Bildung der jährlichen Phytomasse zum raschen und weitgehend vollständigen Nährstoffumsatz führt. Dabei werden – bei ausgewogenem Nährstoffangebot – meistens alle Nährstoffe im Gewässer gleichmässig und zum überwiegenden Teil in die Biomasse inkorporiert. Nur ein Teil dieses partikulär gebundenen Phosphats sedimentiert mit den abgestorbenen Organismen. Aus diesen akkumulierten organischen Sedimenten können in Abhängigkeit des Milieus gebundene Phosphate wieder freigesetzt werden (vgl. Kap. 6.4). Der wahrscheinlich weitaus grössere Teil des in Organismen gebundenen Phosphats wird nach SCHWOERBEL & BRENDELBERGER (2005, 114) jedoch bereits in der Wassersäule wieder freigesetzt und erneut aufgenommen (kleiner P-Kreislauf). Diese beiden Effekte könnten im Étang U mitunter ein Grund für die relativ grossen (nicht-saisonalen) Schwankungen des Reduktionspotenzials sein. Eine starke Anreicherung des Orthophosphats durch Rücklösung – wie sie z.B. HUPFER et al. (2002) für den Müggelsee (D) oder GRANÉLI (1999) für den Ringsjön-See (S) beschrieben haben (vgl. auch

CHORUS et al. 2002, 426ff.) – findet jedoch weder im Étang U noch im Quellsee statt (vgl. Kap. 6.4). Bei optimalen Sauerstoffverhältnissen haben die Gewässer für Orthophosphat durchwegs eine bestmögliche Senkenfunktion durch Inkorporierung in Biomasse (vgl. HEINISCH 2003; REDDY et al. 1999; VAN DONK et al. 1993). Beim Quellsee erfolgt dies in die Röhricht- und Seerosenbestände sowie – aufgrund der fehlenden submersen Makrophyten – v.a. in das Phytoplankton (vgl. SCHEFFER 2004, 64ff.).

6.1.3 DOC und UV-Extinktion

DOC kommt im Gewässer natürlicherweise in Folge des Abbaus organischer Substanz oder der Auswaschung aus Böden im Einzugsgebiet vor. Dabei kann aufgrund des engen Kontaktes zwischen dem Wasser und den biologisch aktiven Oberflächen auf Pflanzenstängeln, Holzoberflächen und der Substratoberfläche – und somit der Freisetzung organischer Substanzen (v.a. von Huminstoffen) – eine Zunahme des DOC sowie der UV-Extinktion erfolgen. Eine starke Zunahme der beiden Summenparameter für organische Inhaltsstoffe findet im Quellsee und im Étang U statt (Abb. 6.1 & 6.2). Der Anstieg im Seewasser ist typisch für stehende Gewässer und hängt mit der Etablierung einer Planktonalgenpopulation zusammen, welche diese beiden Parameter generell ansteigen lässt (vgl. UHLMANN & HORN 2001, 74; SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005, 119).

6.1.4 Bakteriologische Verhältnisse und Schwebstoffe

E.coli-Bakterien werden fast ausschliesslich mit Abwässern aus punktuellen und diffusen Quellen in die Gewässer eingetragen. Sie haben somit eine Indikatorfunktion für Gewässerbelastungen (HÜTTER 1994, 171). Bei Auftreten von *E.coli* sind auch immer koliforme Keime vorhanden, welche sowohl an Pflanzen und im Boden wie auch in Gewässern in beträchtlichen Konzentrationen auftreten können (DVWK 1996a, 51ff.). Nicht gelöste Partikel (Trübstoffe) können Träger von Mikroorganismen oder aber kleine Organismen selber sein (MCCARTHY & ZACHARA 1989). Die Sedimentation und der Abbau solcher Schwebstoffe tragen somit erheblich zum Selbstreinigungspotenzial eines Gewässers bei (STUCKI et al. 2006, 106; vgl. BUNGARTZ et al. 2002; MALLIN et al. 2002).

Nachdem im Pflanzenklärgewässer die Schwebstoffe (vgl. HELLMANN 1999, 33ff.) zuverlässig abgesetzt wurden (im Mittel um die Hälfte reduziert, vgl. GEISSBÜHLER 2007, 174), liegen im Quellsee die Werte der Trübung trotzdem deutlich über den Eingangswerten (Abb. 6.3). Diese Trübung (und geringe Sichttiefe) wird jedoch zur Hauptsache durch eine hohe sommerliche Planktondichte (Zoo- und v.a. Phytoplankton) verursacht und weniger durch mineralische Schwebstoffe (allenfalls Aufwirbelung durch gründelnde Fische). Die Elimination der Koli-Bakterien im Quellsee ist beachtlich, obwohl unverhältnismässig viele Fische und Wasservögel im und auf dem Wasser eine zusätzliche Quelle für Verunreinigungen (Kot) darstellen (Abb. 6.3). Dass solche Kleingewässer deutliche Senken für *E.coli* darstellen, zeigt auch der Étang U in der Petite Camargue

Alsacienne, in welchem – aufgrund der im Vergleich zum Quellsee geringeren Phytoplanktondichte – zusätzlich die Trübung stark reduziert wird (Abb. 6.4).

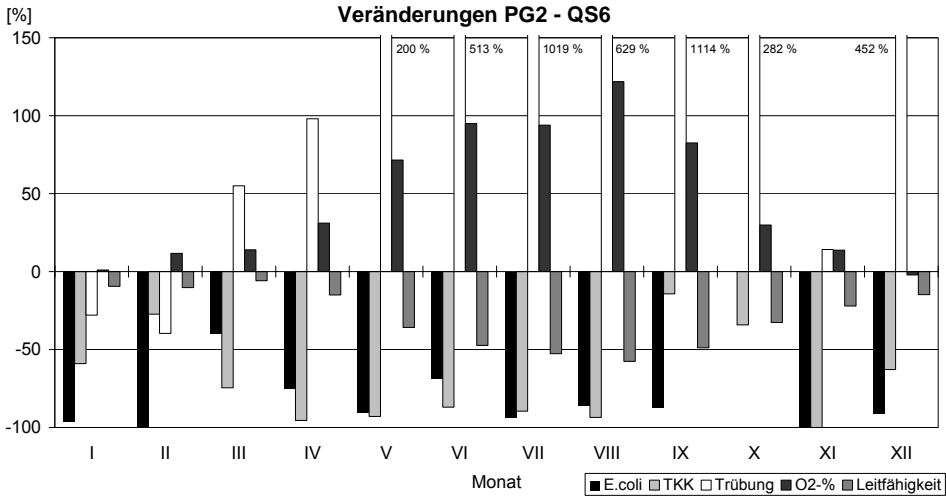


Abb. 6.3: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der gemittelten monatlichen Schöpfproben (2003 bis 2005) der koloniebildenden Einheiten von *E.coli* und der totalen koliformen Keime (TKK), der Trübung, der Sauerstoffsättigung (O₂-%) sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit während der Passage durch den Quellsee (PG2: Einlauf, QS6: Auslauf). Die Mittelwerte der Monate I-III und V-VIII sind aus drei, die restlichen aus zwei Einzelwerten gebildet.

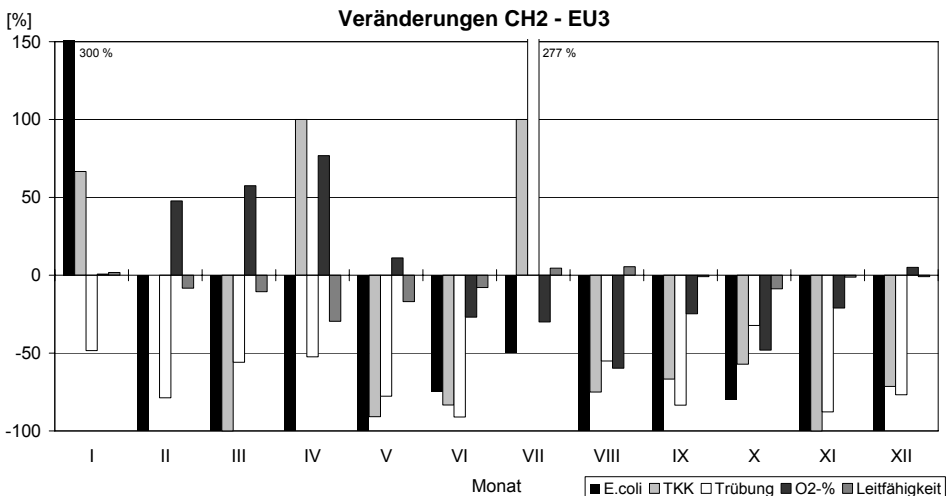


Abb. 6.4: Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben (2005) der koloniebildenden Einheiten von *E.coli* und der totalen koliformen Keime (TKK), der Trübung, der Sauerstoffsättigung (O₂-%) sowie der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit während der Passage durch den Étang U (CH2: Einlauf, EU3: Auslauf). Die fehlenden Werte von EU3 im Juli (kein Wasser) werden durch die Werte von EU2 angenähert.

6.1.5 Sauerstoff und Leitfähigkeit

Die im Gewässer festgestellte Konzentration an gelöstem Sauerstoff ist jeweils das Ergebnis sauerstoffzehrender und sauerstoffliefernder Vorgänge und kann deshalb unter Umständen stark schwanken (HÜTTER 1994, 94). Bei Abwesenheit biogener Aktivitäten existiert zwischen dem atmosphärischen Sauerstoff und dem im Wasser gelösten Sauerstoff ein temperaturabhängiges Gleichgewichtsverhältnis, wie es jeweils beim Birs- und Rheinwasser erkennbar ist (GEISSBÜHLER et al. 2006, 38).

Demgegenüber steht der Quellsee, in dem aufgrund der photoautotrophen Aktivität der planktischen Algen eine auffällige Sauerstoffübersättigung stattfindet (vgl. z.B. POTT & REMY 2000; SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005). Diese ist so gross, dass von März bis November selbst nachts – bei vorherrschender Sauerstoffzehrung – kein Defizit eintritt. Eine solche, über längere Zeit andauernde Übersättigung beschreibt KALBE (1997, 194ff.) auch für den Grössin-See (D), einem hypertrophen Flachsee. Aus dem Jahresgang des Sauerstoffs (und dem davon abhängigen O₂-CO₂-Verhältnis) resultiert ein ausgeprägter Jahresgang der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 6.3).

Der Étang U verhält sich bezüglich Sauerstoffgehalt entsprechend den Erwartungen an ein Kleingewässer (vgl. SCHÖNBORN 2000, 332ff.; KLAPPER 1992; VEST 1999): Bei noch tiefen Wassertemperaturen ist im Frühjahr mit der zunehmenden photoautotrophen Aktivität eine Übersättigung festzustellen, während bei hohen Wassertemperaturen im Sommer eher kritische Sauerstoffverhältnisse vorzufinden sind (Abb. 6.4). Entsprechend verhält sich die Leitfähigkeit.

6.1.6 Mittelwerte der Veränderungen

Die charakteristischen Veränderungen der Parameter im Quellsee und Étang U gegenüber dem eingeleiteten Wasser sind als Jahresmittel sowie als saisonale Mittel (Winterruhe/Vegetationsperiode) der prozentualen monatlichen Veränderungen in Tab. 6.1 ersichtlich. Abbildung 6.5 verdeutlicht die unterschiedlichen Reaktionsmuster der untersuchten Gewässer.

Tab. 6.1: a) Jahresmittel, b) Mittel während der Winterruhe (Dezember bis März) und c) Mittel während der Vegetationsperiode (April bis November) der prozentualen monatlichen Veränderungen (Schöpfproben; vgl. Abb. 6.1 bis 6.4) während der Passage durch den Quellsee (QS; PG2 - QS6) und den Étang U (EU; CH2 - EU3). Die Abkürzungen sind in Tab. 5.5 erläutert.

	T	Lf	pH	O ₂ -%	O ₂ -K	Trb	DOC	UV	NO ₃	NH ₄	PO ₄	SO ₄	Cl	E.coli	TKK
a) Jahresmittel															
QS	+28	-29	+1	+47	+37	+359	+64	+25	-77	+14	-75	-7	+13	-77	-69
EU	-4	-6	0	-1	-1	-39	+39	+38	-38	+80	-48	-3	0	-59	-31
b) Mittel während der Winterruhe (XII-III)															
QS	0	-10	0	+6	+6	+109	+46	+19	-49	+201	-68	+1	+2	-82	-56
EU	-14	-5	+3	+28	+30	-65	+14	+8	-5	-47	-51	+2	+5	0	-26
c) Mittel während der Vegetationsperiode (IV-XI)															
QS	+42	-39	+2	+67	+52	+484	+73	+28	-91	-80	-79	-11	+19	-75	-76
EU	+1	-7	-2	-15	-17	-25	+52	+53	-54	+144	-47	-5	-2	-88	-34

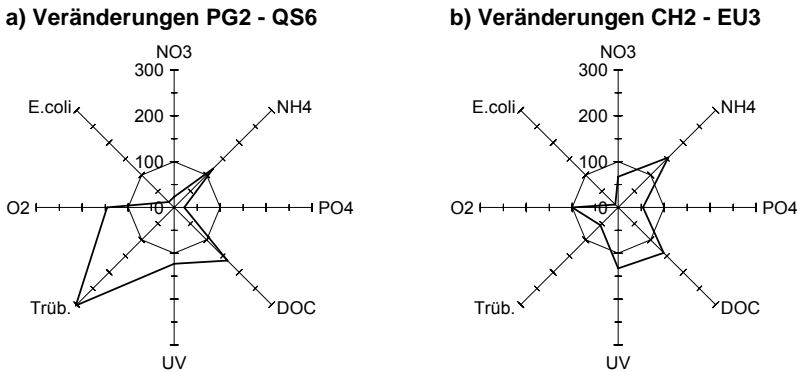


Abb. 6.5: Reaktionsmuster von a) Quellsee (QS) und b) Étang U (EU). Eine vergleichende Zusammenstellung der wichtigsten Parameter der Wasserqualität (im Uhrzeigersinn: Nitrat-N, Ammonium-N, Orthophosphat-P, DOC, UV-Extinktion, Trübung, Sauerstoffsättigung, E.coli) zeigt Unterschiede und Ähnlichkeiten der beiden Gewässer. Mit der dicken Linie wird die prozentuale Veränderung der Jahresmittelwerte (aus den monatlichen (Mittel-)Werten der Schöpfproben) nach der Passage (QS6, EU3) gegenüber dem eingeleiteten Birswasser (PG2) bzw. Rheinwasser (CH2) (Index 100, entspricht der dünnen Linie) angegeben.

6.1.7 Die Veränderungen im Bezug auf die Gesamtsysteme

Die Untersuchungen zeigen, dass sich das Wasser während des Aufenthalts im Quellsee oder im Étang U im Vergleich zum eingeleiteten Wasser stoffhaushaltlich z.T. stark verändert. In der Brüglinger Ebene (Abb. 6.6) wird dabei der grösste Teil der Stoffe im Quellsee umgesetzt, während das Pflanzenklärgelände v.a. als Sedimentfänger dient (vgl. GEISSBÜHLER 2007; GEISSBÜHLER et al. 2005; GEISSBÜHLER et al. 2004). Entsprechend sind die stoffhaushaltlichen Verhältnisse beim Einlauf in den Quellsee noch immer zur Hauptsache von der Birs geprägt.

Der Étang U in der Petite Camargue Alsacienne verhält sich indes nicht so ausgeprägt wie der Quellsee. Er ist nur ein Teil der dort vorhandenen z.T. grossflächigen Feucht- und Röhrichtgebiete (z.B. Grand Marais), die aufgrund langer Fließstrecken und Aufenthaltszeiten sowie vielfältiger (Vegetations-)Strukturen im Stoffumsatz gesamthaft sehr effizient sind (vgl. GEISSBÜHLER 2007; GEISSBÜHLER et al. 2006; STUCKI et al. 2006). Das System der Petite Camargue Alsacienne ist demnach komplexer und nicht so einfach darstellbar wie jenes der Brüglinger Ebene (Abb. 6.6).

Effiziente Stoffumsätze – u.a. mit deutlicher Verringerung der Nitrat-N-, Ammonium-N- und Orthophosphat-P-Konzentrationen – beschreiben z.B. auch GLIŃSKA-LEWCZUK (2005), HILLBRICHT-ILKOWSKA (1999), PUSCH et al. (1998), POMOGYI (1993), CRISTOFOR et al. (1993) und KŁOSOWSKI (1993) für verschiedene Fluss-See-Feuchtgebietssysteme in Europa.

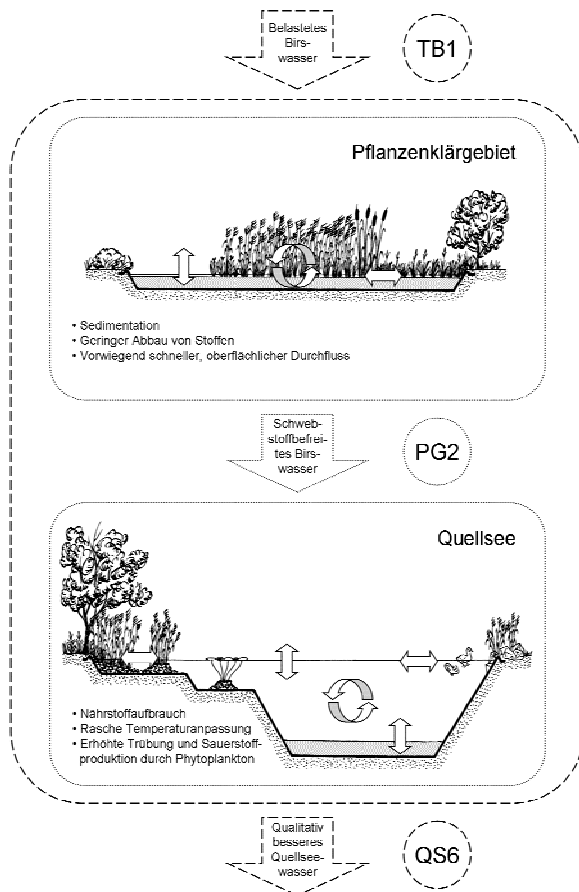


Abb. 6.6: Das Gewässersystem der Brüglinger Ebene kann vereinfacht als Black box (gestrichelt; Input: belastetes Birswasser, Output: qualitativ besseres Quellseewasser) oder als Grey box (gepunktet) mit den beiden Stufen Pflanzenklärgelände (Input: belastetes Birswasser, Output: schwebstoffbefreites Birswasser) und Quellsee (Input: schwebstoffbefreites Birswasser, Output: qualitativ besseres Quellseewasser) betrachtet werden. Spezifische Untersuchungen im Pflanzenklärgelände (vgl. GEISSBÜHLER 2007) und im Quellsee (Kap. 5.2) erweiterten die Erkenntnisse in den jeweiligen Kompartimenten. (Orig. O. Stucki)

6.1.8 Überprüfung der Hypothese 1

Nach dem Aufenthalt des Wassers in Quellsee und Étang U hat sich im Vergleich zum einflussenden Wasser ein vollständig neues Milieu eingestellt. Dabei unterscheidet sich das ausfließende vom einflussenden Wasser qualitativ in fast allen Parametern auf eine positive Weise, d.h. die Selbstreinigung im System ist relativ effizient: Quellsee und Étang U wirken als Stoffsenken (vgl. GELBRECHT et al. 2002). Die bedeutsamste Ausnahme dieser Verbesserung der Wasserqualität bildet das Ammonium, das im Quellsee im Winter, im Étang U unter sauerstoffarmen Bedingungen jedoch im Sommer angereichert wird. Weitere Ausnahmen sind die typischerweise erhöhten Werte bei den organischen Inhaltsstoffen, die hauptsächlich durch das Phytoplankton verursachte extreme Trübung im Quellsee (vgl. HELLMANN 1999, 35ff.), der im Sommer deutlich wärmere Abfluss aus dem Quellsee sowie der im Sommer sauerstoffarme Abfluss aus dem Étang U.

Das Einpumpen von Grundwasser in den Quellsee ist – obwohl einerseits im Vergleich zum Oberflächenwasser grössere Konzentrationen von Nitrat-N, Sulfat und Chlorid hineingebracht werden, andererseits das Grundwasser aber schwebstoff- und keimfrei ist – für die Wasserqualität des gesamten Gewässers relativ unbedeutend. Der gesamte mittlere Zufluss (Birs- und Grundwasser) von 215 m³/d reicht aus, um täglich 1.78 % des gesamten Wasservolumens des Quellsees zu erneuern. Wird nur der Anteil des Grundwassers betrachtet, dann sinkt dieser Wert auf 0.24 % (29 m³/d). Daher kann davon ausgegangen werden, dass während des Einpumpens nur lokale Veränderungen der Wasserqualität stattfinden (Abb. 5.38 & 5.39). Grössere Bedeutung hat das Grundwasser jedoch auf die Strömungs- und Sedimentationsverhältnisse im Quellsee. Aufgrund der Einleitung von Grundwasser wird im Becken 14 eine intensivere Sedimentationsrate verhindert (Tab. 5.2 & Abb. 5.1).

Somit kann die Hypothese 1 für beide Gewässer nahezu vollumfänglich bestätigt werden.

6.2 Gewässertypologie

(2) Der Quellsee und der Étang U entsprechen dem Typus eines polymiktischen und eutrophen kleinen Flachsees ohne stabile thermische Schichtung.

Obwohl kein stehendes Gewässer dem anderen gleicht, lassen sich aufgrund von gewissen Merkmalen und inneren Verhaltensweisen bei wiederkehrenden Faktorenkombinationen Gewässertypen ausscheiden, welche typische Reaktionsmuster aufweisen (vgl. z.B. KLAPPER 1992, 23). Dies wird im Folgenden für den Quellsee und den Étang U herausgearbeitet.

6.2.1 Charakteristische Verhältnisse des Quellsees

Aufgrund der Resultate (Kap. 5) und den Ausführungen zur Veränderung der Wasserqualität nach der Passage (Kap. 6.1) lässt sich der Quellsee – abgesehen von gewissen Eigenheiten – als typischer kleiner Flachsee beschreiben (vgl. KALBE 1997; KLAPPER 1992; BOHLE 1995). Im Einzelnen weist er folgende Charakteristiken auf:

- Die Wassertemperatur verändert sich mit kurzer Verzögerung entsprechend der Lufttemperatur und der Sonneneinstrahlung. Es gibt somit eine rasche Erwärmung im Frühjahr und eine ebenso schnelle Abkühlung im Herbst. Witterungsereignisse wie z.B. die extremste Hitzeperiode seit Beginn der systematischen Messungen in der Schweiz im August 2003 (vgl. BUWAL et al. 2004; PROCLIM 2005), der winterliche Oktober 2003, der relativ warme Winter 2003/04, der kalte Start in den März 2005 (vgl. BZ 2005) oder der seit 1985 kälteste Winter 2005/06 (vgl. BZ 2006) treten in der Wassertemperatur bzw. Eisbedeckung des Quellsees offensichtlich hervor und bescheren dem Gewässer im Jahresverlauf eine extrem grosse Spannweite der Wassertemperatur. So konnte am 6. August 2003 mit 31.6 °C die höchste Wasser-

temperatur (QST21₁₀) während der Messperiode gemessen werden (vom 4. bis 13. August 2003 war das tägliche Maximum über 30 °C), während sie im Winter im Oberflächenwasser (unter einer Eisschicht) auf knapp über 1 °C zurückgehen kann. Ausgeprägte Tag-Nacht-Gänge kommen besonders im Sommer vor und werden durch entsprechende Amplituden der Lufttemperatur bzw. der Sonneneinstrahlung induziert.

- Die Fischfauna im Quellsee ist offenbar an diese grosse Spannweite der Wassertemperatur angepasst. Karpfen haben z.B. ihren optimalen Wachstumsbereich zwischen 20 und 30 °C (BRÖNMARK & HANSSON 1999, 17). Die extremen Wassertemperaturen des Sommers 2003 hatten keine sichtbaren Auswirkungen wie z.B. ein gehäuftes Auftreten von toten Fischen.
- Der Stoff- und Wärmeaustausch zwischen dem Benthos und der Wasseroberfläche vollzieht sich im Prinzip unbehindert (polymiktischer See). Es treten aufgrund windverursachter Umwälzung und geringer Gewässertiefe nur kurzfristig vertikale Gradienten der chemischen und physikalischen Parameter der Wasserqualität auf (vgl. z.B. KÜRY 1989a), so z.B. bei Strahlungswetterlagen, Windstille oder unter Eis. Die Schichtung kann aber insbesondere bei einer andauernden sommerlichen und windstillen Hochdrucklage auch über längere Zeit erhalten bleiben.
- Das kontinuierliche Nährstoffangebot durch die Zuleitung von Birs- und Grundwasser (Tab. 6.2) ermöglicht bei entsprechenden Wassertemperaturen eine grosse Produktivität: Dies zeigt sich in der hohen Dichte der planktischen Algen während der Vegetationsperiode. Im Winter ist die Primärproduktion aufgrund tiefer Wassertemperaturen und Eisbedeckung (Lichtangebot) eingeschränkt, so dass ein Nährstoff-Überangebot im Quellsee verbleibt. Dies führt – bei zusätzlich temperaturbedingt gehemmter Nitrifikation – zu den beobachteten hohen Ammoniumkonzentrationen von Januar bis März, während Nitrat und Orthophosphat gegenüber dem eingeleiteten Wasser auch in der kalten Jahreszeit deutlich reduziert werden.
- Das Verhältnis von Nitrat-N zu Orthophosphat-P (N:P) ist von Mai bis September meist < 1:1 (QS6), ansonsten ist es 80:1 und grösser. Das heisst, dass der Quellsee im Sommer N-limitiert ist, während das Orthophosphat leicht angereichert wird (vgl. VEST 1999, 99ff.; CHORUS et al. 2002, 413). Nach WETZEL (2001, 278) liegt bei einem Verhältnis > 23:1 ein hoher Grad von P-Limitierung vor (vgl. auch SOMMER 1994). Das Verhältnis ist im zufließenden Wasser aus dem Pflanzenklärgelände nie < 54:1 (nur im Sommer < 80:1), im Grundwasser hingegen nie < 180:1 (vgl. auch KALBE 1997, 145ff.).
- Das Licht kann im Allgemeinen bis zum Grund vordringen. Es wird jedoch in der Wassersäule durch die planktischen Algen mehr oder weniger stark absorbiert. Trotz dieser (durch die Algen selbst verursachten) Lichtlimitation kann sich bei flacher Durchmischung des Gewässers eine hohe Phytoplanktondichte ausbilden (CHORUS et al. 2002, 413).
- Aufgrund der Phytoplanktondichte erfährt das Wasser – besonders in der Vegetationsperiode – eine intensive Grünfärbung. Entsprechend ist die mittlere Secchi-Sichttiefe mit 78 cm relativ gering (bei entsprechend grosser mittlerer Trübung), der

mittlere Gehalt an Chlorophyll-a mit 21.1 mg/m^3 relativ hoch. Die Jahrgänge der beiden Parameter sind entsprechend gegenläufig.

- Die Sauerstoffübersättigung ist ausschließlich auf das zeitlich und räumlich von der Temperatur und dem Nährstoffangebot (und weiteren Faktoren; vgl. z.B. KLAPPER 1992) abhängige Auftreten des Phytoplanktons zurückzuführen (vgl. KÖHLER & OCKENFELD 2002). Das Maximum des Sauerstoffgehalts liegt meist in den späten Nachmittagsstunden, das Minimum in den frühen Morgenstunden (vgl. KALBE 1972). Es besteht während rund neun Monaten des Jahres eine ständige Sauerstoffübersättigung (auch nachts und bei schlechtem Wetter). In Abhängigkeit davon ändern sich z.B. auch die Leitfähigkeit und der pH-Wert entsprechend dem sich im Tages- und Jahresverlauf ändernden $\text{O}_2\text{-CO}_2$ -Verhältnis (vgl. STUCKI et al. 2002). Die höchsten Sauerstoffgehalte werden im Sommer bei hohen Wassertemperaturen und entsprechend hohem Gehalt an Chlorophyll-a erreicht.
- Die gemessenen pH-Werte zwischen 7.6 und 8.9 belegen, dass das Gewässer in einem unkritischen und gut gepufferten Zustand ist.

Tab. 6.2: Nitrat-N-, Ammonium-N- und Orthophosphat-P-Frachten, die mit dem Birswasser (PG2) und dem Grundwasser (GW) in den Quellsee bzw. mit dem Rheinwasser (CH2) in den Étang U eingeleitet werden. Beim Étang U wird das Winter- (X-III) und das Sommerregime (IV-IX) unterschiedet. Die berechneten Frachten der Grundwassereinleitung (*) beziehen sich auf die effektive Einleitungsdauer von 1.5 h/d (1.5 h entsprechen 6.25 % eines Tages).

	Mittl. Zufluss [L/s]	Nitrat-N [mg N/s]	Ammonium-N [mg N/s]	Orthophosphat-P [µg P/s]
PG2	2.15	7.2	0.201	77.3
GW*	5.37*	23.5*	0.042*	122.4*
CH2 (X-III)	15.05	26.9	1.169	294.9
CH2 (IV-IX)	45.14	55.4	2.456	735.8

6.2.2 Trophischer Status des Quellsees

Der trophische Status eines Gewässers ist schwierig einzuschätzen. Zum einen gibt es viele verschiedene Ansätze (z.B. AHLGREN et al. 1988; SCHÖNFELDER 2000; ZINTZ & BÖHMER 2002), zum anderen sind – abgesehen davon, dass kein Stehgewässer dem anderen gleicht – zwischen den verschiedenen Eigenschaftsklassen kontinuierliche Übergänge vorhanden (vgl. STEINBERG et al. 1999, 469). Bei Flachseen und insbesondere bei Kleingewässern hat die Anwendung einer solchen Klassifizierung mit Vorbehalt zu erfolgen, weil die Daten für die empirischen Abgrenzungen oftmals von geschichteten (tiefen) Seen stammen. Es wurde für den Quellsee wie auch für den Étang U trotzdem versucht, eine sinnvolle Abgrenzung vorzunehmen. Als Datengrundlage dienten v.a. die Gehalte an Chlorophyll-a, die Secchi-Sichttiefe und die Gehalte an Orthophosphat-P und Nitrat-N.

Gut geeignet ist ein wahrscheinlichkeitstheoretisches Vorgehen, wie es VOLLENWEIDER (1982, 83ff.) beschreibt. Demnach kann der Quellsee in Abhängigkeit der Secchi-Sichttiefe und dem Gehalt an Chlorophyll-a als hypertroph bzw. eutroph bezeichnet

werden (Tab. 6.3). Werden die vorliegenden Resultate des Quellsees gemäss den Angaben von DOBSON & FRID (1998, 142) und MIETZ (1996) überprüft (Tab. 6.4), resultiert dieselbe Einstufung.

Die erwähnte hohe Primärproduktion und Phytoplanktondichte und die damit verbundene geringe Sichttiefe, die intensive Grünfärbung des Wassers durch die Algen sowie der im ganzen Wasserkörper verfügbare Sauerstoff sind nach GUTHRUF-SEILER et al. (1999) auch für eutrophe bis polytrophe Flachseen ähnlicher Dimensionen im schweizerischen Mittelland typisch (GEISSBÜHLER et al. 2005, 151).

Wie in Abb. 5.16 ersichtlich, ist der Gehalt an Orthophosphat-P sehr tief (ausgenommen in den ersten acht Monaten des Jahres 2003). Die ersten drei Monate eines Jahres weisen jeweils einen Monatsmittelwert von höchstens 10.1 µg P/L auf, im Mittel über alle drei Monate in den drei Jahren sind es 9.0 µg P/L. Dieser Wert ist gleichzeitig auch annähernd der Mittelwert über alle Messpunkte und die gesamte Messperiode (8.7 µg P/L). Nach KLAPPER (1992, 54) ergeben sich somit Wahrscheinlichkeiten für die zu erwartenden Trophiegrade von 12 % für oligotroph, 65 % für mesotroph, 22 % für eutroph und 1 % für polytroph.

Nach WETZEL (2001, 213) sind Seen mit durchschnittlichen Nitrat-N-Konzentrationen von 500-1'500 mg N/m³ dem eutrophen Typus zuzuschreiben. Der Quellsee mit einem mittleren Nitrat-N-Gehalt von 813 mg N/m³ würde demnach in diese Kategorie fallen.

Tab. 6.3: Wahrscheinlichkeitsverteilung (in Prozent) der trophischen Lage des Quellsees in Abhängigkeit der Secchi-Sichttiefe (jährliches Mittel: 0.9 m) und dem Gehalt an Chlorophyll-a (jährliches Mittel: 20.8 mg/m³, Maximum: 37.1 mg/m³) nach VOLLENWEIDER (1982, 83ff.).

	Secchi-Sichttiefe jährliches Mittel	Chlorophyll-a jährliches Mittel	Chlorophyll-a Maximum
ultra-oligotroph	0	0	0
oligotroph	0	0	0
mesotroph	1	6	25
eutroph	14	55	54
hypertroph	85	39	21

Tab. 6.4: Trophischer Status von Seen. (Aus DOBSON & FRID 1998, 142; verändert)

	Gesamt- phosphor jährliches Mittel [µg/L]	Chlorophyll-a jährliches Mittel [mg/m ³]	Chlorophyll-a Maximum [mg/m ³]	Secchi- Sichttiefe jährliches Mittel [m]	Secchi- Sichttiefe Minimum [m]
ultra-oligotroph	< 4	< 1	< 2.5	> 12	> 6
oligotroph	4-10	1-2.5	2.5-8	6-12	3-6
mesotroph	10-35	2.5-8	8-25	3-6	1.5-3
eutroph	35-100	8-25	25-75	1.5-3	0.7-1.5
hypertroph	> 100	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7

6.2.3 Charakteristische Verhältnisse des Étang U

Der Étang U lässt sich als typischer kleiner Flachsee bezeichnen (vgl. KALBE 1997; KLAPPER 1992; BOHLE 1995). Im Einzelnen weist er folgende Eigenschaften auf:

- Die Wassertemperatur verändert sich mit kurzer Verzögerung entsprechend der Lufttemperatur und der Sonneneinstrahlung. Es gibt somit eine rasche Erwärmung im Frühjahr und eine ebenso schnelle Abkühlung im Herbst. Witterungsereignisse treten in der Wassertemperatur bzw. Eisbedeckung des Étang U offensichtlich hervor und bescheren dem Gewässer eine grosse Spannweite der Wassertemperatur im Jahresverlauf. So konnte im Oberflächenwasser am 28. Juli 2005 mit 28.9 °C die höchste Wassertemperatur während der Messperiode gemessen werden, während sie im Winter (unter einer Eisschicht) auf knapp unter 3 °C zurückgehen kann. Ausgeprägte Tag-Nacht-Gänge kommen besonders im Sommer vor und werden durch entsprechende Amplituden der Lufttemperatur bzw. der Sonneneinstrahlung induziert. Aufgrund der im Vergleich zum Quellsee deutlich geringeren Aufenthaltszeit des Wassers (im Sommer werden täglich 18.6 %, im Winter 7.9 % des gesamten Wasservolumens erneuert) bzw. der grösseren Zuflussmenge hat die Wassertemperatur des einlaufenden Wassers einen grösseren Einfluss auf die Temperaturverhältnisse im Étang U (Verminderung der Extremwerte).
- Der Stoff- und Wärmeaustausch zwischen dem Benthos und der Wasseroberfläche vollzieht sich unbehindert (polymiktischer See). Trotz umgebendem Wald ist aufgrund der Gewässerfläche und der geringen Wassertiefe eine windverursachte Umwälzung möglich. Es treten kaum vertikale Gradienten der chemischen und physikalischen Parameter der Wasserqualität auf.
- Das kontinuierliche Nährstoffangebot durch die Zuleitung von Rheinwasser (Tab. 6.2) ermöglicht bei entsprechenden Wassertemperaturen eine grosse Produktivität. Das Verhältnis von Nitrat-N zu Orthophosphat-P (N:P) ist – ausser im Juli – immer > 36:1 (EU3). Nur im Juli war kein Nitrat im Wasser vorhanden; d.h. der Étang U ist nur im Hochsommer N-limitiert. Nach WETZEL (2001, 278) liegt bei einem Verhältnis > 23:1 ein hoher Grad von P-Limitierung vor. Das Verhältnis im zufließenden Wasser aus der Rigole ist immer > 53:1.
- Das Licht kann im Allgemeinen bis zum Grund vordringen. Es wird in der Wassersäule durch Resuspension von Sedimenten mehr oder weniger stark absorbiert.
- Die Sauerstoffverhältnisse sind ausschliesslich auf das jahreszeitlich (und von weiteren Faktoren; vgl. z.B. KLAPPER 1992) abhängige Zusammenspiel von Wassertemperatur, Nährstoffangebot und Auftreten von planktischen und festsitzenden Algen zurückzuführen. Der im Étang U gemessene Jahresgang des Sauerstoffs mit Maximum im Frühjahr und Minimum im Sommer entspricht den Erwartungen an ein kleines Stehgewässer (vgl. z.B. VEST 1999; KLAPPER 1992). Ebenso verhält es sich mit dem Tagesgang des Sauerstoffs (vgl. SCHÖNBORN 2000, 332ff.). In Abhängigkeit davon ändert sich auch der pH-Wert entsprechend dem sich im Tages- und Jahresverlauf ändernden O₂-CO₂-Verhältnis (vgl. STUCKI et al. 2002).
- Die gemessenen pH-Werte zwischen 7.2 und 8.6 belegen, dass das Gewässer in einem unkritischen und gut gepufferten Zustand ist.

6.2.4 Trophischer Status des Étang U

Nach dem wahrscheinlichkeitstheoretischen Vorgehen (VOLLENWEIDER 1982, 83ff.) kann der Étang U in Abhängigkeit des Gehalts an Chlorophyll-a als mesotroph-eutroph bezeichnet werden (Tab. 6.5). Werden die Resultate des Étang U gemäss den Angaben von DOBSON & FRID (1998, 142) und MIETZ (1996) überprüft (Tab. 6.4), resultiert dieselbe Einstufung.

Tab. 6.5: Wahrscheinlichkeitsverteilung (in Prozent) der trophischen Lage des Étang U in Abhängigkeit des Gehalts an Chlorophyll-a (jährliches Mittel: 6.3 mg/m^3 , Maximum: 24.2 mg/m^3) nach VOLLENWEIDER (1982, 83ff.).

	Chlorophyll-a jährliches Mittel	Chlorophyll-a Maximum
ultra-oligotroph	0	0
oligotroph	12	1
mesotroph	60	49
eutroph	27	39
hypertroph	1	11

Der Gehalt an Orthophosphat-P ist beim Étang U hauptsächlich vom einlaufenden Wasser abhängig. Die ersten drei Monate des Jahres weisen (über alle Messpunkte) einen Mittelwert von $12.9 \mu\text{g P/L}$ auf. Dieser Wert ist gleichzeitig auch annähernd der Mittelwert über alle Messpunkte und die gesamte Messperiode ($13.7 \mu\text{g P/L}$). Nach KLAPPER (1992, 54) ergeben sich somit Wahrscheinlichkeiten für die zu erwartenden Trophiegrade von 6 % für oligotroph, 59 % für mesotroph, 33 % für eutroph und 2 % für polytroph.

Da der Étang U einen mittleren Nitrat-N-Gehalt von $1'242 \text{ mg N/m}^3$ aufweist, ist er nach WETZEL (2001, 213) dem eutrophen Typus zuzuschreiben.

6.2.5 Überprüfung der Hypothese 2

Sowohl Quellsee wie auch Étang U können als typische Kleingewässer bezeichnet werden. Ihre wichtigsten limnologischen Parameter liegen in Bereichen, wie sie auch von anderen Kleingewässern und Flachseen in der Schweiz und in (Mittel-)Europa bekannt sind (vgl. z.B. OERTLI et al. 2000; BENNION & SMITH 2000; GUTHRUF-SEILER et al. 1999; CHMIELEWSKI et al. 1997; RAHMANN et al. 1988). Quellsee und Étang U zeigen die in Kap. 2.1.1.2 beschriebenen Eigenschaften und Prozesse, insbesondere können beide Gewässer durch den Wind jederzeit und vollständig umgewälzt werden (polymiktischer Typus), so dass keine stabile thermische Schichtung aufgebaut werden kann. Dabei ist beim Étang U, der rund die dreifache Wasserfläche des Quellsees aufweist, neben der grösseren Angriffsfläche für den Wind und der geringeren Wassertiefe auch die Tatsache massgebend, dass im Sommerregime täglich fast ein Fünftel des Wasservolumens ausgetauscht wird. Bei entsprechenden Wetterlagen kann sich hingegen im Quellsee eine vorübergehende Schichtung einstellen.

Bezüglich des trophischen Status haben die angewendeten Verfahren erwartungsgemäss widersprüchliche Resultate geliefert. Zusammenfassend ist jedoch ersichtlich, dass der

Quellsee – schon aufgrund der intensiven Vegetationsfärbung – tendenziell eher einen eutroph-hypertrophen Status einnimmt, während der Étang U tendenziell im mesotroph-eutrophen bzw. eutrophen Bereich liegt. Eine abschliessende Beantwortung dieser Frage ist mit den vorliegenden Resultaten nicht möglich. Sie würde weitere Untersuchungen erfordern, die aus arbeits(zeit)technischen und anderen Gründen während der Laufzeit des MGU-Projektes nicht möglich waren, z.B. die Bestimmung der Phyto- und Zooplanktonarten und deren jahreszeitliche Dynamik (vgl. z.B. KÖHLER & WALZ 2002; SOMMER 1994), die Erfassung von quantitativen Angaben zu den Fischarten, das Zusammenspiel und die Abhängigkeiten von Phytoplankton, Zooplankton und den Fischen im Nahrungsnetz (vgl. z.B. SCHEFFER 2004; TÁTRAI et al. 2005), die Quantifizierung der Nährstoffeinträge durch Wasservögel und Fische (vgl. KALBE 1997, 178ff.) und die Aufnahme des Konkurrenzverhältnisses zwischen Makrophyten (Röhricht) und Phytoplankton um Nährstoffe (vgl. z.B. CHORUS et al. 2002).

Demzufolge kann die Hypothese 2 für beide Gewässer überwiegend bestätigt werden.

6.3 Zustand der Seesedimente

(3) Trotz mässiger Wasserqualität von Birs und Rhein sind die Sedimente von Quellsee und Étang U nicht übermässig belastet.

Die unterschiedlichsten stofflichen Einträge im Einzugsgebiet der zufließenden Gewässern (vgl. für die Birs AUE 1996 und GEISSBÜHLER 2007, 120; für den Rhein IKSR 2001) haben in den Sedimenten von stehenden Gewässern eine Stoffmischung zur Folge, welche deutlich komplexer als in terrestrischen Böden ist. Diese Stoffe, welche besonders in Flachseen nur temporär in den Oberflächensedimenten fixiert und immobilisiert werden, können aufgrund der geringen Wassertiefe unter bestimmten Umständen (wie z.B. windverursachte Turbulenzen) wieder in den Wasserkörper und somit in den Stoffkreislauf zurück gelangen. Im Folgenden wird für den Quellsee und den Étang U überprüft, welche stofflichen Belastungen die Sedimente aufweisen.

6.3.1 Schwermetalle

Schwermetalle, die in den natürlichen Kreislauf gelangen, lassen sich praktisch nicht mehr daraus entfernen. Der Boden, die Sedimente und die organische Substanz stellen Senken dar, in denen sie sich anreichern können. Bei der Aufnahme in zu hohen Konzentrationen über längere Zeit können bei Menschen und Tieren Organschädigungen und Funktionsstörungen auftreten. Um eine Gefährdung zu verhindern, existieren (für terrestrische Böden) verbindliche Richt-, Prüf- und Sanierungswerte, die bei Überschreitung bestimmte Massnahmen auslösen (Verordnung über Belastungen des Bodens VBBo vom 1. Juli 1998). Anhand dieser Richt-, Prüf- und Sanierungswerte (vgl. auch HENSCHEL et al. 2003, 9) wurden die Schwermetallgehalte in den Sedimenten von Quellsee und Étang

U beurteilt. Es ist allerdings zu bedenken, dass die Probenahme nicht nach den Vorgaben der VBBo erfolgte.

Im Quellsee überschreiten die Gehalte an Blei ausser bei QSB14 in allen Sedimentkernen (nicht aber in allen Teilschichten) den Richtwert von 50 mg/kg. Der Prüfwert von 200-300 mg/kg wird jedoch nicht erreicht. Der Richtwert für Kupfer (40 mg/kg) wird in den drei untersten Teilschichten knapp überschritten (Prüfwert: 150 mg/kg). Der Richtwert für Zink (150 mg/kg; Prüfwert: 500 mg/kg) wie auch derjenige für Cadmium (0.8 mg/kg; Prüfwert: 2-10 mg/kg) wird hingegen nicht erreicht. Im Étang U werden in einzelnen Teilschichten die Richtwerte von Blei, Kupfer, Zink und Cadmium überschritten. Dabei kommen hohe Schwermetallgehalte in den einzelnen Sedimentkernen meist in denselben Teilschichten vor. Die Prüfwerte von Blei, Kupfer und Zink werden jedoch nicht erreicht. Je nach „Nutzungsart“ wird allerdings der Prüfwert von Cadmium überschritten.

Da Sedimente das Gedächtnis eines Sees darstellen, kann in der Regel anhand von Sedimentkernen eine Chronostratigraphie des Schwermetalleintrages erstellt werden (vgl. z.B. HOELZMANN & ZELLMER 2002, 94; VON GUNTEN et al. 1997; HUPFER 2001, 216ff.). Die Zunahme des Schwermetalleintrages korreliert dabei eng mit der Industriellen Entwicklung (einer Region). Nach Höchstwerten in den 1950-70er Jahren ist gegen Ende des 20. Jahrhunderts wieder ein deutlicher Rückgang der Belastung zu verzeichnen. Die untersuchten Sedimente reichen allerdings nicht so weit zurück: Im Quellsee sind die Sedimente erst ein Viertel Jahrhundert alt. Im Étang U sind sie rund 150 Jahre alt, wobei allerdings unbekannt ist, bis in welche Zeit die geförderten Sedimentkerne zurückreichen. Der Quellsee wurde zudem bis etwa 1992 nur mit Grundwasser gespeist, während der Étang U seit seinem Bestehen mit Rheinwasser bewässert wird. Aus diesen Gründen ist im Quellsee eine geringere Schwermetallbelastung als im Étang U zu erwarten. Die Mittelwerte (Tab. 6.6) zeigen jedoch, dass sich die Gehalte an Blei, Kupfer und Zink in beiden Gewässern in denselben Bereichen bewegen. Allerdings sind im Étang U die Unterschiede zwischen den oberen und unteren Schichten meist extremer als im Quellsee, die oberen Schichten (d.h. die jüngeren) meist mehr belastet als die unteren. Möglicherweise ist dies auf Bioturbation zurückzuführen.

Tab. 6.6: Mittlere Schwermetallbelastungen (in mg/kg Trockensubstanz) in den Oberflächensedimenten von Aasee (D) (VEST 1999, 44), Bodensee (ROSSKNECHT 1984, 37) und Zürichsee (VON GUNTEN et al. 1997, 2195) sowie in Sedimentkernen verschiedener Stauseen (Wettingen, Wohlen, Klingnau, Verbois) unterhalb urbaner Zentren in der Schweiz (WILDI et al. 2004, 78) im Vergleich mit den mittleren Schwermetallbelastungen (Mittel aller Teilschichten) in den Sedimentkernen von Quellsee und Étang U. Werte, welche die Richtwerte nach VBBo überschreiten, sind fett hervorgehoben.

	Aasee (Mün. Aa)	Bodensee (Rhein)	Zürichsee (Limmat)	Wettingen (Limmat)	Wohlen (Aare)	Klingnau (Aare)	Verbois (Rhône)	Quellsee (Birs)	Étang U (Rhein)
Pb	90	40	69	110	57	50	39	55	47
Cu	60	31	48	73	68	51	37	30	31
Zn	350	169	224	292	309	222	94	110	118
Cd	1.9	0.5	1.1	1.9	0.9	0.6	1.5	< 0.4	< 1.1

VEST (1999, 44) belegte im Aasee (D) für Blei und Cadmium eine mässige Belastung, für Kupfer und Zink eine mässig bis starke Belastung (Tab. 6.6). Gesamthaft werden die Sedimente des Bodensees nach ROSSKNECHT (1984) als mittel bis mässig belastet eingestuft. WILDI et al. (2004) haben die Sedimente verschiedener Flüsse und Seen unterhalb urbaner Zentren in der Schweiz erforscht und stellten z.T. erhebliche Belastungen fest. Dabei wird dem Stausee von Wettingen eine hohe Belastung der Sedimente zugeordnet, während der Stausee von Verbois – im Vergleich zu den anderen – ziemlich bescheiden belastet ist. Auch HOELZMANN & ZELLMER (2002) sehen eine enge Korrelation zwischen der z.T. starken bis übermässigen Belastung des Fluss-See-Systems der Spree (D) und der industriellen Ausstattung der jeweiligen Region. Kleine Teiche und Flachseen können jedoch auch zur Eliminierung von Gewässerbelastungen genutzt werden. MALLIN et al. (2002) zeigen im Silver Stream-Teich (USA), dass zwischen den Sedimenten beim Einlauf und beim Auslauf eine markante Abnahme der Schwermetallgehalte festzustellen ist.

6.3.2 Nährstoffe

Eine mittel- bis langfristige Festlegung von Nährstoffen in Sedimenten stellt für den trophischen Status eines stehenden Gewässers einen wichtigen Faktor dar. Wird nämlich die externe Zufuhr von Nährstoffen verringert, so wird sich aufgrund des internen Nährstoffreservoirs z.T. erst nach Jahren ein neues trophisches Gleichgewicht einstellen. JEPPESEN et al. (2005) zeigten, dass dies bei einer Reduktion der Phosphorzufuhr in den meisten von 35 untersuchten (Flach-)Seen erst nach 10-15 Jahren der Fall war (vgl. auch GRANÉLI 1999; SØNDERGAARD et al. 2005).

Die Oberflächensedimente (die obersten Teilschichten) im Quellsee weisen Gesamt-Orthophosphat-P-Gehalte im Bereich von 0.9-1.1 g P/kg. Sie liegen somit in einer Gröszenordnung, wie sie WAGNER et al. (1998, 28) auch im Bodensee festgestellt haben (1.1-1.5 g P/kg). Im Étang U liegen diese Gehalte mit 0.6-0.8 g P/kg etwas tiefer. Deutlicher sind die Unterschiede bei den Gehalten an bioverfügbarem Phosphor: Im Quellsee liegen die Werte in den obersten Teilschichten im Bereich von 25-75 mg P/kg, während sie im Étang U bei 4-5 mg P/kg und in einem Fall bei 20 mg P/kg liegen. Die Phosphor-Gehalte in den Sedimenten von Quellsee und Étang U nehmen mit zunehmender Tiefe ab. Dies haben auch WAGNER et al. (1998, 27ff.) im Bodensee und SURRIDGE et al. (2005, 40ff.) im Fluss-See-Feuchtgebiet-System Strumpshaw Fen (GB) festgestellt.

Quellsee wie auch Étang U weisen hohe Calcium-Gehalte auf, die mindestens zum Teil auf die natürlichen Kalkgehalte der Herkunftsgesteine zurückzuführen sind. Die v.a. in den Oberflächensedimenten des Quellsees auftretenden hohen C_{org} - und C_{anorg} -Gehalte weisen dagegen auf eine starke autochthone Sedimentbildung hin (vgl. WAGNER et al. 1998, 20ff.; WETZEL 2001, 224ff.), wie auch das C:N-Verhältnis in den obersten Teilschichten des Quellsees – das aufgrund hoher Stickstoffanteile mit einem mittleren Wert von 16:1 im optimalen Bereich liegt – auf autochthon gebildeten DOC hinweist (LORCH 2000, 23). Die mit der Sedimenttiefe zunehmende Verarmung an Stickstoff erhöht das

C:N-Verhältnis im Quellsee bis auf einen Wert von 30:1. Im Étang U sind die Verhältnisse anders: Sowohl C_{org} - und C_{anorg} -Gehalte wie auch das C:N-Verhältnis (in den Oberflächensedimenten im Mittel bei 21:1, in den tieferen Schichten bis über 47:1) weisen eher auf allochthone Einträge hin. Nach PUNNING & TÖUGU (2000) werden bei einem C:N-Verhältnis von 24:1 rund 25 % der organischen Sedimentbestandteile autochthon gebildet, bei einem C:N-Verhältnis von 8:1 sogar bis 90 %. Zum Beispiel stammen im eutrophen Ruusmäe-See (EST), der ein C:N-Verhältnis von 9:1 aufweist, 80-95 % der organischen Sedimentbestandteile aus dem Phytoplankton, während das seit 200 Jahren sinkende C:N-Verhältnis des Matsimäe-Sees (EST) eine zunehmende Eutrophierung belegt (PUNNING & TÖUGU 2000, 555). Nach PUNNING & TÖUGU (2000, 561) lassen sich die autochthonen planktischen Anteile (oM_p) der organischen Sedimentbestandteile aus dem C:N-Verhältnis (CNR) ausrechnen:

$$\text{oM}_p [\%] = 100 \cdot (30 - \text{CNR}) : ((30 - \text{CNR}) + (\text{CNR} - 6))$$

In den Oberflächensedimenten des Quellsees würden demnach 58 % der organischen Sedimentbestandteile autochthon gebildet, in denjenigen des Étang U 38 %.

6.3.3 Überprüfung der Hypothese 3

Quellsee und Étang U weisen eine geringe Belastung mit Schwermetallen (Blei, Kupfer, Zink, Cadmium) auf. Es geht somit von den beiden Gewässern kein unmittelbares Risiko für die Umwelt aus (vgl. WILDI et al. 2004, 83ff.). Die Mittelwerte der beiden Gewässer unterscheiden sich nur marginal. Im Detail zeigt der Étang U jedoch grössere Unterschiede zwischen den verschiedenen Sedimentschichten, während jene im Quellsee ein homogeneres Bild abgeben.

Besonders im Quellsee ist Phosphor in grösseren Gehalten im Sediment festgelegt. Das Sediment bildet somit ein Nährstoff-Reservoir. In geringerer Masse ist dies auch für den Étang U zutreffend. Die C- und N-Verhältnisse deuten darauf hin, dass die Sedimente des Quellsees zu einem grossen Teil autochthon gebildet werden. Nach GEISSBÜHLER (2007, 174) wird die Trübung im Pflanzenklärgelände im Mittel um 50 % reduziert (im Falle grosser Schwebstofffrachten gar bis zu 80 %) und somit lediglich eine Menge von ungefähr 24 mg/s flussbürtiger allochthoner Sedimente eingetragen. Bei einer angenommenen Sedimentation dieser Menge über die gesamte Fläche des Quellsees würde dies einen jährlichen Zuwachs der Sedimentschicht um 69.4 μm ergeben (gegenüber dem effektiven, ebenfalls auf die gesamte Fläche bezogenen jährlichen Zuwachs von 8.2 mm). Im Weiteren bestätigen die C- und N-Verhältnisse in den Sedimenten sowohl für den Quellsee wie auch für den Étang U die bereits festgestellten trophischen Zustände der beiden Gewässer (vgl. Kap. 6.2.5).

Die Hypothese 3 kann somit für beide Gewässer vollständig bestätigt werden.

6.4 Remobilisierung von Orthophosphat aus dem Sediment

(4) Es findet im Quellsee und im Étang U eine Rücklösung von Orthophosphat und somit eine interne Düngung statt.

Vier Prozesse sorgen grundsätzlich dafür, dass der im Sediment deponierte Phosphor wieder in die Wassersäule überführt werden kann (GUNKEL 2000, 17ff.; vgl. auch SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005, 113ff.):

- Durch die Mineralisation der Biomasse wird der Phosphor in eine lösliche Form überführt. Es bilden sich im Sediment sehr hohe Phosphat-Porenwasserkonzentrationen, worauf es durch Diffusion, Bioturbulenz, Methanbildung und Entgasung zum Eintrag des Phosphors aus dem Porenwasser in den überstehenden Wasserkörper kommt.
- Durch redoxchemische Prozesse im Sediment wird unlösliches Eisen (III) in lösliches Eisen (II) überführt, entsprechend wird auch das an Eisen (III) adsorbierte Phosphat in Lösung gebracht und durch die oben genannten Prozesse in den Wasserkörper eingetragen (vgl. HUPFER 2001, 221). Die redoxchemische Freisetzung von Phosphor wird auch als „interne Düngung“ bezeichnet.
- Die direkte Sedimentresuspension, die z.B. durch windverursachte Strömungen ausgelöst wird, kann auch zur Freisetzung von Phosphor führen. Allerdings sind die Kenntnisse dazu noch unzureichend (vgl. FÖRSTNER 2000).
- In flachen Gewässern kann zudem eine Freisetzung von Phosphor über Wasserpflanzen erfolgen (Aufnahme über die Wurzeln, Abgabe über die Blätter). Dieser Eintragspfad ist jedoch vergleichsweise von geringer Bedeutung.

Während des Untersuchungszeitraumes gab es im Quellsee und Étang U nur je einmal den Fall, bei dem im auslaufenden Wasser der Gehalt an Orthophosphat-P grösser war als im einlaufenden Wasser (Schöpfproben). Mittels Tiefenwasser-Schöpfproben konnte im Quellsee nur im April und Juli 2005 eine Zunahme der Orthophosphat-P-Konzentrationen in der Tiefe gemessen werden. Aufgrund dieser Tatsachen ist die Folgerung möglich, dass Quellsee und Étang U für Orthophosphat praktisch zu jedem Zeitpunkt eine Senke darstellen (vgl. Tab. 6.1, Abb. 6.5 und Kap. 6.1.2), d.h. die Retention von Orthophosphat ist in den beiden Gewässern immer grösser als eine mögliche Rücklösung – wie z.B. BACHOFEN (1960, 97ff.) im Baldegger- und Hallwilersee auch festgestellt hat – bzw. das rückgelöste Orthophosphat wird wieder vollständig in die Biomasse eingebaut. Für eine Beurteilung der Rücklösung von Orthophosphat-P im Quellsee und Étang U mussten Laborversuche durchgeführt werden. In diesen Experimenten wurde der Prozess der redoxchemischen Freisetzung von Phosphor unter Laborbedingungen nachgeahmt. Im Folgenden werden die Resultate dieser Versuche diskutiert.

6.4.1 Rücklösungsraten im Laborversuch

Für einen Vergleich mit anderen Gewässern wurden die im Labor festgestellten Rücklösungsraten in die Einheit mg bzw. $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ umgerechnet (Sedimentoberfläche in den 2 L-Flaschen: 113.1 cm^2). Zudem wurden die Zahlenwerte der verschiedenen Probenahmestellen je nach Stärke der Rücklösungsaktivität gruppiert und die Werte der verschiedenen Probenahmestellen und Ansätze gemittelt (Tab. 6.7).

Aus Tab. 6.7 ist ersichtlich, dass die täglichen Rücklösungsraten bei QSB11/QSB13 und EUB1 unter den Ansätzen 1 und 4 mit der Dauer des Versuches deutlich sinken. Bei EUB1 ist die tägliche Rücklösungsrate nach zwei Tagen (SRP_2) – im Vergleich zu den anderen Werten – extrem hoch. Bei den übrigen Standorten und Ansätzen sinkt die tägliche Rücklösungsrate nicht in jedem Fall mit der Dauer des Versuchs: Zum Teil wird die tägliche Rate grösser oder sie hat ihren Extremwert zur Halbzeit (SRP_7). Ein Vergleich mit Tab. 6.8 zeigt, dass auch vier gleichbehandelte Versuchsreaktoren statistisch noch eine zu kleine Probenmenge sind: Teilweise bestehen zwischen den einzelnen Versuchsreaktoren nicht unerhebliche Differenzen. Dies zeigt, dass die Rücklösungsraten in einem Stehgewässer auf kleinem Raum einer relativ grossen Variabilität unterworfen sind.

Tab. 6.7: Tägliche Rücklösungsraten von Orthophosphat-P in $\mu\text{g P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ im ersten Rücklösungsversuch (Probenahme im Oktober/November 2005). Die Zahlenwerte von SRP_2 , SRP_7 und SRP_{14} (vgl. Abb. 5.56) wurden jeweils in Tageswerte umgerechnet. Aktivitätsmässig ähnliche Versuchsreaktoren wurden gruppiert (Mittel aus Probenahmestellen und Ansätze) (vgl. Tab. 4.9).

	SRP_2	SRP_7	SRP_{14}
QSB11/QSB13, Ansätze 1 und 4 (anaerob)	4'268.0	3'936.4	1'839.4
EUB1a/EUB1b, Ansätze 1 und 4 (anaerob)	11'192.7	1'411.0	1'061.8
QSB11/QSB13, Ansätze 2 und 3 (aerob)	529.9	712.7	218.3
EUB1a/EUB1b, Ansätze 2 und 3 (aerob)	-97.3	330.6	19.1
QSB14/QSB16, Ansätze 1 und 4 (anaerob)	75.7	43.3	95.3
EUB11/EUB13, Ansätze 1 und 4 (anaerob)	126.2	202.9	105.6
QSB14/QSB16, Ansätze 2 und 3 (aerob)	50.5	43.3	110.2
EUB11/EUB13, Ansätze 2 und 3 (aerob)	-25.2	0.0	10.8
QSB14/QSB16/EUB11/EUB13, Ansätze 1 bis 4	56.8	72.4	80.5

Tab. 6.8: Tägliche Rücklösungsraten von Orthophosphat-P in $\text{mg P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ im zweiten Rücklösungsversuch (Probenahme im Mai 2006, anaerobe Bedingungen). Die Zahlenwerte von SRP_2 , SRP_7 und SRP_{14} (vgl. Abb. 5.57) wurden jeweils in Tageswerte umgerechnet.

	SRP_2	SRP_7	SRP_{14}
QSB13, Ansatz 1, Reaktor a	4.30	8.03	4.04
QSB13, Ansatz 1, Reaktor b	6.09	8.72	8.12
QSB13, Ansatz 1, Reaktor c	4.57	8.32	5.61
QSB13, Ansatz 1, Reaktor d	3.94	9.41	3.39
QSB13, Ansatz 1, Mittelwert aller Reaktoren	4.73	8.62	5.29
QSB14, Ansatz 1, Reaktor a	3.57	3.24	1.33
QSB14, Ansatz 1, Reaktor b	2.00	2.57	0.73
QSB14, Ansatz 1, Reaktor c	2.04	2.19	0.41
QSB14, Ansatz 1, Reaktor d	2.46	2.39	1.58
QSB14, Ansatz 1, Mittelwert aller Reaktoren	2.52	2.60	1.01

HUPFER et al. (2002, 105ff.) beschreiben, dass durchflossene Standgewässer einen grossen Einfluss auf die Nährstoffdynamik von Fliessgewässern haben: An der Spree (D) sind stehende Gewässer mit deutlicher Senken- wie auch mit ausgeprägter Quellenfunktion vorhanden (vgl. auch KOZERSKI et al. 1999). HILLBRICHT-ILKOWSKA (1993) postuliert jedoch am Beispiel der beiden Fluss-See-Systeme Krutynia und Szeszupa (PL), dass die Retention oder Freisetzung von Phosphor in Stehgewässern variabel und von verschiedenen Faktoren abhängig ist, in einem Fluss-See-System in sich aber mehr oder weniger reguliert und ausgeglichen erscheint.

Konkrete Rücklösungsraten für Orthophosphat-P registrierten KOZERSKI & KLEEBERG (1998) im Müggelsee (D): 20-40 mg P•m⁻²•d⁻¹, in einzelnen Wochen sogar maximale Raten bis 130 mg P•m⁻²•d⁻¹. SØNDERGAARD et al. (1992) ermittelten bei ungestörten Sedimentverhältnissen für den Arresø-See (DK) eine Rücklösungsrate für Orthophosphat-P von 4-12 mg P•m⁻²•d⁻¹. GRANÉLI (1999) stellte im Ringsjön-See (S) Rücklösungsraten von 3-11 mg P•m⁻²•d⁻¹ fest, wobei die maximalen Werte 7-34 mg P•m⁻²•d⁻¹ betragen. Experimentelle Simulationen zeigten, dass sich der Gehalt an Orthophosphat-P in der Wassersäule während Sedimentresuspension um 20-80 µg P/L erhöhte. Dies induziert, dass während einer typischen Resuspension 150 mg P/m² freigesetzt werden. Aufgrund dieser Resultate schätzen SØNDERGAARD et al. (1992) die Rücklösungsrate für Orthophosphat-P bei Resuspension auf 60-70 mg P•m⁻²•d⁻¹. DURAS & HEJZLAR (2001) konnten im České údolí-Stausee (CZ) Rücklösungsraten für gelösten Gesamtphosphor von 0-50 mg•m⁻²•d⁻¹ bestimmen. Die Rücklösungsraten veränderten sich dabei in Abhängigkeit vom Sauerstoff- und Nitratgehalt sowie vom pH-Wert in der Wassersäule. WELCH & COOKE (1995) beschreiben in Abhängigkeit vom Trophiegrad mittlere sommerliche Brutto-P-Freisetzungsraten von 0-51 mg P•m⁻²•d⁻¹.

Im Quellsee und Étang U erreichen im ersten Rücklösungsversuch (mit den Ansätzen 1 und 4) lediglich EUB1 mit 11 mg P•m⁻²•d⁻¹ und QSB11/QSB13 mit 4 mg P•m⁻²•d⁻¹ eine Rücklösungsrate für Orthophosphat-P, welche in der Grössenordnung der zitierten Werte liegt. Der zweite Rücklösungsversuch im Quellsee lieferte Raten von 0-9 mg P•m⁻²•d⁻¹. Insgesamt ist somit sowohl im Quellsee wie auch im Étang U eine geringe redoxchemische Rücklösung zu erwarten.

Gemäss Untersuchungen von BOSTRÖM & PETERSSON (1982) gibt es auch in anderen Gewässern Unterschiede, so dass bezüglich Rücklösungsverhalten drei Sedimenttypen unterschieden werden:

- Sedimente, aus denen sich unter allen Bedingungen kein Phosphor lösen kann,
- Sedimente, deren Rücklösungsrate in enger Abhängigkeit der Bedingungen (Sauerstoffgehalt, Nitratgehalt, etc.) steht und
- Sedimente, welche unabhängig der Bedingungen konstante Rücklösungsraten haben.

Die Rücklösungsraten für Orthophosphat-P in Quellsee und Étang U stehen wahrscheinlich in enger Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Bedingungen.

6.4.2 Überprüfung der Hypothese 4

Eine Rücklösung von Orthophosphat-P fand in den Laborversuchen hauptsächlich unter anaeroben Bedingungen statt. Die dabei (pro m²) festgestellten täglichen Rücklösungsraten waren allerdings bei fast allen Probenahmestellen gering. Da das Wasser im Quellsee auch knapp über dem Sediment noch gut mit Sauerstoff versorgt ist, werden wahrscheinlich kaum redoxchemische Prozesse aktiviert (obwohl diese nicht nur vom Sauerstoffgehalt abhängig sind; vgl. SCHEFFER 2004, 56ff.; SURRIDGE et al. 2005) und somit wird wenig Orthophosphat in Lösung gebracht, obwohl die Sedimente des Quellsees ein Phosphor-Reservoir darstellen. Gegen Ende Sommer wird im Étang U auch im Oberflächenwasser der Sauerstoff knapp. Während solchen Situationen sind anaerobe Bedingungen im Kontaktbereich Sediment-Freiwasser (vgl. KOSCHORRECK 2005) und somit eine Aktivierung redoxchemischer Prozesse durchaus vorstellbar. Eine hohe Rücklösungsrate ist im Étang U gemäss den Laborversuchen trotzdem nicht zu erwarten. Sowohl im Quellsee wie auch im Étang U bestehen zusätzlich Unterschiede zwischen den einzelnen Bereichen und Becken der Gewässer (u.a. Lagerungsdichte der Sedimente).

Die vorliegenden Ergebnisse können nur einen ersten Überblick über die Rücklösungsproblematik von Quellsee und Étang U geben. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand spielt die redoxchemische Rücklösung – trotz Nährstoff-Pool in den Sedimenten – sowohl im Quellsee wie auch im Étang U eine untergeordnete Rolle. Für eine abschliessende Beurteilung wären weitere Untersuchungen notwendig (vgl. STEINBERG 1989).

Die Hypothese 4 kann somit für beide Gewässer nicht bestätigt werden.

6.5 Uferstrukturen des Quellsees

(5) Bei künstlich erstellten urbanen Gewässern (Quellsee) bestimmt die Gestaltung der Uferzone die Naturnähe und Qualität der Lebensräume. Die Zugänglichkeit der Ufer für Menschen wertet dieses als Lebensraum bzw. als Rückzugsort für Tiere und Pflanzen ab.

Kleingewässer sind mit ihrer Umgebung oft von hohem landschaftsästhetischem Wert. Sie beherbergen zudem eine vielfältige Flora und Fauna. Fast 90 % der Wassergefässpflanzen, 66 % der Wasserschnecken, 77 % der Libellen, 84 % der Wasserkäfer und 88 % der Amphibien kommen in Weihern vor (LACHAVANNE & JUGE 2002). Ausschlaggebend für eine Besiedlung der mehr oder weniger stillstehenden Oberflächengewässern durch Tiere sind dabei nach BLAB (1993, 150ff.) folgende Faktoren:

- Milieufaktoren: Neben den hydrologischen Eigenschaften (z.B. Wasserverweilzeit, Charakter der Wasserführung, Abflüsse) und den physikalisch-chemischen Verhältnissen (z.B. Temperatur-, Sauerstoff-, Phosphorverhältnisse) ist v.a. die Produktionsintensität (Trophiegrad) ein wichtiger Faktor.
- Gewässermorphologie: Das Gros der limnischen Tierarten zeigt einen deutlichen indirekten Bezug zur Grösse und Tiefe des Wasserbeckens. Weil den Flachwasser-

bereichen die entscheidende Bedeutung als Lebensraum für Tiere zukommt, ist dabei die Qualität und Struktur der Uferzone von besonderer Wichtigkeit (z.B. Schwimmblatt- und Laichkrautgürtel, Röhrichte, Steilufer).

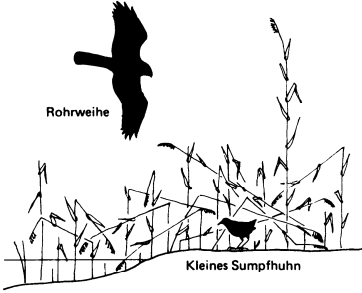
- Nachbarschaftsaspekte: Einerseits wird das Gewässer durch das Umland entscheidend geprägt (z.B. Beschattung, Einwirkung von Schadstoffen), andererseits sind Tierarten z.T. auf eine bestimmte Struktur des Umlandes angewiesen (z.B. offenes Land statt Wald), insbesondere wenn sie nur einen Teil ihres Lebens am Gewässer verbringen.
- Allgemeine Faktoren: Besiedlungsbestimmend sind daneben z.B. auch Höhenlage, Windexposition und Sonneneinstrahlung.

Die Uferzone und ihre Beschaffenheit, einschliesslich der Qualität und der Struktur des Pflanzenaufwuchses, definiert somit hauptsächlich, welche Tierarten ihren Lebensraum in derselben finden können (Abb. 6.7; vgl. auch IMBODEN 1976, 49ff.). Unter den Uferbewohnern gibt es eine ganze Anzahl spezialisierter Arten, die obligat an die Uferzone gebunden sind (vgl. WILDERMUTH 1985, 94ff.). Da sie nicht in andere Lebensräume ausweichen können, ist ihr Schicksal unweigerlich mit dem Weiterbestehen natürlicher Ufer verbunden. Aber gerade unberührte Uferlandschaften sind als Erholungsgebiete besonders beliebt (vgl. WILDERMUTH 1985, 97). Somit besteht ein grundsätzlicher Konflikt zwischen Erholungsnutzung und natürlichem Lebensraum für Pflanzen und Tiere, welcher in der Regel nur mittels Lenkungsmaßnahmen (räumliche Zuordnung von Nutzungs- und Schutzzonen) befriedigend gelöst werden kann (vgl. LFU 2002; DVWK 1996b; BAUMGARTNER 2005). Diesem Sachverhalt ist in urbanen Räumen und bei der Neuanlage eines Gewässers besondere Aufmerksamkeit zu schenken, insbesondere wenn das Gewässer naturnahe Strukturen und Funktionen aufweisen und nicht nur der Erholung dienen soll (vgl. z.B. ROTH et al. 1981; KÜRY 1989b; DVWK 1991; FREY et al. 2004).

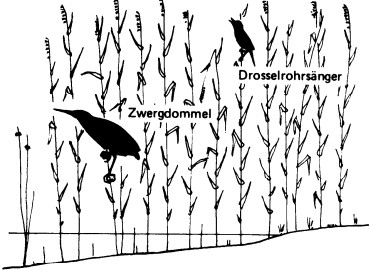
6.5.1 Heutiger Zustand der Uferstrukturen

Mit einer langgezogenen und vielgestaltigen Uferlinie wurde am Quellsee erreicht, dass sich nicht nur die Aussichten und Durchblicke für die Erholungssuchenden ständig verändern, sondern dass sich die Ufer auch in zahlreiche verschiedenartige Habitate gliedern. Dazu tragen im Weiteren auch die Gewässermorphologie sowie die heute überwachsenen Ufer bei. Es sind sowohl Flachwasser- bzw. Verlandungsbereiche (südliches Ufer) wie auch tiefere Stellen, sowohl relativ flach geneigte Böschungen (nordöstliches Ufer) wie auch steilere, „felsige“ Bereiche (nördliches Ufer mit Blockwurf) vorhanden.

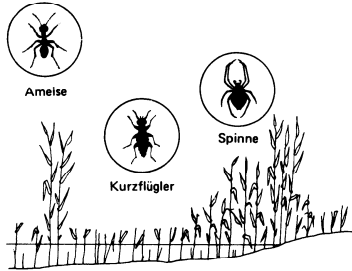
Vertikale Ausprägung und Struktur



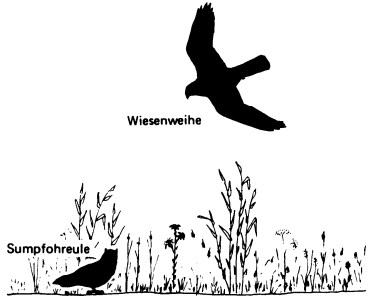
Stark dreidimensional strukturiertes Altröhricht



Gleichmäßig gewachsenes, wenig geknicktes Schilf

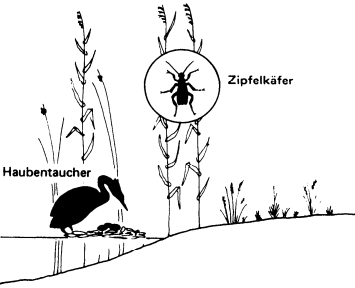


Offene, vorjährige Schilfhalm

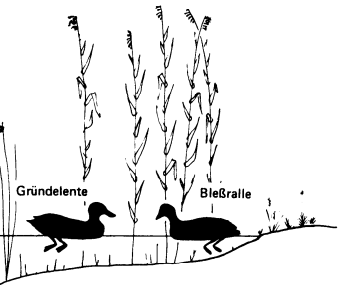


Schütterer, kleinwüchsige Schilfbestände an Land

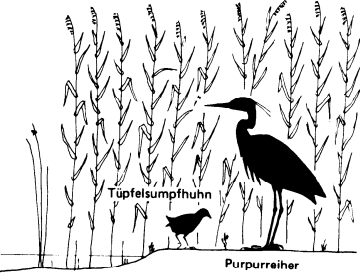
Horizontale Ausprägung (Breite)



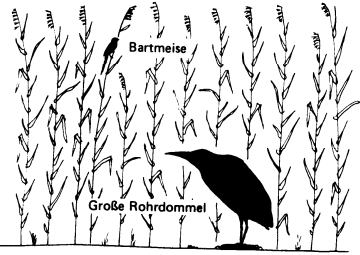
Breite von untergeordneter Bedeutung



Relativ geringe Breite ausreichend



Breites Röhricht (mit Kontakt zu offenem Wasser)



Breites Röhricht (Kontakt zu offenem Wasser fakultativ)

Abb. 6.7: Besiedlungsbestimmende Strukturmerkmale des Röhrichts einschliesslich einiger charakteristischer Tierarten. (Aus BLAB 1993, 179)

Als „Vorranggebiet Natur“ wurden für die Grün 80 v.a. im südlichen Teil des Quellsees ausgedehnte Riedflächen gestaltet. Das Schilfrohr hat sich seitdem vorteilhaft entwickelt und sich auf weitere, damals noch unbewachsene Uferbereiche ausgebreitet (vgl. z.B. BADEJA 1980a, 33; GRÜN 80 1980, 67; GRÜN 80 1979b, 3). Es stellt heute das wesentliche Lebensraum- und Strukturmerkmal des Quellsees dar und dominiert fast $\frac{2}{3}$ der gesamten Uferlänge. Da in der Brüglinger Ebene das Schilf alle paar Jahre geschnitten wird, sind sowohl Lebensräume mit dreidimensional strukturierten Altröhrichten, gleichmässig gewachsenem und aufrecht stehendem Schilf wie auch mit offenen, vorjährigen Schilfhalmern zu finden (Abb. 6.7).

Der Quellsee stellt mit seiner der Natur nachgebildeten Umgebung infolgedessen den Gegenpol zum St. Alban-See dar, der – als Bestandteil des Sektors „Schöne Gärten“ – vornehmlich gärtnerischer Gestaltung zu genügen hatte. Dessen Westufer ist daher praktisch auf der ganzen Länge mit Sitzsteinen und Ufermauern gestaltet und folglich direkt zugänglich.

Durch die Schilfbestände erfolgt beim Quellsee eine natürliche Besucherlenkung, da der Schilfrohrgürtel in der Regel den Zugang zum Wasser versperrt (ausgenommen bei den Uferabschnitten mit Blockwurf). Daneben gibt es v.a. aufgrund von dichten Gehölzen unzugängliche Uferbereiche. Zusammen mit der gesperrten Zone ist die Wasserfläche somit auf gut 70 % der Uferlänge des Quellsees für Besucher nicht zugänglich, während die restlichen Bereiche intensiv genutzt werden, wie ufernahe Trampelpfade (vgl. Abb. 5.61) und stellenweise nackte Ufer deutlich zeigen. Wie PFADENHAUER (1987) beschreibt, kann mit der Anlage von schwer durchdringbaren Gehölzstreifen, der Beseitigung von Wegen, sonstigen Zugängen und Bachstegen (wie z.B. geschehen in der Verlandungszone) oder der Verbreiterung von Gräben die Barrierenwirkung bestimmter Landschaftsstrukturen sinnvoll ausgenutzt werden.

6.5.2 Bedeutung der Uferstrukturen als Lebensraum

Die strukturreichen Uferzonen (wie auch die hydrologischen und physikalisch-chemischen Verhältnisse) des Quellsees erlaub(t)en verschiedenen Tierarten, sich in der Brüglinger Ebene zu etablieren (vgl. BLAB 1993, 171ff.). Da das Gebiet erst wieder seit etwas mehr als 25 Jahren Lebensräume an stehenden Gewässern bietet und bereits von Beginn weg einem grossen Nutzungsdruck seitens der erholungssuchenden Bevölkerung ausgesetzt war, ist jedoch anzunehmen, dass die Gewässer bisher nur von Arten besiedelt wurden, welche relativ störungsunempfindlich sind (vgl. DVWK 1996, 21ff.). Aufgrund der „Betriebszeiten“ durch Erholungssuchende (vgl. Abb. 5.68) werden unverkennbar dämmerungs- und nachaktive Arten begünstigt. Der südliche Teil des Quellsees, der einerseits etwas abseits von den stark frequentierten Spazierwegen liegt und andererseits ausgedehntere Schilfbestände aufweist als die übrigen Uferabschnitte, dient als Rückzugsraum für die etablierten Arten.

Als beispielhafte Charakterart des Quellsees ist der Teichrohrsänger zu nennen, der als relativ heimlicher Bewohner (und als solcher auch im Pflanzenklärgelände und im südlichsten Teil des St. Alban-Sees zu finden) auf die vertikale Ausprägung und Struktur des Schilfes angewiesen ist (vgl. Abb. 6.7). Mit fünf Revieren ist der Park „Im Grünen“ nach ARP (2002) der einzige grössere Brutplatz beider Basel (insgesamt 11-25 Brutpaare), da die Nordwestschweiz natürlicherweise arm an stehenden Gewässern ist. Interessanterweise beschränken sich die Vorkommen des Teichrohrsängers in den beiden Nordwestschweizer Kantonen fast ausschliesslich auf künstlich erschaffene Feuchtgebiete und Weiher.

Die meisten, mehr oder weniger obligat an Wasser gebundenen Vogelarten sind aufgrund des geringen Angebotes an langsam fliessenden bzw. stehenden Gewässern in den beiden Basler Kantonen natürlicherweise selten. Einige Arten (z.B. Graureiher, Eisvogel, Reiherente, Zwergtaucher) nutzen zwar den Park „Im Grünen“ als Rastplatz, Lebens- oder Überwinterungsraum, aus verschiedenen Gründen (z.B. Fehlen geeigneter Strukturen, grosse Störungsanfälligkeit während der Brutzeit, Fluchtdistanz) jedoch nicht als Brutplatz (ARP 2002). Im Weiteren sind in der Brüglinger Ebene auch keine Arten (wie z.B. Rohrdommel, Bartmeise) zu finden, welche breite und ungestörte Röhrlichzonen beanspruchen, wie sie z.B. in der Grande Cariçaie am Neuenburgersee (vgl. z.B. ANTONIAZZA 1997) oder in der Petite Camargue Alsacienne (vgl. z.B. BOISSAYE & KNIBIELY 2005) ausgebildet sind.

Dass die Uferstrukturen zu einem grossen Teil die Lebensraumeigenschaften eines Gewässers bestimmen, zeigt auch der Allmendsee im Irchelpark in Zürich, dessen Grösse (10'000 m²) und Bauart (Bitumendichtung) mit dem Quellsee vergleichbar ist (nicht aber seine Lage auf dem Sattel zwischen Waidberg und Zürichberg; vgl. ENGEL 1986). Aufgrund der bei diesem Gewässer praktisch auf der gesamten Länge zugänglichen Ufer und den nur auf wenige Bereiche begrenzten Schilfbeständen beschränkt sich die gewässergebundene Avifauna vorwiegend auf Stockenten (vgl. ENGEL et al. 2001, 32). Der Teichrohrsänger ist in diesem Park hauptsächlich beim viel kleineren, dafür jedoch schilfbestandenen und etwas abseits gelegenen Zoologieteich zu finden. Ähnlich wie beim genannten Allmendsee verhält es sich beim Bergsee Bad Säkingen (D), einem natürlichen, anthropogen jedoch stark überformten Gewässer (vgl. WÜTHRICH 2003; BECKER 2003): Aufgrund einer fast durchgehend verlaufenden Ufermauer mit unmittelbar anschliessendem Uferweg fehlt der typische Uferbereich als wichtiges Element der natürlichen Seefauna und -flora.

Beim Étang U ist die Situation dagegen umgekehrt: Für die Menschen ist dort der Sichtkontakt zur Wasserfläche nur als (heimlicher) Beobachter aus einem Unterstand möglich. Auf zwei Seiten des Étang U führt zwar ein Spazierweg entlang, dieser ist jedoch durch die Rigole vom See getrennt und somit in einiger Entfernung zur Wasserlinie. Die Ufer sind somit der Natur vorbehalten und weisen die entsprechenden naturnahen Strukturen auf.

6.5.3 Überprüfung der Hypothese 5

Der Quellsee hat sich bis heute recht vorteilhaft entwickelt. Bereits bei der Planung wurde beachtet, dass eine abwechslungsreiche Gewässermorphologie (seichte und tiefe Stellen, Flach- und Steilufer) mit langen und geschwungenen Uferlinien entsteht (vgl. WILDERMUTH 1985, 123ff.), welche zu einem grossen Teil Voraussetzung für die Entwicklung der heutigen Uferstrukturen war. Dank der abschirmenden und besucherlenkenden Wirkung des Schilfrohrgürtels und der Gehölze ist die Zugänglichkeit der Ufer für Menschen auf ein ökologisch und gesellschaftlich vertretbares Mass reduziert, so dass Tiere wie auch Pflanzen einen adäquaten und wertvollen auenähnlichen Lebensraum finden können. Trotz einem sehr hohen Nutzungsdruck seitens der erholungssuchenden Bevölkerung sind dadurch im und am Quellsee Arten zu finden, die in urbanen Räumen durchaus untypisch sind.

Die Hypothese 5 kann somit für den Quellsee vollständig bestätigt werden.

6.6 Multifunktionalität urbaner Kleingewässer

(6) Bei gleichzeitiger Funktion als Lebensraum für eine artenreiche Tier- und Pflanzengesellschaft und als städtisches Erholungsgebiet können urbane Stehgewässer (Quellsee, Étang U) als Nährstoff- und Sedimentsenken fungieren.

Der Sektor „Land und Wasser“ sollte während der Grün 80 die Komplexität von bedrohten Lebensräumen (Ufer- und Röhrlichzonen, Magerwiesen, etc.) aufzeigen und v.a. auf die Tatsache hinweisen,

- dass solche komplexe Lebensräume bereits künstlich erstellt werden müssen,
- dass solche, der Natur nachempfundene Landschaften nur Ersatzlebensräume und nicht ursprüngliche Natur sein können,
- dass nur eine vielfältige natürliche Landschaft Grundlage einer Erholungslandschaft sein kann,
- dass es Mittel und Wege gibt, die Ufer eines Sees oder Baches auch einmal anders als gewöhnlich auszubauen (d.h. naturnah) und
- dass mit den verfügbaren Erkenntnissen der Wissenschaft über die komplexen Zusammenhänge eines Landschaftshaushalts im Einklang mit der Natur auch schwierige Aufgaben zu bewältigen sind.

Das Aufzeigen der Multifunktionalität solcher Räume sowie deren Gefährdung aufgrund des weiterhin zunehmenden „Landschaftshungers“ der modernen Gesellschaft (vgl. z.B. EWALD 1978) ist nach BADEJA (1980b) allerdings nicht gelungen. Denn bereits während der Ausstellung wurde vielfach die Meinung vertreten, diese Erholungslandschaft habe bereits vorher bestanden (vgl. Kap. 5.4.1.2). Dies kann trotzdem als Hinweis gewertet werden, dass die Gestaltung des Quellsees und seiner Umgebung gelungen ist.

Multifunktionale Stehgewässer sind hoch komplexe Systeme und müssen immer in Bezug zu ihrer Umgebung betrachtet werden. Infolgedessen ist deren Systemabbildung –

das Wirkungsgefüge von Speichern, Reglern und Prozessen – trotz integrativem und holistischem Ansatz abstrahiert und vereinfacht (vgl. Abb. 1.4), d.h. es widerspiegelt die (beschränkte) Betrachtungsweise des Forschenden. Zeitliche, finanzielle und arbeits-technische Gründe erfordern zusätzlich ein teilweise sektorielles Forschen. Eine integrative Auswertung der vorliegenden Resultate – die letztlich zueinander in verschiedenen Wirkungsbeziehungen stehen – ermöglicht trotzdem gesamtheitliche Aussagen zu den Strukturen und Funktionen von Quellsee und Étang U (Abb. 6.8). In diesem Kapitel wird die Eignung der beiden Kleingewässer und ihrer Umgebung als gleichzeitigen Natur-, Lebens- und Erholungsraum zusammenfassend diskutiert.

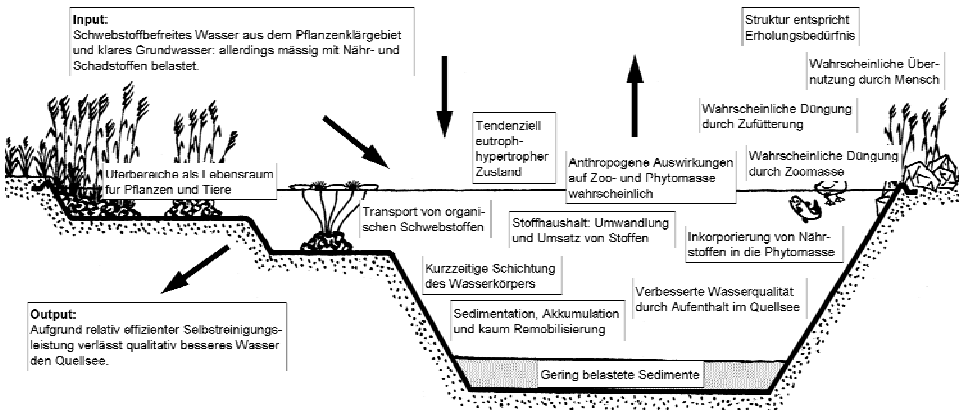


Abb. 6.8: Die Resultate der Untersuchungen erlauben für den Quellsee in der Brüglinger Ebene die Beantwortung der zu Beginn gestellten Forschungsfragen (vgl. Abb. 1.3). Die Pfeile stellen die Glieder des Wasserhaushalts dar. In analoger Weise kann auch mit dem Étang U in der Petite Camargue Alsacienne verfahren werden. (Orig. O. Stucki)

6.6.1 Naturraum

Natürliche Gewässer-Ökosysteme haben vielfältige Prozessabläufe, Wirkungsbeziehungen, Stoffflüsse und Strukturen (vgl. Kap. 2.1). Bei urbanen Gewässern sind diese hingegen weitgehend unterbrochen und anthropogen überformt bzw. ersetzt (vgl. Kap. 2.2). Zudem weisen urbane Stehgewässer in der Regel verschiedene Defizite auf, die eine eutrophe Entwicklung verstärken (vgl. Kap. 2.2.2). Sowohl beim Quellsee wie auch beim Étang U sind einige der genannten Defizite erkennbar, allerdings längst nicht in solchen Ausmassen, wie sie z.B. SCHMIDT (1991), SCHUHMACHER (1998) und HUTTER et al. (1993, 101) beschreiben. In Abhängigkeit der umgebenden Strukturen (Siedlungsflächen, Ackerflächen, Wald, Gewässer, etc.) und deren Nutzung (z.B. intensive oder extensive Erholungsnutzung) hat der Quellsee eher grössere und der Étang U eher kleinere Defizite. Wie die Resultate zeigen, können trotzdem beide Gewässer Naturraumfunktionen erfüllen (insbesondere betreffend Stoffumsatz, Stoffsenke und Reinigungsleistung; vgl. Kap. 6.1 bis 6.4 und Abb. 6.8).

Die Naturraumfunktionen müssen in Bezug zur Umgebung der beiden Gewässer gestellt werden. Der Quellsee steht dabei insbesondere in Wirkungsbeziehung mit dem Pflanzenklärgebiet und dem Teichbächlein, ferner auch mit dem St. Alban-See, dem St. Alban-Teich und der Birs sowie der terrestrischen Umgebung. Während das Pflanzenklärgebiet v.a. der Sedimentation dient (vgl. GEISSBÜHLER 2007), können dem Teichbächlein aufgrund dessen Strukturen wahrscheinlich auch Funktionen zugeordnet werden, wie sie für kleine Bäche der Region typisch sind (vgl. z.B. KOCH 2007; KATTERFELD 2007). Aufgrund der konstanten Abflussrate im St. Alban-Teich fehlt allerdings den Gewässern in der Brüglinger Ebene die Dynamik des Hochwasserabflusses. Diese kann lediglich in der Variabilität der Fracht wahrgenommen werden. Dies gilt insofern auch für die Petite Camargue Alsacienne, da dort nach Vorgabe des hydrologischen Konzepts nur die jahreszeitliche Wasserstands-Variabilität simuliert wird. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Wirkungsbeziehungen des Étang U mit seinen benachbarten Gewässern aufgrund der im Vergleich mit der Brüglinger Ebene natürlicheren Bedingungen auch intensiver als in derselben ist. Im Speziellen ist dabei auch die Möglichkeit der Interaktion zwischen Oberflächen- und Grundwasser zu nennen.

6.6.2 Lebensraum

Das Gebiet des Parks „Im Grünen“ mitsamt der Birs zwischen dem Stauwehr Neuwelt und St. Jakob sowie dem rechtsufrigen kantonalen Vogelschutzreservat (vgl. BURRI 1968) wird gemäss ARP (2002) als Wertgebiet bezeichnet. Neben dem Vorhandensein von naturnahen auenähnlichen Strukturen (vgl. Kap. 6.5) ist die Qualität der Gewässer im Park „Im Grünen“ als Lebensraum nicht zuletzt auf die Vernetzung mit den umgebenden Gewässern zurückzuführen. Die Birs und der St. Alban-Teich stellen in der ehemaligen Auenlandschaft die linienhaften Elemente dar, welche die Brüglinger Ebene mit den ober- und unterhalb liegenden Gebieten vernetzt. Von eminenter Bedeutung ist dabei auch das Teichbächlein, welches im Park selbst eine linienhafte Verbindung darstellt und somit den Quellsee und das Pflanzenklärgebiet an die Birs, den St. Alban-Teich und den St. Alban-See anbindet. Dadurch entsteht erst ein Gewässersystem, das zumindest im Ansatz Strukturen eines Auengebietes aufweist und adäquate Lebensräume bieten kann (vgl. WILDERMUTH 1985, 123ff.). Diese Vernetzung ist schliesslich die Voraussetzung, dass z.B. der Eisvogel den Park als Lebensraum nutzen kann.

Die vorhandenen Strukturen bescheinigen dem Park „Im Grünen“ durchaus ein grosses Potenzial als Lebensraum. Dieses lässt sich allerdings aufgrund der unangefochtenen aktuellen Zweckbestimmung als Erholungsraum nicht ausnützen. Eine stärkere naturschützerische Ausrichtung des Parks würde restriktive Einschränkung des Erholungsbetriebes erfordern (vgl. DVWK 1996), welche jedoch unter den gegebenen Verhältnissen an dieser Örtlichkeit weder sinnvoll noch zweckmässig sind und sich im Weiteren auch nicht durchsetzen lassen. Vielmehr kann das Lebensraum-Potenzial der Brüglinger Ebene mit einem verstärkten Einbezug der zu revitalisierenden Birs und dem bestehenden Vogelschutzgebiet, das derzeit das einzige ruhige (mit Betretungsverbot belegte) Rück-

zugsgebiet in dieser stark genutzten Erholungslandschaft darstellt, erhöht werden, ohne die aktuelle Nutzung des Parks „Im Grünen“ einzuschränken.

Im Gegensatz zur Brüglinger Ebene ist das Gebiet der Petite Camargue Alsacienne zur Hauptsache der Natur vorbehalten und für Pflanzen und Tiere als Lebensraum von überregionaler Bedeutung (vgl. Kap. 3.2.1.3), u.a. aus folgenden Gründen:

- Das Gebiet ist bedeutend grösser als der Park „Im Grünen“ und weist entsprechend vielfältigere naturnahe bzw. natürliche Strukturen (Gewässer, Vegetation) auf.
- Obwohl noch im urbanen Raum liegend (Agglomeration Basel), ist die Petite Camargue Alsacienne weniger von (städtischer) Siedlungsfläche umgeben und weist dementsprechend eine geringere anthropogene Beeinflussung auf.
- Zur Erfüllung der Ziele des Naturschutzgebietes findet in der Petite Camargue Alsacienne eine restriktive Besucherlenkung statt. Insbesondere hat das Fusswegnetz eine geringe Dichte (vgl. Abb. 3.9), so dass weite Bereiche dazwischen ungestört bleiben.
- Es wird den Besuchenden ausschliesslich Natur „angeboten“.

6.6.3 Erholungsraum

Gut erreichbare und attraktive, siedlungsnahe Erholungsgebiete sind von eminenter Bedeutung und haben einen zunehmend erhöhten Stellenwert im Blick auf die Lebensqualität und die Zufriedenheit der Menschen an einem Wohnstandort. Im Weiteren tragen sie auch zu einer Verminderung des motorisierten Freizeitverkehrs und des Nutzungsdruckes auf die „freie“ Landschaft bei. Insbesondere Räume am Wasser haben für die städtische Naherholung wieder eine neue Bedeutung erlangt (vgl. Kap. 2.2.2): Sie dienen den Menschen der Erholung, dem Landschaftserlebnis wie auch der Naturerfahrung (vgl. ROHDE 2006; FREIBERGER 2006).

Der Park „Im Grünen“ ist ein städtisches Naherholungsgebiet, das bereits zur Zeit der Grün 80 für viele Basler als willkommene Erweiterung des Freizeitangebotes aufgefasst wurde (vgl. NZZ 1980). Es umfasst noch heute verschiedene Elemente: Neben den Versorgungs- und Freizeiteinrichtungen (Restaurant, Minigolfanlage, Spielplatz, etc.) bietet es Raum an Fliess- und Stehgewässern, Raum in intensiv gepflegten Blumengärten wie auch Raum in extensiv gepflegten Wiesen und Wäldern (Abb. 6.9). Damit wird eine breite Bevölkerungsschicht angesprochen. Dagegen werden von der Petite Camargue Alsacienne zur Hauptsache Menschen angesprochen, die Natur erfahren (z.B. Tiere beobachten) bzw. sich in der Natur erholen möchten (ohne weitere Freizeiteinrichtungen). Damit ist das Gebiet mit anderen Naturschutzgebieten vergleichbar.

Die Freizeitnutzung im Park „Im Grünen“ und im Speziellen rund um den Quellsee ist mit der Nutzung anderer urbaner Gewässer vergleichbar. So belegt z.B. MINDER (2003) für den Bergsee in Bad Säkingen (D) eine ähnliche Nutzung und tageszeitliche Abfolge der Erholungssuchenden wie sie im Park „Im Grünen“ beobachtet werden konnte. ENGEL et al. (2001) kommen bezüglich Nutzung des Irchelparks in der Stadt Zürich zum

Schluss, dass der Allmendsee der unumstrittene Publikumsmagnet sei und eine entsprechende Nutzung aufweise. Nach ROESLE et al. (2001) weist dieser jedoch verschiedene anthropogen bedingte Problembereiche auf, wie z.B. die Eutrophierung, das Einsetzen von Fischen oder die Entenfütterung (die an Spitzentagen im Sommer ein Ausmass von bis zu 150 kg Essensresten haben kann). ENGEL et al. (2001) wie auch ROESLE et al. (2001) betonen jedoch, dass die Konzeption des Irchelparks sowohl Erholungsraum für Menschen wie auch Lebensraum für eine artenreiche Tier- und Pflanzenwelt biete. Das Gestaltungsprinzip habe bewusst der Natur und den Menschen Freiräume gelassen (Dynamik), so dass sich das Aussehen des Parks immerzu verändere. Da der Irchelpark von derselben Planergemeinschaft stammt wie der Sektor „Land und Wasser“ der Grün 80, ist die Ähnlichkeit von Quellsee und Allmendsee und deren Umgebung somit nicht von ungefähr.

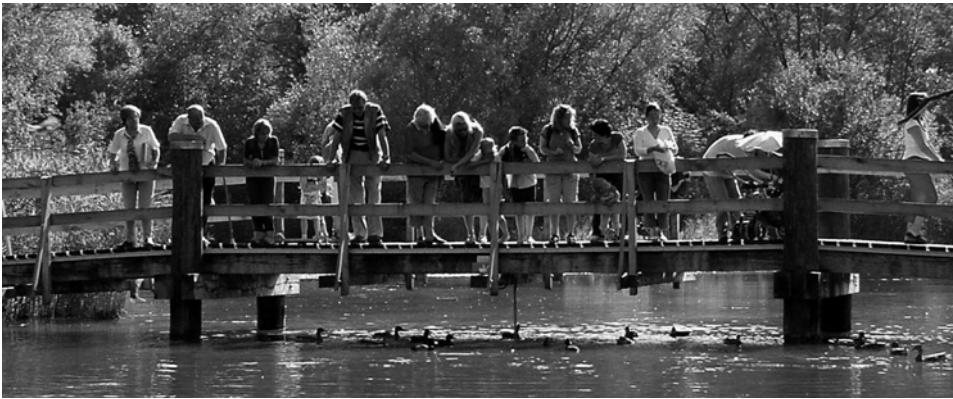


Abb. 6.9: Der Quellsee ist zweifellos ein Publikumsmagnet im Park „Im Grünen“. Für die Besucher ist besonders das Beobachten und Füttern der Fische, Schildkröten und Vögel attraktiv (17.8.2005). (Foto: O. Stucki)

Dass solche urbane Grünräume zeitlos attraktiv sind, zeigt das Projekt der Allmend Brunau am Stadtrand von Zürich, wo aus einer „stadtnahen Restfläche“ eine den gewandelten Ansprüchen an die Freizeitgestaltung angepasste Landschaft entstehen soll: Neben einer bukolisch anmutenden Landschaft mit Wiesenflächen, Feuchtflächen, Baumgruppen, stattlichen Einzelbäumen sowie der darin eingebetteten revitalisierten Sihl sollen im Projektperimeter auch typisch städtische Elemente (z.B. Skaterpark) verwirklicht werden – Multifunktionalität par excellence (vgl. GADIENT 2006).

6.6.4 Überprüfung der Hypothese 6

Das Gebiet der südlichen Brüglinger Ebene wurde bereits bei der Planung der Grün 80 als zukünftiges Naherholungsgebiet vorgesehen und entsprechend gestaltet. Da der Park „Im Grünen“ neben den Fliess- und Stehgewässern sowohl intensiv gepflegte Blumen­gärten wie auch extensiv gepflegte Wiesen und Wälder umfasst, entspricht er den Bedürfnissen einer breiten Bevölkerungsschicht. Trotz hoher Nutzungsdichte konnten sich

die naturnahen Bereiche vorteilhaft entwickeln, so dass heute Strukturen vorhanden sind, welche in städtischen Parkanlagen und Naherholungsgebieten bisher eher seltener anzutreffen waren. Aufgrund der Vernetzung des Gebietes mit den umgebenden Gewässern und Landschaften bieten die naturnahen Strukturen verschiedenen Pflanzen- und Tierarten einen adäquaten Lebensraum. Die Wirkungsbeziehungen zur Umgebung, welche insbesondere durch die Fliessgewässer ermöglicht werden, sind zudem Voraussetzung dafür, dass die Gewässer – und insbesondere der Quellsee – auch stoffhaushaltliche Funktionen im Landschaftshaushalt übernehmen können, wie sie u.a. typischerweise in Auenlandschaften vorkommen: Die Funktion als Nährstoff- und Sedimentsenke.

Aufgrund des deutlich kleineren Nutzungsdruckes seitens der erholungssuchenden Bevölkerung bzw. der bedeutend grösseren Gebietsausdehnung liegen die Funktionen der Petite Camargue Alsacienne dagegen hauptsächlich im Bereich des Lebensraumangebotes und des Stoffhaushalts und -umsatzes. Der Étang U ist dabei als Teil eines grossen Mosaiks anzusehen.

Die Hypothese 6 kann somit für beide Gewässer vollumfänglich bestätigt werden.

7 Schlussfolgerungen

Die Resultate von Quellsee und Étang U zeigen, dass kleine Flachseen auch in einem urbanen und stark genutzten Umfeld gleichzeitig als Natur-, Lebens- und Erholungsräume „funktionieren“ können:

- Naturnahe urbane Kleingewässer können einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten. Nach Aufenthalt des Wassers im stehenden Gewässer weist dieses ein vollständig neues Milieu auf. Sowohl der Quellsee – als ein anthropogen erschaffenes Kleingewässer – wie auch der Étang U – als ein naturnahes stehendes Gewässer einer (ehemaligen) Auenlandschaft – erfüllen ihre Aufgaben im Landschaftshaushalt und leisten einen erheblichen Beitrag im Stoffsystem. Die Wasserqualität ist nach der Passage mit mechanisch vorfiltriertem Wasser vergleichbar und kann deshalb z.B. zur Grundwasseranreicherung verwendet werden.
- Naturnahe urbane Kleingewässer können einer artenreichen Tier- und Pflanzenwelt einen adäquaten Lebensraum bieten, wenn bestimmte Strukturmerkmale vorhanden sind. Zudem können solche Gewässer – insbesondere wenn sie sich in ehemaligen Flussebenen befinden, deren Struktur sich linienhaft durch bebauten Gebiet zieht – als sogenannte Trittsteinbiotope die Vernetzung der verschiedenen Landschaftselemente sichern.
- Naturnahe urbane Kleingewässer bieten der städtischen Bevölkerung eine überaus attraktive und abwechslungsreiche Naherholung. In Verbindung mit linienhaften naturnahen Strukturen können solche punktuelle „Hot Spots“ der Naherholung in eine nachhaltige Stadtentwicklung integriert werden. Gerade in urbanen Räumen sind ausreichende Erholungsmöglichkeiten (zugängliche Grünräume, Spazierwege, Kinderspielflächen) in unmittelbarer Nähe von Wohngebieten zu schaffen. Ein solches Angebot verhindert, dass die Bewohner für den täglichen Spaziergang auf ein motorisiertes Verkehrsmittel angewiesen sind. Gut erreichbare und attraktive Grünanlagen führen auch stets zu einer wesentlichen Steigerung der Wohnqualität. Zudem können die Besucher (insbesondere Kinder) in solchen Gebieten auch im städtischen Raum ihre Naturerfahrungen sammeln.

7.1 Erfordernisse für die Multifunktionalität

Damit urbane Kleingewässer multifunktionale Räume werden können, müssen bezüglich Gestaltung, Entwicklung und Lenkung verschiedene Bedingungen erfüllt werden (vgl. auch WILDERMUTH 1985, 123ff.; DVWK 1996b). Dabei sind die folgenden Aspekte von grosser Wichtigkeit – und waren u.a. auch für die naturnahe Entwicklung von Quellsee und Étang U von Bedeutung:

- Die Vernetzung mit übergeordneten (Fließ-)Gewässern und dem Umland ist sicherzustellen (Stofftransport, Wanderung, Nachbarschaftsaspekte).

- Die Lage der Stehgewässer soll vorzugsweise in einer (ehemaligen) Flussebene sein (das Element Wasser am ursprünglichen Ort).
- Die Ufer sollen naturnah ausgebildet sein (z.B. kein sichtbarer Beton, sondern ein bewachsener Übergangsbereich) und eine standortheimische Bestockung aufweisen.
- Lange und abwechslungsreiche Uferlinien strukturieren den Lebensraum und schaffen eine Vielfalt von Nischen sowie stetig wechselnde Aussichten und Durchblicke für die Erholungssuchenden.
- Eine abwechslungsreiche Seebodenmorphologie (steile und flache Ufer, verschiedene Tiefen) schafft auch unter Wasser verschiedene Nischen und Überlebensräume.
- Viele an Wasser gebundene Tiere sind auf einen hohen Anteil an Riedvegetation und insbesondere auf Schilfrohr als strukturbildendes Element angewiesen.
- Eine Verlandungszone ist auch bei einem urbanen Gewässer eine unerlässliche Bereicherung für Pflanzen, Tiere und die Bevölkerung.
- Eine Besucherlenkung auf nur einzelne, direkt zugängliche Uferbereiche fördert die Entwicklung und den Schutz naturnaher Bereiche.
- Rückzugsräume und -möglichkeiten für Tiere und Pflanzen (Räume ohne Erschließungswege) fördern die Artenvielfalt, da sich dadurch auch störungsempfindlichere Arten einfinden können.
- Das Mosaik an Lebensräumen wird aufgrund des Nutzungskonzepts und durch Art und Mass der Pflegeeingriffe gesteuert.

7.2 Neue Kleingewässer braucht die Stadt

Aus den vorgenannten Sachverhalten ergibt sich die Forderung, dass solche naturnahe stehende Gewässer auch im urban geprägten Raum wieder vermehrt angelegt bzw. die Grundlagen für ihre natürliche Bildung geschaffen werden sollen:

- Vorzugsweise sind Stehgewässer im Rahmen und als Bestandteil von grosszügigen Auenrevitalisierungen vorzusehen („Auenseen“). In natürlichen Auen entstehen solche kleine Flachseen aufgrund von Erosion und Akkumulation von selbst (vgl. Kap. 2.1.2.3 und Abb. 2.4). Da urbane Fliessgewässer jedoch meist beschränkte Freiräume aufweisen, sind bei deren Revitalisierung Kleingewässer bzw. Stillwasserbereiche meist aktiv zu erstellen. Sie sollen jedoch der natürlichen Sukzession und Hochwasserdynamik unterliegen. Bei vollständiger Verlandung ist allenfalls der Erosionskraft mit einem anthropogenen Eingriff nachzuhelfen und an einer anderen Stelle eine neue Vertiefung auszuheben (vgl. z.B. HOSTMANN & KNUTTI 2002).
- Werden stehende Gewässer ausserhalb der Aue (jedoch noch in der ehemaligen Flussebene) künstlich erstellt, so sind sie vorzugsweise an einen vom Fluss abzweigenden Kanal oder an ein Nebengewässer „anzuschliessen“, damit die Vernetzung grundsätzlich gewährleistet ist. Da die kanalisierten Fliessgewässer heute meist deutlich tiefer liegen als ihre ehemalige Überschwemmungsebene, stellt sich das Problem, dass für die Wasserhaltung in der Schotterebene massive Eingriffe in die Natur notwendig sind (Abdichtung). Im Sinne der Nachhaltigkeit sind solche Ein-

griffe jedoch prinzipiell zu unterlassen. Die dadurch begünstigte Versickerung des Wassers steht allerdings (trotz der zu erwartenden Verbesserung der Wasserqualität im stehenden Gewässer) vielerorts im Widerspruch zum Grundwasserschutz. Somit sind Standorte zu suchen, an denen mit reversiblen baulichen Massnahmen die Erschaffung eines Kleingewässers möglich und wo die Versickerung des Wassers kein Problem ist. Andererseits kann gerade im Rahmen der Grundwasseranreicherung der Einsatz eines stehenden Gewässers als Reinigungsstufe eine günstige Alternative zur technischen Vorreinigung des Wassers darstellen. Mit der Einleitung des Rohwassers in ein naturnahes stehendes Gewässer mit mehreren Tagen Aufenthaltszeit wird dabei die Sicherheit einer solchen Anlage bezüglich Wasserqualität und Reaktionszeit bei einer Gewässerverschmutzung erhöht.

- Die Forderung, dass Regenwasser nach Möglichkeit versickern zu lassen ist, beherbergt ein grosses Potenzial für Kleingewässer und temporäre Feuchtgebiete. Bei naturnaher Gestaltung können sie dem ökologischen Ausgleich, der Aufwertung des Siedlungsgebietes wie auch als Lebensraum für Tiere und Pflanzen (z.B. Amphibien) dienen (vgl. BUWAL 2000). Insbesondere wird dadurch aber der natürliche (kleine) Wasserkreislauf geschlossen.

In erster Linie stellt allerdings die raumplanerische Sicherung des Raumbedarfs der (zukünftigen) Gewässer eine übergeordnete Aufgabe dar. Diese ist gesellschaftlich und politisch von hoher Bedeutung und beinhaltet gleichzeitig ein grosses Konfliktpotenzial (vgl. Abb. 1.2), wie z.B. die Interessenskonflikte bei der Ausscheidung von Uferschutz-zonen zeigen (und dies selbst in der „freien“ Landschaft) (vgl. KOCH 2007). Entsprechend schwierig wird sich die Durchsetzung der – nicht nur aus ökologischen Gründen berechtigten – Forderung nach grosszügigen Auenlandschaften gestalten, insbesondere im urbanen Umfeld. Dagegen ist der Freiraum für mehr oder weniger isolierte Kleingewässer im Rahmen von Gesamt- bzw. Richtplanungen z.B. als ökologische Ausgleichsfläche oder als Bestandteil einer nachhaltigen Stadtentwicklung einfacher zu sichern. Mit den gesetzlichen Vorgaben und dem neuen Umgang mit der Flusslandschaft (vgl. BUWAL & BWG 2003) sowie der Sensibilisierung der Bevölkerung für Gewässer und deren Revitalisierung (vgl. z.B. FREIBERGER 2006) sind immerhin die ersten Schritte für die Schaffung und Inwertsetzung von urbanen Kleingewässern getan.

7.3 Mögliche Optimierung der untersuchten Gebiete

7.3.1 Brüglinger Ebene

Die Brüglinger Ebene hat sich 25 Jahre nach der Grün 80 sowohl bezüglich der Nutzung durch die erholungssuchende Bevölkerung wie auch als Lebensraum von Pflanzen und Tieren etabliert. Es ist ein Nebeneinander derselben entstanden, wobei insbesondere der Park „Im Grünen“ Aufgaben als Lebensraum übernimmt. Die heute bereits starke Nutzung der Brüglinger Ebene als Erholungsgebiet wird wahrscheinlich in Zukunft noch steigen (z.B. aufgrund der geplanten Nutzungsänderung des Dreispitz-Areals). Aus die-

sem Grund sollen hier vier Visionen vorgestellt werden, durch die einerseits eine massvolle Erweiterung des Parks und eine Vergrösserung der von Wasser dominierten Flächen möglich ist (Abb. 7.1), andererseits auch die Birs im Bereich zwischen dem Wuhr Neuwelt und St. Jakob einbezogen wird:

- Die Erweiterung des bestehenden Pflanzenklärgbietes (Ziffer 1 in Abb. 7.1) bringt – nebst dem Gewinn an Flächen, welche von Wasser und Riedvegetation geprägt werden (Ästhetik) – v.a. stoffhaushaltliche Nutzen, weil das in den Quellsee einlaufende Birswasser aufgrund des längeren Fliessweges und der längeren Aufenthaltszeit einen intensiveren Stoffumsatz (Sedimentation, Abbauprozesse) aufweist.
- Das den Quellsee verlassende Wasser passiert vor der Einmündung in das Teichbächlein zuerst ein Feuchtgebiet (Ziffer 2 in Abb. 7.1). Dieses ist als breite Schilfröhrichtzone konzipiert und führt einerseits zu einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität (Stoffhaushalt), schafft andererseits für spezifische Tiere und Pflanzen neuen Lebensraum (vgl. Abb. 6.7). Das Feuchtgebiet strukturiert zudem die Erholungslandschaft (Kammerung).
- Die bisher nur eingeschränkt vorhandene naturnahe Verbindung vom Niederterrasenrand zur Birs wird aufgewertet, indem der südliche Teil der heute der Rasenziegelproduktion dienenden Fläche (Ziffer 4 in Abb. 5.58) bis auf die Höhe der bestehenden Fussballfelder dem Park „Im Grünen“ hinzugefügt wird. Dadurch wird der Park „Im Grünen“ sinnvoll erweitert und die Durchgängigkeit für Tiere und Menschen verbessert. Im Zuge der Revitalisierung der Birs kann Naturraum geschaffen werden, der gleichzeitig auch Erholungsraum ist. Hauptbestandteil dieses Naturraumes ist das umgestaltete Teichbächlein, das – vor der Einmündung in die verzweigt fliessende und eine breite Aue aufweisende Birs – ein von Steilwänden umgebenes Stehgewässer durchfliesst (Ziffer 3 in Abb. 7.1). Dieser „Auensee“ unterliegt dem Überflutungsregime der Birs und weist somit eine natürliche Dynamik auf (Erosion, Verlandung). Der Aushub dieses Bereichs bildet den Hügel, der auf der östlichen Seite steil zum Stehgewässer abfällt. Der Hügel ist mit seiner vegetationsbedingten Kleinkammerung (Hecken, Bäume, Trockenwiesen) auf der flach geneigten westlichen Böschung zugleich Erholungs- und Naturraum. Dem heutigen Pflegekonzept des Parks folgend, erfordert das Gebiet nur wenige selektive Pflegemassnahmen.
- Im Rahmen der Revitalisierung der Birs zwischen dem Stauwehr Neuwelt und St. Jakob wird das rechtsufrige Schänzli-Areal der Birs zugeschrieben. Dieses Areal bietet die Voraussetzungen für eine grosszügige Auenlandschaft, die vollständig der Dynamik der Birs unterliegt und in der sowohl Röhrichtzonen wie auch „Auenseen“ einen Platz finden (vgl. Abb. 2.4). In die Auenlandschaft wird auch das bestehende rechtsufrige Vogelschutzreservat integriert. Die Auenlandschaft Brüglinger Ebene ist eine multifunktionale urbane Auenlandschaft und dient als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, dem Stoffumsatz (Selbstreinigung), der Grundwasseranreicherung, dem Hochwasserrückhalt, dem Naturschutz und der Erholung, wobei die Erholungsnutzung hauptsächlich auf das linke Ufer beschränkt ist. Die Auenlandschaft Brüglinger Ebene ist Teil des gemeindeübergreifenden Landschaftsparks Birs.

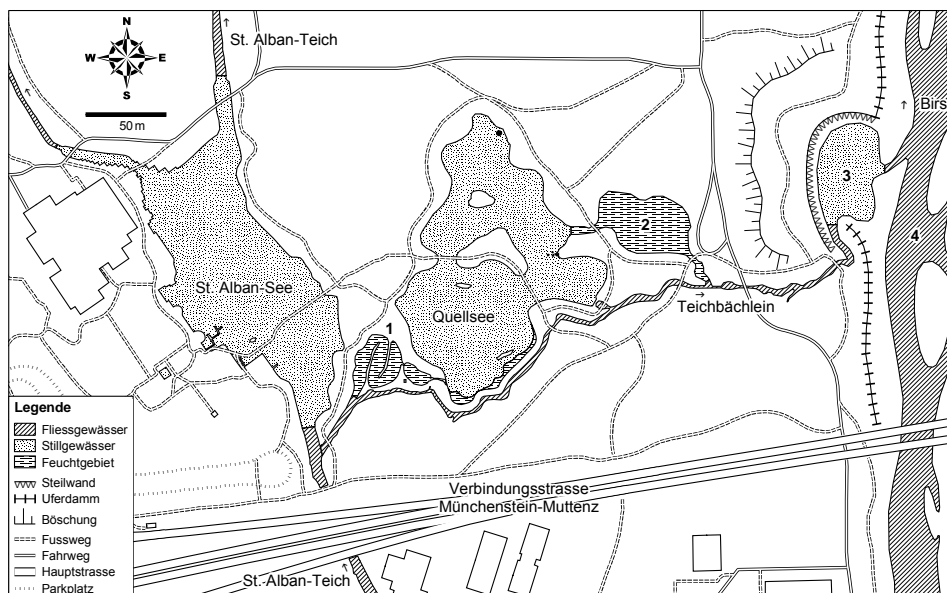


Abb. 7.1: Übersicht über die erweiterte Gewässerlandschaft des Parks „Im Grünen“ in der südlichen Brüglinger Ebene (vgl. Abb. 3.3). Eine Aufwertung würde vorrangig aus stoffhaushaltlichen Gründen erfolgen (weitere Verbesserung der Wasserqualität), hätte jedoch gleichzeitig auch eine Aufwertung des Lebens- und Erholungsraumes zur Folge. Die beschriebenen Massnahmen könnten teilweise einzeln oder in Kombination umgesetzt werden. (Orig. O. Stucki)

1 = erweitertes Pflanzenklargebiet (verlängerte Fliessstrecke), 2 = Feuchtgebiet im Wasserfluss zwischen Quellsee und Teichbächlein, 3 = „Auensee“ im Einflussbereich der Birshochwasser, 4 = revitalisierte Birshochwasser

Die vier dargestellten Ideen zur Erweiterung und Optimierung des Gewässersystems in der Brüglinger Ebene zielen auf ökologische Verbesserungen ab, ohne jedoch die Nutzung als Erholungsgebiet auszuschliessen. Vielmehr ist aufgrund der Massnahmen eine Steigerung des Erholungswertes des Gebietes zu erwarten.

Die von der Gemeinde Münchenstein geplante Nutzung der Brüglinger Ebene führt in eine ähnliche Richtung: Gemäss dem Richtplan der Gemeinde Münchenstein (der am 14. August 2006 von der Gemeindeversammlung genehmigt wurde) wird für die Brüglinger Ebene ein Nutzungs- und Schutzkonzept erarbeitet. Im Vordergrund steht dabei die Nutzungsentflechtung und damit die Lösung der Konflikte zwischen den ökologisch (besonders) wertvollen und den für die (intensive) Freizeitnutzung geeigneten Gebieten (GEMEINDE MÜNCHENSTEIN 2006). Gemäss dem Teilzonenplan Brüglinger Ebene wird dabei das Gebiet des Parks „Im Grünen“ westlich des St. Alban-Sees und -Teichs sowie der Wolkenhügel einer Spezialzone „Intensiverholung“, das Gebiet südlich und östlich des Quellsees einer Spezialzone „Natur und Erholung“ und der Auenbereich (hauptsächlich Waldareal) der Birshochwasser einer Naturschutzzone zugeordnet. Damit wird konzeptionell sichergestellt, dass die Gewässer im Park „Im Grünen“ (sowie die Brüglinger Ebene als Ganzes) weiterhin als multifunktionale Räume bestehen können.

7.3.2 Petite Camargue Alsacienne

Die Untersuchungen im Gewässersystem der Petite Camargue Alsacienne zeigen (vgl. STUCKI et al. 2006; GEISSBÜHLER 2007), dass grossflächige Überflutungsflächen und naturnahe Fliess- und Stehgewässer einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten können. Diese Verbesserung des Oberflächenwassers nach dem Durchfliessen solcher Gewässersysteme ermöglicht es, im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements wieder vermehrt Elemente naturnaher Auenlandschaften als wirkungsvolle Reinigungsstufe einzusetzen. Der Petite Camargue Alsacienne kommen somit konkret nicht nur naturschützerische Aufgaben zu (z.B. im Rahmen des grenzüberschreitenden Biotopverbundes Regiobogen, vgl. KELLER 2006), sondern auch Aufgaben im Prozessschutz (Selbstreinigungsprozesse in Auenlandschaften) und folglich dem Gewässerschutz. Daher sind die Bestrebungen zur weiteren Revitalisierung der angrenzenden Gebiete fortzuführen, insbesondere auch mit der Reaktivierung weiterer Flutgräben, Kleingewässer und amphibischer Bereiche.

Aufgrund der in diesem Gebiet wirksamen Interaktionen zwischen Oberflächen- und Grundwasser hat die Petite Camargue Alsacienne für die Grundwasseranreicherung eine grosse Bedeutung. Gemäss DURRER (2006) hat die Ausweisung dieser Leistung für ein sauberes Trinkwasser im Rheintalgraben einen grossen politischen Einfluss und ist ein ernsthafter Grund, die Fläche der Petite Camargue Alsacienne in Zukunft noch weiter auszudehnen. Neben diesen Aufgaben im Natur-, Gewässer- und Prozessschutz kann das Gebiet gleichzeitig einer (gelenkten) Erholungsnutzung dienen.

7.4 Ausblick

Die Ansprüche an urbane Gewässer haben sich in den letzten Jahrzehnten bedeutend gewandelt (vgl. Kap. 2.2.2): Die Gewässer sollen heute sowohl ökologische, ökonomische wie auch soziokulturelle Aufgaben erfüllen. Die Untersuchungen zeigen, dass gerade Kleingewässer wie der Quellsee oder der Étang U bei entsprechenden Voraussetzungen multifunktional sein können. Bei bestehenden Gewässern sind dazu allerdings vielerorts noch bauliche, strukturelle und gestalterische Defizite zu überwinden. Es ergeben sich jedoch auch neue Möglichkeiten, Wasser als prägendes Element wieder in ehemalige Überschwemmungsebenen zu bringen, die heute noch von anderen Nutzungsformen dominiert werden.

Die Integration von naturnahen Kleingewässern, Flüssen und Auenlandschaften in die Entwicklung von Stadtteilen und Städten vereinigt in jedem Fall viele Vorteile auf sich. Diese Chance sollte nicht verpasst werden.

8 Zusammenfassung

Urbane Gewässer sind einem enormen Nutzungsdruck ausgesetzt und weisen vielfach erhebliche ökologische Defizite auf. Dank der seit Ende des 20. Jahrhunderts zunehmenden Abkehr vom technischen Umgang mit der Flusslandschaft und der gleichzeitigen Sensibilisierung der Bevölkerung für dieselbe und deren Fauna und Flora rück(t)en auch die (stehenden) Gewässer in urbanen Räumen in ein neues Bewusstsein: Als multifunktionale Gebiete werden sie heute vermehrt als Gestaltungselemente und naturnahe Bereiche in eine nachhaltige Stadtentwicklung integriert.

Als Bestandteil des MGU-Forschungsprojektes „Revitalisierung urbaner Flusslandschaften“ – durchgeführt in den Jahren 2003-2005 in der Region Basel – wurde im Rahmen der vorliegenden Dissertation untersucht, ob urbane Kleingewässer gleichzeitig stoffhaushaltliche Funktionen (Selbstreinigung) erfüllen und Strukturen für Pflanzen und Tiere (auenähnliche Ersatzlebensräume) sowie für die erholungssuchende Bevölkerung (Naturerlebnis, Freiraum) bieten können (Natur-, Lebensraum- und Erholungsfunktionen). Die Forschungsarbeit konzentrierte sich dabei auf die folgenden beiden Stehgewässer:

- Der Quellsee in der Brüglinger Ebene (Park „Im Grünen“) weist eine Wasserfläche von 10'880 m², eine mittlere Tiefe von 1.1 m und eine maximale Tiefe von 1.9 m auf. Das Wasservolumen beträgt 12'070 m³. Bei einem mittleren Zufluss von 215 m³/d hält sich das Wasser theoretisch 56 Tage im Quellsee auf. Das Gewässer wurde anlässlich der zweiten Schweizerischen Landesausstellung für Garten- und Landschaftsbau (Grün 80) in den Jahren 1978/79 in der ehemaligen Flussebene der Birs erbaut.
- Der Étang U im Naturschutzgebiet Petite Camargue Alsacienne hat eine Wasserfläche von rund 30'000 m². Die mittlere Tiefe ist 0.7 m, die grösste 1.0 m. Das Wasservolumen beträgt 21'000 m³, so dass sich das Wasser bei einem mittleren Zufluss von 3'900 m³/d theoretisch fünf Tage im Étang U aufhält. Bei um 15 cm abgesenktem Wasserspiegel und um ²/₃ reduziertem Zufluss beträgt die theoretische Wasseraufenthaltszeit im Winter 13 Tage. Das Gewässer wurde für die „Pisciculture Impériale de Huningue“ 1852/53 im Bereich von abgetrennten Altarmen des Oberrheins hergerichtet.

Entsprechend des breiten Spektrums an Forschungsfragen wurden zur Beantwortung derselben unterschiedliche Methoden und Arbeitsweisen angewandt:

- Zur Erfassung des Stoffumsatzes und der Reinigungsleistung wurden in den beiden Flachseen und den umliegenden Gewässern (Einlauf, Auslauf) monatlich morgendliche Schöpfproben (pH-Wert, O₂-Gehalt und -Sättigung, spezifische elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur, Trübung, DOC, UV-Extinktion, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, *E.coli* und totale koliforme Keime) entnommen.

- Zur allgemeinen limnoökologischen Charakterisierung wurden im Quellsee monatlich Profilmessungen (pH-Wert, O₂-Gehalt und -Sättigung, spezifische elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Trübung) durchgeführt.
- Für die Aufzeichnung von Tagesganglinien wurden in beiden Kleingewässern (quartalsweise) während mehreren Tagen temporäre Messstationen (pH-Wert, O₂-Gehalt und -Sättigung, spezifische elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Trübung) installiert, welche die Daten in halbstündlichem Rhythmus aufzeichneten.
- Mit einer Messstation wurde die Wassertemperatur des Quellsees stündlich aufgenommen, ausserdem wurde mindestens wöchentlich dessen Secchi-Sichttiefe gemessen.
- Anhand von Sedimentkernen wurden die chemischen (pH-Wert, Feuchtigkeitsgehalt, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, P₂O₅-P, T-PO₄-P, Pb, Cu, Zn, Cd und CHN-Analyse) und physikalischen (Korngrössenanalyse) Verhältnisse der Sedimente von Quellsee und Étang U untersucht.
- Das Rücklösungspotenzial für PO₄-P aus den Oberflächensedimenten wurde für beide Stehgewässer experimentell untersucht.
- Die heutigen Strukturen des Parks „Im Grünen“ wurden kartiert.
- Die Uferstrukturen des Quellsees und die Zugänglichkeit zum Wasser wurden kartiert.
- Im Park „Im Grünen“ wurden qualitative Beobachtungen von Pflanzen und Tieren im Gebiet des Quellsees gesammelt sowie dessen Nutzung durch die Bevölkerung erfasst.
- Eine Quantifizierung der Nutzung des Parks „Im Grünen“ und im Speziellen im Bereich des Quellsees erfolgte mittels Passantenzählungen.

Der Quellsee weist aufgrund einer hohen Phytoplanktondichte mit einer entsprechenden Grünfärbung eine geringe mittlere Secchi-Sichttiefe (78 cm) und während rund neun Monaten im Jahr eine permanente O₂-Übersättigung auf (im Mittel 131 % bzw. 13.2 mg/L). Er muss dem eutroph-hypertrophen Status zugeordnet werden, obwohl die mittleren Nährstoffgehalte mit 0.8 mg NO₃-N/L und 8.7 µg PO₄-P/L gering sind. In der kalten Jahreszeit findet bei reduzierter Primärproduktion eine Anreicherung von NH₄-N statt (+201 %). Obwohl der Quellsee grundsätzlich polymiktisch ist, kann sich während Strahlungswetterlagen eine temporäre Schichtung einstellen. Qualitativ unterscheidet sich das ausfliessende vom einfliessenden Wasser in fast allen physikalisch-chemischen Parametern im Mittel auf eine positive Weise (z.B. NO₃-N -77 %, PO₄-P -75 %, *E.coli* -77 %, O₂-Sättigung +47 %). Die Sedimente weisen nur geringe mittlere Schwermetallbelastungen auf: 54.5 mg Pb/kg, 30.1 mg Cu/kg, 109.9 mg Zn/kg und < 0.4 mg Cd/kg. Obwohl Phosphor mit 0.79 g T-PO₄-P/kg und 27.2 mg P₂O₅-P/kg in grösseren Gehalten im Sediment festgestellt werden kann, fand in Laborversuchen eine Rücklösung von PO₄-P aus dem Sediment nur in geringen Raten und hauptsächlich unter anaeroben Bedingungen statt (0-9 mg PO₄-P•m⁻²•d⁻¹). Aufgrund der geeigneten Strukturen (63 % des Ufers wird von Schilfröhricht dominiert) finden z.B. der Teichrohrsänger und andere an Wasser gebundene Tiere am Quellsee einen adäquaten Lebensraum. Der Park ist bei der erholungssuchenden Bevölkerung sehr beliebt und wird entsprechend intensiv genutzt.

So konnten auf den Wegen rund um den Quellsee in Spitzenstunden 300-400 Passanten gezählt werden.

Der Étang U ist ein polymiktisches Gewässer und weist einen mesotroph-eutrophen Status auf. Aufgrund der kurzen Aufenthaltszeit ist das Wasser des Étang U noch deutlich vom einflussenden Wasser geprägt. Die mittleren Nährstoffgehalte liegen bei 1.2 mg NO₃-N/L, 0.085 mg NH₄-N/L und 13.7 µg PO₄-P/L. Im Sommer findet in Folge eines sauerstoffarmen Seemilieus eine Anreicherung von NH₄-N statt (+144 %). Qualitativ unterscheidet sich das ausfliessende vom einflussenden Wasser in vielen physikalisch-chemischen Parametern im Mittel auf eine positive Weise (z.B. NO₃-N -38 %, PO₄-P -48 %, *E.coli* -59 %, Trübung -39 %). Die Sedimente des Étang U weisen eine geringe Schwermetallbelastung auf, im Mittel sind 47.1 mg Pb/kg, 30.9 mg Cu/kg, 118.1 mg Zn/kg und < 1.1 mg Cd/kg zu finden. Obwohl das Sediment mit mittleren Gehalten von 0.56 g T-PO₄-P/kg und 4.7 mg P₂O₅-P/kg eine Phosphorsenke darstellt, fand in Laborversuchen eine Rücklösung von PO₄-P aus dem Sediment nur in geringen Raten, nur in den Proben von einem Standort und hauptsächlich unter anaeroben Bedingungen statt (bis zu 11 mg PO₄-P•m⁻²•d⁻¹).

Die Untersuchungen zeigen, dass sich die beiden Gewässer einerseits wie typische kleine Flachseen verhalten, dass sie andererseits jedoch auch spezielle Charakteristiken aufweisen. In ihren heutigen Strukturen erfüllen Quellsee und Étang U sowohl stoffhaushaltliche Funktionen, Funktionen als adäquater Lebensraum für Arten der Auen wie auch Funktionen als Erholungsraum für eine städtische Bevölkerung. Sie zeigen,

- dass naturnahe urbane Kleingewässer einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten können, weil nach Aufenthalt des Wassers im stehenden Gewässer dieses eine neue Qualität aufweist,
- dass naturnahe urbane Kleingewässer einer artenreichen Tier- und Pflanzenwelt einen adäquaten Lebensraum bieten können, wenn wesentliche Strukturmerkmale vorhanden sind,
- dass naturnahe urbane Kleingewässer der städtischen Bevölkerung eine attraktive und abwechslungsreiche Naherholung bieten können und daher eine Integration solcher Gebiete in eine nachhaltige Stadtentwicklung sinnvoll ist.

Aufgrund dieser Erkenntnisse ist die Erschaffung von urbanen Kleingewässern zu fördern – z.B. bei Flussrevitalisierungen, im Rahmen von ökologischen Ausgleichsmassnahmen, für die Vernetzung von Lebensräumen, für die Grundwasseranreicherung, für die Aufwertung von Naherholungsgebieten und im Rahmen von Massnahmen zum Rückhalt von Regenwasser.

Literaturverzeichnis

- AHLGREN I., FRISK T. & L. KAMP-NIELSEN 1988: Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia* 170: 285-303.
- ALLAN J.D. 1995: *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Dordrecht, 1-388.
- AMRHEIN V. 2004: Singing activity and spatial behaviour as sexually selected traits in the Nightingale *Luscinia megarhynchos*. Dissertation an der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel.
- ANNAHEIM H. 1961: Zur Geographie des Grundbesitzes der Christoph Merian'schen Stiftung. *Regio Basiliensis* 3(1): 5-44.
- ANTONIAZZA M. 1997: Die Grande Cariçaie – Ein Naturparadies aus Menschenhand. *Natur und Mensch* 4/97: 26-31.
- ARP (Hrsg.) 2002: Die Vögel der Region Basel. Amt für Raumplanung des Kantons Basel-Landschaft, Liestal [CD-ROM].
- AUBRECHT G. & G. HOLZER 2000: Stockenten. *Biologie, Ökologie, Verhalten*. Leopoldsdorf, 1-140.
- AUE (Hrsg.) 1996: Birs bei Niederwasser – eine Zustandsbeschreibung. Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft, Liestal, 1-63 + 13 S. Anhang.
- AUE (Hrsg.) 2002: Entwicklungskonzept Fließgewässer Basel-Stadt. Zur ökologischen Aufwertung der Bäche und Flüsse im Kanton. Amt für Umwelt und Energie des Kantons Basel-Stadt, Basel, 1-103 + 67 S. Anhang.
- AUE (Hrsg.) 2004: La Birse Die Birs. Regionaler Entwässerungsplan – REP Birs. Amt für Umweltschutz und Energie des Kantons Basel-Landschaft, Liestal, 1-12.
- BACHOFEN R. 1960: Stoffhaushalt und Sedimentation im Baldegger- und Hallwilersee. Dissertation an der Philosophischen Fakultät II der Universität Zürich, 1-118.
- BADEJA E. 1980a: Sektor „Land und Wasser“. *Anthos* 1/80: 27-36.
- BADEJA E. 1980b: Rückblick oder, Projektierung und Ausführung ist nur ein Teil der Aufgabe. *Anthos* 4/80: 12-15.
- BARSCH D., HAUBER L. & E. SCHMID 1971: Birs und Rhein bei St. Jakob (Basel) im Spätpleistozän und Holozän. *Regio Basiliensis* 12(2): 286-315.
- BAUMGARTNER H. 2005: Leben und erleben lassen. *Umwelt* 1/05: 20-22.
- BAZ 1980: Grün 80-Seen sollen der Fischzucht dienen. *Basler Zeitung* vom 7. November 1980.
- BD (Hrsg.) 1999: Auenschutzpark Aargau – ein dynamischer Lebensraum für Natur und Mensch. Baudepartement Kanton Aargau, Aarau, 1-15.
- BECKER A. 2003: Vom Denekamp-Interstadial zur Gegenwart – 30'000 Jahre Erdgeschichte überliefert in den Sedimenten des Bergsees bei Bad Säckingen. *Regio Basiliensis* 44(3): 261-273.
- BENNION H. & M.A. SMITH 2000: Variability in the water chemistry of shallow ponds in southeast England, with special reference to the seasonality of nutrients and implications for modelling trophic status. *Hydrobiologia* 436: 145-158.
- BERGER C. 1993: Die unbelebten Standortfaktoren Relief, Boden und Wasser als Grundlage der Naturschutzgebietsplanung in der „Petite Camargue Alsacienne“ (F). Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-160 + 36 S. Anhang.
- BERNHARDT K.-G. (Hrsg.) 1994: Revitalisierung einer Flusslandschaft. Initiativen zum Umweltschutz I, Osnabrück, 1-442.
- BERNHART H.H. 2003: Naturverträglicher Hochwasserschutz – Wasserbauliche Aspekte. *Natur und Landschaft* 78(4): 138-142.
- BIBER J.-P., BLATTNER M., KESTENHOLZ M. & H. LENZIN 1996: Ornithologisches Inventar beider Basel 1992-1995. Regionalplanungsstelle beider Basel, Liestal, 1-448.
- BINDER W. 1995: Wieviel Platz braucht ein Fließgewässer? *VGL-Information* 4/95: 6-8.
- BITTERLI C. 2003: Die Birs lächelt wieder. *Bau- und Umwelt-Zeitung* [Bau- und Umweltschutzdirektion BL] 40: S. 1.
- BITTERLI-BRUNNER P. 1980: Wasser im Untergrund von Basel. *Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel* 89: 41-51.
- BLAB J. 1993: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24, Bonn-Bad Godesberg, 1-479.
- BLOESCH J. 1997: Revitalisierung der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* 35: 9-28.
- BOHLE H.W. 1995: *Limnische Systeme*. Berlin, 1-267.
- BOISSAYE A. & P. KNIBIELY 2005: La Petite Camargue Alsacienne. Dans la jungle du Rhin... Regards sur une réserve naturelle. *Strasbourg*, 1-140.

- BOSTRÖM B. & K. PETTERSSON 1982: Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia* 91-92(1): 415-429.
- BRATRICH C. 2004: Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management. Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation an der ETH Zürich, 1-292.
- BRIDGE J.S. 2003: *Rivers and Floodplains. Forms, Processes, and Sedimentary Record*. Oxford, 1-491.
- BRODMANN P. 1979: Inventaire des amphibiens de la Petite Camargue Alsacienne. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 3/79 (775): 79-84.
- BRÖNMARK C. & L.-A. HANSSON 1999: *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford, 1-216.
- BUCHER A. 1996: Vom Landschaftsgarten zur Gartenlandschaft – Schweizerische Gartengestaltung auf dem Weg in die Gegenwart. In: ARCHIV FÜR SCHWEIZER GARTENARCHITEKTUR UND LANDSCHAFTSPLANUNG (Hrsg.): *Vom Landschaftsgarten zur Gartenlandschaft. Gartenkunst zwischen 1880 und 1980 im Archiv für Schweizer Gartenarchitektur und Landschaftsplanung*. Zürich, 35-86.
- BUCHER A. & M. JAQUET (Hrsg.) 2000: *Des floralies aux jardins d'art. Un siècle d'expositions de paysagisme en Suisse*. Lausanne, 1-127.
- BUND 1980: Die Gewässer als Spiegelbild unserer Umwelt. Unterschiede in der Wasserqualität zwischen Flusswasser und Quellwasser in den Seen der Grün 80. Der Bund vom 16. Juli 1980.
- BUNGARTZ H., KOZERSKI H.-P. & C. ENGELHARDT 2002: Durchströmte Altarme als Schwebstoffsenken. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): *Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten*. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 127-134.
- BURGER P. & L. JENNI 2002: Das transdisziplinäre Forschungsprogramm ‚Mensch-Gesellschaft-Umwelt‘: Forschen, Finden, Bewegen. *Regio Basiliensis* 43(1): 17-27.
- BURRI H. 1968: Das Vogelreservat an der Birs. In: MARTIN E., BAUMANN J., BUSER H., FREIVOGEL H., GILLIÉRON R., GRAF K., HÜGIN P., KLAUS F., STRÜBIN E., SUTER P. & H. SUTTER (Hrsg.): *Muttenz – Gesicht einer aufstrebenden Stadtsiedlung*. Liestal, 37-38.
- BUWAL (Hrsg.) 1996: Rückkehr der Lachse in Wiese, Birs und Ergolz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt 258, Bern, 1-118.
- BUWAL (Hrsg.) 1997a: Ufervegetation und Uferbereich nach NHG. Begriffsklärung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1-55.
- BUWAL (Hrsg.) 1997b: Die Auen in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1-4 [Faltblatt].
- BUWAL (Hrsg.) 2000: Wohin mit dem Regenwasser? Beispiele aus der Praxis. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1-58.
- BUWAL (Hrsg.) 2004: Landnutzung in potenziellen Fließgewässer-Auen. Artengefährdung und Ökobilanzen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt 361, Bern, 1-82.
- BUWAL & BWG (Hrsg.) 2003: *Leitbild Fließgewässer Schweiz. Für eine nachhaltige Gewässerpolitik*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft & Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern, 1-12.
- BUWAL, BWG & METEOSCHWEIZ (Hrsg.) 2004: Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bundesamt für Wasser und Geologie & Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie, Schriftenreihe Umwelt 369, Bern, 1-174.
- BWG (Hrsg.) 2001: Hochwasserschutz an Fließgewässern. Wegleitungen des BWG. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern, 1-72.
- BWG (Hrsg.) 2002: Hochwasserschutz im Fluss. Von der Expertensache zum Anliegen aller. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern, 1-15.
- BWG (Hrsg.) 2004a: *Hydrologischer Atlas der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern [Loseblattausgabe in 2 Ordnern, 1992-].
- BWG (Hrsg.) 2004b: *Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2003*. Bundesamt für Wasser und Geologie, Bern, 1-460.
- BZ 1978: In 17 Monaten beginnt die Grün 80. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 3. November 1978.
- BZ 1979: Die Grün 80 – genau ein Jahr davor. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 12. April 1979: S. 7.
- BZ 2005: Klirrende Kälte in ganz Europa. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 2. März 2005: S. 32.
- BZ 2006: Kältester Winter seit 21 Jahren. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 1. März 2006: S. 1.
- CALMANO W. (Hrsg.) 2001: *Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Ökotoxikologische und chemische Testmethoden*. Berlin, 1-551.
- CAMPBELL C.S. & M.H. OGDEN 1999: *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. New York, 1-270.
- CHMIELEWSKI T.J., STANISLAW R. & B. SIELEWICZ 1997: Changes in ecological relationships in a group of eight shallow lakes in the Polesie Lubelskie region (eastern Poland) over forty years. *Hydrobiologia* 342/343: 285-295.
- CHORUS I., CLASEN J. & J. FASTNER 2002: Stehende Gewässer. In: HÖLL K. [Hrsg.: GROHMANN A.]: *Wasser. Nutzung im Kreislauf. Hygiene, Analyse und Bewertung*. Berlin, 408-443.
- CMS 1963: Ein neuer Botanischer Garten der Stadt Basel in Brülingen. *Christoph Merian Stiftung Basel, Regio Basiliensis* 4(1): 48-49.

- CMS 1994: Christoph Merian Stiftung Basel. Basel, 1-24.
- CRISTOFOR S., VADINEANU A. & G. IGNAT 1993: Importance of flood zones for nitrogen and phosphorus dynamics in the Danube Delta. *Hydrobiologia* 251: 143-148.
- DASKE D. 1979: La réserve naturelle, pourquoi? *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 3/79 (775): 11-16.
- DECOVILLE-FALLER M. 1960/61: Les transformations du réseau hydrographique réalisées depuis un siècle dans la région de Neuf-Brisach. *Regio Basiliensis* 2(2): 113-134.
- DIRRIG R. 1960/61: Les aménagements rhénans en Alsace. *Regio Basiliensis* 2(1): 35-40.
- DOBSON M. & C. FRID 1998: *Ecology of Aquatic Systems*. Essex, 1-222.
- DOKULIL M., HAMM A. & J.-G. KOHL (Hrsg.) 2001: *Ökologie und Schutz von Seen*. Wien, 1-499.
- DREISEITL H. 2001: Water is universal. In: DREISEITL H., GRAU D. & K.H.C. LUDWIG (Hrsg.): *Waterscapes. Planning, Building and Designing with Water*. Basel, 40-71.
- DREISEITL H., GRAU D. & K.H.C. LUDWIG (Hrsg.) 2001: *Waterscapes. Planning, Building and Designing with Water*. Basel, 1-176.
- DURAS J. & J. HEJZLAR 2001: The Effect of Outflow Depth on Phosphorus Retention in a Small Hypertrophic Temperate Reservoir with Short Hydraulic Residence Time. *International Review of Hydrobiology* 86(6): 585-601.
- DURRER H. 1992: Die Auenlandschaft des Rheins unterhalb von Basel. Tier- und pflanzengeographische Besonderheiten der Region und Konzept zur Restaurierung von Teilen dieses bedrohten Ökosystems in der Petite Camargue Alsacienne. *Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel* 102: 297-310.
- DURRER H. 2001: 10 Jahre Forschungsstation in der PCA. Aufbau und wissenschaftliche Resultate 1989-1999. RANA, Station de Recherche en Petite Camargue Alsacienne Nature de l'Au. Institut für Medizinische Biologie der Universität Basel, 1-242.
- DURRER H. 2006: Wasserreinigung und Grundwasseranreicherung. Leistungen der Petite Camargue Alsacienne für ein sauberes Trinkwasser im Rheintalgraben. Station de Recherche PCA, 1-16.
- DURRER H., BINNERT J.P. & V. LACOSTE 1997a: Hydrologisches Konzept. Strategien zur Wiederbelebung der Mittleren Au in der Petite Camargue Alsacienne (F/Elsass) 1996. Institut für Medizinische Biologie der Universität Basel, 1-37.
- DURRER H., STEUERWALD G., ALLAL N., MITTAG M., TESAR D. & R. WITTICH 1995: Pilotstudie zur Meinungsumfrage Petite Camargue Alsacienne. Stiftung MGU an der Universität Basel, 1-28.
- DURRER H., JENN H., GOLAY N., VATERLAUS C., WALTHER B., AMRHEIN V., OCHSENBEIN A. & H. LENZIN 1997b: Renaturierung der Mittleren Au in der Petite Camargue Alsacienne (F/Elsass) von 1993-1996. Schlussbericht MGU-Projekt FO3, Universität Basel, 1-227.
- DVWK (Hrsg.) 1991: Gestaltung und ökologische Entwicklung von Seen. Beispiele aus der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Schriften 95, Hamburg, 1-197.
- DVWK (Hrsg.) 1993: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil I: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, Biologische Kenngrößen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 227, Bonn, 1-53.
- DVWK (Hrsg.) 1996a: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil II: Summenparameter für Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, organische Schadstoffe, hygienische Kennwerte, Teil III: Hinweise zur Probennahme für physikalisch-chemische Untersuchungen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 228, Bonn, 1-70.
- DVWK (Hrsg.) 1996b: Erholung und Freizeitnutzung an Seen – Voraussetzung, Planung, Gestaltung. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 233, Bonn, 1-66.
- DVWK (Hrsg.) 1998: Feuchtgebiete. Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 248, Bonn, 1-93.
- EDI (Hrsg.) 1982: Empfehlungen über die Untersuchung der schweizerischen Oberflächengewässer. Eidgenössisches Departement des Innern, Bern, 1-124.
- EDI (Hrsg.) 1983: Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser und Oberflächenwasser (Allgemeine Hinweise und Analysemethoden). 2. Teil: Oberflächenwasser. Eidgenössisches Departement des Innern, Bern, 1-254 + 37 S. Anhang.
- EICK K. 1991: Entwicklung urbaner Gewässer. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 275-296.
- ELLENBERG H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart, 1-1095.

- ENGEL G. 1980: Neugestaltung des St.-Alban-Teiches im Bereich der Grün 80. *Anthos* 1/80: 37-38.
- ENGEL G. 1986: Leitgedanken zur gesamten Parkanlage. In: HOCHBAUAMT DES KANTONS ZÜRICH (Hrsg.): Universität Zürich-Irchel Parkanlagen. Zürich, 8-9.
- ENGEL G., NEUENSCHWANDER E., SCHÖN R., GRISIGER-MARRUCCELLI D., BOSSHARD H.-J., FEICHTINGER A., CAFLISCH W., ITEN F. & E. HERENSPERGER 2001: 15 Jahre Parkanlage der Universität Zürich-Irchel. Universität Zürich, 1-43.
- ENGLER H. 2000: Die Teichralle. Die Neue Brehm-Bücherei 536, Essen, 1-359.
- EWALD K.C. 1978: Der Landschaftswandel. Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. *Tätigkeitsberichte der Naturforschenden Gesellschaft Baselland* 30: 55-308.
- FEY J.M. 1991: Der Stadtbach in der Umweltpädagogik und in der Öffentlichkeitsarbeit. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): Urbane Gewässer. Essen, 455-466.
- FISCHER H. 1969: Geologischer Überblick über den südlichen Oberrheingraben und seine weitere Umgebung. *Regio Basiliensis* 10(1): 57-84.
- FOREL F.A. 1901: Handbuch der Seenkunde. Allgemeine Limnologie. Stuttgart, 1-249.
- FÖRSTNER U. 2000: Transferprozesse durch Sedimentresuspension. In: GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.): Aquatische Systeme. Biogene Belastungsfaktoren – Organische Stoffeinträge – Verhalten von Xenobiotika. Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie 3B, Berlin, 432-449.
- FREIBERGER H. 2004: Revitalisierung urbaner Gewässer – Akzeptanz für die revitalisierte Birs. *Regio Basiliensis* 45(3): 175-184.
- FREIBERGER H. 2006: Akzeptanz naturnaher Gewässerlandschaften in der Stadt. In: WÜTHRICH C., HUGGENBERGER P., FREIBERGER H., GEISSBÜHLER U., REGLI C. & O. STUCKI: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Forschungsprojekt F1.03, Universität Basel, 65-80.
- FREIERMUTH B. 1997: Die Entwicklung der Landschaft der Petite Camargue Alsacienne im Wandel der Zeit. Ein MGU-Teilprojekt innerhalb des Projektes „Renaturierung der Petite Camargue Alsacienne“. Institut für Medizinische Biologie der Universität Basel, 1-63 + 6 S. Anhang.
- FREY C., GEBHARD R., GERSTER Y., GURTNER-ZIMMERMANN A., JI P., STUCKI O., WEBER M. & C. WÜTHRICH 2004: Badeanstalt und Bootsverleih am Seewener See? *Dr Schwarzbueb* 82: 65-71.
- GADIANT H. 2006: Transformation einer Landschaft. *Tec21* 132(39): 10-14.
- GEIGER W.F. 2001: Think global, act local. In: DREISEITL H., GRAU D. & K.H.C. LUDWIG (Hrsg.): Waterscapes. Planning, Building and Designing with Water. Basel, 72-105.
- GEISSBÜHLER U. 2007: Selbstreinigungsleistung urbaner Flusslandschaften bei Basel. Inwertsetzung revitalisierter und naturnaher Auen- und Feuchtgebieten in den Flussebenen von Wiese, Birs und Rhein. Dissertation am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-174.
- GEISSBÜHLER U., STUCKI O. & C. WÜTHRICH 2005: Selbstreinigungsleistung des Gewässersystems in der Brüglinger Ebene (Basel, Schweiz). Potenziale für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel* 8: 135-153.
- GEISSBÜHLER U., STUCKI O. & C. WÜTHRICH 2006: Selbstreinigungsleistung urbaner Flusslandschaften. In: WÜTHRICH C., HUGGENBERGER P., FREIBERGER H., GEISSBÜHLER U., REGLI C. & O. STUCKI: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Forschungsprojekt F1.03, Universität Basel, 17-43.
- GEISSBÜHLER U., VÖGTLI T., STUCKI O. & C. WÜTHRICH 2004: Das Pflanzenklärgelände in der Brüglinger Ebene (Grün 80). Selbstreinigungsprozesse in urbanen Flusslandschaften. *Regio Basiliensis* 45(3): 213-227.
- GELBRECHT J., EXNER H.-J., CONRADT S., REHFELD-KLEIN M. & F. SENSEL 2002: Wasserchemismus. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 74-85.
- GELLER G. & G. HÖNER 2003: Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Berlin, 1-221.
- GEMEINDE MÜNCHENSTEIN 2006: Richtplan Gemeinde Münchenstein. Die räumliche Entwicklung in 5 Bildern [genehmigt von der Gemeindeversammlung am 14. August 2006]. Münchenstein, 1-86. Online verfügbar: www.muenchensteinplant.ch [Eingesehen am 19.12.2006]
- GEPP J., BAUMANN N., KAUCH E.P. & W. LAZOWSKI 1985: Auengewässer als Ökozellen. Fluss-Altarme, Altwässer und sonstige Auen-Stillgewässer Österreichs. Bestand, Ökologie und Schutz. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, Wien, 1-322.
- GERBER S. 2003: Die Bereitschaft der Bevölkerung zur Partizipation an der Landschaftsplanung. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-124 + 8 S. Anhang.
- GERBER S. & J. KOHL 2002: Die Bereitschaft zur Partizipation – eine Passantenbefragung. In: MÜLLER K., DOSCH A., MOHRBACH E., AENIS T., BARANEK E., BOECKMANN T., SIEBERT R. & V. TOUSSAINT (Hrsg.): Wissenschaft und Praxis der Landschaftsnutzung. Formen interner und externer Forschungskooperation. Weikersheim, 87-92.
- GERKEN B. 1988: Auen. Verborgene Lebensadern der Natur. Freiburg im Breisgau, 1-132.

- GLIŃSKA-LEWCZUK K. 2005: Oxbow lakes as biogeochemical filters for nutrient outflow from agricultural areas. In: HEATHWAITE L., WEBB B., ROSENBERRY D., WEAVER D. & HAYASHI M. (Hrsg.): Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands. International Association of Hydrological Sciences Publication 294, Wallingford, 55-65.
- GLOOR D. & H. MEIER 2001: Soziale Raumnutzung und ökologische Ansprüche. Soziologische Untersuchung zur Revitalisierung der Birs bei Münchenstein. Grundlagen und Materialien 1/01, Professur Forstpolitik und Forstökonomie an der ETH Zürich, 1-95 + 8 S. Anhang.
- GOLDER E. 1984: 100 Jahre Birswehr Neue Welt. Die Geschichte eines Bauwerkes. Basel, 1-149.
- GOLDER E. 1986: St. Alban-Teich. Die Geschichte eines Gewerbekanals. Festschrift zum 650-jährigen Bestehen der Teichkorporation. Basel, 1-174.
- GOLDER E. 1991: Die Wiese. Ein Fluss und seine Geschichte. Basel, 1-186.
- GOLDER E. 2004: Die Birs. Ein Fluss sucht seinen Weg. Basel, 1-163.
- GRANÉLI W. 1999: Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404: 19-26.
- GRANT D.M & B.D. DAWSON 1997: Isco Open Channel Flow Measurement Handbook. Lincoln Nebraska, 1-501.
- GRÜN 80 (Hrsg.) 1979a: Ein natürliches Bächlein. *Grün 80-Journal* 3: S. 2.
- GRÜN 80 (Hrsg.) 1979b: Eine Ausstellung mit Widersprüchen. *Grün 80-Journal* 4: S. 1.
- GRÜN 80 (Hrsg.) 1980: Grün 80: Von A bis Z. Mit Ausstellerverzeichnis. Basel, 1-104.
- GRÜN 80 (Hrsg.) 1985?: Schlussbericht der Direktion. Basel, 1-226.
- GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.) 2000: Aquatische Systeme. Grundlagen – Physikalische Belastungsfaktoren – Anorganische Stoffeinträge. Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie 3A, Berlin, 1-474.
- GUNKEL G. 1991: Die gewässerökologische Situation in einer urbanen Grosssiedlung (Märkisches Viertel, Berlin). In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): Urbane Gewässer. Essen, 122-174.
- GUNKEL G. (Hrsg.) 1996: Renaturierung kleiner Fliessgewässer. Stuttgart, 1-471.
- GUNKEL G. 2000: Struktur und Funktion limnischer Ökosysteme. In: GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.): Aquatische Systeme. Grundlagen – Physikalische Belastungsfaktoren – Anorganische Stoffeinträge. Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie 3A, Berlin, 1-45.
- GUTHRUF-SEILER J., GUTHRUF-SEILER K. & M. ZEH 1999: Kleinseen im Kanton Bern. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA), Gewässer- und Bodenschutzlabor (GBL), 1-229.
- HAUBER L. 1978: Wenn Steine reden. Geologie von Basel und Umgebung. Basel, 1-66.
- HAUBER L. 1992: Der Rhein als verbindendes Landschaftselement. Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel 102: 287-296.
- HAUSER F. 2000: Des- und Reintegration urbaner Gewässer. Eine Zustands- und Potentialanalyse in Schweizer Städten. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Bern, 1-201.
- HEINISCH R. 2003: Weiher helfen gegen die Überdüngung der Mittellandseen. *Kommunalmagazin* 3/03: 16-17.
- HELLMANN H. 1999: Qualitative Hydrologie – Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse. Lehrbuch der Hydrologie 2, Berlin, 1-468.
- HENSCHEL T., CALMANO W., MAASS V. & F. KREBS 2003: Gefährdungsabschätzung von Gewässersedimenten – Handlungsempfehlungen und Bewertungsvorschläge für eine integrierte Bewertung. In: STEINBERG C., CALMANO W., KLAPPER H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie VIII-8.1. Landsberg am Lech, 1-27 [Loseblattausgabe in 4 Ordnern, 1995-].
- HERRMANN U. 2004: Betreiberkonflikt und Nutzerzufriedenheit in der Brüglinger Ebene. Oberlehrerarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-69 + 50 S. Anhang.
- HEYER H.R. 1977: Brüglingen. Gutsbetrieb der Christoph Merian Stiftung, Botanischer Garten und Gelände der „Grün 80“, 2. Schweizerische Ausstellung für Garten- und Landschaftsbau 1980. Schweizerischer Kunstführer 223, Bern, 1-19.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA A. 1993: The dynamics and retention of phosphorus in lentic and lotic patches of two river-lake systems. *Hydrobiologia* 251: 257-268.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA A. 1999: Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity. *Hydrobiologia* 408/409: 349-358.
- HOELZMANN P. & D. ZELLMER 2002: Schwermetallkontamination in den Sedimenten der Spree. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 85-95.
- HOSTMANN M. & A. KNUTTI 2002: Befreite Wasser. Entdeckungsreisen in revitalisierte Flusslandschaften der Schweiz. Zürich, 1-191.
- HUBER M. & W. RAMSEIER 1995: Die Wasserführung der Birs. In: RAMSEIER W., HUGGEL S., KOLB B. & R. SALATHÉ (Red.): Münchenstein: Heimatkunde. Liestal, 58-62.

- HUGGENBERGER P. 2001: Wiese-Revitalisierung: Führen die Veränderungen der Sohlenstruktur zu einer Trinkwassergefährdung? *Regio Basiliensis* 42(1): 63-76.
- HUGGENBERGER P., REGLI C., EPTING J. & L. GULDENFELS 2004: Revitalisierung von Fließgewässern in Grundwasserschutzgebieten – ein Oxymoron? *Regio Basiliensis* 45(3): 195-212.
- HUNZIKER W. 1980: Die Planung der Grün 80 – ein Gemeinschaftswerk. *Anthos* 1/80: 2-4.
- HUNZIKER W., VOSS J. & H. MEIER 2000: Grün 80 – nach 20 Jahren. *Anthos* 1/00: 14-19.
- HUNZINGER L.M. 1998: Flussaufweitungen – Morphologie, Geschiebehaushalt und Grundsätze zur Bemessung. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie 159, Zürich, 1-206.
- HUPFER M. 1995: Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG C., CALMANO W., KLAPPER H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie IV-3.2. Landsberg am Lech, 1-22* [Loseblattausgabe in 4 Ordnern, 1995-].
- HUPFER M. 2001: Seesedimente. In: DOKULIL M., HAMM A. & J.-G. KOHL (Hrsg.): *Ökologie und Schutz von Seen*. Wien, 206-226.
- HUPFER M., GELBRECHT J., KÖHLER J., ACKERMANN G. & M. SCHULZ 2002: Nährstoffdynamik. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): *Die Spree. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten*. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 100-110.
- HÜTTER L.A. 1994: Wasser und Wasseruntersuchung. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Frankfurt am Main, 1-515.
- HUTTER C.-P. (Hrsg.), KAPFER A. & W. KONOLD 1993: Seen, Teiche, Tümpel und andere Stillgewässer. Biotope erkennen, bestimmen, schützen. Stuttgart, 1-153.
- ICPDD & WWF (Hrsg.) 1997: Renaturierung im Biosphärenreservat Donau-Delta/Rumänien. Die Inseln Babina und Cernovca. Institutul de Cercetare și Proiectare Delta Dunării & WWF-Auen-Institut, Tulcea, 1-120.
- IKSR (Hrsg.) 2001: Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers und des Schwebstoffs 1998. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz, 1-233.
- ILLIES J.H. 1982: Lebendige Tektonik am Oberrhein. In: HAILER N. (Hrsg.): *Natur und Landschaft am Oberrhein. Versuch einer Bilanz*. Veröffentlichung der Pfälzischen Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften in Speyer 70, Speyer, 9-20.
- IMBODEN C. 1976: *Leben am Wasser*. Kleine Einführung in die Lebensgemeinschaften der Feuchtgebiete. Basel, 1-240.
- IPSEN D. 2001: Towards a new water culture. In: DREISEITL H., GRAU D. & K.H.C. LUDWIG (Hrsg.): *Water-scapes. Planning, Building and Designing with Water*. Basel, 124-141.
- JÄGGI P. (Red.) 1980: *Grün 80: Der offizielle Ausstellungskatalog*. Basel, 1-448.
- JARZAT M.-L. 2003: État initial de l'Étang Nord: Étude écobiochimique et physico-chimique. Expérimentation de l'Oloïde. Unveröffentlichte Projektarbeit, Réserve Naturelle Petit Camargue Alsacienne, 1-70.
- JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., SØNDERGAARD M. & K. CHRISTOFFERSEN (Hrsg.) 1998: The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological Studies* 131, New York, 1-423.
- JEPPESEN E., SØNDERGAARD M., JENSEN J.P., HAVENS K.E., ANNEVILLE O., CARVALHO L., COVENEY M.F., DENEKE R., DOKULIL M.T., FOY B., GERDEAUX D., HAMPTON S.E., HILT S., KANGUR K., KÖHLER J., LAMMENS E.H.H.R., LAURIDSEN T.L., MANCA M., MIRACLE M.R., MOSS B., NÖGES P., PERSOON G., PHILLIPS G., PORTIELJE R., ROMO S., SCHELSKE C.L., STRAILE D., TATRAI I., WILLÉN E. & M. WINDER 2005: Lake response to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.
- JÜRGING P. & H. PATT (Hrsg.) 2005: *Fließgewässer- und Auenentwicklung*. Grundlagen und Erfahrungen. Berlin, 1-523.
- KAISER O. 2005: Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer. *Culterra* 44, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 1-280.
- KALBE L. 1972: Sauerstoff und Primärproduktion in hypertrophen Flachseen des Havelgebietes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 57: 825-862.
- KALBE L. 1997: *Limnische Ökologie*. Stuttgart, 1-296.
- KAMBER MAGGINI F. 2006: Giardini Arp in Locarno. *Anthos* 3/06: 22-25.
- KAMPE D. 1991: Ökologische Wasserkonzepte im Städtebau. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 265-274.
- KATTERFELD C. 2007: Die Bedeutung von Bachsedimenten im Phosphorhaushalt zweier Kleinzugsgebiete im Tafeljura und im Südschwarzwald. Dissertation am Geographischen Institut der Universität Basel, in Arbeit.
- KAUSCH H. 1991: Ökologische Grundlagen der Sanierung stehender Gewässer. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 72-86.

- KELLER S. 2006: Biotopverbund Regiobogen. Grenzüberschreitender Grüngürtel im Dreiländereck bei Basel. *Regio Basiliensis* 47(2): 77-84.
- KERLEN C. 2006: Zürich – Stadt am Wasser. *Anthos* 3/06: 4-13.
- KICKUTH R. 1984: Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. *Landschaft + Stadt, Beiträge zur Landespflege und Landesentwicklung* 16(3): 145-153.
- KIECHEL L. 1966: Schweizer Industrie in der elsässischen Grenzgegend willkommen. *Regio Basiliensis* 7(1): 100-103.
- KLAPPER H. 1992: Eutrophierung und Gewässerschutz. *Wassergütebewirtschaftung, Schutz und Sanierung von Binnengewässern*. Jena, 1-277.
- KLAPPER H. 1999: Lebensraum stehender Gewässer. In: FRIMMEL F.H. (Hrsg.): *Wasser und Gewässer*. Ein Handbuch. Heidelberg, 209-246.
- KLEINER J. & A. SEIPPEL 2006: Dorfbach Spreitenbach – 20 Jahre naturnaher Wasserbau. *Anthos* 3/06: 35-39.
- KŁOSOWSKI S. 1993: The shore vegetation in selected lakeland areas in northeastern Poland. *Hydrobiologia* 251: 227-237.
- KNALL J. 2006: Akzeptanz durch Mitwirkung? Das Beispiel Auenrevitalisierung. Eine räumlich orientierte Wirkungsanalyse des partizipativen Ansatzes im transdisziplinären Naturschutzprojekt „Stellmatten“. *Physiogeographica* 35, Universität Basel, 1-189.
- KOCH M. & M. SCHUMACHER 2006: Masterplanung Aabach Uster. *Anthos* 3/06: 46-49.
- KOCH R. 2007: Uferzonen kleiner Flusseinzugsgebiete der Region Basel – Geoökologische Prozesse, Stoffhaushalt, Funktionen und Kartierung. Dissertation am Geographischen Institut der Universität Basel, in Arbeit.
- KOHL J. 2001: Akzeptanz von Auenrevitalisierungen in der Grundwasserschutzzone eines städtischen Naherholungsgebiets. In: BEIERKUHNEIN C., BREUSTE J., DROLLINGER F., KLEYER M., POTSCHEIN M., STEINHARDT U. & R.U. SYRBE (Hrsg.): *Landschaften als Lebensraum. Analyse – Bewertung – Planung – Management*. Tagungsband zur 2. Jahrestagung der IALE-Region Deutschland, Oldenburg, 30-31.
- KOHL J., SCHMIDL F.L. & A. GURTNER-ZIMMERMANN 2002: Kooperation und Partizipation im transdisziplinären Stellmatten-Projekt. *Regio Basiliensis* 43(1): 43-54.
- KÖHLER J. & K. OCKENFELD 2002: Sauerstoffhaushalt. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): *Die Spree*. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 120-127.
- KÖHLER J. & N. WALZ 2002: Planktodynamik. In: KÖHLER J., GELBRECHT J. & M. PUSCH (Hrsg.): *Die Spree*. Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell* 10, Stuttgart, 111-120.
- KOSCHORREK M. 2005: Biogeochemische Prozesse an der Grenzschicht Sediment/Freiwasser. In: STEINBERG C., CALMANO W., KLAPPER H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie IV-8.1. Landsberg am Lech*, 1-16 [Loseblattausgabe in 4 Ordnern, 1995-].
- KOWARIK I. 2003: Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, 1-380.
- KOZERSKI H.-P. & A. KLEEBERG 1998: The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany). *International Review of Hydrobiology* 83(1): 77-112.
- KOZERSKI H.-P., BEHRENDT H. & J. KÖHLER 1999: The N and P budget of the shallow, flushed lake Müggelsee: retention, external and internal load. *Hydrobiologia* 408/409: 159-166.
- KUMMERT R. & W. STUMM 1989: Gewässer als Ökosysteme. Grundlagen des Gewässerschutzes. Zürich, 1-331.
- KUNZ E. 1982: Flussbauliche Massnahmen am Oberrhein von Tulla bis heute mit ihren Auswirkungen. In: HAILER N. (Hrsg.): *Natur und Landschaft am Oberrhein*. Versuch einer Bilanz. Veröffentlichung der Pfälzischen Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften in Speyer 70, Speyer, 34-50.
- KÜRY D. 1989a: Hohe pH-Werte als Folge der Eutrophierung in anthropogenen Naturschutzweihern und ihre Auswirkungen auf Libellen und Amphibien. Dissertation an der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel, 1-161.
- KÜRY D. 1989b: Stehende Gewässer. In: IMBECK-LÖFFLER P., HOFER H.R., HUFSCHEID N., KELLER W., MADÖRN W., SCHLÄPFER E. & P. SUTER: *Natur aktuell*. Lagebericht zur Situation der Natur im Kanton Basel-Landschaft im Jahr 1988. Grundlagen für ein Natur- und Landschaftsschutzkonzept. Quellen und Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft 32, Liestal, 137-142.
- KÜRY D. 2001: Die Birs im Spannungsfeld zwischen ökologischen und sozialen Ansprüchen. *Regio Basiliensis* 42(1): 23-34.
- KÜRY D., ZEHRINGER M. & C. HERRIOT 2000: Gewässerschutz – Erfolgsgeschichte und neue Herausforderung: 50 Jahre Gewässerschutzverband Nordwestschweiz 1950-2000. Basel, 1-40.
- KUTTLER W. 1991: Zum klimatischen Potential urbaner Gewässer. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 378-394.
- LABHARDT A. 1979: Les oiseaux nicheurs des bras morts du Rhin et du canal de Kembs. Les modifications dans la répartition des espèces. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 3/79 (775): 73-78.

- LACHAVANNE J.-B. & R. JUGE 2002: Weiher – besser als ihr Ruf. Kleine Gewässer als Hüter der Gewässerbioidiversität. *Hotspot* 6/02: S. 10.
- LAMERS L.P.M., LOEB R., ANTHEUNISSE A.M., MILETTO M., LUCASSEN E.C.H.E.T., BOXMAN A.W., SMOLDERS A.J.P. & J.G.M. ROELOFS 2006: Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.
- LAUER W. 1995: *Klimatologie*. Braunschweig, 1-269.
- LENZIN H. 2004: *Petite Camargue Alsacienne*. Botanischer Exkursionsführer mit Artenlisten und Routen. Basel, 1-218.
- LESER H. 1982: Die Landschaft der Basler Region und ihre naturräumlichen Gliederungsprobleme. *Regio Basiliensis* 23(1+2): 2-24.
- LESER H. 1997: *Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung*. Stuttgart, 1-644.
- LESER H. 2002: Geographie und Transdisziplinarität – Fachwissenschaftliche Ansätze und ihr Standort heute. *Regio Basiliensis* 43(1): 3-16.
- LFU (Hrsg.) 2000: *Vom Wildstrom zur Trockenaue*. Natur und Geschichte der Flusslandschaft am südlichen Oberrhein. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Naturschutz-Spectrum Themen 92, Ubstadt-Weiher, 1-496.
- LFU (Hrsg.) 2002: *Freizeit und Erholungsvorsorge im Landschaftsplan*. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Merkblätter zur Landschaftspflege und zum Naturschutz 3.6, Augsburg, 1-15.
- LINIGER H. 1966: Das plio-altpleistozäne Flussnetz der Nordschweiz. *Regio Basiliensis* 7(2): 158-177.
- LIVINGSTONE D.M. 2004: Eisbedeckung von Seen und Flüssen. *Klimatrends aus historischen Aufzeichnungen*. *Eawag News* 58d: 19-22.
- LORCH H.-J. 2000: Eintrag und Umsatz gelöster Kohlenstoffverbindungen. In: GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.): *Aquatische Systeme. Biogene Belastungsfaktoren – Organische Stoffeinträge – Verhalten von Xenobiotika. Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie* 3B, Berlin, 15-28.
- LUBINI V. 1994: Hydrobiologische Untersuchungen im Unterlauf der Thur (Kanton Zürich, Schweiz). 1. Libellen, Eintags-, Stein-, Köcher- und Schlammfliegen. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich* 139(1): 23-31.
- LUCAS S. 2001: *Durchflusmesstechnik im Abwasserbereich*. Eppingen, 1-41.
- LUTTEN L.-P. 1984: *La Petite Camargue Alsacienne. Réserve naturelle*. Mulhouse, 1-69.
- MALLIN M.A., ENSIGN S.H., WHEELER T.L. & D.B. MAYES 2002: Pollutant Removal Efficacy of Three Wet Detention Ponds. *Journal of Environmental Quality* 31: 654-660.
- MARCOLLI P. & F. WIDMER (Red.) 2005: Brüglinger Ebene. 25 Jahre nach der „Grün 80“: Zustand und Perspektiven eines Natur-, Kultur- und Freizeitgebietes. Beilage der Basler Zeitung vom 12. April 2005: 1-12.
- MARION L. & L. BRIENT 1998: Wetland effects on water quality: input-output studies of suspended particulate matter, nitrogen (N) and phosphorus (P) in Grand-Lieu, a natural plain lake. *Hydrobiologia* 373/374: 217-235.
- MASNADA S. & M. WURTZ 2001: Étude écobioologique d'une portion de l'Augraben, ruisseau traversant la Petite Camargue Alsacienne. Étude des facteurs abiotiques. *Regio Basiliensis* 42(3): 269-278.
- MASNADA S. & M. WURTZ 2002: Étude écobioologique d'une portion de l'Augraben, ruisseau traversant la Petite Camargue Alsacienne. 2^e Partie: Étude des facteurs biotiques. *Regio Basiliensis* 43(3): 241-255.
- MAURER N. 2003: Bestimmung der östrogenen und androgenen Aktivität von UV-Absorbern in vitro. Diplomarbeit an der ETH Zürich, 1-67.
- MCCARTHY J.F. & J.M. ZACHARA 1989: Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science & Technology* 23(5): 496-502.
- MEIER-KÜPFER H. 1982: Florenwandel und Vegetationsveränderungen in der Umgebung von Basel seit dem 17. Jahrhundert. Unteres Birstal und Gemeinde Muttenz. Dissertation an der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel, 1-448.
- MENZ N. 1994: Konflikte bei der Umsetzung von Revitalisierungsmassnahmen in Ballungsgebieten – Beispiel Lauter im Verdichtungsraum Stuttgart. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): *Revitalisierung einer Flusslandschaft. Initiativen zum Umweltschutz* 1, Osnabrück, 232-241.
- MIETZ O. 1996: Die Entwicklung eines Klassifizierungssystems für die glazial entstandenen Seen Deutschlands zur Quantifizierung der Trophie im Istzustand. *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 2: 62-82.
- MINDER C. 2003: Freizeittourismus am Bergsee: Nutzung einer stadtnahen Attraktion. *Regio Basiliensis* 44(3): 233-240.
- MINDER R. 1989: Fische. In: IMBECK-LÖFFLER P., HOFER H.R., HUFSCHEID N., KELLER W., MADÖRIN W., SCHLÄPFER E. & P. SUTER: *Natur aktuell. Lagebericht zur Situation der Natur im Kanton Basel-Landschaft im Jahr 1988*. Grundlagen für ein Natur- und Landschaftsschutzkonzept. Quellen und Forschungen zur Geschichte und Landeskunde des Kantons Basel-Landschaft 32, Liestal, 276-284.

- MOSIMANN T. 1997: Prozess-Korrelations-System des elementaren Geoökosystems. In: LESER H.: Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Stuttgart, 262-270.
- MÖSSLACHER F. & C. GRIEBLER 2003: Grundwasser, der unbekannt Lebensraum. In: GRIEBLER C. & F. MÖSSLACHER (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie. Wien, 17-43.
- NIEDERHAUSER K. 2002: Die Schwermetallbelastung der Böden der hinteren Langen Erlen. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-153.
- NZZ 1980: Grün 80 – Träume und nüchterne Bilanz. Neue Zürcher Zeitung vom 11./12. Oktober 1980: S. 35.
- OERTLI B., AUDERSET JOYE D., CASTELLA E., JUGE R. & J.-B. LACHAVANNE 2000: Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Université de Genève (LEBA) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Genève, 1-434.
- PADISÁK J. (Red.) 2002: Shallow Lakes 2002. International Conference on Limnology of Shallow Lakes [Balatonfüred, Hungary]. Veszprém, 1-309.
- PADISÁK J. & C.S. REYNOLDS 2003: Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia* 506-509: 1-11.
- PARAVICINI G. 1997: Revitalisierung von Fließgewässern im Kanton Luzern. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35: 29-41.
- PATT H., JÜRGING P. & W. KRAUS 2004: Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Berlin, 1-423.
- PFADENHAUER J. 1987: Auswirkungen der Trittbelastung an Gewässern durch den Erholungsverkehr. In: WEISSER H. & A. KOHLER (Hrsg.): Feuchtgebiete. Ökologie, Gefährdung, Schutz. Am Beispiel ober-schwäbischer Gewässer und Moore. Ökologie & Naturschutz 1, Gaimersheim, 195-199.
- PHILIPPI G. 1982: Änderungen der Flora und Vegetation am Oberrhein. In: HAILER N. (Hrsg.): Natur und Landschaft am Oberrhein. Versuch einer Bilanz. Veröffentlichung der Pfälzischen Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften in Speyer 70, Speyer, 87-105.
- PLATTNER R.A. 1980: Leitgedanken zur Gestaltung der Grün 80 oder der grosse Hut über vielen Interessen. *Anthos* 1/80: 5-7.
- POMOGYI P. 1993: Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System. *Hydrobiologia* 251: 309-320.
- POTSCHIN M. 1999: Stehende Gewässer. In: ZEPP H. & M.J. MÜLLER (Hrsg.): Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenbuch. Forschungen zur deutschen Landeskunde 244, Flensburg, 289-312.
- POTT R. & D. REMY 2000: Gewässer des Binnenlandes. Stuttgart, 1-255.
- PREISENDORFER R.W. 1986: Secchi disk science: Visual optics of natural waters. *Limnology and Oceanography* 31(5): 909-926.
- PROCLIM (Hrsg.) 2005: Hitzesommer 2003. Synthesebericht basierend auf den Referaten und Beiträgen zum Forum Hitzesommer 2003 vom 7. Juli 2005. Forum for Climate and Global Change, Bern, 1-28.
- PUNNING J.-M. & K. TÖUGU 2000: C/N ratio and fossil pigments in sediments of some Estonian lakes: an evidence of human impact and Holocene environmental change. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 549-567.
- PUSCH M., FIEBIG D., BRETTAR I., EISENMANN H., ELLIS B.K., KAPLAN L.A., LOCK M.A., NAEGELI M.W. & W. TRAUNSPURGER 1998: The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology* 40: 453-495.
- RAHMANN H., ZINTZ K. & M. HOLLNAICHER 1988: Oberschwäbische Kleingewässer. Limnologisch-faunistische Aspekte zur ökologischen Beurteilung. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 56, Karlsruhe, 1-212.
- RAMSEIER W. 1995: Fischweid. In: RAMSEIER W., HUGGEL S., KOLB B. & R. SALATHÉ (Red.): Münchenstein: Heimatkunde. Liestal, 114-116.
- RASTETTER V. 1979: La Petite Camargue Alsacienne: Contribution à la flore phanérogamique & cryptogamique et recensement des associations végétales dans le cadre de la protection des sites à vocation écologique. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 3/79 (775): 57-71.
- REDDY K.R., KADLEC R.H., FLAIG E. & P.M. GALE 1999: Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29(1): 83-146.
- REGLI C., RAUBER M. & P. HUGGENBERGER 2003: Analysis of aquifer heterogeneity within a well capture zone, comparison of model data with field experiments: A case study from the river Wiese, Switzerland. *Aquatic Science* 65(2): 111-128.
- REGLI C., GULDENFELS L. & P. HUGGENBERGER 2004a: Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung. *Gas Wasser Abwasser* 4/04: 261-272.
- REGLI C., ROSENTHALER L. & P. HUGGENBERGER 2004b: GEOSAV: a simulation tool for subsurface applications. *Computers & Geosciences* 30(3): 221-238.
- REINAUER R., GEIGER T. & M. HOFMANN 2004: Integrierte Siedlungsentwässerung am Beispiel der Stadt Basel. *Regio Basiliensis* 45(3): 243-252.

- REKLIP (Hrsg.) 1995: Klimaatlas Oberrhein Mitte-Süd. Kartenband. Trinationale Arbeitsgemeinschaft Regio-Klima-Projekt, Zürich [Loseblattausgabe in 1 Ordner].
- RHEINSCHEIFFAHRTSAMT BASEL 1961/62: Die Schliessung des Hüninger Zweigkanals und ihre Folgen für die Basler Rheinhäfen. *Regio Basiliensis* 3(1): 188-190.
- ROESLE A., PAUTASSO M., VALENCAK M. & O. ZIESCHANG 2001: Irchelpark 2001. Interdisziplinäres Projekt Bäume und Wälder in der Stadt und im stadtnahen Raum (Urban Forestry). Semesterarbeit am Departement Forstwissenschaften der ETH Zürich, 1-41.
- ROHDE S. 2006: Flussaufweitungen – neue Räume am Wasser. *Anthos* 3/06: 30-34.
- ROSSKNECHT H. 1984: Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten. *Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee* 31: 1-45.
- ROTH C., FUCHS E., GROSSENBACHER K., JUNGEN H., KLÖTZLI F. & H. MARRER 1981: Naturnahe Weiher – ihre Planung, Gestaltung und Wiederherstellung. Eine Wegleitung zur Förderung gefährdeter Lebensgemeinschaften. Bundesamt für Forstwesen, Bern, 1-80.
- RRC (Hrsg.) 2002: *Manual of River Restoration Techniques*. The River Restoration Centre, Bedford [Loseblattausgabe in 1 Ordner, 1999-].
- RÜCKRIEM C. 1994: Landschaftsökologisches Leitbild für die Lippau – Konkretisierung einer allgemeinen Planungskonzeption am Beispiel von Auenwald und Grünland. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): *Revitalisierung einer Flusslandschaft. Initiativen zum Umweltschutz 1*, Osnabrück, 387-397.
- RÜETSCHI D. 2004: Basler Trinkwassergewinnung in den Langen Erlen. *Biologische Reinigungsleistung in den bewaldeten Wasserstellen*. *Physiographica* 34, Universität Basel, 1-348 + 76 S. Anhang.
- SALATHÉ R. 2000: Die Birs. *Bilder einer Flussgeschichte*. Liestal, 1-172.
- SCHEFFER M. 2004: *Ecology of Shallow Lakes*. *Population and Community Biology Series 22*, Dordrecht, 1-357.
- SCHENK P. 2006: *Petite Camargue Alsacienne wächst*. *Basler Zeitung* vom 11. Mai 2006: S. 11.
- SCHENKER A. 1992a: Naturräumliche Gegebenheiten am Oberrhein. In: GALLUSSER A. & A. SCHENKER (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein – Les zones alluviales du Rhin supérieur*. Basel, 3-17.
- SCHENKER A. 1992b: *Petite Camargue Alsacienne – beharrliche Restnatur in Stadtnähe*. In: GALLUSSER A. & A. SCHENKER (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein – Les zones alluviales du Rhin supérieur*. Basel, 83-91.
- SCHLUMBERGER O. 1979: *Histoire de la pisciculture*. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 3/79 (775): 35-39.
- SCHMASSMANN H. 1963: Die Verunreinigung der Birs. Bericht über die chemische Untersuchung der Birs vom 28./29. August 1962. Bericht der Fachkommission für regionale Gewässerschutzfragen der Regionalplanungsgruppe Nordwestschweiz 4, Zürich, 1-27.
- SCHMASSMANN H., SCHMASSMANN W. & E. WYLEMANN 1950: Die Oberflächengewässer, Grundwasservorkommen und Abwässer des unteren Birstales. Liestal, 1-572.
- SCHMIDT E.G. 1991: Der Stadtparkteich – ein urbanes Ökosystem. Modell einer ganzheitlich-funktionalen Ökosystemanalyse. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 87-101.
- SCHNEIDER R. 1976: Zur Geologie des Bodens von Birsfelden. In: RÜDISÜHLI K. (Hrsg.): *Heimatkunde Birsfelden*. Festschrift zum hundertjährigen Bestehen der selbständigen Gemeinde Birsfelden. Liestal, 21-35.
- SCHÖNBORN W. 2000: Auftreten von Sauerstoffdefiziten in Gewässern. In: GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.): *Aquatische Systeme. Grundlagen – Physikalische Belastungsfaktoren – Anorganische Stoffeinträge*. *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie 3A*, Berlin, 329-338.
- SCHÖNFELDER I. 2000: Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. In: STEINBERG C., CALMANO W., KLAPPER H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie VIII-7.2*. Landsberg am Lech, 1-62 [Loseblattausgabe in 4 Ordnern, 1995-].
- SCHREIBER K.-F. 1994: Auenrevitalisierung in Mitteleuropa aus landschaftsökologischer Sicht. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): *Revitalisierung einer Flusslandschaft. Initiativen zum Umweltschutz 1*, Osnabrück, 6-39.
- SCHUHMACHER H. 1991: Limnologische Vorgaben und Bewertungskriterien zur ökologischen Verbesserung urbaner Fließgewässer. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): *Urbane Gewässer*. Essen, 16-36.
- SCHUHMACHER H. 1998: *Stadtgewässer*. In: SUKOPP H. & R. WITTIG (Hrsg.): *Stadtökologie*. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. Jena, 201-218.
- SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.) 1991: *Urbane Gewässer*. Essen, 1-528.
- SCHWABE E. 1992a: Der Ausbau als Wasserstrasse. In: GALLUSSER A. & A. SCHENKER (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein – Les zones alluviales du Rhin supérieur*. Basel, 55-56.
- SCHWABE E. 1992b: Das grosse Werk der Rheinkorrektur. In: GALLUSSER A. & A. SCHENKER (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein – Les zones alluviales du Rhin supérieur*. Basel, 50-54.

- SCHWOERBEL J. & H. BRENDENBERGER 2005: Einführung in die Limnologie. Stuttgart, 1-340.
- SIEGENTHALER C. 2003: Veränderungen im Ökosystem Brienzensee. Projekt 3.1: Analyse vorhandener Datenreihen. Gewässer- und Bodenschutzlabor (GBL), Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern (GSA), 1-25 + 22 S. Anhang.
- SOMMER U. 1994: Planktologie. Berlin, 1-274.
- SØNDERGAARD M., JENSEN J.P. & E. JEPPESEN 2005: Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605-1615.
- SØNDERGAARD M., KRISTENSEN P. & E. JEPPESEN 1992: Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia* 228: 91-99.
- SPELLMANN F.R. & J.E. DRINAN 2001: Stream Ecology & Self-Purification. An Introduction. Lancaster, 1-261.
- STEINBERG C. 1989: Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 43: 190-218.
- STEINBERG C., BRÜGGEMANN R. & W. TRAUNSPURGER 1999: Öko(toxi)kologische Beurteilung von Gewässerverunreinigungen. In: FRIMMEL F.H. (Hrsg.): Wasser und Gewässer. Ein Handbuch. Heidelberg, 447-505.
- STELZER P. 1994: Wiederherstellung der natürlichen Flussdynamik in der Haseaue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung autotypischer Biotop. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flusslandschaft. Initiativen zum Umweltschutz 1, Osnabrück, 112-125.
- STERN C. 1980: Naturnahe Gestaltung mit „Importgestein“. Zitiert in: *Der Gartenbau* 45/80: S. 2168.
- STUCKI O. 2002: Tagesganglinien wasserchemischer Parameter in der Grundwasseranreicherungsfläche „Hintere Stellimatte“. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Wassertemperatur. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-127 + 32 S. Anhang.
- STUCKI O. 2004: Der Quellsee in der Brüglinger Ebene (Grün 80): Eine echte Oase? Ein urbanes Gewässer als Natur-, Lebens- und Erholungsraum. *Regio Basiliensis* 45(3): 229-241.
- STUCKI O., GEISSBÜHLER U. & C. WÜTHRICH 2002: Tägliche Schwankungen des limnökologischen Milieus in den Versickerungsflächen der „Langen Erlen“. *Regio Basiliensis* 43(3): 227-240.
- STUCKI O., GEISSBÜHLER U. & C. WÜTHRICH 2006: Selbstreinigungsprozesse im Gewässersystem der Petite Camargue Alsacienne: Chance für Natur- und Gewässerschutz? *Regio Basiliensis* 47(2): 97-108.
- SULSER H.-U. 1982: Entwicklung und Perspektiven des Verkehrssystems in der Regio. *Regio Basiliensis* 23(1+2): 184-200.
- SURRIDGE B., HEATHWAITE L. & A. BAIRD 2005: The exchange of phosphorus between riparian wetland sediments, pore water and surface water. In: HEATHWAITE L., WEBB B., ROSENBERY D., WEAVER D. & HAYASHI M. (Hrsg.): Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands. International Association of Hydrological Sciences Publication 294, Wallingford, 37-45.
- TÁTRAI I., MÁTYÁS K., KORPONAI J., SZABÓ G., POMOGYI P. & J. HÉRI 2005: Response of Nutrients, Plankton Communities and Macrophytes to Fish Manipulation in a Small Eutrophic Wetland Lake. *International Review of Hydrobiology* 90(5-6): 511-522.
- THIENEMANN A. 1925: Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung. Die Binnengewässer 1, Stuttgart, 1-255.
- THIESMEIER B. & T. KORDGES 1991: Leitlinien zur ökologischen Verbesserung städtischer Teiche in Park- und Grünanlagen unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna. In: SCHUHMACHER H. & B. THIESMEIER (Hrsg.): Urbane Gewässer. Essen, 103-113.
- THOMANN F. 1981: Die 184 Tage der Grün 80. Basler Stadtbuch 1980, Basel, 9-28.
- THOMANN F. & H. JAEGGI 1980: Grün 80. Das Erinnerungsbuch. Basel, 1-100.
- TITTIZER T. & F. KREBS 1996: Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen. Eine Bilanz. Berlin, 1-468.
- TOCKNER K., PAETZOLD A. & U. KARAS 2002: Leben in der Flussdynamik zwischen Trockenfallen und Hochwasser. In: BAYERISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (Hrsg.): Katastrophe oder Chance? Hochwasser und Ökologie. Rundgespräche der Kommission für Ökologie 24, München, 37-46.
- TRENKLE E. 2002: BirsVital: Zurück zur Natur. Bau- und Umwelt-Zeitung [Bau- und Umweltschutzdirektion BL] 34: S. 3.
- UHLMANN D. & W. HORN 2001: Hydrobiologie der Binnengewässer. Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Stuttgart, 1-528.
- UNTERSEHER E. 1992: Der moderne Oberrheinausbau – Durchführung und Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt und die Landnutzung. In: GALLUSSER A. & A. SCHENKER (Hrsg.): Die Auen am Oberrhein – Les zones alluviales du Rhin supérieur. Basel, 57-67.
- VAN DER NAT D. 2002: Ecosystem Processes in the Dynamic Tagliamento River (NE-Italy). Dissertation an der ETH Zürich, 1-159.
- VAN DONK E., GULATI R.D., IEDEMA A. & J.T. MEULEMANS 1993: Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. *Hydrobiologia* 251: 19-26.

- VON GUNTEN H.R., STURM M. & R.N. MOSER 1997: 200-Year Record of Metals in Lake Sediments and Natural Background Concentrations. *Environmental Science & Technology* 31(8): 2193-2197.
- VEST M. 1999: Auswirkungen städtischer und ländlicher Einflussnahmen auf ein urbanes (Still-)Gewässer, dargestellt am Beispiel des Aasees in Münster (Westf.). *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 61(1): 1-112.
- VIDAL A. 1999: Die Avifauna der Regenaue nördlich Regensburg vor und nach dem Bau der Bundesautobahn A 93. *Natur und Landschaft, Zeitschrift für Naturschutz und Landespflege* 74(4): 156-160.
- VIETINGHOFF H. 2000: Die Verdunstung freier Wasserflächen – Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung. *UFO Naturwissenschaft* 201, Allensbach, 1-113.
- VÖGLI T. 2003: Zustand und Funktion einer Pflanzenkläranlage (Grün 80) nach 24jährigem Betrieb. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-84 + 15 S. Anhang.
- VOLLENWEIDER R. 1982: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, 1-154.
- VOSER M. 1995: Gewässer gezielt revitalisieren. *VGL Information* 4/95: 3-5.
- WAGNER B., SCHRÖDER H.G., GÜDE H., SANZIN W. & U. ENGLER 1998: Zustand des Seebodens 1992-1994. Sedimentinventare – Phosphor – Oligochaeten. *Berichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee* 47: 1-46 + 32 S. Anhang.
- WARKEN E. 2001: Vegetationsdynamik in den Grundwasseranreicherungsflächen „Hintere Stellmatten“. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-101 + 6 S. Anhang.
- WEIDMANN H. & H. MEDER 1994: Sandoz-Rheinfonds: Verhandlungen des Symposiums vom 3.-4. September 1992. Basel, 1-212.
- WEIGER H. & C. MARGRAF 2003: Hochwasserschutz an der bayerischen Donau – Eine Chance für den Auen-schutz? *Natur und Landschaft* 78(4):130-137.
- WELCH E.B. & G.D. COOKE 1995: Internal phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. *Lake and Reservoir Management* 11(3): 273-281.
- WETZEL R.G. 2001: *Limnology. Lake and River Ecosystems*. San Diego, 1-1006.
- WILDERMUTH H. 1985: *Natur als Aufgabe. Leitfaden für die Naturschutzpraxis in der Gemeinde*. Basel, 1-298.
- WILDI W., DOMINIK J., LOIZEAU J.-L., THOMAS R.L., FAVARGER P.-Y., HALLER L., PERROUD A. & C. PEY-TREMAN 2004: River, reservoir and lake sediment contamination by heavy metals downstream from urban areas of Switzerland. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 9: 75-87.
- WINKLER J. 1995: Die Brüglinger Ebene: Ihre Entstehung und ihr heutiges Aussehen. In: RAMSEIER W., HUG-GEL S., KOLB B. & R. SALATHÉ (Red.): *Münchenstein: Heimatkunde*. Liestal, 63-80.
- WISSING F. & K. HOFMANN 2002: *Wasserreinigung mit Pflanzen*. Stuttgart, 1-273.
- WITTMANN O. 1961: Die Niederterrassenfelder im Umkreis von Basel und ihre kartographische Darstellung. *Basler Beiträge zur Geographie und Ethnologie* 3, Basel, 1-46.
- WOODWARD R. 2001: Water in landscape. In: DREISEITL H., GRAU D. & K.H.C. LUDWIG (Hrsg.): *Waterscapes. Planning, Building and Designing with Water*. Basel, 12-39.
- WOOLSEY S., WEBER C., GONSER T., HOEHN E., HOSTMANN M., JUNKER B., ROULIER C., SCHWEIZER S., TIEGS S., TOCKNER K. & A. PETER 2005: *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes*. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag), Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW) und Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH), Kastanienbaum, 1-111.
- WÜTHRICH C. 2003: Der Bergsee Bad Säkingen: Die Revitalisierung eines urbanen Sees. *Regio Basiliensis* 44(3): 205-220.
- WÜTHRICH C. & U. GEISSBÜHLER 2002: Auenrevitalisierung in einer städtischen Grundwasserschutzzone. Probleme und Chancen transdisziplinärer Forschung. *Regio Basiliensis* 43(1): 29-41.
- WÜTHRICH C. & H. LESER 2006: *Geoökologischer Laborkurs. Das Handbuch zum Kurs*. Geographisches Institut der Universität Basel, 1-115.
- WÜTHRICH C. & L. SIEGRIST 1999: Ökodiversität natürlicher Auenlandschaften: Ansätze zur strukturellen Revitalisierung. In: EDER S. & A. GURTNER-ZIMMERMANN (Hrsg.): *Hochrheinrenaturierung in Stadt und Agglomeration Basel*. Basler Stadt- und Regionalforschung 17, Basel, 32-44.
- WÜTHRICH C., GEISSBÜHLER U. & D. RÜETSCHI 2001: Revitalisierung und Trinkwasserschutz in der dicht genutzten Wiese-Ebene. Feuchtgebiete als Reinigungsstufe. *Regio Basiliensis* 42(1): 97-116.
- WÜTHRICH C., HUGGENBERGER P., FREIBERGER H., GEISSBÜHLER U., REGLI C. & O. STUCKI 2006: *Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Forschungsprojekt F1.03*, Universität Basel, 1-83.
- WÜTHRICH C., HUGGENBERGER P., GURTNER-ZIMMERMANN A., GEISSBÜHLER U., KOHL J., ZECHNER E. & O. STUCKI 2003: *Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen)*. Schlussbericht MGU-Projekt F2.00, Universität Basel, 1-156.

- ZAUGG STERN M. & M. HOSTMANN 2006: Vom Expertenentscheid zum Risikodialog. *Eawag News* 61d: 12-14.
- ZECHNER E., HUGGENBERGER P., WÜLSER R., GEISSBÜHLER U. & C. WÜTHRICH 2002: Effects of wetland restoration on drinking water quality: model-based evaluation with radon-222 and chloride data. *Acta Universitatis Carolinae Geologica* 46: 368-372.
- ZEMP M. 1995: Die Vegetation im Botanischen Garten in Brüglingen. Basel, 1-44.
- ZIMMERLI W. & E. MORF 1980: Gewässer an der „Grün 80“: Spiegelbilder unserer Umwelt. Zitiert in: *Der Gartenbau* 35/80: 1651-1652.
- ZINTZ K. & J. BÖHMER 2002: Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren für Seen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Literaturstudie. In: STEINBERG C., CALMANO W., KLAPPER H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie VIII-7.3. Landsberg am Lech*, 1-52 [Loseblattausgabe in 4 Ordnern, 1995-].

Bildtafeln

Brüglinger Ebene – Quellsee

- 1 Das zweite Becken des Pflanzenklärgbietes ist hauptsächlich mit Schilfrohr bewachsen. Im Winter zeigt der eisfreie Teil den hauptsächlichlichen Fließweg an (14.2.2003).
- 2 Der Schilfrohrgürtel dient beim Quellsee der natürlichen Besucherlenkung, da er in der Regel den direkten Zugang zum Wasser versperrt (15.5.2003).
- 3 Das Wettergeschehen hat seine Auswirkungen auf das Verhalten verschiedener Parameter im Quellsee. Im Winter wird dies z.B. sichtbar, wenn nur ein Teil des Sees gefroren ist und zudem starker Wind auf dem Eis für Schneeverwehungen sorgt (29.1.2004).
- 4 Eine Kolbenente (♀) ist Wintergast auf dem Quellsee (31.3.2004).
- 5 Die Teichralle ist im Park „Im Grünen“ kein scheuer Vogel mehr (31.3.2004).
- 6 Das erste Becken des Pflanzenklärgbietes ist mosaikartig mit Seggen (Vordergrund), Schilfrohr (hinten links) und Rohrkolben (dazwischen und hinten rechts) bewachsen (31.3.2004).
- 7 Zur Verwunderung der Passanten ist der Bisam (im Quellsee) manchmal auch tagsüber unterwegs (31.3.2004).
- 8 Der Quellsee weist auch direkt zugängliche Uferpartien auf; im Hintergrund ist der Wolkenhügel zu sehen (22.4.2004).
- 9 Im sonst komplett zugefrorenen Quellsee hält sich das Schwanenpaar ein Wasserloch offen (28.1.2005).
- 10 Im Teichbächlein bilden Äste und Geniste natürliche Strukturen (22.2.2005).
- 11 Auch im Winter ist der Park „Im Grünen“ beliebtes Erholungsgebiet. Der Quellsee bietet dabei manch fotogenes Sujet und lässt die urbane Umgebung vergessen (28.2.2005).
- 12 Ein breiter Steg dient der Überquerung des St. Alban-Sees (2.3.2005).
- 13 Gebüsche und Waldfragmente sind – neben den Gewässern – typische Strukturen des Parks „Im Grünen“, insbesondere im östlichen Teil (11.4.2005).
- 14 Der im Rahmen der Saurier-Ausstellung im Jahr 2005 östlich des Quellsees aufgestellte Seismosaurus ersetzt den bisherigen, von der Grün 80 stammenden Dinosaurier (12.8.2005).
- 15 Neben den Rotwangen-Schmuckschildkröten leben auch einzelne Europäische Sumpfschildkröten im Quellsee (12.8.2005).
- 16 An den Gewässern sind auch Libellen zu beobachten, wie z.B. der Grosse Blaupfeil (♀) im Schilfröhricht des Quellsees (17.8.2005).

Petite Camargue Alsacienne – Étang U

- 17 In der Petite Camargue Alsacienne sind immer wieder Quelltümpel – wie der Étang de la Heid im Grand Marais – zu entdecken (5.10.2004).
- 18 Bei der ehemaligen Schleuse 2 am Canal de Huningue wird das Wasser für die Rigole abgezweigt. Der Einlauf ist mit einer Ölsperre und einem Rechen versehen (20.12.2004).
- 19 Das Wasser des Chenal des Sources weist auch im Winter Temperaturen von 10 °C auf und ist daher auch bei grosser Kälte nicht zugefroren (25.1.2005).
- 20 Der „Endsee“ des Grand Marais ist grossflächig von Schilfröhricht umgeben (25.1.2005).
- 21 Weiden auf der Halbinsel des Étang U dienen Graureihern als Brutplätze (31.5.2005).
- 22 Vom linken Schenkel des Étang U aus ist der Beobachtungsstand unmittelbar beim Einlauf zu sehen (31.5.2005).
- 23 Im Wasser stehende, abgestorbene Bäume und Sträucher zeugen von den Massnahmen zur Reaktivierung der offenen Wasserfläche des Étang U (31.5.2005).
- 24 Das Grand Marais weist auch mehr oder weniger terrestrische Bereiche auf (vgl. Abb. 3.9), welche von Schottischen Hochlandrindern beweidet werden (13.12.2005).

Fotos 17, 18, 21 und 22: U. Geissbühler; alle anderen Fotos: O. Stucki



1



2



3



4



5



6



7



8



9



10



11



12



13



14



15



16



17 18



19 20



21 22



23 24

