

# **Selbstreinigung urbaner Flusslandschaften bei Basel**

Inwertsetzung revitalisierter und naturnaher Auen- und Feuchtgebiete in  
den Flussebenen von Wiese, Birs und Rhein

## **Inauguraldissertation**

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

von

Urs Geissbühler

aus Lauperswil (BE)

Basel, 2007

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

Basel, den 19. Dezember 2006

Prof. Dr. H.-P. Hauri  
Dekan

## Vorwort

*Mir kommen die Wege, auf denen die Menschen zur Erkenntnis gelangen fast ebenso bewunderungswürdig vor wie die Natur der Dinge selbst.*

Johannes Kepler (1571-1630)

Die Selbstreinigungskraft des Wassers wird von der Wissenschaft seit dem frühen 19. Jahrhundert beobachtet und erforscht. Sie bezeichnet das Vermögen eines Gewässers, mit Hilfe von pflanzlichen und tierischen Mikroorganismen aus natürlichen Quellen stammende oder vom Menschen eingeleitete organische Stoffe abzubauen. Gerade im Uferbereich von Auen- und in Überflutungsgebieten ist die Selbstreinigungsleistung besonders ausgeprägt. Zum Schutze des Grundwassers (und somit auch des Trinkwassers) und zur Erhaltung einer grossen Artenvielfalt müssen deshalb die noch vorhandenen Auen erhalten werden. Ehemalige Auenlandschaften könnten dank Revitalisierungen ihre ursprüngliche Funktion für den Grundwasserschutz vermehrt wieder wahrnehmen. Auch in städtischen Räumen!

Urs Geissbühler, Nuglar im Oktober 2006



*Das zur ehemaligen Flusslandschaft des Oberrheins gehörende Gebiet der Petite Camargue Alsacienne (F) weist auch heute noch vielfältige, naturnahe Gewässer- und Feuchtgebietsstrukturen – und damit ein grosses Selbstreinigungspotenzial – auf. (Photo: Urs Geissbühler 1.2.2006)*

## Dank

Nach fast fünf Projekt-Jahren hat mich Prof. Dr. Dr. h.c. Hartmut Leser doch noch überzeugen können, aus dem grossen Ergebnisfundus diese Arbeit entstehen zu lassen. Dafür und für die Betreuung möchte ich meinen grossen Dank aussprechen. Einen weiteren herzlichen Dank gebührt Prof. Dr. Leo Jenni, der als Leiter von MGU unsere Projekte stets aufmerksam mitverfolgte und schon im wohlverdienten „Ruhestand“ für die Übernahme des Korreferates gewonnen werden konnte und damit meiner Dissertation wertvolle Impulse gab. Seit der „AG Polarökologie“ im 2. Semester meines Geographiestudiums bin ich nicht mehr von Dr. Christoph Wüthrich „losgekommen“. Sein kompetentes Fachwissen und nicht zuletzt seine anregenden Lehrveranstaltungen führten mich dazu, bei ihm auch die Diplomarbeit in den Langen Erlen zu schreiben: Dies eröffnete mir das Tor zu den MGU-Projekten und ich möchte ihm für alles meinen besten Dank aussprechen.

Nebst dem pauschalen Dank an all meine KollegInnen am Geographischen Institut (GI) (namentlich: Randy Koch, Christian Katterfeld, Edith Beising, Heike Freiberger und Rainer Weissshaidinger) möchte ich einen speziell grossen Dank an meinen ehemaligen Diplomanden in den Stellmatten und anschliessenden Büro- und Doktoranden-Kollegen Oliver Stucki aussprechen. Wir hatten eine sehr freundschaftliche und produktive Zusammenarbeit und mit Oliver konnte so manches EDV-Problem elegant überwunden werden! Dem Laborteam des Geographischen Instituts, Marianne Caroni und Heidi Strohm, sowie dem Werkstatteleiter Paul Müller und unserer Sekretärin Rosi Gisin bin ich für all ihre Einsätze dankbar.

Ebenfalls gilt mein herzlicher Dank allen weiteren Projektbeteiligten und durch Unterstützung und Hilfestellung Involvierten. Von der Universität Basel: Dr. Daniel Rüetschi (GI), Erik Warken (GI), Thomas Vögtli (GI), Karin Ammon (GI), Kathrin Niederhauser (GI), Dr. Jessica Knall (GI), Prof. Dr. Peter Huggenberger (Geologisch Paläontologisches Institut, GPI), Dr. Eric Zechner (GPI), Dr. Christian Regli (GPI), Roger Sauder (Biozentrum), Dr. Andrew Lee (WWZ). Von behördlicher Seite oder weiteren Stellen: Dr. Rodolfo Lardi (Tiefbauamt BS, TBA), Ruedi Bossert (TBA), Gijsbert Hinnen und sein Team (TBA), Dr. Richard Wülser und sein Laborteam (Industrielle Werke Basel, IWB), Werner Moser (IWB), Jürg Mall (IWB), Heinz Aeschbacher (IWB), Werner Aschwanden (IWB), René Gesierich (IWB), Christian Klumpp (IWB), Franz L. Schmidli (Hochbau- und Planungsamt BS, HPA-P), Robert Neher (Amt für Umwelt und Energie, AUE), Dr. Jan Mazacek (AUE), Reto Dolf (AUE), Dr. Michael Zemp (Naturschutzfachstelle BS), Jürg Schmid (Fachstelle Umwelt Riehen), Christoph Zuber (Stadtgärtnerei BS), Ernst Trenkle (†) (Tiefbauamt BL), Siegfried Hartnagel (FibL), Hermann Koffel (BWO Nutzungsberechtigte St. Albandyh Gewässer Grün 80), Eduard Badeja (Atelier Stern & Partner asp).

Dem Team von MGU sei für die stets unkomplizierte und hilfreiche Begleitung gedankt. Ich danke ausserdem der Stiftung Park „Im Grünen“, Peter Röthlisberger, Eric Ribstein und ihren Gärtnern. Weiter danke ich der Association und der Kommission

Petite Camargue Alsacienne für die konstruktive Zusammenarbeit und die wohlwollende Begleitung unserer Untersuchungen. Dabei seien v.a. Bruno Raimondi, Ludovic Rolland sowie Prof. Dr. Heinz Durrer hervorgehoben und speziell möchte ich Dr. Valentin Amrhein für seine Hilfe und Unterstützung danken.

Schliesslich gebührt mein innigster Dank meinen Eltern, welche mir das Studium erst ermöglicht haben, sowie meiner Frau Andrea Huwyler und unseren Kindern Jan, Alena, Finn und Niels. Ihnen ist dieses Buch gewidmet!

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	<b>iii</b>
<b>Dank</b>	<b>iv</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>vi</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>xi</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>xvii</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>xix</b>
<b>1 Einführung</b>	<b>1</b>
1.1 Brückenschlag	1
1.2 Mensch – Gesellschaft – Umwelt (MGU)	1
1.3 MGU-Projekt F2.00	2
1.4 MGU-Projekt F1.03	4
1.5 Fluss- und Auenrevitalisierungen: Ansprüche und Möglichkeiten	5
1.5.1 Definitionen und Ansätze im Fließgewässer-Management	5
1.5.2 Bezug zur echten Auenlandschaft	8
1.5.3 Revitalisierungskonzepte für die Wiese-Ebene und konkrete Umsetzungen	9
1.5.4 BirsVital und erste Revitalisierungen an der Birs	12
1.6 Urbane Flusslandschaften: Konflikte zwischen Natur und Nutzung	13
1.6.1 Was sind urbane Flusslandschaften?	13
1.6.2 Die neue Sicht auf die urbane Flusslandschaft	14
1.6.3 Nachhaltige Inwertsetzung städtischer Gewässer	15
1.7 Künstliche Grundwasseranreicherung und die Basler Trinkwassergewinnung	16
1.8 Selbstreinigungsprozesse in Auen- und Feuchtgebieten	17
1.8.1 Nährstoffe	18
1.8.2 Bakteriologische Verhältnisse und Schwebstoffe	19
1.8.3 Organische Stoffe	20
1.8.4 Rolle der Pflanzen bei der Selbstreinigung	20
1.9 Pflanzenkläranlagen als „künstliche“ Pflanzenfilter	21
1.9.1 Geschichtliche Entwicklung	21
1.9.2 Definition und Begriffsdiskussion	22
1.10 Fragestellungen und Hypothesen innerhalb dieser Arbeit	22
1.10.1 MGU-Projekt F2.00	23
1.10.2 MGU-Projekt F1.03	24

<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiete</b>	<b>27</b>
2.1	Lange Erlen	28
2.1.1	Die Wiese	28
2.1.2	Die Langen Erlen	30
2.1.3	Landschaftspark Wiese	32
2.1.4	Die Stellimatten	32
2.1.5	Der Mühleteich („Tych“)	35
2.2	Brüglinger Ebene	36
2.2.1	Die Birs	37
2.2.2	Die Entstehung der Brüglinger Ebene	38
2.2.3	Heutiges Gewässersystem der Brüglinger Ebene	39
2.2.4	Das Pflanzenklärgelände	40
2.2.5	Der Quellsee	42
2.3	Petite Camargue Alsacienne (PCA)	43
2.3.1	Die Flusslandschaft der Oberrheinebene	44
2.3.2	Die Entstehung der PCA	46
2.3.3	Das Gewässersystem der Petite Camargue Alsacienne	47
<b>3</b>	<b>Methoden</b>	<b>53</b>
3.1	Qualität des Oberflächenwassers / Oberflächliche Reinigungsleistung	53
3.1.1	Beprobungskonzepte (Schöpfproben)	53
3.1.2	„Start-Ende-Beprobungen“	54
3.1.3	„Trübungswellen“	54
3.1.3.1	Experiment „Trübungswelle“ Stellimatten	55
3.1.3.2	Experiment „Trübungswelle“ Brüglingen	55
3.1.4	Messungen im Gelände	56
3.1.5	Laboranalysen	56
3.1.5.1	DOC, UV-Extinktion und Mineralgehalt	57
3.1.5.2	Bakteriologische Verhältnisse	57
3.1.6	Statistik	58
3.2	Vertikale Reinigungsprozesse	59
3.2.1	Stellimatten: Saugkerzen	59
3.2.2	Vertikaler Austausch im Pflanzenklärgelände der Brüglinger Ebene	59
3.3	Beeinflussung des Grundwassers durch Oberflächenwasser	60
3.3.1	Grundwasserqualität Stellimatten	60
3.3.2	Anteil Infiltratwasser im Grundwasser	60
3.3.3	Hydrogeologie Stellimatten	61
3.4	Online-Messungen / „Eingangswächter“	62
3.4.1	„Eingangswächter“ Mühleteich	62
3.4.2	Messstation „Teichbächlein“	63
3.5	Schwebstoffe	64
3.5.1	Schwebstoffe Stellimatten	64
3.5.2	Schwebstoffe Brüglingen	64
3.5.3	Schwebstoffe PCA	65

3.6	Neue Tümpel in der Wasserstelle	65
3.7	Meteorologische Daten	66
3.8	Übersicht	66
<b>4</b>	<b>Resultate</b>	<b>69</b>
4.1	Reinigungsleistung bei der oberflächlichen Passage	69
4.1.1	Wasserstelle „Hintere Stellimatten“	69
4.1.1.1	Sauerstoff	70
4.1.1.2	Nitrat und Ammonium	70
4.1.1.3	Ortho-Phosphat	72
4.1.1.4	Bakteriologische Verhältnisse	73
4.1.1.5	DOC und SAK 254	74
4.1.1.6	Übrige Parameter	75
4.1.2	Brüglingen: Reinigungsleistung des Pflanzenklärgbietes	75
4.1.2.1	Sauerstoff	76
4.1.2.2	Nitrat und Ammonium	76
4.1.2.3	Ortho-Phosphat	77
4.1.2.4	Bakteriologische Verhältnisse	78
4.1.2.5	DOC und SAK 254	79
4.1.2.6	Trübung	80
4.1.2.7	Zusammenfassung der wichtigsten Parameter	80
4.1.3	Brüglingen: Reinigungsleistung des Gesamtsystems	81
4.1.3.1	Sauerstoff	81
4.1.3.2	Nitrat und Ammonium	83
4.1.3.3	Ortho-Phosphat	84
4.1.3.4	Bakteriologische Verhältnisse	85
4.1.3.5	DOC und SAK 254	87
4.1.3.6	Leitfähigkeit	88
4.1.3.7	Trübung	89
4.1.3.8	Übrige Parameter	90
4.1.4	PCA: Reinigungsleistung des Schilfgebietes <i>Mare des Tritons</i>	90
4.1.4.1	Sauerstoff	91
4.1.4.2	Nitrat und Ammonium	91
4.1.4.3	Ortho-Phosphat	92
4.1.4.4	Bakteriologische Verhältnisse	92
4.1.4.5	DOC und SAK 254	94
4.1.4.6	Trübung	94
4.1.4.7	Übrige Parameter	95
4.1.5	PCA: Reinigungsleistung des <i>Grand Marais</i>	96
4.1.5.1	Sauerstoff	96
4.1.5.2	Nitrat und Ammonium	96
4.1.5.3	Ortho-Phosphat	98
4.1.5.4	Bakteriologische Verhältnisse	99
4.1.5.5	DOC und SAK 254	100
4.1.5.6	Trübung	100
4.1.5.7	Übrige Parameter	100
4.1.6	PCA: Reinigungsleistung des <i>Étang U</i>	101

---

4.1.6.1	Sauerstoff	101
4.1.6.2	Nitrat und Ammonium	102
4.1.6.3	Ortho-Phosphat	104
4.1.6.4	Bakteriologische Verhältnisse	104
4.1.6.5	DOC und SAK 254	105
4.1.6.6	Trübung	106
4.1.6.7	Übrige Parameter	106
4.2	Vertikale Reinigungsprozesse in der oberen Bodenschicht	107
4.2.1	Substratsonden Pflanzenklärgelände	107
4.2.1.1	Sauerstoff	107
4.2.1.2	Nitrat und Ammonium	109
4.2.1.3	pH-Werte und Leitfähigkeit	111
4.2.1.4	Chlorid und Sulfat	111
4.3	Reinigungsprozesse in der gesättigten Zone / Grundwasserqualität	112
4.3.1	Einfluss der Bewässerung auf das Grundwasser in den Stellmatten	112
4.3.1.1	Zur Situation vor dem MGU-Projekt	113
4.3.1.2	Zur Situation während des MGU-Projektes	113
4.3.1.3	Mischungsverhältnis Oberflächenwasser im Grundwasser	115
4.3.2	Grundwassersituation in Brüglingen	115
4.3.3	Zu Tage tretende Grundwässer der PCA	116
4.4	Trübungswellen und Schwebstoffe	117
4.4.1	Mühleleichen	117
4.4.1.1	Trübungswelle	117
4.4.1.2	Schwebstoff-Charakteristik	119
4.4.2	Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen im Teichbächlein	122
4.5	Limnökologische Vergleiche Mühleleichen – Wasserstelle – Tümpel	124
4.6	Temperaturüberwachung Brüglingen	126
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>129</b>
5.1	Oberflächliche Reinigungsleistung urbaner Flusslandschaften	129
5.1.1	Nitrat und Ammonium	129
5.1.2	Ortho-Phosphat	131
5.1.3	Sauerstoff und Leitfähigkeit	133
5.1.4	Bakteriologische Verhältnisse und Schwebstoffe	133
5.1.5	DOC und UV-Extinktion	136
5.1.6	Temperatur	136
5.1.7	Zusammenfassende Übersicht über die Veränderungen	138
5.2	Vertikale Reinigungsleistung von Überflutungsflächen	139
5.2.1	„Hintere Stellmatten“	140
5.2.2	Pflanzenklärgelände	140
5.2.2.1	Sauerstoff und Stickstoff	141
5.2.2.2	Sulfat	142
5.2.2.3	pH-Wert und Leitfähigkeit	142
5.3	Überprüfung der Hypothesen	143
5.3.1	Hypothesen F2.00	143

---

5.3.2	Hypothesen F1.03	145
<b>6</b>	<b>Schlussfolgerungen und Ausblick</b>	<b>149</b>
6.1	Naturnahe Überflutungsflächen für die Inwertsetzung urbaner Landschaften	149
6.2	Einsatz von Oberflächenwasser zur Belebung ehemaliger Auengebiete der Region Basel	150
6.2.1	Wiese-Ebene	150
6.2.2	Birs-Ebene	152
6.2.3	Rhein-Ebene	153
6.3	Revitalisierung und politischer Wille	154
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>155</b>
<b>8</b>	<b>Summary</b>	<b>159</b>
	<b>Literatur</b>	<b>163</b>
	<b>Anhang</b>	<b>172</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1 Schematische Darstellung zur Begriffsklärung im Fließgewässer-Management. .....	6
Abb. 1.2 Natürliche ökologische Funktion eines Fließgewässers.....	8
Abb. 1.3 Die 1999/2000 revitalisierte Strecke an der Wiese. ....	11
Abb. 1.4 Das Satellitenbild zeigt, dass durch Flüsse gebildete Talebenen wichtige Planungsachsen einer Stadt bilden. ....	14
Abb. 1.5 Schema der künstlichen Grundwasseranreicherung in den Langen Erlen. ....	16
Abb. 1.6 Prozess-Korrelationssystem des Gewässersystems der Brüglinger Ebene.....	26
Abb. 2.1 Die Untersuchungsgebiete und die Gewässer in und um Basel. ....	27
Abb. 2.2 Übersicht des Einzugsgebietes der Wiese und dessen Einbettung in die Basler Regio. ....	28
Abb. 2.3 Ursprüngliche Auenlandschaft der Wiese bei Riehen (um 1640). ....	29
Abb. 2.4 Die Entwicklung des Wieselaufes und damit auch des Deltas der Wiese auf dem sich die Langen Erlen befinden. ....	31
Abb. 2.5 Die Stellimatten mit der Wasserstelle „Hintere Stellimatten“ und „Vordere Stellimatten“ sowie die im Zuströmbereich befindlichen Trinkwasserbrunnen 9 (Br.9) und 8 (Br.8). ....	33
Abb. 2.6 Der grössere der beiden neu geschaffenen Tümpel in der Wasserstelle „Hintere Stellimatten“.....	34
Abb. 2.7 Trübungs- und UV-Extinktionsverläufe im Mühleleich .....	35
Abb. 2.8 Das Einzugsgebiet der Birs mit den vier Hauptzuflüssen .....	37
Abb. 2.9 Die Birs mit ihrem Überschwemmungsbereich .....	39
Abb. 2.10 Situationsplan der untersuchten Gewässer in der Brüglinger Ebene im Südteil der ehemaligen Grün 80. ....	40
Abb. 2.11 Das Nest eines Teichrohrsängers im Schilf des Pflanzenklärgebietes. ....	41
Abb. 2.12 Das Pflanzenklärgebiet in der Grün 80. ....	41
Abb. 2.13 Repräsentativer Ausschnitt des Abflussverhaltens des Teichbächleins .....	42
Abb. 2.14 Der Quellsee ist nicht nur bei den vielen Besuchern beliebt, auch die zahlreichen Wintergäste schätzen ihn. ....	43
Abb. 2.15 Blick vom Isteiner Klotz rheinaufwärts gegen Basel.....	44

Abb. 2.16 Der noch unkorrigierte Oberrhein erstreckte sein Flussbett über die ganze Talsohle.....	45
Abb. 2.17 Typisches Querprofil durch eine natürliche Aue mit ihren unterschiedlichen Ökotopten.....	46
Abb. 2.18 Übersicht über die heutigen Gewässer in der PCA.....	48
Abb. 2.19 <i>E.coli</i> und totale koliforme Keime im Au Graben.....	49
Abb. 2.20 Der Beginn des Chenal des Sources (Quellkanal).....	50
Abb. 2.21 Schwankungen des Grundwasserspiegels in der „Unteren Au“.....	51
Abb. 2.22 Der Autor beim Vermessen und Kartieren des Étang U.....	51
Abb. 2.23 Ein historischer Altarm des Rheines.....	52
Abb. 3.1 Die YSI-Multiparameter-Sonde, hier im Teichbächlein vor dem Einlauf ins Pflanzenklärgelbiet (PG).....	55
Abb. 3.2 Beprobungssonde im Pflanzenklärgelbiet.....	60
Abb. 3.3 Der „Eingangswächter“ im Mühleleichen.....	63
Abb. 4.1 Repräsentativer Verlauf der Sauerstoffsättigung während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle.....	70
Abb. 4.2 Ausgewähltes Beispiel der Abnahme der Sauerstoffkonzentration zwischen Einlauf in die Wasserstelle und am „Ende“ der Fliesstrecke.....	70
Abb. 4.3 Signifikante Abnahme der Nitratkonzentration zwischen Einlauf in die Wasserstelle und am „Ende“ der Fliesstrecke.....	71
Abb. 4.4 Verlauf der Ammoniumkonzentration während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle im Dezember 2000.....	71
Abb. 4.5 Prozentuale Veränderungen der $\text{PO}_4^{3-}$ -, $\text{NH}_4^+$ -, $\text{NO}_3^-$ -, DOC- und Sauerstoffkonzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle.....	72
Abb. 4.6 Verlauf der Ortho-Phosphatkonzentrationen während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle.....	72
Abb. 4.7 Prozentuale Veränderungen der $\text{PO}_4^{3-}$ -, $\text{NH}_4^+$ -, $\text{NO}_3^-$ -, DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion und der aeroben mesophilen Keime und <i>E.coli</i> -Keime während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle.....	73
Abb. 4.8 Keimzahlen von <i>E.coli</i> im Mühleleichen und nach Durchfluss durch die Wasserstelle.....	74
Abb. 4.9 Anzahl <i>E.coli</i> -Kolonien im Mühleleichen (Tych) und nach Durchfluss durch die Wasserstelle (F3/3) (August 2000 – Juli 2001).....	74

Abb. 4.10 Das Gewässersystem in der Brüglinger Ebene kann vereinfacht als Black box oder als Grey box betrachtet werden.....	76
Abb. 4.11 Veränderung der $\text{NO}_3^-$ - und $\text{NH}_4^+$ -Konzentration nach saisonaler Verteilung während der Passage durch den Pflanzenfilter.....	77
Abb. 4.12 Prozentuale Veränderungen der $\text{PO}_4^{3-}$ -, $\text{NH}_4^+$ -, $\text{NO}_3^-$ -, DOC- und Sauerstoffkonzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch das Pflanzenklärgelände .....	78
Abb. 4.13 Die Zusammenfassung aller Daten (monatliche Schöpfproben ab Dez. 2003 bis Aug. 2005 und Proben der „Trübungswellen“) .....	78
Abb. 4.14 Anzahl <i>E.coli</i> -Kolonien im Teichbächlein (TB 1) und nach dem Durchfluss durch das Pflanzenklärgelände .....	79
Abb. 4.15 Während des Experimentes „Trübungswelle“ wurde vor und nach der Passage durch das Pflanzenklärgelände die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. ....	80
Abb. 4.16 Übersicht Sauerstoffgehalte vom Januar 2003 bis August 2005.....	82
Abb. 4.17 Obere Grafikhälfte: Nitratkonzentration von Januar 2003 bis August 2005. Untere Grafikhälfte: Prozentuale Zu- oder Abnahme der Nitratkonzentration im Jahresverlauf in den beiden Kompartimenten. ....	83
Abb. 4.18 Obere Grafikhälfte: Übersicht Ammoniumkonzentration von Januar 2003 bis August 2005. Untere Grafikhälfte: Prozentuale Zu- oder Abnahme der Ammoniumkonzentration im Jahresverlauf in den beiden Kompartimenten.....	84
Abb. 4.19 Obere Grafikhälfte: Übersicht Ortho-Phosphatkonzentration von Januar 2003 bis August 2005.. ....	85
Abb. 4.20 Die Zusammenfassung aller Daten (monatliche Schöpfproben ab Dezember 2003 bis August 2005 und Proben der „Trübungswellen“).....	86
Abb. 4.21 Anzahl <i>E.coli</i> -Kolonien im Teichbächlein (TB 1) und nach Durchfluss durch das Pflanzenklärgelände (PG 2) und nach der Seepassage (QS 6).....	86
Abb. 4.22 Übersicht DOC-Konzentration vom Januar 2003 bis August 2005. ....	87
Abb. 4.23 Übersicht der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit vom Januar 2003 bis August 2005. ....	89
Abb. 4.24 Übersicht der Trübung vom Januar 2003 bis August 2005.....	90
Abb. 4.25 Übersicht der Sauerstoffgehalte von Januar bis Dezember 2005.....	91
Abb. 4.26 Nitratkonzentration und deren signifikante Abnahme im Mare des Tritons im Jahresverlauf .....	92

Abb. 4.27 Ortho-Phosphatkonzentration im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005.....	93
Abb. 4.28 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung.....	93
Abb. 4.29 Anzahl koloniebildender Einheiten von <i>E.coli</i> -Bakterien und deren Abnahme im Mare des Tritons im Jahresverlauf.....	94
Abb. 4.30 Trübung im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005.....	95
Abb. 4.31 Übersicht der Sauerstoffsättigung von Januar bis Dezember 2005.....	97
Abb. 4.32 Nitratkonzentration und deren Abnahme im Grand Marais im Jahresverlauf.....	97
Abb. 4.33 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben im 2005 der $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$ - und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch das Grand Marais.....	98
Abb. 4.34 Phosphatkonzentration und -reduktion im Grand Marais im Jahresverlauf.....	98
Abb. 4.35 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine sehr deutliche Keimabnahme.....	99
Abb. 4.36 Anzahl koloniebildender Einheiten von <i>E.coli</i> -Bakterien und deren Abnahme im Grand Marais im Jahresverlauf.....	99
Abb. 4.37 Übersicht der Sauerstoffgehalte von Januar bis Dezember 2005 im Étang U.....	101
Abb. 4.38 Nitratkonzentration und deren Veränderung im Étang U im Jahresverlauf.....	102
Abb. 4.39 Nitrat- und Ammoniumkonzentration im Étang U.....	103
Abb. 4.40 Prozentuale Veränderungen der monatlichen Schöpfproben im 2005 der $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$ - und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Étang U.....	103
Abb. 4.41 Ortho-Phosphatkonzentration und deren Veränderung im Étang U im Jahresverlauf.....	104
Abb. 4.42 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung.....	105
Abb. 4.43 Anzahl koloniebildender Einheiten von <i>E.coli</i> -Bakterien und deren Abnahme im Étang U im Jahresverlauf.....	105
Abb. 4.44 Stetige leichte Zunahme der DOC-Konzentration und der UV-Extinktion vom aus der Rigole abgezweigten Rheinwasser (CH 2).....	106
Abb. 4.45 Trübung im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005.....	106

Abb. 4.46 Der 12.10.2004 als typisches Beispiel für die Abnahme der Sauerstoffsättigung in den einzelnen (Tiefen-) Niveaus.....	108
Abb. 4.47 Mittelwerte und Standardabweichungen der Sauerstoffgehalte in den einzelnen Niveaus. ....	109
Abb. 4.48 Mittelwerte und Standardabweichungen der Nitratkonzentrationen in den einzelnen Niveaus. ....	110
Abb. 4.49 Mittelwerte und Standardabweichungen der Ammoniumkonzentrationen in den einzelnen Niveaus.....	110
Abb. 4.50 Mittelwerte und Standardabweichungen der Sulfatkonzentrationen in den einzelnen Niveaus. ....	112
Abb. 4.51 Der Verlauf der Trübung während des Experimentes „Trübungswelle“. ....	119
Abb. 4.52 Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration und der dazugehörigen Trübung während der Hochwasserwelle vom 20.3.2002. ....	121
Abb. 4.53 Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration und der dazugehörigen Trübung während des Experimentes „Trübungswelle“ vom 20.6.2002.....	121
Abb. 4.54 Zusammenhang zwischen der Schwebstoffkonzentration und Trübung. ....	122
Abb. 4.55 Während des Experimentes „Trübungswelle“ wurde vor und nach der Passage durch das Pflanzenklärgelände die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. ....	123
Abb. 4.56 Korrelation zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration. ....	123
Abb. 4.57 Trübung und Schwebstoffkonzentration im Teichbächlein während eines Schneeschmelzeereignisses im Frühjahr 2005.....	123
Abb. 4.58 Einfluss der Bewässerung auf die Tagesganglinien einiger Parameter im Tümpel in der „Hinteren Stellmatten“ im Feld 2. ....	126
Abb. 5.1 Fließgewässer, Schilfgebiete und Stillgewässer wechseln sich im Grand Marais ab.....	131
Abb. 5.2 Die Jahresmittelwerte der monatlichen Schöpfproben (2005).....	134
Abb. 5.3 Auch in den Wintermonaten findet eine Überflutung statt. ....	137
Abb. 5.4 Zusammenfassender Vergleich der wichtigsten Wasserqualitätsparameter im Gewässersystem der Brüglinger Ebene.....	138
Abb. 5.5 Zusammenfassender Vergleich der wichtigsten Wasserqualitätsparameter im Gewässersystem der PCA .....	139
Abb. 5.6 Die Umwandlung von Stickstoffverbindungen in Feuchtgebieten .....	141

---

Abb. 5.7 Lebendige Gewässer bereichern nicht nur die Landschaft, sie bewegen auch die Gemüter.....	147
Abb. 6.1 Luftbild der Brüglinger Ebene.....	153
Abb. 7.1 Damit solche Flusslandschaften in Zukunft wieder häufiger werden, bedarf es grossräumiger Revitalisierungen der Gewässer und ihrer Uferbereiche .....	158
Abb. 8.1 Die Konnektivität von Gewässer und Landschaft.....	162

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1 Hochwasser der Wiese (BWG 2004b, AUE 2002).....	29
Tab. 2.2 Mittlere Wasserqualität von Wiese und Rhein .....	36
Tab. 3.1 Übersicht über die eingesetzten Feldgeräte. ....	56
Tab. 3.2 Übersicht über die Messparameter und die eingesetzten Analytikgeräte. ....	57
Tab. 3.3 Bestimmungsnormen für bakteriologische Keimzahlbestimmung. ....	58
Tab. 3.4 Ansatzbedingungen für bakteriologische Kolonieentwicklung (IWB).....	58
Tab. 3.5 Ansatzbedingungen für bakteriologische Kolonieentwicklung. ....	58
Tab. 3.6 Parameter, die in den Brunnen 8 und 9 durch das Labor der IWB erhoben wurden.....	61
Tab. 3.7 Übersicht über die mit der YSI-Sonde 6600 eingesetzten Sensoren.....	65
Tab. 3.8 Zusammenstellung der in dieser Arbeit besprochenen, im Rahmen des MGU- Projektes F2.00 getätigten Untersuchungen .....	66
Tab. 3.9 Zusammenstellung der in dieser Arbeit besprochenen, im Rahmen des MGU- Projektes F1.03 getätigten Untersuchungen .....	66
Tab. 4.1 <i>E.coli</i> und aerobe mesophile Keime (AMK) im Mühleteich und in einem Tümpel am Ende der Fließstrecke in der Wasserstelle .....	73
Tab. 4.2 Zusammenfassung der wichtigsten Untersuchungsparameter bezüglich ihrer Veränderung während der Passage im Pflanzenklärgelände.....	81
Tab. 4.3 Übersicht über die Veränderungen der Sauerstoffsättigung während der Passage durch das Pflanzenklärgelände plus dem anschliessenden Quellsee.....	82
Tab. 4.4 Übersicht über die Veränderungen der DOC-Konzentrationen und der UV- Extinktion während der Passage durch das Pflanzenklärgelände plus dem anschliessenden Quellsee .....	88
Tab. 4.5 Jahresmittelwerte der DOC-Konzentrationen und der UV-Extinktion sowie die prozentuale Veränderung auf der Fließstrecke von CH 2 zu SF 2. ....	94
Tab. 4.6 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung auf der Fließstrecke von CH 2 zu SF 2. ....	95
Tab. 4.7 Jahresmittelwerte der DOC-Konzentrationen und der UV-Extinktion sowie die prozentuale Veränderung während der Fließstrecke von CH 1 zu MA 5.....	100
Tab. 4.8 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung während der Fließstrecke von CH 1 zu MA 5.....	100

---

Tab. 4.9 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung während der Fliessstrecke durch den See von CH 2 zu EU 3. ....	107
Tab. 4.10 Grundwasser-Brunnendaten im langjährigen Mittel, nach Sturm „Lothar“ und nach Einleitung von Wiesewasser in die nahe gelegene Wasserstelle „Hintere Stellimatten“ .....	114
Tab. 4.11 Veränderung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Brunnen 9 .....	115
Tab. 4.12 Vergleich der Wasserqualität der Birs und des Grundwassers .....	116
Tab. 4.13 „Grundwasserdaten“ im Jahresmittel (2005) im Étang de la Heid .....	117
Tab. 4.14 Wasserqualitätsparameter im Mühleteich und in der Wasserstelle „Hintere Stellimatten“ .....	118
Tab. 4.15 Charakterisierung der Schwebstoffe .....	120
Tab. 4.16 Luft- und Wassertemperaturen in der Brüglinger Ebene. ....	127

## Abkürzungsverzeichnis

AMK	Aerobe mesophile Keime
AUE	Amt für Umwelt und Energie (Basel-Stadt)
AT	St. Alban-Teich
BSB	Biologischer Sauerstoff-Bedarf
BWG	Bundesamt für Wasser und Geologie
CSB	Chemischer Sauerstoff-Bedarf
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
EAWAG	Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs (ursprünglicher, heute nicht mehr verwendeter Name: Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz)
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
FNU	Formazin Nephelometric Unit
GEP	Genereller Entwässerungsplan
GschV	Gewässerschutzverordnung (vom 28. Oktober 1998)
IWB	Industrielle Werke Basel
KBE	Kolonie bildende Einheit (engl. CFU)
MGU	Mensch – Gesellschaft – Umwelt, ursprünglich als Stiftung geschaffen, ab 2003 als „Programm“ in die Universität Basel integriert
PCA	Petite Camargue Alsacienne
PG	Pflanzenklärgelände
QS	Quellsee
SAK 254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (auch UV-Extinktion)
St.abw.	Standardabweichung
TB	Teichbächlein
TKK	Totale koliforme Keime
TOC	totaler organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
VBBo	Verordnung über Belastungen des Bodens (vom 1. Juli 1998)
WSL	Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (ein ETH-Institut)



# 1 Einführung

## 1.1 Brückenschlag

Mit der vorliegenden Arbeit wird eine Brücke zwischen zwei transdisziplinären MGU-Forschungsprojekten zur Revitalisierung von Auen im städtischen Raum (vgl. Kap. 1.3 und 1.4) geschlagen. Zusätzlich zu den Forschungsberichten wird damit eine Synthese der umfangreichen Ergebnisse, v.a. aus dem Bereich der Selbstreinigungsprozesse, ermöglicht. Der Autor war (als einziger Mitarbeiter) über die ganze Dauer (2000 – 2005) der beiden Projekte als Wissenschaftler und Wissensvermittler gegenüber Behörden und der Öffentlichkeit tätig und möchte mit dieser Arbeit weiteren Kreisen darlegen, dass Fluss- und Auenlandschaften wertvolle Lebensräume darstellen und sich durch ein grosses Selbstreinigungspotenzial auszeichnen. Daher lohnt es sich, den Gewässern auch in urbanen Räumen wieder mehr Raum und Dynamik zu gewähren.

Ursprünglich war nicht beabsichtigt, aus den physiogeographischen Forschungsergebnissen eine Dissertation entstehen zu lassen, vielmehr standen die Forschungsarbeit an sich und das Verfassen von Berichten und Publikationen im Vordergrund. Auf Anregung von Prof. Dr. Leser reifte dann die Idee zu dieser „Synthese“-Dissertation ab November 2004 kontinuierlich weiter und endet mit der vorliegenden Arbeit. Deshalb finden sich in dieser Arbeit viele Verweise auf bereits erschienene Berichte (z.B. Schlussbericht zum F2.00) und weitere, persönliche Publikationen.

## 1.2 Mensch – Gesellschaft – Umwelt (MGU)

Für die Region Basel war der Brandfall von Schweizerhalle (1. November 1986), welcher durch das nachfolgende Fischsterben im Rhein internationales Aufsehen erregte, von grosser Bedeutung. Dadurch wurde nicht nur eine Sensibilisierung der Bevölkerung für Flüsse und deren Lebensgemeinschaften ausgelöst, sondern auch die weit reichenden Konsequenzen menschlicher Eingriffe in der Natur erkannt. Dies war zudem die Geburtsstunde von MGU. Ursprünglich als eine vom Kanton Basel-Landschaft getragene Stiftung 1991 gegründet, wurde MGU 2003 wie geplant – nun als Programm bezeichnet – in die Universität Basel integriert. MGU bietet ein fächerübergreifendes transdisziplinäres Programm in Lehre, Forschung und Dienstleistung an.

Zu den Projektanforderungen bei MGU gehören Problemstellungen im Beziehungsgeflecht Mensch, Gesellschaft und Umwelt, welche sich dadurch auszeichnen, dass sie die Grenzen rein disziplinärer Fragenhorizonte und die Grenzen von Hochschule und Wissenschaft überschreiten. Das Programm MGU geht davon aus, dass in diesem Sinne "komplexe" Problemstellungen entsprechend nur durch solche Forschung zu bearbeiten sind, die in ihrem methodischen Ansatz disziplinenübergreifend (interdisziplinär) und in

ihrem Anwendungsbezug wissenschaftsübergreifend (transdisziplinär) angelegt ist. Die Projekte sollen somit konsequent auf die Kernelemente

- Nachhaltige Entwicklung
- Anwendungsbezug
- Inter- und Transdisziplinarität

ausgerichtet sein. Die Kombination dieser Elemente, verbunden mit der erwünschten regionalen Verankerung der Forschenden und der Projekte, bilden das Spezifische der MGU-Forschungsprojekte. Weiterführende Informationen finden sich unter [www.programm-mgu.ch](http://www.programm-mgu.ch).

### 1.3 MGU-Projekt F2.00

Unter dem Titel „Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen)“ wurde im transdisziplinären Projekt F2.00 der Stiftung Mensch-Gesellschaft-Umwelt (MGU) von 2000 – 2002 in einem Gebiet nordöstlich von Basel, den „Langen Erlen“, ein Pilotprojekt durchgeführt. Dabei wurde Wasser aus dem Fluss Wiese in die Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ eingeleitet. Solche Wasserstellen dienen der künstlichen Grundwasseranreicherung innerhalb des Systems zur Trinkwassergewinnung der IWB (Kap. 1.7).

Langfristiges Ziel des Projektes war die Wiederherstellung einer amphibischen Auenlandschaft unter Beibehaltung der heutigen Nutzungen (insbesondere der Trinkwassergewinnung) in den Langen Erlen. In einer ersten Stufe wurde dieses Projekt im Gebiet der Stellmatten umgesetzt. Dort wurde testweise die bestehende Wasserstelle – anstatt kosten- und energieaufwendig mit hochgepumpten Rheinwasser – mit Wiesewasser aus dem daran angrenzenden Mühleiteich bewässert. Die Wasserstelle fungierte dabei als naturnah gestaltete, auenähnliche Pflanzenfilteranlage, die das Wasser beim Durchlauf v.a. durch mikrobielle Prozesse reinigt. Das dadurch gereinigte Wasser könnte anschliessend in der Wiese-Ebene für weitere Revitalisierungsprojekte (Wassergräben, Altarme, Feuchtgebiete) verwendet werden. Deshalb wurden die ökologischen Folgen der Einleitung von nicht vorbehandeltem Oberflächenwasser auf die Wasserstellen, das Grundwasser und die Trinkwasserqualität der nahen Trinkwasserbrunnen hoch aufgelöst untersucht und kritisch bewertet. Durch die im Projekt anvisierte Wiederherstellung einer funktionellen Kontaktzone zwischen Oberflächenwasser und Landschaft sollten die Selbstreinigungskräfte der Natur reaktiviert und die Biodiversität erhöht werden. Das Projekt sollte zeigen, ob dies ohne negative Konsequenzen für die Qualität des Grundwassers erreicht werden kann.

Für den Einbezug der Bevölkerung wurde ein Auenpfad errichtet, der interessierte Passanten durch das auenwaldähnliche Gebiet der „Hinteren Stellmatten“ führte. Dort konnte man Einblicke in das Ökosystem Auenwald und die reichhaltige Flora und Fauna

gewinnen und es wurde auf Tafeln über Projektziele und Forschungsergebnisse informiert.

Das Projekt zielte langfristig auf eine Revitalisierung der gesamten Wiese-Ebene. Ein Ziel davon wäre, Oberflächenwasser ohne negative Auswirkungen auf die Grundwasserqualität in der Wiese-Ebene zu verteilen, damit einerseits die Selbstreinigungsfunktion optimiert wird und andererseits die erholungssuchende Bevölkerung eine noch vielfältigere, attraktive Landschaft nutzen kann. Die Studie sollte – als Pilotprojekt – in Mitteleuropa eine Initialfunktion ausüben, denn nirgends in Europa wurde bisher – auch aus rechtlichen Gründen – in einem derart sensitiven Raum (strengste Grundwasserschutzzone) revitalisiert. Dem kurzen, revitalisierten Abschnitt der Wiese innerhalb der Hochwasserdämme (vgl. Kap. 1.5.3) sollten weitere Aufbesserungen in der Flussebene folgen.

Am Ende fand das Projekt trotz aussagekräftiger Resultate keine Fortsetzung in den Längen Erlen. Die Wasserversorger, die in diesem Raum von zentraler Bedeutung sind, konnten nicht zu einer Weiterführung der Auenrevitalisierung mit Wiesewasser im Einzugsbereich der Trinkwassergewinnung gewonnen werden. Zu grosse Sicherheitsbedenken standen dabei im Wege. Dennoch scheint heute bei der Revitalisierung der Wiese-Ebene weit mehr möglich als vor diesem Projekt. Das zeigt sich darin, dass vermehrt konzeptionelle Entwürfe zur Neu-Gestaltung entstehen und diskutiert werden (z.B. REGLI & HUGGENBERGER 2006, HUGGENBERGER et al. 2004) und sogar die IWB weitere Abklärungen treffen.

Für das Folgeprojekt (Kap. 1.4) wurden deshalb im Bereich der Wiese nur noch hydrogeologische Fragestellungen weitergeführt, die weiteren Themenbereiche aber in einen anderen, ähnlich sensitiven Raum verlagert und weiter untersucht.

Eine sozialwissenschaftliche Studie war integrativer Bestandteil des Pilotprojektes: Darin wurden Wahrnehmung, Akzeptanz, Wünsche und Kritik der Bevölkerung und der beteiligten Behörden untersucht. Die dabei gewonnen Resultate wurden v.a. für die Dissertation von KNALL (2006) verwendet. Weitere Resultate aus dem sozialwissenschaftlichen Teil finden sich im Schlussbericht (WÜTHRICH et al. 2003) und bei GERBER (2003), GERBER & KOHL (2002), KOHL, SCHMIDLI & GURTNER-ZIMMERMANN (2002), KOHL (2001).

Nebst dieser vorliegenden Dissertation (und dem Schlussbericht) finden sich Resultate aus dem physiogeographisch-naturwissenschaftlichen Teil innerhalb des Projektes bei: WÜTHRICH & GEISSBÜHLER (2002), WÜTHRICH (2002), STUCKI, GEISSBÜHLER & WÜTHRICH (2002), STUCKI (2002), NIEDERHAUSER (2002), WARKEN (2001), BALTES (2001), BAUER (2000a), BAUER (2000b).

In HUGGENBERGER (2001), ZECHNER et al. (2002) und ZECHNER et al. (2003) werden wichtige Resultate aus dem Bereich der Hydrogeologie der Wiese und Wieseebene vorgestellt.

## 1.4 MGU-Projekt F1.03

Von 2003 – 2005 wurden im MGU-Projekt F1.03 mit dem Titel „Revitalisierung urbaner Flusslandschaften“ die in den Langen Erlen (MGU F2.00) gewonnenen Erfahrungen mit der Selbstreinigungs- und der Erholungsfunktion von naturnahen Feuchtgebieten zur Vertiefung der Prozesskenntnisse in den Bereichen der oberflächlichen Reinigung, der Schwebstoffe, des Grundwassers sowie der Wahrnehmung und Akzeptanz seitens der Nutzer und Betroffenen eingesetzt. Es wurde in einem gut etablierten Gebiet (Brüglinger Ebene, Gemeinde Münchenstein) nach einem Modus gesucht, wie urbane Flusslandschaften zu gestalten sind, damit – trotz hohem Nutzungsdruck und ohne aktuelle Nutzungen zu gefährden – eine nachhaltige, vielfältige und naturnahe Nutzung der urbanen Flusslandschaft realisiert werden kann. Um die Selbstreinigungsprozesse eingehender zu untersuchen, wurde im Jahr 2005 zusätzlich das Gewässersystem in der Petite Camargue Alsacienne (F) beprobt. Die Befunde dieser Studie sollten v.a. das Funktionieren naturnaher Auenökosysteme beleuchten. Später können sie auf andere urbane Gebiete übertragen werden und dort inskünftig mehr Freiheiten bei geplanten Revitalisierungen erlauben.

Folgende Leitfragen standen im Vordergrund:

- Wie lassen sich urbane Flusslandschaften optimal in Wert setzen, mit der Rahmenbedingung, dass in den für Freizeitnutzung und Trinkwassergewinnung genutzten Gebieten gleichzeitig wertvolle Flussauen-Lebensräume mit hoher Artenvielfalt und 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 Lösungen für ein modernes Flusslandschaftsmanagement gesucht, welches das Selbstreinigungspotenzial der Landschaft optimal in Wert setzt und gleichzeitig Rückzugsgebiete für gefährdete Auenarten und Erholungsraum für eine städtische Bevölkerung schaffen. Unter „modernem Flusslandschaftsmanagement“ ist der nachhaltige Umgang mit der Landschaft bezüglich deren ökologischen (vor allem Strukturvielfalt, Gewässerqualität, Dynamik), ökonomischen (vor allem Kosten, Reversibilität, Flexibilität) und gesellschaftlichen Anforderungen (vor allem Erholungsraum, Trinkwassernachlieferung) zu verstehen.

Resultate aus diesem Projekt wurden in folgenden Publikationen bereits vorgestellt: VÖGTLI 2003, MAURER 2003, HERRMANN 2004, DOBERER 2004, WÜTHRICH et al. 2004, STUCKI 2004, GEISSBÜHLER et al. 2004, FREIBERGER 2004, GEISSBÜHLER et al. 2005, WÜTHRICH et al. 2006, STUCKI et al. 2006 sowie in den Dissertationen von STUCKI 2007 und FREIBERGER 2006 (und in der vorliegenden Arbeit).

Im Folgenden findet sich eine Übersicht der publizierten hydrogeologischen Resultate (aus dem Untersuchungsraum der Langen Erlen): REGLI et al. 2003, REGLI et al. 2004a,

REGLI et al. 2004b, HUGGENBERGER et al. 2004, HUGGENBERGER & REGLI 2004, HUGGENBERGER et al. 2005, HUGGENBERGER & REGLI 2006, REGLI & HUGGENBERGER 2006.

## 1.5 Fluss- und Auenrevitalisierungen: Ansprüche und Möglichkeiten

Um dem Problem der wachsenden anthropogenen Belastung der Fließgewässer zu begegnen, entwickelte sich im Lauf der letzten Jahrzehnte eine breite methodische und konzeptionelle Palette im Bereich deren Managements. Räumlich eng begrenzte Unterhaltsarbeiten werden ebenso dem Begriff „Renaturierung“ unterstellt wie Massnahmen, die die natürliche Eigendynamik ganzer Flussstrecken fördern. Die Ziele einzelner Projekte reichen von der Aufwertung rein morphologischer Strukturen des Gewässerbetts über die Verbesserung biologischer Schlüsselgrößen bis hin zur Revitalisierung ganzer Gewässerökosysteme. In ihrer räumlichen und zeitlichen Ausdehnung beziehen sie sich – je nach Fragestellung – auf einzelne Gewässerstrecken, mehrere Flussläufe oder ganze Flusslandschaften (BRATRICH 2004).

Um Missverständnisse zu vermeiden wird daher eine einheitliche Definition der Begriffe als sinnvoll erachtet. Nachstehend werden die Definitionen aus BRATRICH (2004), die im Wesentlichen auf die Arbeiten von BRADSHAW (1996), BRADSHAW (1997) und JACKSON et al. (1995) zurückgehen, herangezogen.

### 1.5.1 Definitionen und Ansätze im Fließgewässer-Management

Da die Begriffe aus dem Fließgewässer-Management zunehmend „populär“ verwendet werden, leidet auch deren Schärfe darunter. Gerade in Zeitungen werden oft missverständliche Begriffe verwendet oder gar neue erfunden (z.B. „Renaturalisierungen“). Mit Abb. 1.1 sollen die ökologischen Grundlagen hinter den hier verwendeten Begriffsdefinitionen skizziert werden.

#### *Renaturierung (restoration)*

Unter Renaturierung versteht man das vollständige Wiederherstellen oder Zurückbringen eines gestörten Gewässers in seinen ursprünglichen natürlichen und ungestörten Zustand. In Anbetracht der heutigen Nutzungssituation vieler Fließgewässer sind Renaturierungsprojekte im engeren Sinn häufig nicht durchführbar.

#### *Revitalisierung (rehabilitation)*

Die Fließgewässer-Revitalisierung richtet sich auf ein realistisches Entwicklungsziel. Ebenso wie die Renaturierung orientiert sie sich an der Wiederherstellung eines natürlichen oder historisch ungestörten Zustandes. Sie erhebt allerdings keinen Anspruch auf vollständige Wiederherstellung. Revitalisierte Gewässer werden nie ihren vollständig

natürlichen oder ursprünglichen Zustand erreichen. Sie sind jedoch in ihrer ökologischen Funktion und Struktur dem natürlichen Leitbild sehr ähnlich.

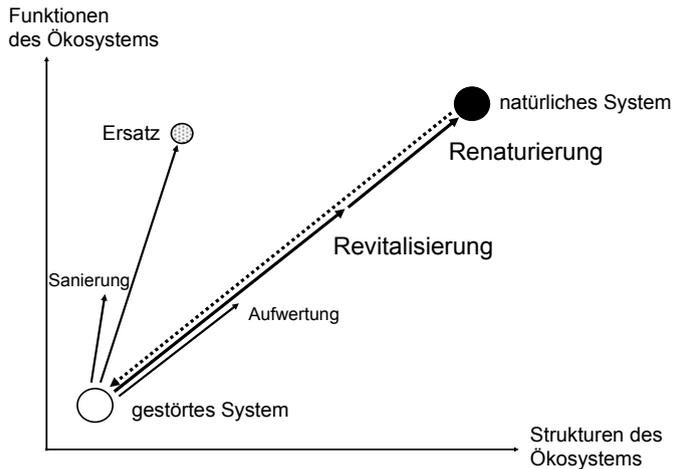


Abb. 1.1 Schematische Darstellung zur Begriffsklärung im Fließgewässer-Management. Die durchgezogenen Linien symbolisieren eine Verbesserung des gestörten Ökosystems. Die gestrichelte Linie symbolisiert anthropogene Störungen. (Aus BRADSHAW 1996, verändert)

#### Aufwertung (remediation)

Der englische Begriff „to remedy“ bedeutet „vermindern“ oder „Abhilfe schaffen“. Entsprechend BRADSHAW (1996) konzentrieren sich Aufwertungsmassnahmen daher mehr auf den Verbesserungsprozess als auf einen fixen Endzustand. Aufwertungen umfassen somit alle Massnahmen die helfen, damit sich ein Ökosystem wieder in eine natürlicheren Richtung entwickeln kann. Sie sind unabhängig von einem fixen Entwicklungsziel, orientieren sich aber dennoch an den natürlichen Entwicklungsprozessen.

#### Sanierung und Ersatz (reclamation and replacement)

Der Begriff Sanierung wird als technischer Ausdruck v.a. in Grossbritannien und Nordamerika gebraucht. Mit Hilfe von Sanierungsmassnahmen wird versucht, ein degradiertes Gewässer in einen „angemessenen funktionsfähigen“ Zustand zu führen. Dieser Entwicklungszustand orientiert sich allerdings weniger am natürlichen Gewässercharakter als an einem praktischen Nutzungsgrad. Die Rückführung in einen ursprünglicheren Zustand wird als nicht notwendig erachtet. Sanierungsmassnahmen führen daher oft zu Ersatzökosystemen. Diese können zwar ähnliche Funktionen und Prozesse wie die natürlichen Systeme aufweisen. Die ursprünglichen ökologischen Strukturen (v.a. Artenvielfalt und Artengefüge) sind in der Regel jedoch durch neue Strukturen substituiert.

*Kompensation oder Wiedergutmachung (mitigation)*

Über Kompensationsmassnahmen wird der ökologische Verlust eines Gewässers durch die Revitalisierung eines anderen Gewässers ausgeglichen. Obwohl Kompensation häufig in Zusammenhang mit Renaturierungen erwähnt wird, hat sie im engeren Sinn nichts mit der direkten Verbesserung eines degradierten Gewässers zu tun. Sie sollte daher von allen anderen Begriffen getrennt betrachtet werden.

Seit der ersten internationalen Wasserkonferenz 1977 in Mar del Plata (Argentinien), hatte die Forderung nach einem integralen Wasserressourcenmanagement (IWRM) eine immer breitere Zustimmung in Wissenschaft und Politik gefunden. Die Umsetzung blieb allerdings schwierig.

Vorschläge zu Verfahren und Faktoren bei der Evaluation von Wiederherstellungsmassnahmen für die aquatischen Teile eines Landschaftsökosystems präsentieren die Mitglieder des U.S. COMMITTEE ON RESTORATION OF AQUATIC ECOSYSTEMS (1992) und die Autoren in PETTS & CALOW, insbesondere MILNER (1997), sowie SCHREIBER (1994) und weitere Autoren in BERNHARDT (1994) und GUNKEL (1996). Zu den konzeptionellen Arbeiten zählt ebenfalls das von HÜTTE et al. (1994) entwickelte Konzept für die ökologische Bewertung von Fliessgewässern. NIEHOFF (1996) und PETTS & CALOW (1996) bewerten eine ganze Fliessgewässerlandschaft. Für den notwendigen Wechsel vom Grundwasser- und Naturschutz zum Ressourcen- und Prozessschutz ist die Arbeit von JEDICKE (1996) bedeutsam. Zahlreiche angewandte Arbeiten über Flussrevitalisierungen finden sich in NIJLAND & CALS (2000), so z.B. BINDER (2000), SCHNEIDER (2000), RIBER (2000), NEWSON & SEAR (2000) und HUGHES (2000). Konkrete Umsetzungsanleitungen werden u.a. in RCC (2002), PATT et al. (2004) und JÜRGING & PATT (2005) aufgezeichnet. Eine aktuelle Diskussion über Vorteile (Verbesserung der Wasserqualität) und Nachteile (Abnahme der Biodiversität infolge Nährstoffanreicherung) von (Auen-) Revitalisierungen wird z.B. von VERHOEVEN et al. (2006) geführt.

In diesem Umfeld wurde die EU-Wasserrahmenrichtlinie in Europa reif. Diese sieht vor, dass der gute Zustand der Gewässer bewahrt oder wiederhergestellt werden soll. Gleichzeitig soll aber der Hochwasserschutz gewährleistet oder verbessert werden. In den letzten Jahren sind deshalb immer mehr (auch grössere) Projekte bezüglich Gewässerrevitalisierungen durchgeführt worden oder stehen noch bevor. Entsprechend hat sich die wissenschaftliche Begleitliteratur vermehrt. Die EAWAG gibt sich in der Schweiz diesbezüglich federführend und auf der Website [www.rivermanagement.ch](http://www.rivermanagement.ch) finden sich umfangreiche Informationen und einige der folgenden Quellen. 2004 publizierte BRATRICH die Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte (inkl. Wiese und Birs) und 2005 erschien von WOOLSEY et al. ein umfangreiches Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen (vgl. auch WEBER 2006). Im Weiteren seien beispielhaft einige Publikationen erwähnt: PETER (2006), TOCKNER (2006), HOSTMANN et al. (2005), ROHDE (2006, 2005, 2004), ZAUGG STERN & HOSTMANN 2006.

### 1.5.2 Bezug zur echten Auenlandschaft

Natürliche Flusslandschaften sind integraler Bestandteil des Umlandes und des gesamten Einzugsgebietes und haben zusammen mit diesem vielfältige Funktionsbeziehungen durch die Vernetzung in der Längs- (Abfluss, Transport flussabwärts, Aufwanderungen von Organismen), Horizontal- (Austausch zwischen Gerinne und Einzugsgebiet, Eintrag von Stoffen aus dem Umland) und Vertikaldimension (Austausch zwischen Gerinne, Interstitial und Grundwasser, Niederschlag, Verdunstung) sowie in der Zeit (Entstehung, Erhaltung und Zerstörung von Strukturen) (vgl. BLOESCH 1997 und Abb. 1.2). In solchen Flussebenen herrscht eine grosse Dynamik nicht nur betreffend der Sedimentations- und Erosionsprozesse, sondern auch bezüglich der stoffhaushaltlichen Umsetzungs- und Anlagerungsprozesse im Gerinne und in der Aue (z.B. Nitrifikation, Denitrifikation, chemische Ausfällung, Assimilierung in Biomasse, mikrobieller Abbau, Adsorption, Adsorption und Desorption, Sedimentation, usw.). Diese Prozesse machen letztlich die Selbstreinigungskraft der Landschaft aus.

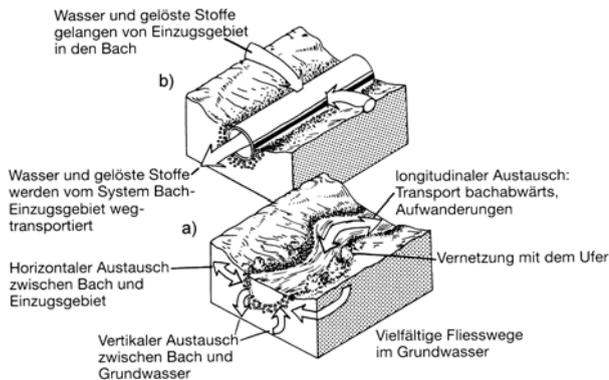


Abb. 1.2 Natürliche ökologische Funktion eines Fließgewässers in der Längs-, Horizontal- und Vertikaldimension sowie der Zeit (a). Die ökologische Funktion ist durch Verbauungen auf eine simple Röhrenfunktion reduziert (b). (Aus BLOESCH 1997, 11)

Typische Auenlandschaften überdeck(t)en meist den gesamten Talboden. Deswegen ist es nicht verwunderlich, dass schon früh versucht wurde, dieses Land nutzbar zu machen, sei es für die holz- und landwirtschaftliche Nutzung, sei es für die Nutzung der Wasserkraft oder als Ort für Siedlungen. Durch die Nutzung wurden wesentliche Parameter des Ökosystems Aue verändert. Waren kleinflächige Nutzungsveränderungen durch das System noch ausgleichbar, so wurden mit der Zunahme der genutzten Fläche seit dem Mittelalter bis heute grosse Teile des Ökosystems und seiner Funktionen zerstört. Begradigte und verbaute Fließgewässer sind heute zur Selbstverständlichkeit geworden, die ursprüngliche Dynamik ging verloren.

Das Überschwemmungsregime ist der wichtigste ökologische Faktor in der Aue. Dadurch ist eine Flussauenlandschaft in ständigem Wandel. Die landschaftsformenden Hochwässer öffnen einerseits mittels der zerstörerischen Kraft des Wassers Lebens- und Wachstumsräume und regulieren somit den Bestand an Pflanzen- und Tierarten und machen andererseits durch die Zufuhr von Nährstoffen die Aue sehr fruchtbar. Die natürli-

chen Auen weisen daher eine Vielzahl von Standortfaktoren auf, die ein komplexes Mosaik von extrem verschiedenen Lebensräumen bilden, die die ganze Bandbreite von voll-aquatischen bis zu vollterrestrischen Bedingungen abdecken (vgl. BUWAL 1997, JÜRGING & PATT 2005, STUCKI et al. 2002, 229).

Die Dynamik frei fließender Gewässer beschränkt sich jedoch nicht nur auf Sedimentations- und Erosionsprozesse, sie zeigt sich auch in stoffhaushaltlichen Umsetzungs- und Anlagerungsprozessen (Abb. 1.2). Das Dämpfen von Spitzenbelastungen, die Absorption von gelösten Stoffen und der Abbau von totem organischem Material sind wesentliche Beiträge zur Reinhaltung des Oberflächen- und Grundwassers. Diese Reinigungsleistung und Pufferfunktion von natürlichen Auenlandschaften wird als Möglichkeit gesehen, bei künstlicher Grundwasseranreicherung die Wasserqualität so zu verbessern, dass nach der Versickerung keine nachteiligen Effekte bei der Grundwasserqualität und Trinkwasserversorgung auftreten (STUCKI et al. 2002, 229).

Das Projekt (F2.00) in den „Hinteren Stellimatten“ sollte darüber Aufschluss geben, ob die Einleitung von Wiesewasser zur Etablierung von Feuchtgebieten in der ehemaligen Flussebene grundsätzlich möglich ist. In der Wasserstelle soll das Wasser auf dem horizontalen Fließweg entlang dem natürlichen Gefälle durch die sich etablierenden Riedpflanzen vorgereinigt werden, bevor es zur Revitalisierung von Wassergräben und Feuchtflächen verwendet wird. Gleichzeitig wird damit ein Teil der natürlichen Auendynamik simuliert, wodurch viele in natürlichen Auen ablaufende Prozesse reaktiviert werden, d.h. eine teilweise Wiederherstellung des Wirkungsgefüges erfolgte. Weiterhin wurde das Mikrorelief der „Hinteren Stellimatten“ durch zwei neu geschaffene Tümpel vielfältiger. Damit konnte die Untersuchung von beteiligten, stehenden Kleingewässern angegangen werden (STUCKI et al. 2002, 229).

Die Kombination von Überflutungsflächen und stehenden Gewässern und deren Beiträge zur Selbstreinigung des Oberflächenwassers konnte einerseits im künstlich erstellten Gewässersystem der Brüglinger Ebene (Kap. 2.2) im Folgeprojekt (F1.03) vertieft angegangen werden. Andererseits stellte die grossflächig hohe Diversität und die grosse Naturnähe des Gewässersystems in der Petite Camargue Alsacienne einen noch engeren Bezug zu einer echten Auenlandschaft her.

### 1.5.3 Revitalisierungskonzepte für die Wiese-Ebene und konkrete Umsetzungen

Eine bekannte Methode zur flächenhaften Revitalisierung von Auen ist die Rückverlegung von Hochwasserdämmen, die auch für die Wiese-Ebene schon diskutiert wurde (z.B. SCHWER & EGLI 1997, WÜTHRICH & SIEGRIST 1999, SCHENKER 2001). Aus landschaftsökologischer Sicht würde diese Massnahme die interessantesten (und wohl auch nachhaltigsten) Ergebnisse liefern. In dicht genutzten urbanen Auen ist eine derartige Massnahme jedoch nur schwer realisierbar. Die Wiese ist gefürchtet für ihre winterlichen Extremhochwasser ( $HQ_{100} = 350 \text{ m}^3/\text{s}$  bei einem mittleren Abfluss von  $11 \text{ m}^3/\text{s}$ ,

vgl. Tab. 2.1). Mit einem (geschätzten) Abfluss von rund 450 m<sup>3</sup>/s hatte die Wiese im Winter 1882 mit einem extremen Hochwasser eine grosse Überschwemmung im rechtsrheinischen Basel verursacht. Heute stehen die wichtigsten Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung (Schnellfilteranlagen, Pumpwerk, usw.) im möglichen Überschwemmungsbereich einer Hochwasserwelle.

Im Falle der Wiese-Ebene ergibt sich für die Trinkwassergewinnung wegen der zeitweise problematischen bakteriologischen Belastung der Wiese ein zusätzliches Problem. Es besteht das Risiko, dass die kolmatierte (mit Feinsediment zugestäubte) Flusssohle nach einem Deckschichtaufriss für das verunreinigte Oberflächenwasser durchlässiger wird, was eine bakteriologische Verschlechterung des Grund- und Trinkwassers zur Folge hätte (vgl. HUGGENBERGER 2001). Damit ist eine Dammrückverlegung insbesondere linksseitig der Wiese angesichts der bestehenden gesetzlichen, baulichen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen (Akzeptanzproblematik) in naher Zukunft kaum realistisch.

Eine mittel- bis langfristige Aufwertung des Gebietes wurde durch die binationale Richtplanung vorgegeben: Mit dem „Landschaftspark Wiese“ (SCHWARZE & EGLI 1999) wurde eine behördenverbindliche Grundlage zur Erhaltung und Aufwertung der Wiese-Ebene geschaffen. Die in der Landschaftsrichtplanung vorgesehene Entwicklung sieht zahlreiche Massnahmen vor, die nicht an den Hochwasserdämmen halt machen. Dazu gehören die Revitalisierung der „landschaftsprägenden Kanäle und Wührgräben“, sowie der „Schutz und die Aufwertung der bestehenden Fassungs- und Anreicherungsgebiete, die in der Regel auch wertvolle naturnahe Lebensräume darstellen“ (SCHWARZE & EGLI 1999, 17). Dies alles soll verwirklicht werden, ohne dass die Grundwasserbewirtschaftung im Gebiet der Langen Erlen gefährdet wird. Explizit müssen die Fassungs-, Schutz- und Versickerungsbereiche zum Schutz und zur Entnahme von Grundwasser gesichert sowie die Bestimmungen des Gewässerschutzes (GschV 1998) – insbesondere für die streng geschützten Gewässerschutzzonen S1 (z.B. alle Wasserstellen und Brunnenfassungen) – eingehalten werden. Trotz entsprechender Richtplanung bleibt in der Praxis eine Revitalisierung von Wässergräben und Wasserstellen damit vorläufig unrealistisch, da in der Wiese-Ebene nach wie vor dem Grundwasserschutz und der Trinkwasserproduktion oberste Priorität *vor* der Wiederherstellung naturnaher Landschaften eingeräumt wird. Damit wurde bisher jede Revitalisierungsmassnahme, die den Kontakt zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser intensiviert (z.B. die Wiederherstellung eines alten Wässergrabens als Vernetzungsstruktur), abgewehrt und ausgeschlossen.

Eine Annäherung an das Leitbild der natürlichen Auenlandschaft in der Wiese-Ebene wäre möglich, wenn die in der Richtplanung ausgewiesenen Ziele bezüglich Revitalisierung von Wührgräben und Anreicherungsgebieten trotz möglicher Kollisionen mit der Gewässerschutzverordnung vorangetrieben würden. Mit der Verwirklichung dieser Vorgaben könnte die Uferlinie (d.h. die Kontaktzone zwischen fliessendem Wiesewasser und der semiterrestrischen Auenlandschaft) entscheidend verlängert werden. Es wäre so möglich, das in der ursprünglichen Landschaft flächendeckend vorhandene Mosaik von Wasserläufen und Feuchtgebieten zumindest teilweise wiederherzustellen. Damit würde

der Wiese-Ebene das ihr zustehende Wasser im Sinne einer Wiederherstellung der Prozesse (vgl. JEDICKE 1996) zurückgegeben, womit die zahlreichen Glieder des Wasserhaushaltes reaktiviert würden (vgl. auch LESER & SCHNEIDER-SLIWA 1999). Der Hochwasserschutz bleibt bei dieser Variante uneingeschränkt bestehen, da keine Veränderungen im Bereich der Hochwasserdämme vorgenommen werden. Beim Alternieren von Überflutungsphasen mit Trockenphasen würde eine Dynamik entstehen, bei der eine zeitliche und räumliche Abfolge von oxidierenden und reduzierenden Bedingungen ökologisch wirksam wird. Von einer echten Aue bleibt diese Landschaft aber weit entfernt, da es wegen fehlender Hochwasser weiterhin keine echte Geomorphodynamik geben wird (WÜTHRICH et al. 2001, 100ff.).

Die erste konkrete Umsetzung einer Revitalisierung an der Wiese wurde als Pilotprojekt sehr nahe am dicht besiedelten Stadtgebiet in unmittelbarer Nachbarschaft zum Tierpark „Lange Erlen“ 1999 durchgeführt. Die Revitalisierung eines Abschnitts von 300 m innerhalb der Hochwasserdämme war daher in erster Linie ein Projekt, das der Naherholung der Bevölkerung diente und bewusst nur einen kleinen Schritt zur Verbesserung der ökologischen Gewässersituation darstellen sollte (BRATRICH 2004). Durch die sehr gute Besucherresonanz musste zur Entlastung dieses kurzen Flussabschnittes im folgenden Jahr (2000) eine Verlängerung um weitere 300 m angegangen werden (HUGGENBERGER 2001). Im Rahmen der engen Möglichkeiten wurden v.a. die harten Uferverbauungen und Eisenbahnschwellen entfernt und durch Blockrampen und lokale Aufweitungen ersetzt. Innerhalb der Hochwasserdämme entstanden so neue mit Buhnen und Blockwurf gesicherte Kiesbänke und Flachufer. Die Sohle wurde aufgelockert, um den Austausch mit dem Grundwasser zu verbessern. Durch Kosten von rund 200'000 Fr. pro Abschnitt entstand ein Laufmeterpreis von weniger als 700.- Fr. (BRATRICH 2004).



*Abb. 1.3 Die 1999/2000 revitalisierte Strecke an der Wiese. Auf Grund der Stadtnähe und der attraktiven Erscheinung ist dieser Flussabschnitt bei guten Wetterbedingungen stark überlaufen und ökologisch überbeansprucht. (Photo: U. Geissbühler 23.12.2006)*

Basierend auf dem Entwicklungskonzept Fliessgewässer Basel-Stadt (AUE 2002) ist „das längerfristige Ziel die Wiederbelebung der Wiese über die ganze Länge“ (BAUDEPARTEMENT DES KANTONS BASEL-STADT et al. 2003, 11). Durch die Kardinalnutzung der Langen Erlen zur Trinkwassergewinnung (s. oben) werden sich die dazu erforderlichen Massnahmen – sollten sie denn wirklich realisiert werden – höchst wahrscheinlich auf den Bereich innerhalb der Hochwasserdämme beschränken.

#### 1.5.4 BirsVital und erste Revitalisierungen an der Birs

Nach dem Jahrhunderthochwasser von 1973 ( $330 \text{ m}^3/\text{s}$  beim Pegel Hofmatt/ Münchenstein), bei dem die Birs wieder einmal ihre wahre Energie entfaltete und massive Ufer- und Sohlenerosion auftrat, wurde die Birs in ihrem Unterlauf (von Laufen bis St. Jakob) mit massivem Blockwurf (aus Schwarzwaldgranit) oder einem hart verbauten Doppeltrepezprofil (St. Jakob bis Birköpfli) mit einheitlicher Breite (20 m) zu einem monotonen Fluss degradiert (HUBER & RAMSEIER 1995). Dies führte wegen des Mangels an langsam fliessenden Hinterwassern und der flachen Sohlenstruktur zu unzureichenden Laichplätzen, u.a. für die Fische. Die Fischer waren deshalb bei den ersten kleineren Massnahmen zur Wiedergewinnung eines abwechslungsreichen Flusslaufes mit beteiligt. Ab 1984 wurde lokal zur Tat geschritten und vereinzelt die Uferverbauung weggerissen und in den Fluss transferiert. Seit 1991 wurden zwischen Aesch und Birsfelden verschiedene kleinere Massnahmen zur ökologischen Aufwertung der Birs durchgeführt (SALATHÉ 2000).

Die erste Revitalisierung im städtischen Ballungsraum und zugleich das bis dahin grösste Projekt fand 1997 auf der Höhe von Münchenstein statt. Auf einer Strecke von 500 m (zwischen Heiligholzbrücke und Hofmatt) wurde der Birs ein neues Kleid mit Uferverbauungen aus Weidenfaschinen und Baumstämmen gegeben und eine Verbreiterung des Gerinnes von 20 auf maximal 40 m geschaffen (ZELLER & KÜRY 1997). Diese Massnahmen wurden zugleich wissenschaftlich begleitet. Während Buhnen und Störsteine für differenzierte Strömungsverhältnisse sorgten, konnten auf der Flusssohle Laichplätze entstehen, und gleichzeitig schufen flache Kiesinseln und Röhrlichzonen neue Lebensräume (SALATHÉ 2000). Nebst den Untersuchungen über die verbesserten Lebensräume (KÜRY 2001) wurde die Bevölkerung bezüglich der Akzeptanz solcher Projekte befragt (GLOOR & MEIER 2001). Weitere Abschnitte folgten: 2002 bis 2004 das anspruchsvolle Teilstück von St. Jakob bis zur Birsmündung inmitten dicht besiedelten Gebietes („BirsVital“, vgl. unten), 2004 und 2005 die Abschnitte zwischen Reinacher Heide und Heiligholzbrücke (vgl. MOSIMANN 2004; GUSEWSKI 2005). 2006 wurde bei Brislach ein 220 m langer Seitenarm der Birs geschaffen, womit die „grösste Aue Basellands entstand“ (MAURER 2006; LEUGGER 2006).

Unter dem Namen „BirsVital“ (vgl. TRENKLE 2002; BITTERLI 2003) wurde direkt im Siedlungsgebiet revitalisiert: Die Kantone Basel-Stadt und Basel-Landschaft haben sich zusammengeschlossen, um im Zuge des Neubaus des Ableitungskanals der Kläranlage ARA Birs 2 (Birsfelden) direkt in den Rhein die Bauarbeiten für eine Revitalisierung des untersten Birsabschnittes zwischen St. Jakob und Birköpfli zu realisieren. Bis 2004 sollte über die ganze Strecke die Betonuferverbauung entfernt, die Ufer mit Faschinen oder bewachsenen Buhnen und Weidenstecklingen befestigt und durch die Ausformung einer leicht geschwungenen Uferlinie ein abwechslungsreicheres Fliessen der Birs erreicht werden. Über die Akzeptanz dieser Arbeiten mitten im Wohngebiet wurde im Rahmen von MGU F1.03 eine sozialwissenschaftliche Studie durchgeführt, die wie die erste Studie bei Münchenstein eine sehr grosse Zustimmung zu den Massnahmen feststellen konnte (FREIBERGER 2004; FREIBERGER 2006).

Im Gegensatz zu der Wiese in den Langen Erlen tangiert die Birs weniger sensible Räume (Trinkwassergewinnung) und die Revitalisierungsmassnahmen können somit besser vorangetrieben werden. Die Resultate haben mittlerweile Vorzeige-Charakter angenommen. Pro Natura Baselland strebt mit seinem (durchaus realistischen) Aktionsprogramm „Hallo Biber!“ sogar die Wiederansiedlung des Bibers bis 2010 an der Birs an.

## **1.6 Urbane Flusslandschaften: Konflikte zwischen Natur und Nutzung**

### **1.6.1 Was sind urbane Flusslandschaften?**

Menschen haben seit den Ursprüngen städtischer Siedlungstätigkeit die Nähe der Flüsse gesucht, sei es aus militärischen (Flüsse als begrenzendes Element) oder aus handels-technischen Gründen (Flüsse als billige Transportwege). Flüsse und ihre Überschwemmungsebenen (Auen) boten einen leichten Zugang zu Trinkwasser und zur Abwasserentsorgung oder sie waren in ihrer Funktion als Energielieferanten selber Ausgangspunkt für industrielle Aktivitäten und eine nachfolgende Ansiedlung einer grösseren Arbeiterschaft (z.B. GERBER 1967).

Es gehört mit zu den Höchstleistungen menschlicher Baukunst, wie im Zuge der Industrialisierung ganze Flusslandschaften umgestaltet wurden. Flüsse wurden begradigt, eingedämmt, in Kanäle ausgeleitet, in den Untergrund verbannt und in ihrem Abflussgeschehen beeinflusst. In den Städten wurden Entwässerungsnetze und Kläranlagen gebaut und ganze Flussläufe verschwanden unter Beton und Asphalt, um Siedlungs-, Industrie- und Erholungsflächen (z.B. Sportplätze) zu schaffen, wo früher noch Weidengehölze standen und Biber lebten (FRIEDRICH 1991; WÜTHRICH & SIEGRIST 1999). Flüsse und Flusslandschaften, die urbane Räume queren, wurden also konsequent den menschlichen Aktivitäten unterworfen und entsprechend angepasst (SCHUHMACHER & THIESMEIER 1991).

Der Blick auf ein Satellitenbild der Region Basel zeigt, dass auch heute noch Flüsse mit ihren Talebenen die wichtigsten Planungsachsen der Stadt bilden (Abb. 1.4). Ähnliche Satellitenbilder, in denen ebenfalls Flüsse die zentralen Organisationsräume definieren, liessen sich für die meisten grossen Städte Europas zeigen, z.B. für Paris (Seine), London (Themse), Berlin (Spree) oder Moskau (Moskwa) (vgl. BECKEL 2002). In Basel sind es vor allem der Rhein, die Birs, die Wiese und der Birsig, welche die Stadt raumwirksam prägen. Die Flüsse und ihre eng eingegrenzten Uferbereiche bilden auch heute noch Korridore für den Artenaustausch zwischen Norden und Süden sowie zwischen Osten und Westen der Stadt. Fahrradfahrer und Fussgänger verfügen damit theoretisch über ein natürlich angelegtes Verkehrsnetz inmitten der dicht besiedelten Stadt, welches zum jetzigen Zeitpunkt planerisch allerdings zu wenig in Wert gesetzt wurde beziehungsweise im Falle des unterirdisch verlaufenden Birsig gar nicht bewusst wird (GEISSBÜHLER et al. 2005, 136ff.).



*Abb. 1.4 Das Satellitenbild zeigt, dass durch Flüsse gebildete Talebenen wichtige Planungsachsen einer Stadt bilden. In Basel sind es der Rhein, die Birs, die Wiese und der Birsig, welche die Stadt raumwirksam prägen. (Quelle: E. Parlow, Institut für Meteorologie, Klimatologie und Fernerkundung, Universität Basel)*

## 1.6.2 Die neue Sicht auf die urbane Flusslandschaft

In der Fachwelt wurde seit den frühen 1980er Jahren eine Abkehr vom „harten“ Umgang mit der Flusslandschaft gefordert. Die Einsicht trat ein, Gewässer ganzheitlich zu betrachten und integral zu schützen. Für die Region Basel leitend war zudem der Brandfall von Schweizerhalle (1986), welcher durch das nachfolgende Fischsterben im Rhein internationales Aufsehen erregte und eine Sensibilisierung der Bevölkerung für Flüsse und deren Bewohner zur Folge hatte. Die im Zuge von Schweizerhalle ausgelösten Untersuchungen haben den Wissensstand über die Flussökosysteme bei Basel entscheidend verbessert (WEIDMANN & MEDER 1994; KÜRY et al. 2000). Die 1990er Jahre sind geprägt durch zahlreiche Revitalisierungsprojekte in der Region (vgl. WÜTHRICH & SIEGRIST 1999), durch ein verschärftes Gewässerschutzgesetz (GschG vom 24. Januar 1991) und durch die Arbeit an verbesserten Entwässerungssystemen (GEP), welche die Flüsse letztlich weniger belasten und auf eine Verzögerung beziehungsweise Verminderung von Abflussspitzen bei gleichzeitig verbesserten Habitatfunktionen hinzielen (AUE 2002; REINAUER et al. 2004). Eine nachhaltige Gewässerpolitik muss heute 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 sichergestellt werden.

Aktuelle Umfragen und Akzeptanzuntersuchungen zeigen, dass in der Bevölkerung ein neues Bewusstsein entstanden ist, welches weit über die bisherige Wertschätzung von Feuchtgebieten oder Flusslandschaften hinausgeht (KOHL 2001; KNALL 2006; WÜTHRICH et al. 2003; FREIBERGER 2004 & 2006). Es fällt auf, dass wichtige Naherholungsgebiete der Stadt Basel (Landschaftspark Wiese, Brüglinger Ebene) typische urbane Flusslandschaften sind. Dabei zählen sowohl die heutigen (aktuellen) wie auch die ehemaligen (historischen) Überflutungsbereiche der Flüsse einschliesslich der alten Industriekanäle und sonstigen Ausleitungen innerhalb der städtischen Agglomerationen zu den urbanen Flusslandschaften (GEISSBÜHLER et al. 2005, 137).

### 1.6.3 Nachhaltige Inwertsetzung städtischer Gewässer

Revitalisierungsprojekte stossen v.a. in urbanen Räumen oft auf diverse Zielkonflikte, z.B. zwischen den Bedürfnissen des Naturschutzes und einer allzu 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 (z.B. Zollfreie Strasse bei Riehen). Zunehmend werden auch in dicht besiedelten Gebieten Anstrengungen unternommen, die Flussufer naturnah zu gestalten und eine kontrollierte Dynamik zuzulassen (vgl. BAUDEPARTEMENT UND BAU- UND UMWELTSCHUTZDIREKTION 2002). Hinter der ebenfalls berechtigten Aussage „Städte werden in erster Linie für Menschen gebaut“ verbirgt sich der leise Vorwurf, dass niemand heute erwarten kann, dass ausgerechnet im städtischen Raum Flussebenen in funktionierende Naturlandschaften zurückverwandelt werden. Flussrevitalisierungen sind deswegen bisher eher in dünn besiedelten Räumen von Agglomerationen durchgeführt worden, da dort eher entsprechende Freiheitsgrade ausgemacht und wahrgenommen werden können als mitten in verdichteten Stadtzentren. Die aktuelle Revitalisierung des Birsunterlaufs (BirsVital) ist eines der seltenen Beispiele, wo mitten im städtischen Wohngebiet eine Flussrevitalisierung in grösserem Umfang durchgeführt wurde (vgl. FREIBERGER 2004 & 2006).

Im Zuge der Beschlüsse von Rio (United Nations Conference on Environment and Development UNCED, Rio de Janeiro 3.-14.6.1992) wird nun immer konsequenter versucht, bestehende Funktionen von urbanen Fliessgewässern unter Berücksichtigung aller Daseinsgrundfunktionen (in Gemeinschaft leben, wohnen, arbeiten, sich versorgen, sich bilden und sich in der Freizeit erholen) des Menschen mit neuen – den heutigen Nachhaltigkeitsforderungen besser angepassten – Funktionen zu kombinieren. Dazu gehört beispielsweise die vermehrte Nutzung urbaner Flussebenen für die Erholung einer städtischen Bevölkerung (auch um motorisierten Ausflugsverkehr zu vermeiden), die Förderung der Durchgängigkeit gleichermaßen für die Pflanzen- und Tierwelt wie auch für Stadtbewohner, die sich z.B. mit einem Kinderwagen in die Stadt hinein oder hinaus begeben wollen, ohne dabei der Hektik des städtischen Verkehrs ausgesetzt zu sein.

Auch für den Gewässerschutz ergeben sich durch revitalisierte Uferbereiche und grosszügig bemessene Überflutungszonen deutliche Verbesserungen: Da eine intakte Natur über sehr effiziente Selbstreinigungsmechanismen verfügt, können revitalisierte Flüsse und funktionierende Überflutungsbereiche die Wasserqualität der Gewässer zumindest theoretisch verbessern. Im Sinne einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung, aber auch im Sinne des aktuellen Gewässerschutzgesetzes, sollte die Selbstreinigungsleistung z.B. durch die Schaffung breiterer Abflusskorridore Flusskilometer für Flusskilometer optimiert werden (vgl. BOSCHI et al. 2003). Dies sollte gerade auch in den Agglomerationen geschehen, wo die Belastungen für das Gewässersystem – trotz verbesserter Abwasserreinigungs- und -vermeidungstechniken – am höchsten sind (GEISSBÜHLER et al. 2005, 137ff.).

## 1.7 Künstliche Grundwasseranreicherung und die Basler Trinkwassergewinnung

Die natürliche Dynamik eines Flusses bewirkt in der Regel höhere Grundwasserstände als dies bei reduziertem Abfluss der Fall ist. Sie trägt so durch natürliche Grundwasseranreicherung auch zur quantitativen Erhaltung des Grundwasservorkommens bei (BUWAL, Faktenblatt Auen). Da eine solche natürliche Dynamik besonders in Auen verbreitet ist, finden sich in Auengebieten oft grosse, anthropogen noch unbeeinflusste Grundwasservorkommen. Nebst der regelmässigen Überflutung ist die Auenv egetation auf einen zeitweise hohen Grundwasserstand bis in den Wurzelbereich angewiesen.

In den Langen Erlen wird dieses Prinzip der Anreicherung des Grundwasserkörpers auf eine sehr naturnahe, aber doch künstliche Weise seit Jahrzehnten erfolgreich durchgeführt. Eine umfangreiche Dokumentation des dabei angewendeten Verfahrens hat RÜETSCHI (2004) im Rahmen seiner Dissertation erarbeitet. Aus diesem Grund wird hier nur eine vereinfachte Zusammenfassung gegeben.

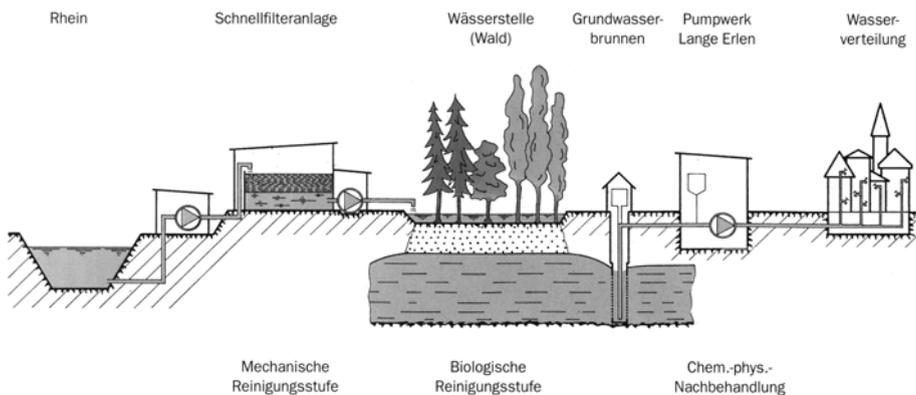


Abb. 1.5 Schema der künstlichen Grundwasseranreicherung in den Langen Erlen. (Aus IWB 2001)

Etwa 50 % des Basler Trinkwassers wird in der Wiese-Ebene produziert. Um eine Absenkung des Grundwassers zu verhindern, wird seit 1920 in elf bewaldeten Wasserstellen von gesamt ca. 20 ha Fläche Flusswasser zur Versickerung gebracht. Früher wurde das Wasser der Wiese entnommen, bevor die Wasserqualität vor allem durch den starken Bevölkerungszuwachs und durch die im Einzugsgebiet der Wiese ansässigen Industrie- und Färbereibetriebe so bedenklich wurde, dass die IWB im Jahr 1964 auf das qualitativ bessere Rheinwasser umstellten. Das Rheinwasser wird durch eine aufwändige Sandfiltration von seinen Schwebstoffen befreit und anschliessend in den elf Wasserstellen (mit einer Fläche von total 13 ha) verteilt (momentan rund  $65'000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ ). Eine Wasserstelle besteht aus drei Feldern, die abwechslungsweise in einem Turnus von 10 Tagen beschickt werden (und somit jeweils eine anschliessende, 20-tägige Abtrocknungsphase erfolgt). Bei der Bodenpassage durch die ca. 20-70 cm mächtige Humus- und Auenlehmschicht und die 2.5-3.5 m mächtige Kies- und Sandschicht der ungesättigten Zone findet die hauptsächliche Reinigung des Grundwassers statt (RÜETSCHI et al. 1998; RÜETSCHI 2004). Das Grundwasser wird in mehreren Brunnen nach einer horizontalen Fliessstrecke von 200-800 m als einwandfreies Trinkwasser zur Oberfläche gepumpt (heutige Entnahmemenge rund  $40'000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ ) und nach einer chemisch-physikalischen Nachbehandlung via Reservoir in die Haushalte verteilt (Abb. 1.5).

## 1.8 Selbstreinigungsprozesse in Auen- und Feuchtgebieten

Vereinfacht gesagt beinhaltet die Selbstreinigung physikalische, chemische und biologische Vorgänge zur Verminderung der Wasserinhaltsstoffe.

Bis zu einem gewissen Grad sind aquatische Lebensgemeinschaften in der Lage, Wasserinhaltsstoffe abzubauen resp. zu eliminieren. Das Selbstreinigungsvermögen wird aber in Flüssen, v.a. unterhalb von Kläranlagen- oder Industrieabwassereinleitungen, oft überbeansprucht. Organische Substanzen bestehen in einem belasteten Fliessgewässer in der Regel aus einem Gemisch von Verbindungen ganz unterschiedlicher Abbaubarkeit. Ein grösseres Angebot an biologisch verwertbaren organischen Substanzen führt (durch gesteigertes Wachstum diese abbauender Bakterien) zu einer Erhöhung des Sauerstoffverbrauches und zu einem biologischen Ungleichgewicht (SPELLMAN & DRINAN 2001, 161). Mit zunehmender Fliessstrecke gleicht sich das für die biologische Selbstreinigung verantwortliche Ernährungsgefüge wieder aus (UHLMANN & HORN 2001, 318). Zur Beschreibung dieser Prozesse ist das Saprobien-system oder die Gewässer-Güteklasse (nach KOLKWITZ & MARSSON 1908; KOLKWITZ & MARSSON 1909; KOLKWITZ 1950; LIEB-MANN 1951) gebräuchlich. In stehenden Gewässern kann die Saprobie (= Intensität des biologischen Abbaus organischer Substanz) nicht zur Beurteilung der Wassergüte verwendet werden, da hier Makrophyten und Algen die ökologischen Verhältnisse prägen. Die Güteinteilung stehender Gewässer wird deshalb durch den Trophiegrad (= Belastung mit den anorganischen Nährstoffen Nitrat und Phosphat) vorgenommen (WISSING & HOFFMANN 2002, 19).

Sind die Gewässer jedoch dicht mit Pflanzen bewachsen oder bestehen diese gar wie Riedgebiete oder überflutete Uferbereiche und mehr oder weniger natürliche Pflanzenfilter vorwiegend aus einem vom Wasser durchströmten Bodensubstrat mit Pflanzenbewuchs, so kommen noch weitere Prozesse bezüglich Selbstreinigung zum tragen (vgl. Kap. 1.8.4).

Für die zu erwartende Reinigungsleistung von naturnahen Pflanzenkläranlagen gibt es sehr umfangreiche Literatur (z.B. KRAFT et al. 1987; COOPER & FINDLATER 1990; BÖRNER 1992; BAHLO & WACH 1995; KADLEC & KNIGHT 1996; GELLER 1998; PLATZER 1998; KAYSER et al. 2001; LABER 2001; LUEDERITZ et al. 2001; GELLER et al. 2002; WISSING & HOFMANN 2002; KAYSER 2003 u.v.m.). Im englischsprachigen Raum hat sich dazu der Begriff „constructed wetlands“ für solche „konstruierten“ Gebiete und eine reichhaltige Literatur etabliert. Deutlich schwieriger ist die Vorhersagbarkeit über die Reinigungsleistung naturnaher Fluss- und Auenlandschaften (z.B. NICHOLS 1983; JOHNSTON 1991; BAKER 1992; BRÜSCH & NILSON 1993; GOPAL & WETZEL 1993; DØRGE 1994; MULAMOOTFIL et al. 1996; PUSCH et al. 1998; MARION & BRIENT 1998; GOPAL 1999; HOGAN et al. 2004).

### 1.8.1 Nährstoffe

#### *Stickstoff*

Stickstoffelimination in Feuchtgebieten erfolgt durch Adsorption an Bodenteilchen, Primäreinbau in bakterielle Biomasse, Einbau in Pflanzenmasse (Assimilierung [nur von mittelfristiger Bedeutung]) und im Wesentlichen über die mikrobiologischen Umsatzprozesse der Nitrifikation/Denitrifikation (WISSING & HOFMANN 2002, 85). Allgemein ist festzustellen, dass in vertikal durchströmten Systemen zuverlässig nitrifiziert ( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$ ), aber nur in geringem Masse denitrifiziert ( $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{molekularer N}$ ) werden kann (PLATZER 1998). In horizontal durchflossenen Systemen hingegen ist die Nitrifikationsleistung zumeist gering, der nitrifizierte Stickstoff wird dann aber weitgehend denitrifiziert.

Nach GELLER (1998) und GELLER & HÖNER (2003) zeigen Langzeiterfahrungen, dass die Reinigungsleistung der Horizontalfilteranlagen mit denen konventioneller Systeme vergleichbar ist.

#### *Phosphor*

Phosphor wird von den Organismen als lebensnotwendiger Nährstoff im Bau- und Energiestoffwechsel benötigt und somit vorwiegend assimiliert. Phosphor tritt in der Natur fast ausschliesslich als Phosphat in Erscheinung. Der Phosphor ist an Bodenpartikel adsorbiert, im organischen Material des Bodens enthalten oder in die lebende Biomasse inkorporiert. Im Wasser kann der Gesamtphosphor in partikulären und gelösten Phosphor aufgeteilt werden. Der gelöste Phosphor kann wieder in reaktiven und nicht reaktiven Phosphor, der partikuläre in organisch und anorganisch gebundenen Phosphor frak-

tioniert werden. Der gelöste reaktive Phosphor besteht zum grössten Teil aus Ortho-Phosphat (KADLEC & KNIGHT 1996). Ortho-Phosphat ist direkt biologisch verfügbar und daher für die Eutrophierung von Gewässern von besonderer Bedeutung.

Die Elimination von nicht assimiliertem Phosphor kann über Filtration, Fällung/Sorption oder Pflanzenaufnahme erfolgen (LABER 2001, 131ff.).

## 1.8.2 Bakteriologische Verhältnisse und Schwebstoffe

Schwebstoffe in einem Gewässer gelten als eine „Gefahrenquelle“. Der grösste Teil der Partikel ist jedoch harmloser Natur. Es handelt sich dabei um Sand-, Lehm- oder Tonpartikel oder zersetztes organisches Pflanzenmaterial. Nicht gelöste Partikel (Trübstoffe) können aber auch Träger von Mikroorganismen oder kleine Organismen selber sein (pathogene Keime, Viren, Bakterien, Parasiten) (MCCARTHY & ZACHARA 1989). Die organischen Anteile spielen eine wichtige Rolle bei der Sorption von Schadstoffen an Schwebstoffen (MAIER et al. 1997). Durch Hochwasser können viele partikulär gebunden transportierte Stoffe mobilisiert werden. Der grösste Mobilisierungseffekt für solche Schadstoffe wird während des ansteigenden Hochwassers bis zum Erreichen des Scheitels beobachtet (BfG 2002).

Um diese Schwebstoffe zu entziehen, werden in klassischen Kläranlagen Absetzbecken vorgeschaltet und das sedimentierte Material wird regelmässig entsorgt. Auch für die künstliche Grundwasseranreicherung (Kap. 1.7) in den Langen Erlen wird ein Sandfilterbecken vorgeschaltet. Für das Projekt in den Stellimatten fehlte ein solches „Absetzbecken“ und auch in der PCA wird permanent schwebstoffbeladenes Oberflächenwasser in die Auenlandschaft eingeleitet. Im Pflanzenklärgelände der Grün 80 fehlt ein solches Absetzbecken ebenso, bzw. das Pflanzenklärgelände funktioniert heute als solches. Die Sedimentation der Schwebstoffe im Pflanzenfilter trägt somit zu einer Verbesserung der Wasserqualität bei. Durch das Absetzen des mittransportierten Materials und den anschliessenden Abbau der Bakterien durch Antagonisten im Biofilm wird die bakterielle Belastung während der Fliesstrecke reduziert.

*Escherichia coli*-Bakterien werden fast ausschliesslich mit Abwässern aus punktuellen und diffusen Quellen in die Fließgewässer eingetragen. Im Prinzip ist ihre Anwesenheit unerwünscht, in der Praxis jedoch nicht vermeidbar. Gesundheitliche Risiken durch *E.coli* sind gering, ihre Bedeutung liegt in der Indikatorfunktion. Seitens der IWB bestehen Bedenken gegenüber der Belastung der Wiese mit diesen Keimen. Für das Grundwasser in den Trinkwasserfassungen gilt eine Nulltoleranz. Koliforme Keime sind „coli-ähnlich“, im Gegensatz zu *E.coli* können sie aber auch in der Umwelt, besonders an Pflanzen und im Boden, auftreten. In Fließgewässern gelten sie als ortsfremd, überleben (im aquatischen Bereich) nicht lange, treten aber in beträchtlichen Konzentrationen auf. Sie sind häufiger als *E.coli*, und werden *E.coli* nachgewiesen, sind koliforme Keime ebenfalls vorhanden (DVWK 1996, 51ff.). Für die Verringerung der Keimzahl in Feuchtgebieten haben die Pflanzen „einen untergeordneten Einfluss“ (WISSING & HOF-

MANN 2002). Es sind die Milieubedingungen im Bodenkörper und in der Rhizosphäre, die die Zusammensetzung der Mikroorganismen darin bestimmen. Milieufremde Arten werden durch symbiotische Wechselwirkungen zurückgedrängt. Aerobe mesophile Keime stellen einen solchen Pool für mögliche Antagonisten krankheitserregender Keime dar. Ihre Zunahme im Feuchtgebiet gegenüber dem eingeleiteten Wasser deutet auf eine hohe biologische Aktivität hin. So entsteht eine veränderte Mikroflorazusammensetzung zugunsten von Gruppen, die für eine bessere Wasserqualität typisch sind, einhergehend mit einer Verminderung von *E.coli* und koliformen Keimen.

### 1.8.3 Organische Stoffe

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) setzt sich aus einer grossen Zahl sehr unterschiedlicher organischer Verbindungen zusammen. Es handelt sich dabei v.a. um aquatische Huminstoffe, Aminosäuren und andere niedermolekulare Säuren, Peptide und Zucker. Die verschiedenen DOC-Komponenten werden mehr oder weniger schnell mikrobiell abgebaut. Auch eine Spaltung durch UV-Licht (Photolyse) ist möglich (STEINBERG 2000). Andererseits führen das Ausscheiden von Stoffwechselprodukten durch aquatische Organismen sowie der mikrobielle Ab- und Umbau von toter organischer Substanz zur autochthonen Bildung von DOC und erklären steigende Konzentrationen (GELBRECHT et al. 2002; vgl. auch PUSCH et al. 1998).

Die UV-Extinktion (oder SAK 254) gilt als Summenparameter für die Wasserbelastung durch gelöste oder fein verteilte organische Substanzen mit Doppelbindungen (andere vergleichbare Summenparameter: CSB, BSB, TOC und DOC).

### 1.8.4 Rolle der Pflanzen bei der Selbstreinigung

Die Reinigungsleistung und der Stoffumsatz in Feuchtgebieten basiert auf den Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen (WISSING & HOFMANN 2002, 84). Zunächst wurde irrtümlicherweise angenommen, dass die Assimilation der Pflanzen für die Reinigungsleistung eine wesentliche Rolle spielt. Auf diesem Irrtum beruht auch der Begriff der „Pflanzenkläranlage“. Man vertraute hauptsächlich auf die Stoffaufnahme der Pflanzen und weniger auf den aeroben Abbau des Biofilmes. Seit Beginn der neunziger Jahre wird jedoch immer klarer, dass die Bakteriengesellschaften in der Rhizosphäre („Biofilm“) die eigentlichen Abbauprozesse durchführen und in Röhrichten ideale Bedingungen für diese Bakteriengesellschaften herrschen. Die Pflanzen wirken dabei als Verstärker für verschiedene milieuhängige Vorgänge, die für die Selbstreinigungsprozesse äusserst wichtig sind (z.B. Sauerstoffversorgung, Rhizosphäreneffekte, etc.). Vertiefende Literatur findet sich z.B. bei WISSING & HOFMANN (2002), GELLER (1998), LABER (2001), GELLER & HÖNER (2003) und PLATZER (1998).

## 1.9 Pflanzenkläranlagen als „künstliche“ Pflanzenfilter

In den USA wurden und werden extrem extensive Pflanzenfiltersysteme mit freiem Wasserspiegel („surface flow wetlands“) gebaut, die versuchen, natürliche Feuchtgebiete zu imitieren und neben den eigentlichen Reinigungsfunktionen auch andere Ziele (Habitat für Wildtiere etc.) verfolgen (LABER 2001, 6). In diesem Sinne sind die hier untersuchten Systeme zu betrachten. Auch wenn sie auf europäische Verhältnisse angepasst deutlich kleinere Dimensionen aufweisen, handelt es sich weniger um technische Versuchsflächen als um naturnahe Systeme. Der Miteinbezug des Pflanzenklärgebietes in der ehemaligen Grün 80 (vgl. unten und Kap. 2.2) in die Untersuchungen urbaner Flusslandschaften rechtfertigt sich darin, dass es durch seine Funktion zu einem Ersatz für natürliche Feuchtgebiete wurde und sich mittlerweile zu einem wertvollen Habitat wandelte.

Das grosse Potenzial der Selbstreinigung solcher natürlicher aquatisch-terrestrischer Systeme fand in den letzten vier Jahrzehnten (in Europa) v.a. für den Einsatz dezentraler kleiner Abwasserkläranlagen zunehmend Beachtung. So wurde das hier untersuchte Pflanzenklärgelände für die Ausstellung Grün 80 (Kap. 2.2.4) geschaffen, um die Besucher für diese natürliche Wasserreinigungsmöglichkeit zu sensibilisieren. Innerhalb des MGU-Projektes F1.03 fand durch VÖGTLI (2003) eine gründliche Untersuchung dieser Anlage im Speziellen, und Pflanzenkläranlagen im Allgemeinen statt.

### 1.9.1 Geschichtliche Entwicklung

Pflanzenkläranlagen stellen eine Weiterentwicklung der Abwasserbehandlung mit Verregnungs- und Verrieselungsverfahren dar. Dabei werden dem Boden die Nährstoffe wieder zugeführt, welche die Pflanzen ihm zuvor entzogen haben (HABECK-TROPFKE 1980, 157). Somit handelt es sich bei Pflanzenkläranlagen um keine Neuerfindung, sondern um eine Wiederentdeckung altbewährter Kulturtechniken. Die eigentliche Entwicklung kann in zwei Teilbereiche differenziert werden: Die pflanzenphysiologische Komponente entwickelte sich aus der Grundlagenforschung zur Selbstreinigung der Gewässer. In dieser Phase wurde keineswegs lediglich Schilf (*Phragmites australis*) untersucht, sondern auch Papyrus und vornehmlich Binsen (*Schoenoplectus lacustris*). Mitte der 60er Jahre führte Käthe Seidel (SEIDEL & HAPPEL 1983, 119ff.) mit Sumpfpflanzen, speziell der Flechtbinse, Versuche zur Abwasserreinigung durch. Sie entwickelte diverse Verfahrensanwendungen und kann zu Recht als Begründerin der Pflanzenkläranlage mit Substratdurchströmung bezeichnet werden. Seidel schaltete den Hauptbeeten (mit Binsen und Schwertlilien) einen vertikal durchströmten Kiesfilter vor und schuf auf diese Weise eine frühe Form der vertikal durchströmten Pflanzenstufen, wie sie heute Stand der Technik sind (PÖPEL & BÖRNER 1987, 3; LABER 2001, 2ff.).

Im Gegensatz zum gewaschenen Kies – als Bodenmaterial für den Anlagentyp Seidels – verwendete KICKUTH (1984, 145ff.), ein ehemaliger Mitarbeiter von Seidel, seit Ende der 70er Jahre einen mit Schilf bestandenen bindigen Bodenkörper. Dabei sollen die

Wurzelsysteme die nötige hydraulische Leitfähigkeit schaffen. Die Zuwendung Kickuths zu horizontal durchströmtem Systemen mit bindigem Bodensubstrat stand im starken Gegensatz zum Modell Seidels und führte zur Entwicklung unterschiedlicher „Schulen“. Dies war auch der Beginn der zweiten Phase der Entwicklung, nämlich der verfahrenstechnischen. Diese Komponente entwickelte sich jedoch anfangs zu einer Anhäufung von Verfahrensnamen, deren Abgrenzung immer feinsinniger wurde und somit eher zur Verwirrung beitrug („Krefelder System“, „Wurzelaerungsorgung“, „Schilf-Binsen-Anlage“, „bewachsener Bodenfilter“ oder „Phyto-Filt-System“) (nach VÖGTLI 2003, 27ff.).

### 1.9.2 Definition und Begriffsdiskussion

Die Abwassertechnische Vereinigung (ATV) definierte 1982 Pflanzenkläranlagen allgemein als Systeme, „bei denen Abwasser einem mit ausgewählten Sumpfpflanzen besetzten Bodenkörper zugeführt wird, um diesen in vorwiegend horizontaler Richtung zu durchfließen“ (BÖRNER 1992, 5). Die ATV versuchte damit, die einzelnen Verfahrensentwicklungen vereinigend zu definieren. In der Folgezeit entstanden weitere Definitionen respektive Definitionserweiterungen. So bezeichnete KRAFT (1985) damit „alle Klärsysteme, in denen Wasserpflanzen direkt oder indirekt am Abwasserreinigungsprozess beteiligt sind“. Im Jahre 1989 wurde die Definition der ATV erweitert, wobei nun flach überstaute Beete ausdrücklich eingeschlossen sind.

Im englischen Sprachraum hat sich der Begriff „constructed wetlands“ etabliert. Unter diesem gebräuchlichsten Oberbegriff können im weiteren Sinne alle Kläranlagen verstanden werden, bei welchen die Vegetation gezielt zum Einsatz gebracht wird, um eine Optimierung der Reinigungsleistung zu erreichen. Im deutschsprachigen Raum hat sich der Begriff der „Pflanzenkläranlage“ trotz terminologischer Unsauberkeit eingebürgert – es findet weder eine Klärung des Abwassers durch die Pflanzen statt noch werden die Pflanzen selbst geklärt. Nach WISSING & HOFMANN (2002, 47ff.) bietet der (eher unglückliche) Begriff „Technisches Feuchtgebiet“ (für „constructed wetland“) die beste Voraussetzung, den verschiedenen Systemen zur Wasserreinigung mit Pflanzen gerecht zu werden (nach VÖGTLI 2003, 27ff.).

## 1.10 Fragestellungen und Hypothesen innerhalb dieser Arbeit

Für diese Arbeit werden Fragen und Hypothesen aus zwei verschiedenen Projekten miteinander verknüpft. Dabei bauen die späteren Fragen selbstverständlich auf den vorangegangenen auf und beziehen die bisherigen Erfahrungen mit ein.

### 1.10.1 MGU-Projekt F2.00

Es besteht eine beträchtliche Unsicherheit bezüglich eines möglichen negativen Einflusses der Ausleitung von Wiesewasser auf die Grundwasserqualität und auf die Sicherheit der bestehenden Anlagen bei aussergewöhnlichen Ereignissen (Auslaufunfälle etc.). Es wird v.a. befürchtet, dass durch die Ausleitung von Wiesewasser vermehrt belastetes Oberflächenwasser ins Grundwasser gelangt und die Grundwasserförderanlagen verunreinigt werden könnten. Die durch Revitalisierungsmassnahmen ausgelösten Veränderungen betreffen Austauschprozesse von Wasser und Wasserinhaltsstoffen zwischen Grund- und Oberflächenwässern, die Konzentration der Wasserinhaltsstoffe, die Aufenthaltszeit des Grundwassers und die biologischen Veränderungen. Deshalb sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Auswirkungen zeigen die Ausleitungen von Wiesewasser in die Wasserstelle auf das Grundwasser und die Trinkwasserqualität der betroffenen Brunnen?
- Unter welchen biologischen Randbedingungen (Art der Vegetation etc.) kann die Qualität des Oberflächenwassers während der Infiltration verbessert werden?
- Wie effizient ist die Reinigungsleistung im Oberflächenwasser und mit welchen Massnahmen könnte diese verbessert werden, damit eine Verteilung in der Wiesebene (ausserhalb der bestehenden Wasserstellen und Wasserstrukturen) möglich wird?
- Welche Massnahmen sind notwendig, damit durch die erhöhte Konnektivität zwischen Fliessgewässer und Grundwasserschutzzone keine Gefährdung der Trinkwasserversorgung entsteht?
- Welche Folgen haben die Ausleitungen auf die (amphibische) Fauna und Flora?

Auf Grund des Literaturstudiums zu diesen Fragen wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- 1) Trotz eines beträchtlichen Anteils Oberflächenwasser im Grundwasser resultiert in den nahe gelegenen Trinkwasserbrunnen keine Verschlechterung der Grundwasserqualität.
- 2) Die Reinigungsleistung des Systems ist beim Passieren der Fliessstrecke nachweisbar und zudem effizient genug, um eine Gefährdung des Grundwassers auszuschliessen.
- 3) Ein offenes Vegetationsmosaik aus Auen-Niederwald und Röhrlichtzonen ist bezüglich Reinigungsleistung mindestens so effektiv wie ausschliesslich bewaldete Wasserstellen.
- 4) Nach der Passage durch den Pflanzenfilter kann das gereinigte Oberflächenwasser zur Revitalisierung von Auen- und Feuchtgebietsstrukturen beitragen.

### 1.10.2 MGU-Projekt F1.03

Seit Anfang der 1980er Jahre findet vermehrt Forschung zur Bedeutung funktionierender Auenlandschaften für den Erhalt der Biodiversität und für die Gewässergüte statt. Neue Konzepte des Fließgewässermanagements (v.a. das „Connectivity Concept“, vgl. AMOROS & ROUX 1988) weisen darauf hin, dass in Flusslandschaften stets ein genügend grosser Raum für das Fließgewässer selbst geschaffen werden muss und dass der Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasserkörper möglich sein sollte, damit die Selbstreinigung der Flussebene wiederhergestellt wird. In Gebieten, in denen Trinkwasser gewonnen wird, führen Revitalisierungen von Fließgewässern (Flussaufweitungen, Uferrevitalisierungen, Anlegen von Überschwemmungsflächen) oft zu Zielkonflikten. In ländlichen Gegenden können die notwendigen Revitalisierungen von der Trinkwassergewinnung räumlich getrennt werden. In urbanen Flusslandschaften fehlt in der Regel der Platz, um diese Trennung vorzunehmen, was zu besagten Konflikten führt. Daher werden die von der Bevölkerung geschätzten, naturnahen Flusslandschaften selten realisiert.

Schilf- und Riedpflanzen werden seit vielen Jahren in sog. „bewachsenen Bodenfiltern“ eingesetzt, um verschmutzte Abwässer zu reinigen. Die Reinigungsleistung solcher Anlagen ist relativ gut bekannt. Das Potenzial von naturnahen Feuchtgebieten für die Reinigung von schwach belastetem Oberflächenwasser ist hingegen noch wenig untersucht. Die Frage, ob durch die Reinigungsleistung naturnaher Feuchtgebiete eine kontrollierte Einleitung von Oberflächenwasser in stadtnahen Grundwasserschutz zonen möglich ist, kann inzwischen (vgl. F2.00) für eine relativ niedrige Einleitungsmenge (von ca.  $0.3\text{-}0.5\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) bejaht werden. Jedoch bleibt offen, wie effizient ein voll entwickelter Pflanzenfilter bei längerer Fließstrecke das Oberflächenwasser zu reinigen vermag und damit letztlich sauberes Wasser für die Revitalisierung weiterer Feuchtgebiete liefern kann. Aus diesem Grund werden folgende Fragen beantwortet:

- Welche stofflichen und bakteriologischen Veränderungen finden im Oberflächenwasser bei der Passage des Röhrichtgebietes in der Brüglinger Ebene statt?
- Wie effizient ist die Reinigungsleistung des (künstlich gebauten) Gewässersystems in der Brüglinger Ebene? Wie viel trägt der Pflanzenfilter des Pflanzenklärgbietes einerseits und andererseits der anschliessende Quellsee dazu bei?
- Wie leistungsfähig sind solche Pufferzonen nach über 20-jährigem Betrieb?
- Wie gross ist die Reinigungsleistung bzgl. Oberflächenwasserqualität in der grossflächigen, naturnahen Auenlandschaft der „Petite Camarague Alsacienne“ (PCA)?
- Welche Bedeutung haben diese beiden Gewässersysteme für die Inwertsetzung und nachhaltige Nutzung urbaner Flusslandschaften?

Ausgehend vom Studium der Literatur zu diesen Fragen wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- 1) Im Gewässersystem der Brüglinger Ebene findet eine markante Reinigung des eingeleiteten Birswassers bezüglich Nährstoffe und bakteriologischer Verhältnisse statt. Dem stehenden Gewässer kommt dabei eine grössere Wirkung als dem relativ kleinen Pflanzenklärgelände zu.
- 2) In den naturnahen und grossflächigen Feuchtgebieten der PCA ist die Reinigungsleistung durch die stärkere Konnektivität zwischen Wasser und Landschaft noch ausgeprägter als in der Brüglinger Ebene.
- 3) Naturnahe Gebiete dienen nicht nur der Erholungsnutzung, sondern können dank deren Selbstreinigungsleistung auch im Zuge von Revitalisierungsmassnahmen in urbanen Räumen zur Inwertsetzung der Landschaft eingesetzt werden.

Um die Fragestellungen zu den stoffhaushaltlichen Funktionen im Gewässersystem modellhaft zu erfassen, wurde (Abb. 1.6) für die Brüglinger Ebene ein Prozess-Korrelations-Modell erstellt (vgl. MOSIMANN 1997, 262ff.). Nach diesem Modell wurden die Untersuchungen ausgerichtet, wobei schwergewichtig die Input- und Outputgrössen der Wasserqualität (vgl. auch Abb. 4.10) gemessen wurden. Dieses Modell ist so auch auf die PCA übertragbar, wo ebenfalls die beiden Kompartimente „durchflossene Schilfgebiete“ und „stehende Gewässer“ betrachtet wurden. Für die Situation in den „Hinteren Stellmatten“ kann das Prozess-Korrelations-Modell nach RÜETSCHI (2004, 287) benutzt werden, welches die Wirkungspfade vom Überstauwasser in der Wasserstelle bis zum Grundwasser darstellt. Die landschaftsökologische Wirklichkeit wird mit diesen Wirkungsgefügen von Speichern, Reglern und Prozessen in einem ausreichenden Bezug zur Realität modellhaft abgebildet (LESER 1997, 322ff.).

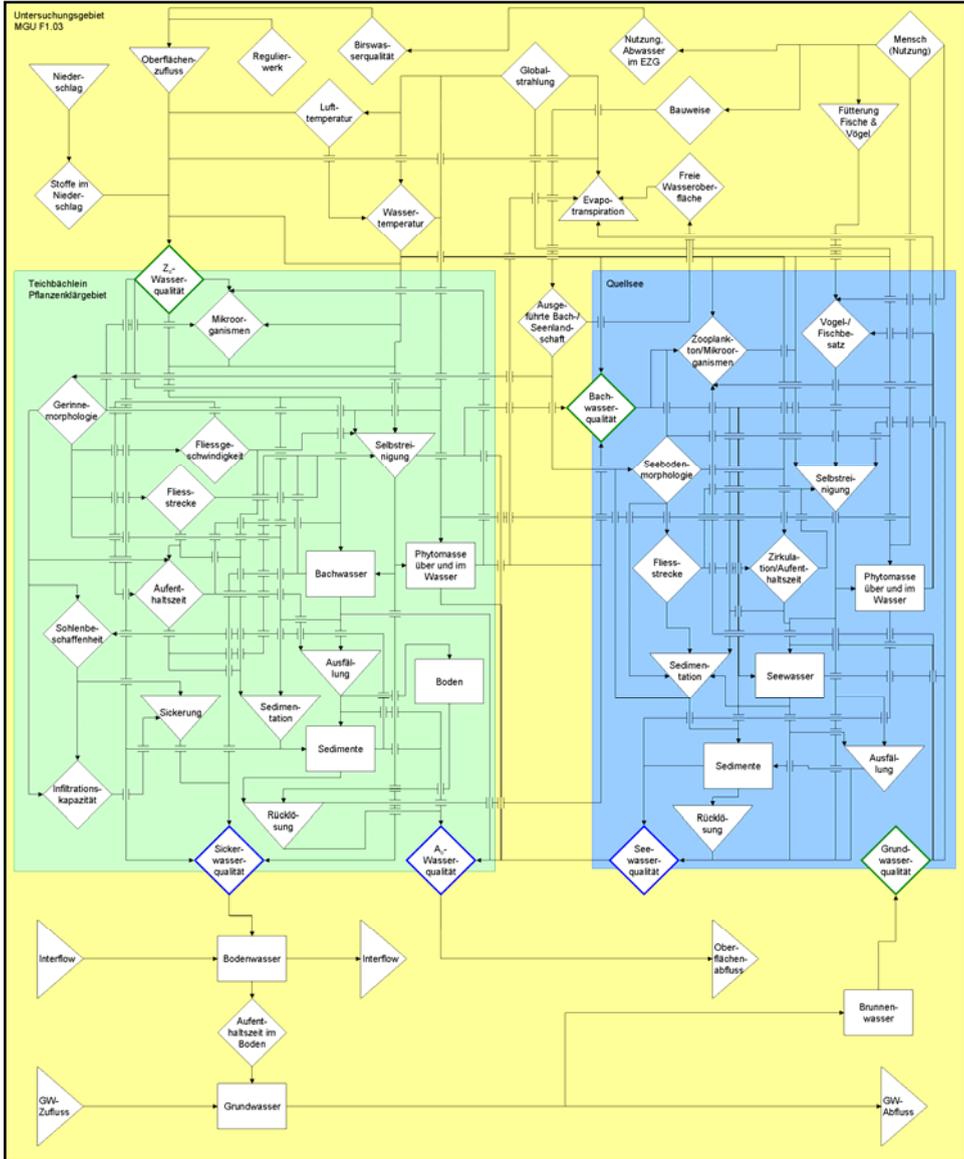


Abb. 1.6 Prozess-Korrelationssystem des Gewässersystems der Brüglinger Ebene. Damit werden die Wirkungskomplexe des Energie-, Wasser- und Stoffumsatzes sowie die Wechselwirkungen zwischen den Kompartimenten gezeigt. Die Kästchen stellen Speicher, die Rhomben Regler und die Pfeile Prozesse dar.  $Z_0$  = Wasserqualität Oberflächenzufluss;  $A_0$  = Wasserqualität Oberflächenabfluss. Die Wirkungsbeziehung geht bei allen Linien in Pfeilrichtung. (Orig. O. Stucki, nicht publiziert)

## 2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen im Projekt F2.00 wurden im grössten Naherholungsgebiet der Stadt Basel, den Langen Erlen, durchgeführt (Kap. 2.1). Für das Folgeprojekt (F1.03) wurde das zweite wichtige Naherholungsgebiet, der Park „Im Grünen“ in der Brüglinger Ebene, ausgewählt (Kap. 2.2) und die Forschungsarbeit auch auf die französische „Petite Camargue Alsacienne“ ausgedehnt (Kap. 2.3). In Abb. 2.1 sind die drei Untersuchungsgebiete und deren Eingliederung in die Agglomeration Basel dargestellt.

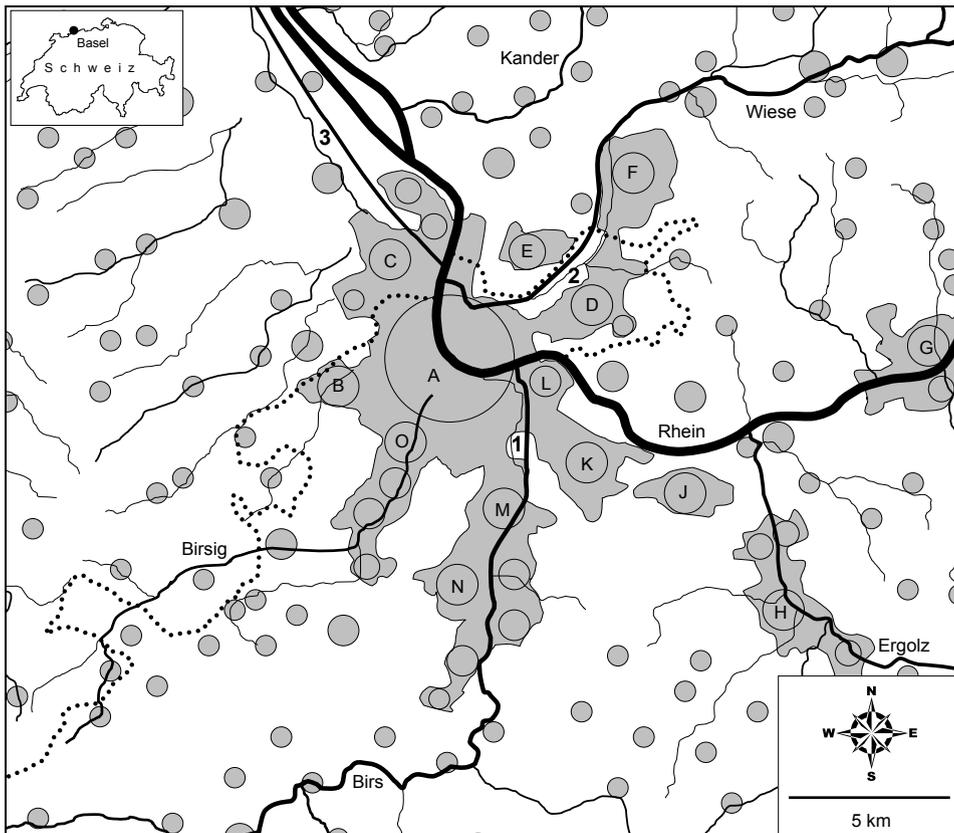


Abb. 2.1 Die Untersuchungsgebiete und die Gewässer in und um Basel. (Aus STUCKI 2007) 1 = Brüglinger Ebene, 2 = Wieseebene (Lange Erlen), 3 = Petite Camargue Alsacienne (F), A = Basel, B = Allschwil, C = St-Louis (F), D = Riehen, E = Weil am Rhein (D), F = Lörrach (D), G = Rheinfelden (D), H = Liestal, J = Pratteln, K = Muttenz, L = Birsfelden, M = Münchenstein, N = Reinach, O = Binningen

## 2.1 Lange Erlen

### 2.1.1 Die Wiese

Die Wiese entspringt beim Feldberg im Schwarzwald auf 1200 m ü.M., legt eine Strecke von 54.6 km (davon 6.1 km in der Schweiz) bis zur ihrer Mündung in den Rhein bei Basel zurück. Das Einzugsgebiet umfasst 454 km<sup>2</sup> und liegt zum grössten Teil auf deutschem Staatsgebiet (Abb. 2.2). Der wichtigste Nebenfluss ist die Kleine Wiese, die am Belchen auf 1100 m Höhe entspringt (GOLDER 1991, 6). Das Abflussregime wird als jurassisch-pluvial eingestuft (BWG 2004a), mit beträchtlichen Hochwässern, v.a. in den Wintermonaten (Tab. 2.1). Durch das ausgeprägte Relief und die geringe Speicherkapazität im Einzugsgebiet treten diese Hochwässer sehr plötzlich und heftig auf (AUE 2002).



*Abb. 2.2 Übersicht des Einzugsgebietes der Wiese (dicke Linie) und dessen Einbettung in die Basler Regio. Dünne Linie: Landesgrenze. (Nach RÜETSCHI 2004)*

Wegen dieser berühmten und zerstörerischen Hochwässern wurde der Lauf der Wiese im Verlauf der letzten 200 Jahre radikal verändert. Jahrtausende hindurch hatte die Wiese kein einheitliches Bett, sondern sie floss in wechselnden Gerinnen gegen den Rhein (DILL 2000; WÜTHRICH & SIEGRIST 1999; vgl. Abb. 2.3). In solchen Flussebenen herrschte eine hohe Dynamik nicht nur betreffend der Sedimentations- und Erosionsprozesse, sondern auch bezüglich der stoffhaushaltlichen Umsetzungs- und Anlagerungsprozesse (z.B. Nitrifikation, Denitrifikation, chemische Ausfällung, Assimilierung in Biomasse, mikrobieller Abbau, Absorption, Adsorption und Desorption, Sedimentation, usw.). Diese Prozesse machen letztlich die Selbstreinigungskraft der Landschaft aus (WÜTHRICH et al. 2001, 99ff.).

Tab. 2.1 Hochwasser der Wiese (BWG 2004b, AUE 2002)

Abfluss Wiese	[m <sup>3</sup> /s]
Normal	11.4
HQ <sub>10</sub>	220
HQ <sub>50</sub>	315
HQ <sub>100</sub>	350
EHQ	450

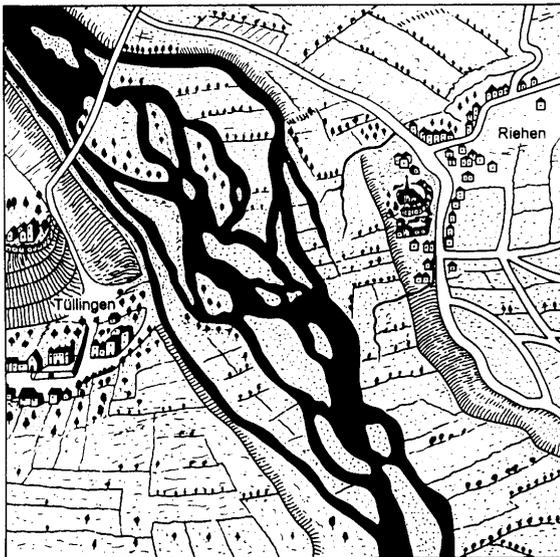


Abb. 2.3 Ursprüngliche Auenlandschaft der Wiese bei Riehen (um 1640). Das gesamte Gebiet zwischen dem Fuss des Tüllinger Bergs und der Kante der Niederterrasse wurde durch die Wiese beansprucht und konnte nicht besiedelt werden. (Aus WÜTHRICH & SIEGRIST 1999, 40)

Erste bauliche Eingriffe in den Flusslauf der Wiese wurden bereits Mitte des 14. Jahrhunderts durch die Kanalisierung von Seitenarmen zur Wässermattenwirtschaft getätigt (KAUFMANN 1985, 121). Durch die immer wiederkehrenden Hochwasser war lange Zeit nur extensive Nutzung möglich. Erst nach und nach wurden der Wiese weitere Flächen abgerungen und das Flussbett eingeengt (vgl. GOLDR 1991, 14ff.). Noch 1836 ist die Wiese in unkanalisierter Form belegt (WICKI 1986, 7). Um 1850 begann die Eindämmung, die in mehreren Etappen die Wiese in ihr heutiges, einheitliches (in den Langen Erlen auf 360 m<sup>3</sup>/s ausgerichtetes) Doppeltrapezprofil pferchte. Das gravierende Hochwasser von 1882/83 (mit rund 450 m<sup>3</sup>/s) bestätigte den „Sinn“ dieser Bemühungen und um die Jahrhundertwende ist die Kanalisierung durchgehend abgeschlossen. Diesen Eingriffen folgte eine starke Veränderung des Landschaftshaushaltes der Aue: Der Grundwasserspiegel wurde gesenkt, die typische, oben angesprochene Überflutungsdynamik wurde unterbunden. Eine ausführliche Geschichte der Wiese und deren Veränderungen im schweizerischen Abschnitt, v.a. aus ingenieurtechnischer Sicht, findet man bei GOLDR (1991).

### 2.1.2 Die Langen Erlen

Die etwa 600 ha grosse Wiese-Ebene zwischen dem rechten Basler Rheinufer und Riehen gilt als wichtigstes Naherholungsgebiet (neben der Brüglinger Ebene [Kap. 2.2] und dem Allschwiler Wald) von Basel und wird intensiv von Spaziergängern, Joggern, Inline-Skatern und Velofahrern genutzt. Weitere Nutzungen in der Ebene betreffen den Tierpark, die Land- und Forstwirtschaft, Familiengärten, Sportanlagen und – als in diesem Zusammenhang dominante Nutzung – die Anreicherung des Grundwassers zur Speisung der städtischen Trinkwasserversorgung durch die Industriellen Werke Basel (IWB) (WÜTHRICH et al. 2001, 99).

Heute durchfließt die Wiese die Langen Erlen als monotoner Kanal mit Doppeltrapezprofil, der mit zahlreichen Schwellen ausgestattet ist und dem Fluss nur noch wenig Kontakt zu seiner ehemaligen Auenlandschaft erlaubt. Die ursprünglich namengebende Erle wurde wegen des schon im letzten Jahrhundert abgesenkten Grundwasserspiegels aus der bestandsbildenden Baumschicht verdrängt und durch einen Stieleichen-Eschen-Hagebuchenwald (*Ulmo-Fraxinetum listeretosum*) ersetzt. Nur in den zur Grundwasseranreicherung von den IWB mit Rheinwasser bewässerten, bewaldeten Versickerungsfeldern („Wässerstellen“) finden sich noch oder neuerdings wieder Arten, die für eine Auenlandschaft typisch sind. Das sonst für Auenlandschaften typische Mosaik von Feucht- und Trockenbereichen ging zusammen mit der zeitlichen und räumlichen Dynamik im Gebiet weitgehend verloren (WÜTHRICH et al. 2001, 100).

Geomorphologisch kann das Gebiet in randliche Niederterrassenschotter und die darin eingegrabenen Auengebiete der Wiese und des Rheins eingeteilt werden (Abb. 2.4). Auf den Niederterrassen links und rechts der Wieseebene liegen die Städte Riehen (CH) bzw. Weil am Rhein (D). Eine eingehende Beschreibung der Landschaft findet sich bei BRUCKNER et al. (1972, 9-19).

Geologisch liegen die Langen Erlen in der südöstlichen Ecke des Rheintalgrabens; dessen Rand, die Rheintalflexur, verläuft im Osten des Gebietes. Die im späten Tertiär abgelagerten Wiese- und Rheinschotter im Untergrund fungieren als Grundwasserstauer, die darüberliegenden, 10-20 m mächtigen quartären Wiese-Schotter bilden den Grundwasserleiter (Aquifer-Mächtigkeit ca. 8-16 m, RÜETSCHI 2004, 48). Das Grundwasser im Basler Bereich der Wieseebene wird durch Zufluss vom Dinkelberg, Flussinfiltration der Wiese und Niederschlag gespeist. Weitere Informationen zum geologischen Untergrund und zum Wasserhaushalt der Wiese-Ebene finden sich bei ZECHNER (1996).

Ausführliche Beschreibungen der Böden in den Langen Erlen finden sich bei SCHMID (1996), GEISSBÜHLER (1997), RÜETSCHI et al. (1998), RÜETSCHI et al. (1999) und speziell für den nördlichen Teil bei DILL (2000) und NIEDERHAUSER (2002).

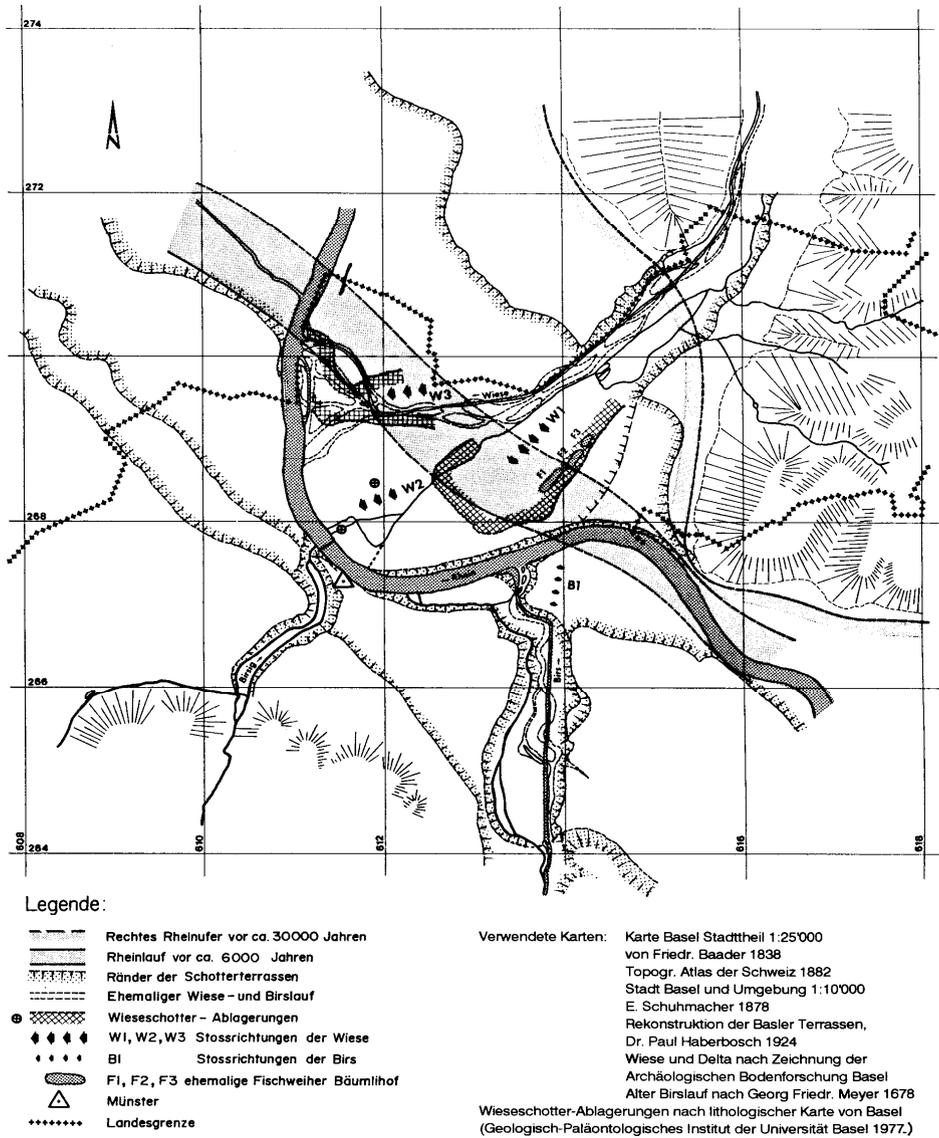


Abb. 2.4 Die Entwicklung des Wieselaufes und damit auch des Deltas der Wiese auf dem sich die Langen Erlen befinden. Aus der Karte wird die Lage des Rheins vor 30'000 und vor 6000 Jahren ersichtlich sowie dessen Bedrängung und Ablenkung zur Form des heutigen „Rheinknies“ durch die Wiese. Die Wiese selber verschaffte sich dadurch mehr Raum für ihren eigenen Lauf. (Aus GOLDER 1991, 10)

### 2.1.3 Landschaftspark Wiese

Heute ist eine Fläche von rund 600 ha in der Wieseebene beidseits der Grenze noch unverbaut und wird durch vielfältige Nutzung (s.o.) geprägt. Durch zahlreiche Ansprüche kommt es immer wieder zu Nutzungskonflikten. Um diese Konflikte zu entschärfen und die verschiedenen Interessen zu vereinen, wurde im Herbst 1999 ein Landschaftsrichtplan (als Entwurf) vorgestellt. Nach einer Planauflage und einem Genehmigungsverfahren beider Länder (CH und D) wurde im Jahre 2001 durch den Kanton Basel-Stadt, die Gemeinde Riehen und die Stadt Weil unter Einbezug aller relevanter Nutzerkreise eine grenzübergreifende, behördenverbindliche Richtplanung beschlossen. Mit diesem „Landschaftspark Wiese“ (SCHWARZE et al. 2001) können nun die Massnahmen zur Erhaltung und Aufwertung der Wieseebene angegangen werden.

### 2.1.4 Die Stellmatten

Das Gebiet der Stellmatten liegt im äussersten Nordosten der Langen Erlen. Im Norden grenzt unmittelbar Siedlungsraum auf deutschem Boden (Lörrach-Stetten) an, im Westen bildet der Mühleteich (im Folgenden auch „Tych“ genannt) und die linksufrige Siedlungsfläche von Riehen die Grenze. Im Osten bildet die Wiese den Abschluss. Hier liegt zugleich das um 2000-2006 heiss umstrittene Gebiet der „Zollfrei-Strasse“ zwischen Weil und Lörrach. Diese Strasse würde wenige Meter neben der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ (s.u.) durchführen und zugleich den letzten Rest auenähnlicher Vegetation direkt an der Wiese tangieren (Rodung wurde am 6. Februar 2006 durchgeführt). Ansonsten erweisen sich die Stellmatten als sehr offene, vorwiegend von Wiesland bestandene Fläche. Einzig in den künstlich bewässerten Flächen findet sich (relativ junger) Wald. Der Name deutet darauf hin, dass hier früher Wässermattenwirtschaft betrieben wurde. Die dafür angelegten Gräben sind (auch zugegraben) immer noch erkennbar (vgl. DILL 2000). Heute dominieren im Gebiet der Stellmatten traditionelle Heumatten. Die mittendrin stehenden Trinkwasserbrunnen – und mit ihnen ein grosszügiger Umschwung – gehören mit den Wasserstellen zur engeren Grundwasserschutzzone. Aus diesem Grund ist eine sehr extensive Bewirtschaftung vorgeschrieben, was zusammen mit den durchlässigen Böden dort zur Ausbildung von artenreichen Magerwiesen führte.

#### *Wasserstelle „Hintere Stellmatten“*

Die seit 1977 bestehende Wasserstelle ist die jüngste im System der IWB und ist in drei Felder von je ca. 0.5 ha (4428, 4529 und 4446 m<sup>2</sup>) Fläche geteilt, die alternierend jeweils 10 Tage lang bewässert und anschliessend 20 Tage lang trockengelegt wurden (Abb. 2.5). Die künstlich aufgeschüttete, im Mittel rund 0.7 m mächtige Deckschicht enthält rund 60-70 % Schluffanteil (vorwiegend Grob- und Mittelschluff). Dieser hohe Schluffanteil führt über eine reduzierte Infiltration dazu, dass der Boden in der Wasserstelle nach der Einleitung lange feucht bleibt, so dass sich seit der Errichtung der Wasserstelle zahlreiche feuchteliebende Pflanzen (Weiden, Erlen, Schilf, Glanzgras, Iris) einstellten. Die „Hintere Stellmatten“ wurden damit zum wichtigen Auen-Ersatzstandort (SIEGRIST

1999). Die in manchen Bereichen vorhandene, unnatürliche Bestockung mit Hybridpapeln wurde durch den Sturm Lothar (26.12.1999) weitgehend entfernt, während die vorhandenen Weiden und Erlen beim Sturm kaum in Mitleidenschaft gezogen wurden. Damit stand nach Lothar in der Wasserstelle genügend Licht zur Verfügung, um ein Mosaik mit Beständen von produktiven, lichtliebenden Arten (z.B. *Phragmites*) zu ermöglichen, die für die Steigerung der Effizienz der Reinigungsprozesse besonders wichtig sind (SWINDELL & JACKSON 1990; GELLER 1999).



Abb. 2.5 Die Stellmatten mit der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ und „Vordere Stellmatten“ sowie die im Zuströmbereich befindlichen Trinkwasserbrunnen 9 (Br.9) und 8 (Br.8). Mit den Ziffern 1-3 werden die drei unterteilten Felder innerhalb der Wasserstelle bezeichnet. Zwischen dem Mühleiteich (rechts bei Siedlungsgrenze) und der Wiese befindet sich der ehemalige Auenbereich. (Satellitenbild: SymplanMap AG / SwissFoto AG)

Aufgrund oben erwähnter niedriger Infiltrationsleistung (vgl. DILL 2000), naturnaher und schützenswerter Bestockung (vgl. SIEGRIST 1997; WARKEN 2001) und geringer wirtschaftlicher Effizienz eignete sie sich besonders gut zur Umwandlung in eine naturnahe Horizontalfilteranlage. Ab August 2000 wurde sie daher – im Rahmen des hier vorgestellten Projektes – mit verändertem Bewässerungsregime aus dem Mühleiteich gespeist, wobei das Wasser entlang dem natürlichen Gefälle in die Wasserstelle floss. Es wurde kein trübes Wasser eingeleitet, da häufig Bakterien und Schadstoffe an den Trübstoffen angelagert sind und die Wasserstelle durch die hohen Schwebstofffrachten

schneller kolmatieren würde. Gleichwohl wurde der Stoffeintrag in die Wasserstelle erhöht, da vor der Einleitung keine Filterung des Wassers über Kies- oder Sandfilter stattfand (vgl. WÜTHRICH et al. 2001, 103ff.). Die Bewässerung mit Wiesewasser hatte aber – wie die Untersuchungen zeigten – in den nahe gelegenen Grundwasserbrunnen der Wasserversorger keine negativen Auswirkungen zur Folge (vgl. Kap. 4.3, sowie WÜTHRICH et al. 2003; WÜTHRICH & GEISSBÜHLER 2002).

Über die Länge der Fließstrecke in der Wasserstelle hin breitete sich das Wasser langsam in der Vegetationsschicht aus, wo es von den Pflanzen aufgenommen wurde, verdunstete oder nach relativ kurzer Verweildauer versickerte. Nur in einigen Pfützen und Fahrspuren staute sich nach Abschluss der Bewässerung das Wasser über längere Zeit und ermöglichte ein begrenztes Überleben der aquatischen Organismen während der Trockenperioden. Zur Wiederherstellung des ursprünglich vorhandenen Mikoreliefs wurden im Juni 2002 zwei zusätzliche, mit Lehm abgedichtete Tümpel von je ca. 6 m<sup>2</sup> Fläche und rund 45 cm Tiefe gegraben, von denen einer perennierend, der andere episodisch wasserführend ist (Abb. 2.6). Diese Tümpel ermöglichten die Untersuchung von Prozessen, die erst mit der Zeit im stehenden Wasser in Gang kommen. Sie bildeten ausserdem ein Rückzugsgebiet für die aus dem Mühleleich einwandernde aquatische Fauna innerhalb der Wasserstelle (vgl. BALTES 2001).



*Abb. 2.6 Der grössere der beiden neu geschaffenen Tümpel in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“. Erkennbar ist das Polyethylen-Rohr zur Installation einer YSI-Sonde zur Aufzeichnung der Wasserqualität (vgl. Kap. 3.8). (Photo: U. Geissbühler 4.9.2002)*

#### *Wasserstelle „Vordere Stellmatten“*

Die „Vorderen Stellmatten“ liegen etwas südlicher, Grundwasserstrom abwärts, als die „Hinteren“ und weisen wie selbige eine geringe Infiltrationskapazität auf. Somit konnte sich dort ebenfalls ein artenreicher Auenersatzstandort etablieren. Die Projektkonzeption sah eine Verknüpfung der Wasserstellen mittels eines grossen Feuchtgebietes innerhalb einer Tiefenlinie (ehemaliger Seitenarm der Wiese) zwischen den beiden Flächen vor. Innerhalb der Projektdauer konnte leider nur eine Initialpflanzung für ein Feuchtgebiet mit Schilf- und Grossegggenbeständen (insgesamt rund 25 Arten) eingerichtet werden.

Zur Versorgung mit Wiesewasser wurde ein Durchlass gebaut, der das Wasser nach Passieren des Pflanzenfilters in der eingedämmten Wasserstelle in die bis vor kurzem landwirtschaftlich genutzte Senke einleitete.

Durch die lange Verzögerung dieser Vernetzung wurden nur wenige Untersuchungen in den „Vorderen Stellmatten“ durchgeführt. Sie diente aber insofern als Informationsquelle, da sie weiterhin mit Rheinfiltrat bewässert wurde und somit die Grundwasserqualität von Brunnen 8 mit Brunnen 9, der sich im Einströmbereich der „Hinteren Stellmatten“ befindet, vergleichbar machte.

### 2.1.5 Der Mühleleich („Tych“)

Für das Projekt F2.00 wurde die Wasserstelle mit Wiesewasser aus dem Mühleleich bewässert. Die Einleitung wurde relativ häufig kurzfristig unterbrochen, verursacht durch Trübungsschübe aus dem Oberliegergebiet (oft begleitet von einer kleinen Hochwasserwelle). Während des Hochwasserdurchgangs zeigte zunächst die Trübung und später dann die UV-Extinktion ihr Maximum. Die Trübung fällt jeweils rasch wieder auf den Ausgangswert zurück, während die UV-Extinktion etwas länger erhöht bleibt (Abb. 2.7). Das lässt Schlüsse auf die Herkunft der Abflusskomponenten zu (Oberflächlicher Abfluss verursacht die Trübung, Ausfließen der Interflow-Speicher verursacht die UV-Erhöhung). Die Bewässerung mit Wiesewasser konnte schon nach einigen Stunden (oder wenigen Tagen) neuerlich beginnen. Dies steht in klarem Gegensatz zu der Bewässerung mit Rheinfiltratwasser in den übrigen Wasserstellen. Dort muss die Bewässerung aufgrund lang anhaltender Trübungsereignisse im Rhein (grosse Lössgebiete im Einzugsgebiet) jeweils über längere Zeiträume unterbrochen werden.

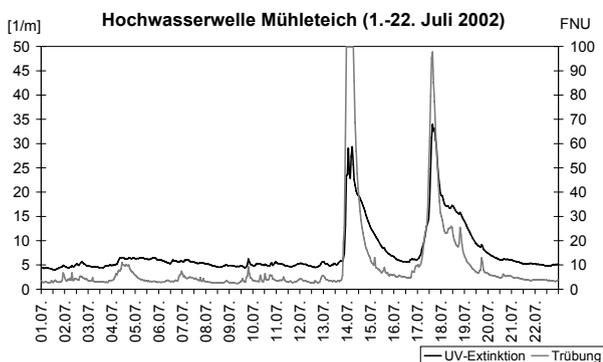


Abb. 2.7 Trübungs- und UV-Extinktionsverläufe im Mühleleich vor und während dem Durchzug eines Hochwasserereignisses (Juli 2002). Die Werte steigen zusammen mit denen der Hochwasserwelle sehr schnell an. Die Trübung fällt jeweils rasch wieder auf den Ausgangswert zurück, während die UV-Extinktion etwas länger erhöht bleibt.

In den letzten Jahren hat sich die Wasserqualität der Wiese – wie auch im Rhein (vgl. KÜRY et al. 2000) – stark verbessert und weitgehend an die Qualität des Rheinwassers angeglichen (Tab. 2.2). Die Wasserqualität der Wiese und damit des Mühleleich gilt aber besonders im Sommer als problematisch, wenn die im schwarzwäldischen Feldberggebiet entspringende Wiese wegen versiegender Grundwasserspeicher und abgeschmolze-

ner Schneedecken im Einzugsgebiet nur noch wenig Wasser führt. Probleme bereiten einzig die sommerlichen Niedrigwasser und vereinzelte Hochwasserereignisse mit stark verschlechterten mikrobiologischen Verhältnissen.

Der Mühleiteich weist – im Gegensatz zur Wiese – einen relativ konstanten Abfluss von 1.4-1.8 m<sup>3</sup>/s auf (im Bereich Eingangswächter). Hochwasser machen sich im Mühleiteich bezüglich Abflussmenge nur gering bemerkbar. Der Mühleiteich wird beim Tumringer Wuhr in Lörrach von der Wiese abgeleitet und nach Angaben der Wuhrgenossenschaft dort automatisch auf die gewünschte Durchflussmenge reguliert.

Während der Projektdauer wurden – ohne Energiekosten zu verursachen – rund 1 Mio. m<sup>3</sup> Wiesewasser in die Wasserstelle eingeleitet.

*Tab. 2.2 Mittlere Wasserqualität von Wiese und Rhein im direkten Vergleich (AUE 1998, Jahresmittelwerte basierend auf monatlichen Messungen).*

<b>Qualitätsparameter</b>	<b>Rheinwasser</b>	<b>Wiesewasser</b>
Wassertemperatur (°C)	12.6	10.5
pH-Wert	8.05	8.02
Spezifische elektrische Leitfähigkeit (µS/cm)	301.0	134.0
Gelöster Sauerstoff (mg/L)	9.8	10.6
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC; mg/L)	1.9	1.6
UV-Extinktion bei 254 nm (SAK 254; 1/m)	4.9	4.8
Bicarbonat (mg/L)	163.0	61.0
Chlorid (mg/L)	19.9	7.2
Fluorid (mg/L)	0.077	0.202
Sulfat (mg/L)	30.0	12.4
Ortho-Phosphat (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0.03	0.06
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	6.1	6.1
Natrium (mg/L)	7.8	7.8
Kalium (mg/L)	2.0	1.6
Calcium (mg/L)	48.1	15.8
Magnesium (mg/L)	7.5	3.0
Ammonium (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	0.075	0.034
Gesamthärte (°dH)	9.1	3.3

## 2.2 Brüglinger Ebene

Als Brüglinger Ebene wird die rund 90 ha grosse Fläche zwischen Neuwelt und St. Jakob (Stadion) bezeichnet. Etwa 78 ha gehören zur Gemeinde Münchenstein und je etwa 6 ha zu Muttenz und Basel-Stadt. Die Birs durchfliesst die Ebene von Süden nach Norden.

## 2.2.1 Die Birs

Die Birs ist der einzige grössere rein schweizerische Jurafluss und legt von der Quelle bis zur Mündung eine Strecke von rund 75 km zurück. Die Birs entspringt im Jura am Pierre Pertuis bei Tavannes, 762 m über Meer, und mündet bei Birsfelden auf einer Höhe von 251 m ü.M. in den Rhein. Das mittlere Gefälle über den ganzen Lauf beträgt 7.6 ‰, von Aesch bis zur Mündung 4.6 ‰ (SALATHÉ 2000, 13). Das Einzugsgebiet von 922 km<sup>2</sup> (Abb. 2.8) besteht vorwiegend aus Jura-Kalken (BUWAL 1996, 51). Im Einzugsgebiet leben 170'000 Menschen in den Kantonen Bern, Jura, Solothurn, Basel-Landschaft und Basel-Stadt (AUE 2004, 3) und nutzen Birswasser auch zur Trinkwassergewinnung (z.B. Quellwasser für Tavannes oder in der „Kuehweid“ bei Aesch). Die Birs als landschaftsprägender Fluss ist – wie in Kap. 2.2.2 dargelegt wird – auch für die Entstehung der Brügliger Ebene von zentraler Bedeutung.

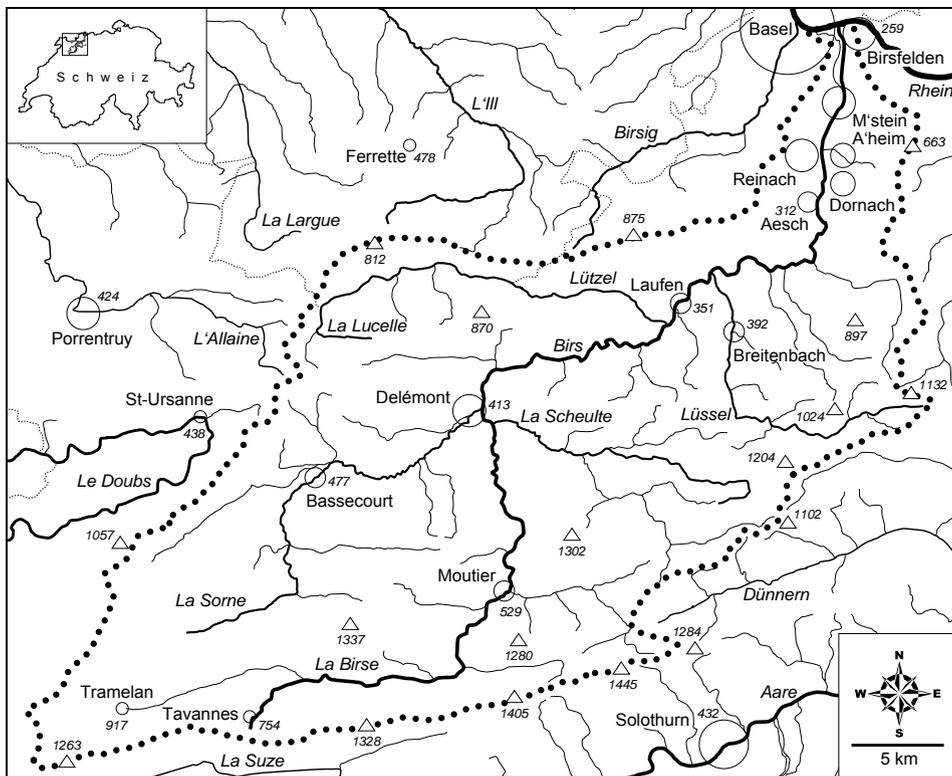


Abb. 2.8 Das Einzugsgebiet der Birs mit den vier Hauptzuflüssen (Lüssel, Lützel, La Sorne und La Scheulte). Ab Angenstein (vor Aesch) verlässt die Birs den Kettenjura und „verkommt“ im intensiv besiedelten urbanen Raum des Birseck vom landschaftsbestimmenden Fluss zur „eigentlichen Nebensache“ (SALATHÉ 2000, 16). Der Nutzungsdruck wird dadurch nicht geringer. (Aus STUCKI 2007)

Die Birs reichert insbesondere in der Brüglinger Ebene ein grosses geschütztes Grundwasser-Reservoir an, das für die Trinkwassergewinnung der Region Basel teilweise genutzt wird (Birsfelden).

In neuester Zeit haben sich die Birsanrainerkantone darüber geeinigt, ein Massnahmenpaket für den Gewässerschutz der Birs zu schnüren (vgl. BaZ vom 20.2.2003; „Wochenblatt“ vom 27.2.2003). Nach dem Regionalen Entwässerungsplan Birs (REP Birs) sollte die Birs durch einen möglichst natürlichen Zustand und eine möglichst natürliche Dynamik charakterisiert werden (AUE 2004 oder [www.labirse.ch](http://www.labirse.ch))

### 2.2.2 Die Entstehung der Brüglinger Ebene

Zur geomorphologischen Entwicklung des unteren Birstales ist eine sehr vielfältige Literatur vorhanden, deshalb sei hier nur auf einige Quellen verwiesen: WITTMANN 1961, LINIGER 1966, BARSCH et al. 1971, SCHNEIDER 1976, HAUBER 1978, BITTERLI-BRUNNER 1980, GOLDER 1984, 1991, 2004, FAEH 2003. Im Folgenden ist der Blick lediglich auf die Brüglinger Ebene als Flusslandschaft gerichtet.

Über Jahrhundert und Jahrtausende veränderte sich der Flusslauf immer wieder und bedrohte mit seinen Hochwassern die nahen Siedlungen. So bestimmten die ständig wechselnden Wasserläufe auch die Brüglinger Ebene: Die Birs floss in zahlreichen Windungen über die ganze Breite der Ebene und der gesamte Talboden der Birs unterhalb des Wuhrs Neuwelt wurde durch eine eng verzahnte, von Auenwäldern und Röhrichten durchzogene Mosaiklandschaft geprägt (MEIER-KÜPFER 1982, 101ff.; SALATHÉ 2000, 96) (Abb. 2.9a). Eine solche Landschaft liefert im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements ein Modell für den Zielzustand und erfüllt gleichzeitig die Zielvorstellungen des Konnektivitätskonzeptes (AMOROS & ROUX 1988).

Auch nach der ersten Begradigung 1675 (BUWAL 1996, 52) entlang des ehemaligen Wassergrabens (Abb. 2.9b) konnte sich die Birs – mangels fester Verbauungen – durch Hochwasser verlagern (z.B. 1744 deutlich nach Westen; GOLDER 1984, 9ff.). So war eine Nutzung der Ebene nur beschränkt möglich. Am Fusse des Hanges (Neuwelt, St. Jakob) und besonders entlang des St. Alban-Teiches siedelte sich trotzdem Gewerbe an (WINKLER 1995).

1830 wurde die Birskorrektur nach den Plänen von J.J. Schäfer abgeschlossen (GOLDER 2004, 98) und erlaubt nun die Nutzung der vor Überflutungen geschützten Brüglinger Ebene (SALATHÉ 2000, 25) (Abb. 2.9c). Von Christoph Merian wurde ab 1836 eine grossflächige Melioration durchgeführt und dafür tausende Wagen mit Lösslehm vom Bruderholz herangeführt (GOLDER 2004, 99). Die intensive Bewirtschaftung der Brüglinger Ebene war damit endgültig möglich geworden.

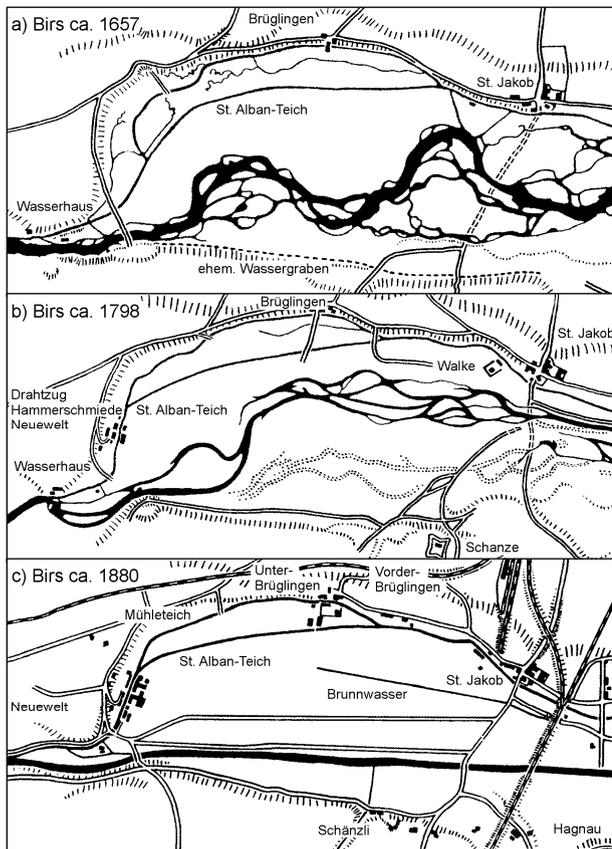


Abb. 2.9 a) 1657 bildete die Birs (Fließrichtung von links nach rechts) mit ihrem Überschwemmungsbereich noch eine Einheit, die sich deutlich von den übrigen Landschaftselementen abgrenzt (nach einem Plan von Jakob Meyer 1657) und für die Nutzung nur beschränkt geeignet ist. - b) Die Birs hat sich bis 1798 deutlich nach Westen 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 südwestlicher Richtung. Die Ebene wird landwirtschaftlich genutzt (nach der Top. Karte der Schweiz 1:25'000 von 1880). (Verändert aus SALATHÉ 2000, 97 und WINKLER 1995, 63ff. in STUCKI 2007)

### 2.2.3 Heutiges Gewässersystem der Brüglinger Ebene

Anlässlich der zweiten Schweizerischen Landesausstellung für Garten- und Landschaftsbau im Jahre 1980 („Grün 80“) wurde in der ehemaligen Auenlandschaft am südöstlichen Stadtrand von Basel ein künstliches Gewässersystem geschaffen (Abb. 2.10), welches den Besuchern das Thema Ökologie näher bringen und die Möglichkeiten der naturnahen Landschaftsgestaltung durch den Menschen aufzeigen sollte. Bei der Gestaltung der Ufer wurde daher auf eine lange und abwechslungsreiche Kontaktzone zwischen Land und Wasser geachtet, damit der Erholungs- und Erlebniswert grösser ist (BADEJA 1980).

Zum Untersuchungsgebiet – das inzwischen Park „Im Grünen“ heisst – in der Brüglinger Ebene gehören der St. Alban-See (mit einer Fläche von 11'630 m<sup>2</sup> und einer mittleren Tiefe von 0.7 m), das in ingenieurbio-logischer Weise gebaute Teichbächlein (Rückleitung vom St. Alban-Teich zur Birs, für eine maximale Abflussmenge von 0.4 m<sup>3</sup> gebaut [GOLDER 1984, 52], wobei es heute etwa ein Drittel dieser Menge führt), ein Pflanzenklärgelände und der Quellsee (vgl. STUCKI 2007). Da sich das Gebiet in einer Grundwas-

serschutzzone befindet, war eine Verunreinigung des Grundwassers zu vermeiden. Das Pflanzenklärgelände wie die beiden künstlichen Seen (nicht aber das Teichbächlein) wurden deswegen mit einer 7 cm mächtigen Bitumenschicht abgedichtet (GEISSBÜHLER et al. 2005, 139).

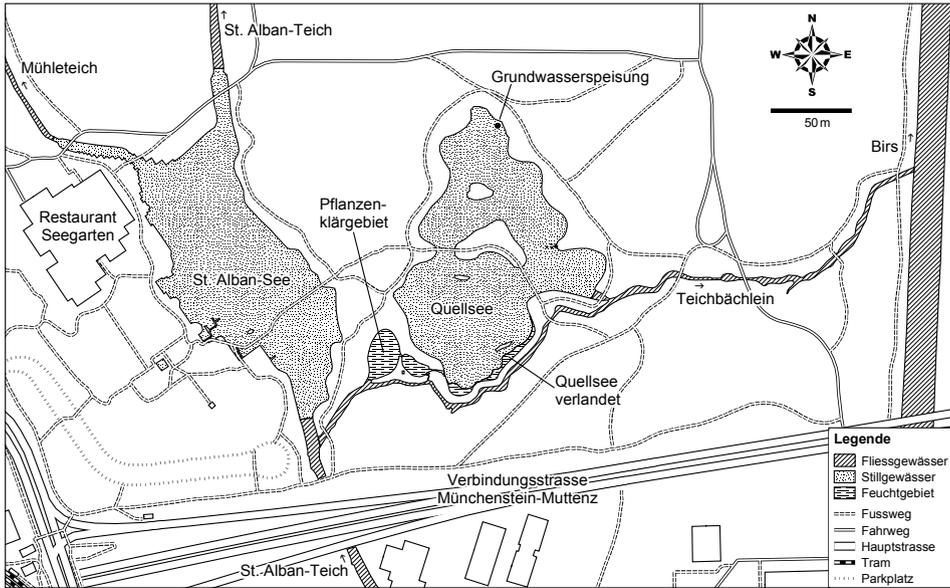


Abb. 2.10 Situationsplan der untersuchten Gewässer in der Brüglinger Ebene im Südteil der ehemaligen Grün 80. Die ursprüngliche Flussebene der Birse befindet sich am südöstlichen Stadtrand von Basel auf dem Bann der Gemeinde Münchenstein (BL). Mit Ausnahme der Birse hat das gesamte Gewässersystem anthropogenen Ursprung. (Aus STUCKI 2007)

## 2.2.4 Das Pflanzenklärgelände

Das Pflanzenklärgelände besteht aus zwei Becken (zusammen 620 m<sup>2</sup>), welche nacheinander auf einem Weg von insgesamt 55 bis 60 m durchflossen werden (Abb. 2.12). Es wird über das Teichbächlein mit Birswasser beschickt, wobei das Wasser nach der Passage des Pflanzenklärgeländes heute den Quellsee speist. Das Gebiet ist mit Schilf (*Phragmites australis*), Seggen (*Carex sp.*), Sumpfschwertlilien (*Iris pseudacorus*) und Rohrkolben (*Typha latifolia*) mosaikartig bewachsen und liegt abseits der von den Besuchermassen frequentierten Wege. Somit bildet es ein ideales Rückzugsgebiet für verschiedene Tier- und Pflanzenarten (z.B. für den Teichrohrsänger) (Abb. 2.11).

Die Anlage wurde ursprünglich nach dem Prinzip des Wurzelraumverfahrens nach KICKUTH (1984) betrieben: Das Wasser wird horizontal durch den physikalisch, chemisch und biologisch aktiven Bodenkörper geführt. Das gereinigte Wasser floss damals wieder in das Teichbächlein zurück (vgl. BADEJA 1980; THOMANN & JAEGLI 1980, 40ff.). Seit

etwa 1992 fließt das Wasser nach der Passage des Pflanzenklärgeländes ausschliesslich in den Quellsee (Gärtner RIBSTEIN, mündl. Mitteilung).



Abb. 2.11 Das Nest eines Teichrohrsängers im Schilf des Pflanzenklärgeländes. Trotz starken Besucherdrucks nistet dieser scheue Vogel in der Brüglinger Ebene, da er hier ansonsten ideale Lebensbedingungen vorfindet. (Photo: O. Stucki 28.8.2003)

In den vergangenen 25 Jahren hat die Funktionsweise der Anlage Veränderungen erfahren. So findet die direkte Zufuhr des Wassers in den Wurzelbereich nicht mehr statt, da die ursprünglich dazu dienenden Injektionsrohre verstopft oder abgebaut wurden und sich zusätzlich durch die Sedimentation eine Kolmation des Substrates vollzog. Mit einem Tracerexperiment konnte VÖGTLI (2003) zeigen, dass ein Grossteil des Birswassers die Anlage nur oberflächlich und in etwa 30 Minuten passiert.

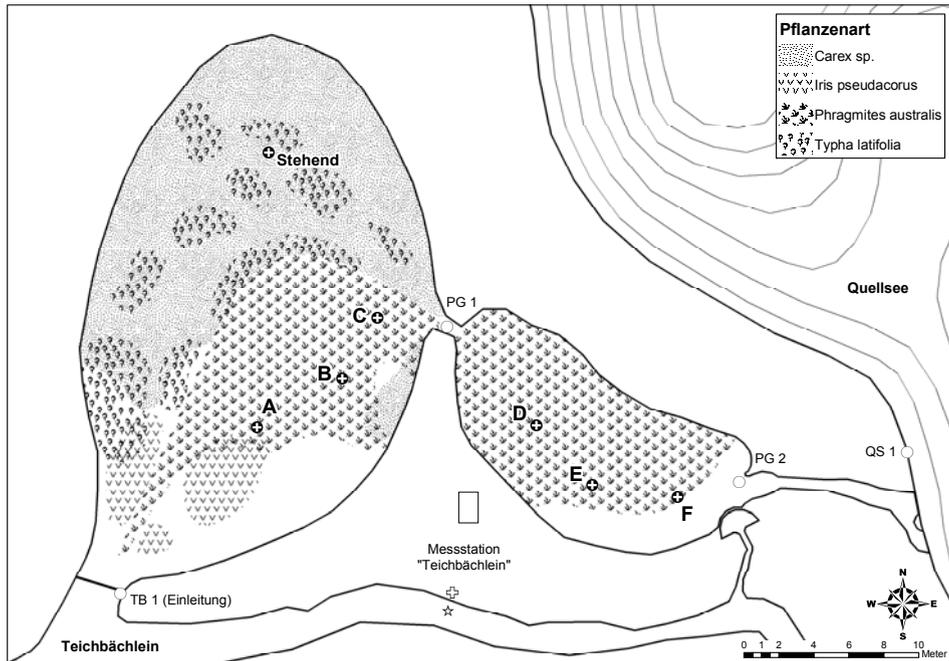


Abb. 2.12 Das Pflanzenklärgelände in der Grün 80. Nach über 25-jährigem Betrieb hat sich die ursprüngliche Anlage deutlich verändert. Die Buchstaben A bis F (sowie „Stehend“) zeigen die Standorte der Substratsonden an. (Orig. O. Stucki, nicht publiziert)

Das Teichbächlein bringt über den St. Alban-Teich letztlich Birswasser in das untersuchte Gewässersystem ein. Die Trübungsganglinien der Messstation zeigen viele sehr kurzfristige Schwebstoffwellen, die jedoch auf gründelnden Wasservögeln oder der Reinigung des Rechens beim oberliegenden Wuhrr „Neuwelt“ basieren. Diese raschen „Peaks“ sind somit nicht repräsentativ für die Birs, während die mit üblichen Hochwassern zusammenhängenden Trübungsschübe mit dem Abflussverhalten der Birs korrelieren (Abb. 2.13).

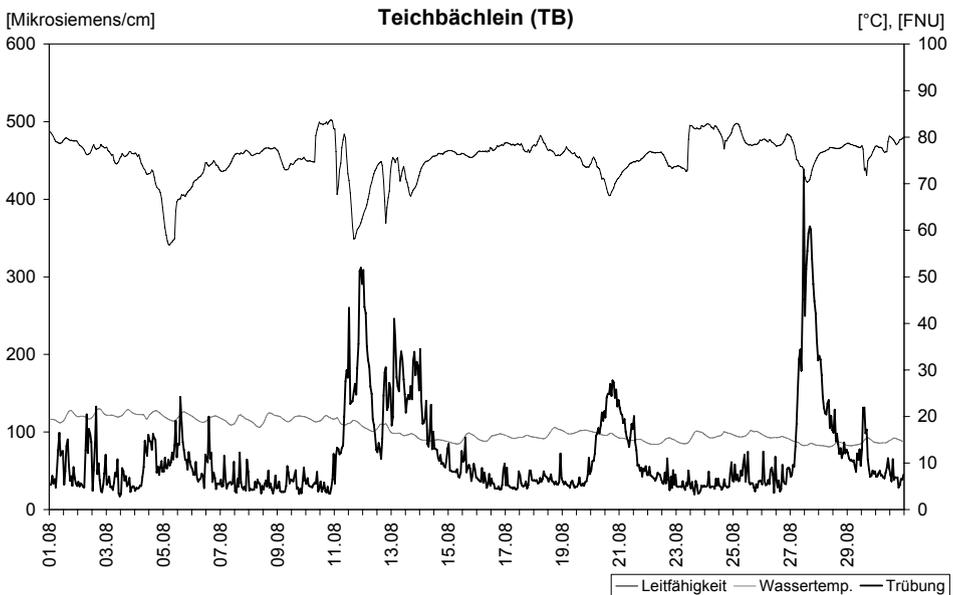


Abb. 2.13 Repräsentativer Ausschnitt des Abflussverhaltens des Teichbächleins und somit auch der Birs (August 2004). Die kleinen, sehr kurzfristigen Trübungs-Peaks sind durch äussere Einflüsse begründet (Enten, Rechenreinigung etc.), während die längeren (aber immer noch relativ kurzfristigen) Trübungsschübe mit dem Abflussverhalten der Birs korrelieren.

### 2.2.5 Der Quellsee

Der Quellsee (Abb. 2.14) ist ein kleiner, künstlich erschaffener Flachsee mit einer ursprünglichen Wasserfläche von  $11'100 \text{ m}^2$  und einer maximalen Tiefe von 2.22 m. Durch das kontinuierliche Anwachsen einer kleinen Verlandungszone beträgt die Wasserfläche heute  $10'880 \text{ m}^2$ , die maximale Tiefe nur noch 1.85 m. Das Wasservolumen beträgt  $12'070 \text{ m}^3$ . Bei einem mittleren Zufluss von  $215 \text{ m}^3/\text{d}$  hält sich das Wasser theoretisch knapp zwei Monate im Quellsee auf (STUCKI 2007).

Der Name weist darauf hin, dass der See ursprünglich (ausschliesslich) mittels einer Pumpe mit Grundwasser versorgt wurde (Fassung 20.J.69). Etwa seit 1992 fliesst auch Birswasser vom Teichbächlein via Pflanzenklärgelände in den See. Heute wird nur noch zwischen 2:30 und 4:00 Uhr Grundwasser in den See eingeleitet. Dabei beträgt das durchschnittliche Verhältnis Grundwasser zu Birswasser rund 1:6.

An den Ufern des Quellsees überwiegt in weiten Abschnitten Schilf. Auch Seggen, Binsen und Schwertlilien kommen als Riedpflanzen vor. Daneben gibt es Uferbereiche, die durch Bäume und Sträucher gekennzeichnet sind, während andere Bereiche über Wiesen und Wege direkt zugänglich sind. Im Flachwasserbereich im Südteil wachsen (gepflanzte) Seerosen. Kleinräumig treten auch Wasserlinsen auf. Submerse Makrophyten kommen im Quellsee nicht vor. Neben Fischen (hauptsächlich Karpfenartige) leben im Quellsee auch (ausgesetzte) Wasserschildkröten und Krebse. Detailliertere Angaben über die verschiedenen Arten finden sich bei STUCKI 2007.



*Abb. 2.14 Der Quellsee ist nicht nur bei den zahlreichen Besuchern beliebt, auch die vielen Wintergäste schätzen ihn. (Photo: U. Geissbühler 20.12.2004)*

Der Quellsee bildet zusammen mit dem Pflanzenklärgelände eine Art „amphibischer Erholungsraum“ in der ehemaligen Auenebene.

Eine umfangreiche Beschreibung des Quellsees und der darin ablaufenden Prozesse findet sich in der dem Projekt F1.03 angegliederten Dissertation von STUCKI (2007).

## 2.3 Petite Camargue Alsacienne (PCA)

Die Petite Camargue Alsacienne liegt etwa 8 km nordwestlich der Stadt Basel auf französischem Boden und ist heute mit 906 ha (SCHENK 2006a) das grösste staatliche Naturschutzgebiet in der elsässischen Rheinebene. Es besteht aus drei Teilgebieten: Die „Île du Rhin“, den „Kirchenerkopf“ und die „Au“. Es wird von den Siedlungen St-Louis-la-Chaussée, Bartenheim-la-Chaussée, Rosenau und Village-Neuf sowie dem Grand Canal d'Alsace bzw. dem Altrhein begrenzt (BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 121). Die Untersu-

chungen fanden nur im zentralen Gebiet um die Fischzuchtanstalt, die „Au“, statt und deshalb beziehen sich die weiteren Ausführungen vorwiegend auf diesen Teil der PCA.



*Abb. 2.15 Blick vom Isteiner Klotz rheinaufwärts gegen Basel (Peter Birmanm um 1820), welcher einen Eindruck der Ursprünglichkeit der Oberrheinischen Tiefebene liefert. Zwischen 1817 und 1876 finden die Oberrheinkorrekturen durch Johann Gottfried Tulla und dessen Nachfolgern statt. Die Inseln sind mit Auenwäldern bedeckt, in die der Mensch offensichtlich noch nicht korrigierend eingegriffen hat. Die angrenzenden Uferbereiche und ansteigenden Höhenzüge deuten Nutzungen durch Weinbau und Obstwiesen an.*

### 2.3.1 Die Flusslandschaft der Oberrheinebene

Die Petite Camargue Alsacienne befindet sich in der Oberrheinebene und liegt in der holozänen Talaue des Rheines (LESER 1982), die Raum für eine bis zu 12 km breite Flusslandschaft bot (TITTIZER & KREBS [1996, 17]; Abb. 2.15). Die Oberrheinebene ist eine etwa 300 km lange und 40 km breite Tiefebene, die sich von einer Höhe von 250 m ü.M. bei Basel auf rund 130m nördlich von Mainz senkt und weist dank ihrer geschützten Lage zwischen den Mittelgebirgen (Vogesen im Westen, Schwarzwald im Osten) ein Gunstklima mit wenig Niederschlag (500-800 mm) und milden Temperaturen auf (SCHENKER 1992, 6).

Bis ins 19. Jahrhundert blieb die Ursprünglichkeit der Auenlandschaft am Oberrhein erhalten (FREIERMUTH 1997; DURRER 1992) und der Rhein war dem Furkationstyp zu-

zuordnen (SCHENKER 1992) (Abb. 2.16). Einschneidende Veränderungen brachten die Rheinkorrektur nach den Plänen von J.G. Tulla (1817-1876) und die Kanalbauten (SCHWABE 1992). Im Rahmen der Korrektur wurden die Ufer teilweise befestigt, der Fluss konnte aber z.T. noch mit den Nebengerinnen und Altarmen kommunizieren. Hochwasser lösten keine Überflutungen, dafür Vernässungen über steigende Grundwasserpegel aus (TITTIZER & KREBS 1996, 27). Tiefgreifendere Folgen löste die Kanalisierung und der Staustufenbau im 20. Jahrhundert aus: Durch intensive Sohlenerosion mit folgender Absenkung des Rhein- und Grundwasserpegels traten Austrocknungs- und Degenerationserscheinungen der Auenwälder auf (WÜTHRICH & SIEGRIST 1999, 39).



Abb. 2.16 Der noch unkorrigierte Oberrhein erstreckte sein Flussbett über die ganze Talsohle und schuf so eine grossflächige Auenlandschaft. Die heutige PCA („Au“) liegt in der unteren Bildhälfte (weisser Rahmen) nahe der Terrassenkante. Am oberen Bildrand (Mitte) befindet sich der Isteiner Klotz. Somit kann diese Abbildung als die kartographische Umsetzung der Landschaftsmalerei aus Abb. 2.13 angesehen werden. (Aus WÜTHRICH & SIEGRIST 1999, 40)

Heute ist deshalb der überwiegende Teil der ehemaligen Auenvegetation stark verändert, z.B. trifft man in den Bereichen der Weich- und der Hartholzaue auf die omniprésente Kanada-Pappel (*Populus x canadensis*) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia*).

Die natürliche Rheinaue wurde vor dem Eingriff des Menschen von auetypischen Vegetationseinheiten begleitet, die sich links und rechts des Flusslaufs streifenartig ausbildeten (Abb. 2.17). Viele dieser Einheiten sind heute vielerorts nur noch fragmentarisch anzutreffen. Die Abfolge der verschiedenen Vegetationseinheiten (vom offenen Wasser bis zum Niederterrassengang mit Eichen-Hagebuchen-Wald) wird als Zonierung bezeichnet. Dem offenen Wasser folgen (nach LENZIN 2004, 15) der Reihe nach folgende Zonen:

1. Die Spülsaum-Gesellschaften der Ufer und Inseln auf sandigen und kiesigen Auenrohböden mit Arten wie Ampferblättriger Knöterich (*Polygonum lapathifolium*), Schwarzbraunes Zypergras (*Cyperus fuscus*), Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*) und Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*).

2. Die Weichholzaue, die auf Auenrendzina stockt und durch hohen Grundwasserstand und periodische Überflutung gekennzeichnet ist. Hauptbaumarten sind die Silber-Weide (*Salix alba*), die Bruch-Weide (*Salix fragilis*) und ihr Bastard *Salix x rubens*.

3. Die Hartholzaue, wo das Grundwasser weniger hoch steht und die Hochwasser und Überflutungen seltener sind als in der Weichholzaue. Typisch ist eine arten- und struktureiche Wald-Gesellschaft auf braunem Auenlehm. Leitbaumarten sind die Stiel-Eiche (*Quercus robur*), die Feld-Ulme (*Ulmus minor*), die Esche (*Fraxinus excelsior*) und die Kanada-Pappel (*Populus x canadensis*). Im Bereich der Hartholzaue tritt in sogenannten Giessen oft Grundwasser aus. Dieses kalte und nährstoffarme Wasser bietet Lebensraum für spezialisierte Tier- und Pflanzenarten und kontrastiert zu den sonst nährstoffreichen Flussbiotopen.

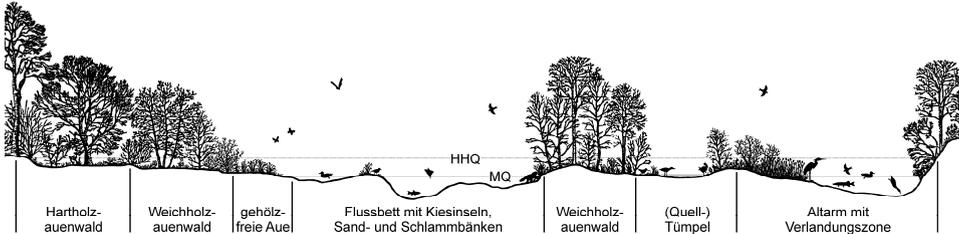


Abb. 2.17 Typisches Querschnittsprofil durch eine natürliche Aue mit ihren unterschiedlichen Ökotopten: Die amphibische Landschaft bietet ein Vielzahl von oft gegensätzlichen Lebensräumen (z.B. extrem trockene und nasse Standorte) mit hoher Ökodiversität. HHQ = Höchsthochwasser, MQ = Mittelwasser. (Aus STUCKI 2007)

### 2.3.2 Die Entstehung der PCA

Unter Napoleon III. entstanden 1852/53 auf französischem Staatsgebiet die „Pisciculture Impériale de Huningue“ (BINNERT 1999). Die durch den Canal de Huningue abgetrennten Altarme und Gewässer der „Au“ schienen dafür geeignet. Auf einer Karte von 1861 (BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 51) erkennt man das mit Wasser aus Hangquellen und Giessen, sowie mit Rheinwasser aus dem Canal de Huningue gespeiste, raffiniert gestaltete Gewässernetz. Nach der Niederlage Napoleons gegen die Preussen (1870) wurde die Pisciculture in deutsche Verwaltung übernommen und in «Kaiserliche Fischzucht Anstalt» umbenannt. 1872 wurden im Rhein und seinen Nebenflüssen 500'000 Junglachse eingesetzt. Durch Tauschhandel mit Amerika gelangten der Bach-Saibling, die Regenbogenforelle und der Zergwels in die Fischzuchtanstalt (und in der Folge in die europäischen Flüsse!). 1905 ging die Fischzuchtanstalt an die Gemeinde Blotzheim und wurde von 1906 bis 1973 als „Pisciculture de Blotzheim“ von der Familie Jacquet gepachtet. 1973 gab der Pächter die Fischzucht auf. Damals setzten sich Naturschützer, die sich im Verein „Amis de la Petite Camargue“ zusammengeschlossen hatten, dafür ein, dass die Weiher und die übrig gebliebenen Auenrelikte erhalten werden sollten (DASKE 1979). Nicht nur die Landwirtschaft bedrängte das Gebiet (FREIERMUTH 1997), auch seitens der Industrie war die PCA begehrt: Entlang des Grand Canal d'Alsace sollte eine grosse Industriezone entstehen (KIECHEL 1966; LUTTEN 1984, 10) und Basel plante eine Bauschuttdeponie. Dank des Einsatzes der Naturschützer konnte am 11. Juni 1982 die Unte-

re Au zum ersten staatlichen Naturschutzgebiet im Elsass und damit unter rechtlichen Schutz gestellt werden (LUTTEN 1984, 12).

Seit dem 1. Januar 2001 wird das gesamte Areal, das 2005 auf 906 ha erweitert werden konnte, von der neu gebildeten Dachorganisation „Association Petite Camargue Alsacienne“ verwaltet (LENZIN 2004, 17ff.).

Die Naturschutzgebiete der PCA stellen also Relikte der ehemaligen Flusslandschaft, aber auch der ehemaligen Kulturlandschaft am südlichen Oberrhein dar (FREIERMUTH 1997).

Trotz der in Kap. 2.3.1 erläuterten Eingriffe in die Landschaft konnte sich in der PCA dank lokal spezieller Eigenschaften eine grosse Standortvielfalt erhalten: Nebst der Verschonung seitens der Industrie bieten die Hangquellen und der relativ hohe Grundwasserpegel in der „Au“ (verursacht durch den Stau des Grundwasserstromes am Canal de Huningue) die Voraussetzung für auentypische Vegetationsmuster.

### 2.3.3 Das Gewässersystem der Petite Camargue Alsacienne

Die PCA wird von verschiedenen Fließgewässern durch- und umflossen, die sich in ihrer Herkunft und Qualität alle recht stark unterscheiden. Ein grosser Teil des Gewässernetzes geht auf die Fischzuchtanstalt zurück und hat sich im Laufe der Jahre mehr oder weniger verändert. DURRER et al. (1997a) zeigen diese Entwicklungen ausführlich auf. Viele natürliche Wassergräben, Altarme und (Grundwasser)weiher wurden in den 1990er Jahren (mit dem Bagger) reaktiviert. Für die „Wiederherstellung“ der Überflutungsdynamik wurde ein hydrologisches Konzept erstellt (DURRER et al. 1997b). Eine Übersicht über die heutigen Gewässer ist aus Abb. 2.18 zu gewinnen.

#### *Canal de Huningue, Zuleitungskanal (Rigole)*

Der Kanal wurde 1830 fertig gestellt und begrenzt die „Au“ gegen Osten. Dieser Wasserzubringer zum *Canal du Rhone au Rhin* (Strasbourg-Besançon) beginnt in Huningue und wird mit Rheinwasser gespeist. Von ihm zweigen verschiedene Zuleitungskanäle (die französisch „*rigole*“ genannt werden) in das Naturschutzgebiet ab, wovon meist nur einer geöffnet ist. Die *Rigole*, die das Wasser in die Mittlere und Untere Au führt, zweigt bei der Schleuse 2 an der Verbindungsstrasse zwischen St-Louis und Rosenau ab und wird durch eine Ölschürze permanent vor dem Eintrag von schwimmenden Organika und sonstigem Schwimmmaterial geschützt.



Abb. 2.18 Übersicht über die heutigen Gewässer (schwarz) in der PCA. Die Fließrichtung ist grundsätzlich Richtung Nordwest. Zur Orientierung sind auch Siedlungsflächen und Einzelgebäude (hellgrau) sowie Strassen (dunkelgrau) und Wege (dunkelgrau punktiert) dargestellt. (Aus STUCKI 2007)

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 Ormis, 14 = Étang Halle, 15 = Étang Nord, 16 = Chenal des Sources, 17 = Étang Long

Die *Rigole* fließt zuerst ca. 750 m parallel zum Canal de Huningue, speist in der Mittleren Au das *Grand Pré* (Wässermatten und Altarme) und die flachen Teiche *Triangle de l'Écluse*, *Étang Petit Pré*, *Étang Waldaue* (mit *Mare des Tritons*) und den *Étang U* sowie in der Unteren Au das *Grand Marais* (Altarm). Der *Grand Triangle* wird über den *Neugraben* mit Wasser versorgt, welcher bereits in der Oberen Au vom Canal de Huningue abzweigt (STUCKI 2007).

Der *Canal de Huningue* staut das rheinwärts fließende Grundwasser aus dem Sundgauer Hügelland und den oberen Terrassenstufen und hält so in der „Au“ den Grundwasserspiegel hoch. Diese Stauwirkung, kombiniert mit feinerdereichen Böden (vgl. BERGER 1993), gewährleistet, dass in der PCA der Grundwasserspiegel für die vorhandene Feuchtvegetation noch hoch genug steht (LENZIN 2004, 18).

#### *Der Augraben*

Dieser Kanal wurde Anfang des 17. Jahrhunderts als Gewerbekanal angelegt. Er beginnt bei St-Louis am Terrassenfuss und ist die Fortsetzung des Lertzaches und Denschengrabens (STUCKI 2007) und wird heute bei Kembs in den *Grand Canal d'Alsace* geleitet (LENZIN 2004). 1965 veranlasste die Gemeinde St-Louis die Umleitung des Augrabens, weil sein Wasser stark verschmutzt war und in der Fischzucht Schaden anrichtete. Seine Wasserqualität ist immer noch sehr schlecht (MASNADA & WURTZ 2001, 2002) (Abb. 2.19), denn er wird (u.a.) als Überlauf der Kläranlage Village-Neuf benutzt. Heute durchfließt er die PCA auf direktem Weg und besitzt durch die Vermischung mit Wasser aus dem *Chenal des Sources*, dem *Étang Nord* und dem *Étang Halle* auf der Höhe des Russenlagers eine deutlich verbesserte Wasserqualität.

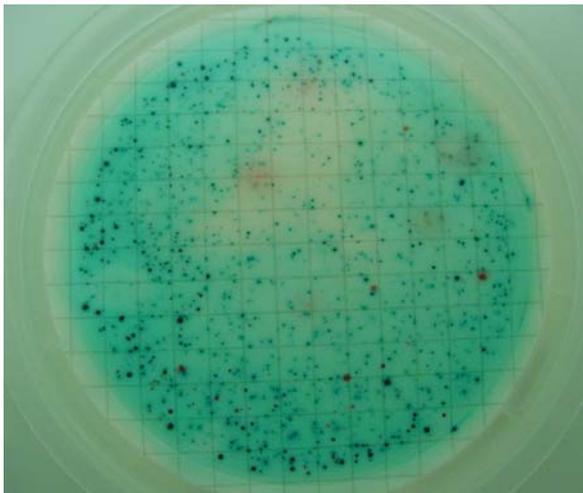


Abb. 2.19 *E.coli* und totale koliforme Keime (auf Membranfilter) vom 16.8.2005 im Augraben (zwischen „Oberer“ und „Mittlerer Au“). Mit rund 250'000 KBE/100mL *E.coli* (bei dieser Probe) ist die Wasserqualität als „extrem verschmutzt“ zu bezeichnen. (Als Orientierung: Der Grenzwert für *E.coli* in Badegewässern beträgt 2000 KBE/100mL). (Photo: O. Stucki)

#### *Chenal des Sources (Quellkanal), Grundwasseraufstösse*

Das an über 20 Stellen austretende Hangwasser (BERGER 1993, 46) wird am Fuss in einem umfangreichen Kanal- und Weihersystem, dem *Chenal des Sources*, gefasst und

fließt zur Fischzuchtanstalt (in einige Aufzuchtbecken und in die Hallen der Pisciculture). Dieses Quellwasser ist zwar sehr klar, jedoch durch die Landwirtschaft im nahen Sundgau beträchtlich beeinflusst: Durch den Eintrag von Düngern ist der *Chenal des Sources* stark eutrophiert (LENZIN 2004, 61). Beim Beginn dieses *Chenal*, bei der Besucherplattform (Abb. 2.20), beträgt seine Stoffbelastung bereits  $0.018 \text{ mg/L NH}_4^+$ ,  $18.01 \text{ mg/L NO}_3^-$ ,  $0.064 \text{ mg/L PO}_4^{3-}$ ,  $29.27 \text{ mg/L SO}_4^{2-}$  und  $37.37 \text{ mg/L Cl}^-$  (alles Jahresmittelwerte 2005 aus  $n = 12$ ). Er kann damit wirklich nicht als nährstoffarmes Gewässer bezeichnet werden. Zudem dient er als Überlauf der Strassenkanalisation von St-Louis-la-Chaussée.



*Abb. 2.20 Der Beginn des Chenal des Sources (Quellkanal). Blick von der Besucherplattform Richtung Norden. Das hier austretende Hangquellwasser ist stark mit Nährstoffen aus der Sundgauer Landwirtschaft angereichert. (Photo: U. Geissbühler 20.12.2004)*

Im ganzen Gebiet der „Au“ finden sich durch Grundwasseraufstöße mehr oder weniger gefüllte Tümpel, die in Tiefenlinien sehr lange, bachähnliche Formen annehmen können. Der Grundwasserspiegel (Abb. 2.21) („*nappe phréatique*“) korrespondiert dabei mit den Oberflächengewässern, letztlich ist er jedoch durch die kontrollierte Einleitung von Rheinwasser einem „künstlichen“ Überflutungsregime unterworfen (vgl. DURRER 1997b). Die Einleitungsmenge wird in Abhängigkeit von langjährigen Abflusswerten des Rheins bestimmt, d.h. mit einem Maximum im Juni und zwei Minima im Februar und Oktober. Für die Untersuchungen wurde der grösste Grundwassertümpel (*Étang de la Heid*) in der „Heid“ ausgewählt. Er liegt in der „Unteren Au“ zwischen dem *Canal de Huningue* und dem *Grand Marais*.

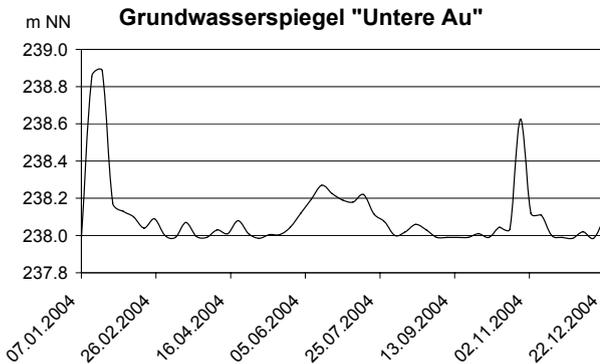


Abb. 2.21 Schwankungen des Grundwasserspiegels in der „Unteren Au“. (Daten: Association de la Petite Camargue Alsacienne)

### Étang U

Der U-förmige Weiher in unmittelbarer Nähe zur Fischzuchtanlage wurde – zusammen mit deren Bau – künstlich erstellt. Er wurde seit je her mit Rheinwasser über die *Rigole* bewässert (vgl. Karte in BOISSAYE & KNIBIELY 2005, 51). Die zunehmende Verlandung des *Étang U* im 20. Jahrhundert ist in FREIERMUTH (1997) mittels Luftbildern dokumentiert. BERGER (1993) kartierte den *Étang U* als Schilfbestand mit kleiner offener Wasserfläche. Zur Reaktivierung der offenen Wasserfläche wurde er im Jahre 1999/2000 um zusätzlich 60 cm aufgestaut. Dies führte zu einer beträchtlichen Ausdehnung der Wasserfläche sowie im südlichen und westlichen Bereich zu einem Absterben nahe stehender Bäume (Abb. 2.22).

Mit einer Fläche von rund 30'000 m<sup>2</sup> ist der *Étang U* das grösste, jedoch sehr seichte (60-95 cm Tiefe) stehende Gewässer in der PCA. Eine ausführlichere Beschreibung des *Étang U* findet sich in STUCKI 2007.



Abb. 2.22 Der Autor beim Vermessen und Kartieren des *Étang U*. Ein typisches Mosaik von offenen Wasserflächen und durch zahlreiches Totholz unzugänglichen, „wilden“ Bereichen zeugt von der Schönheit natürlicher Auenlandschaften. (Photo: O. Stucki 31.5.2005)

*Grand Marais*

Beim *Grand Marais* im nördlichen Teil der PCA handelt es sich um einen etwa 1300 m langen Altarm des Rheines, der auf Luftbildern sehr schön auch als solcher erkannt werden kann (FREIERMUTH 1997; GALLUSSER & SCHENKER 1992). Um die Zuwucherung und damit Verlandung des offenen Wasserbereiches mit Riedgräsern und Schilf zu bremsen, wurden durch mechanische Eingriffe (Bagger) erstmals zwischen 1990 und 1992 (BERGER 1993, 38) einzelne Weiher und ganze Fließkorridore (v.a. im westlichen Bereich des Altarmes) ausgehoben. Das *Grand Marais* wird hauptsächlich mit Rheinwasser aus der *Rigole* gespeist. Durch kleinere Zuflüsse aus den südwestlich davon gelegenen *Étang Waldaue*, *Étang Halle* und *Étang Nord* findet eine lokale Vermischung statt, die sich nur geringfügig ins *Grand Marais* ausdehnt.



*Abb. 2.23 Ein historischer Altarm des Rheines ist hier im Grand Marais durch die künstliche Überflutung mit Rheinwasser aus dem Canal de Huningue wieder zu einem wertvollen, quasi-natürlichen Auenlebensraum geworden. (Photo: U. Geissbühler 25.1. 2005)*

## 3 Methoden

Durch den langen Zeitrahmen, in welchem in den beiden Projekten aktive Feld- und Laboruntersuchungen stattfanden, und den dadurch ermöglichten stetigen Anpassungen der Forschungsfragen und Angehensweisen zur Klärung selbiger, hat sich eine reichhaltige Palette angewandeter Methoden angesammelt. Während einzelne Untersuchungen und Methoden konsequent über all die Jahre durchgezogen wurden, kamen andere nur für einen kurzen Zeitpunkt – z.B. im Rahmen einer angegliederten Diplomarbeit – zum Einsatz.

### 3.1 Qualität des Oberflächenwassers / Oberflächliche Reinigungsleistung

Zur Quantifizierung der Reinigungsleistung des Horizontalfilters entlang der Fließstrecke und zur Charakterisierung der Wasserqualität der beteiligten Gewässer wurden in allen Untersuchungsgebieten Schöpfproben des Oberflächenwassers in regelmässigen Abständen entnommen. Die Bestimmung einiger Parameter zur Wasserqualität erfolgte direkt im Feld (Kap. 3.1.4), andere wurden anschliessend im Wasserlabor des Geographischen Instituts und im Projekt F2.00 z.T. im Wasserlabor der IWB (Mikrobiologie) nach standardisierten Methoden analysiert (Kap. 3.1.5).

#### 3.1.1 Beprobungskonzepte (Schöpfproben)

##### *Stellmatten*

Beim Durchlauf durch die Wasserstelle konnte das Oberflächenwasser anfänglich periodisch an 5-6 Stellen mittels Schöpfproben untersucht werden (insgesamt 21 Sequenzen). Im Sommer 2001 wurde das Beprobungskonzept geändert. Anstelle einer Sequenz von Einzelproben mit zunehmender Distanz zum Einleitungsrohr erfolgten Mehrfachproben vom Anfang und Ende der Fließstrecke in der Wasserstelle (weitere 5 Sequenzen) (vgl. Kap. 3.1.2).

##### *Brüglingen*

Von Januar 2003 bis August 2005 wurden monatlich im gesamten Untersuchungsgebiet Schöpfproben zur Ermittlung der Oberflächenwasserqualität entnommen (morgens zwischen 8:00 und 9:30 Uhr). Von Oktober 2003 bis Juni 2005 erfolgte Quartalsweise eine Ergänzung dieser Schöpfproben im Quellsee mit Tiefen-Schöpfproben, d.h. es wurden zusätzlich Wasserproben über Grund des Stillgewässers genommen. Eine zusätzliche Probe aus der Grundwasserpumpe (Katasternr. 20.J.69), die den Quellsee nachts während knapp 2 Stunden speist, konnte ab Januar 2005 gewonnen werden.

### PCA

Von Januar bis Dezember 2005 wurde in den unterschiedlichen Gewässersystemen der Petite Camargue Alsacienne mehrere Schöpfproben in monatlichem Turnus entnommen. Einerseits sollten die Unterschiede zwischen stehenden (*Étang U*) und fließenden Gewässern mit feuchtgebietstypischem Pflanzenbewuchs (*Grand Marais*, *Étang Waldau/Mare des Tritons*) analog zu Brüglingen erkenntlich und andererseits die dort sehr diversen Wasserqualitäten zwecks einer gesamtlandschaftlichen Analyse untersucht werden.

#### 3.1.2 „Start-Ende-Beprobungen“

Um gründlichere Informationen über die Selbstreinigungsleistung während der Passage des Pflanzenfilters in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ sowie des Pflanzenklärgbietes in der Brüglinger Ebene zu gewinnen, erfolgten mehrmals Beprobungen in hoher zeitlicher Auflösung von Anfang und Ende der Fließstrecke (die sog. „Start-Ende-Beprobungen“), wobei das einströmende Wasser („Start“) in einem Beprobungsabstand von einer halben Stunde untersucht wurde. Nach der mutmasslichen „Ankunftszeit“ des zu Beginn untersuchten Wassers am Ende der Fließstrecke wurde die „Ende“-Probe, ebenfalls im Halb-Stunden-Intervall, geschöpft und analysiert. Die benötigte Zeitspanne für die Bewältigung der Strecke konnte an Hand der Wiederbenetzungsdauer nach einem Bewässerungsunterbruch bestimmt und durch Messungen der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit überprüft werden. Die Datenerhebung erfolgte dabei analog zu den Schöpfproben.

#### 3.1.3 „Trübungswellen“

In den Stellmatten konnte nur Oberflächenwasser eingeleitet werden, das eine Trübung von weniger als 6 FNU aufwies. Für so „sauberes“ Wasser konnte das Reinigungspotenzial des Pflanzenfilters nicht voll ausgeschöpft werden, deshalb wurde für einmal der Eingangswächter (vgl. Kap. 3.2.1) kontrolliert abgeschaltet. In der Brüglinger Ebene war dieses Manko des zu sauberen Wassers nicht gegeben, da dort keine Eingangskontrolle und somit auch keine Abschaltung bei Grenzwertüberschreitungen stattgefunden hatte. Die Beprobung des Oberflächenwassers konnte somit problemlos auch während Hochwasserereignissen mit starken Trübungsschüben durchgeführt werden. Die Probenentnahme und Auswertung erfolgte in beiden Lokalitäten gemäss der „Start-Ende-Beprobungen“ (vgl. Kap. 3.1.2) und die Analytik analog zu den Schöpfproben (vgl. Kap. 3.1.4 und 3.1.5).

### 3.1.3.1 Experiment „Trübungswelle“ Stellmatten

Ende Juni 2002 wurde für einmal der Eingangswächter ausgeschaltet und eine Trübungswelle mit Spitzen bis über 90 FNU (Formazin Nephelometric Unit) in die Wasserstelle eingeleitet. Die notwendige Wiederholung des Experimentes konnte innerhalb des Projektes leider nicht mehr durchgeführt werden, weil sich die IWB dagegen stellten.

Die Einleitung blieb vor dem Experiment drei Wochen unterbrochen, um eine Abtrocknung der Wasserstelle zu ermöglichen und um das „Signal“ der Trübungswelle im Grundwasser deutlicher hervorzuheben (vgl. Kap. 3.3). In der Folge wurde die Einleitung – innerhalb eines abgesprochenen Terminfensters – nach dem erwarteten Eintreffen einer Trübungswelle aktiviert und damit die automatische Steuerung des Eingangswächters für kurze Zeit ausser Betrieb gesetzt.

Für die Überwachung der Wassergüte während des Experimentes waren die YSI-Multiparameter-Sonden wichtig (vgl. Kap. 3.6): Sie ermöglichten eine permanente Aufzeichnung der Trübung – die Kerngrösse dieses Experimentes. Die YSI-Sonden wurden im Mühleteich und in den beiden Tümpeln (an Ende der Passage des Wassers durch die Wasserstelle) eingesetzt und zeichneten die Trübung in Halbstundenintervallen auf. Zusätzlich wurde zur weiteren Verdichtung der Trübungsbeobachtung zum Zeitpunkt jeder Probenahme eine Schöpfprobe von jeweils rund 2 Litern gewonnen. Im Labor wurde dann mit der YSI-Sonde die Trübung in der aufgeschüttelten Probe nochmals bestimmt.

### 3.1.3.2 Experiment „Trübungswelle“ Brüglingen

Im untersuchten Pflanzenklärgelände musste kein Eingangswächter ausgeschaltet werden. So war die Beprobung einzig vom Hochwasserereignis (13.1.2004 und 3.6.2004) abhängig. Die Fläche wurde im Gegensatz zu den Stellmatten vorgängig nicht abgetrocknet, sondern im normalen Betriebsmodus (dauernde Wasserbeschickung) belassen. Die YSI-Sonden (Abb. 3.1) wurden auch hier zur permanenten Aufzeichnung der Trübung vor und nach der Passage durch den Pflanzenfilter eingesetzt.



*Abb. 3.1 Die YSI-Multiparameter-Sonde, hier im Teichbächlein vor dem Einlauf ins Pflanzenklärgelände (PG). Für das Experiment „Trübungswelle“ wurde damit die Trübung in 10-Minuten-Intervallen (vor und nach dem PG) aufgezeichnet. (Photo: U. Geissbühler 3.6. 2004)*

### 3.1.4 Messungen im Gelände

Im Gelände wurde an jedem Messpunkt mittels einer Glas- oder PE-Flasche eine Schöpfprobe gewonnen und darin die in Tab. 3.1 aufgeführten Parameter sofort bestimmt. Für die Trübungsmessung wurde eine Messgerät-spezifische Glas-Küvette gefüllt.

Die relative Sauerstoffsättigung [%] sowie die Sauerstoffkonzentration [mg/L] wurden mit einer temperaturkompensierten Sauerstoffsonde bestimmt (Model 830, Orion, USA).

Ab September 2004 wurde ein neues Sauerstoffmessgerät eingesetzt (LDO HQ 10, Hach, USA), welches nach einem neuen, optischen Prinzip den gelösten Sauerstoff bestimmt. Die Messung erfolgt dabei über eine sauerstoffsensitive Schicht, die von einer blauen Leuchtdiode angeregt wird. Die Schicht strahlt daraufhin zeitverzögert rotes Licht zurück. Die Zeit zwischen Anregung und Rückstrahlung ist ein Mass für die Sauerstoffkonzentration. Mittels einer weiteren roten LED findet ein ständiger Abgleich statt. Der Sensor ist werkseitig auf diese langzeitstabile Schicht kalibriert und eine Nachkalibration erübrigt sich. Weitere Vorteile dieses Messgerätes liegen darin, dass der Sensor nicht selber Sauerstoff verbraucht und auch keine Anströmungsgeschwindigkeit benötigt.

Alle Parameter, die direkt im Gelände bestimmt wurden, sind in Tab. 3.1 zusammengefasst.

*Tab. 3.1 Übersicht über die eingesetzten Feldgeräte.*

<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Analytikgerät</b>	<b>Hersteller</b>	<b>Kalibration</b>
Sauerstoff	% / mg/L	Model 830	Orion (USA)	Wassergesättigte Luft
Sauerstoff	% / mg/L	LDO HQ 10	Hach (USA)	Werkseitig
Temperatur	°C	Parallel zu Sauerstoff- und Leitfähigkeitsbestimmung		
pH	Einheit	pH 96	WTW (D)	Pufferlösungen pH 4.0 u. 7.0
Spez. elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	Lf-91	WTW (D)	2.77 mS/cm (25°C)
Trübung	FNU	Turb350 IR	WTW (D)	4 Kalibrierstandards

### 3.1.5 Laboranalysen

Die im Gelände gewonnenen Schöpfproben wurden in einer Kühlbox aufbewahrt und unmittelbar nach Rückkehr im Labor weiterverarbeitet (WÜTHRICH & LESER 2006).

### 3.1.5.1 DOC, UV-Extinktion und Mineralgehalt

#### DOC

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) wurde als Summenparameter zur Qualitätsbestimmung bezüglich organischer Belastung analysiert. Er setzt sich aus vielen Substanzen zusammen und ist damit ein Mass für die Belastung des Wassers mit organochemischen Substanzen, die natürlich *und* anthropogen sein können. Er stellt eine Teilmenge des TOC (totaler organischer Kohlenstoff) dar, wobei nur die gelösten Anteile  $< 0.45 \mu\text{m}$  mittels katalytischer Hochtemperatur-Oxidation (Tab. 3.2) bestimmt werden.

#### UV-Extinktion

Die UV-Extinktion wird auch SAK 254 (Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm) genannt und ist ein weiteres Mass für die organische Belastung des Wassers und korreliert mit dem DOC. Während der DOC den Gesamtgehalt der Organika bestimmt, werden beim SAK nur die UV-absorbierenden Anteile photospektrometrisch (Tab. 3.2) gemessen. Weitere Erläuterungen zur Bedeutung der UV-Extinktion folgen in Kap. 3.4.1.

#### Mineralgehalt

In den Wasserproben wurde der Mineralgehalt im Labor bestimmt. Dabei wurden Kationen ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) und Anionen ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) gemessen (Tab. 3.2).

Tab. 3.2 Übersicht über die Messparameter und die eingesetzten Analytikgeräte.

Parameter	Einheit	Analytikgerät	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	mg/L	Ionenselektive Nitrat-Elektrode mit 692 pH/Ion Meter (bis Aug. 2003)	Metrohm (CH)
Nitrat	mg/L	690 Ion Chromatograph (ab Sept. 2003)	Metrohm (CH)
Ortho-Phosphat	mg/L	Lambda 2 UV/VIS Spectrometer	Perkin-Elmer (USA)
Sulfat, Chlorid	mg/L	690 Ion Chromatograph	Metrohm (CH)
K, Ca, Mg	mg/L	SpectrAA-800 (Atomabsorptionsspektrometer)	Varian (USA)

### 3.1.5.2 Bakteriologische Verhältnisse

Die Bestimmung der bakteriologischen Koloniezahlen erfolgte innerhalb des F2.00 durch das Trinkwasserlabor der IWB. Die angewendeten Verfahren (Membranfiltration) basieren auf den im Schweizerischen Lebensmittelbuch (SLMB) vorgeschriebenen Me-

thoden (Tab. 3.3 und 3.4). Zusätzlich wurden standardisierte Bestätigungstest angewendet. Aus Kostengründen erfolgte die *Enterokokken*-Bestimmung wurde nur einige wenige Male.

Tab. 3.3 Bestimmungsnormen für bakteriologische Keimzahlbestimmung.

Parameter	Bestimmungsnorm
Gehalt an aeroben mesophilen Keimen (AMK)	SLMB Kap. 56 / E1
Gehalt an <i>Escherichia coli</i> ( <i>E.coli</i> )	SLMB Kap. 56 / E3
Gehalt an Enterokokken	SLMB Kap. 56 / E5

Tab. 3.4 Ansatzbedingungen für bakteriologische Kolonieentwicklung (IWB).

Parameter	Nährmedium	Bebrütung	Bestätigungstest
AMK	Plate Count Agar	30 °C / 72 h	-
<i>E.coli</i>	<i>E.coli</i> direct Agar	37 °C 2-4 h / 44 °C 10-20 h	Indol-Reagenz
Enterokokken	Tryptone Soya Agar	37 °C 48 h	Streptokokken / Pyrase

Für die Untersuchungen in der Brüglinger Ebene und in der PCA stand das Labor der IWB nicht mehr zur Verfügung, deshalb wurde die Bestimmung der Keimzahlen ab Dezember 2003 im Wasserlabor des Geographischen Instituts nach den gleichen Normen durchgeführt. Ebenfalls mittels Membranfiltration (mit handelsüblichen Einweg-Produkten [MicroFunnel] der Firma Pall Corporation, USA) wurden die Koloniebildenden Einheiten (KBE) von *E.coli*-Bakterien sowie den totalen koliformen Keimen bestimmt (Tab. 3.5). Auf Grund der relativ hohen Keimzahlen wurde – wie bereits im Labor der IWB – mit einer Verdünnung von 1:100 gearbeitet.

Tab. 3.5 Ansatzbedingungen für bakteriologische Kolonieentwicklung.

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

### 3.1.6 Statistik

Die Daten zur Quantifizierung der Reinigungsleistung bei der oberflächlichen Passage durch den Pflanzenfilter wurden zur statistischen Auswertung mit dem t-Test für abhängige Stichproben (Paarvergleichstest) im Programm Excel 2003 von Microsoft getestet.

## 3.2 Vertikale Reinigungsprozesse

### 3.2.1 Stellmatten: Saugkerzen

Zur Untersuchung der Veränderung der Wasserqualität mit zunehmender Bodentiefe in der Wässerstelle wurden Wasserproben aus verschiedenen Bodentiefen entnommen. Die Gewinnung dieser Proben erfolgte mittels Saugkerzen (PVC-Rohr, Innendurchmesser 5 cm, mit Keramikkopf). Durch Erzeugung eines Unterdruckes dringt das Bodenwasser durch den Keramikkopf in das Rohr und kann aus diesem abgepumpt werden. In den Proben wurden im Gelände und im Labor die gleichen Parameter wie in den Schöpfproben (Kap. 3.1) bestimmt, jedoch ohne DOC-Analytik und ohne Keimzahlbestimmung. An vier Standorten (zwei im Feld 1 und je ein Standort im Feld 2 und 3) wurden immer drei Saugkerzen gesetzt. Die Tiefe variierte dabei von 40-110 cm. Nachdem sich das Beprobungskonzept ab Juli 2001 (Kap. 3.1.1) veränderte, wurden die Saugkerzen nicht mehr beprobt. Da die Qualität der gesetzten Saugkerzen leider sehr unterschiedlich war, konnten nur wenige brauchbare Resultate gewonnen werden. Es wird in dieser Arbeit deshalb auf deren Darstellung verzichtet.

### 3.2.2 Vertikaler Austausch im Pflanzenklärgelände der Brüglinger Ebene

Um die aktuellen chemisch-physikalischen Verhältnisse und die vertikalen Austausch- und Umsetzungsprozesse im Pflanzenklärgelände zu erfassen, wurden entlang der Haupt-Fließstrecke (welche durch einen Chlorid-Tracer-Versuch durch VÖGTLI 2003 ermittelt wurde) im Pflanzenklärgelände sechs seitlich geschlitzte Rohrsonden in das Substrat bis zum geteerten Untergrund eingesetzt, welche jeweils in drei Niveaus unterteilt waren. Drei weitere Sonden wurden in Zonen mit eher stehendem Wasser innerhalb des Pflanzenklärgeländes gesetzt. Jedes Niveau war mit einem eigenen Ansaugrohr ausgerüstet. Mit einer Handpumpe konnten aus den verschiedenen Niveaus (Überstau, 0-10, 10-20, 20-35 cm) Wasserproben gewonnen werden (Abb. 3.2). Dies geschah erstmalig während einer intensiven Untersuchungsperiode im September 2003 während rund zwei Wochen (VÖGTLI 2003). Für die hier hauptsächlich vorgestellte zweite Beprobungsserie von September bis November 2004 wurde die Sondenanzahl auf sechs in Fließrichtung und eine im Bereich stehenden Wassers reduziert (Abb. 2.12). Die Beprobung der Sonden fand in einem Turnus von zwei Wochen statt. Dabei wurde die erste Entleerung der einzelnen Niveaus (rund 50 mL) verworfen, um kleinräumige Umsetzungsprozesse innerhalb der Kammer auszuschliessen. Mit der zweiten Entleerung konnten die Verhältnisse der umgebenden Zone besser bestimmt werden. Anhand der Gradienten zwischen den verschiedenen Niveaus sollten Rückschlüsse auf den vertikalen Austausch von Wasser im Pflanzenfilter ermöglicht werden.

Mit Handmessgeräten wurden dabei O<sub>2</sub>-Gehalt und -Sättigung, Temperatur, spezifische Leitfähigkeit und pH-Wert direkt im Gelände bestimmt. Eine Reihe weiterer Wasserqualitätsparameter (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>) wurden anschliessend im Wasserlabor des Geographischen Instituts nach Standardmethoden (WÜTHRICH & LESER 2006) analysiert.



*Abb. 3.2 Beprobungssonde im Pflanzenklärgebiet. Die drei durch den Deckel ragenden Röhrchen haben verschiedene Längen und ermöglichen eine Probengewinnung aus den unterteilten Kammern in den verschiedenen Tiefen. (Photo: T. Vögli September 2003)*

### **3.3 Beeinflussung des Grundwassers durch Oberflächenwasser**

#### **3.3.1 Grundwasserqualität Stellimatten**

Die der Wasserstelle „Hintere Stellimatten“ nahe gelegenen Grundwasserbrunnen 8 (Distanz 400 m) und 9 (Distanz 100 m) wurden in monatlichem bis 14-täglichem Rhythmus vom Wasserlabor der IWB beprobt und auf verschiedene Parameter hin untersucht (Tab. 3.6). Dieselben Parameter wurden in einer Reihe von Überwachungsrohren (s. Kap. 3.3.3) gemessen, die in der Wasserstelle selbst und in unterschiedlichen Distanzen zur Wasserstelle in die gesättigte Zone hinabreichen.

Während einiger Wochen wurde durch die IWB im Brunnen 9 zusätzlich ein Partikelmessgerät eingesetzt.

#### **3.3.2 Anteil Infiltratwasser im Grundwasser**

Um den Anteil des in der Wasserstelle versickerten Oberflächenwassers im Grundwasser festzustellen, wurden zusätzlich im Brunnen 9 von März 2001 bis Ende 2002 zwei Campbell 247-Sonden (USA) zur Messung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit eingesetzt. Sie wurden auf 1 m und 6 m unter Wasseroberkante eingetaucht und sendeten alle 10 Sekunden ein Messsignal zum Campbell CR10-Data-Logger (USA). Dieser rechnete die Signale in Stundenmittelwerte um und legte sie auf einer Speicherkarte ab. Die Werte sind temperaturkompensiert.

Tab. 3.6 Parameter, die in den Brunnen 8 und 9 durch das Labor der IWB erhoben wurden und deren Erfassungsdichte. (\*Erfassungsdichte im Brunnen 9 während intensiver Beprobung vierzehntägig bis wöchentlich.)

Qualitätsparameter	Bestimmungsnorm	Erfassungsdichte
Trübung	DIN EN 27027.0	monatlich*
Wassertemperatur	DIN 38404 T4	monatlich*
pH-Wert	DIN 38404 T5	monatlich*
Spezifische elektrische Leitfähigkeit	DIN EN 27888	monatlich*
Gelöster Sauerstoff (amperometrisch)	DIN EN 25813 / 25814	monatlich*
Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC; mittels heisskatalyt. Oxidation)	DIN EN 1484	monatlich*
UV-Extinktion bei 254 nm (SAK 254)	DIN 38404 T3	monatlich*
Anionen (F <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> , NO <sup>3-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ; mittels Ionenchromatographie)	DIN EN ISO 103041	monatlich*
Kationen (Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ; mittels Ionenchromatographie)	-	monatlich*
Ammoniumgehalt (VIS-Spektroskopie)	DIN 38406 T5	monatlich*
Gehalt an Gesamtphosphor	DIN EN 1189	monatlich*
Gehalt an aeroben, mesophilen Keimen	SLMB Kap. 56 / E1	monatlich*
Gehalt an <i>Escherichia coli</i>	SLMB Kap. 56 / E3	monatlich*
Gehalt an Enterokokken	SLMB Kap. 56 / E5	monatlich*

### 3.3.3 Hydrogeologie Stellmatten

Die Projektgruppe „Hydrogeologie“ im F2.00 unter P. Huggenberger untersuchte die möglichen Auswirkungen der Bewässerung mit Mühleleichwasser auf die Grundwasserqualität. Dazu wurde in einem ersten Teil die Beschaffenheit des Aquifers untersucht. Anschliessend wurden die Mischprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser, räumlich und zeitlich aufgelöst, auf relevante physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter überprüft. Schliesslich wurde ein numerisches Grundwassermodell kalibriert, das die Datensätze der Aquifercharakterisierung und Beschreibung der Mischprozesse verband und miteinander verglich. Abgesehen von den Mischprozessen werden in dieser Arbeit keine Resultate aus diesem Bereich behandelt. Dafür sei auf den Schlussbericht (WÜTHRICH et al. 2003) und ZECHNER et al. (2003) verwiesen.

Zur Probennahme im Aquifer wurden im Mai 2000 zehn neue Grundwasser-Beobachtungsrohre erstellt. Die Anordnung der Rohre erfolgte in vier Gruppen. Je zwei Gruppen zu zwei Rohren wurden jeweils im Feld 1 und 2 der „Hinteren Stellmatten“, und zwei Gruppen zu drei Rohren in Richtung des abfliessenden Grundwasserstroms in 40 m bzw. gut 80 m Distanz der Mitte der Bewässerungsfelder platziert. Die Bepro-

bungsrohre einer Gruppe wurden auf eine Tiefe von etwa 1, 4 und 7 m unter dem Grundwasserspiegel gesetzt.

Um die Mischprozesse zu beschreiben, wurden verschiedene Methoden angewandt: Geoelektrische Widerstandsmessungen („geoelektrische Tomographie“) zur Beobachtung der Prozesse im Profil, ereignisbezogene Beprobung auf physikalische, hydrochemische und mikrobiologische Parameter sowie Messungen der gelösten Radongaskonzentration zur Bestimmung der mittleren Aufenthaltszeit im Aquifer.

Für die hier besprochenen Fragestellungen war v.a. das mikrobiologische und hydrochemische Grundwasserbeobachtungsprogramm von Interesse. Es wurden drei Ereignisse beprobt: Während einer 4-wöchigen Versuchsphase Ende November 2000 mit einer durchschnittlichen Einleitungsmenge von 20 L/s, einer Wiederholung mit einer leicht erhöhten Einleitung von ca. 40 L/s im Mai 2001 sowie während der Einleitung einer Trübungswelle mit Spitzen bis über 100 L/s im Juni 2002. An diesen drei Ereignissen wurden jeweils etwa 80 Grundwasserproben auf mikrobiologische, physikalische und chemische Parameter vom Wasserlabor der IWB bestimmt. Die Diskussion der Ergebnisse konzentriert sich hier auf folgende Schlüsselparameter:

- Als Indikator für den möglichen Durchbruch von pathogenen Keimen wird die Anzahl von *E.coli*-Keimen pro 100 mL genommen.
- Der Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) wird auf die Frage untersucht, ob ein Abbau in der ungesättigten *und* gesättigten Zone erfolgt.
- Das Chlorid-Anion: Es ist ein konservativer Tracer im Grundwasser (keine Adsorption an der Gesteinsmatrix; kein Ionentausch bzw. -abbau) und die Konzentrationen des bestehenden Grundwassers (20-25 mg/L) und des Oberflächenwassers (4-7 mg/L) unterscheiden sich diesbezüglich deutlich. Damit kann zu einem beliebigen Ort und Zeitpunkt im Aquifer der Anteil an Infiltratwasser bestimmt werden (WÜTHRICH et al. 2003, 58ff.).

### 3.4 Online-Messungen / „Eingangswächter“

#### 3.4.1 „Eingangswächter“ Mühleiteich

Von August 2000 bis Ende 2002 fand eine Online-Dauerüberwachung der Qualitätsparameter Trübung und UV-Extinktion (SAK 254) im Mühleiteich mittels automatischer Sensoren und Datenfernübertragung statt (Abb. 3.3). Dieser „Eingangswächter“ wurde installiert, um eine Einleitung von trübem Wasser mit schadstoffbeladenen Frachten in die Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ (Grundwasserschutzzone S1) zu verhindern. Bei einer gesetzten Grenzwertüberschreitung (6 FNU bei der Trübung und 6 Einheiten beim SAK 254) stoppte die Bewässerung automatisch.

Ein Ultraschallsensor (Pulsar-6, NIVUS, D) in der Rohrleitung erfasste permanent die in die Wasserstelle eingeleitete Wassermenge.

### Trübung

Die Trübung wurde durch ein nephelometrisches Verfahren gemessen, bei dem die durch die Partikel im rechten Winkel zum einfallenden Licht gestreute Lichtmenge erfasst wird. Zur Kalibration dienen reproduzierbare Standards, z.B. Formazin (daher die Einheit FNU = Formazin Nephelometric Unit).

Bei der verwendeten Solitax-Sonde (DR. LANGE, D) wird ein kombiniertes Infrarot-Absorptions-Streulicht-Verfahren angewendet, welches nach DIN EN 27027 genaue Trübungswerte ermittelt.

### UV-Extinktion

Die Doppelbindungen von im Wasser gelösten organischen Verbindungen absorbieren UV-Licht, weshalb die Messung der UV-Extinktion einen Summenparameter für die Wasserbelastung durch gelöste organische Substanzen darstellt (andere vergleichbare Summenparameter: CSB, BSB, TOC und DOC). Die UV-Extinktion wird bei einer Wellenlänge von 254 nm gemessen und wird deshalb auch als Spektraler Absorptions-Koeffizient bei 254 nm (kurz SAK 254) bezeichnet. Die UVAS-Sonde (DR. LANGE, D) besteht aus einem Mehrstrahl-Absorptionsphotometer mit effektiver Trübungskompensation (gemäß DIN 38404; vgl. NOWACK & UEBERBACH 1995).



*Abb. 3.3 Der „Eingangswächter“ im Mühlebach. Im Wasser (innerhalb des Gitterkäfigs am rechten Rand) befindet sich die Trübungs- und UV-Extinktions-Sonde, im daneben stehenden Container sind die dazugehörigen Steuerungs- und Aufzeichnungsgeräte sowie der automatische Probensammler untergebracht. (Photo: U. Geissbühler 26.2.2001)*

### 3.4.2 Messstation „Teichbächlein“

Analog zur Überwachungsstation im Mühlebach wurde ab Juli 2003 (bis Ende 2005) im Teichbächlein (Brüglinger Ebene) zur Dauerüberwachung des Birswassers (welches via Pflanzenklärgelände in den Quellsee geleitet wird) eine Trübungs- und Leitfähigkeitssonde (Solitax, DR. LANGE, D / 247, Campbell, USA) installiert. Bei Überschreiten eines Trübungsschwellenwertes (15 FNU während 10 Minuten) wurde ein Probensammler zur

quantitativen Schwebstoffbestimmung automatisch eingeschaltet. Dadurch, dass hier keine Eingangskontrolle des eingeleiteten Wasser stattfand, war kein spezieller, auf Grenzwerte ausgerichteter Schliessmechanismus notwendig. Das Birswasser fliesst also permanent – ohne Einschränkung – in den Quellsee. Der Zufluss ins Pflanzenklärgelände wurde mittels manueller Pegelmessung erfasst. Die Messstation konnte zusätzlich mit Sensoren zur Bestimmung der Lufttemperatur ausgestattet werden (Kap. 3.7).

## 3.5 Schwebstoffe

### 3.5.1 Schwebstoffe Stellmatten

Im Jahr 2002 wurden von mehreren Trübungsereignissen (20.3., 3.4., 2.5., 20.6. und 21.6.2002) aus dem Mühleiteich jeweils rund 100 Liter Wasser in Kanister abgefüllt und ins Labor des Geographischen Institutes gebracht. Nach einigen Tagen Absetzzeit (als Schwebstoffe gelten Partikel  $> 0.45 \mu\text{m}$ , die bei Stillstand des Wassers absinken) wurde das überstehende Wasser dekantiert und die restliche Probenmenge nach VBBo bei  $40^\circ\text{C}$  eingedampft. Das übrig gebliebene Schwebstoff-Material wurde im CHN-Analyser auf C- und N-Gehalte hin untersucht, ein weiterer Teil wurde für die Schwermetall-Analyse mit Salpetersäure 2M aufgeschlossen und anschliessend im AAS verbrannt (alle Analysen nach Standardmethoden; vgl. WÜTHRICH & LESER 2006). Die Bestimmung der Korngrößenverteilung des Schwebstoffmaterials erfolgte mit einem SediGraph 5100 (micromeritics, USA).

Das restliche Material gelangte an die IWB, die das Material (von ausgewählten Terminen) an das DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe weiterleiteten. Diese analysierten nebst den Kohlenstofffraktionen und AOX v.a. Metalle, chlorierte Insektizide, polychlorierte Biphenyle, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Moschusduftstoffe und Alkylphenole.

Während des Experimentes „Trübungswelle“ (vgl. Kap. 3.1.4) vom 20.6.2002 wurde durch die IWB zusätzlich Schwebstoffmaterial mit einer grossen Schwebstoff-Durchlauf-Zentrifuge gewonnen.

Ab August 2000 kam parallel dazu ein automatischer Probensammler (ISCO 6700) im Mühleiteich zum Einsatz, der bei der Trübungsgrenzwertüberschreitung eingeschaltet wurde und im Einstunden-Intervall Proben von rund einem Liter zog. Die Schwebstoffe in diesen Proben konnten im Geographischen Institut quantitativ bestimmt werden (mittels Abfiltrierung).

### 3.5.2 Schwebstoffe Brüglingen

Der gleiche Probensammler (ISCO 6700) wurde ab 2003 an der Messstation „Teichbächlein“ eingesetzt. Bei Überschreiten eines Trübungsschwellenwertes schaltete er automatisch ein um Proben zur quantitativen Schwebstoffbestimmung zu gewinnen. Wegen

vieler kurzzeitiger Trübungsschübe, die mehr auf gründelnden Enten oder auf Bauarbeiten im Zusammenhang mit der Birsrevitalisierung als auf tatsächlichen Wasserbedingungen basierten, wurde die automatische Einsschaltung auf potenziell Hochwasserausichtsreiche Perioden beschränkt oder der Sampler in diesen Zeiten manuell eingeschaltet.

Im Schwebstoffmaterial von der Trübungswelle vom 3.6.2004 erfolgte – wie in jenem aus dem Mühleteich (vgl. Kap. 3.5.1) – die Bestimmung der C- und N-Gehalte, Schwermetallkonzentrationen und der Korngrößenverteilung.

### 3.5.3 Schwebstoffe PCA

Durch die relativ kurze Untersuchungsperiode in der PCA und die eingeschränkten Nutzungsvorschriften unterblieb die Gewinnung von Schwebstoffen.

## 3.6 Neue Tümpel in der Wasserstelle

Um die hydroökologischen Bedingungen in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ im Laufe eines Bewässerungszyklus im Überstau kennen zu lernen, wurden im Jahre 2002 im Mühleteich und in zwei neu erstellten Tümpeln innerhalb der Wasserstelle wasserchemische Parameter in hoher zeitlicher Auflösung aufgezeichnet.

Die Messkampagne lag in der Zeit des intensivsten Pflanzenwuchses. In der Zeit vom 1. Mai bis zum 5. Juli 2002 wurde eine Multiparametersonde im Mühleteich (bei der „Eingangswächter“-Station) und je eine in den zwei Tümpeln (vgl. Abb. 2.6) betrieben. Die Aufzeichnung der Daten erfolgte in 30 min-Intervallen.

Für diese Messkampagne wurden YSI-6600 Sonden (USA) mit drei Sensoren eingesetzt: O<sub>2</sub>/Temperatur, Leitfähigkeit/Temperatur und pH-Wert. Um die minimale Anströmgeschwindigkeit für den O<sub>2</sub>-Sensor im Tümpel zu erhöhen, wurde ein Propeller installiert, der permanent eine schwache Zirkulation erzeugt. Tab. 3.7 gibt eine Übersicht über die Parameter und Messbereiche der verwendeten Sensoren.

Tab. 3.7 Übersicht über die mit der YSI-Sonde 6600 eingesetzten Sensoren.

Hersteller	Parameter	Typ	Einheit	Messbereich	Auflösung
YSI	Sauerstoff	6562	mg/L	0-50	0.01
YSI	Sauerstoff	6562	% Sättigung	0-500	0.1
YSI	Wassertemperatur	6560	°C	-5-45	0.01
YSI	Leitfähigkeit	6560	mS/cm	0-1000	0.001
YSI	pH	6561	Einheit	0-14	0.01

### 3.7 Meteorologische Daten

Im Projekt F2.00 wurden keine eigenen meteorologischen Daten erhoben. Waren trotzdem solche Daten zur Ergänzung notwendig, konnte in den Langen Erlen auf die dem Untersuchungsgebiet nahe gelegene Messstation des Institutes für Meteorologie, Klimatologie und Fernerkundung der Universität Basel zurückgegriffen werden.

Die Messstation Teichbächlein (vgl. 3.4.2) im Projekt F1.03 in der Brüglinger Ebene konnte zusätzlich mit Sensoren zur Bestimmung der Luftfeuchte und -temperatur (Vaisala HMP 35A [SF]) ausgestattet werden (gemessen wurde in 10-Minuten-Intervallen und die Messwerte auf einem Campbell [USA] CR 10-Data-Logger aufgezeichnet). Diese Daten sind v.a. für die Interpretation der Temperaturmesswerte im Quellsee von Bedeutung. Da sich die Station – da v.a. die Wasserüberwachung im Teichbächlein im Vordergrund stand – in einem Bestandesklima und in geringer Höhe über dem Boden befindet, liegen die Lufttemperaturen dort gerade an heissen Tagen deutlich unter jenen über der Seeoberfläche. Sie sind somit nicht korrekt mit anderen Messstationen vergleichbar.

### 3.8 Übersicht

Um die angewendeten Methoden und die zahlreichen Untersuchungen in eine chronologische Übersicht zu bringen, folgen an dieser Stelle zwei Tabellen (Tab. 3.8 und 3.9).

*Tab. 3.8 (folgende Seite): Zusammenstellung der in dieser Arbeit besprochenen, im Rahmen des MGU-Projektes F2.00 getätigten Untersuchungen. Die einzelnen Messungen werden in den folgenden Kapiteln ausführlicher beschrieben.*

*Legende: ● = punktuelle Messung, — = permanente Messung*

*Tab. 3.9 (übernächste Seite): Zusammenstellung der in dieser Arbeit besprochenen, im Rahmen des MGU-Projektes F1.03 getätigten Untersuchungen. Die einzelnen Messungen werden in den folgenden Kapiteln ausführlicher beschrieben.*

*Legende: ● = punktuelle Messung, — = permanente Messung*





## 4 Resultate

Die Resultate beziehen sich schwergewichtig auf die *Reinigungsleistung bei der oberflächlichen Passage (Horizontalfiltration)* durch die diversen aquatisch geprägten Untersuchungsräume. Da die Reinigungsleistung in *vertikaler Richtung* ebenfalls ausgeprägt ist, werden anschliessend die Resultate der Vertikalfiltration dargelegt, bis dann in der gesättigten Zone, im *Grundwasser*, dem ehemaligen Oberflächenwasser eine gänzlich andere Beschaffenheit eigen ist.

Über die *Trübungswellen* und deren *Schwebstoff*problematik schliesst sich der Kreis zu den Anforderungen an die Reinigungsleistung.

Mit einer kurzen Charakterisierung der Luft- und Wassertemperaturen wird das Kapitel abgeschlossen.

### 4.1 Reinigungsleistung bei der oberflächlichen Passage

Im Folgenden sind die Resultate für die Stellmatten, die Brüglinger Ebene und für die PCA dargestellt. Im ersten Teil wird die Wirkung der Wasserstelle beschrieben (vgl. auch u.a. WÜTHRICH et al. 2001). Im zweiten Teil wird die Leistung eines kleinen Schilfgebietes (Pflanzenklärgelände) alleine und in Kombination mit einem nachfolgenden stehenden Gewässer (Quellsee) dargestellt. Der dritte Teil zeigt die Wirkung einer Kombination von Fliessgewässer, Schilfgebiet und anschliessendem Stillgewässer, wobei der Charakter der Gewässer innerhalb des Gebietes kleinräumig wechselt (*Mare des Tritons* und *Grand Marais*) sowie eines extrem flachen Stillgewässers (*Étang U*) (vgl. auch u.a. GEISSBÜHLER et al. 2006).

#### 4.1.1 Wasserstelle „Hintere Stellmatten“

Kurz nach dem Bau des Einleitungsrohres vom Mühleleich in die Wasserstelle wurde die relativ konstante Durchflussmenge im Mühleleich von rund 2000 L/s um etwa 30 % – veranlasst durch die IWB – gesenkt. Damit wurde die optimale Beschickung der Wasserstelle behindert und erst ab Juni 2001 konnte die Einleitungsmenge auf rund 40 L/s erhöht werden. Obwohl damit die Fliesswege länger geworden sind, war die Überflutung nie optimal und konnte nie die gesamte Fläche benetzen. Als vergleichbarer Referenzpunkt für die Wasserqualität am Ende der Fliessstrecke wurde Punkt F3/3 gewählt. Bei verbesserter Wasserbeschickung konnte das Wasser über diesen Punkt hinaus weiter fließen und weiteren Stoffwechselprozessen unterliegen. Wo es sinnvoll erscheint, wird deshalb auch Punkt F3/4 herangezogen. Dieser konnte indes nur von April bis Juli 2001 beprobt werden.

#### 4.1.1.1 Sauerstoff

Über die ganze Fließstrecke nach der Einleitung betrachtet, findet eine Sauerstoffabnahme statt, d.h. oxidative Abbauprozesse lassen sich klar nachweisen. Die relative Sauerstoffsättigung sinkt (im Mittel) während den Abfolgebeprobungen von 101.7 % im Mühleleich auf 84.3 % am Ende der Fließstrecke (Abb. 4.1). Die „Start-Ende-Beprobungen“ zeigen, dass die Sauerstoffkonzentration nach Durchlauf der Wasserstelle gegenüber dem Mühleleich signifikant tiefer ist (Abb. 4.2).

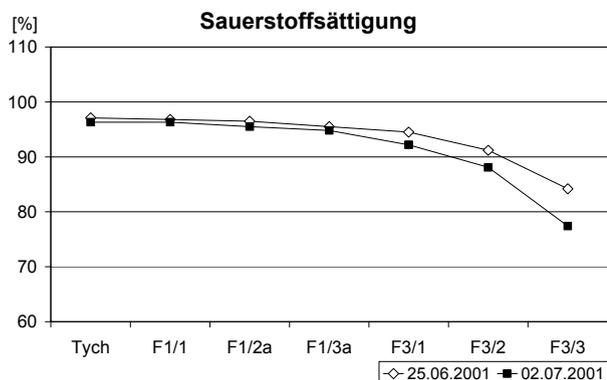


Abb. 4.1 Repräsentativer Verlauf der Sauerstoffsättigung während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle. Mit zunehmender Distanz von der Einleitung sinkt die Sättigung kontinuierlich. F1 = Feld 1, F3 = Feld 3.

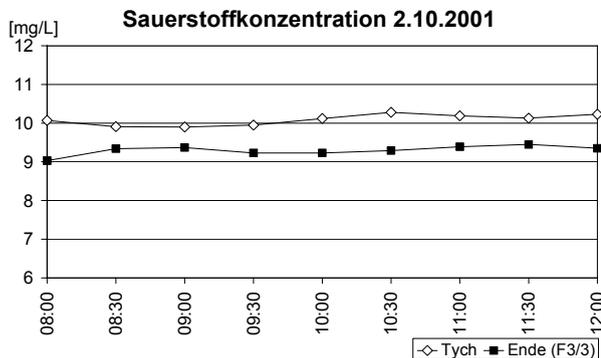


Abb. 4.2 Ausgewähltes Beispiel der Abnahme der Sauerstoffkonzentration zwischen Einlauf in die Wasserstelle („Tych“, mit Zeitangabe) und (nach 100 Minuten) am „Ende“ der Fließstrecke („Start-Ende-Beprobung“),  $n = 9$ . Die Reduktion ist signifikant,  $t_8 = 8.87$ ,  $p < 0.001$ .

#### 4.1.1.2 Nitrat und Ammonium

Eine unterschiedlich klare Reduktion liegt bei den Stickstoffverbindungen (Ammonium und Nitrat) vor. Die „Start-Ende-Beprobungen“ zeigen eine signifikante Reduktion der Nitratkonzentrationen (Abb. 4.3), die allerdings unter 10 % liegt. Bei den Abfolgebeprobungen fällt die Nitratreduktion mit (im Mittel) 4.4 % eher bescheiden aus. Bis zum Punkt F3/4 nimmt die Nitratkonzentration – dank längerem Fließweg – im Mittel von 6.5 auf 5.0 mg/L um 22.5 % ab.

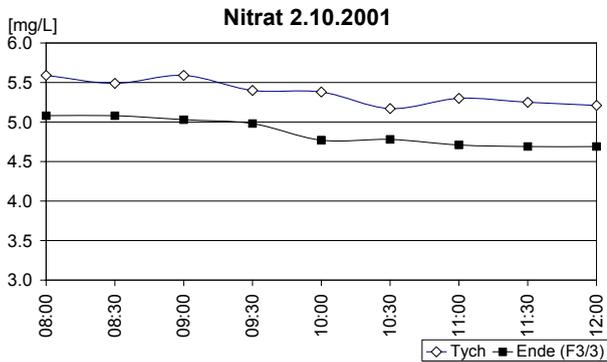


Abb. 4.3 Signifikante Abnahme der Nitratkonzentration zwischen Einlauf in die Wasserstelle („Tych“, mit Zeitangabe) und (nach 100 Minuten) am „Ende“ der Fließstrecke. („Start-Ende-Beprobung“),  $n = 9$ .  $t_8 = 18.55, p < 0.001$ .

Wie die Nitrat- nehmen auch die Ammoniumkonzentrationen während der Passage im Überstau gegenüber dem Mühleiteich ab, jedoch deutlicher. Von August 2000 bis Juli 2001 (also während den Abfolgebeprobungen) nimmt die Ammoniumbelastung (im Mittel) von 0.05 mg/L im Mühleiteich um 29.6 % auf 0.04 mg/L am Ende der Fließstrecke ab (vgl. Abb. 4.4). Bis zum Punkt F3/4 beträgt die Reduktion gar 59.6 %. Während den „Start-Ende-Beprobungen“ (Abb. 4.5) zeigen sich die hinter den Mittelwerten von vorher „versteckten“ Schwankungen der  $NH_4^+$ -Konzentrationen: Obwohl vorwiegend eine Abnahme (bis zur vollständigen Elimination, vgl. 2.10.2001 in Abb. 4.5) stattfindet, kommt es vor, dass am Ende der Fließstrecke die Konzentration erhöht (z.B. 15.8.2001 und 22.5.2002, Abb. 4.5) oder gar kein Effekt erkennbar ist (22.11.2001, Abb. 4.5).

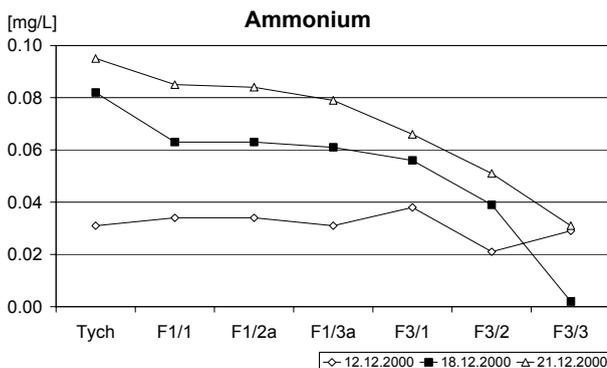


Abb. 4.4 Verlauf der Ammoniumkonzentration während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle im Dezember 2000.

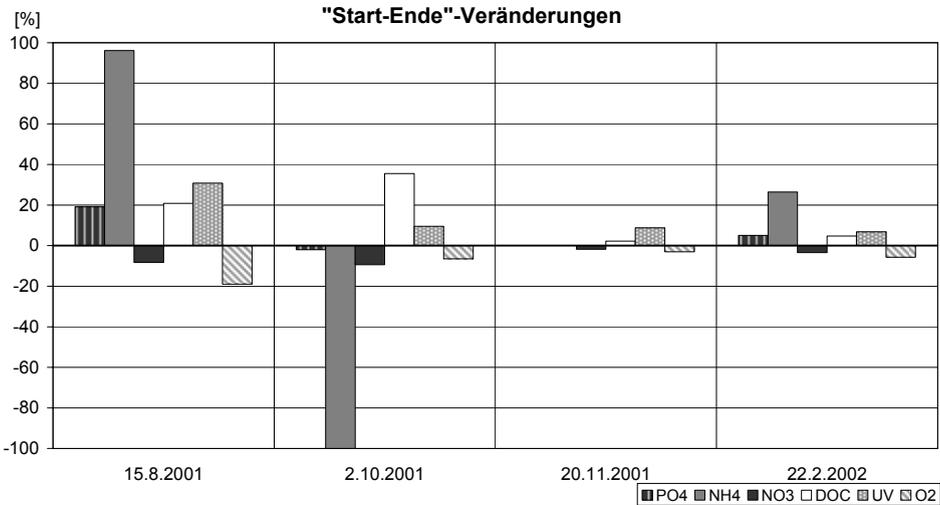


Abb. 4.5 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der  $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , DOC- und Sauerstoffkonzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle zu den „Start-Ende-Beprobungen“.  $n = 9$  (15.8. und 2.10.), resp.  $n = 10$  (20.11.)

#### 4.1.1.3 Ortho-Phosphat

Beim gelösten Phosphat sind die Reinigungseffekte undeutlich: Obwohl der Mittelwert der Abfolgebeprobungen bis zum Punkt F3/3 eine Zunahme von rund 30 % (von 0.09 auf 0.13 mg/L) belegt, kann auch das Gegenteil, nämlich eine Reduktion, v.a. bei verlängerter Fließstrecke (F3/4), beobachtet werden (Abb. 4.7). Häufig gleichen sich die Schwankungen über die Fließstrecke wieder aus und es kann dann kein Effekt gemessen werden. Die Konzentrationen sind grundsätzlich sehr niedrig und liegen nahe der Nachweisgrenze.

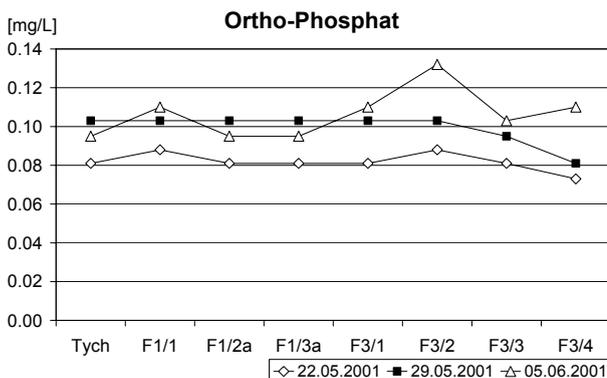


Abb. 4.6 Verlauf der Ortho-Phosphatkonzentrationen während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle direkt nach Bewässerungsbeginn (22.5.), nach einer Woche (29.5.) und nach zwei Wochen (5.6.) Wasserbeschickung.

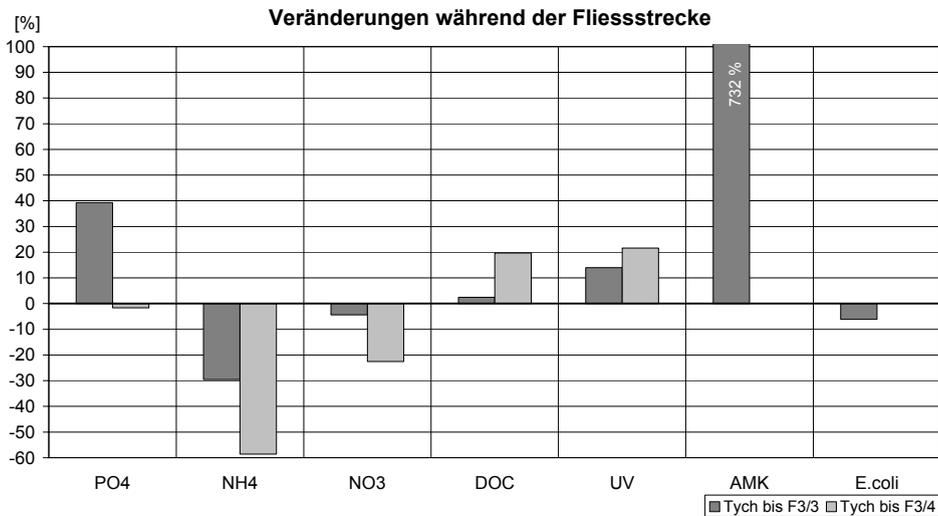


Abb. 4.7 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen der arithmetischen Mittel) der  $PO_4^{3-}$ -,  $NH_4^+$ -,  $NO_3^-$ -, DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion und der aeroben mesophilen Keime und *E.coli*-Keime während der Passage durch den Pflanzenfilter der Wasserstelle bis zum Ende des Fliessweges (Abfolgebeprobungen). Tych: n = 23, F3/3: n = 10, F3/4: n = 7.

#### 4.1.1.4 Bakteriologische Verhältnisse

Die Anzahl aerober mesophiler Keime (AMK) ist in der Wasserstelle gegenüber dem Mühleiteich signifikant erhöht ( $t_9 = -2.26$ ,  $p < 0.05$ ): Während den Abfolgebeprobungen nimmt die Keimzahl von rund 3'600 (im Tych) auf 30'300 KBE/mL (am Ende) um >700 % zu (Abb. 4.7). Während den „Start-Ende-Beprobungen“ steigt die Keimzahl nicht mehr so stark, ist mit einer Zunahme von rund 20-90 % gleichwohl eindrucklich. Bezüglich des als Indikator für eine Verschmutzung dienenden Fäkalbakteriums *E.coli* lässt sich nach Durchlauf durch die Wasserstelle eine (nicht signifikante) Tendenz in Richtung Verminderung erkennen: Während im Mühleiteich noch Werte zwischen 500-1400 KBE pro 100 mL typisch sind, liegen nach Durchlauf der Wasserstelle die Werte meist um 25-30 % niedriger (350-1000 KBE/100mL) (Abb. 4.7., 4.8 und 4.9 sowie Tab. 4.1).

Tab. 4.1 *E.coli* und aerobe mesophile Keime (AMK) im Mühleiteich und in einem Tümpel am Ende der Fliessstrecke in der Wasserstelle (während einer gründlichen Tümpeluntersuchungsphase in der zweiten Hälfte des Monats Mai 2002).

Keime	Mühleiteich	Tümpel	Einheit	Ab-/Zunahme (-/+)
AMK	10'360	29'374	KBE/mL	+183.5 %
<i>E.coli</i>	1'156	400	KBE/100mL	-65.2 %
	n = 8	n = 6 bzw. 5 für AMK		

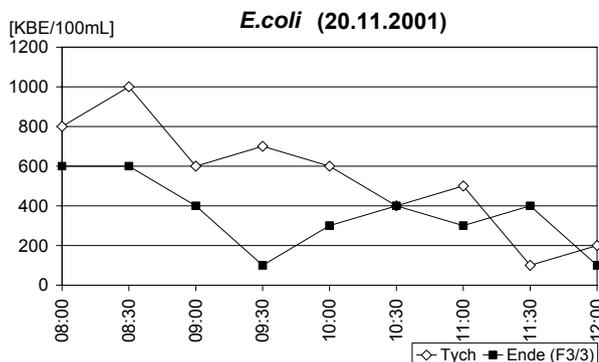


Abb. 4.8 Keimzahlen von *E.coli* im Mühleiteich und nach Durchfluss durch die Wasserstelle (= Ende),  $n = 9$ . Bei bakteriologischen Größen sind die Schwankungen im Mühleiteich z.T. innerhalb weniger Stunden grösser als zwischen Mühleiteich und Wasserstelle. Dennoch zeigt der Trend ( $t_8 = 2.55$ ,  $p = 0.055$ ) in Richtung Elimination der Koli-Bakterien.

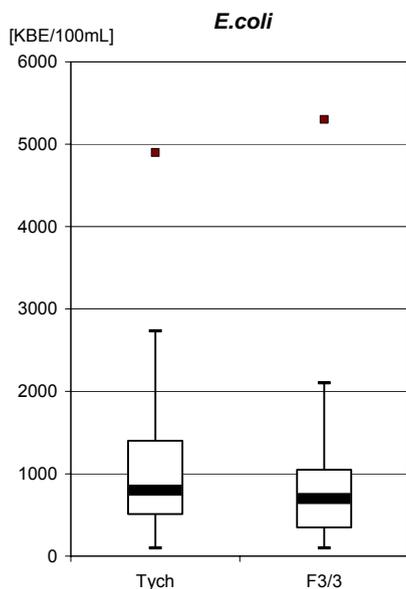


Abb. 4.9 Anzahl *E.coli*-Kolonien im Mühleiteich (Tych) und nach Durchfluss durch die Wasserstelle (F3/3) (August 2000 – Juli 2001). Die Boxen markieren die 25 %- und 75 %-Perzentile, der schwarze Balken den Median. Die Enden der Linien kennzeichnen die Minima und Maxima. Punkte bezeichnen Ausreisser, die mehr als 1.5 Boxlängen vom jeweiligen Rand der Boxen entfernt liegen. Innerhalb der Box liegen daher 50 % der Werte, folglich ist die Keimzahl in der Wasserstelle deutlich niedriger als im Mühleiteich. Tych:  $n = 24$ , F3/3:  $n = 10$ .

#### 4.1.1.5 DOC und SAK 254

Die UV-Extinktion (SAK 254) sowie die DOC-Konzentration zeigt nach Durchlauf der Wasserstelle deutlich höhere Werte als im Mühleiteich (vgl. Abb. 4.5 und 4.7). Während den Abfolge-Beprobungen steigen die DOC-Werte (im Mittel) nur um 2.4 % von 1.23 auf 1.26 mg/L (Abb. 4.7), die „Start-Ende-Beprobungen“ belegen teils höhere Zunahmen (Abb. 4.5). Die Zunahme der UV-Extinktion ist etwas ausgeprägter: Mit 4.6 1/m ist sie bei Punkt F3/3 im Mittel signifikant um 14.0 % gegenüber dem Mühleiteich (4.04 1/m) erhöht ( $t_9 = -3.21$ ,  $p = 0.011$ ) (Abb. 4.7).

#### 4.1.1.6 *Übrige Parameter*

Die pH-Werte sowie die spezifischen elektrischen Leitfähigkeitswerte unterliegen in der Wasserstelle kaum Schwankungen gegenüber dem Mühleiteich, resp. heben sich gelegentliche leichte Zu- und Abnahmen wieder auf. Die Trübung sinkt visuell während der Passage in der Wasserstelle deutlich. Durch Messungen bestätigt wurde dies lediglich während des „Trübungswelle-Experimentes“ (vgl. Kap. 4.4). Die Calcium-Konzentration nimmt während der Passage im Mittel um 13.9 % von 12.36 auf 14.10 mg/L zu, beim Magnesium sinkt die Konzentration in einer ähnlichen Dimension (um 11.5 %) von 2.09 auf 1.85 mg/L.

#### 4.1.2 Brüglingen: Reinigungsleistung des Pflanzenklärgbietes

Gemäss Abb. 4.10 wird das Gewässersystem in der Brüglinger Ebene als ein aus zwei Stufen (Pflanzenklärgbiet und Quellsee) bestehendes Reinigungssystem aufgefasst. Einerseits werden In- und Output des gesamten Systems (System als Black box) untersucht, andererseits können aufgrund des Beprobungskonzeptes auch beide Reinigungsstufen (Pflanzenklärgbiet und Quellsee) einzeln betrachtet werden (System als Grey box). In diesem Sinne erfolgt in diesem Kapitel zuerst die Sicht auf das kleinräumige Pflanzenklärgbiet, bevor das Gesamtsystem vorgestellt wird. Es werden die Resultate aus dem Überstau dargestellt, während in Kap. 4.2 die Prozesse im Substrat des Pflanzenklärgbietes miteinbezogen werden. Da einzelne Parameter jahreszeitliche Effekte zeigen, wurde der Datensatz der monatlichen Beprobungssequenzen – wo es sinnvoll erschien – in einen Winter- und einen Sommerdatensatz aufgetrennt. Da in den mittleren Breiten die Vegetationsperiode deutlich länger als ein halbes Jahr dauert, wurden für den „Sommer“ die Monate April bis Oktober (also sieben Monate) und für den „Winter“ die restlichen Monate (November bis März) zusammengefasst.

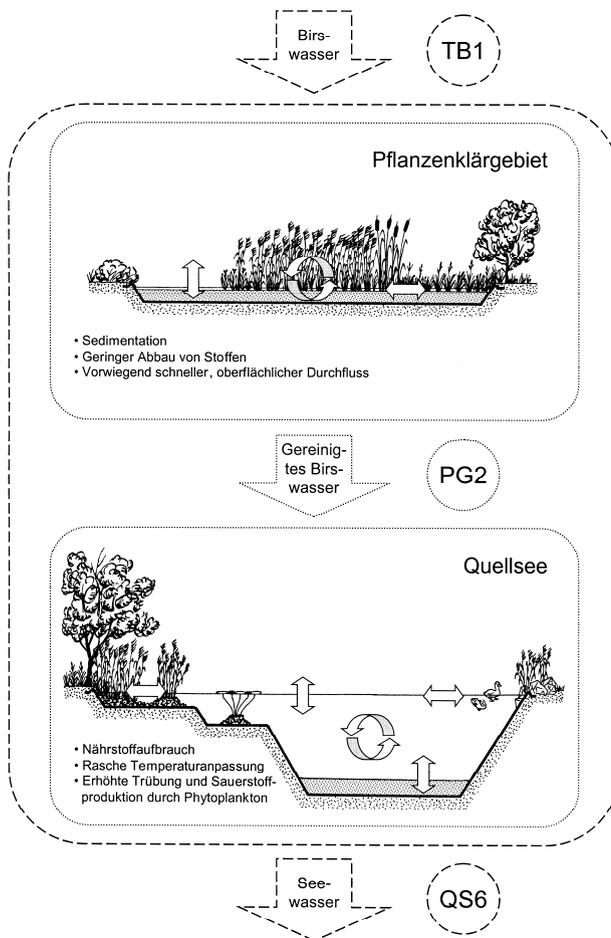


Abb. 4.10 Das Gewässersystem in der Brüglinger Ebene kann vereinfacht als Black box (Input: Birswasser, Output: Seewasser) oder als Grey box mit den beiden Stufen Pflanzenklärgelände (Input: Birswasser, Output: gereinigtes Birswasser) und Quellsee (Input: gereinigtes Birswasser, Output: Seewasser) betrachtet werden. (Messpunkte: TB1 = Einlauf ins Pflanzenklärgelände, PG2 = Einlauf in Quellsee, QS6 = Auslauf aus Quellsee). (Aus GEISS-BÜHLER et al. 2005, 141)

#### 4.1.2.1 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt im Überstau des Pflanzenklärgeländes nimmt während der Passage deutlich um 0.5-1.5 mg/L (ca. 5-15 %,  $t_{29} = 12.86$ ,  $p < 0.001$ ) ab (dabei liegen die Wassertemperaturen wegen des morgendlichen Messtermins meist unter denen des Teichbächleins). Im Sommer ist die Reduktion mit 13.6 % von 9.6 mg/L auf 8.3 mg/L deutlich höher als im Winter (12.0 mg/L auf 11.1 mg/L). Die Sauerstoffsättigung reduziert sich während der Passage in ähnlichen Dimensionen, liegt mit rund 85 % am Ende der Flussstrecke noch gut im aeroben Bereich (vgl. Abb. 4.16).

#### 4.1.2.2 Nitrat und Ammonium

Während der oberflächlichen Passage durch den Pflanzenfilter findet – sowohl bei den monatlichen Schöpfproben als auch bei den „Start-Ende-Beprobungen“ ersichtlich – eine

geringfügige, jedoch signifikante Reduktion bei den Stickstoffverbindungen (Nitrat:  $t_{29} = 3.66$ ,  $p = 0.001$  und Ammonium:  $t_{29} = 5.53$ ,  $p < 0.001$ ) statt (Abb. 4.11; vgl. auch Abb. 4.12). Die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration reduziert sich meist in der Größenordnung von 0.06 mg/L (30-40 %), kann aber – v.a. bei den jahreszeitlich bedingt höheren Grundlasten – um bis zu 0.31 mg/L zurückgehen (am 18.2.2004 sank die Konzentration von 0.49 auf 0.18 mg/L, was einer Reduktion von rund 63 % entspricht). Beim Nitrat findet die Reduktion nicht so deutlich statt, sie ist mit durchschnittlich 0.9 mg/L (Abnahme von 5 % bei einer mittleren Belastung von etwa 18 mg/L  $\text{NO}_3^-$ ) gut erkennbar und signifikant nachweisbar.

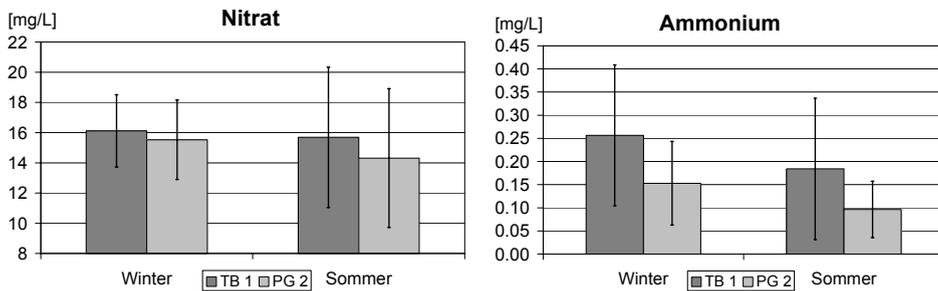


Abb. 4.11 Veränderung der  $\text{NO}_3^-$ - und  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration (arithmetische Mittel mit Standardabweichung) nach saisonaler Verteilung während der Passage durch den Pflanzenfilter.

#### 4.1.2.3 Ortho-Phosphat

Undeutlich – und folglich nicht signifikant ( $t_{29} = -1.85$ ,  $p = 0.07$ ) – sind die Reinigungseffekte beim gelösten Phosphat: Manchmal zeigt sich eine Abnahme um 5-20 %, es kann aber auch kein Effekt oder gelegentlich sogar eine Zunahme während der Passage gemessen werden (vgl. Abb. 4.12). Eine Zunahme der Ortho-Phosphatkonzentrationen ist eher in den Sommermonaten festzustellen, wenn die Grundfracht des Zubringers (Teichbächlein) auch etwas höher ist. Mit einer Konzentration von im Mittel 0.10 mg/L im Teichbächlein liegt das Ortho-Phosphat eher unproblematisch vor.

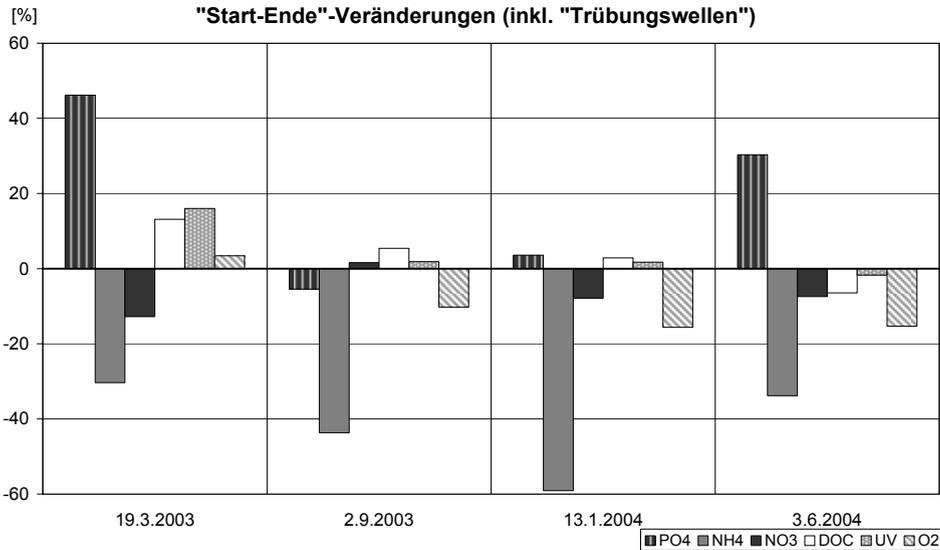


Abb. 4.12 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der  $PO_4^{3-}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , DOC- und Sauerstoffkonzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch das Pflanzenklärgebiet während den „Start-Ende-Beprobungen“ (19.3.  $n = 7$ , 2.9.  $n = 12$ ) sowie den „Trübungswellen“ (13.1. [ $n = 10$ ] und 3.6.2004 [ $n = 8$ ]).

#### 4.1.2.4 Bakteriologische Verhältnisse

Bezüglich des Effektes der Pflanzenfilteranlage auf Fäkalbakterien (*E.coli*) lässt sich bei Betrachtung aller gewonnener Daten eine klare Tendenz in Richtung Verminderung erkennen (Abb. 4.13): Während im Teichbächlein der Mittelwert bei 1855 Keimen pro 100 mL liegt, ist nach der Passage des Pflanzenfilters der Mittelwert um 15.7 % niedriger (1564 KBE/100mL). Die Reduktion ist allerdings wegen der breiten Streuung nicht signifikant ( $t_{19} = 0.26$ ,  $p = 0.8$ ).

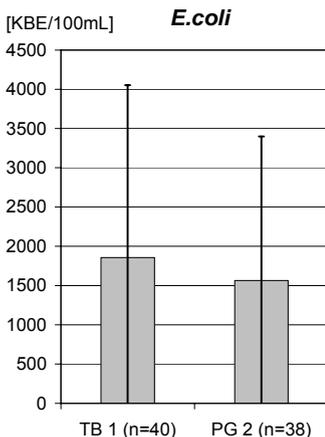


Abb. 4.13 Die Zusammenfassung aller Daten (monatliche Schöpfproben ab Dez. 2003 bis Aug. 2005 und Proben der „Trübungswellen“) bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine deutliche Keimabnahme mit der Fliessstrecke durch das Pflanzenklärgebiet. Noch ausgeprägter findet die Reduktion im Quellsee statt (und wird in Kap. 4.1.3 besprochen).

Werden nur die Proben aus dem monatlichen Turnus analysiert, ist die Abnahme immer noch erkennbar; bei einer Auftrennung in Sommer- und Winterwerte verändert sich das Bild jedoch auffallend (Abb. 4.14): In den warmen Monaten steigt die Keimzahl im PG an, während die kalte Jahreszeit eine markante Elimination der Keime mit sich bringt. Im Winter sinkt die Zahl der *E.coli*-Keime (im Mittel) um 57.3 % von 874 auf 373 KBE/100mL, während sie im Sommer um 30.0 % von 1000 auf 1300 KBE/100mL ansteigt.

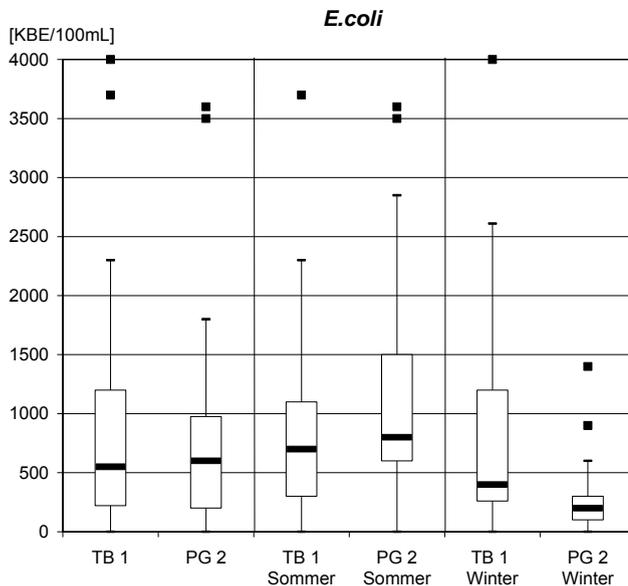


Abb. 4.14 Anzahl *E.coli*-Kolonien im Teichbächlein (TB 1) und nach dem Durchfluss durch das Pflanzenklärgebiet (PG 2) (Dez. 2003 – Aug. 2005),  $n = 20$ . Eine Aufteilung in Sommer ( $n = 11$ ) und Winter ( $n = 9$ ) zeigt sehr schön die jahreszeitlichen Unterschiede.

Die Zahl der totalen koliformen Keime nimmt im PG immer ab, wobei auch hier im Winter grössere Effekte gemessen werden: Nach der Passage finden sich noch 1675 KBE/100mL, was einer Reduktion von 21.2 % entspricht. Im Sommer ist die Verminderung mit rund 4 % (4908 auf 4700 KBE/100mL) wesentlich niedriger.

#### 4.1.2.5 DOC und SAK 254

Die DOC-Konzentration verändert sich saisonabhängig unterschiedlich: Während zu Beginn der Untersuchungsperiode (Januar bis Juli 2003) häufig ein Rückgang der DOC-Konzentration im Bereich von 0.1-0.4 mg/L (5-15 %) gemessen wurden, stiegen die Werte beim Durchlauf durch die Anlage ab Ende August in der gleichen Grössenordnung an. Während den „Start-Ende-Beprobungen“ (v.a. bei trübem Wasser; vgl. Abb. 4.12) wechselten die Effekte innerhalb kurzer Zeit (1/2- bis 1-Stunden Intervall) von Zunach Abnahme und umgekehrt, so dass auf grössere Schwankungen dieses Parameters bereits im Ausgangswasser geschlossen werden kann. Mit der Länge der Untersuchungsperiode haben sich die saisonalen Effekte nicht wiederholt, die Schwankungen waren von Monat zu Monat einfach zu gross um ein typisches Verhalten ablesen zu kön-

nen. Grundsätzlich steigt der DOC minimal an ( $<2\%$ ), auch hier im Winter etwas geringer als im Sommer. Der SAK 254-Wert (entspricht der Extinktion des UV-Lichtes durch Doppelbindungen organischer Verbindungen) nimmt bei der Passage von durchschnittlich 5.1 auf 5.5 Einheiten zu (Zunahme um  $7.0\%$ , vgl. Abb. 4.12), wobei der Sommer etwas stärker ins Gewicht fällt.

#### 4.1.2.6 Trübung

Ein signifikanter Reinigungseffekt zeigt sich bei der Trübung: Selbst bei sehr klarem Birswasser (um 2 FNU) findet eine Reduktion um ca.  $50\%$  statt ( $t_{26} = 3.65$ ,  $p = 0.001$ ). Im Mittel wird die Trübung im Sommer um  $47.7\%$ , im Winter um  $44.6\%$  vermindert. Der beste Reinigungseffekt ist bei einer hohen Grundlast an Trübstoffen im Birswasser erkennbar. Besonders offensichtlich ist die Schwebstoffentfernung beim „Experiment Trübungswelle“ abgelaufen: Am 13.1.2004 um 9:20 h wurde Birswasser mit rund 140 FNU auf ca. 20 FNU, nach einigen Stunden solches von rund 80 FNU auf ca. 10 FNU gesäubert (Abb. 4.15). Am 3.6.2004 sieht die Situation ähnlich aus: Birswasser mit einer Trübung um die 150 FNU wird auf rund 40 FNU nach dem Pflanzenfilter geklärt (vgl. Abb. 4.55).

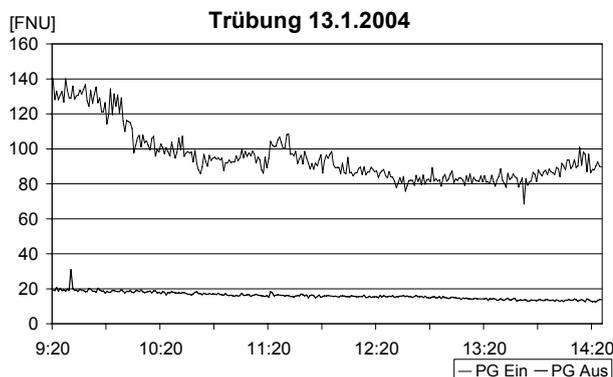


Abb. 4.15 Während des Experimentes „Trübungswelle“ wurde vor (PG Ein) und nach (PG Aus) der Passage durch das Pflanzenklärgebiet die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. Der Reinigungseffekt bezüglich der mitgeführten Schwebstofffracht ist offensichtlich.

#### 4.1.2.7 Zusammenfassung der wichtigsten Parameter

Tab. 4.2 gibt eine zusammenfassende Übersicht der Veränderungen der wichtigsten Parameter während der oberflächlichen Passage. Daraus ist ersichtlich, dass sich die meisten Parameter unabhängig von der Beprobungsart verhalten. Einige wenige Parameter fallen dabei, wie in den vorhergehenden Kapiteln erläutert, etwas aus dem Rahmen.

Tab. 4.2 Zusammenfassung der wichtigsten Untersuchungsparameter bezüglich ihrer Veränderung während der Passage im Pflanzenklärgelbiet. Pfeile nach unten deuten auf eine signifikante Abnahme, Pfeile nach oben auf eine signifikante Zunahme hin. Bei horizontalen Pfeilen sind keine signifikanten Veränderungen eingetreten.

		E. coli	Tot. Kolif.	Trüb.	DOC	UV	O <sub>2</sub> %	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>3</sub>
<b>Nur Pflanzenklärgelbiet (TB 1-PG 2)</b>	Start-Ende-Beprobung vom 19.3.03	k.A.	k.A.	k.A.	↔	↑	↔	↓	↓	↑
	Start-Ende-Beprobung vom 2.9.03	k.A.	k.A.	↓	↑	↑	↓	↔	↓	↔
	Trübungswelle vom 13.1.04	↔	↔	↓	↔	↔	↓	↓	↓	↔
	Trübungswelle vom 3.6.04	↓	↓	↓	↔	↓	↓	↓	↓	↑
	Jahresmittel (Schöpfproben) 2003	k.A.	k.A.	↓	↔	↑	↓	↓	↓	↔
	Jahresmittel (Schöpfproben) 2004	↔	↔	↓	↔	↑	↓	↓	↓	↔
TB 1 = Einlauf ins Pflanzenklärgelbiet, PG 2 = Auslauf aus Pflanzenklärgelbiet, k.A. = keine Angabe										

### 4.1.3 Brüglingen: Reinigungsleistung des Gesamtsystems

Gemäss den Ausführungen in Kap. 4.1.2 werden hier In- und Output des gesamten Systems (System als Black box), also des PG und des QS, besprochen (vgl. Abb. 4.10).

#### 4.1.3.1 Sauerstoff

Die Sauerstoffsättigung des Teichbächleins zeigt einen recht ausgeglichenen Verlauf und liegt durchwegs im optimalen, gesättigten Bereich (Mittelwert von 96.9 %, entspricht 10.5 mg/L). Das Minimum wurde am 23. Juli 2003 mit 8.1 mg/L (94.0 % bei 21.3 °C Wassertemperatur) gemessen (Abb. 4.16, Tab. 4.3).

Während der Passage durch das Pflanzenklärgelbiet nimmt die Sauerstoffsättigung im Mittel um 12.5 % auf 84.8 % ab (tiefster bisher gemessener Wert: 6.4 mg/L [73.3 % bei 21.1 °C] am 23. Juli 2003), dabei kühlt auch die Wassertemperatur um etwas mehr als ein Kelvin ab (vgl. Kap. 4.1.2.1).

Am auffälligsten sind die Sauerstoffschwankungen im daran anschliessenden Quellsee: Dieser weist von März bis November sowohl tagsüber wie auch nachts eine Sauerstoffübersättigung auf. Die täglichen Schwankungen betragen dabei im Sommer 60 bis 80 %, während des restlichen Jahres rund 10 %. So 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 242 % (18.9 mg/L

bei 26.1 °C)! Auch im gemässigten Sommer 2004 konnten ähnlich hohe Werte gemessen werden. Den bisher höchsten Wert wurde mit 285 % (23.0 mg/L bei 26.3 °C) am Abend des 30. Juli 2004 erreicht, während im Winter der Sauerstoffgehalt bis auf 9.5 mg/L (75 % bei 4.2 °C) zurückgeht (GEISSBÜHLER et al. 2005, 144; vgl. auch STUCKI 2007).

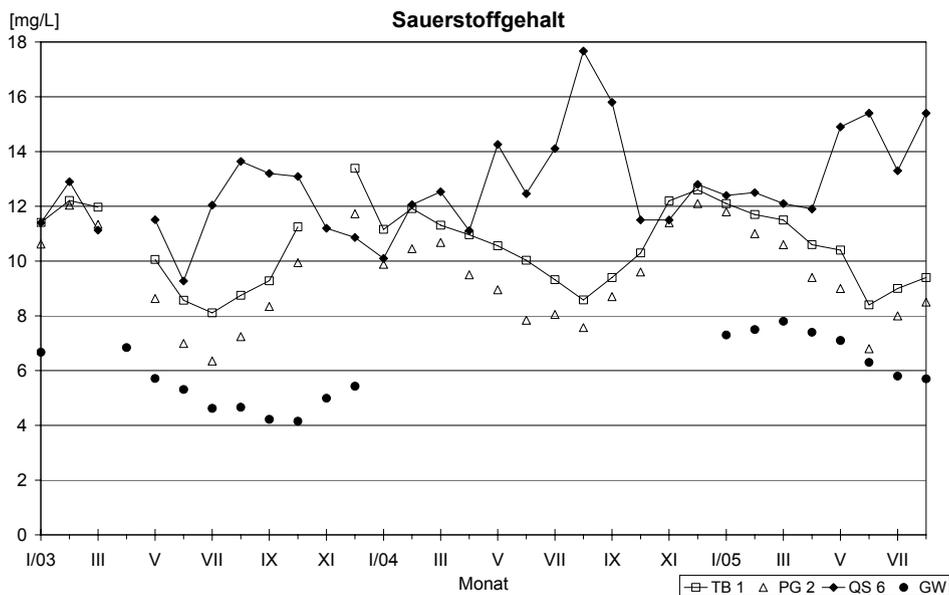


Abb. 4.16 Übersicht Sauerstoffgehalte vom Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW, in den Jahren 2003 und 2005).

Tab. 4.3 Übersicht über die Veränderungen der Sauerstoffsättigung während der Passage durch das Pflanzenklärgebiet (TB 1 – PG 2) plus dem anschliessenden Quellsee (TB 1 – QS 6). Dargestellt sind die Mittelwerte a) über die Kalenderjahre ( $n = 12$ ) sowie den ganzen Untersuchungszeitraum (bis Aug. 2005,  $n = 32$ ) und b) nach saisonaler Verteilung (mit Standardabweichung). Die Signifikanzen (S.) werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

a) O <sub>2</sub> [%]	2003			2004			03-05		
	Mittel	Δ [%]	S.	Mittel	Δ [%]	S.	Mittel	Δ [%]	S.
TB 1	97.4			97.5			96.9		
- PG 2	83.8	-14.0	+	85.7	-12.1	+	84.8	-12.5	+
- QS 6	115.4	18.5	-	128.3	31.7	+	125.5	29.6	+

b) O <sub>2</sub> [%]	Sommer				Winter			
	Mittel	Δ [%]	St.abw.	S.	Mittel	Δ [%]	St.abw.	S.
TB 1	96.1		2.6		98.0		3.5	
- PG 2	82.1	-14.6	4.7	+	88.8	-9.4	4.2	+
- QS 6	147.2	53.2	31.9	+	95.5	-2.6	7.3	-

### 4.1.3.2 Nitrat und Ammonium

Die höchsten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen (Abb. 4.17 und 4.18) im untersuchten Gewässersystem finden sich im Teichbächlein. Im Mittel bringt das Teichbächlein eine Nitratkonzentration von knapp 16 mg/L ins System; die mittlere Belastung mit Ammonium liegt bei 0.21 mg/L.

Während der oberflächlichen Passage durch das Pflanzenklärgebiet findet eine erste Reduktion bei den untersuchten Stickstoffverbindungen statt (hellgraue Balkenabschnitte in Abb. 4.17 und 4.18) (vgl. Kap. 4.1.2.2).

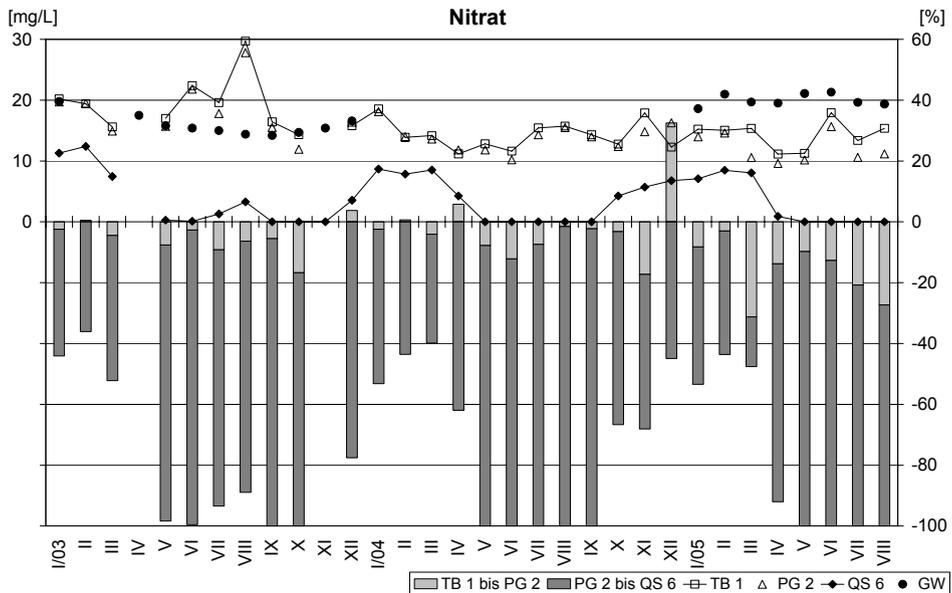


Abb. 4.17 Obere Grafikhälfte: Nitratkonzentration von Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW). Untere Grafikhälfte: Prozentuale Zu- oder Abnahme der Nitratkonzentration im Jahresverlauf in den beiden Kompartimenten. Einer meist nicht spektakulären Reduktion im Pflanzenklärgebiet folgt im Quellsee – v.a. in der warmen Jahreszeit – eine beinahe vollständige Elimination.

Intensivere Prozesse laufen hingegen im Quellsee ab: Im Sommer ist in der Regel weder Nitrat noch Ammonium darin vorhanden. Von Mai bis November 2003 wurde beinahe der gesamte mineralische Stickstoff metabolisiert, im Sommer 2004 und 2005 (von Mai bis August/September) konnte gar kein Nitrat und fast kein Ammonium mehr gemessen werden. Die mittlere Reduktion von Nitrat beim Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) liegt bei 77.6 % (entspricht 12.3 mg/L) und ist signifikant ( $t_{29} = 13.04, p < 0.001$ ). Beim Ammonium vermindert sich die (nicht signifikante) mittlere Reduktion auf „nur“ 25.9 %, da

jeweils in den Wintermonaten (Januar bis März) die  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration im See (0.30-0.60 mg/L) deutlich über der des zugeführten Wassers liegt (0.10-0.50 mg/L). Während der Winterzeit erhöht sich die Nitratkonzentration im Quellsee ebenfalls, doch diese ist gegenüber dem zugeführten Birswasser auch in dieser relativ unproduktiven Zeit um 30 bis 50 % (Mittelwert: 39.1 %) geringer (Abb. 4.17 und 4.18, dunkelgraue Balkenabschnitte) (vgl. auch GEISSBÜHLER et al. 2005 und 2006).

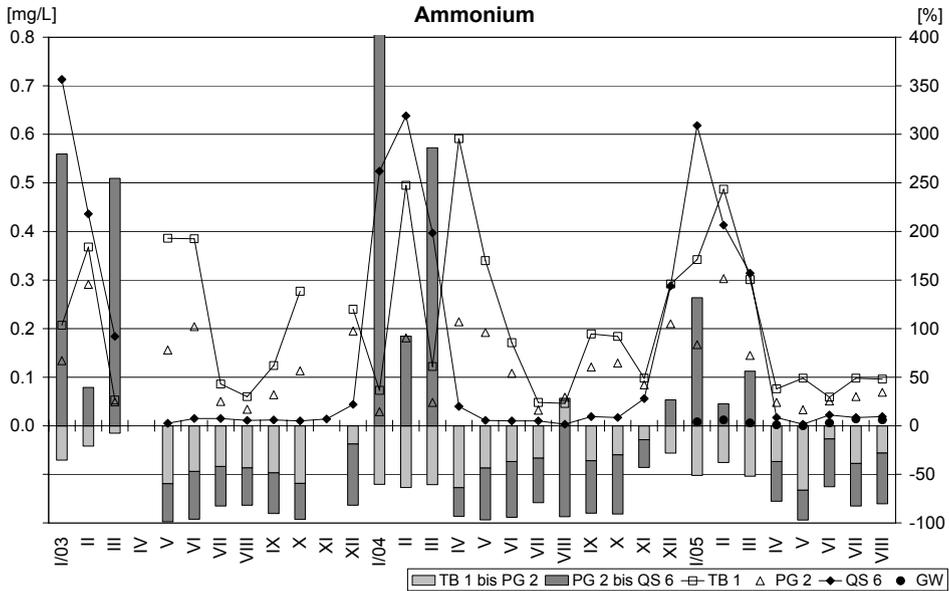


Abb. 4.18 Obere Grafikhälfte: Übersicht Ammoniumkonzentration von Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW). Untere Grafikhälfte: Prozentuale Zu- oder Abnahme der Ammoniumkonzentration im Jahresverlauf in den beiden Kompartimenten. In den Sommermonaten wird das Ammonium beinahe vollständig eliminiert. Während den kalten Monaten, von Januar bis März, übersteigt die Ammoniumkonzentration beim Auslauf aus dem See hingegen den Input aus dem Birswasser. (Aus Darstellungsgründen wurde der Balken von 1/04 beschnitten, sein effektiver Wert beträgt +678.1 %).

#### 4.1.3.3 Ortho-Phosphat

Die Ortho-Phosphatkonzentration (Abb. 4.19) im Teichbächlein zeigt starke Schwankungen mit Spitzen in den Sommermonaten und liegt zwischen 0.02 und 0.19 mg/L (Mittelwerte: Sommer 0.11 mg/L, Winter 0.08 mg/L). Undeutlich sind die Reinigungseffekte beim gelösten Phosphat während der Passage im Pflanzenklärgebiet: Im Mittel aller Messungen bleibt bei der Passage des Pflanzenklärgebietes keine Reduktion feststellbar. Wie bei den N-Verbindungen wird das Ortho-Phosphat im Quellsee jedoch effi-

zient entfernt: Im Mittel geht die Konzentration gegenüber dem Teichbächlein um 74.8 % zurück ( $t_{29} = 10.53, p < 0.001$ ), relativ unabhängig von der Jahreszeit (Abb. 4.19) (vgl. auch GEISSBÜHLER et al. 2005 und 2006).

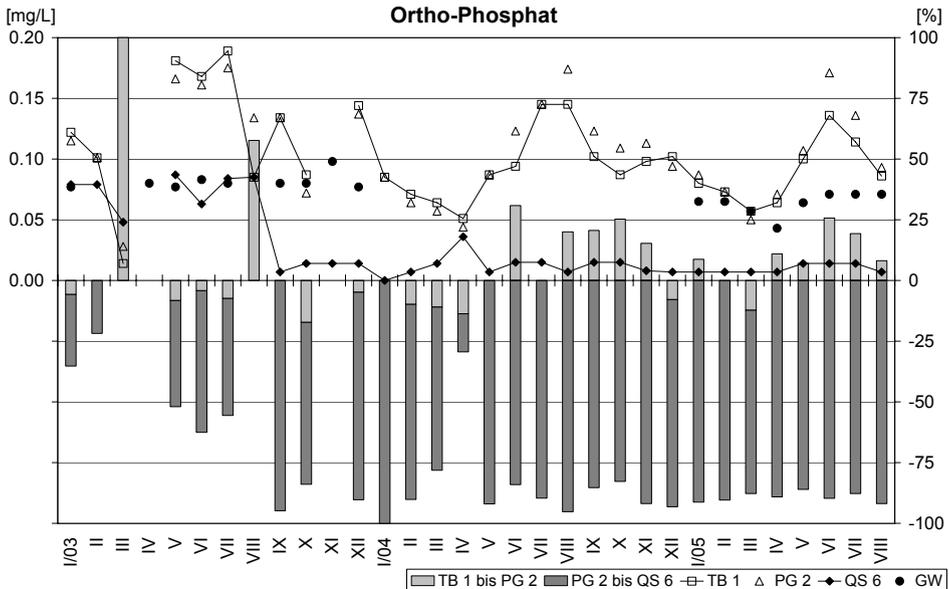


Abb. 4.19 Obere Grafikhälfte: Übersicht Ortho-Phosphatkonzentration von Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW). Untere Grafikhälfte: Prozentuale Zu- oder Abnahme der Ortho-Phosphatkonzentration im Jahresverlauf in den beiden Kompartimenten. In den Sommermonaten findet im Pflanzenklärgebiet nur selten eine Reduktion statt (hellgraue Balkenabschnitte), während beim QS 6 die Abbaurate ganzjährig meist >80 % beträgt (dunkelgraue Balkenabschnitte). (Aus Darstellungsgründen wurde der Balken von III/03 beschnitten, sein effektiver Wert beträgt +242.8 %).

#### 4.1.3.4 Bakteriologische Verhältnisse

Die in Kap. 4.1.2.4 konstatierte Tendenz in Richtung Verminderung von Fäkalbakterien (*E.coli* und totaler koliformen Keimen [TKK]) im Pflanzenfilter wird bei Einbezug des Quellsees offensichtlich. Während im Teichbächlein der Mittelwert bei 1'855 Keimen pro 100 mL liegt, ist nach der Passage des Pflanzenfilters der Mittelwert um nur 15.7 % niedriger (1'564 KBE/100mL). Eindrücklich ist die Situation nach der Seepassage: Im Mittel ist die *E.coli*-Keimzahl beim Seeaustritt um 92.7 % (!) auf 135 KBE zurückgegangen ( $t_{20} = 3.08, p = 0.006$ ) (vgl. Abb. 4.20). Für die TKK sieht das Bild ähnlich aus: Im Pflanzenklärgebiet findet gegenüber dem Teichbächlein eine Reduktion um 5.5 % statt, im See sogar um > 80 % (5'315 KBE/100mL beim Einlauf gegenüber

647 KBE/100mL) ( $t_{20} = 3.63$ ,  $p = 0.002$ ). Auch hier sind saisonale Effekte erkennbar (Abb. 4.21).

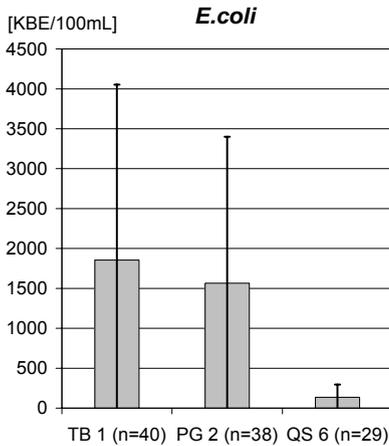


Abb. 4.20 Die Zusammenfassung aller Daten (monatliche Schöpfproben ab Dezember 2003 bis August 2005 und Proben der „Trübungswellen“) bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine eindeutige Keimabnahme mit der Flie遝sstrecke durch das Pflanzenklärgebiet, die Reduktion im Quellsee ist jedoch viel ausgeprägter. Gegenüber dem eingeleiteten Birswasser ist die Anzahl E.coli-Keime beim Seeaustritt um 92.7 % reduziert.

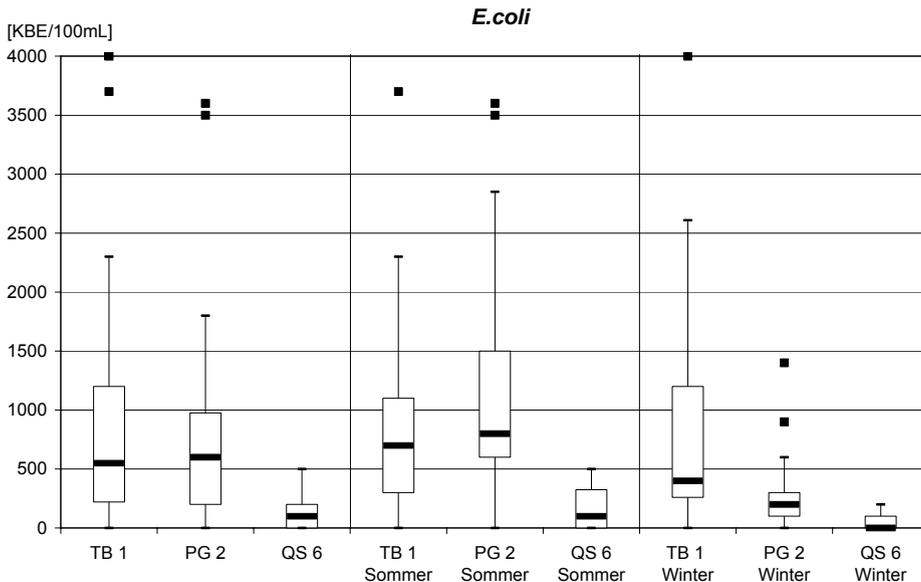


Abb. 4.21 Anzahl E.coli-Kolonien im Teichbächlein (TB 1) und nach Durchfluss durch das Pflanzenklärgebiet (PG 2) und nach der Seepassage (QS 6) (Dezember 2003 – August 2005, monatliche Schöpfproben), sowie der Aufteilung in Sommer und Winter. Die Boxen markieren die 25 %- und 75 %-Perzentile, der schwarze Balken den Median. Die Enden der Linien kennzeichnen die Minima und Maxima, Punkte Ausreisser, die mehr als 1.5 Boxlängen vom jeweiligen Rand der Boxen entfernt liegen.  $n = 20$  (Sommer  $n = 11$ , Winter  $n = 9$ ). Dabei sind v.a. im PG die saisonalen Unterschiede auffällig.

4.1.3.5 DOC und SAK 254

Während der Passage durch das Pflanzenklärgelände steigt der DOC minimal an (<2 %). Der bedeutendere Anstieg ist im Quellsee auszumachen: Gegenüber dem Teichbächlein (2.11 mg/L) steigt die DOC-Konzentration im Mittel um rund 67 % beim Auslauf des Quellsees an (3.54 mg/L) ( $t_{29} = -8.25, p < 0.001$ ). Dabei ist diese Anreicherung im Winter etwas geringer als im Sommer (Tab. 4.4). Die Schwankungen sind jedoch von Monat zu Monat zu gross, um ein typisches Verhalten ablesen zu können (Abb. 4.22).

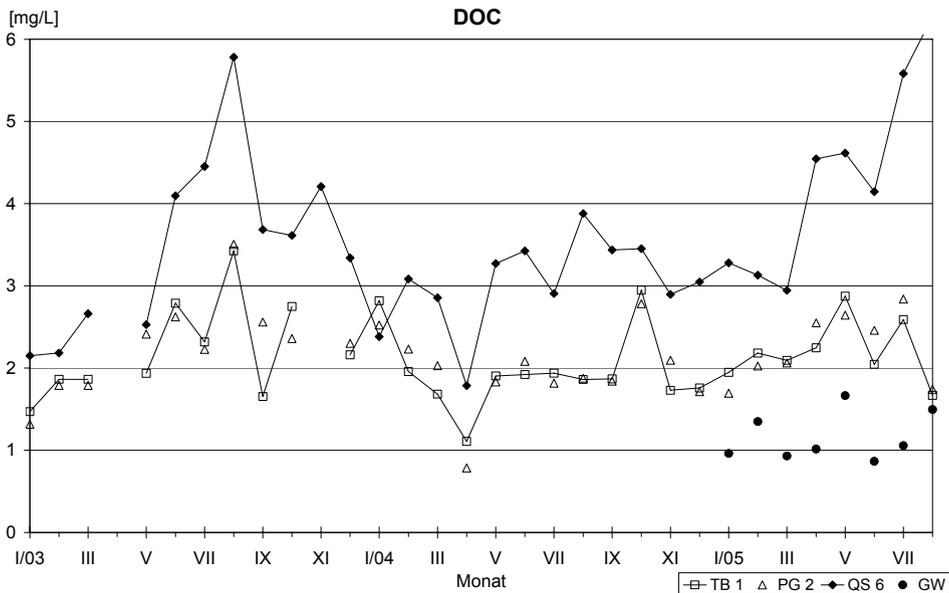


Abb. 4.22 Übersicht DOC-Konzentration vom Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgelände (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgelände (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW).

Die UV-Extinktion nimmt bei der Pflanzenfilter-Passage von durchschnittlich 5.1 auf 5.5 Einheiten zu (Zunahme um 7.0 %, im Winter etwas geringer als im Sommer; vgl. Tab. 4.4). Im Quellsee erhöht sich der spektrale Absorptionskoeffizient um rund 30 % gegenüber dem Birswasser (auf 7.2 Einheiten). Auch hier fällt der Sommer (wertemässig) etwas stärker ins Gewicht.

Tab. 4.4 Übersicht über die Veränderungen der DOC-Konzentrationen und der UV-Extinktion (bei 254 nm) während der Passage durch das Pflanzenklärgelände (TB 1 – PG 2) plus dem anschließenden Quellsee (TB 1 – QS 6). Dargestellt sind die Mittelwerte a) über die Kalenderjahre ( $n = 12$ ) sowie den ganzen Untersuchungszeitraum (bis Aug. 2005,  $n = 32$ ) und b) nach saisonaler Verteilung (mit Standardabweichung: St.abw.). Die Signifikanzen (S.) werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

a)DOC [mg/L]	2003			2004			03-05		
	Mittel	$\Delta$ [%]	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	S.
<b>TB 1</b>	2.22			1.96			2.11		
<b>- PG 2</b>	2.29	2.9	-	1.97	0.5	-	2.15	1.8	-
<b>- QS 6</b>	3.52	58.3	+	3.04	55.0	+	3.54	67.5	+

b)DOC [mg/L]	Sommer				Winter			
	Mittel	$\Delta$ [%]	St.abw.	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	St.abw.	S.
<b>TB 1</b>	2.21		0.58		1.96		0.34	
<b>- PG 2</b>	2.27	2.7	0.59	-	1.96	0.2	0.32	-
<b>- QS 6</b>	3.97	79.4	1.13	+	2.94	49.8	0.54	+

a) UV [1/m]	2003			2004			03-05		
	Mittel	$\Delta$ [%]	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	S.
<b>TB 1</b>	5.60			4.70			5.10		
<b>- PG 2</b>	5.98	6.9	+	4.97	5.7	+	5.46	6.7	+
<b>- QS 6</b>	7.21	28.8	+	6.26	33.2	+	6.62	29.7	+

b) UV [1/m]	Sommer				Winter			
	Mittel	$\Delta$ [%]	St.abw.	S.	Mittel	$\Delta$ [%]	St.abw.	S.
<b>TB 1</b>	5.46		1.48		4.56		1.21	
<b>- PG 2</b>	5.91	8.2	1.51	+	4.77	4.8	1.18	+
<b>- QS 6</b>	7.10	29.9	0.93	+	5.95	30.6	1.22	+

#### 4.1.3.6 Leitfähigkeit

Die durchschnittliche Leitfähigkeit im Teichbächlein beträgt  $475 \pm 20 \mu\text{S/cm}$  (mit einem leichten Jahresgang reziprok zum Seewasser) mit Tagesschwankungen von ebenfalls 10 bis  $20 \mu\text{S/cm}$ . Nach der Passage des Pflanzenklärgeländes sind keine Veränderungen gegenüber dem eingeleiteten Birswasser feststellbar, die Werte sind nahezu identisch. Die spezifische elektrische Leitfähigkeit (Abb. 4.23) des Seewassers zeigt eine klare Jahresperiodik. Sie liegt in den Sommermonaten um  $200 \mu\text{S/cm}$  und in den Wintermonaten bei maximal  $450 \mu\text{S/cm}$ , zudem gibt es aufgrund des sich ändernden Hydrogencarbonatgehaltes Tagesschwankungen von etwa  $15 \mu\text{S/cm}$  (Daten nicht dargestellt).

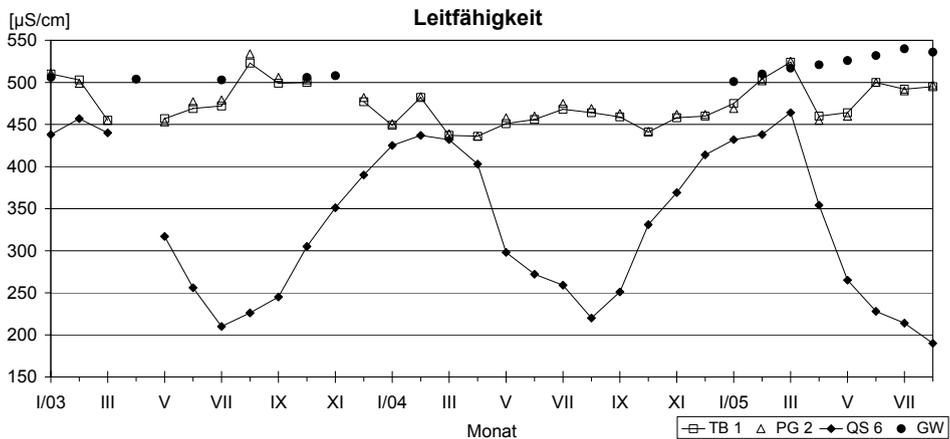


Abb. 4.23 Übersicht der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit vom Januar 2003 bis August 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB 1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG 2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) sowie vom Grundwasser (GW). Im Quellsee ist dabei ein besonders deutlicher Jahresgang ausgebildet.

#### 4.1.3.7 Trübung

Wie in Kap. 4.1.2.7 gezeigt wurde, entfernt das Pflanzenklärgebiet rund die Hälfte der Schwebstoffe des Birswassers (Halbierung der Trübung). Der Quellsee präsentiert sich dann aber nicht, wie sein Name vermuten lässt, quellklar. Trotz der Speisung mit schwebstoffreduziertem Birswasser und trübungsfreiem Grundwasser ist der Quellsee das ganze Jahr über trübe. In den Wintermonaten ist die Trübung des Quellsees mit 7.6 FNU um rund 21 % geringer als jene des Birswassers im Teichbächlein (9.8 FNU), während in den Sommermonaten die Trübung um beinahe 200 % zunimmt (19.6 FNU bei QS 6 gegenüber 7.0 FNU im TB) (vgl. Abb. 4.24). Auffallend ist der markante Unterschied zwischen den Jahren 2003 und 2004: Im ersten Jahr der Messungen war die Trübung am Ende des Quellsees rund doppelt so hoch wie im Folgejahr (24.9 gegenüber 12.2 FNU [Mittelwerte]). Weitere Ausführungen zur Trübung mit Einbezug der Secchi-Sichttiefe finden sich bei STUCKI (2007).

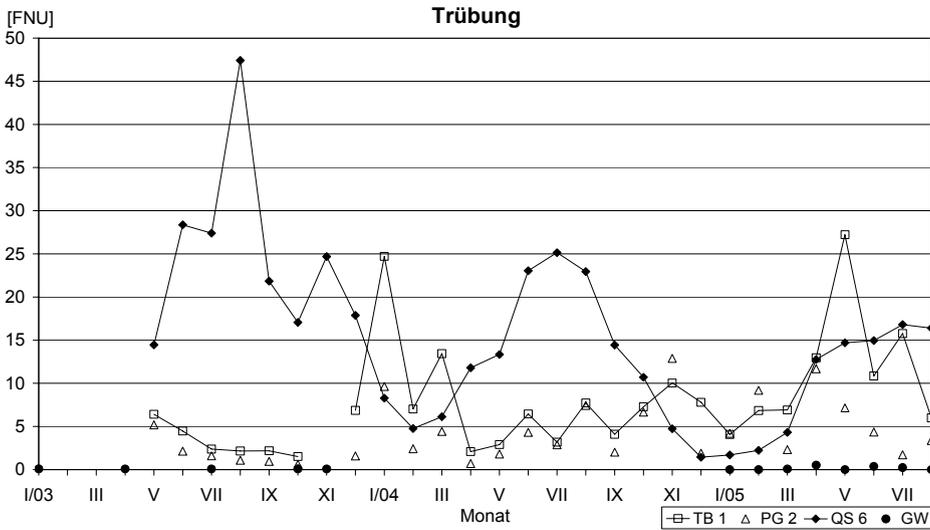


Abb. 4.24 Übersicht der Trübung vom Januar 2003 bis August 2005 (Datenpunkte wie in Abb. 4.23). Im Quellsee sind die jahreszeitlichen Effekte gut zu sehen: In den Sommermonaten finden sich die höchsten Trübungswerte (aufgrund des hohen Phytoplanktongehaltes) beim QS 6.

#### 4.1.3.8 Übrige Parameter

Der pH-Wert verändert sich sowohl während der Passage im Pflanzenklärgelände und im Quellsee nur unwesentlich. Er schwankt zwischen 7.6 und 8.5 (Mittelwerte: TB 1: 8.1, PG 2: 8.0, QS 6: 8.1); das ganze System befindet sich also immer in gut gepufferten Zustand.

Die Veränderungen der Sulfat- und Chloridkonzentrationen sind nur marginal. Das Chlorid liegt mit einer mittleren Konzentration von 11.19 mg/L im Birswasser vor, die Sulfatkonzentration beträgt dort 19.25 mg/L.

#### 4.1.4 PCA: Reinigungsleistung des Schilfgebietes Mare des Tritons

Die im Folgenden vorgestellten Resultate entstammen aus einem relativ kleinflächigen Schilfgebiet, welches mit Rheinwasser aus der Rigole gespeist wird. Beim Einlauf dieses Wassers heisst das Gebiet noch *Étang Waldau* und der Übergang in das *Mare des Tritons* (ein kleiner, fast vollständig mit Seggen und Röhrichten zugewachsener Weiher) ist fliessend. Wenn nun vom *Mare des Tritons* die Rede ist, sind immer beide Gebiete über die gesamte Fließstrecke gemeint. Als Input-Grösse wird das Rheinwasser in besagter Rigole betrachtet (CH 2), als Output-Grösse die Wasserqualität am Ende im nur noch schwach durchströmten Überflutungsbereich (SF 2). Der Punkt SF 1 befindet sich direkt bei der Einleitung und unterscheidet sich nur sehr geringfügig vom CH 2.

#### 4.1.4.1 Sauerstoff

Während der relativ kurzen Fließstrecke durch das *Mare des Tritons* nimmt die Sauerstoffkonzentration im Wasser meist um 20-50 % ab (Abb. 4.25) ( $t_{10} = 2.39$ ,  $p = 0.04$ ). Im Frühjahr (Februar bis April) ist hingegen eine Zunahme – parallel zum *Étang U* (Kap. 4.3.4.1) – feststellbar.

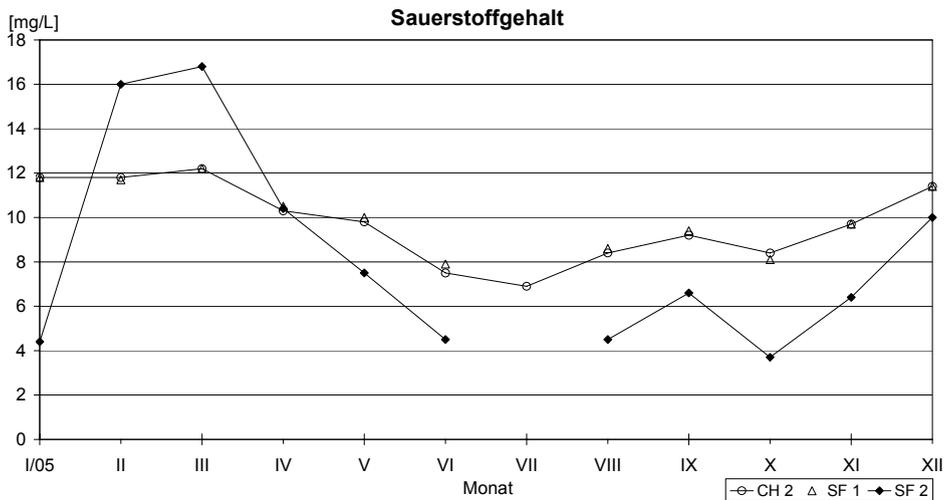


Abb. 4.25 Übersicht der Sauerstoffgehalte von Januar bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom aus dem Canal de Huningue abgezweigten Rheinwasser in der Rigole (CH 2), vom Einlauf in die Schilffläche (SF 1) und vom Ende der Fließstrecke im *Mare des Tritons* (SF 2). Die auffällige Übersättigung bei SF 2 von Februar bis April deckt sich mit den Messungen im *Étang U*.

#### 4.1.4.2 Nitrat und Ammonium

Während der Passage durch das *Mare des Tritons* findet eine signifikante Reduktion des Nitrates statt ( $t_{10} = 5.29$ ,  $p < 0.001$ ). Im Mittel sinkt die Nitratkonzentration von 6.7 mg/L auf 3.6 mg/L (entspricht -46.7 % [Median -43.6 %]), wobei die monatlichen Unterschiede – zwischen 100 % und 14.1 % schwankend – beachtlich sind; Abb. 4.26). Klare saisonale Effekte können keine ausgemacht werden.

Die Ammoniumkonzentrationen zeigen ähnliche Schwankungen wie in den „Hinteren Stellmatten“: Obwohl im Mittel mit -42.0 % (Median -39.1 %) eine deutliche Abnahme vorliegt (CH 2: 0.08, SF 2: 0.05 mg/L) ( $t_{10} = 3.09$ ,  $p = 0.01$ ), nimmt im Januar die Ammoniumkonzentration (um 28.0 %) zu. Im Juli und Oktober geschieht beinahe nichts und v.a. in den Frühlingsmonaten Februar bis Mai sind die grössten Reduktionen feststellbar.

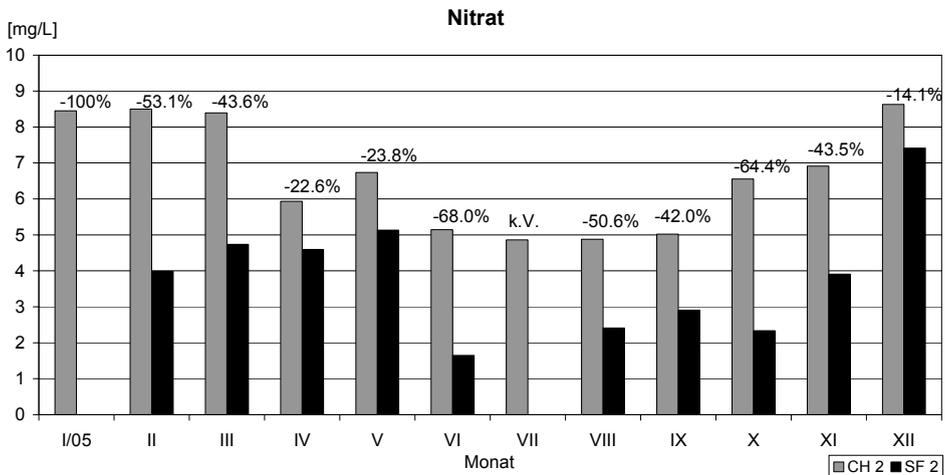


Abb. 4.26 Nitratkonzentration und deren signifikante Abnahme im Mare des Tritons im Jahresverlauf ( $t_{10} = 5.29$ ,  $p < 0.001$ ). Die Werte über den Balken zeigen die Reduktion am Ende des Fließweges (SF 2) gegenüber dem aus der Rigole (CH 2) abgezweigten Rheinwasser. k.V. = kein Vergleich möglich (fehlende Probe). Im Mittel beträgt die Reduktion 42.0 %, sie unterliegt jedoch grösseren Schwankungen.

#### 4.1.4.3 Ortho-Phosphat

Während der Passage durch das Mare des Tritons findet durchwegs eine signifikante Reduktion des Ortho-Phosphates statt ( $t_{10} = 8.09$ ,  $p < 0.001$ ). Im Mittel sinkt die Konzentration von 0.06 mg/L auf 0.03 mg/L (entspricht -53.0 %, Median -54.7 %) (Abb. 4.27).

#### 4.1.4.4 Bakteriologische Verhältnisse

Auch im Mare des Tritons findet eine klare, signifikante Verminderung von Fäkalbakterien (*E.coli* und totale koliforme Keime) statt. Während in der Rigole der Mittelwert der *E.coli* bei 675 KBE pro 100 mL liegt, ist nach der Passage des Pflanzenfilters der Mittelwert um 94.6 % niedriger (36 KBE/100mL) ( $t_{10} = 3.79$ ,  $p = 0.004$ ). Für die totale koliforme Keimzahl sieht das Bild ähnlich, aber nicht so ausgeprägt aus: Im Mare des Tritons kann gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser eine Reduktion um 58.9 % gemessen werden (708 KBE/100mL beim Einlauf gegenüber 291 KBE/100mL) ( $t_{10} = 2.90$ ,  $p = 0.02$ ) (Abb. 4.28 und 4.29).

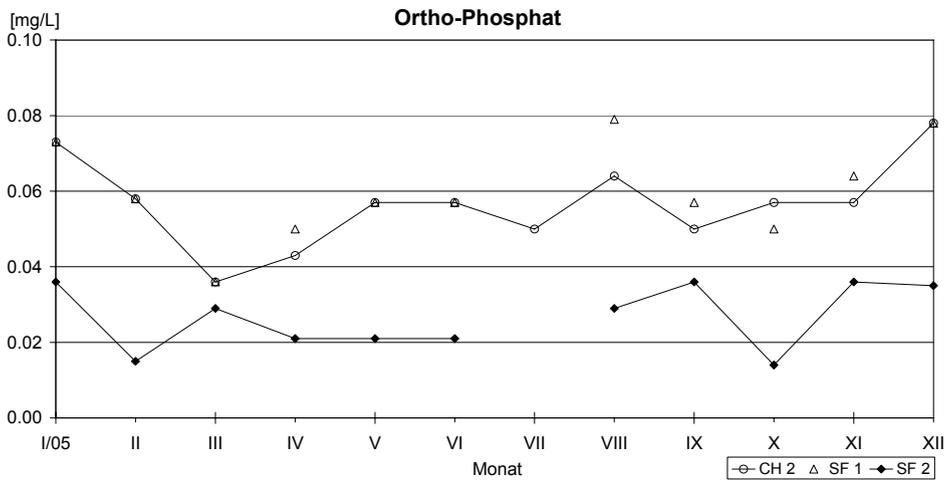


Abb. 4.27 Ortho-Phosphatkonzentration im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom aus dem Canal de Huningue abgezweigten Rheinwasser in der Rigole (CH 2), vom Einlauf in die Schilffläche (SF 1) und vom Ende der Fließstrecke im Mare des Tritons (SF 2). Die Konzentrationsverminderung kann ganzjährig (signifikant:  $t_{10} = 8.09$ ,  $p < 0.001$ ) gemessen werden und beträgt im Mittel -53.0 %.

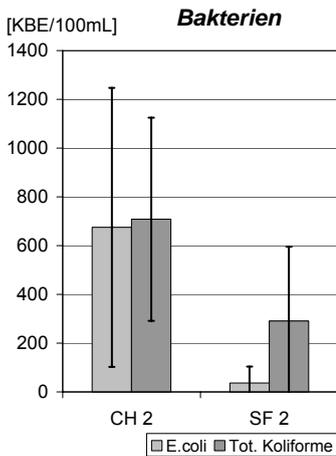


Abb. 4.28 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine sehr deutliche Keimabnahme mit der Fließstrecke durch das Mare des Tritons. *E.coli* reduziert sich signifikant um 94.6 % ( $t_{10} = 3.79$ ,  $p = 0.004$ ), die totale koliforme Keimzahl um 58.9 % ( $t_{10} = 2.90$ ,  $p = 0.02$ ).

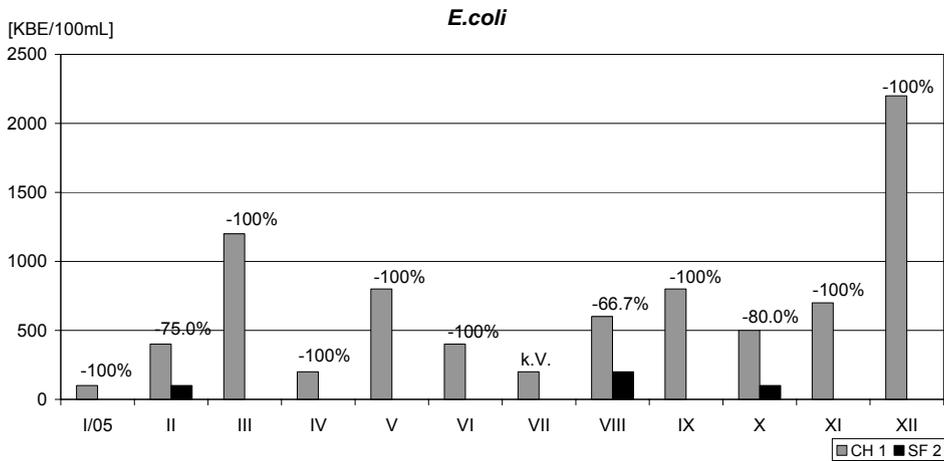


Abb. 4.29 Anzahl koloniebildender Einheiten von *E.coli*-Bakterien und deren Abnahme im Mare des Tritons im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Reduktion am Ende des Fließweges (SF 2) gegenüber dem aus der Rigole (CH 2) abgezweigten Rheinwasser. k.V. = kein Vergleich möglich (fehlende Probe)

#### 4.1.4.5 DOC und SAK 254

Wie aus der Tab. 4.5 ersichtlich wird, findet sowohl beim DOC als auch bei der UV-Extinktion eine signifikante Anreicherung im *Mare des Tritons* statt (DOC:  $t_{10} = -7.72$ ,  $p < 0.001$ , UV:  $t_{10} = -9.95$ ,  $p < 0.001$ ). Diese Zunahme der organischen Verbindungen ist durchwegs und ohne grosse jahreszeitliche Unterschiede feststellbar.

Tab. 4.5 Jahresmittelwerte der DOC-Konzentrationen und der UV-Extinktion (bei 254 nm) sowie die prozentuale Veränderung auf der Fließstrecke von CH 2 zu SF 2. Die Signifikanzen dieser Veränderungen werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

	CH 2	SF 2	$\Delta$ [%]	Signifikanz
DOC [mg/L]	1.94	2.55	+31.2	+
UV [1/m]	4.55	6.76	+48.5	+

#### 4.1.4.6 Trübung

Die Trübung unterliegt im *Mare des Tritons* einer starken, signifikanten Reduktion: Während sie im eingeleiteten Rheinwasser (CH 2) im Mittel 8.2 FNU beträgt, ist die Trübung am Ende bei SF 2 mit 1.3 FNU um 83.7 % (Median: 86.6 %) deutlich geringer ( $t_{10} = 4.48$ ,  $p < 0.001$ ) (Abb. 4.30).

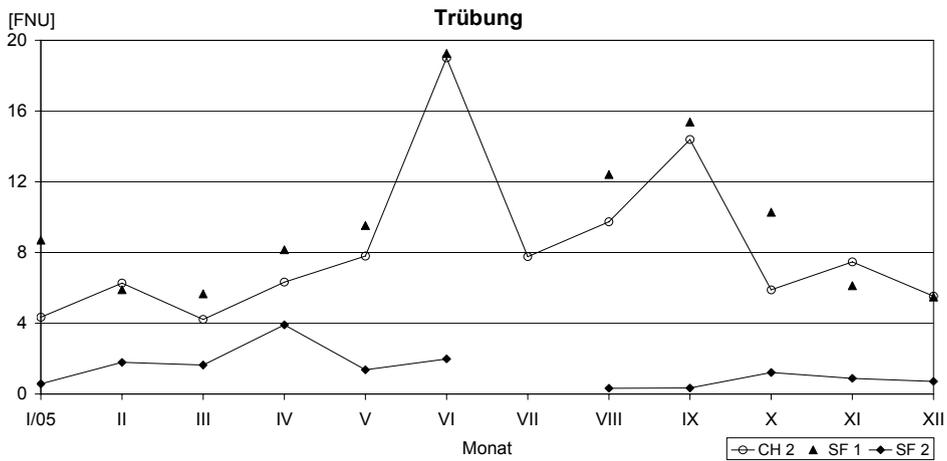


Abb. 4.30 Trübung im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom aus dem Canal de Huningue abgezweigten Rheinwasser in der Rigole (CH 2), vom Einlauf in die Schilffläche (SF 1) und vom Ende der Fließstrecke im Mare des Tritons (SF 2). Während der Passage findet eine Trübungsreduktion von 83.7 % (Mittelwert) statt ( $t_{10} = 4.48, p < 0.001$ ).

#### 4.1.4.7 Übrige Parameter

Die pH-Werte liegen bei 7.9 und nehmen nur unwesentlich um <1 % zu. Ähnlich geringe Veränderungen bei den Mineralgehalten sind aus Tab. 4.6 ersichtlich. Auffallend ist dabei die Zunahme der Kaliumkonzentration um 14.3 %, sowie die Reduktion des Chlors um 7.1 %.

Tab. 4.6 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung auf der Fließstrecke von CH 2 zu SF 2. Die Signifikanzen dieser Veränderungen werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

	CH 2	SF 2	$\Delta$ [%]	Signifikanz
<b>Chlorid</b> [mg/L]	13.83	12.85	-7.1	-
<b>Sulfat</b> [mg/L]	28.73	27.86	-3.0	-
<b>Kalium</b> [mg/L]	2.00	2.28	14.3	+
<b>Calcium</b> [mg/L]	51.67	50.90	-1.5	-
<b>Magnesium</b> [mg/L]	7.23	7.00	-3.2	-

#### 4.1.5 PCA: Reinigungsleistung des *Grand Marais*

Beim *Grand Marais*, einem ehemaligen Altarm des Rheines, muss das aus der *Rigole* eingeleitete Rheinwasser in vielen Windungen eine grosse Schilf- und Riedwiesenzone (im südlichen Bereich) durchfließen, passiert dann einen grösseren Flachseebereich, bevor es wieder in einem Bach unter dem *Canal de Huningue* hindurch das Gebiet verlässt. Hierbei handelt es sich also um die längste untersuchte Fließsstrecke, die zudem am meisten einer natürlichen Aue entspricht. Die stoffhaushaltliche Wirkung von grossflächigen Röhrichtarealen kann deshalb gut am Beispiel des *Grand Marais* dargestellt werden. Diese Resultate wurden ähnlich in GEISSBÜHLER et al. 2006 erstmals vorgestellt.

##### 4.1.5.1 Sauerstoff

Während die Sauerstoffversorgung im Rheinwasser (CH 1) wie erwartet ausgeglichen ist (93.2 %, 9.9 mg/L), findet im *Grand Marais* eine leichte Abnahme der Sauerstoffsättigung auf 88.2 % (9.7 mg/L) statt ( $t_{11} = 1.82$ ,  $p = 0.09$ ). Auffallend sind die Monate Mai und September, bei denen gegenüber dem Rheinwasser am Ende der Fließsstrecke eine leichte Übersättigung gemessen wurde (Abb. 4.31).

##### 4.1.5.2 Nitrat und Ammonium

Während der Passage durch das *Grand Marais* findet eine signifikante Reduktion des Nitrates statt ( $t_{11} = 10.57$ ,  $p < 0.001$ ). Im Mittel sinkt die Nitratkonzentration von 7.0 mg/L auf 3.2 mg/L (entspricht -54.8 % (Median -52.8 %)). Die Abnahme schwankt dabei zwischen vollständiger Elimination (-100 %) im September und „nur“ 23.0 % im November. Interessant ist die kontinuierlich steigende Reduktion von März (-33.6 %) bis zur erwähnten vollständigen Abnahme im September und dem anschliessenden „Sprung“ auf geringe Nitratkonzentrationsreduktion (Abb. 4.32 und 4.33).

Die Ammoniumkonzentrationen unterliegen deutlichen Schwankungen. Im Mittel findet eine Abnahme um 23.0 % (Median -22.3 %) statt (CH 1: 0.10, MA 5: 0.07 mg/L) ( $t_{11} = 2.20$ ,  $p = 0.05$ ), es können aber – v.a. im Frühjahr und Sommer – auch grössere Abnahmen gemessen werden. Eine klare Zunahme während der Fließsstrecke ist im Oktober und Dezember feststellbar (Abb. 4.33).

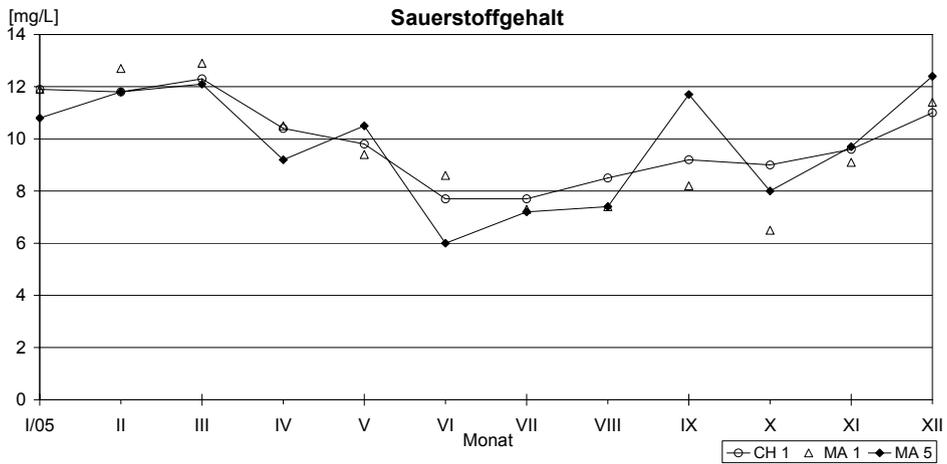


Abb. 4.31 Übersicht der Sauerstoffsättigung von Januar bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom aus dem Canal de Huningue abgeleiteten Rheinwasser (CH 1), vom ersten Messpunkt zu Beginn des Grand Marais (MA 1) und vom Ende der Fließstrecke im Grand Marais (MA 5).

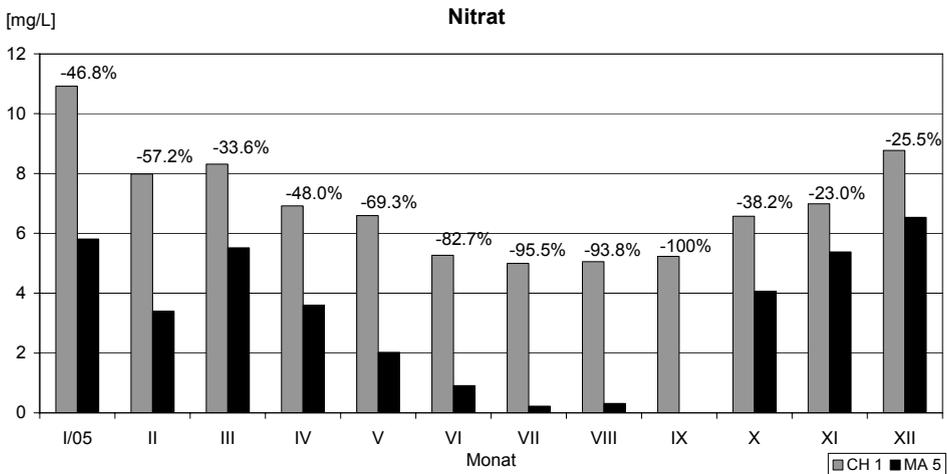


Abb. 4.32 Nitratkonzentration und deren Abnahme im Grand Marais im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Reduktion am Ende des Grand Marais (MA 5) gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser (CH 1). Die mittlere Reduktion beträgt 54.8 % ( $t_{11} = 10.57, p < 0.001$ ).

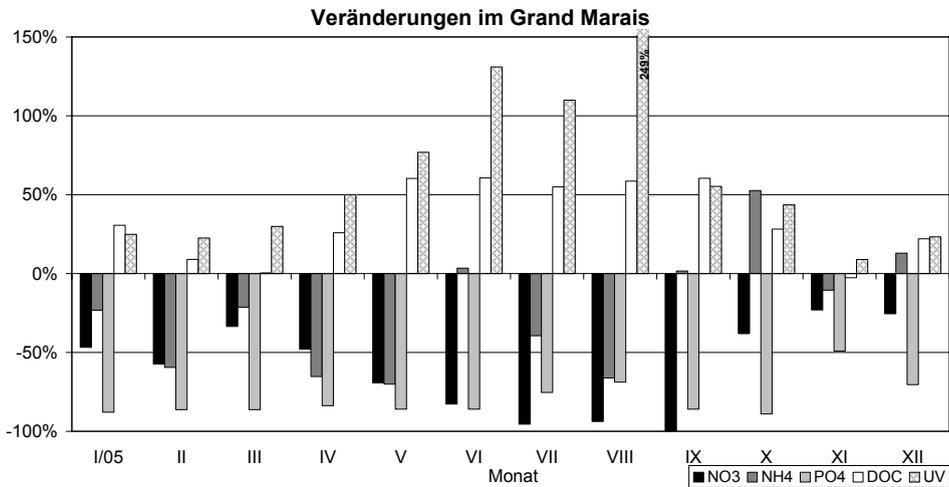


Abb. 4.33 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben im 2005 der  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch das Grand Marais.

#### 4.1.5.3 Ortho-Phosphat

Während der Passage durch das *Grand Marais* findet eine starke, signifikante Reduktion des Ortho-Phosphates statt ( $t_{11} = 16.95, p < 0.001$ ). Im Mittel sinkt die Konzentration von 0.06 mg/L auf 0.01 mg/L (entspricht -78.6 %, Median -86.0 %) (Abb. 4.34).

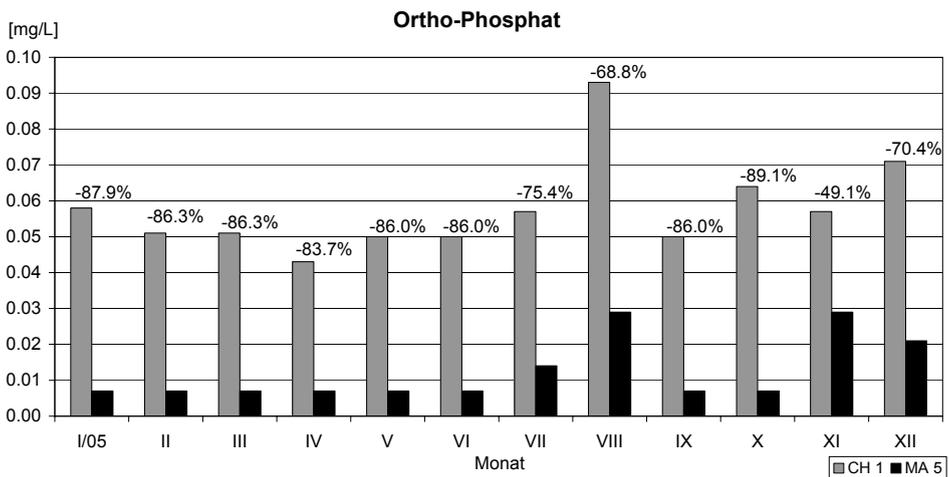


Abb. 4.34 Phosphatkonzentration und -reduktion im Grand Marais im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Verminderung am Ende der Fließstrecke (MA 5) gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser (CH 1). Die mittlere Reduktion beträgt 78.6 % ( $t_{11} = 16.95, p < 0.001$ ).

4.1.5.4 Bakteriologische Verhältnisse

Während der relativ langen Passage durch das *Grand Marais* (CH 1 – MA 5) werden die untersuchten Keime signifikant stark reduziert. *E.coli* vermindert sich um 87.7 % von 475 auf 58 KBE/100mL ( $t_{11} = 3.86, p = 0.003$ ) (Abb. 4.35). Auffallend ist die vollständige Elimination aller *E.coli*-Keime an sechs Beprobungsterminen (Abb. 4.36), weshalb der Median bei -95.0 % liegt. Für die totale koliforme Keimzahl sieht das Bild nicht ganz so eindrücklich aus: 558 KBE/100mL werden um 28.4 % auf 400 KBE/100mL reduziert ( $t_{11} = 2.29, p = 0.04$ ).

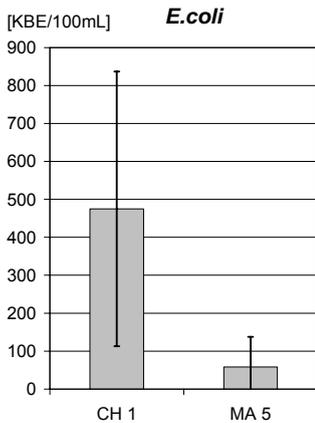


Abb. 4.35 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine sehr deutliche Keimabnahme (um 87.7 %,  $t_{11} = 3.86, p = 0.003$ ) mit der Fließstrecke durch das *Grand Marais*.

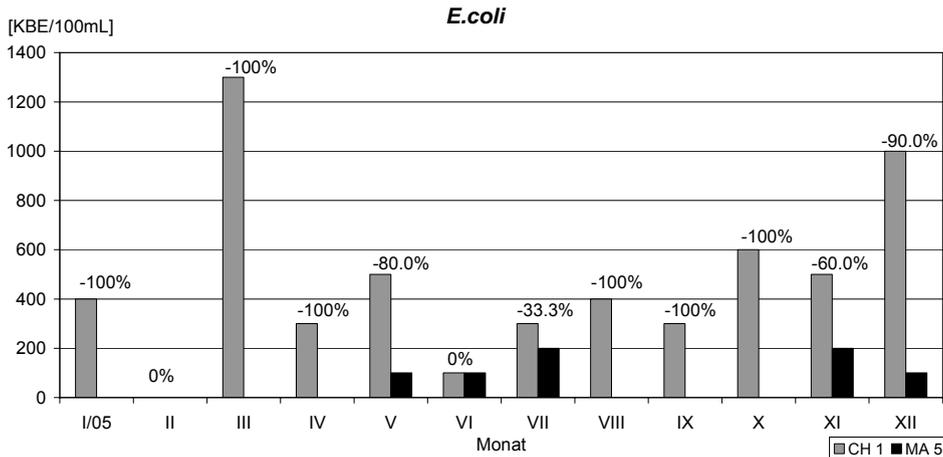


Abb. 4.36 Anzahl koloniebildender Einheiten von *E.coli*-Bakterien und deren Abnahme im *Grand Marais* im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Reduktion am Ende des *Grand Marais* (MA 5) gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser (CH 1) (Mittelwert: -87.7 %). Auffallend ist die vollständige Elimination der Keime in der Hälfte der Messungen.

#### 4.1.5.5 DOC und SAK 254

Wie aus der Tab. 4.7 ersichtlich wird, findet sowohl beim DOC als auch bei der UV-Extinktion eine Anreicherung im *Grand Marais* statt (DOC:  $t_{11} = -4.97$ ,  $p < 0.001$ , UV:  $t_{11} = -5.41$ ,  $p < 0.001$ ). Die Mittelwerte liegen in einem ähnlichen Bereich wie im *Mare des Tritons* (vgl. Kap. 4.1.4.5), hingegen sind hier grosse jahreszeitliche Unterschiede mit einer stärkeren Zunahme in der warmen Jahreszeit vorhanden (Abb. 4.33).

Tab. 4.7 Jahresmittelwerte der DOC-Konzentrationen und der UV-Extinktion (bei 254 nm) sowie die prozentuale Veränderung während der Fliessstrecke von CH 1 zu MA 5. Die Signifikanzen dieser Veränderungen werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

	CH 1	MA 5	$\Delta$ [%]	Signifikanz
DOC [mg/L]	1.88	2.49	+32.3	+
UV [1/m]	4.44	6.98	+57.3	+

#### 4.1.5.6 Trübung

Die Trübung wird im *Grand Marais* (nicht signifikant) reduziert: Während sie im Rheinwasser (CH 1) im Mittel 8.2 FNU beträgt, ist die Trübung am Ende der Fliessstrecke bei MA 5 mit 5.7 FNU um 31.0 % (nach Median sogar „nur“ um 23.3 %) geringer als zuvor. Die Trübung ist damit am Ende der Fliessstrecke wesentlich weniger vermindert als im *Mare des Tritons* oder im *Étang U* (vgl. Kap. 4.1.4.6 und 4.1.6.6).

#### 4.1.5.7 Übrige Parameter

Die pH-Werte nehmen leicht um 1.7 % von 7.9 auf 8.0 zu. Ähnlich geringe Veränderungen bei den Mineralgehalten sind aus Tab. 4.8 ersichtlich. Auffallend ist dabei die Reduktion des Chlorids um 9.6 % (ähnlich wie im *Mare des Tritons*) und die Verminderung des Sulfates um knapp 12 %.

Tab. 4.8 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung während der Fliessstrecke von CH 1 zu MA 5. Die Signifikanzen dieser Veränderungen werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

	CH 1	MA 5	$\Delta$ [%]	Signifikanz
Chlorid [mg/L]	14.69	13.28	-9.6	-
Sulfat [mg/L]	29.12	25.69	-11.8	+
Kalium [mg/L]	1.91	1.98	3.8	-
Calcium [mg/L]	50.56	51.67	2.2	-
Magnesium [mg/L]	7.11	7.05	-0.8	-

### 4.1.6 PCA: Reinigungsleistung des *Étang U*

Obwohl auch der *Étang U* künstlich erstellt wurde, muss er – im Vergleich mit der Bauweise (und den Baumaterialien) der Gewässer in der Brüglinger Ebene – als natürlich bezeichnet werden. Aufgrund seines Alters von rund 150 Jahren und der geringen Wassertiefe hat er den natürlichen Entwicklungsprozess zum Sumpf bereits beschritten. Nur dank der Reaktivierung besteht er seit fünf Jahren wieder als Weiher. Diese Resultate wurden ähnlich in GEISSBÜHLER et al. 2006 erstmals vorgestellt.

#### 4.1.6.1 Sauerstoff

Dass die Mittelwerte (CH 2: 89.6 %, 9.8 mg/L; EU 3: 93.2 %, 10.7 mg/L) wenig über die wirkliche Situation im *Étang U* aussagen, wird bei einem Blick auf Abb. 4.37 klar. In den Frühjahrsmonaten Februar bis April ist beim Auslauf des *Étang U* eine starke Übersättigung mit Sauerstoff gemessen worden. Von Juni bis November findet im See hingegen ein Verbrauch des Sauerstoffs statt. Entsprechend gehen die Werte des Sauerstoffgehaltes bis unter 4 mg/L zurück.

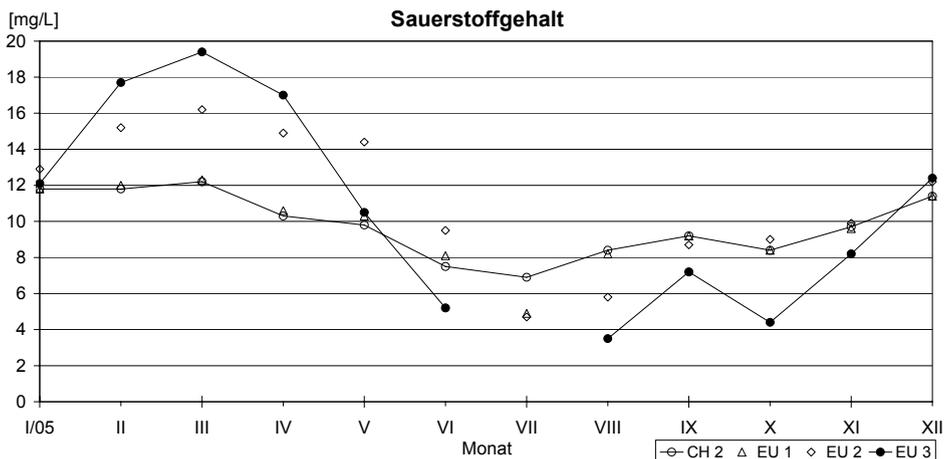


Abb. 4.37 Übersicht der Sauerstoffgehalte von Januar bis Dezember 2005 im *Étang U*. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen des aus der Rigole abgezweigten Rheinwassers (CH 2), vom Einlauf in den See (EU 1), einem Eckpunkt des Sees nicht in Fliessrichtung (EU 2) und vom Auslauf des Sees (EU 3). Auffallend ist nicht nur der starke Anstieg der Sauerstoffgehalte in den Frühjahrsmonaten, sondern auch der rasche Absturz im Sommer – in deutlichem Kontrast zum Quellsee, der ganzjährig hohe Werte ausweist (vgl. Abb. 4.16).

### 4.1.6.2 Nitrat und Ammonium

Am Ende der Passage durch den *Étang U* wird eine signifikant reduzierte Konzentration des Nitrates gemessen. Im Mittel sinkt die Nitratkonzentration von 6.7 mg/L auf 4.9 mg/L (entspricht -26.5 % [Median -36.6 %], wobei die monatlichen Unterschiede – zwischen +30 % und -70 % schwankend – beachtlich sind, Abb. 4.38) ( $t_{10} = 3.66$ ,  $p = 0.004$ ). Die Reduktion des Nitrates ist somit nicht so ausgeprägt wie im *Mare des Tritons* oder im *Grand Marais*. Die stärksten Abnahmen sind in den Sommermonaten auszumachen.

Beim Ammonium zeigt sich erneut ein unklares Bild: Im Mittel findet eine Zunahme von 9.3 % statt (CH 2: 0.08, EU 3: 0.09 mg/L), der Median hingegen belegt eine Reduktion um -7.3 %. Der *Étang U* zeigt jahreszeitliche Unterschiede: Von Oktober bis März reduziert sich hier die Ammoniumkonzentration deutlich und die höchsten Werte werden im Sommer gemessen (Abb. 4.39 und 4.40). Sein Verhalten steht also in genauem Gegensatz zum Quellsee.

Da mangels Wassers im Juli von EU 3 keine Daten zu gewinnen waren, wurden für die Darstellung der gegenläufigen Jahresgänge von Nitrat und Ammonium die monatlichen Werte aller Beprobungspunkte (EU 1-3) gemittelt (Abb. 4.39). Die vollständige Elimination des Nitrates im Juli mit einer starken Zunahme der Ammoniumkonzentration entspricht dem erwarteten Effekt der Denitrifikation bei einem sauerstoffarmen Milieu.

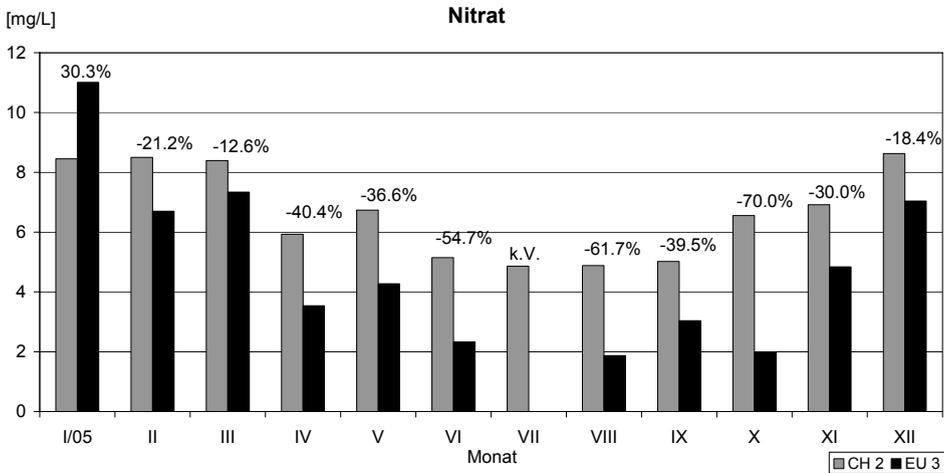


Abb. 4.38 Nitratkonzentration und deren Veränderung im *Étang U* im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Ab-/Zunahme am Ende des Fliessweges (EU 3) gegenüber dem aus der Rigole (CH 2) abgezweigten Rheinwasser. k.V. = kein Vergleich möglich (fehlende Probe). Die mittlere Reduktion des Nitrates (-26.5 %) ist im Vergleich zu den anderen hier vorgestellten Gebieten eher gering ( $t_{10} = 3.66$ ,  $p = 0.004$ ).

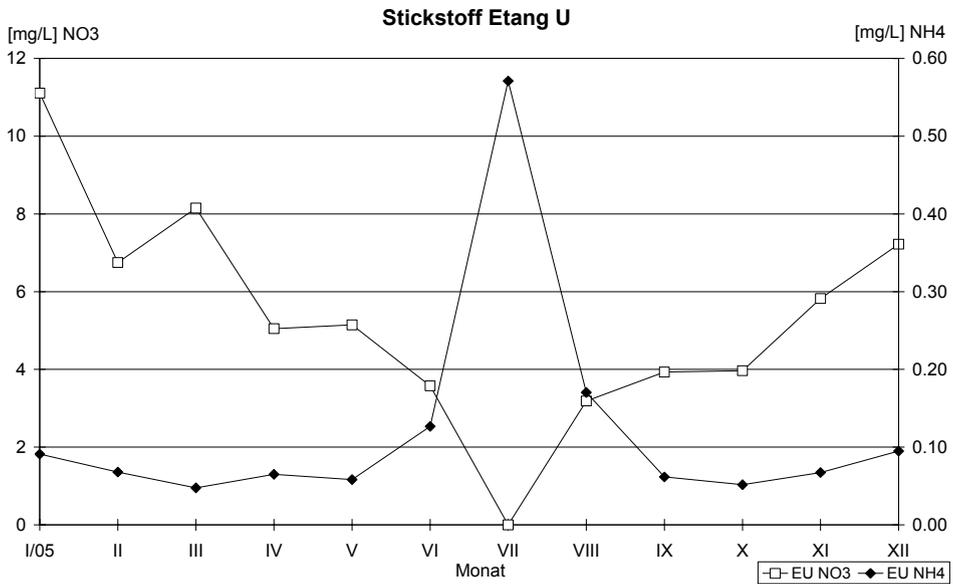


Abb. 4.39 Nitrat- und Ammoniumkonzentration im Étang U. Es wurden jeweils alle drei Standorte (EU 1-3) gemittelt, im Juli fehlt dabei EU 3. Die vollständige Elimination des Nitrates im Juli mit einer starken Zunahme des Ammoniums entspricht dem erwarteten Effekt der Denitrifikation in einem sauerstoffarmen Seemilieu (vgl. Abb. 4.37).

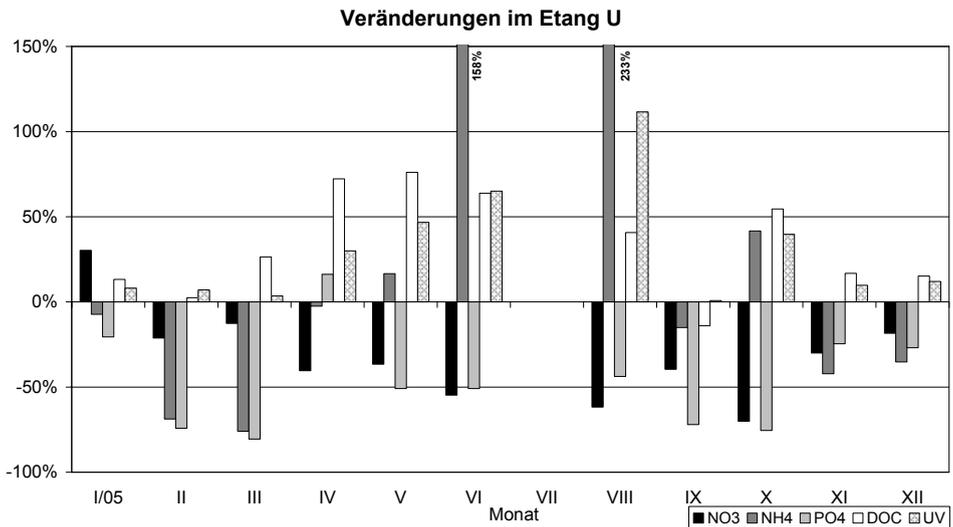


Abb. 4.40 Prozentuale Veränderungen (Zu- oder Abnahmen) der monatlichen Schöpfproben im 2005 der  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  und DOC-Konzentrationen sowie der UV-Extinktion während der Passage durch den Étang U (CH 2 – EU 3). Im Juli fand mangels Wasser beim Auslauf des Sees keine Probeentnahme statt (vgl. daher Abb. 4.39).

#### 4.1.6.3 Ortho-Phosphat

Die Konzentration des Ortho-Phosphates nimmt während der Seepassage (im Mittel) von 0.06 mg/L auf 0.03 mg/L deutlich um 43.9 % ab (Median: -50.9 %) ( $t_{10} = 5.85$ ,  $p < 0.001$ ). Die Unterschiede von Monat zu Monat sind allerdings gross und ohne saisonale Abhängigkeit (Abb. 4.40 und 4.41).

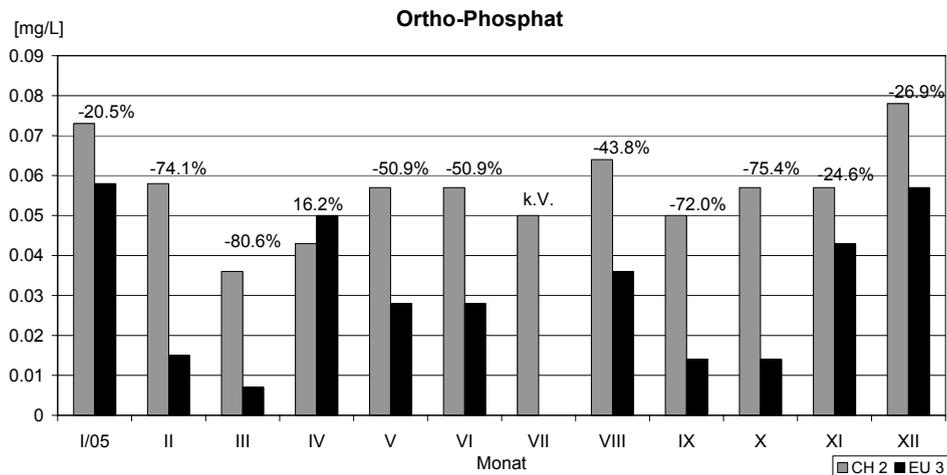


Abb. 4.41 Ortho-Phosphatkonzentration und deren Veränderung im Étang U im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Ab-/Zunahme am Ende des Fließweges (EU 3) gegenüber dem aus der Rigole (CH 2) abgezweigten Rheinwasser. k.V. = kein Vergleich möglich (fehlende Probe). Die auffallenden Schwankungen von Monat zu Monat lassen keine deutliche Aussage zu, obwohl die Konzentration im Mittel um 43.9 % abnimmt.

#### 4.1.6.4 Bakteriologische Verhältnisse

Während der Seepassage (CH 2 – EU 3) werden die untersuchten Keime stark und signifikant reduziert. *E.coli* vermindern sich um 91.9 % von 675 auf 55 KBE/100mL ( $t_{10} = 3.44$ ,  $p = 0.006$ ). Für die totale koliforme Keimzahl sieht das Bild ähnlich aus: 708 KBE/100mL werden um 58.9 % auf 291 KBE/100mL reduziert ( $t_{10} = 3.12$ ,  $p = 0.01$ ) (Abb. 4.42 und 4.43).

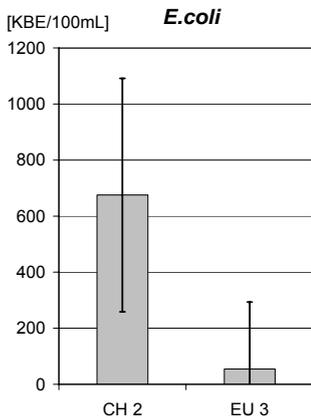


Abb. 4.42 Die Zusammenfassung der monatlichen Schöpfproben im 2005 bezüglich bakterieller Belastung zeigt eine sehr deutliche Keimabnahme (um 91.9 %) mit der Fließstrecke durch den Étang U ( $t_{10} = 3.44$ ,  $p = 0.006$ ).

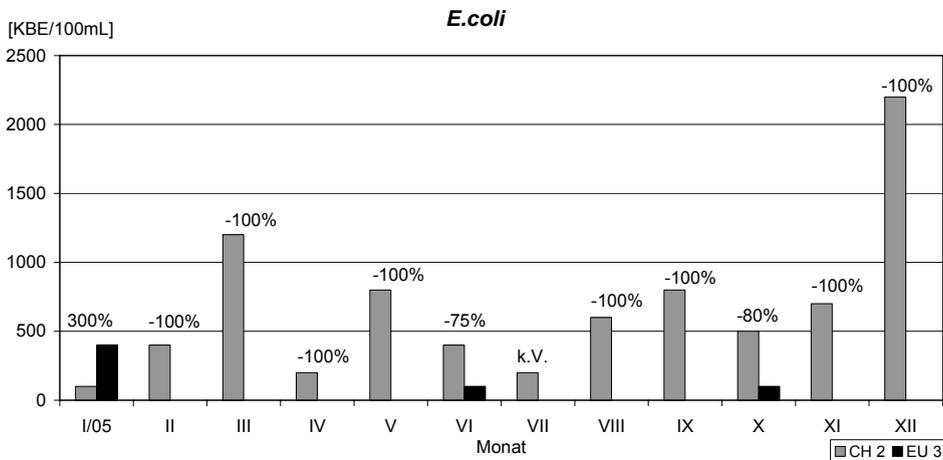


Abb. 4.43 Anzahl koloniebildender Einheiten von *E.coli*-Bakterien und deren Abnahme im Étang U im Jahresverlauf. Die Werte über den Balken zeigen die Reduktion am Ende des Étang U (EU 3) gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser (CH 2). Auffallend ist die vollständige Elimination der Keime in Dreiviertel der Messungen, während im Januar noch eine deutliche Zunahme gemessen wurde.

#### 4.1.6.5 DOC und SAK 254

Wie aus Abb. 4.44 (und 4.40) gut ersichtlich ist, erfolgt im Étang U eine Zunahme des DOC-Gehaltes sowie der UV-Extinktion (DOC:  $t_{10} = -3.77$ ,  $p = 0.004$ ; UV:  $t_{10} = -3.84$ ,  $p = 0.003$ ). Der DOC steigt im Mittel um 33.6 % an, was sich mit den Zunahmen im Grand Marais und dem Mare des Tritons in etwa deckt. Der SAK 254 nimmt hingegen (im Mittel) nur um 26.3 % zu (im Mare des Tritons um 48.5 %, im Grand Marais um 57.3 %; vgl. Kap. 4.1.4.5 und 4.1.5.5).

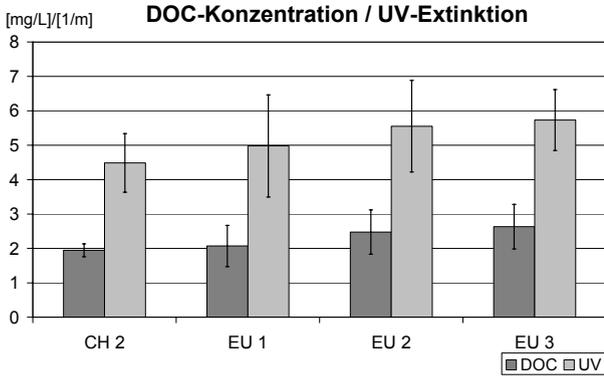


Abb. 4.44 Stetige leichte Zunahme der DOC-Konzentration und der UV-Extinktion vom aus der Rigole abgezweigten Rheinwasser (CH 2) mit zunehmender Entfernung bis zum Auslauf des Sees (EU 3). Mittelwerte der monatlichen Schöpfproben 2005 mit Standardabweichung.

#### 4.1.6.6 Trübung

Die Trübung beim Auslauf des Sees (EU 3) ist ganzjährig gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser deutlich reduziert: Im Mittel ist sie mit 2.3 FNU um 72.6 % niedriger als in der *Rigole* (CH 2: 8.2 FNU) ( $t_{10} = 4.24, p = 0.002$ ) (Abb. 4.45).

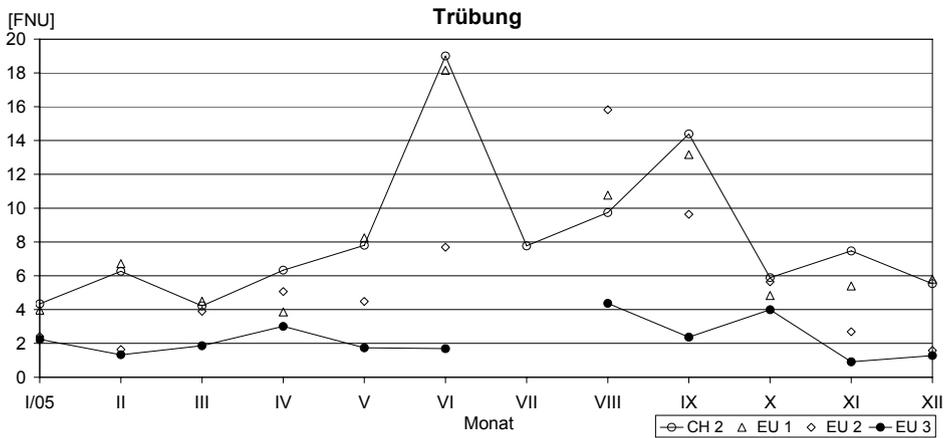


Abb. 4.45 Trübung im Jahresverlauf von Januar bis Dezember 2005. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen des aus der Rigole abgezweigten Rheinwassers (CH 2), vom Einlauf in den See (EU 1), einem Eckpunkt des Sees nicht in direkter Fließrichtung (EU 2) und vom Auslauf des Sees (EU 3).

#### 4.1.6.7 Übrige Parameter

Die pH-Werte nehmen nur unwesentlich um <1 % von 7.9 auf 8.0 zu. Ähnlich geringe Veränderungen bei den Mineralgehalten sind aus Tab. 4.9 ersichtlich.

Tab. 4.9 Jahresmittelwerte der Mineralgehalte sowie die prozentuale Veränderung während der Fließstrecke durch den See von CH 2 zu EU 3. Die Signifikanzen dieser Veränderungen werden durch + (= signifikant,  $p < 0.05$ ) oder - (= nicht signifikant,  $p > 0.05$ ) angegeben.

	CH 2	EU 3	$\Delta$ [%]	Signifikanz
<b>Chlorid</b> [mg/L]	13.83	14.13	2.2	-
<b>Sulfat</b> [mg/L]	28.73	28.20	-1.9	-
<b>Kalium</b> [mg/L]	2.02	1.96	-2.9	-
<b>Calcium</b> [mg/L]	49.74	51.64	3.8	-
<b>Magnesium</b> [mg/L]	6.96	7.31	5.0	+

## 4.2 Vertikale Reinigungsprozesse in der oberen Bodenschicht

Obwohl für diese Arbeit die Reinigungsprozesse im Oberflächenwasser im Vordergrund standen, wurde mittels Saugkerzen in den „Hinteren Stellmatten“ und selbst entwickelten Substratsonden im Pflanzenklärgelände (PG) der Brüglinger Ebene versucht, Einblicke in die wassergesättigten Bodenschichten zu gewinnen. Für die Stellmatten waren die Ergebnisse von geringem Nutzen (und werden deshalb hier nicht vorgestellt), während im PG interessante Effekte beobachtet werden konnten (Kap. 4.2.1).

### 4.2.1 Substratsonden Pflanzenklärgelände

Die am Geographischen Institut der Universität Basel entwickelten Beprobungs sonden (vgl. Kap. 3.2.2) ermöglichten die Gewinnung von Wasserproben aus dem Substrat des Pflanzenklärgeländes. Hier werden die Resultate bezüglich der Veränderung der Wasserqualität aus den verschiedenen Niveaus des Substrates vorgestellt. Die Qualität des Überstauwassers – eingehend in Kap. 4.1.1 dargelegt – wird als Vergleich nochmals miteinbezogen.

In den folgenden Grafiken (Abb. 4.46 bis 4.50) sind zu den Sondenwerten in Fließrichtung auch die Qualität des Flusswassers vor dem Eintritt in das Pflanzenklärgelände („*Einl.*“, entspricht dem Beprobungspunkt TB 1) und zusätzliche Vergleichswerte aus nur schwach durchströmten Bereichen des Gebietes („*Stehend*“) integriert.

#### 4.2.1.1 Sauerstoff

Die Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser nimmt während der Passage leicht (um rund 5 % von 95.2 auf 90.8 %) ab und zeigt eine nur geringfügige Schwankungsbreite, die zudem durch das Flusswasser vorbestimmt wird. Hingegen sind signifikante Differenzen zwischen dem Überstau und dem Niveau 0-10 cm sowie von diesem zum untersten Niveau (20-35 cm) nachweisbar. Im Niveau 0-10 cm ist die Sauerstoffsättigung be-

reits auf rund 40-50 % abgesunken und im untersten Niveau liegt die Sättigung mit rund 20 % bereits nahe dem anaeroben Bereich. Abb. 4.46 zeigt, dass in den beiden tieferen Niveaus in beiden Becken mit zunehmender Distanz vom Einlauf die Sättigung kontinuierlich abnimmt. Diese Werte decken sich sehr gut mit den Daten aus dem Jahre 2003. Einzig im untersten Niveau steigt dort die Sättigung mit der Entfernung vom Einlauf kontinuierlich leicht an.

Aufgrund des Beckenwechsels ist bei Punkt D die Sättigung gegenüber Punkt C erhöht (und entspricht vielmehr der Situation bei Punkt A). Bei Punkt F fällt auf, dass die unteren Niveaus die angesprochenen Effekte nur gering nachzeichnen und deutlich höhere Werte aufweisen. Dort ist – auch in Vergleich mit weiteren Parametern – offensichtlich, dass eine Vermischung mit Oberflächenwasser stattfindet. Aus diesem Grund wird Punkt F in den Grafiken durch einen separaten Kasten gekennzeichnet. Im stehenden Bereich des Pflanzenklärgebietes ist die Sauerstoffzehrung – v.a. im Oberflächenwasser, aber auch in den tieferen Niveaus – stärker als an den anderen Standorten ausgeprägt. Im Mittel liegt die Sauerstoffsättigung dort im Oberflächenbereich bei 64.0 %, im Niveau 0-10 cm bei 37.5 % und im untersten Niveau bei nur noch 10.9 %.

Die Sauerstoffgehalte verhalten sich entsprechend der Sauerstoffsättigung und liegen im Überstau im Mittel zwischen 9.1 und 9.6 mg/L, im Niveau 0-10 cm zwischen 1.7 und 4.8 mg/L, im untersten Niveau zwischen 0.8 und 2.5 mg/L (Abb. 4.47).

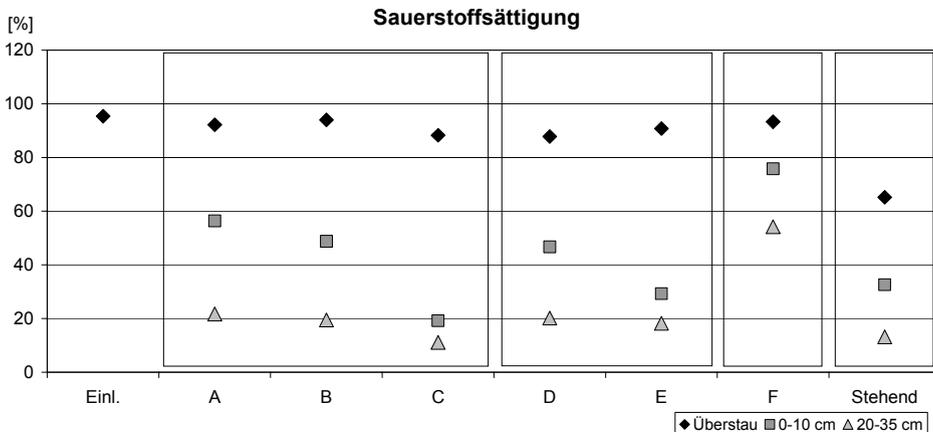


Abb. 4.46 Der 12.10.2004 als typisches Beispiel für die Abnahme der Sauerstoffsättigung in den einzelnen (Tiefen-) Niveaus. Mit den Kästen sollen zusammengehörige Kompartimente gekennzeichnet resp. Punkt F als oberflächenwasserbeeinflusster Standort abgesondert und mit „Stehend“ die Verhältnisse im stehenden Bereich des Pflanzenklärgebietes kenntlich gemacht werden.

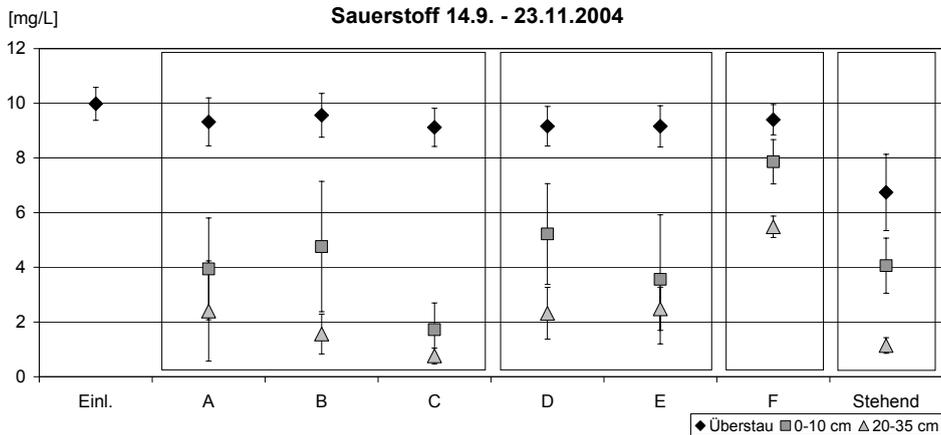


Abb. 4.47 Mittelwerte ( $n = 5$ ) und Standardabweichungen der Sauerstoffgehalte in den einzelnen Niveaus. Mit den Kästen sollen zusammengehörige Kompartimente gekennzeichnet resp. Punkt F als oberflächenwasserbeeinflusster Standort abgesondert und mit „Stehend“ die Verhältnisse im stehenden Bereich des Pflanzenklärgebietes kenntlich gemacht werden.

#### 4.2.1.2 Nitrat und Ammonium

Anhand der Nitratwerte (Abb. 4.48) lassen sich die vorhandenen Schichtungen innerhalb des Substrates resp. Oberflächenwassers gut aufzeigen. Die höchsten Konzentrationen (zwischen 11.9 und 12.6 mg/L; im 2003 ist die Schwankungsbreite zwischen 11.6 und 13.5 mg/L etwas grösser) finden sich im Überstau und während der oberflächlichen Passage ist eine nur rudimentäre Reduktion feststellbar. Im Niveau 0-10 cm sind die Nitratkonzentrationen bereits auf 5.8-9.2 mg/L gesunken, stellenweise bis gegen Null. Im Jahre 2003 lagen die Werte in diesem Niveau deutlich höher (9.4-12.5 mg/L).

Punkt C – nebst dem stehenden Bereich – repräsentiert eine solche Nitratsenke. Die niedrigsten Konzentrationen liegen erwartungsgemäss im untersten Niveau, wo auch die stärkste Sauerstoffzerrung feststellbar ist (max. 2003: 3.7 mg/L, 2004: 3.5 mg/L).

Die Ammoniumkonzentrationen (Abb. 4.49) sind im Überstau am niedrigsten und liegen nahe beieinander (2003: 0.06-0.12 mg/L, 2004: 0.14-0.24 mg/L) und nur der stehende Bereich fällt durch seine noch niedrigeren Werte auf. Im Niveau 0-10 cm verläuft die Konzentration etwas unruhiger mit Werten zwischen 0.09-0.15 mg/L (2003), bzw. 0.14-1.08 mg/L (2004). Höhere Konzentrationen als in den darüber liegenden Niveaus finden sich in der Tiefe des Pflanzenfilters: 0.7-3.2 mg/L (2003) und 0.5-2.0 mg/L (2004). Stechen im Jahre 2003 v.a. die hohen Werte im Substrat bei Punkt C hervor, verlagert sich diese „Auffälligkeit“ im 2004 zu Punkt B.

Grundsätzlich sind höhere Ammoniumkonzentrationen mit tieferen Nitratwerten gekoppelt, wobei es auch hier Ausnahmen gibt: Punkt C – und wiederum der stehende Bereich

– weist im Substrat bei beiden Parametern niedrige Konzentrationen auf. Diese Standorte fallen auch bei einer Betrachtung aller Parameter speziell auf. Bei Punkt F ist erneut die Beeinflussung durch Oberflächenwasser in der Tiefe deutlich ersichtlich.

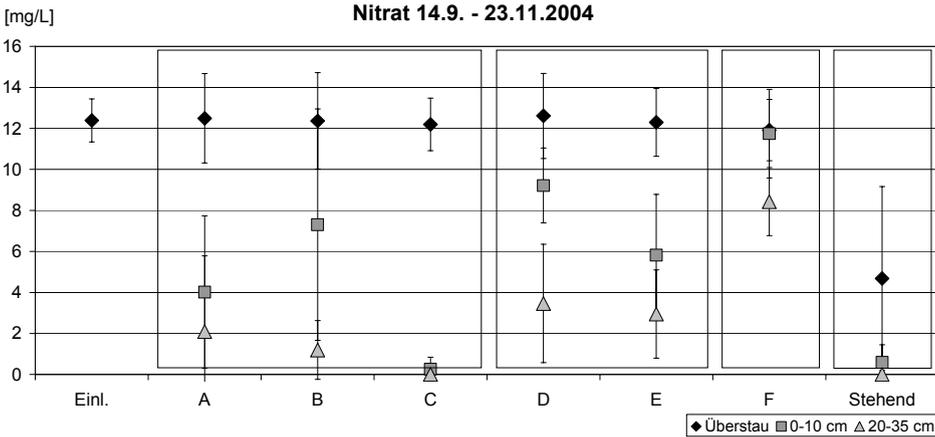


Abb. 4.48 Mittelwerte (n = 5) und Standardabweichungen der Nitratkonzentrationen in den einzelnen Niveaus. Mit den Kästen sollen zusammengehörige Kompartimente gekennzeichnet resp. Punkt F als oberflächenwasserbeeinflusster Standort abgesondert und mit „Stehend“ die Verhältnisse im stehenden Bereich des Pflanzenklärgbietes kenntlich gemacht werden.

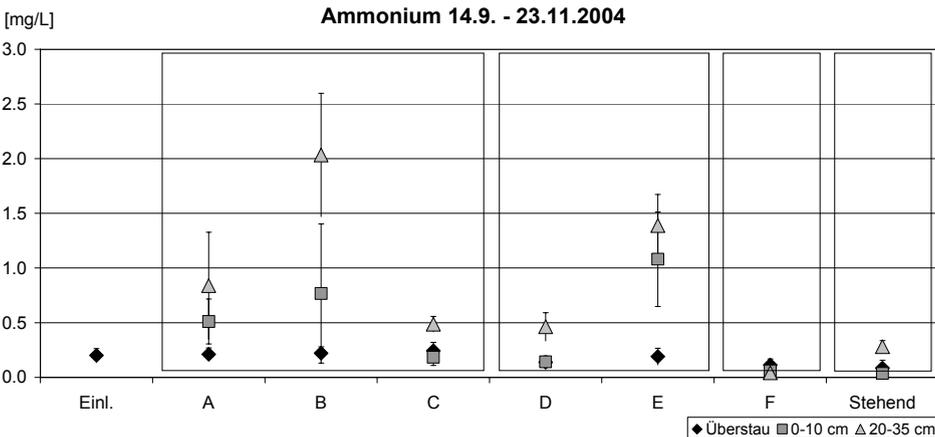


Abb. 4.49 Mittelwerte (n = 5) und Standardabweichungen der Ammoniumkonzentrationen in den einzelnen Niveaus. Mit den Kästen sollen zusammengehörige Kompartimente gekennzeichnet resp. Punkt F als oberflächenwasserbeeinflusster Standort abgesondert und mit „Stehend“ die Verhältnisse im stehenden Bereich des Pflanzenklärgbietes kenntlich gemacht werden.

#### 4.2.1.3 *pH-Werte und Leitfähigkeit*

Die pH-Werte liegen an allen Messpunkten im Pflanzenklärgelände tiefer als im eingeleiteten Birswasser. Die Reduktion der pH-Werte mit der Tiefe im Substrat deckt sich in beiden Jahren recht gut mit jener des Sauerstoffverbrauchs: Je tiefer im Substrat und je unbewegter das Wasser (v.a. im stehenden Bereich), umso stärker sinken die Werte ab. Im Niveau 20-35 cm im stehenden Bereich ist der pH auf 6.85 gegenüber dem Birswasser von 7.99 abgesunken. Tiefster Wert im 2003 findet sich in Niveau 20-35 cm bei Punkt C mit 6.7.

Die Leitfähigkeit zeigt ein deutlich reziprokes Verhalten zu den pH-Werten: Je niedriger die pH-Werte, umso höhere Leitfähigkeitswerte lassen sich nachweisen. Somit finden sich die höchsten Leitfähigkeiten mit 642  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (im Jahre 2003 sogar bei rund 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; Beeinflussung durch Chlorid-Tracer scheint sehr wahrscheinlich) im stehenden Bereich gegenüber dem Oberflächenwasser von rund 420  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### 4.2.1.4 *Chlorid und Sulfat*

Die Chloridkonzentrationen zeigen innerhalb der verschiedenen Niveaus keine klaren Zusammenhänge, vielmehr pendeln sie zwischen 9.4 und 11.2 mg/L quer durch alle Tiefen. Einzig im untersten Niveau des stehenden Bereiches (wo die höchsten Leitfähigkeits- und tiefsten pH-Werte gemessen wurden) ist eine Reduktion auf 7.3 mg/L auffällig. Die Beeinträchtigung des Tracer-Chlorids ist im Jahre 2003 zu gross, um die Chlorid-Werte hier mit einzubeziehen.

Ein Vergleich der Abb. 4.50 mit der Abb. 4.48 zeigt klar: Die Sulfat-Konzentrationen resp. deren deutliche Abnahmen mit der Tiefe im Substrat an den einzelnen Sonden decken sich sehr gut mit den Nitratreduktionen. Am Auffälligsten ist auch hier wieder Punkt C mit sehr geringen Werten (3.2 mg/L im Niveau 0-10 cm; 0.4 mg/L im Niveau 20-35 cm) gegenüber dem Oberflächenwasser mit rund 18 mg/L.

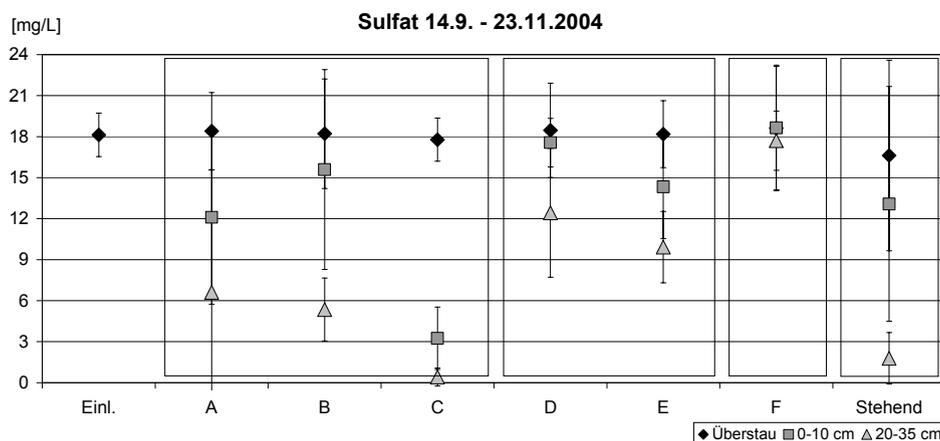


Abb. 4.50 Mittelwerte ( $n = 5$ ) und Standardabweichungen der Sulfatkonzentrationen in den einzelnen Niveaus. Mit den Kästen sollen zusammengehörige Kompartimente gekennzeichnet resp. Punkt F als oberflächenwasserbeeinflusster Standort abgesondert und mit „Stehend“ die Verhältnisse im stehenden Bereich des Pflanzenklärgebietes kenntlich gemacht werden.

### 4.3 Reinigungsprozesse in der gesättigten Zone / Grundwasserqualität

Dass der Boden als ausgesprochen wirksamer Filter funktioniert, ist seit langem bekannt und wurde in den Längen Erlen auch schon eingehend in Bezug zur künstlichen Grundwasseranreicherung untersucht (SCHMID 1997; GEISSBÜHLER 1997 und insbesondere RÜETSCHI 2004). Im Folgenden wird der Fokus deshalb auf den Grundwasserkörper resp. dessen Wasserqualität gerichtet. Das Wasser hat somit nach der oberflächlichen Reinigung mit der Passage durch den Bodenkörper eine weitere Qualitätsveränderung erfahren.

#### 4.3.1 Einfluss der Bewässerung auf das Grundwasser in den Stellmatten

In den Stellmatten konnte die Veränderung der Wasserqualität des Oberflächenwassers bis ins Grundwasser dank den nahe stehenden Grundwasserbrunnen gut untersucht werden. Im Folgenden wird die Situation vor der Bewässerung mit Wiesewasser beschrieben und in einem zweiten Teil, wie sich das geänderte Bewässerungsregime (eben mit unfiltriertem Wiesewasser) auf das Grundwasser ausgewirkt hat. Um diese Auswirkungen beurteilen zu können, muss der Anteil von Oberflächenwasser im Grundwasser bekannt sein (vgl. Kap. 4.3.1.3).

#### 4.3.1.1 Zur Situation vor dem MGU-Projekt

Die Auswertung einer 10-jährigen Datenreihe der IWB zu den beiden nahegelegenen Trinkwasserbrunnen 9 und 8 ergab folgendes Bild (Tab. 4.10; erste und vierte Spalte): Wassertemperatur ( $12.5 / 12.1 \pm 3^\circ\text{C}$ ), pH-Wert ( $7.1 \pm 0.1$ ) und  $\text{O}_2$ -Gehalt ( $6.4 / 6.8 \pm 1 \text{ mg/L}$ ) sind an beiden Brunnen sehr konstant. Der DOC-Gehalt des Grundwassers liegt bei beiden Brunnen bei  $0.6 \pm 0.07 \text{ mg/L}$ , kann aber von Jahr zu Jahr um rund 10 % variieren. Die spezifische elektrische Leitfähigkeit liegt bei den Brunnen sehr konstant bei  $356 / 344 \pm 28 \mu\text{S/cm}$ . Die Gesamthärte erreicht bei beiden Brunnen ca.  $16.3 \text{ }^\circ\text{fH}$ . Die UV-Extinktion zeigt höhere SAK 254-Werte beim Brunnen 9 ( $1.32 \text{ l/m}$  gegenüber  $1.14 \text{ l/m}$  bei Brunnen 8) und bei beiden Brunnen gibt es eine relativ hohe Schwankungsbreite im Jahresverlauf (je nach Jahr bis 30 %). Auch die Gehalte an Ortho-Phosphat und Nitrat zeigen höhere Werte beim Brunnen 9 ( $\text{PO}_4^{3-}$ :  $0.1 \text{ mg/L}$ ;  $\text{NO}_3^-$ :  $15.7 \text{ mg/L}$ ) im Vergleich zum Brunnen 8 ( $\text{PO}_4^{3-}$ :  $0.05 \text{ mg/L}$ ;  $\text{NO}_3^-$ :  $12.7 \text{ mg/L}$ ) mit Schwankungsbereichen von über 100 %. Die Verteilung der kationischen Makronährstoffe liegt bei beiden Brunnen sehr konstant bei 80 %  $\text{Ca}^{2+}$ , 16 %  $\text{Mg}^{2+}$  und 4 %  $\text{K}^+$ . Die bakteriologischen Untersuchungen zeigen bei den aeroben mesophilen Keimen in beiden Brunnen sehr grosse Schwankungen an. Obwohl bei den meisten Messungen weniger als 5 KBE/mL festgestellt wurden, gibt es in beiden Brunnen einzelne Befunde (v.a. 1997) mit höheren Werten ( $> 50 \text{ KBE/mL}$ ). Der Mittelwert für die ganze Periode liegt bei  $6.9 / 11.4 \text{ KBE/mL}$ . Koliforme Bakterien und Enterokokken wurden in beiden Brunnen nur vereinzelt nachgewiesen (i.d.R. 0 KBE/100mL).

Trotz der ca. 50 vom Sturm Lothar umgeworfenen Hybridpappeln, deren umgekippte Wurzelteller durch die Deckschicht hindurch reichende Versickerungsmulden hinterliessen, hat sich die Wasserqualität im Brunnen 9 nach dem Sturm nur wenig verändert. Die beschriebenen Schwankungsbereiche haben sich kaum verschoben (Tab. 4.10, zweite und fünfte Spalte). Eine leichte Erhöhung der spezifischen Leitfähigkeit (auf über  $390 \mu\text{S/cm}$ ) in beiden Brunnen zeigte an, dass vermehrt Rheinwasser bis in die Wasserfassungen gelangte. Dies war auch an der höheren Gesamthärte abzulesen, die vorübergehend durch das „härtere“ Rheinwasser auf  $17.8 \text{ }^\circ\text{fH}$  (zeitweise  $> 20 \text{ }^\circ\text{fH}$ ) anstieg sowie am leicht veränderten Verhältnis der kationischen Makronährstoffe, die sich deutlich zum Calcium hin verschoben ( $84.2 \text{ } \%$   $\text{Ca}^{2+}$ ,  $13.2 \text{ } \%$   $\text{Mg}^{2+}$  und  $2.6 \text{ } \%$   $\text{K}^+$ ). Die bakteriologische Belastung des Brunnen 9 nahm in der Folge bei den aeroben mesophilen Keimen etwas zu ( $12.18 \text{ KBE/mL}$ , max.  $63 \text{ KBE/mL}$ ), blieb aber bei den kritischen koliformen Bakterien und den Enterokokken bei Null (WÜTHRICH et al. 2003, 26).

#### 4.3.1.2 Zur Situation während des MGU-Projektes

Die Infiltration von „weichem“ Wasser aus dem Schwarzwald bei der Bewässerung in der „Hinteren Stellmatten“ führte die spezifische elektrische Leitfähigkeit wieder näher an den langjährigen Mittelwert zurück (Tab. 4.10, dritte und sechste Spalte). Dasselbe gilt für die Gesamthärte. Die befürchtete Senkung des pH-Wertes blieb aus (bewegt sich weiterhin über 7), auch Ammonium und Nitrit erreichen den Brunnen nicht in grösseren

Mengen als vor der Einleitung (Daten nicht dargestellt). Die Nitratgehalte sind hingegen gegenüber dem langjährigen Mittelwert leicht zurückgegangen (12.8 bzw. 12.2).

Die einzige, kurzzeitig feststellbare negative Konsequenz der Einleitung von Wiesewasser war eine vorübergehende leichte Erhöhung der Trübung im Brunnen 9 (von 0.05-0.1 FNU auf 0.1-0.2 FNU). Diese hat sich jedoch bereits während des Projektes auf niedrigerem Niveau als im langjährigen Mittel eingependelt (0.05 FNU, dritte Spalte).

Aerobe mesophile Keime finden sich ebenfalls in geringerer Anzahl als im langjährigen Mittel (3.77 statt 6.87, bzw. 2.17 statt 11.44). Koliforme Keime konnten während des ganzen Zeitraumes der Einleitung von Wiesewasser nicht in den Brunnen nachgewiesen werden (WÜTHRICH et al. 2003, 26ff.).

*Tab. 4.10 Grundwasser-Brunnendaten im langjährigen Mittel (1990-99; vgl. BAUER 2000b), nach Sturm „Lothar“ (2000) und nach Einleitung von Wiesewasser in die nahe gelegene Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ (seit Einleitung Aug. 2000 bis Okt. 2002); Datenquelle Wasserlabor IWB.*

<b>Qualitätsparameter</b>	Br. 9 1990-99	Br. 9 2000	Br. 9 . 8.2000 - 10.2002	Br. 8 1990-99	Br. 8 2000	Br. 8 8.2000 - 10.2002
Aerobe mesophile Keime (KBE/mL)	6.87	12.18	3.77	11.44	3.80	2.17
<i>E.coli</i> (KBE/100 mL)	0.00	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00
Enterokokken (KBE/100 mL)	0.02	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00
Wassertemperatur (°C)	12.51	12.11	13.05	12.17	12.32	12.69
pH-Wert	7.11	7.16	7.03	7.12	7.04	7.06
Sauerstoff (mg/L)	6.37	7.13	6.82	6.82	6.97	6.84
Rel. Sauerstoffsättigung (%)	61.83	68.91	65.7	65.10	67.44	66.6
DOC (mg/L)	0.60	0.64	0.60	0.59	0.64	0.62
Spezif. elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	356.4	396.2	346.9	344.5	392.3	362.8
UV-Extinktion (1/m)	1.32	1.37	1.19	1.14	1.26	1.20
Trübung (FNU)	0.07	0.07	0.05	0.08	0.18	0.10
Gesamthärte (°fH)	16.25	17.78	15.26	16.33	17.83	16.17
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	15.72	13.49	12.8	12.70	12.75	12.18
Ortho-Phosphat (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0.10	0.09	0.09	0.05	0.07	0.06
Calcium (mg Ca <sup>2+</sup> /L)	51.44	56.63	48.1	52.26	58.13	51.8
Kalium (mg K <sup>+</sup> /L)	1.97	1.85	1.95	1.83	1.87	1.97

Bei einer Normalbewässerung der Wasserstelle mit bis zu 40 L/s liessen sich wenige Keime bis etwa 40 m Transportdistanz beobachten. Dies entspricht einer Aufenthaltszeit von 3 bis 8 Tagen, je nach Messtiefe im Aquifer. Mit der versuchsweisen Einleitung einer Hochwasserwelle mit erhöhter Trübung im Juni 2002 stieg auch die Anzahl der eingetragenen Keime um etwa eine Magnitude. Der Durchbruch erfolgte dabei bis gut 80 m Transportdistanz (2 bis 9 Tage Aufenthaltszeit). Während keinem der Versuche konnten aber Keime im Brunnen 9 oder 8 gemessen werden. Auch gab es keine extrem

schnellen Wasserwege für Partikel, die einen Durchbruch von trinkwassergefährdenden Substanzen über weite Distanzen ermöglichen (WÜTHRICH et al. 2003, 66).

4.3.1.3 *Mischungsverhältnis Oberflächenwasser im Grundwasser*

Aus der kontinuierlichen Aufzeichnung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit lässt sich der Einfluss der Bewässerung abschätzen. Hauptsächlich jenes Wasser, das über Feld 1 in Feld 2 gelangt, führt (da es in direkterer Verbindung mit dem Brunnen 9 steht) zu einem zeitlich versetzten Absenken der Leitfähigkeitswerte. Dabei ist nicht nur die Menge des Wassers, sondern auch die Dauer der Bewässerung entscheidend.

Das infiltrierte Wiesewasser trifft nach ca. 10-14 Tagen (je nach Bewässerung) beim Brunnen 9 ein. Das Mischungsverhältnis von eingeleitetem Wiesewasser zum natürlichen Grundwasserstrom beträgt dabei zwischen 40-70 % Anteil Wiesewasser. Die Leitfähigkeit des Wiesewassers liegt bei ca. 110-130 µS/cm, dasjenige des Grundwasserstroms bei ca. 400-500 µS/cm. Durch die Infiltration von „weichem“ Wasser aus dem Schwarzwald während der Bewässerung wird die spezifische elektrische Leitfähigkeit im Brunnen 9 von ca. 450 auf ca. 300 µS/cm gesenkt.

Der Mittelwert hat sich seit Beginn der Einleitung von Wiesewasser im Brunnen 9 gegenüber dem unbewässerten Zustand von 2000 kontinuierlich gesenkt und dem langjährigen Mittel angeglichen (vgl. Tab. 4.11) (WÜTHRICH et al. 2003, 27ff.).

Tab. 4.11 *Veränderung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im Brunnen 9 seit der Einleitung von Wiesewasser.*

Qualitätsparameter	Br. 9: 1990-1999	Br. 9: 2000-22.8.	Br. 9: 8.2000-11.2000	Br. 9: 8.2000-5.2001	Br. 9: 8.2000-7.2001	Br. 9: 8.2000-12.2001	Br. 9: 8.2000-5.2002	Br. 9: 8.2000-10.2002
Spezif. elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	356.4	396.2	387.0	372.1	358.6	357.3	351.6	346.9

4.3.2 *Grundwassersituation in Brüglingen*

Die Seenlandschaft der Brüglinger Ebene befindet sich – wie die Langen Erlen – im Grundwasserschutzbereich. Diesem Faktum wurde beim Bau der Seen durch deren Abdichtung mit 7 cm Bitumen Rechnung getragen. Trotz der Nähe eines für die Trinkwasserversorgung (von Birsfelden) dienenden Grundwasserbrunnens kann durch die verhinderte Infiltration des Oberflächenwassers kein Vergleich zum untersuchten System der „Hinteren Stellmatten“ angestellt werden. Die Qualität des Grundwassers ist hier insofern interessant, da dieses auch für die Speisung des Quellsees verwendet wird. Obwohl die EAWAG seinerzeit die Speisung des Quellsees mit Birswasser – aufgrund des hohen

Nährstoffgehaltes – als ungeeignet befand, wird der See heute (seit 1992) vorwiegend über das Pflanzenklärgelände mit Birswasser beschickt (s. Kap. 2.2.5). Wie Tab. 4.12 zeigt, ist das Grundwasser erwartungsgemäss bezüglich organischer Verbindungen und Bakteriengehalt deutlich sauberer als das Birswasser, dieses ist hingegen nitratärmer als das Grundwasser.

Tab. 4.12 Vergleich der Wasserqualität der Birs (aus dem Teichbächlein vor dem Einlauf ins Pflanzenklärgelände TB 1, Mittelwerte der monatlichen Beprobung von Januar 2003 bis August 2005,  $n = 32$ , *E.coli*:  $n = 21$ ) und des Grundwassers (aus der Fassung 20.J.69, Mittelwerte der monatlichen Beprobung von Januar bis August 2005,  $n = 8$ ), welches zur nächtlichen Speisung des Quellsees verwendet wird.

Qualitätsparameter	Birswasser (TB 1)	Grundwasser (20.J.69)
<i>E.coli</i> (KBE/100 mL)	944	0
Wassertemperatur (°C)	10.9	12.4
Sauerstoff (mg/L)	10.55	6.86
DOC (mg/L)	2.11	1.17
UV-Extinktion (1/m)	5.01	1.69
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	15.90	20.02
Ortho-Phosphat (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0.10	0.06
Anzahl Proben	32 ( <i>E.coli</i> : 21)	8

### 4.3.3 Zu Tage tretende Grundwässer der PCA

Das qualitativ gute, in der PCA aus den Hangquellen (in den *Chenal des Sources*) und Giessen hervortretende Grundwasser war mit ein Grund dafür, dass 1852/53 in diesem Gebiet eine Fischzuchtanstalt angelegt wurde (vgl. Kap 2.3.2). Die Situation sieht heute v.a. für die Hangquellen wesentlich schlechter aus (Tab. 4.13). Durch die landwirtschaftliche Düngung im Sundgau ist das Wasser im *Chenal des Sources* deutlich mit Nährstoffen belastet (Mittelwert Nitrat: 18.0 mg/L). Die starke Belastung mit Chlorid weist ebenfalls auf den anthropogenen Einfluss dieses Gewässers hin. Der *Étang de la Heid* kann von der Wasserqualität als gering belastet bezeichnet werden: Nährstoffe finden sich kaum darin, auch die Trübung ist sehr tief. DOC-Gehalte und UV-Extinktion sind hingegen recht hoch, was v.a. durch die grosse Kontaktzone (eng verzahnte Uferlinie) mit Riedgräsern am Flachufer erklärt werden kann (und deshalb sicher kein Grundwasser mehr ist). Beide Gewässer sind gegenüber dem Rheinwasser durch deutliche Unterschiede gekennzeichnet.

Tab. 4.13 „Grundwasserdaten“ im Jahresmittel (2005) im *Étang de la Heid* als typischer durch Grundwasseraufstösse gespeister *Auensee*, im *Chenal des Sources* (Hangquellen) und als Vergleich das Rheinwasser im *Canal de Huningue* (CH 1).

Qualitätsparameter	Étang de la Heid	Chenal des Sources	Rheinwasser (CH 1)
<i>E.coli</i> (KBE/100 mL)	0.0	33.3	475.0
Wassertemperatur (°C)	11.5	12.0	12.4
pH-Wert	7.81	7.53	7.85
Sauerstoff (mg/L)	5.42	4.81	9.91
Relative Sauerstoffsättigung (%)	51.0	45.4	93.2
DOC (mg/L)	3.68	0.76	1.88
Spezif. elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	471	733	371
UV-Extinktion (1/m)	10.28	1.07	4.44
Trübung (FNU)	0.62	0.28	8.20
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	0.26	18.30	6.97
Ortho-Phosphat (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0.02	0.07	0.06
Chlorid (mg Cl <sup>-</sup> /L)	10.9	37.3	14.7
Calcium (mg Ca <sup>2+</sup> /L)	68.7	98.8	50.6
Kalium (mg K <sup>+</sup> /L)	1.59	4.27	1.91
Magnesium (mg Mg <sup>2+</sup> /L)	8.90	16.06	7.11
Anzahl Proben	9	12	12

## 4.4 Trübungswellen und Schwebstoffe

Sowohl im Mühleiteich (Stellimatten) als auch im Teichbächlein (Brüglinger Ebene) wurde das Oberflächenwasser während Hochwasserereignissen mit starken Trübungsschüben beprobt. Die Veränderungen während der Passage durch den Pflanzenfilter konnten in den „Hinteren Stellimatten“ wegen Sicherheitsbedenken der IWB nur einmal untersucht werden (Kap. 4.4.1.1), während in der Brüglinger Ebene permanent eingeleitet wurde und dadurch aussagekräftigere Resultate gewonnen werden konnten (Kap. 4.4.2).

### 4.4.1 Mühleiteich

#### 4.4.1.1 Trübungswelle

Schwebstoffe in einem Gewässer führen zu einer Trübung des Wassers und gelten als eine „Gefahrenquelle“. Der grösste Teil der Partikel ist jedoch harmloser Natur. Es handelt sich dabei um Sand-, Lehm- oder Tonpartikel oder zersetztes organisches Pflanzenmaterial. Durch Hochwasser können viele partikulär gebunden transportierte Stoffe mobilisiert werden (HELLMANN 1999).

Die durch die vorgängigen Untersuchungen der Reinigungsleistung (vgl. Kap. 4.1.1) bei der horizontalen Passage durch den Pflanzenfilter durch Schöpfproben gewonnenen Re-

sultate wurden mit der Einleitung der Trübungswelle vom Juni 2002 weitgehend bestätigt. Es zeigte sich bei der Trübungswelle dasselbe Verhalten wie bei den regulären Beprobungen: Sauerstoffgehalt und -konzentration haben über die Fließstrecke abgenommen, während bei der Wassertemperatur, dem DOC und der UV-Extinktion und bei den Phosphatgehalten eine deutliche Zunahme erfolgte. Die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen gingen leicht zurück. Dieser Rückgang war aber nicht so ausgeprägt, wie das bei vorgängigen Untersuchungen festgestellt wurde.

Die Schlüsselgrösse des Experimentes – die Trübung – zeigte das erwartete Reaktionsmuster: Bereits über eine Fließstrecke von ca. 100 m findet eine markante Reduktion (um rund 85 %) statt (Tab. 4.14). Bei Ankunft des Wassers im Feuchtgebiet (ausserhalb der Wasserstelle bei Feld 3) ist die Trübung nahezu eliminiert und das Wasser klar (Daten nicht dargestellt).

*Tab. 4.14 Wasserqualitätsparameter (Mittelwerte) im Mühleteich und in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ (in Feld 3) sowie die prozentuale Veränderung während der oberflächlichen Passage zwischen den beiden Messpunkten während des Experiments „Trübungswelle“ vom 20.6.2002.*

<b>Qualitätsparameter</b>	<b>Mühleteich</b>	<b>Feld 3</b>	<b>Δ [%]</b>
Wassertemperatur (°C)	19.5	20.4	4.5
Spez. elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	138	136	-1.7
Sauerstoff (mg/L)	7.45	6.33	-15.0
Relative Sauerstoffsättigung (%)	83.1	71.7	-13.7
DOC (mg/L)	2.88	3.40	18.0
UV-Extinktion (1/m)	9.31	10.85	16.5
Nitrat (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	7.65	7.15	-6.5
Ortho-Phosphat (mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	0.18	0.23	24.2
Ammonium (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	0.064	0.063	-1.2
Trübung (FNU)	36.8	5.7	-84.6
Anzahl Proben	12	12	

Leider zeigte sich bei der bakteriologischen Situation kein deutbares Bild: Einerseits war die von den IWB bearbeitete Probenanzahl zu gering, um gesicherte Aussagen zu machen, andererseits waren die Ergebnisse undeutlich. In Anbetracht der markanten Trübungselimination verwundert es, dass sich die Anzahl der Koli-Bakterien nicht ebenfalls markant reduziert hatte. Gerade in dieser Hinsicht hätte eine Wiederholung des Experimentes wertvolle Informationen liefern können. Diese wurde jedoch durch den Ausstieg der IWB aus dem Projekt verhindert.

Die Überwachung des Wassers mit den YSI-Sonden konnte die aus den Schöpfproben gewonnenen Resultate bezüglich der Trübung bestätigen. Im Tümpel in Feld 2 ist die Trübung bereits deutlich geringer gegenüber dem Mühleteich. Im Tümpel in Feld 3, zu welchem das Wasser eine längere Fließstrecke zurücklegen muss, ist die Trübung noch markanter zurückgegangen (vgl. Abb. 4.51).

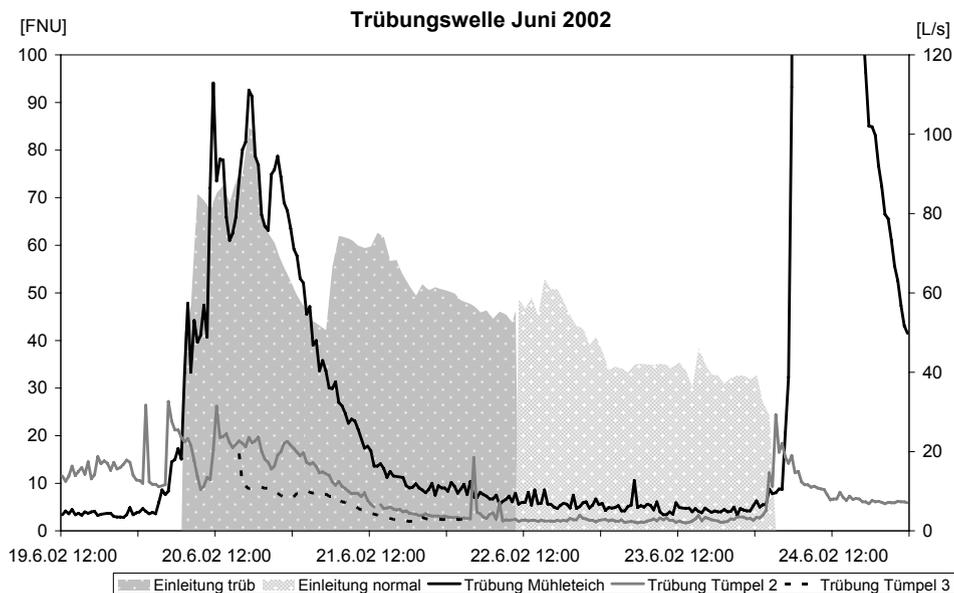


Abb. 4.51 Der Verlauf der Trübung während des Experimentes „Trübungswelle“. Der Tümpel in Feld 2 ist seit seiner Entstehung im Frühjahr 2002 dauernd mit Wasser gefüllt, während jener in Feld 3 nur während der Bewässerung wasserführend ist (damit ist das erst späte Einsetzen der dortigen Messung erklärt).

#### 4.4.1.2 Schwebstoff-Charakteristik

Der Kohlenstoffgehalt der Schwebstoffe bei Trübungsereignissen im Mühleleich liegt meist bei ca. 10-13 %, der N-Gehalt bei rund einem Prozent (C/N-Verhältnis: 10-15) (Tab. 4.15a). Der organische Anteil am Schwebstoffmaterial ist damit mit rund 20-25 % recht hoch. Da zu wenig Probenmaterial für eine vollständige Korngrößenbestimmung gewonnen wurde, konnte diese nur für das Feinmaterial (Schluff- und Tonfraktion) durchgeführt werden. Die Korngrössenzusammensetzung kann deshalb nicht direkt mit jener aus der Birs (Tab. 4.15b) verglichen werden – diese bezieht sich auch auf die Sandfraktion. Die Schwebstoffe weisen eine geringe Belastung durch Schwermetalle auf. Es besteht jedoch kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen Intensität der Trübung und der Schwermetallkonzentration. Die niedrigsten Blei-, Zink- und Kupfer- und Cadmium-Gehalte wurden beim Ansteigen, die höchsten Cadmium-Werte während dem Ausklingen der Trübungswelle vom 20./21.6.2002 gemessen.

Die Belastung durch organische Schadstoffe ist grösstenteils gering und liegt meist unter der Nachweisgrenze. Von den 19 untersuchten chlorierten Insektiziden liegen mindestens 17 unter der Nachweisgrenze (von 2 µg/kg), die restlichen zwei nur knapp darüber. Moschusduftstoffe sind gar keine nachweisbar und bei den untersuchten polychlorierten Biphenylen sind mehr als die Hälfte nicht nachweisbar, die restlichen liegen leicht über

der Nachweisgrenze. Allerdings konnten die untersuchten 10 PAKs (polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe) alle deutlich nachgewiesen werden (Daten im Anhang A1) (WÜTHRICH et al. 2003, 23).

Tab. 4.15 Charakterisierung der Schwebstoffe aus a) dem Mühleiteich in den Langen Erlen und b) dem Teichbächlein in der Brüglinger Ebene von Hochwasserwellen bzgl. C- und N-Anteil sowie Schwermetallbelastung (Maximal- und Minimal-Werte fett) und Korngrößenverteilung der (Fein-)Partikel.

#### a) Schwebstoffe Wiese (im Mühleiteich) 2002

Datum	Trübung [FNU]	C [%]	N [%]	C/N	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]	TZW *
20.3.	~ 140	12.96	0.89	14.6	<b>190.2</b>	338.4	66.7	1.44	X
3.4.	18-20	-	-	-	-	-	-	-	X
2.5.	~ 60-65	10.14	1.00	10.1	109.1	<b>518.0</b>	<b>90.6</b>	1.96	-
20.6.	ansteigend (~ 70)	6.85	0.62	11.0	<b>69.7</b>	<b>293.9</b>	<b>62.8</b>	<b>1.38</b>	X
21.6.	abnehmend (~ 15)	11.16	1.07	10.4	124.4	507.6	74.3	<b>2.29</b>	X

\* Analysen des DVGW-Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe (D), Daten s. Anhang A1

#### Korngrößenverteilung:

Trübungswelle 2.5.	Sand (S) >63µm [Anteil %]	Schluff (U) 63-2 µm [Anteil %]	Ton (T) <2 µm [Anteil %]
Sandfraktion ist zwar vorhanden, aber nur Feinmaterial wurde bestimmt, da zu wenig Material vorhanden!	s. Anmerkung	67.50 gU 5.80	32.50 mU 33.60 fU 32.50

#### b) Schwebstoffe Birs (im Teichbächlein) 2004

Datum	Trübung [FNU]	C [%]	N [%]	C/N	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Cd [mg/kg]
3.6.	(~ 140)	8.62	0.43	20.0	28.6	314.3	46.7	1.24

#### Korngrößenverteilung:

Trübungswelle 3.6.	Sand (S) >63µm [Anteil %]	Schluff (U) 63-2 µm [Anteil %]	Ton (T) <2 µm [Anteil %]
	2.22	64.54 gU 11.41	33.24 mU 25.19 fU 27.94

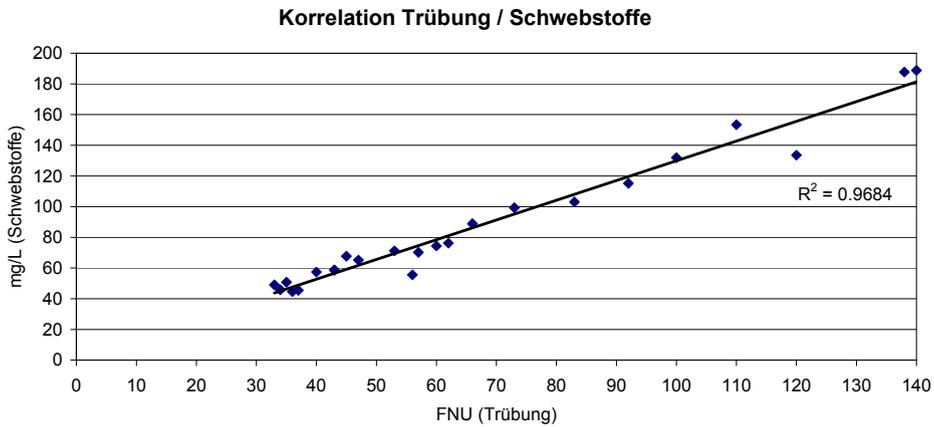


Abb. 4.52 Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration und der dazugehörigen Trübung während der Hochwasserwelle vom 20.3.2002. Mit steigender Trübung steigt auch der Schwebstoffgehalt.

Aus den Vergleichen der Schwebstoffkonzentration mit den dazugehörigen Trübungswerten ergibt sich eine deutliche Korrelation (vgl. Abb. 4.52 und 4.53). Bei den Trübungswellen vom 20.3. (FNU bis 140) und vom 20.6.2002 (FNU bis 65) resultiert ein Bestimmtheitsmass von  $R^2 = 0.9684$  resp.  $R^2 = 0.8157$  zwischen diesen beiden Grössen. Das bedeutet, dass mit steigender Trübung die Schwebstoffkonzentration mit deutlichem Trend ansteigt. Weiter konnte gezeigt werden, dass die Schwebstoffkonzentration pro FNU-Einheit mit abnehmender Trübung grösser wird (Abb. 4.54). Eine starke Trübung bringt also eine geringere Schwebstoffbelastung mit sich als zwei halb so starke Trübungswellen.

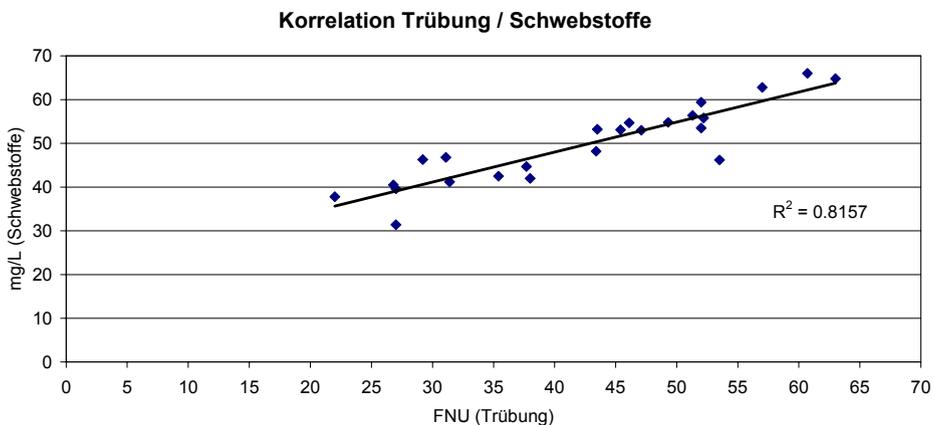


Abb. 4.53 Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration und der dazugehörigen Trübung während des Experimentes „Trübungswelle“ vom 20.6.2002. Mit steigender Trübung steigt auch der Schwebstoffgehalt.

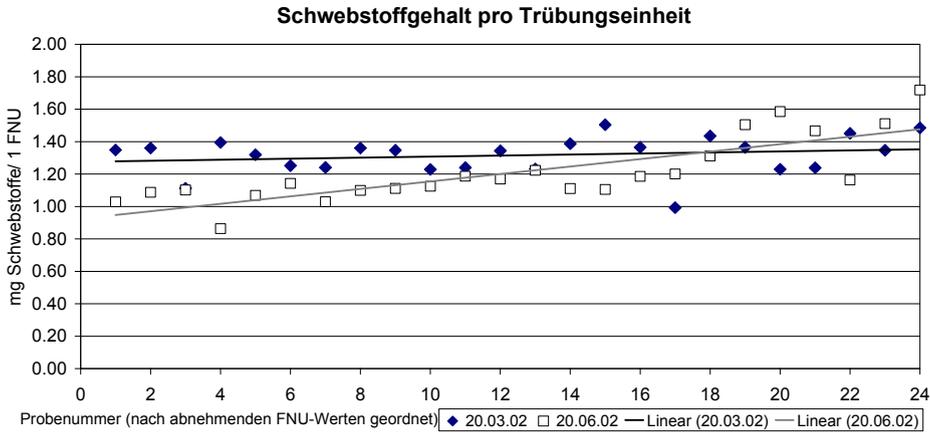


Abb. 4.54 Zusammenhang zwischen der Schwebstoffkonzentration und Trübung. Die Grafik zeigt von zwei Trübungswellen (vom 20.3. und 20.6.2002), wieviel Schwebstofffracht pro Trübungseinheit mittransportiert wurde. Mit abnehmender Trübung steigt die Schwebstoffkonzentration pro Trübungseinheit. Eine starke Trübung bringt eine geringere Schwebstofffracht mit sich als zwei halb so starke Trübungswellen. Pro Trübungseinheit wird zwischen 1.0-1.5 mg/L Schwebstoffmaterial mitgeführt.

#### 4.4.2 Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen im Teichbächlein

Die zeitlich hoch aufgelösten (Intervall von 30 Minuten) oberflächlichen Beprobungen des Wassers (im Teichbächlein) vor und nach dem Pflanzenklärgelände ergeben eine statistisch gut abgestützte Datengrundlage über die Wirkung dieses Gebietes bei der Einleitung von stark getrübtetem Hochwasser („Trübungswelle-Experiment“ am 13.1.2004 und 3.6.2004).

Die deutlichsten Reinigungseffekte zeigen sich bei den Trübungswerten. Diese Effekte sind vor allem bei einer hohen Grundlast an Trübstoffen im Birswasser markant: Am 13. Januar 2004 um 9:20 Uhr wurde Birswasser mit rund 140 FNU auf ca. 20 FNU, nach einigen Stunden solches von rund 80 FNU auf ca. 10 FNU gesäubert (vgl. Abb. 4.15). Auch am 3. Juni 2004 wurde Birswasser mit 120-170 FNU auf 30-40 FNU geklärt (Abb. 4.55). Die Reduktion der Schwebstoffe während der Passage liegt somit jeweils bei 70-80 %. Mit dieser Verminderung der Schwebstofffracht steht die deutliche Abnahme der Bakterienkeimzahlen während der Passage im Pflanzenklärgelände in Zusammenhang. Am 13. Januar 2004 sank die Zahl der *E.coli* von durchschnittlich 1'231 auf 839 KBE/100mL (um 32 %), am 3. Juni 2004 von 5'087 auf 4'062 KBE/100mL (um 20 %). Die Hochwasserwelle vom 3. Juni 2004 brachte nicht nur eine höhere Schwebstofffracht, sondern auch deutlich mehr Fäkalkeime mit sich als jene vom 13. Januar 2004.

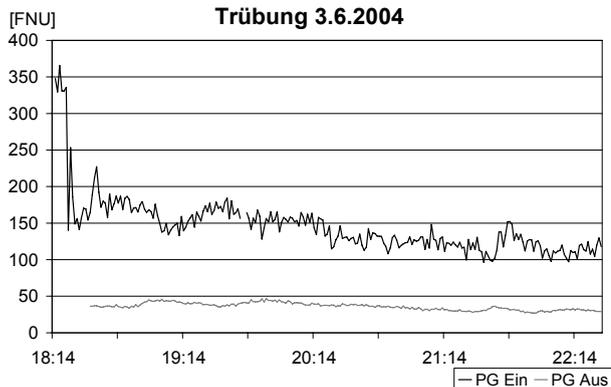


Abb. 4.55 Während des Experimentes „Trübungswelle“ wurde vor (PG Ein) und nach (PG Aus) der Passage durch das Pflanzenklärgelände die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. Die Reduktion der Schwebstofffracht ist offensichtlich.

Das Pflanzenklärgelände stellt aber nicht nur während Hochwasserereignissen eine Senke für Schwebstoffe dar, sondern es findet auch bei klarem Wasser (2 FNU) eine Reduktion um bis zu 50 % statt. Das in den See eingeleitete Wasser ist nach der Passage des Pflanzenklärgeländes immer deutlich ärmer an Schwebstoffen als das Birswasser im Teichbächlein.

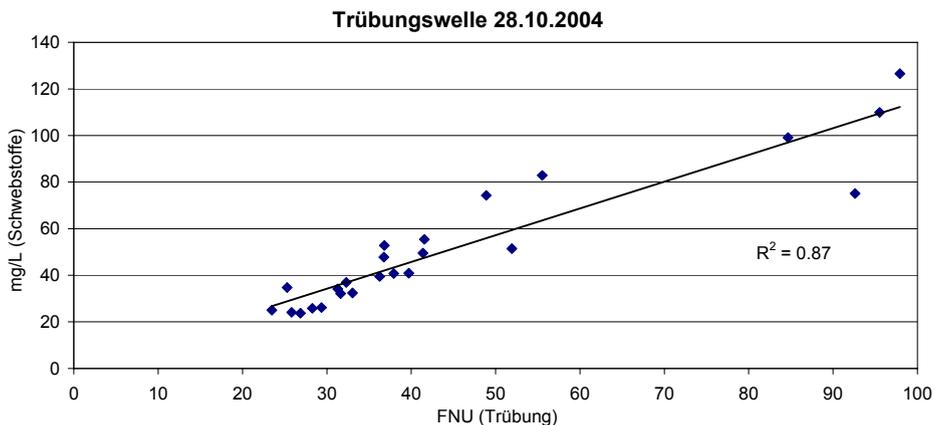


Abb. 4.56 Korrelation zwischen Trübung und Schwebstoffkonzentration. Wie das Bestimmtheitsmass zeigt, ist die Korrelation, v.a. durch die Häufung der Stichproben zwischen 20 und 40 FNU, recht deutlich.

Wie im Mühlebach besteht auch im Teichbächlein eine deutliche Korrelation zwischen Schwebstofffracht und Trübungswerten (Abb. 4.56). Mit einer Schwebstofffracht von rund 1.0-2.0 mg/L pro Trübungseinheit kann trotz geologisch unterschiedlichem Einzugsgebiet von Birs und Wiese (vgl. Abb. 4.54 und Tab. 4.15) ein vergleichbarer Schwebstoffaustrag der beiden Gewässer angenommen werden. Abb. 4.57 stellt die Ganglinien von Trübung und Schwebstoffkonzentration während einer 48-stündigen

Beprobung eines Schmelzwasserereignisses dar. Dabei zeigt sich erneut die oben beschriebene Korrelation der beiden Grössen.

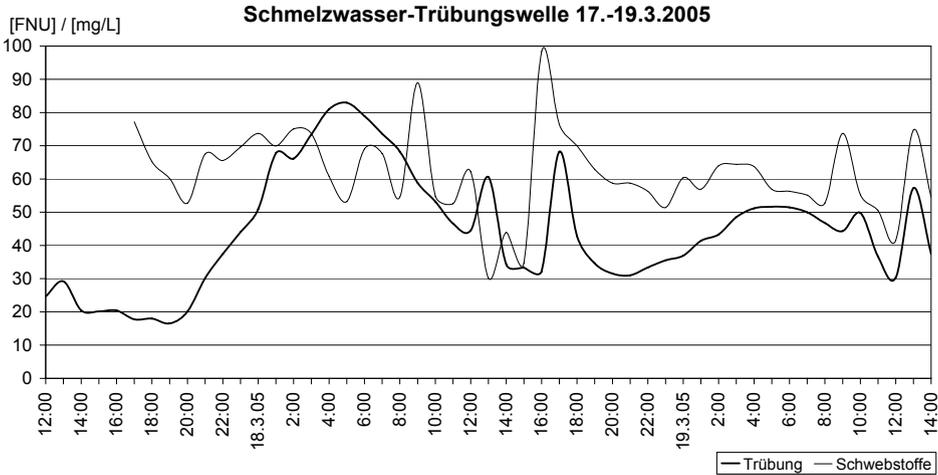


Abb. 4.57 Trübung und Schwebstoffkonzentration im Teichbächlein während eines Schneeschmelzereignisses im Frühjahr 2005. Die Konzentration der Schwebstoffe verläuft häufig entsprechend den Trübungsschüben.

## 4.5 Limnöökologische Vergleiche Mühleiteich – Wasserstelle – Tümpel

Während Strahlungswetterlagen sind im Mühleiteich Temperaturdifferenzen von 4-5 K die Regel; bei regnerischem Wetter hingegen sind die Tagesgänge der Wassertemperatur stark gedämpft (0-1 K). Ähnlich verhält sich die Sauerstoffkonzentration, deren Tagesgang das Maximum jeweils um die Mittagszeit und das Minimum um Mitternacht erreicht. Beim pH-Wert können bei Strahlungswetterlagen Differenzen von mehr als einer Einheit auftreten. Das Maximum liegt dabei zwischen 16 und 19 Uhr, das Minimum zwischen 5 und 6 Uhr. Der Tagesgang der Leitfähigkeit ist im Mühleiteich weniger deutlich, da er aufgrund der häufig (auch in kleinem Umfang) auftretenden Trübungsschübe sehr sprunghaft ist.

Die Tagesganglinien von Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und teilweise der Leitfähigkeit werden deutlich durch die meteorologischen Bedingungen beeinflusst. Bei Strahlungswetterlagen werden ausgeprägte tageszeitliche Schwankungen gemessen, bei Regenwetter hingegen fehlen diese. Neben den meteorologischen Bedingungen beeinflussen v.a. der Entwicklungszustand der Vegetation und der Tag-Nacht-Rhythmus (Jahreszeit) die tägliche Amplitude der Kurven (vgl. STUCKI 2002).

Bei der Bewässerung weisen alle Parameter in der Wasserstelle deutliche Tagesganglinien auf, die besonders bei Strahlungswetterlagen ausgeprägt sind. Bei zunehmender

Bewölkung werden sie mehr und mehr gedämpft und bei Regenwetter zeigen sie ein chaotisches Verhalten. Dies wird durch zeitweises Abschalten der Bewässerung bei zu hoher Trübung im Mühleiteich verstärkt.

Die Betrachtung einiger Scheitelwerte bei Strahlungswetterlagen macht ersichtlich, dass:

- die Wassertemperatur das Maximum zwischen 19 und 21 Uhr und das Minimum zwischen 7 und 9 Uhr aufweist,
- der Tagesgang der Sauerstoffkonzentration das Maximum um die Mittagszeit und das Minimum um Mitternacht hat,
- der pH-Wert sein Maximum am späten Nachmittag und das Minimum am frühen Morgen erreicht und
- die Leitfähigkeit das Maximum in der zweiten Nachthälfte bis in den frühen Morgen und das Minimum am frühen Nachmittag hat.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Verhältnisse im Mühleiteich bei Bewässerung in die Wasserstelle übertragen werden. Die tageszeitlichen Schwankungen in der Wasserstelle sind jedoch gegenüber jenen im Mühleiteich etwas gedämpft (STUCKI et al. 2002, 232ff.).

Im Gegensatz zum Mühleiteich zeigten sich in den Tümpeln ausserhalb der Bewässerungszeit vom Lichtangebot beeinflusste Tagesganglinien mit entsprechend grossen Amplituden. Die Sauerstoffkonzentration wies ihr Maximum am späten Nachmittag bis frühen Abend auf, während die minimale Konzentration am frühen Morgen festzustellen war. Ein zeitlich entsprechendes Verhalten lag bei der Wassertemperatur und den pH-Werten vor. Zur Leitfähigkeit konnte keine einheitliche Maximum- bzw. Minimumperiode eruiert werden. Generell wurde jedoch nach Abschalten des Zustroms ein tägliches Ansteigen der Absolutwerte beobachtet. Je weiter die Bewässerungszeitpunkte zurücklagen, umso höher stiegen die Leitfähigkeitswerte an (vgl. WÜTHRICH et al. 2003, 50ff.).

In Abb. 4.58 ist der Effekt der einsetzenden Bewässerung auf die Tagesganglinien im Tümpel zu sehen. Erreicht Wasser aus dem Mühleiteich die Messstation im Tümpel, zeigen alle Parameter sofort eine direkte Beeinflussung. Die Werte gleichen sich nominell und zeitlich jenen im Mühleiteich an, z.B. verschiebt sich das Maximum und Minimum der Sauerstoffkonzentration auf Mittag und Mitternacht. Die Tagesganglinien sind in dieser Zeit gedämpft, verschieben sich jedoch nach Unterbrechung der Wasserzufuhr – der biologischen Aktivität folgend – wieder auf das höhere Niveau mit grösseren täglichen Amplituden (STUCKI et al. 2002, 232ff.).

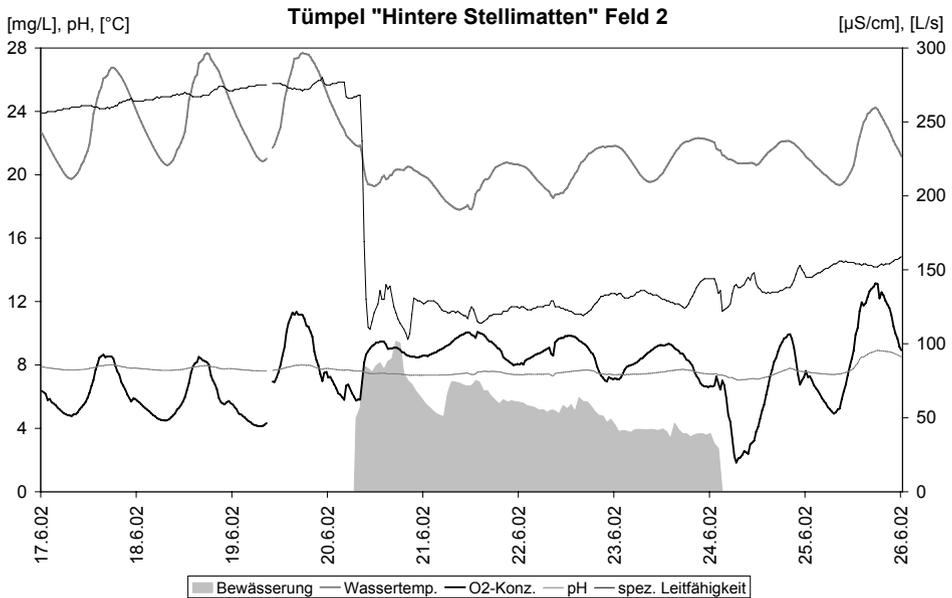


Abb. 4.58 Einfluss der Bewässerung auf die Tagesganglinien einiger Parameter im Tümpel in der „Hinteren Stellmatten“ im Feld 2. Die Bewässerung dämpft die Amplituden und passt deren Verläufe jenen des Mühleiteiches an.

## 4.6 Temperaturüberwachung Brüglingen

Die Lufttemperatur im Bestandesklima am Teichbächlein zeigt im Sommer ausgeprägte Tagesgänge von bis zu 12 K, im Winter bis zu 16 K. Dagegen werden im Teichbächlein sommerliche Tagesamplituden von 2 K erreicht, während im Frühjahr und Herbst die Amplituden kleiner werden und im Winter vollständig verschwinden bzw. sich die Ganglinie der Wassertemperatur dem Witterungsverlauf angepasst hat. Der Quellsee zeigt bei sommerlichen Strahlungswetterlagen in 10 cm Tiefe ausgeprägte Tagesgänge von bis zu 4 K. Diese betragen im Winter noch bis zu 1.5 K. In 130 cm Tiefe betragen die Amplituden in der Regel weniger als 0.5 K.

Da die Lufttemperatur im Schatten der Ufervegetation des Teichbächleins gemessen wird, erstaunt es wenig, dass der Quellsee durchwegs eine höhere Temperatur aufweist als die Luft.

Die bisher höchsten Tagesmitteltemperaturen wurden im August 2003 erreicht (Hitzesommer): In der Luft 25.6 °C am 5.8., im Quellsee an der Oberfläche 29.2 °C am 6.8. (während 10 Tagen mehr als 28 °C!) und über dem Grund 27.4 °C am 8.8. (während 6 Tagen mehr als 27 °C!). Zu beachten ist dabei die relativ rasche Änderung der Wassertemperatur bis zum Grund in Abhängigkeit von der Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung. Deswegen konnte sich z.B. auch mit dem Wintereinbruch anfangs Dezember 2003

bereits eine Eisschicht über mehrere Tage aufbauen. Hingegen war Ende Februar und Anfang März 2004 ein Wechsel von vollständigem Zufrieren in der Nacht und Auftauen am Nachmittag zu beobachten. Eine Übersicht über die höchsten und tiefsten Tagesmitteltemperaturen gibt Tab. 4.16 und weitere Ausführungen finden sich in STUCKI 2007.

*Tab. 4.16 Gemessene Luft- und Wassertemperaturen in der Brüglinger Ebene. Angegeben sind jeweils Maximum und Minimum der Stundenwerte und der Tagesmittel. Die Werte mit \* wurden unter einer Eisbedeckung gemessen (TB = Teichbächlein, QS 10 = Quellsee in 10 cm Tiefe, QS 130 = Quellsee in 130 cm Tiefe, k.A. = keine Angabe).*

<b>Temperatur in °C</b>		<b>Luft</b>	<b>TB</b>	<b>QS 10</b>	<b>QS 130</b>
Stundenwerte	Max. Sommer 2003	32.2	k.A.	31.6	27.7
	Min. Winter 2003/04	-6.7	2.3	1.6*	3.1*
	Max. Sommer 2004	27.8	21.7	28.6	25.6
	Min. Winter 2004/05	-12.9	0.7	1.3*	3.1*
	Max. Sommer 2005	29.9	21.5	30.7	27.1
Tagesmittel	Max. Sommer 2003	25.6	k.A.	29.2	27.4
	Min. Winter 2003/04	-3.4	2.7	2.6*	3.5*
	Max. Sommer 2004	23.3	20.5	26.8	25.4
	Min. Winter 2004/05	-6.1	1.5	1.7*	3.5*
	Max. Sommer 2005	24.9	20.2	28.6	26.8



## 5 Diskussion

### 5.1 Oberflächliche Reinigungsleistung urbaner Flusslandschaften

In den hier untersuchten urbanen Flusslandschaften wird die Veränderung der Wasserqualität der Oberflächengewässer durch vielfältige Prozesse gesteuert. Mehrheitlich findet in den naturnahen oder natürlichen Überflutungsflächen eine Qualitätsverbesserung statt, d.h. die Selbstreinigung in den Systemen funktioniert. Im Folgenden werden die Ergebnisse zusammenfassend diskutiert und im Anschluss die zu Beginn formulierten Hypothesen überprüft.

#### 5.1.1 Nitrat und Ammonium

Der Stickstoff ist v.a. auf Grund 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 den Produzenten als N-Quelle genutzt werden. Mit Beginn der Primärproduktion im Frühjahr kann deshalb erwartet werden, dass die Nitratkonzentration in der wärmeren Jahreszeit stetig abnimmt (VEST 1999). Im Jahresgang der Nitratkonzentration des Wiesewassers (Stellmatten), des Birswassers (Brüglinger Ebene) und des Rheinwassers (PCA) ist diese Entwicklung belegt. Typisch ist auch der rasche Wiederanstieg im Herbst, wenn der biologische Abbau gegenüber der Primärproduktion die Oberhand gewinnt. Zudem nimmt nach der Ernte im Herbst die Düngerauswaschung aus den landwirtschaftlich genutzten Gebieten – und damit die Nitratkonzentration in den Gewässern – wieder deutlich zu. Der  $\text{NO}_3^-$ -Jahresgang überlagert alle hier vorgestellten Auenökosysteme bis ans Ende der Fließstrecke. In den Stellmatten, im Quellsee, im *Étang U* und im *Mare des Tritons* und *Grand Marais* findet dort allerdings nicht nur die jahreszeitenbedingte Konzentrationsverminderung statt, sondern es werden durch weitergehende Umsetzungsprozesse markante Reinigungseffekte bis zur vollständigen Elimination erkennbar (GEISSBÜHLER et al. 2006, 36; vgl. auch DURRER 2006). Hinsichtlich des Umfangs dieser Reinigungseffekte gibt es zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten grössere Differenzen (s. unten). Solche Variabilitäten innerhalb natürlicher Feuchtgebiete sind v.a. von der Vegetationszusammensetzung und der zugeführten Nährstofffracht abhängig und durch zahlreiche, auch ältere Studien, belegt (z.B. NICHOLS 1983; REDDY & PATRICK 1984; COOPER 1990; BAKER 1992; BRÜSCH & NILSSON 1993; DÖRGE 1994; GOPAL 1999).

In der Regel wird Ammonium in Gewässern durch mikrobielle Nitrifikation zu Nitrat oxidiert, was für den Sauerstoffhaushalt eine Belastung darstellen kann. Im Winter bleiben hohe  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen auf Grund der temperaturbedingt gehemmten Nitrifikation länger erhalten (DVWK 1993). Die Ammoniumkonzentrationen sind in aeroben Gewässern gewöhnlich niedrig (KLAPPER 1992).

Bei der oberflächlichen Passage des Pflanzenklärgbietes findet nur eine geringe Nitrifikation (Abnahme von  $\text{NH}_4^+$ ) mit einer gleichzeitigen geringen Sauerstoffzehrung statt. Das damit zusätzlich gebildete  $\text{NO}_3^-$  wird aber kaum durch anschliessende Denitrifikation abgebaut. Die Daten lassen den Schluss zu, dass ungefähr gleich viel Nitrat neu gebildet wird wie durch Denitrifikation und durch Pflanzenentzug aus dem System verschwindet. Die Verweilzeit des Wassers von etwa einer halben Stunde scheint dabei ungenügend, um bei gelösten Substanzen eine effektive Reinigungsleistung zu erzielen. So ist nach PÖPEL & BÖRNER (1987, 24) bei ähnlich dimensionierten Anlagen erst bei Aufenthaltzeiten von zwei Stunden mit einer biologischen Teilreinigung zu rechnen (GEISSBÜHLER et al. 2006, 37). Dies bestätigt sich in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“: Nach einer Fließdauer von  $>1.5$  h findet eine effektivere Abnahme von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  statt.

Mit einer deutlich längeren Fließstrecke durch Schilf- und Röhrichtzonen (welche nach WISSING & HOFMANN [2002] für das Vorkommen nitrifizierender Bakterien sehr wichtig ist), wie sie im *Mare des Tritons* und speziell im *Grand Marais* zur Verfügung steht, erhöht sich die Reduktion der untersuchten Stickstoffverbindungen massiv. Nach einer hundertprozentigen Elimination im September, beträgt die Reduktion des  $\text{NO}_3^-$  im Oktober immerhin noch 38 % (GEISSBÜHLER et al. 2006, 37). BERGER (1993) konnte im damals noch stärker zugewachsenen *Grand Marais* eine mittlere Nitratreduktion von rund 97 % nachweisen. REILLY et al. (2000) zeigten ebenfalls, dass in einem grossflächigen Feuchtgebiet effizient (viel und rasch) Nitrat entzogen wird. In einem Auenwald in landwirtschaftlichem Umfeld konnte nach LOWRANCE et al. (1984) durch Denitrifikation eine N-Reduktion von 61 % erfolgen.

Eine noch effizientere Senkenfunktion für Nitrat und Ammonium wurde im Quellsee während der Vegetationszeit nachgewiesen. Das im Zufluss vorhandene Nitrat und Ammonium wird im Quellsee infolge von Assimilation und Denitrifikation meist fast vollständig umgesetzt. Auch im Winter ist der Nitratgehalt im Quellsee deutlich niedriger als im Birswasser,  $\text{NH}_4^+$  wird jedoch in dieser Zeit im Quellsee angereichert (das 3- bis 5-fache des Birswassers im Januar). HUPFER et al. (2002, 107) konnten für von der Spree durchflossenen Seen gleiche jahreszeitliche Effekte – jedoch in geringerer Ausprägung – nachweisen. MARION & BRIENT (1998) belegen mit einer Input-Output-Studie für den grossen Flachsee „Grand-Lieu“ (F) eine Nitrat-Retention im Winter von 61 % (1994), resp. 86 % (1996), und POMOGYI (1993) für den Hidvégi-Teich von 87 %, was sich gut mit den Werten des Quellsees deckt. Im Silver Stream-Teich (USA) wird nach MALLIN et al. (2002) die Nitrat- und Ammoniumkonzentration ebenfalls um 63 %, resp. 83 % reduziert. HILBRICHT-ILKOWSKA (1999), sowie JANSSON et al. (1994) und WEISNER et al. (1996) bestätigen ebenfalls die Funktion von Flachseen und Feuchtgebieten als Nitratsenken. CRISTOFOR et al. (1993) bestätigen den grösseren Aufbrauch von gelösten Nährstoffen (N und P) in Flachseen als in überfluteten Uferzonen (wobei erstere bei geringem Zufluss, zweitere bei Hochwasser effizienter sind). Der *Étang U* verhält sich anders als der Quellsee: Im Sommer findet – als Wirkung seines sauerstoffarmen Seemilieus – eine starke Nitratzehrung mit einer gleichzeitigen Anreicherung von Ammonium

statt (vgl. KLAPPER 1992). Die Untersuchungen von VEST (1999) im Aasee (D) decken sich mit diesen Befunden.

### 5.1.2 Ortho-Phosphat

Für pflanzliche Organismen und deren Stoffwechsel ist der Phosphor essenziell und wird in Form des Ortho-Phosphates aufgenommen. Unter natürlichen Bedingungen ist Phosphor in aquatischen Systemen ein limitierender Nährstoff und hat eine Schlüsselfunktion für die Intensität der Bioproduktion. 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 Ortho-Phosphat zu erwarten. Parallel zur Zunahme der Produktion von Biomasse im Frühjahr werden demnach die Ortho-Phosphat-Ressourcen abnehmen, wodurch es zur Stagnation bzw. zum Zusammenbruch der einzelnen P-verwertenden Nahrungsgemeinschaften kommt (auch wenn andere Nährstoffe noch in ausreichender Menge verfügbar sind) (GEISSBÜHLER et al. 2006, 37).

Das Ortho-Phosphat in den Fliessgewässern entstammt in erster Linie aus anthropogenen Quellen (DVWK 1993). So ist im Sommer im Birswasser ein Jahresgang mit erhöhter Konzentration erkennbar, während dies beim Rheinwasser eher weniger (CH 1) bzw. gar nicht der Fall (CH 2) ist. In der Wiese (resp. im Mühleleichen) ist ebenfalls kaum ein Jahresgang messbar. Nach Durchfliessen der untersuchten Gebiete ist grundsätzlich eine klare Reduktion des Ortho-Phosphates zu verzeichnen. Es sind aber Unterschiede feststellbar: Die durchwegs starke Reduktion des Ortho-Phosphates im *Grand Marais* (Abb. 5.1) und im *Mare des Tritons* entspricht derjenigen im Quellsee, während im *Étang U* die Verhältnisse von Monat zu Monat ändern und keine saisonale Abhängigkeit zeigen (vgl. auch HILLBRICHT-ILKOWSKA 1999). Im Gebiet der „Hinteren Stellimatten“ sind die Reinigungseffekte undeutlich.



Abb. 5.1 Fliessgewässer, Schilfgebiete und Stillgewässer wechseln sich im Grand Marais ab und ermöglichen eine grundlegende Veränderung der Wasserqualität gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser. (Photo: U. Geissbühler 19.4.2006)

Das Pflanzenklärgelände in der Brüglinger Ebene hat im Verlauf der Jahre etliche Veränderungen erfahren und ein Grossteil des Flusswassers passiert die Anlage heute nur oberirdisch. Die Verweilzeit des Wassers von etwa einer halben Stunde scheint ungenügend zu sein, um beim Ortho-Phosphat eine deutliche Reduktion sichtbar zu machen, welche nach dem Prinzip des Kickuth-Systems (KICKUTH 1984) angestrebt ist. Tatsächlich ist diesbezüglich kaum ein Effekt feststellbar. Vermutlich ist die mangelnde Wurzelraumpassage dafür verantwortlich (GEISSBÜHLER et al. 2005, 150).

COVENEY et al. (2002) zeigten, dass grossflächige Feuchtgebiete nicht nur einen wildtierreichen Lebensraum darstellen, sondern auch als Nährstoffsенke (insbesondere für Phosphor) dienen und dabei Seen vor der Eutrophierung bewahren können. Nach ROBACH et al. (1993) führen Selbstreinigungsprozesse zu einer Phosphatreduktion um lediglich 20 %, nach NEY (2003) um 23 %. Nach JOHNSTON (1991) schwankt der P-Rückhalt in Feuchtgebieten unter grossen zeitlichen Variationen zwischen 30-80 %.

Bei geringmächtigen Wasserkörpern – wie sie Quellsee, *Étang U* und teilweise auch das *Grand Marais* repräsentieren – 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. Zudem findet eine rasche Akkumulation organischer Sedimente statt, wobei im Sediment gebundene Phosphate in Abhängigkeit des Milieus wieder freigesetzt werden können. Dies könnte im *Étang U* (mit geringem Sauerstoffangebot im Sommer) mitunter ein Grund für die relativ grossen (nicht-saisonalen) Schwankungen des Reduktionspotenzials sein (GEISSBÜHLER et al. 2006, 38). Sowohl GLINSKA-LEWCZUK (2005) als auch HEIN et al. (2004) bestätigen, dass basierend auf der Theorie von AMOROS & BORNETTE (2002) (Konnektivität bestimmt den Nährstoffumsatz), in flachen Altarmseen mit zeitweiser Überflutung aus dem Hauptfluss, eine rasche Abnahme (u.a.) des Phosphates erfolgt. Solche funktionierende Auenseen können daher eine Reinigungsfunktion ähnlich derer von Feuchtgebieten (KADLEC & KNIGHT 1996) übernehmen. MARION & BRIENT (1998; vgl. auch Kap. 5.1.1) weisen beim Output des grossen Flachsees „Grand-Lieu“ (F) eine mit vorliegenden Daten vergleichbare Reduktion des Ortho-Phosphats um 79, resp. 72 % gegenüber dem Input nach. Im Silver Stream-Teich (USA) werden nach MALLIN et al. (2002) ebenfalls 77 % des Ortho-Phosphates aufgebraucht. Noch stärkeren Phosphat-Rückhalt von 96 % dokumentiert POMOGYI (1993) für den Hydvégi-Teich (H).

Es findet aber weder im *Étang U* noch Quellsee eine Anreicherung des Ortho-Phosphates durch Rücklösung statt, wie sie z.B. bei HUPFER et al. (2002) beschrieben wurde (vgl. auch STUCKI 2007). Bei optimalen Sauerstoffverhältnissen haben die Gewässer für Ortho-Phosphat durchweg eine bestmögliche Senkenfunktion durch Inkorporierung in Biomasse, beim Quellsee v.a. in das Phytoplankton, im *Grand Marais* und im *Mare des Tritons* zusätzlich in die durchströmten Makrophytenbestände (GEISSBÜHLER et al. 2006, 38).

### 5.1.3 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. Bei Abwesenheit biogener Aktivitäten existiert zwischen dem atmosphärischen Sauerstoff und dem im Wasser gelösten Sauerstoff ein temperaturabhängiges Gleichgewichtsverhältnis, wie es jeweils beim Wiese-, Birs- und Rheinwasser erkennbar ist. Am wenigsten Veränderungen gegenüber dem einlaufenden Wasser erfährt der Sauerstoffgehalt im *Grand Marais*: Es findet eine leichte Abnahme statt, wie sie auch im Pflanzenklärgelände erkennbar ist. Im *Mare de Tritons* und in der Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ ist die O<sub>2</sub>-Abnahme etwas grösser, d.h. es sind mehr oxidative Abbauprozesse zu erwarten (vgl. auch Kap. 5.1.6).

Demgegenüber steht der Quellsee, in dem durch die photoautotrophe Aktivität der limnischen Algen von März bis November eine auffällige Sauerstoffübersättigung stattfindet (vgl. z.B. SCHWOERBEL & BRENDLBERGER 2005; POTT & REMY 2000; GUNKEL 1996). Diese ist so gross, dass selbst nachts – bei vorherrschender Sauerstoffzehrung – kein Defizit eintritt (vgl. KALBE 1997, 194ff.). Dieser ausgeprägte Jahresgang des Sauerstoffs und dem damit abhängigen O<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub>-Verhältnis ist der Grund für den ebenso ausgeprägten Jahresgang der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit.

Der *Étang U* verhält sich bezüglich Sauerstoffgehalt entsprechend den Erwartungen (vgl. z.B. VEST 1999; KLAPPER 1992): 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 (vgl. auch KÖHLER & OCKENFELD 2002). Entsprechend verhält sich die Leitfähigkeit (GEISSBÜHLER et al. 2006, 38).

### 5.1.4 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 (BISCHOF 1998). Bei Auftreten von *E.coli* sind auch immer koliforme Keime vorhanden, welche auch an Pflanzen und im Boden sowie in Gewässern in beträchtlichen Konzentrationen auftreten können (DVWK 1996, 51ff.). Nicht gelöste Partikel (Trübstoffe) können Träger von Mikroorganismen oder kleinen Organismen selber sein (pathogene Keime, Viren, Bakterien, Protozoen, Invertebraten-Larven, Parasiten) (MCCARTHY & ZACHARA 1989).

Die deutlichsten Reinigungseffekte im Pflanzenklärgelände zeigen sich bei den Trübungswerten. Schwebstoffe werden zuverlässig absorbiert, was aber auch bedeutet, dass durch das Absetzen von mitgeführten Feststoffen eine kontinuierliche Kolmation stattfindet. Sedimentationsprozesse und der anschliessende Abbau der Bakterien durch Antagonisten im Biofilm tragen erheblich zum Selbstreinigungspotenzial eines Gewässers und einer funktionierenden Auenlandschaft bei (vgl. KOSKIAHO 2003). Dies deutet sich

hier sowie in den „Hinteren Stellmatten“ z.B. in der reduzierten Keimzahl für Bakterien nach der Passage an. Besonders deutlich wird dies bei der Einleitung von trübem Wasser mit hoher Schwebstofffracht (GEISSBÜHLER et al. 2006, 38). Durch das Absetzen von organischem Material erfolgt überdies eine – wenn auch geringe – Reduktion von Nährstoffen (SCHULZ et al. 2003).

Obwohl im Quellsee die Trübung deutlich über den Eingangswerten liegt, ist die dortige Elimination der Koli-Bakterien ausserordentlich effizient. Dies geschieht trotz dem der Quellsee mit Wasservögeln und Fischen stark bestockt ist und daher eine zusätzliche Verunreinigung zu vermuten ist. Die Trübung wird im See durch eine hohe sommerliche Phytoplanktondichte verursacht (HELLMANN 1999, 35ff.). Dass solche Flachseen deutliche Senken für *E.coli* sind, zeigen auch die Daten des *Étang U* in der PCA. In diesem nimmt allerdings die Trübung nicht wie im Quellsee zu, sondern wird aufgrund der geringen Phytoplanktondichte ebenfalls stark reduziert. Die Verminderung der Keimzahlen im *Grand Marais* ist – wie im *Étang U* – eindrucksvoll, obwohl die Trübung weniger zurückgeht. BUNGARTZ et al. (2002) konnten in einem ähnlich langen, langsam durchflossenen Altarm der Spree eine Schwebstoffreduktion von bis zu 60 % messen (GEISSBÜHLER et al. 2006, 39). Im *Mare des Tritons* – mit ähnlicher Effizienz wie das *Grand Marais* – gleicht vermutlich die noch langsamere Fließgeschwindigkeit die kürzere Fließstrecke aus.

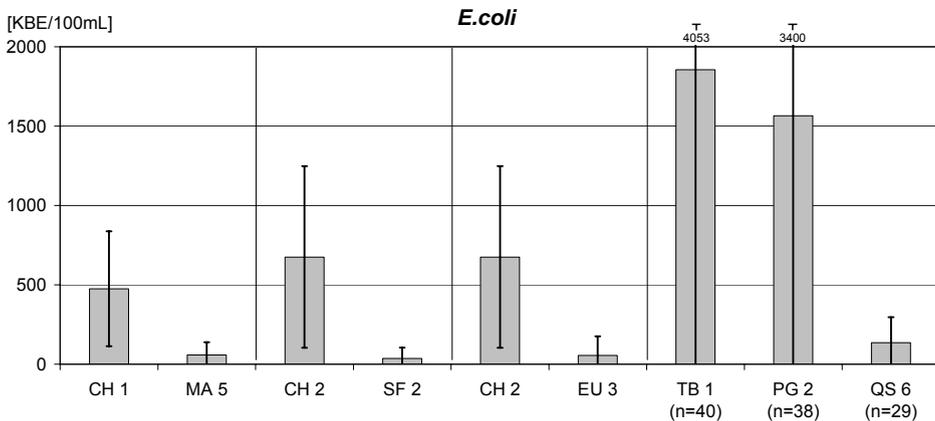


Abb. 5.2 Die Jahresmittelwerte der monatlichen Schöpfproben (2005) zeigen bezüglich bakterieller Belastung mit der Fließstrecke durch das Grand Marais (CH 1 – MA 5) eine sehr deutliche Keimabnahme von 87.7 %, durch das Mare des Tritons (CH 2 – SF 2) von 94.6 % und durch den Étang U (CH 2 – EU 3) eine solche von 91.9 %. Als Vergleich dazu die Keimzahlen im Brüglinger System: Mit der Fließstrecke durch das Pflanzenklärgebiet (TB 1 – PG 2) reduziert sie sich „nur“ um 15.7 %, bis ans Ende des Quellsees (TB 1 – QS 6) nimmt sie jedoch um 92.7 % ab. Die Enden der senkrechten Linien markieren die jeweilige Standardabweichung.

Das Selbstreinigungspotenzial der hier vorgestellten Auenökosysteme bezüglich Bakterien, v.a. der Indikatorkeime *E.coli* (Brüglingen: -92.7 %, PCA: -91.9 % im *Étang U*, resp. -87.7 % im *Grand Marais* und -94.6 % im *Mare des Tritons*), ist als sehr hoch einzuschätzen (Abb. 5.2). Damit zeigt sich, dass in den Feuchtgebieten und Stillgewässern die entsprechenden Milieubedingungen für Antagonisten von krankheitserregenden Keimen (z.B. aerobe mesophile Keime [vgl. auch deren starke Zunahme in den Stellimatten]) erfüllt sind. Eine ähnlich hohe Effizienz bezüglich der Entfernung von Fäkalkeimen (85-94 %) belegen PERKINS & HUNTER (2000) für künstliche angelegte Riedpflanzenbeete sowie MALLIN et al. (2002) für den Silver Stream-Teich (USA) (-86 %). Die schwächste diesbezügliche Leistung mit ca. -25 bis -30 % zeigt die Wasserstelle „Hintere Stellimatten“, wobei dies auch auf ungünstigere Beprobungsbedingungen zurückzuführen ist. Einerseits ist die vergleichbare Probenanzahl gering und andererseits führen die stetig schwankenden Bewässerungsverhältnisse in der Wasserstelle zu diesen schwieriger gegenüberzustellenden Datengrundlagen.

Dass die geochemische Bedingungen im Einzugsgebiet für die chemisch-mineralogische Zusammensetzung der Gewässerschwebstoffe prägend ist (HELLMANN 1999, 39), zeigt sich hier beim Vergleich der Korngrößen: Wie erwartet, findet sich ein vergleichsweise grösserer Anteil an Tonpartikeln in den Schwebstoffen aus dem carbonatischen Einzugsgebiet der Birs als in den Schwebstoffen der Wiese (silikatisches Einzugsgebiet). Aus den gewonnenen Daten lässt sich zudem ableiten, dass der Mühleiteich v.a. organisches Material mit sich führt (C-Gehalt bis zu 13 %). Damit ist er vergleichbar z.B. mit dem Schöpfe- und Schneckenbach (Hotzenwald, südlicher Schwarzwald, vgl. SEIBERTH & WÜTHRICH [2001] und KATTERFELD [2007]), aber nicht mit Gewässern im Bereich des Tafeljuras bzw. mit dem Rhein (WÜTHRICH et al. 2003, 23). Die Schwebstoffe im Mühleiteich sind leicht mit Schwermetallen belastet. Das ist etwas stärker als jene Schwebstoffe aus dem Einzugsgebiet der Birs und aus dem Rhein (IKSR 2001), jedoch sind die Werte meist niedriger als in den Böden der Langen Erlen, die z.T. recht stark belastet sind (vgl. NIEDERHAUSER 2002). Auch eine gewisse organische Belastung ist feststellbar, obwohl für viele untersuchte Substanzen die Nachweisgrenzen nicht erreicht werden. Trotz grosser Schwankungen bezüglich Quantität und Qualität des Schwebstoffmaterials im Mühleiteich (wie auch in anderen Gewässern, z.B. der Donau; vgl. NACHTNEBEL et al. 1998), kann dieses als nicht überdurchschnittlich problematisch eingestuft werden. Die Wasserqualität der Wiese gilt v.a. während den sommerlichen Niedrigabflüssen und bei einzelnen Hochwasserereignissen mit verschlechterten mikrobiologischen Verhältnissen als ungenügend (WÜTHRICH et al. 2003, 14). Der Einsatz eines „Eingangswächters“ im Mühleiteich zum Abhalten der Schwebstofffrachten hat sich bewährt. Die (grob abgeschätzte) jährlich in die Wasserstelle eingeleitete und dort abgelagerte Schwebstoffmenge hat sich dadurch auf knapp 0.5 mm/m<sup>2</sup> vermindert (vgl. Anhang A2). Ausgehend vom hohen organischen Anteil kann zudem längerfristig ein weiterer Abbau der Schwebstoffe angenommen und damit eine allfällige Kolmation weiter reduziert werden. Da die grössten schadstoffbelasteten Schwebstofffrachten bei starken Hochwässern (Ursache: Erosion) auftreten (vgl. z.B. HELLMANN 1999; MAIER et al. 1997), macht es durchaus Sinn, diese – sofern möglich mittels einer Einleitungskontrolle

– von einem Überflutungsgebiet fernzuhalten. Andererseits gehören solche Ablagerungen mit zu den natürlichen Prozessen in Auenlandschaften (wie die Bildung von Auelehmen belegt) und tragen somit zu einer langfristig funktionierenden Speicherung der Schadstoffe bei.

### 5.1.5 DOC und UV-Extinktion

DOC kommt im Gewässer natürlicherweise in Folge des Abbaus organischer Substanz oder durch Auswaschung aus Böden im Einzugsgebiet vor. Üblicherweise dienen organische Substanzen als Energiequellen für Bakterien, Pilze oder Invertebraten und somit findet v.a. in den Überflutungszonen von Flüssen, also in Auen, ein diesbezüglicher Selbstreinigungseffekt statt (PUSCH et al. 1998, 480). Organischer Kohlenstoff kann in Feuchtgebieten auch zu einer gesteigerten Denitrifikation führen (SIRIVEDHIN & GRAY 2006). Die leichte Zunahme des DOC sowie der UV-Extinktion während der Passage in den „Hinteren Stellmatten“ und im Pflanzenklärgelände (PG) ist hingegen die Folge des engen Kontaktes zwischen dem Wasser und den biologisch aktiven Oberflächen auf den Pflanzenstängeln, Holzoberflächen und der Substratoberfläche – und somit der Freisetzung zusätzlicher organischer Substanzen, v.a. von Huminstoffen (GEISSBÜHLER et al. 2006, 39). Eine derartige Zunahme von DOC und der UV-Extinktion wird auch von RÜETSCHI (2004, 237ff.) für andere Wasserstellen in den Langen Erlen bestätigt: Ob diese geringe Anreicherung auf die anschließende Reinigungsleistung im Boden eine negative (Belastung) oder positive (Abbau persistenter Stoffe im Cometabolismus) Auswirkungen hat, bleibt jedoch unklar. PINNEY et al. (2000) weisen ebenfalls eine DOC-Zunahme mit der Fliesstrecke nach. Noch ausgeprägter finden diese Vorgänge im *Grand Marais* und im *Mare des Tritons* statt (deutlich längere Aufenthaltszeiten), weshalb die beiden Summenparameter für organische Inhaltsstoffe dort relativ stark zunehmen. Die stärksten Zunahmen von DOC und SAK 254 finden sich in den beiden Seen (Quellsee und *Étang U*). Der Anstieg im Seewasser ist typisch für stehende Gewässer und hängt mit der Etablierung einer Planktonalgenpopulation (UHLMANN & HORN 2001, 74) zusammen. Das Ausscheiden von Stoffwechselprodukten aquatischer Lebewesen (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER 2005, 118ff.) sowie der mikrobielle Ab- und Umbau von toter organischer Substanz lässt diese beiden Parameter generell ebenfalls ansteigen (GELBRECHT et al. 2002, 83).

### 5.1.6 Temperatur

Die Temperatur stellt für die biologische Aktivität und damit auch für Stoffumsetzungsprozesse 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 des Teichbächleins (und damit auch im Pflanzenklärgelände) und – mit kurzer Verzögerung – auch jene des Quellsees den Bewegungen der Lufttemperatur folgt, findet eine

ständige Anpassung der Reaktionsgeschwindigkeiten vieler Selbstreinigungsprozesse statt. Demzufolge sind bei hohen Temperaturen, also vor allem in den Sommermonaten, die intensivsten Veränderungen zu erwarten. Dies trifft in den untersuchten Gewässer-Systemen auch tatsächlich mehrheitlich so zu.

Auch in den Wintermonaten, sogar bei Schnee- und Eisbedeckung findet eine Überflutung des Pflanzenklärgbietes (Abb. 5.3) sowie im *Grand Marais* und *Mare des Tritons* und damit verbunden eine Reinigung des eingeleiteten Flusswassers statt. Die für die Abbauprozesse verantwortlichen Mikroorganismengesellschaften in der Rhizosphäre und den Biofilmen passen sich den niedrigen Temperaturen an. Im Quellsee vermindert sich hingegen das Phytoplankton durch die einsetzende Eisbedeckung rapide und in dessen Folge bleibt eine Umsetzung der Nährstoffe in Phytomasse eingeschränkt (GEISS-BÜHLER et al. 2005, 149).



*Abb. 5.3 Auch in den Wintermonaten findet eine Überflutung und damit verbunden eine Reinigung des Flusswassers statt. Die für die Abbauprozesse verantwortlichen Mikroorganismengesellschaften in der Rhizosphäre und den Biofilmen passen sich den niedrigen Temperaturen an. (Photo: O. Stucki Februar 2004)*

Im Überstau und in den Tümpeln in den Hinteren Stellmatten zeigen die Messungen der Wassertemperatur (und anderer damit verbundener limnookologischer Grössen wie z.B. Sauerstoffgehalte, pH-Werte), dass diese in der Wasserstelle bei Bewässerung (wie im Pflanzenklärgbiet) direkt von den Verhältnissen im Zubringerwasser abhängen, während bei abgestellter Bewässerung das Lichtangebot die Prozesse in den Tümpeln regelt (vgl. STUCKI et al. 2002).

### 5.1.7 Zusammenfassende Übersicht über die Veränderungen

Die Untersuchungen zeigen, dass sich nach Aufenthalt des Wassers im Quellsee oder *Étang U* resp. nach der Passage durch das Pflanzenklärgelände oder das *Grand Marais* und *Mare des Tritons* im Vergleich zum eingeleiteten Wasser ein z.T. vollständig neues Milieu einstellt. In der Brüglinger Ebene wird dabei der grösste Teil der Stoffe im Quellsee umgesetzt, während das Pflanzenklärgelände v.a. als Sedimentfänger dient. Der *Étang U* in der PCA verhält sich indes nicht so ausgeprägt wie der Quellsee, wie die unterschiedliche Algen- und Phytoplanktonentwicklung zeigt. Hingegen ist die Fließstrecke im *Grand Marais* und *Mare des Tritons* gegenüber dem Pflanzenklärgelände viel effizienter. Die Veränderungen der verschiedenen Parameter sind – als Jahresmittel – in den Abb. 5.4 und 5.5 abgebildet und verdeutlichen die unterschiedlichen Reaktionsmuster der untersuchten Gebiete (GEISSBÜHLER et al. 2006, 39). Aufgrund der heterogenen Beprobung in den „Hinteren Stellmatten“ kann keine den Abb. 5.4 und 5.5 entsprechende Grafik erstellt werden. Es zeigt sich aber auch hier, dass sich Veränderungen der Wasserqualität beim Durchlauf durch die Wasserstelle – v.a. in Abhängigkeit von der Länge der Fließstrecke – einstellen. Das Reaktionsmuster kann am ehesten mit jenem im Pflanzenklärgelände verglichen werden (vgl. Abb. 5.4a). Da Wasserstelle und Pflanzenklärgelände vom Durchflusssystem her grosse Ähnlichkeit aufweisen, ist dies nicht weiter erstaunlich.

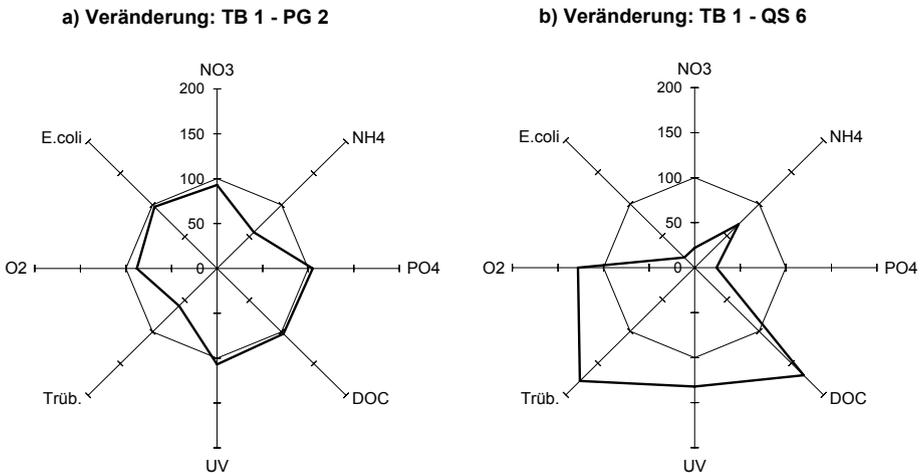


Abb. 5.4 Zusammenfassender Vergleich der wichtigsten Wasserqualitätsparameter im Gewässersystem der Brüglinger Ebene (aus den monatlichen Mittelwerten der Schöpfproben gemittelte Jahresmittelwerte). Mit der dicken Linie wird die relative Veränderung (in Prozent) am Ende der Fließstrecke gegenüber dem eingeleiteten Birswasser (TB 1) (Index 100, entspricht der dünnen Linie) angegeben. Aus a) ist ersichtlich, dass im Pflanzenklärgelände (PG 2) nur eine geringfügige Veränderung der Wasserqualität stattgefunden hat, während aus b) hervorgeht, dass beim Auslauf aus dem Quellsee (QS 6) eine gänzlich andere Wasserqualität vorhanden ist.

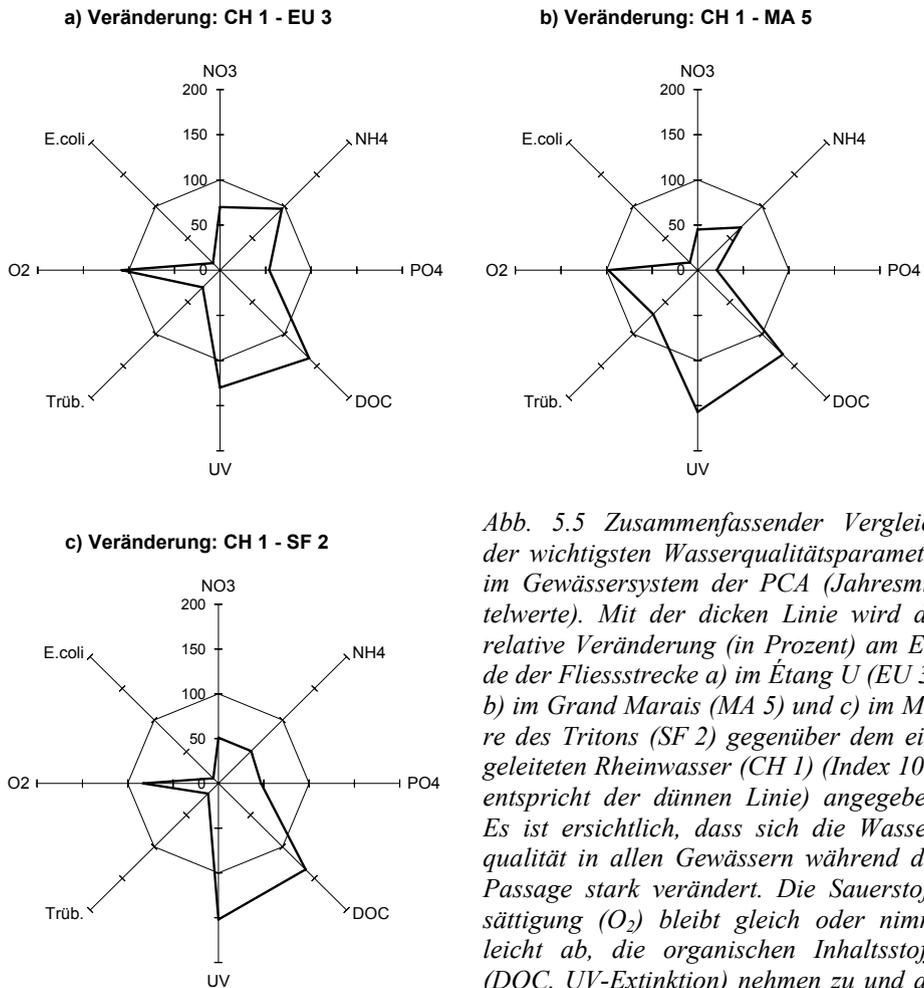


Abb. 5.5 Zusammenfassender Vergleich der wichtigsten Wasserqualitätsparameter im Gewässersystem der PCA (Jahresmittelwerte). Mit der dicken Linie wird die relative Veränderung (in Prozent) am Ende der Fliessstrecke a) im Étang U (EU 3), b) im Grand Marais (MA 5) und c) im Mare des Tritons (SF 2) gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser (CH 1) (Index 100; entspricht der dünnen Linie) angegeben. Es ist ersichtlich, dass sich die Wasserqualität in allen Gewässern während der Passage stark verändert. Die Sauerstoffsättigung ( $O_2$ ) bleibt gleich oder nimmt leicht ab, die organischen Inhaltsstoffe (DOC, UV-Extinktion) nehmen zu und die Nährstoffe ( $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $PO_4^{3-}$ ), Trübung (Trüb.) und die bakteriellen Keimzahlen (E.coli) gehen jeweils stark zurück.

## 5.2 Vertikale Reinigungsleistung von Überflutungsflächen

Aus den „Hinteren Stellmatten“ liegen nur wenige Resultate aus dem überfluteten Bodenbereich vor, hingegen wurde das Grundwasser ausführlich beprobt. Die folgende Diskussion bezieht sich deshalb auf die Veränderungen des Grundwassers gegenüber dem eingeleiteten Oberflächenwasser. In der Brüglinger Ebene konnte dafür das Bodensubstrat im Pflanzenklärgelände (dank der Substratsonden; vgl. Kap. 3.2.2) gut beprobt werden, weshalb hier die Veränderungen innerhalb dieser kleinen vertikalen Dimension diskutiert werden.

### 5.2.1 „Hintere Stellmatten“

Nach den vorliegenden Resultaten kann man davon ausgehen, dass die Einleitung von Wiesewasser in die Wasserstelle im getesteten Rahmen (25-40 bis max. 120 L/s bzw.  $0.3-0.5 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) weder für den Brunnen 8 noch für den nahe gelegenen Brunnen 9 Probleme mit der Trinkwasserqualität verursacht hat. Die Pufferkapazität des Systems wurde also nie überschritten, obwohl nachweislich rund 40-70 % des Wassers im Brunnen 9 direkt aus der Einleitung mit Mühleichwasser stammten. Somit steht nach 2½ Jahren Betrieb mit Wiesewasser fest, dass durch die Einleitung von Wiesewasser unmittelbar keine negativen Veränderungen stattfinden. Dies lässt darauf schliessen, dass die Reinigungsleistung an der Bodenoberfläche und in der ungesättigten Zone (vgl. RÜETSCHI et al. 1999) und die zur Verfügung stehende Fliess- und Filterstrecke in der gesättigten Zone ausreicht, um das eingeleitete Wasser auf gute Qualität zu bringen. Dies belegen auch die umfangreichen Studien (v.a. bezüglich DOC) von RÜETSCHI (2004) für das gleiche Bewässerungssystem.

Die Reduktion von *E.coli* im Grundwasser ist nicht allein durch das Kriterium der Aufenthaltszeit gegeben, sondern auch durch die zurückgelegte Distanz. Nur damit lässt sich erklären, dass während des Eintrags der Trübungswelle keine Indikatorkeime bis zum Brunnen 9 gelangt sind (WÜTHRICH et al. 2003, 66). Die Überlebensfähigkeit pathogener Mikroorganismen ist im Grundwasser durch verschiedene Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Anteil organischer Substanzen etc.) bedingt (YATES & YATES 1988) und zahlreiche Untersuchungen dokumentieren die Überlebenszeiten von mehreren Wochen bis Monaten (z.B. AUCKENTHALER & HUGGENBERGER 2003; FÜCHSLIN et al. 2005). Für die Grundwasserqualität (bei Entnahmestellen) ist deshalb Menge und Qualität des Infiltrats bzw. Aufenthaltszeit und Filtrationsleistung entscheidend (HUGGENBERGER & REGLI 2006a, 51).

Offen bleibt die Frage, wie sich die Einleitung von Wiesewasser längerfristig auf das System auswirken würde. Es gibt jedoch – nach Ausschluss der sommerlichen Niedrigwasserphase – keine Hinweise darauf, dass sich das Wasser aus dem überschaubaren, kleinen und zunehmend entindustrialisierten Einzugsgebiet der Wiese problematischer verhalten sollte als das (von den IWB zur Grundwasseranreicherung verwendete) Wasser aus dem sehr grossen, stark industriell geprägten Einzugsgebiet des Rheins.

### 5.2.2 Pflanzenklärgelände

Im Pflanzenklärgelände konnten in der Tiefe des Substrates diverse Stoffumsetzungsprozesse beobachtet werden. Für die Reinigungsleistung des Feuchtgebietes spielen diese Prozesse in der Tiefe des Substrates allerdings nur eine untergeordnete Rolle, da der überwiegende Anteil des Wassers oberflächlich durch das Pflanzenklärgelände fliesst und nur ein geringer Austausch mit den tieferen Substratschichten stattfindet.

5.2.2.1 Sauerstoff und Stickstoff

Die fehlende vertikale Wasserbewegung erzeugt einen starken Sauerstoffgradienten, der durch Umsetzungsprozesse im Substrat verstärkt wird. Sauerstoff spielt dabei eine Schlüsselrolle im Kreislauf des Stickstoffs. Deshalb ist Nitrat in den oberen Substratschichten zu finden, während es in den sauerstoffarmen tieferen Schichten gänzlich verschwindet (vgl. auch VÖGTLI 2003; GEISSBÜHLER et al. 2004). In Gewässern – und besonders in Feuchtgebieten – ist der Stickstoffkreislauf sehr komplex, weshalb es hier nicht einfach ist, unter den einzelnen Prozessen zu differenzieren resp. diese zu separieren (Abb. 5.6). Unter anaeroben Bedingungen wird Nitrat via Nitrit (das sehr rasch weiter reduziert wird und deshalb in den Untersuchungen auch nie festgestellt werden konnte) durch Bakterien zu Luftstickstoff abgebaut (Denitrifikation). Die Denitrifikation ist der einzige Prozess, durch den es zu einer wirklichen Selbstreinigung des Ökosystems in Bezug auf die Stickstoffbelastung kommt. Im anaeroben Milieu kann aus dem Nitrit durch Nitratammonifikation aber auch Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) entstehen. Ammonium wird dann unter Sauerstoffzehrung durch die (Nitrifikation genannten) mikrobiellen Prozesse zu Nitrat oxidiert.

In den sauerstoffarmen tieferen Schichten läuft vermutlich eine gehemmte Nitrifikation und eine simultane Denitrifikation ab, womit Stickstoff – nebst der Aufnahme von Nitrat durch die Pflanzen – aus dem System entweichen kann.

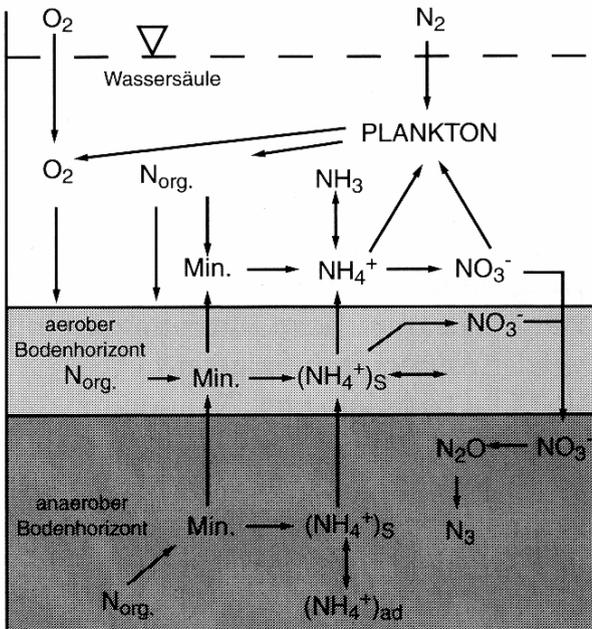


Abb. 5.6 Die Umwandlung von Stickstoffverbindungen in Feuchtgebieten: Die Wechselwirkungen zwischen Boden und Wasser (ohne Wurzeinfluss) an der Boden-Wasser-Schnittstelle (aus WISSING & HOFMANN 2002, 77).

### 5.2.2.2 *Sulfat*

Da unter Sauerstoffzehrung – wie es hier in den tieferen Niveaus und v.a. im stehenden Bereich zutrifft – Sulfat zu Sulfid reduziert wird (BOON 2000), ist die Reduktion der Sulfatkonzentrationen an den erwähnten Punkten plausibel. Bei hohen Sulfatkonzentrationen kann der dabei freigesetzte Schwefelwasserstoff faulig-übelriechende Gerüche verursachen – was v.a. im stehenden Bereich tatsächlich der Fall ist. Ist reduziertes Eisen vorhanden – im untersuchten Pflanzenklärgelände wurde beim Bau eisenhaltiger Kies (für die nach dem System Kickuth beabsichtigte Phosphatausfällung) im Untergrund eingebracht – kann es durch eine Eisensulfidausfällung zu der charakteristischen Schwarzfärbung anaerober Sedimente kommen (WISSING & HOFMANN 2002, 79). Die Substratbeschreibungen von VÖGTLI (2003) bestätigten diese Annahme. Die Verminderung der Sulfatkonzentration ist somit weitgehend auf eine Umwandlung in Sulfid und Schwefelwasserstoff zurückzuführen.

### 5.2.2.3 *pH-Wert und Leitfähigkeit*

Der pH-Wert ist hauptsächlich von der biologischen Aktivität bzw. vom  $\text{CO}_2$ -Gehalt abhängig. Das Kohlendioxid stammt aus Atmungsprozessen im Feuchtgebiet sowie aus der Boden- und Wurzelatmung (von Riedpflanzen). Die abnehmenden Sauerstoffkonzentrationen mit zunehmender Tiefe decken sich (vermutlich) mit steigenden  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen. Das gelöste  $\text{CO}_2$  im Wasser wird zu Kohlensäure ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) umgewandelt, die zu  $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{H}^+$  dissoziiert (BREHM & MEIJERING 1996, 85ff.). Findet nun eine Anreicherung von  $\text{CO}_2$  und damit auch von  $\text{HCO}_3^-$  statt, sinken  $\text{O}_2$ -Gehalt und pH-Wert. Das veränderte  $\text{O}_2$ - $\text{CO}_2$ -Verhältnis und der höhere  $\text{HCO}_3^-$ -Gehalt des Wassers bewirken aufgrund der höheren Ionenaktivität die Erhöhung der Leitfähigkeit in den tieferen Schichten des Substrates. Nach ALLAN (1995, 25ff.) setzen sich die gelösten Ionen des Wassers der meisten Fließgewässer der Welt zu über 50 % aus  $\text{HCO}_3^-$ -Ionen zusammen. Diese entstammen der Verwitterung von Carbonatgestein (welches im Einzugsgebiet der Birs vorherrscht) und vor allem aus gelöstem  $\text{CO}_2$ . Das Auftreten von  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{CO}_3^{2-}$  in Lösung ist vom pH-Wert abhängig.

Die Leitfähigkeit zeigt daher das erwartete reziproke Verhalten zum Sauerstoff und zum pH-Wert, da sie vom Sauerstoffgehalt bzw. vom  $\text{CO}_2$ -Gehalt bestimmt ist.

## 5.3 Überprüfung der Hypothesen

Im Folgenden werden die in Kap. 1.10 formulierten Hypothesen – nach Projekten getrennt – überprüft.

### 5.3.1 Hypothesen F2.00

1) Trotz eines beträchtlichen Anteils Oberflächenwasser im Grundwasser resultiert in den nahe gelegenen Trinkwasserbrunnen keine Verschlechterung der Grundwasserqualität.

*Die Einleitung von Wiesewasser in die Wässerstelle im getesteten Rahmen (25-40 bis max. 120 L/s bzw.  $0.3-0.5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) hat weder für den Brunnen 8 noch für den nahe gelegenen Brunnen 9 Probleme mit der Trinkwasserqualität verursacht. Die Pufferkapazität des Systems wurde nie überschritten, obwohl nachweislich rund 40-70 % des Wassers im Brunnen 9 direkt aus der Einleitung von Mühleleichenwasser stammten. Offen bleibt die Frage, wie sich die Einleitung von Wiesewasser längerfristig auf das System auswirken würde. Es gibt jedoch keine Hinweise darauf, dass sich das Wasser aus dem überschaubaren, kleinen und ländlichen Einzugsgebiet der Wiese problematischer verhalten sollte als das Wasser aus dem sehr grossen, stark industriell geprägten Einzugsgebiet des Rheins. Somit steht nach 2½ Jahren Betrieb mit rund 1 Mio  $\text{m}^3$  Wiesewasser fest, dass durch diese Einleitung unmittelbar keine negativen Veränderungen stattfinden.*

*Somit kann die Hypothese bestätigt werden.*

2) Die Reinigungsleistung des Systems ist beim Passieren der Fliessstrecke nachweisbar und zudem effizient genug, um eine Gefährdung des Grundwassers auszuschliessen.

*Die Reinigungsleistung auf der Fliessstrecke ist nicht für alle Parameter gleich effizient und z.T. abhängig von der effektiven Länge der Fliessstrecke. Es lässt sich dennoch während der oberflächlichen Passage eine deutliche Veränderung der Wasserqualität feststellen, wobei v.a. Fäkalkeime (*E.coli*) abgebaut und Schwebstoffe abgesetzt werden. Stickstoffverbindungen werden ebenfalls reduziert, während beim Ortho-Phosphat keine klare Konzentrationsverminderung erkennbar ist. Insgesamt liegt die Filterleistung während der Fliessstrecke unter den anfänglichen Erwartungen. Dies ist auch auf ungünstige Bewässerungsbedingungen zurückzuführen. Meistens führte der Mühleleichen zu wenig Wasser, und zudem konnte nur – wegen der automatischen Kontrolle durch den Eingangswächter – ohnehin recht sauberes Wasser eingeleitet werden. Konnte durch eine ausreichende Einleitungsmenge ( $>40 \text{ L/s}$ ) eine gute Überflutung erreicht werden, zeigten sich deutlichere Reinigungseffekte, und mit der „Trübungswelle“ konnte für einmal auch unter schlechten Wasserqualitätsbedingungen gemessen werden, dass eine Reinigung stattfindet und keine Verschlechterung der Grundwasserqualität herbeigeführt*

wird. Dies bestätigt eine Übereinstimmung mit der hohen Pufferkapazität einer sich selbstregulierenden, an Störungen angepassten natürlichen Auenlandschaft.

Wie bereits mit Hypothese 1 bestätigt wurde, lassen die Daten aus den Brunnen 8 und 9 darauf schliessen, dass die Reinigungsleistung an der Bodenoberfläche und in der ungesättigten Zone und die zur Verfügung stehende Fliess- und Filterstrecke in der gesättigten Zone im vorliegenden Fall ausreicht, um das eingeleitete Wasser auf gute Qualität zu bringen.

Diese Hypothese kann somit bestätigt werden.

- 3) Ein offenes Vegetationsmosaik aus Auen-Niederwald und Röhrlichtzonen ist bezüglich Reinigungsleistung mindestens so effektiv wie ausschliesslich bewaldete Wasserstellen.

Die Wasserstellen der IWB in den Langen Erlen sind üblicherweise bewaldet, um das Überstauwasser zu beschatten. Erste Arbeiten von SCHMID 1996, GEISSBÜHLER 1997 und WÜTHRICH et al. 2001 zeigten, dass auch ein intakter Riedbestand für ausreichende Beschattung (und sauberes Wasser) sorgt. Der Sturm Lothar (vom 26. Dezember 1999) hatte wenige Tage vor dem offiziellen Projektstart die Vegetationszusammensetzung der „Hinteren Stellmatten“ stark verändert. In den Bewässerungsfeldern 2 und 3 wurden beinahe alle Hybridpappeln ein Opfer des Sturmes und auf den offen gewordenen Flächen haben sich sehr rasch lichtliebende, sich verdichtende Schilf- und Röhrlichtzonen etabliert. Einzelne Initial-Pflanzungen von standortentsprechenden Sträuchern (in Feld 2) haben zu einer weiteren Artenbereicherung geführt. Für Feld 3 konnte eine zukünftige Nutzung und Pflege als Niederwald vereinbart werden (die Pappeln werden generell nicht mehr aufgeforstet). Im „Auenwald“ (SIEGRIST 1997, 67) des Feldes 1 wirkte Lothar nur marginal, weshalb dort nach wie vor Wald dominierte. Dank diesen Prämissen konnte in den „Hinteren Stellmatten“ die Reinigungsleistung dieser vielfältigen Ökotope und nicht nur von bewaldeten Flächen untersucht werden. Die Resultate zeigen, dass die Reinigungsleistung einerseits abhängig von der Fliessstrecke ist, andererseits verdeutlichen sie, dass die grössten Effekte auf der zweiten Hälfte der Fliessstrecke, also in den dicht bewachsenen Ried- und Röhrlichtzonen – und weniger im Wald – stattfinden.

Diese Hypothese kann deshalb auch bestätigt werden.

- 4) Nach der Passage durch den Pflanzenfilter kann das gereinigte Oberflächenwasser zur Revitalisierung von weiteren Auen- und Feuchtgebietsstrukturen beitragen.

Trotz der zuverlässigen und letztlich billigen Direkteinleitung von Oberflächenwasser in den „Hinteren Stellmatten“ kombiniert mit einer Online-Überwachungssensorik im Mühleteich und der funktionierenden Selbstreinigungsleistung des Systems konnten anfangs vorhandene Ängste im Steuerteam des Projektes sowie bei einigen Akteuren nicht restlos beseitigt werden. Im Laufe der Untersuchungen konnten dennoch weitere kleine

*Schritte in Richtung einer revitalisierten Flussebene unternommen werden. Dazu zählt die Schaffung einer Schilf- und Seggenfläche, die ausserhalb der Wässerstelle mit Wiesewasser bewässert wird sowie die Erstellung zweier Tümpel und damit verbundenen Erdhügeln zur Wiederherstellung des natürlichen Mikroreliefs innerhalb der Wässerstelle. Ersteres führte zu einer noch besseren Wasserqualität da eine noch längere Fliessstrecke und eine grösseren Konnektivität zwischen Oberflächenwasser und Riedvegetation die Reinigungsprozesse weiter ankurbelt. Letzteres lässt verschiedene (Über-) Lebensräume neu entstehen, ohne dass die Grundwassernutzung in irgendeiner Weise gefährdet wird. Die biogeographischen Begleituntersuchungen (BALTES 2001) zeigen ausserdem, dass durch die Einleitung von Oberflächenwasser eine Einwanderung und temporäre Besiedlung der ansonsten isolierten Wässerstelle aus dem zugehörigen Fliessgewässer stattgefunden hat.*

*Die Prozesskenntnisse im Gebiet konnten damit stark erweitert werden und dennoch wurden einige vorgängig vorhandene Befürchtungen und falsche, z.T. bloss mündlich überlieferte Vorstellungen nicht bei allen Beteiligten ausgeräumt. Für das Folgeprojekt (F1.03) mussten deshalb die Untersuchungen in den „Hinteren Stellmatten“ auf Geheiss der IWB eingestellt und der von der Bevölkerung sehr geschätzte Auenpfad (vgl. KNALL 2006) zurückgebaut werden. Aus rein naturwissenschaftlicher, landschaftsökologischer Sicht ist die flächenhafte Revitalisierung der Wiese-Ebene zur naturnäheren Auen- und Erholungslandschaft im urbanen Raum einen Schritt weitergekommen. Daher sollte darüber nachgedacht werden, ob man das Wiesewasser nicht kostengünstig – wenn schon nicht zur Grundwasseranreicherung, so doch – zur Revitalisierung weiterer Feuchtgebiete ausserhalb der Wässerstellen in der Wiese-Ebene nutzen könnte. Damit würde nicht nur zur Steigerung der Biodiversität und eines stabilen ökologischen Gesamtzustandes der Landschaft beigetragen, sondern dies würde auch eine ästhetische Bereicherung für den Menschen in einer städtischen Landschaft bedeuten. Dazu braucht es auch den politischen Willen.*

*Unter den während des Projektes getesteten Prämissen kann auch diese Hypothese bestätigt werden.*

### 5.3.2 Hypothesen F1.03

- 1) Im Gewässersystem der Brüglinger Ebene findet eine markante Reinigung des eingeleiteten Birswassers bezüglich Nährstoffen und bakteriologischen Verhältnissen statt. Dem stehenden Gewässer kommt dabei eine grössere Wirkung als dem relativ kleinen Pflanzenklärgebiet zu.

*Die Untersuchungen im Pflanzenklärgebiet und im Quellsee zeigen, dass naturnahe Überflutungsflächen einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität in revitalisierten Flussebenen leisten können. Insbesondere nach Aufenthalt des Wassers im Quellsee hat sich im Vergleich zum Teichbächlein und zum Pflanzenklärgebiet ein vollständig neues Milieu eingestellt. Das den Quellsee verlassende Wasser unterscheidet*

sich in fast allen Parametern vom einflussenden Wasser positiv: Der grösste Teil der Stoffe wird eindeutig im Quellsee umgesetzt, während das Pflanzenklärgebiet vor allem als Sedimentfänger dient. Die Funktion des Sees als Senke für Nitrat und Ammonium wurde während der Vegetationszeit klar nachgewiesen, ebenso für *E.coli* und totale koliforme Keime. Der Ortho-Phosphatgehalt im Quellsee ist hauptsächlich vom Zufluss abhängig, wobei im See zwischen 60 und 80 % des Ortho-Phosphats absorbiert werden.

Das Pflanzenklärgebiet stellt in seiner heutigen Funktionsweise und Grösse für die Elimination von gelösten und sehr kleinen partikulären Substanzen (z.B. Fäkalkeime) keine ausreichende Reinigungsstufe dar. Als Sedimentationsbecken für gröbere Schwebstoffe ist es jedoch sehr effektiv: Momentan bewahrt es den Quellsee vor übermässiger Sedimentzufuhr und verhindert damit massgeblich dessen rasche Verlandung und eine ernsthafte Eutrophierung. Eine Optimierung des aktuellen Systems wäre möglich, wenn das eingeleitete Oberflächenwasser im Pflanzenklärgebiet eine Vertikalfiltration mit anaeroben Zonen durchlaufen müsste. Ausserdem sollte der Betrieb einer solchen Anlage alternierend auf mindestens zwei Feldern erfolgen, damit die eingeschalteten aeroben Phasen die Kolmation verzögern (vgl. WÜTHRICH et al. 2003).

Diese Hypothese kann vollumfänglich bestätigt werden.

- 2) In den naturnahen und grossflächigen Feuchtgebieten der PCA ist die Reinigungsleistung durch die stärkere Konnektivität zwischen Wasser und Landschaft noch ausgeprägter als in der Brüglinger Ebene.

Die Senkenfunktion des Étang U in der Petite Camargue Alsacienne für Nitrat, Ortho-Phosphat, *E.coli* und totale koliforme Keime konnte belegt werden. Beim Ammonium ist hingegen im Sommer – aufgrund eines ungünstigen Milieus – eine klare Anreicherung zu verzeichnen. Damit verhält sich der Étang U etwas mehr „nach Lehrbuch“ als der Quellsee; er überzeugt aber gleichfalls als wirksame Reinigungsstufe. Das Grand Marais (und das Mare des Tritons in etwas kleinerer Dimension) – das lange Fliesswege mit unterschiedlichen Landschaftselementen (Kombination von Fliessgewässern, Schilfgebieten und Stillgewässern) und damit eine ausgeprägte Konnektivität zwischen Wasser und Umgebung aufweist – hat eine hervorragende Wirkung als Senke für Nitrat, Ortho-Phosphat, *E.coli* und totale koliforme Keime (während die Reduktion von Ammonium grösseren Schwankungen unterliegt). Demnach findet bezüglich Stoffhaushalt mehrheitlich eine klare Qualitätsverbesserung statt, d.h. die Selbstreinigung im System ist relativ effizient. Die Reinigungsleistung ist damit auch deutlich grösser als im (kleinflächigen) Überflutungsbereich (im Pflanzenklärgebiet) der Brüglinger Ebene.

Da die grosse Konnektivität zwischen Wasser und Landschaft für die gesteigerten Reinigungsprozesse verantwortlich zu sein scheint, kann diese Hypothese ebenfalls bestätigt werden.

3) Naturnahe Gebiete dienen nicht nur der Erholungsnutzung, sondern können dank deren Selbstreinigungsleistung auch im Zuge von Revitalisierungsmassnahmen in urbanen Räumen zur Inwertsetzung der Landschaft eingesetzt werden.

*Naherholungsgebiete in urbanen Räumen sind stark frequentierte Gebiete und das Naturerlebnis wird dabei bewusst in Anspruch genommen. Revitalisierte urbane Flusslandschaften sind deshalb besonders geschätzte Räume (vgl. FREIBERGER 2006). Alle hier untersuchten Flusslandschaften verzeichnen – bedingt durch die städtische Nähe – eine hohe Besucherdichte. Die geringe Beeinträchtigung der „Natur“ mittels klarer Besucherlenkung in der PCA sowie die grosse Konnektivität von Wasser und Landschaft führen zu einer gut funktionierenden Selbstreinigungsleistung. Hingegen findet auch im Quellsee trotz massiven Nutzungsdruckes eine deutliche Wasserqualitätsverbesserung statt. Revitalisierte Flusslandschaften schliessen deshalb eine Besuchernutzung nicht grundsätzlich aus und können – wenn genügend unzugängliche Areale vorhanden sind – eine hohe Biodiversität beherbergen (vgl. STUCKI 2007). Für die Inwertsetzung der (urbanen) Landschaft sind Revitalisierungen deshalb klar zu befürworten, insbesondere wenn sie eine grosse Konnektivität von Wasser und Umgebung ermöglichen und bestenfalls mit zahlreichen Elementen einer natürlichen Auenlandschaft (z.B. Auenseen und Überflutungsgebieten) versehen werden. Wenn im Rahmen einer Revitalisierung dann vermehrt Oberflächenwasser durch naturnahe Auenareale fliesst, müsste für den optimalen Schutz des Grundwassers allerdings gewährleistet sein, dass entweder lange Fliessstrecken in naturnahen Helophyten-Arealen zugelassen werden oder das Wasser vor der Infiltration in den Grundwasserkörper ein stehendes Gewässer (z.B. einen Auensee) durchlaufen kann.*

*Damit kann diese Hypothese ebenfalls bestätigt werden.*



*Abb. 5.7 Lebendige Gewässer bereichern nicht nur die Landschaft, sie bewegen auch die Gemüter. Hier die revitalisierte Birs auf Höhe der Reinacher Heide. (Photo: U. Geissbühler 9.6.2006)*



## 6 Schlussfolgerungen und Ausblick

### 6.1 Naturnahe Überflutungsflächen für die Inwertsetzung urbaner Landschaften

Die Untersuchungen der Gewässersysteme in den „Hinteren Stellmatten“, in der Brüglinger Ebene und in der Petite Camargue Alsacienne zeigen, dass naturnahe, grossflächige Überflutungsflächen in (revitalisierten) Flussebenen einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten können. Insbesondere nach Aufenthalt des Wassers in einem stehenden Gewässer stellt sich im Vergleich zum einflussenden Wasser ein vollständig neues Milieu ein: Das den See verlassende Wasser unterscheidet sich in fast allen Parametern vom einflussenden Wasser auf eine qualitativ positive Weise.

Die deutlich verbesserte Wasserqualität nach Durchlauf solcher Gewässersysteme ermöglicht es, im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements Oberflächenwasser und Elemente naturnaher Auenlandschaften zu kombinieren und damit als wirkungsvolle Reinigungsstufe wieder vermehrt in – heute durch andere Nutzungsformen geprägten – ehemaligen Überschwemmungsebenen einzusetzen. Dabei sind folgende Punkte zu beachten (vgl. GEISSBÜHLER et al. 2006, 41):

- Die Optimierung der Reinigungsleistung kleiner Schilfgebiete – wie z.B. das untersuchte Pflanzenklärgelände – wäre möglich, wenn das eingeleitete Oberflächenwasser eine vertikale Filtration mit anaeroben Zonen durchlaufen müsste. Ausserdem sollte der Betrieb einer solchen Anlage alternierend auf mindestens zwei Feldern erfolgen, damit die eingeschalteten aeroben Phasen die Kolmation verzögern (vgl. WÜTHRICH et al. 2003).
- Wenn im Rahmen einer Revitalisierung vermehrt Oberflächenwasser durch naturnahe Auenareale mit verbesserter Fluss-/Grundwasser-Interaktion fliesst (vgl. REGLI & HUGGENBERGER 2006), muss für den optimalen Schutz des Grundwassers gewährleistet sein, dass entweder deutlich längere Fließstrecken in naturnahen Helophyten-Arealen zugelassen werden oder das Wasser vor der Infiltration in den Grundwasserkörper ein stehendes Gewässer (z.B. einen Auensee) durchläuft.
- Die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften mittels einer Kombination von Röhrichtgebieten und stehenden Gewässern hat – trotz grossen Nutzungsdruckes im städtischen Raum – eine ganze Reihe von positiven Funktionen für die Erhaltung einer arten- und strukturreichen Erholungslandschaft und vereinigt gerade im urbanen Raum viele Vorteile auf sich (vgl. FREIBERGER 2006 und z.B. STUCKI 2004; MINDER 2003; DVWK 1996).
- Die Wasserqualität nach dem Durchlaufen einer derartigen „Reinigungsstufe“ ist mit mechanisch vorfiltriertem Wasser, wie es bei der künstlichen Anreicherung von Grundwasser zur Versickerung gebracht wird, vergleichbar. Für die Betreiber

von solchen Anlagen ergibt sich dadurch eine günstige Alternative zur technischen Vorreinigung des Wassers. Durch die Einleitung des Rohwassers in einen naturnahen See mit mehreren Tagen Aufenthaltszeit wird zudem die Sicherheit einer solchen Anlage bezüglich Wasserqualität und Reaktionszeit bei einer Gewässerverschmutzung massiv erhöht.

Lösungen für ein modernes Flusslandschaftmanagement, welches das Selbstreinigungspotenzial der Landschaft optimal in Wert setzt und gleichzeitig Rückzugsgebiete für gefährdete Auenarten und Erholungsraum für eine städtische Bevölkerung schafft, sind damit vorhanden. Dass die Akzeptanz solcher Revitalisierungen sehr gross ist (95 % finden diese nach Abschluss gut bis sehr gut) und deshalb auch weitere Flüsse revitalisiert werden sollen, zeigt die Befragung der Birsanwohner durch FREIBERGER (2006): 50 % sprechen sich für weitere Revitalisierungen an anderen Flüssen aus (während nur 9 % dagegen sind; und 41 % keine Meinung haben).

Konkrete Umsetzungsmöglichkeiten für den Basler Raum werden im folgenden Kapitel aufgezeigt.

## **6.2 Einsatz von Oberflächenwasser zur Belebung ehemaliger Auengebiete der Region Basel**

Obwohl unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit die Wiederherstellung dynamischer Auen vorzuziehen ist, wird dies gerade in urbanen Gebieten schon allein aufgrund des Raumbedarfs in vielen Fällen nicht (mehr) möglich sein. Trotzdem können das Element Wasser und Elemente naturnaher Auenlandschaften (Röhrichte, Überschwemmungsflächen, Seen, revitalisierte Bäche) gestalterisch in ehemaligen Überschwemmungsebenen eingesetzt werden – bei einer gleichzeitigen Aufwertung der Erholungsfunktion für die Stadtbevölkerung (vgl. WÜTHRICH 2002). Unter bestimmten Rahmenbedingungen lassen sich dadurch auch auentypische Prozessketten reaktivieren, während die Gebiete als Ersatzlebensräume für Arten der Auen dienen (vgl. GEISSBÜHLER et al. 2005; STUCKI 2004). Denn Auen- und Feuchtgebiete haben durch ihren Artenreichtum nicht nur ein enormes Naturschutzpotenzial, sondern verfügen über sehr effiziente Selbstreinigungsmechanismen, die sich zur Reduktion diffuser Einträge in der Landschaft nutzen lassen.

In der Region Basel sind zur Reaktivierung der stoffhaushaltlichen Funktionen und Strukturen von Auen konkret die im Folgenden vorgestellten Revitalisierungen urbaner Flusslandschaften denkbar.

### **6.2.1 Wiese-Ebene**

Was auf den ersten Blick nahe liegend erscheint und deshalb vom Leitbild Fliessgewässer Schweiz auch in den Vordergrund gestellt wird (BUWAL & BWG 2003) – nämlich dem Gewässer mehr Raum und damit die Möglichkeit zur Wiederbelebung ehemaliger

Auenbereiche zu geben – ist v.a. in den Langen Erlen durch die dominante Grundwassernutzung zur Trinkwassergewinnung nur sehr schwer umsetzungsfähig. Die ersten Revitalisierungsschritte an der Wiese haben nach der Neugestaltung der Ufer (nur innerhalb des Vorlandes) zeitenweise verkürzte Durchbruchzeiten für Keime zu den sehr nahen Grundwasserfassungen gezeigt – allerdings gibt es keine ausreichenden Untersuchungen aus dem Zeitraum *vor* der Revitalisierung (HUGGENBERGER 2001). Auf diesen Annahmen basierend wurden weitere Aufwertungen der Uferzonen (vorübergehend) gestoppt. Bevor nun eine weitere „grossmassstäbliche Revitalisierung“ erfolgt, müssen sorgfältige Abklärungen über deren Grundwassergefährdung (TIEFBAUAMT BS, o.J., 14) durchgeführt werden. Vor dem Hintergrund der öffentlichen Diskussion zur Grundwasserverschmutzung der Hardwasser AG durch Chemiemüll-Deponien in Muttenz eröffnete die BASLER ZEITUNG am 8.7.2006 eine erneute Kontroverse zur Wieserevitalisierung. Dabei wird von den IWB nach wie vor die schlechte Wasserqualität der Wiese als Hauptverhinderungsgrund dargestellt (obwohl sich diese seit den 80er Jahren deutlich verbessert hat und heute – ausser bei sommerlichem Niedrigwasser – nur noch wenig schlechter als das für die Grundwasseranreicherung eingesetzte Rheinwasser ist). Kaum einen Monat später wurden (am 3.8.2006) die Bauarbeiten zur Revitalisierung der Wiese auf einer Länge von 3.5 km – auf deutscher Seite ab Landesgrenze – eingeweiht (SCHENK 2006b).

Die Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ wird seit Projektende im Jahr 2002 wieder mit filtriertem Rheinwasser beschickt, was dort den Erhalt der Artenvielfalt gewährleisten soll. So konnte dort immerhin die ursprünglich geplante Ausserbetriebnahme (SIEGRIST 1997, 67) vermieden werden. Allerdings wird weiterhin kein Wasser aus der Wiese als landschaftsgestaltendes Element ausserhalb des bestehenden Gerinnes geduldet, geschweige denn gefördert, obwohl die Untersuchungen in den Stellmatten gezeigt haben, dass durch die kontrollierte Verwendung von Oberflächenwasser in naturnahen Auenwald-, Schilf- und Röhrichtgebieten keine Gefährdung des Grundwassers stattgefunden hat.

Eine grossflächige (kontrolliert dynamische) Auenlandschaft – bei Versetzen der heutigen Dämme zudem mit deutlich breiterem Gerinnequerschnitt – sowie eine Revitalisierung ehemaliger Wassergräben, Überschwemmungsflächen und Weihern ist auch in der Wiesebene für die Zukunft anzustreben. Gerade der Bau der Zollfreistrasse verpflichtet zu ökologischen Ersatzmassnahmen auf möglichst der gesamten Länge der Wiese bzw. in der Wiesebene zwischen der Grenze und Basel (Freiburgerstrasse) (vgl. z.B. SCHENKER 2001). Eine minimale Variante einer Aufweitung könnte im Bereich des Brunnens 13 (linksseitig der Wiese) erfolgen, welcher seit Jahrzehnten nicht mehr genutzt wird. Dadurch würde das Gebiet für den Stoffumsatz und die Selbstreinigung beachtlich an Bedeutung gewinnen sowie als stadtnahes Erholungsgebiet eine enorme Aufwertung erfahren. Für grössere Aufweitungen auf der rechten Wieseseite müsste allerdings das (heute noch dominierende) System der Grundwasseranreicherung und -entnahme (bedingt mit grosser Kostenfolge) im Sinne der Vorschläge von REGLI &

HUGGENBERGER (2006) an die veränderten Rahmenbedingungen angepasst werden (GEISSBÜHLER et al. 2006, 42). Dies wird durch die IWB nach wie vor abgelehnt.

Eine Rückkehr des Wiese-Wassers aus dem Gerinne in die Wiese-Ebene ist heute nur auf zwei Arten möglich: Die Verwendung der ufernahen Grundwasserbrunnen zur Bereitstellung von Wiese-Wasser für weitere Versickerungsgebiete (eine eher technische Lösung) und die Verwendung von Wiese-Wasser für die Revitalisierung von Wassergräben und Feuchtgebieten nach vorgängiger Reinigung in einem naturnahen Riedpflanzfilter (eine naturnahe Lösung). Die Reinigung des Wiese-Wassers über naturnahe Feuchtgebiete (eine Art „Pflanzenkläranlage“) und die Verteilung dieses vorgereinigten Wassers in revitalisierten Wassergräben und Feuchtflächen hat den Vorteil, dass damit nicht nur eine stromunabhängige Grundwasseranreicherung möglich wäre, sondern dass gleichzeitig attraktive, auenähnliche Feuchtgebiete entstehen, die zudem mit der Richtplanung für die Wiese-Ebene im Einklang stehen. Ferner bietet diese Möglichkeit eine zusätzliche Sicherheit für die Trinkwasserversorgung von Basel, in dem sie eine rheinwasserunabhängige Alternative (s. Brandfall von Schweizerhalle 1986) darstellt.

Damit die Trinkwasserversorgung der Stadt Basel durch die Revitalisierung der Wieseebene nicht nachteilig beeinflusst wird, muss die Qualität des Wiesewassers vor einer grösserflächigen Ausleitung zudem konstant auf den Stand des heutigen Rheinwassers gebracht werden. Alternativ könnte die Ausleitung auch temporär, z.B. bei den problematischen Niedrigwasserphasen, gestoppt werden. Dies käme ausserdem den Forderungen nach einer genügenden Restwassermenge entgegen.

## 6.2.2 Birs-Ebene

Weite Teile des Birsufers (innerhalb der Hochwasserdämme) zwischen Reinach und der Mündung am Birsköpfl sind in den letzten Jahren revitalisiert worden. Der Abschnitt zwischen Neuwelt und St. Jakob stellt dabei die Ausnahme dar, wobei auch hier, auf Höhe der Brüglinger Ebene, eine weitere Revitalisierungsetappe geplant ist. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass die Anbindung des östlichen Teils des Parks „Im Grünen“ und dessen Gewässersystems (v.a. das Teichbächlein und der Quellsee) an die Birs durch eine Umgestaltung (und z.T. Umnutzung) verbessert wird (GEISSBÜHLER et al. 2006, 42). Damit wird eine erhöhte Durchgängigkeit für Tiere und Menschen erreicht. Das Naturerlebnis wird insbesondere durch Einbezug des Gebietes des heutigen Dammes in die Abflussdynamik der Birs, speziell auch für Kinder deutlich attraktiver (Gestaltungsvorschlag in STUCKI 2007).

In einem weiteren Schritt wäre das frei werdende Schänzli-Areal (rechtsufrig) der Birs zuzuschreiben (Abb. 6.1). Damit würde auf diesem Areal eine grosszügige Auenlandschaft entstehen, die vollständig der Dynamik der Birs unterliegen und sowohl Röhrichzonen wie auch Auenseen aufweisen könnte. Sie würde als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, dem Stoffumsatz (Selbstreinigung), dem Hochwasserrückhalt, dem Naturschutz und zum kleineren Teil der Erholung dienen (die Erholungsnutzung sollte sich haupt-

sächlich auf das linke Ufer beschränken). Der aktuelle Richtplan (Sommer 2006) der Gemeinde Münchenstein sieht die Schaffung eines gemeindeübergreifenden „Landschaftsparks Birs“ vor, welcher zur Aufwertung des Landschaftsraumes und – wo immer möglich – zu weiteren Gewässerrevitalisierungen führen soll. Dabei soll v.a. das Gebiet zwischen Zollweiden und St. Jakob (also inkl. besagtes Schänzli-Areal) im Vordergrund der Aufwertungen stehen. Dieses Gebiet würde somit eine einmalige Chance bieten, um *innerhalb* des städtischen Raumes *ausserhalb* der Hochwasserdämme eine grösserflächige Aufwertung des Fliessgewässers und die Wiederherstellung einer ehemaligen Auenlandschaft zu ermöglichen. Ein Beispiel für solch eine neu geschaffene Auenlandschaft an der Birs – allerdings im ländlichen Raum – findet sich bei Brislach. Im Gebiet Steinrieselmatten fliesst heute auf einer Länge von rund 220 Metern ein neu geschaffener Seitenarm der Birs (MAURER 2006). Bis in etwa zehn Jahren soll sich dort auf rund zwei Hektaren ein Stück urtümlicher Flusslandschaft (inkl. Auenseen?) bilden und die ursprüngliche Situation wieder herstellen.



*Abb. 6.1 Luftbild von der Brüglinger Ebene. Gut darauf erkennbar ist das Schänzli-Areal (auf der rechten Bildmitte), welches im Zuge einer weiteren Revitalisierung der Flusslandschaft der Birs zugesprochen werden sollte.*

*Quelle: [www.muenchensteinplamt.ch](http://www.muenchensteinplamt.ch)*

### 6.2.3 Rhein-Ebene

Der Rhein zeigt hinsichtlich seiner Lebensraumstrukturen erhebliche Defizite. Aus diesem Grunde wurde durch die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) im Programm „Rhein 2020“ ein „Ökologisches Gesamtkonzept für den Rhein“ ausgearbeitet. Dieses sieht u.a. dessen nachhaltige Entwicklung, die Schaffung eines Biotopverbundes und die ökologische Durchgängigkeit vom Bodensee bis zur Nordsee vor. Im Übereinkommen zum Schutz des Rheines (vom 12.4.1999) setzt die IKSR im Artikel 3c die folgenden Ziele: „Erhaltung, Verbesserung und Wiederherstellung der natürlichen Fliessgewässerfunktion; Sicherung von Abflussverhältnissen, die dem natürlichen Geschiebetrieb Rechnung tragen und die Wechselwirkungen zwischen Fluss, Grundwasser und Aue begünstigen; Erhaltung, Schutz und Reaktivierung von Auengebieten als natürliche Überschwemmungsflächen“.

Die Untersuchungen im Gewässersystem der Petite Camargue Alsacienne zeigen, dass grossflächige Überflutungsflächen und naturnahe Fliess- und Stillgewässer einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität leisten können. Diese Verbesse-

rung des Oberflächenwassers nach dem Durchfliessen solcher Gewässersysteme ermöglicht es, im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements wieder vermehrt Elemente naturnaher Auenlandschaften als wirkungsvolle Reinigungsstufe einzusetzen – in heute noch durch andere Nutzungsformen geprägten ehemaligen Überschwemmungsebenen (vgl. WÜTHRICH et al. 2006). Damit findet eine greifbare Annäherung an die Ziele der IKSР statt. Der Petite Camargue Alsacienne kommen somit konkret nicht nur naturschützerische Aufgaben zu, sondern auch Aufgaben im Prozessschutz (Selbstreinigungsprozesse von Auenlandschaften) und folglich dem Gewässerschutz. Daher sind die Bestrebungen zur weiteren Revitalisierung der angrenzenden Gebiete fortzuführen, insbesondere auch mit der Reaktivierung weiterer Flutgräben und amphibischer Bereiche. Neben diesen Aufgaben im Natur- und Gewässerschutz kann die Petite Camargue Alsacienne weiterhin gleichzeitig einer (gelenkten) Erholungsnutzung dienen.

Der Revitalisierungsbedarf von Rhein und Nebengewässern in der Rheinebene ist gross und das Potenzial ist – wie die Untersuchungen aus der PCA zeigen – ebenfalls gross. Hier wird auf die weitere Darstellung konkreter Umsetzungsmöglichkeiten verzichtet – es gibt deren zu viele, worin zahlreiche Organisationen involviert sind (z.B. Association Petite Camargue Alsacienne, IG Rheinufer, Naturschutzbund Deutschland NABU, IKSР u.a.). Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass mit einem grossflächigen Ansatz der Massnahmen deutlich mehr erreicht werden kann als mit mehreren isolierten, kleinen Projekten.

### **6.3 Revitalisierung und politischer Wille**

Die in den hier vorgestellten Projekten gewonnenen chemisch-physikalischen und ökologischen Daten zeigen, dass revitalisierte Flusslandschaften auch in städtischen Räumen – trotz Nutzungskonflikten – wertvolle Beiträge innerhalb eines nachhaltigen Flusslandschaftsmanagements leisten können:

- Sie zeichnen sich durch eine grosse Selbstreinigungskraft aus.
- Sie bewahren damit das Grund- und Trinkwasser vor grosser Belastung.
- Sie stellen einen artenreichen Lebensraum dar.
- Sie sind in der Bevölkerung breit akzeptiert und werden deshalb zunehmend von den Behörden gefördert.

Trotzdem fehlen noch mehrheitlich eindeutige und klare politische Vorgaben zum weiteren Vorgehen und für konkrete Umsetzungen. Wichtig ist dabei, dass die verschiedenen involvierten Nutzergruppen und Parteien von der Verteidigung von Einzel- und Verbandsinteressen abrücken und damit möglichen Veränderungen positiver gegenüber treten als bisher. Denn es ist mehr möglich, als manche vermuten.

## 7 Zusammenfassung

### Einleitung und Ausgangslage

Urbane Räume sind durch eine enorme anthropogene Nutzungsdichte geprägt. Flüsse und Flusslandschaften, die solche Räume queren, wurden früher wie heute konsequent den menschlichen Aktivitäten unterworfen und entsprechend angepasst. Begradigte und verbaute Fließgewässer sind heute landesweit zur Selbstverständlichkeit geworden. Seit Ende des 20. Jahrhunderts werden vermehrt Revitalisierungsprojekte umgesetzt, bei denen eine naturnahe Gestaltung und das Zulassen kontrollierter Dynamik im Zentrum stehen (z.B. die Wiese-Revitalisierung oder BirsVital im Basler Raum). Nach einem neuen gesellschaftlichen Konsens werden verstärkt die Erholungsnutzung und die Nachhaltigkeit in den Vordergrund gestellt. Gerade Revitalisierungsprojekte im städtischen Umfeld stossen häufig auf Zielkonflikte, z.B. zwischen den Bedürfnissen des Naturschutzes und der Erholungsnutzung oder zwischen dem Streben nach verbesserter horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit (Konnektivität) und den Ansprüchen des Grundwasserschutzes. Die Gebote der nachhaltigen Nutzung legen nahe, dass im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagement das natürliche Selbstreinigungspotenzial der Natur optimal genutzt werden sollte, indem frei fließende Gewässer vorzuziehen sind. In städtischen Räumen wird das aufgrund des Platzbedarfs in vielen Fällen nicht möglich sein und zudem widersprechen dem häufig die vorhandenen Bedenken seitens des Grundwasserschutzes oder seitens der beteiligten Nutzergruppen. Leider liegen gerade für urbane Räume zu wenig gesicherte Revitalisierungsstudien vor, die auf eine chemisch-physikalische und gesellschaftliche Optimierung abzielen.

In den zwei MGU-Projekten F2.00 und F1.03 wurde im Zeitraum 2000-2002 in den *Langen Erlen* und 2003-2005 in der *Brüglinger Ebene* und der *Petite Camargue Alsacienne* diesem Manko abgeholfen, indem untersucht wurde, unter welchen Voraussetzungen und Randbedingungen eine Wiederbelebung der natürlichen Auen- und Flusslandschaften möglich wäre und wie die vielfältigen Nutzungsansprüche berücksichtigt werden können. Diese Arbeit fokussiert auf die Reinigungsleistung der überfluteten, naturnahen Feuchtgebiete und Auenseen und zeigt anhand dieser beiden Projekte, wie effizient solche Systeme sein können. Die gewonnenen Resultate werden vor dem Hintergrund einer Übernahme solcher Landschaftselemente für die Inwertsetzung revitalisierter Flusslandschaften diskutiert.

### Methoden

Zur Quantifizierung der Reinigungsleistung von naturnahen Horizontalfiltern entlang der Fließstrecke und zur Charakterisierung der Wasserqualität der betrachteten Gewässer wurden diverse Überflutungsflächen mittels verschiedener Messtechniken und in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen nach standardisierten Methoden beprobt und

analysiert. Üblicherweise wurden dazu in den Untersuchungsgebieten monatliche Schöpfproben entnommen. Die Ermittlung der Wasserqualität erfolgte einerseits direkt im Feld (Sauerstoffsättigung, Sauerstoffgehalte, Wassertemperatur, pH-Wert, spezifische elektrische Leitfähigkeit und Trübung) und es wurden andererseits im Wasserlabor des Geographischen Instituts DOC und UV-Extinktion sowie Kationen ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ) und Anionen ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ) gemessen und mittels Membranfiltration die koloniebildenden Einheiten von *E.coli* und totalen koliformen Keimen bestimmt. In den „**Hinteren Stellmatten**“ gestaltete sich die Probennahme etwas diverser, aber immer mit der Absicht, die Veränderungen des Wassers auf der Fließstrecke zu dokumentieren.

Zur Untersuchung der Veränderung der Wasserqualität mit zunehmender Bodentiefe wurden in der Wasserstelle „**Hintere Stellmatten**“ Wasserproben mittels Saugkerzen aus verschiedenen Bodentiefen entnommen. Später wurden zur Erfassung der aktuellen chemisch-physikalischen Verhältnisse und der vertikalen Austausch- und Umsetzungsprozesse im **Pflanzenklärgebiet der Brüglinger Ebene** entlang der Haupt-Fließstrecke sechs seitlich geschlitzte, in drei Niveaus unterteilte Rohrsonden in das Substrat bis zum geteerten Untergrund eingesetzt. In den daraus gewonnenen Wasserproben wurde die gleiche Analytik (mit Ausnahme der mikrobiologischen Methodik und DOC-Analyse), wie oben beschrieben, durchgeführt.

Um den Einfluss des Oberflächenwassers auf die Qualität des Grundwassers zu erfassen, wurden die der Wasserstelle „**Hintere Stellmatten**“ nahe gelegenen Grundwasserbrunnen 8 (Distanz 400 m) und 9 (Distanz 100 m) in monatlichem bis 14-täglichem Rhythmus vom Wasserlabor der IWB beprobt und auf zahlreiche, sich in etwa mit obigen deckenden Parameter hin untersucht.

## Resultate

Während des Projektes F2.00 wurde im Gebiet der „**Hinteren Stellmatten**“ in den Lagen Erlen ein Verfahren getestet, bei dem im Grundwasserschutzgebiet während zweieinhalb Jahren Wiesewasser (ohne Energieaufwand) in eine naturnah gestaltete Wasserstelle der Industriellen Werke Basel (IWB) eingeleitet wurde. Während der oberflächlichen Passage durch den Pflanzenfilter wurden dabei nachweislich die Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium (um einige Prozent) reduziert. Die Abbauraten unterliegen dabei deutlichen Schwankungen; beim Ortho-Phosphat ist es noch schwieriger klare Tendenzen zu erkennen. Die Anzahl aerober mesophiler Keime in der Wasserstelle erhöht sich und in der Folge werden die *E.coli*-Keime um 25-30 % reduziert. Die Trübung wird markant reduziert (besonders bei der Einleitung einer schwebstoffreichen Hochwasserwelle). In den nahegelegenen Grundwasserbrunnen (9 und 8) konnte über die ganze Projektdauer und trotz einer eingeleiteten Menge von rund einer Million  $m^3$  Wiesewasser und einem Mischungsanteil des Oberflächenwassers von bis zu 70 % im Grundwasser keine problematischen Veränderungen in der Grundwasserqualität nachgewiesen werden. Daran änderte auch das Einleiten einer trüben Hochwasserwelle nichts.

Das im Projekt F1.03 untersuchte Gewässersystem der **Brüglinger Ebene** unterteilt sich in ein ehemaliges Pflanzenklärgelände (PG) und einen daran anschliessenden See (den Quellsee, QS). Für die Reinigungseffizienz des Gesamtsystems trägt das PG nur relativ wenig bei, während die wirksamen Reinigungsschritte im See ablaufen:

Im PG findet eine erste, relativ geringe Reduktion der Stickstoffverbindungen statt; beim Ortho-Phosphat sind die Effekte undeutlich. Hingegen findet im PG eine deutliche Reduktion der Schwebstoffe statt: Auch bei klarem Wasser sinkt die Trübung um rund 50 %, bei trübem Wasser sogar um 70-80 %. Intensivere Prozesse laufen hingegen im Quellsee ab. Im Sommer ist in der Regel weder Nitrat noch Ammonium darin vorhanden. Ortho-Phosphat wird ganzjährig im Quellsee stark umgesetzt (im Mittel um 75.4 % von 0.10 auf 0.03 mg/L gegenüber dem Birswasser reduziert). Die mittlere Reduktion von Nitrat am Ende der Passage durch den Quellsee liegt bei 77.6 % (von 15.8 auf 3.6 mg/L). *E.coli*-Keime werden im PG im Mittel um 15.7 % (von 1855 auf 1564 KBE/100mL), mit dem Quellsee anschliessend hingegen um 92.7 % (auf 135 KBE/100mL), gegenüber dem eingeleiteten Birswasser reduziert.

Das zur ehemaligen Flusslandschaft des Oberrheins gehörende Gebiet der **Petite Camargue Alsacienne**, welches im Jahre 2005 als weiteres Untersuchungsgebiet miteinbezogen wurde, weist auch heute noch naturnahe Gewässerstrukturen auf. Für die Erhaltung dieser amphibischen Landschaft wird mit gezielten Eingriffen und einem hydrologischen Konzept Dynamik simuliert. In den Gewässern und Überflutungsbereichen finden dabei stoffhaushaltliche Prozesse statt, wie sie auch in natürlichen Auenlandschaften vorkommen. Die Veränderungen der wichtigsten Parameter werden hier kurz zusammengefasst: Im **Étang U** (einem flachen, stehendem Auensee) reduziert sich die Nitratkonzentration im Mittel von 6.7 mg/L auf 4.9 mg/L (-29.5 %), Ortho-Phosphat wird um 43.9 % von 0.06 mg/L auf 0.03 mg/L vermindert und die Belastung mit *E.coli*-Keimen sinkt um 91.9 % von 675 auf 55 KBE/100mL. Die Trübung sinkt im Mittel um 72.6 % von 8.2 auf 2.3 FNU. Im grossflächigen Röhrichtareal des **Grand Marais** ist die Reinigungsleistung noch deutlicher: Gegenüber dem eingeleiteten Rheinwasser reduziert sich die Nitratkonzentration im Mittel von 7.0 mg/L auf 3.2 mg/L (-54.8 %), Ortho-Phosphat wird um 78.6 % von 0.06 mg/L auf 0.01 mg/L vermindert. Die relative lange Passage führt dazu, dass die Belastung mit *E.coli*-Keimen ebenfalls stark sinkt: Um 87.7 % von 475 auf 58 KBE/100mL, während die Trübung im Mittel um „nur“ 31.0 % von 8.2 auf 5.7 FNU sinkt. Das deutlich kleinere Feuchtgebiet **Mare des Tritons** zeigt ein ähnlich effizientes Selbstreinigungspotenzial: Gegenüber dem eingeleiteten Wasser sinkt die Nitratkonzentration im Mittel von 6.7 mg/L auf 3.6 mg/L (-46.7 %), Ortho-Phosphat wird um 53.0 % von 0.06 mg/L auf 0.03 mg/L reduziert. Die Belastung mit *E.coli*-Keimen nimmt hier um 94.6 % (von 675 auf 36 KBE/100mL) und mit Schwebstoffen um 83.7 % (Trübung 1.3 FNU gegenüber 8.2 FNU im eingeleiteten Wasser) am ausgeprägtesten ab.

## Schlussfolgerungen

Die Resultate der Untersuchungen zeigen, dass durch die Optimierung der Selbstreinigungsprozesse auch in urbanen Flusslandschaften eine wesentliche Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden kann. Insbesondere lassen sich bei bakteriellen Belastungen und im Bereich der Nähr- und Schwebstoffe mit wenigen Massnahmen enorme Verbesserungen erzielen, die auch für die künstliche Grundwasseranreicherung günstige und naturnahe Alternativen bieten. Mit dieser klaren Verbesserung der Wasserqualität haben solche Auen- und Feuchtgebiete – neben der grossen Bedeutung für die Artenvielfalt – auch eine solche für den Grundwasserschutz. Gleichzeitig dienen solche Gebiete Pflanzen und Tieren der Auen als (Ersatz-)Lebensraum und der städtischen Bevölkerung als hochwertiger Erholungsraum. Für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften sind Revitalisierungen klar zu befürworten, insbesondere wenn sie eine grosse Konnektivität von Wasser und Umgebung ermöglichen und bestenfalls mit zahlreichen Elementen einer natürlichen Auenlandschaft (z.B. Auenseen und Überflutungsgebiete) versehen werden (vgl. Abb. 7.1). Es könnten sowohl in der Wiese- als auch in der Birs- und Rheinebene interessante Revitalisierungen durchgeführt werden, die zu einer natürlichen, attraktiven urbanen Flusslandschaft beitragen.



*Abb. 7.1 Damit solche Flusslandschaften (oben die Aare bei Ruppoldingen 1.7.2006, unten die Bünz bei Möriken 23.5.2006) in Zukunft wieder häufiger werden, bedarf es grossräumiger Revitalisierungen der Gewässer und ihrer Uferbereiche – auch in städtischen Räumen. (Photos: U. Geissbühler)*

## 8 Summary

### **Capacity of self-purification processes of urban river areas near Basel (CH). Improvement of rehabilitated and natural-like wetlands in the ancient river basins of the river Wiese, Birs and Rhine.**

#### **Introduction and objectives**

Urban areas are characterized by an enormous human use density. Passing rivers and their landscapes were subjected and adapted to the human activities. Straightened and obstructed running waters have today become self-evident nationwide. Since the end of the 20<sup>th</sup> century an increased number of projects have been trying to convert these into natural forms with permitted controlled dynamics (e.g. the rehabilitation of the river Wiese or BirsVital in the area of Basel). Following a new social consent, priority is given to recreation use and sustainability. Such rehabilitation projects in urban areas often encounter different conflicting aims, e.g. between nature conservation and recreation use, or between striving after improved horizontal and vertical permeability (connectivity) and the requirements of groundwater protection. The precepts of a sustainable use advise using the natural self-purification potential within a modern river landscape management by preferring free running waters. In many cases, this won't be possible in urban areas due to the requirement of space as well as the doubts raised by ground-water protection or involved groups of users. Unfortunately there exist too few studies on rehabilitations in urban areas aiming at a chemical-physical and social optimization.

The two MGU projects F2.00 and F1.03 in the period 2000-2002 in the *Langen Erlen* and 2003-2005 in the *Brueglinger Ebene* and the *Petite Camargue Alsacienne* try to remedy these deficiencies by examining under which premises and boundary conditions a revival of the natural wetlands and river landscapes would be possible and how the various requirements for use could be considered. This work focused on the purification potential of flooded, natural wetlands and shallow lakes and shows the efficiency of such systems. The results are discussed against the backdrop of the adoption of such landscape features for the improvement of rehabilitated river landscapes.

#### **Methods**

Different measuring techniques (according to standardized methods) in different temporal resolutions are used to quantify the purification performance along the running distance of natural horizontal filters and for the characterisation of the water quality in the investigated wetlands. Therefore, in the areas of investigation, monthly samples were generally taken. The determination of the water quality took place on the one hand directly in the field (oxygen saturation, oxygen contents, water temperature, pH value,

specific electrical conductivity and turbidity) and on the other hand dissolved organic carbon (DOC) and UV-Absorption at 254 nm (UVA254) as well as cations ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ) and anions ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ) were measured in the water laboratory of the Geographical Institute. The colony-forming units of *E.coli* and total coliform germs were determined by means of diaphragm filtration. In the "*Hintere Stellmatten*" the sampling turned out somewhat different but always with the intention to document the changes within the running water.

To investigate the change of the water quality with increasing soil depth in the ground-water recharge area "*Hintere Stellmatten*", water samples were taken by means of suction candles out of different soil depths. Later – in the *constructed wetland* of the *Brueglinger Ebene* – six laterally slit tubing probes divided into three levels were inserted into the substrate down to the tarred bedrock. They served to collect water samples to capture the current chemical-physical conditions and the vertical exchange and conversion processes along the main running distance. The same analytics (with exception of the microbiology and DOC-analysis) as described above are taken with these samples.

In order to identify the influence of the surface water on the groundwater quality, water samples were taken (and analyzed in the water laboratory of the Industrial Works of Basel, IWB) monthly or fortnightly in the groundwater well # 8 (distance 400 m) and # 9 (distance 100 m) near the recharge area "*Hintere Stellmatten*". Almost the same parameters as above were chosen.

## Results

During the project F2.00 in the "*Hintere Stellmatten*" in the *Langen Erlen* area, a procedure to charge the natural-like ground water recharge and protection area (belonging to the IWB) with water from the river Wiese (without using energy) was tested. The purification performance concerning nitrate and ammonium along the running distance of the natural horizontal filter is being proofed. The reduction rates underlie fluctuations and for ortho-phosphates it is even more difficult to see clear tendencies. The number of aerobic mesophilic germs augmented in the recharge area, and *E.coli* germs consequently decreased by 25-30 %. Turbidity decreased strikingly (especially after the discharge of a high water wave with many suspended matter). Nearly one million  $m^3$  water of the river Wiese was discharged in the area, which lead to a surface water/groundwater ratio up to 70 %. In spite of this no problematic changes of the ground water quality in the near groundwater well # 8 and # 9 occurred during the whole period of discharging. The discharge of a high water wave with many suspended matter did not change this either.

The artificial water system of the *Brueglinger Ebene* is divided into an ancient constructed wetland (PG) followed by a shallow lake (Quellsee, QS). The good purification performance of the whole system is achieved especially thanks to the lake, while the contribution of the PG is relatively low:

The first (but low) reduction of the nitrogen compounds occurs in the PG, the effects on ortho-phosphates are faint. However, the turbidity is clearly reduced in the PG: even in “clear” water, turbidity falls by almost 50 %, in cloudy water up to 70-80 %. More intensive processes go off in the Quellsee. As a rule, neither nitrate nor ammonium is in it during the summer. Ortho-phosphate is reduced all year round (on average 75.4 % from 0.10 to 0.03 mg/L with regard to the water from the river Birs). The mean reduction of nitrate at the end of the passage through the lake is 77.6 % (15.8 to 3.6 mg/L). The mean removal rate of *E.coli* germs in the PG is 15.7 % (from 1855 to 1564 CFU/100mL), in the Quellsee, however, 92.7 % (to 135 CFU/100mL) with regard to the discharged water from the river Birs.

The *Petite Camargue Alsacienne* area belongs to the ancient river floodplain of the river Rhine and still shows structures of natural water. It was included as a supplement investigation area in 2005. To preserve this amphibious landscape dynamics are simulated with specific interventions and a hydrological concept. In these water and flooding areas metabolic cycling occurs as in natural wetlands. The following shows the (mean) changes of the most important parameters: in the shallow lake *Étang U* the concentration of nitrate is reduced from 6.7 mg/L to 4.9 mg/L (-29.5 %), ortho-phosphate from 0.06 mg/L to 0.03 mg/L (-43.9 %) and the loading of *E.coli*-bacteria sinks by 91.9 % (from 675 to 55 CFU/100mL). Turbidity decreases by 72.6 % from 8.2 to 2.3 FNU. In the larger wetland *Grand Marais*, the purification performance is even greater: with regard to the discharged water from the river Rhine, the concentration of nitrate is reduced from 7.0 mg/L to 3.2 mg/L (-54.8 %) and ortho-phosphate from 0.06 mg/L to 0.01 mg/L (-78.6 %). The relatively long running distance leads to a decreased loading of *E.coli*-bacteria of 87.7 % (from 475 to 58 CFU/100mL). Turbidity decreases by 31.0 % from 8.2 to 5.7 FNU. The smaller wetland *Mare des Tritons* shows an almost comparable potential of self-purification: with regard to the discharged water from the river Rhine, the concentration of nitrate is reduced from 6.7 mg/L to 3.6 mg/L (-46.7 %) and ortho-phosphate from 0.06 mg/L to 0.03 mg/L (-53.0 %). The most efficient reduction of *E.coli*-bacteria occurs here, namely by 94.6 % (from 675 to 36 CFU/100mL), whereas suspended matter is reduced by 83.7 % (turbidity decreases from 8.2 to 1.3 FNU).

## Conclusions

As the results of the investigations show, a clear improvement of water quality can be achieved even in urban river areas by an optimization of self-purification processes. Especially the loadings of bacteria, nutrients and solid matter can be reduced with a few measures. This offers a cheap and natural option for artificial groundwater recharging. Beside this clear improvement of water quality, such wetlands are important for biodiversity (e.g. variety of niches and ecotopes) and groundwater-protection. At the same time, these areas serve as a (substitute) habitat for wetlands species and as high-quality recreation area for urban residents. Rehabilitations of urban river landscapes are to be endorsed, especially if they facilitate a great connectivity between water and environ-

ment with many elements of natural wetlands (e.g. shallow lakes and flooding areas). There are many interesting rehabilitation possibilities within the river basins of the river Wiese, Birs and Rhine leading to natural, attractive river landscapes.



*Abb. 8.1 Die Konnektivität von Gewässer und Landschaft stellt nicht nur eine visuelle Bereicherung dar, sondern bedeutet auch für die Wasserqualität eine Aufwertung. Hier die Bewässerung der „Hinteren Stellmatten“ mit Wiesewasser. (Photo: U. Geissbühler 25.9. 2001)*

## Literatur

- Allan J.D. 1995: Stream Ecology. Structure and function of running waters. London et al., 1-388.
- Amoros C. & A.L. Roux 1998: Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: functions and development of connectivity. In: Schreiber, K-F. (Hrsg.): Connectivity in landscape ecology proceedings of the second international seminar of the "International Association for Landscape Ecology". Münster, 125-130.
- Amoros C. & G. Bornette 2002: Connectivity and biocomplexity in waterbodies of river flood plains. *Freshwater Biology* 47: 517-539.
- Auckenthaler A. & P. Huggenberger 2003: Pathogene Mikroorganismen im Grund- und Trinkwasser. Transport – Nachweismethoden – Wassermanagement. Basel, 1-184.
- AUE (Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt) 1998: Qualität der Oberflächengewässer im Kanton Basel-Stadt. Basel, 1-37.
- AUE (Amt für Umwelt und Energie Basel-Stadt) (Hrsg.) 2002: Entwicklungskonzept Fließgewässer Basel-Stadt zur ökologischen Aufwertung der Bäche und Flüsse im Kanton. Basel, 1-107 + 67 S. Anhang.
- AUE (Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft) (Hrsg.) 2004: La Birse. Die Birs. Regionaler Entwässerungsplan – REP Birs. Informationsbroschüre, Liestal, 12 S. Auch im Internet unter: [www.labirse.ch](http://www.labirse.ch).
- Badeja E. 1980: Sektor „Land und Wasser“. *Anthos* 1/80: 27-36.
- Bahlo K. & G. Wach: Naturnahe Abwasserreinigung. Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen. Staufen, 1-134.
- Baker L.A. 1992: Introduction to nonpoint source pollution in the United States and prospects for wetland use. *Ecological Engineering*, 1: 1-26.
- Baltes B. 2001: Biomonitoring der Makrofauna von Wasserstellen. Grundlage biogeographischer Erfolgskontrollen von Revitalisierungsmaßnahmen. Unveröffentlichter Bericht, Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz der Universität Basel, 1-33 + Anhang.
- Barsch D., Hauber L. & E. Schmid 1971: Birs und Rhein bei St. Jakob (Basel) im Spätpleistozän und Holozän. *Regio Basiliensis* 12(2): 286-315.
- Baudepartement des Kantons Basel-Stadt & Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft 2002: BirsVital, ein Vorhaben beider Kantone. Ableitungskanal und Revitalisierung Birs. Faltblatt, Basel und Liestal.
- Baudepartement des Kantons Basel-Stadt & Polizei- und Militärdepartement Basel-Stadt, Gemeinde Riehen (Hrsg.) 2003: Lebendige Bäche – Lebendige Flüsse. Broschüre, Basel 1-20.
- Bauer B. 2000a: Graphische Darstellung der Grundwasserbrunnen 8 und 9 im Gebiet „Lange Erlen“ in den Jahren 1990 bis 2000. Unveröffentlichte Projektarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-22.
- Bauer B. 2000b: Darstellung und Auswertung der Ergebnisse einer dreiwöchigen Messkampagne am Mühle- teich im Rahmen des MGU-Forschungsprojektes in den Langen Erlen/Basel. Unveröffentlichte Projektarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-18.
- BaZ vom 20.2.2003: Massnahmenpaket für die Birs geschnürt. *Basler Zeitung* vom 20.2.2003, S. 34.
- BaZ vom 8.7.2006: Soll der Fluss Wiese renaturiert werden? Revitalisierung kontra Grundwasserschutz – ein scheinbar unlösbarer Zielkonflikt im Kanton Basel-Stadt. *Basler Zeitung* vom 8.7.2006, S. 29.
- Beckel L. 2002: Megacities. Salzburg, 1-264.
- Berger C. 1993: Die unbelebten Standortfaktoren Relief, Boden und Wasser als Grundlage der Naturschutzgebietsplanung in der „Petite Camargue Alsacienne“ (F). Diplomarbeit, Geographisches Institut Universität Basel, 160 S. + 36 S. Anhang.
- Bernhardt K.-G. (Hrsg.) 1994: Revitalisierung einer Flusslandschaft. Osnabrück, 1-442.
- BfG (Bundesamt für Gewässerschutz Koblenz) 2002: Das Augusthochwasser im Elbegebiet. Koblenz, 1-49.
- Binder W. 2000: River restoration in Bavaria. In: Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.): River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000, 223-229.
- Binnert J.P. 1999: Die Kaiserliche Fischzucht-Anstalt 1852 in Saint-Louis Neuweg. Michelbach-le-Bas, 1-48.
- Bischof W. 1998: Abwassertechnik. Stuttgart, Leipzig, 1-724.
- 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.
- Bloesch J. 1997: Revitalisierung der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* 35: 9-28.

- Boissaye A. & P. Knibiely 2005: La Petite Camargue Alsacienne. Dans le jungle du Rhin... Regards sur une réserve naturelle. Strasbourg, 1-140.
- Boon P.I. 2000: Bacterial biodiversity in wetlands. In: Gopal B., Junk W.J. & J.A. Davis (Hrsg.): Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Vol. 1, Leiden, 281-310.
- Börner T. 1992: Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt, WAR 58: 1-258.
- Boschi C., Bertiller R. & T. Loch 2003: Die kleinen Fliessgewässer. Bedeutung, Gefährdung, Aufwertung. Zürich, 1-119.
- Bratrich C. 2004: Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fliessgewässermanagement. Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Dissertation an der ETH Zürich, 1-292 + 15 S. Anhang.
- Bradshaw A.D. 1997: What do we mean by restoration? In: Urbanska K.M., Webb N.R. & P.J. Edwards (Hrsg): Restoration Ecology and Sustainable Development. Cambridge, 8-14.
- Bradshaw A.D. 1996: Underlying principles of restoration. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 53 (Suppl. 1): 3-9.
- Brehm J. & M.P.D. Meijering 1996: Fliessgewässerkunde. Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Wiesbaden, 1-302.
- Bruckner A., Lehmann F., Maurer F. Mossbrugger R., Raith M., Vögelin, H.A. & P. Vosseler 1972: Riehen. Geschichte eines Dorfes. Zur Feier der 450-jährigen Zugehörigkeit Riehens zu Basel, 1522 – 1972. Riehen, 1-420.
- Brüsch W. & B. Nilsson 1993: Nitrate transformation and water movement in a wetland area. Hydrobiologia 251: 103-111.
- 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.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) 1996: Rückkehr der Lachse in Wiese, Birs und Ergolz. Bern, 1-118.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) 1997: Die Auen in der Schweiz. Bern, 1-4.
- BUWAL & BWG (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft & Bundesamt für Wasser und Geologie) 2003: Leitbild Fliessgewässer Schweiz. Für eine nachhaltige Gewässerpolitik. Bern, 1-12.
- BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie) 2004a: Hydrologischer Atlas der Schweiz, Bern. [Loseblattausgabe in 2 Ordnern 1992-]
- BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie) 2004b: Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 2003. Bern, 1-469.
- Coveney M.F., Stites D.L., Lowe E.F., Battoe L.E. & R. Conrow 2002: Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. Ecological engineering 19: 141-159.
- Cooper A.B. 1990: Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. Hydrobiologia 202: 13-26.
- Cooper P.F. & B.L. Findlater 1990: Constructed wetlands in water pollution control. Cambridge, 1-602.
- Cristofor S., Vadineanu A. & G. Ignat 1993: Importance of flood zones for nitrogen and phosphorous dynamics in the Danube Delta. Hydrobiologia 251: 143-148.
- Daske D. 1979: La réserve naturelle, pourquoi? Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse (3): 11-16.
- Dørge J. 1994: Modelling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. Ecological Modelling 75/76: 409-420.
- Dill A. 2000: Die Böden der hinteren Langen Erlen und ihr Infiltrationsvermögen. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-142.
- Doberer A. 2004: Anforderungen an urbane Erholungsgebiete. Eine Befragung zur Wahrnehmung der Brüglinger Ebene. Semesterarbeit der ETHZ am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-20 + Anhang.
- Durrer H. 2006: Wasserreinigung und Grundwasseranreicherung. Leistungen der PCA für ein sauberes Trinkwasser im Rheintalgraben. Broschüre der PCA, St-Louis, 1-16.
- Durrer H. 1992: Die Auenlandschaften des Rheins unterhalb von Basel. Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel 102(2): 297-310.
- Durrer H., Jenn H., Golay N., Walther B., Ochsenbein A., Vaterlaus C., Amrhein V. & H. Lenzin 1997a: Renaturierung der Mittleren Au in der Petite Camargue Alsacienne (F/Elsass) von 1993-1996. Basel, 1-227.
- Durrer H., Binnert J.P. & V. Lacoste 1997b: Hydrologisches Konzept. Strategien zur Wiederbelebung der Mittleren Au in der Petite Camargue Alsacienne (F/Elsass). Basel, 1-62.
- DVWK 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 1996: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil II: Summenparameter für Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, organische Schadstoffe, hygienische Kennwerte, Teil III: Hinweise zur Probenahme für physikalisch-chemische Untersuchungen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Merkblätter zur Wasserwirtschaft 228, Bonn, 1-70.
- Endress & Hauser Ohne Jahr: Trübung. Ein paar klärende Worte zum Thema Trübungsmessung. System-Information SI 009C/07/d, 1-13.
- Faeh E. 2003: Neotektonik und Geomorphologie im Unteren Birstal. Diplomarbeit, Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Basel, 1-57.
- Freiberger H. 2004: Revitalisierung urbaner Gewässer. Akzeptanz der neuen 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-Projekt 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.
- Friedrich G. 1991: Urbane Gewässer – eine Herausforderung an Limnologen und Bauingenieure. In: Schuhmacher H. & B. Thiesmeier (Hrsg.): Urbane Gewässer. Essen, 10-12.
- Füchslin H.P., Beuret C. & T. Egli 2005: Mikrobiologische Belastung des Trinkwassers: In Trinkwasserfassungen ländlicher Regionen. *Gas Wasser Abwasser* 11: 859-877.
- Gallusser W.A. & A. Schenker 1992: Die Auen am Oberrhein. Basel, 1-192.
- 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. 1998: Horizontal durchflossene Pflanzenkläranlagen im deutschsprachigen Raum - langfristige Erfahrungen, Entwicklungsstand. *Wasser & Boden* 50(1): 18-25.
- Geller G. & G. Höner 2003: Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Springer Verlag, Berlin et al., 1-221.
- Geissbühler U. 1997: Veränderung der biologischen Filterung in den Wasserstellen der Langen Erlen im Winterhalbjahr. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-96.
- Geissbühler U., Stucki O. & C. Wüthrich 2006: Selbstreinigungsleistung urbaner Flusslandschaften. In: Wüthrich C., Huggenberger P., Freiberger H., Geissbühler U., Regli C. & O. Stucki 2006: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Projekt F1.03, Universität Basel, 17-43.
- Geissbühler U., Stucki O. & C. Wüthrich 2005: Reinigungsleistung des Gewässersystems in der Brüglinger Ebene (Basel, Schweiz). Potenziale für die Inwertsetzung urbaner Flussebenen. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel* 8: 135-153.
- Geissbühler U., Vögli T., Stucki O. & C. Wüthrich 2004: Das Pflanzenklärgelände in der Brüglinger Ebene (Grün 80). Selbstreinigungsprozesse in urbanen Flusslandschaften. *Regio Basiliensis* 45(3): 213-227.
- Gerber E. 1967: Die Flussauen in der schweizerischen Kulturlandschaft. *Geographica Helvetica* XXII(1): 1-26.
- Gerber S. 2003: Die Bereitschaft der Bevölkerung zur Partizipation an der Landschaftsplanung. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-124 + 9 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., Toussaint V. (Hrsg.). *Wissenschaft und Praxis der Landschaftsnutzung. Formen interner und externer Forschungsk Kooperation.* Weikersheim, 87-92.
- Glinska-Lewczuk K. 2005: Oxbow lakes as biogeochemical filters for nutrients outflow from agricultural areas. In: Heathwaite L., Webb B., Rosenbery D., Weaver D. & M. Hayashi (Hrsg.): *Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands.* IAHS Publication 294, Wallingford, 55-65.
- Gloor D. & H. Meier 2001: Soziale Raumnutzung und ökologische Ansprüche: Soziologische Untersuchung zur Revitalisierung der Birs bei Münchenstein. Reihe "Grundlagen und Materialien" 01/1, Professur Forstpolitik und Forstökonomie ETH. Zürich, 1-95.
- Golder E. 1984: 100 Jahre Birswhur Neue Welt. Die Geschichte eines Bauwerkes. Basel, 1-149.
- Golder E. 1991: Die Wiese – Ein Fluss und seine Geschichte. Baudepartement Basel-Stadt, Tiefbauamt. Basel, 1-187.
- Golder E. 2004: Die Birs: ein Fluss sucht sich seinen Weg. Baudepartement Basel-Stadt, Tiefbauamt. Basel, 1-163.

- Gopal B. 1999: Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science Technology*, 40: 27-35.
- Gopal B. & R.G. Wetzel 1993: *Wetlands and Ecotones: Studies on Land-Water Interactions*. New Delhi, 1-301.
- Gunkel G. 1996: *Renaturierung kleiner Fließgewässer*. Jena & Stuttgart, 1-471.
- Gusewski M. 2005: Die Birs als ein grüner Juwel. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 7.3.2005: S. 14.
- Habeck-Tropfke H.H. 1980: *Abwasserbiologie*. Werner-Ingenieur-Texte, Düsseldorf, 60: 1-261.
- Hauber L. 1978: *Wenn Steine reden: Geologie von Basel und Umgebung*. Basel, 1-66.
- Hein T., Baranyi C., Reckendorfer, W. & F. Schiemer 2004: The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria. *Science Total Environment* 328: 207-218.
- Hellmann H. 1999: *Qualitative Hydrologie – Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse*. Lehrbuch der Hydrologie 2, Berlin, 1-468.
- Herrmann U. 2004: *Betreiberkonflikt und Nutzerzufriedenheit in der Brüglinger Ebene*. Oberlehrerarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-69 + 50 S. Anhang.
- 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.
- Hogan D.M., Jordan T.E. & M.R. Walbridge 2004: Phosphorus retention and soil organic matter in restored and natural freshwater wetlands. *Wetlands* 24:573-585.
- Hostmann M., Buchecker M., Ejderyan O., Geiser U., Junker B., Schweizer S., Truffer B. & Zaugg Stern M. 2005: *Wasserbauprojekte gemeinsam planen*. Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten. Dübendorf, EAWAG, 1-48.
- 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. & C. Regli 2004: Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung? *Natur und Mensch* 1: 8-11.
- Huggenberger P. & C. Regli 2006: Sedimentological model in order to characterize braided river deposits for hydrogeological applications. *Braided Rivers*, 51-74.
- Huggenberger P., Regli C., Epting J. & L. Guldenfels 2004: Revitalisierung von Fließgewässern in Grundwasserschutzgebieten - ein Oxymoron? *Regio Basiliensis* 45 (3): 195-212.
- Huggenberger P., Zechner E., Regli C. & I. Spottke 2005: Fließgewässer und ihre Auswirkungen auf das Grundwasser (Teilmodul Fluss-/Grundwasser-Interaktion). In: *Monit: Entwicklung von Prognosewerkzeugen*. Landesamt Baden-Württemberg, 61-73.
- Hughes F.M.R. 2000: Floodplain biodiversity and restoration (FLOBAR): Hydrological and geomorphological mechanisms influencing floodplain diversity and their application to the restoration of European floodplains. In: Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.): *River restoration in Europe. Practical approaches*. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000, 255-261.
- 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.
- Hütte M., Bundi U. & A. Peter 1994: Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Dübendorf, EAWAG, 1-133.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheines) 2001: *Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchung des Rheinwassers und des Schwebstoffs*. Koblenz, 1-233.
- IWB (Industrielle Werke Basel) 2001: *Die Wasserversorgung von Basel-Stadt*. Broschüre, beziehbar bei IWB, Margarethenstr. 40, CH-4002 Basel. 1-27.
- Jackson L.I., Lopoukhine N. & D. Hillyard 1995: Ecological Restoration: A Definition and Comments (Commentary). *Restoration Ecology* 3(2): 71-75.
- Jansson M., Andersson R., Bergson, M. & L. Leonardson 1994: Wetlands and lakes as nitrogen traps. *AMBIO* 23: 320-325.
- Jedicke E. 1996: Ressourcenschutz und Prozessschutz: Diskussion notwendiger Ansätze zu einem ganzheitlichen Naturschutz. *Zeitschrift für angewandte Ökologie* 27(4): 125-133.
- Johnston C.A. 1991: Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21: 491-565.
- Jürging P. & H. Patt 2005: *Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen*. Berlin, Heidelberg, 1-523.
- Kadlec R.H. & R.L. Knight 1996: *Treatment Wetlands*. Boca Raton, 1-893.
- Kalbe L. 1997: *Limnische Ökologie*. Stuttgart, 1-296.

- 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.
- Kaufmann G. 1985: Ein Fluss wird gebändigt. Rieherer Jahrbuch 117-135.
- Kayser K. 2003: Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover 121, 1-215.
- Kayser K., Kunst, S. & G. Fehr 2001: Stickstoffelimination in Bewachsenen Bodenfiltern. Wasser & Boden 53(3): 7-10.
- 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. Jena, 1-277.
- Kohl J. 2001: Akzeptanz von Auenrevitalisierungen in der Grundwasserschutzzone eines städtischen Naherholungsgebiets. In: Beierkuhnlein, C. et al. (Hrsg.): Landschaften als Lebensraum. Analyse, Bewertung, Planung, Management. Tagungsband zur 2. Jahrestagung der IALE-Region Deutschland, Oldenburg, 30-31.
- Kohl J., Schmidli F. & A. Gurtner-Zimmermann 2002: Kooperation und Partizipation im transdisziplinären Stellmatten-Projekt. Regio Basiliensis 43(1): 45-54.
- 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.
- Kolkwitz R. 1950: Ökologie der Saprobien. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 4: 1-64.
- Kolkwitz R. & M. Marsson 1908: Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft, Bd. 26a: 505-519.
- Kolkwitz R. & M. Marsson 1909: Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. In: Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, Bd. 2: 126-152.
- Koskiahio J. 2003: Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. Ecological engineering 19: 325-337.
- 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.
- Kraft H. 1985: Einsatzmöglichkeiten und Erfahrungen bei Pflanzenkläranlagen. Kleine Kläranlagen – Planung, Bau und Betrieb. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, München 15: 201-251.
- Kraft H., Bucksteg K., Haider R. & F. Rausch 1987: Pflanzenkläranlagen. Bau und Betrieb von Anlagen zur Wasser- und Abwasser-Reinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen. Grundlagen, Verfahrensvarianten, praktische Erfahrungen. Wiesbaden, 1-148.
- Küry D., Zehringer M. & C. Herriot 2000: Gewässerschutz – Erfolgsgeschichte und neue Herausforderung: 50 Jahre Gewässerschutzverband Nordwestschweiz 1950-2000. Gewässerschutzverband Nordwestschweiz (Hrsg.), Basel, 1-40.
- Küry D. 2001: Die Birs im Spannungsfeld zwischen ökologischen und sozialen Ansprüchen. Regio Basiliensis 41(1): 23-34.
- Laber J. 2001: Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen. In: Wiener Mitteilungen: Wasser, Abwasser, Gewässer 167. Wien, 1-180.
- Leser H. 1982: Die Landschaft der Basler Region und ihre naturräumliche Gliederung. Regio Basiliensis 23(1/2): 2-24.
- Leser H. 1997: Landschaftsökologie. Stuttgart, 1-644.
- Leser H. & R. Schneider-Sliwa 1999: Nachhaltige Stadtentwicklung und Gewässerrenaturierung - Zusammenhang oder Widerspruch? In: Eder S. & A. Gurtner-Zimmermann (Hrsg.): Hochrheinrenaturierung in Stadt und Agglomeration Basel. Basler Stadt- und Regionalforschung 17, Basel, 10-18.
- Lenzin H. 2004: Petite Camargue Alsacienne. Botanischer Exkursionsführer mit Artenlisten und Routen. Basel, 1-218.
- Leugger U. 2006: Die grösste Aue Basellands entsteht. Hallo Biber! (10): 1-2.
- Liebmann H. 1951: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. München, 1-539.
- Liniger H. 1966: Das plio-altpleistozäne Flussnetz der Nordschweiz. Regio Basiliensis 7(2): 158-177.
- Lowrance R., Todd R., Fail J., Hendrickson O., Leonard R. & L. Asmussen 1984: Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. Bioscience 34: 374.

- Luederitz V., Eckert E., Lange-Weber M., Lange A. & R.M. Gersberg 2001: Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 18: 157-171.
- Lutten J.-P. 1984: La Petite Camargue Alsacienne. Réserve naturelle. Mulhouse, 1-72.
- Maier D., Maier M. & M. Fleig 1997: Schwebstoffuntersuchungen im Rhein. Karlsruhe, Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein, St.Gallen, 137-151.
- 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.
- 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. Étude des facteurs biotiques. *Regio Basiliensis* 43(3): 241-255.
- Maurer A. 2006: Tummelplatz für Biber an der Birs. *Basellandschaftliche Zeitung* vom 20.5.2006: S. 19.
- Maurer N. 2003: Bestimmung der östrogenen und androgenen Aktivität von UV-Absorbern in vitro. Diplomarbeit an der ETHZ, 1-67.
- Meier-Küpfner H. 1982: Florenzwandel und Vegetationsänderung in der Umgebung von Basel seit dem 17. Jahrhundert. Dissertation Universität Basel, 1-447.
- McCarthy J.F. & J.M. Zachara 1989: Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science Technology*, 23(5): 496-502.
- Milner, A.M. 1996: System Recovery. In: Petts, G. & P. Calow (Hrsg.): *River Restoration: Selected Extracts from the River Handbook*. Oxford, 205-226.
- Mosimann R. 2004: Revitalisierung Birs: Neuer Abschnitt fertig gestellt. *Bau- und Umwelt-Zeitung [Bau- und Umweltschutzdirektion BL]* 43: S. 2.
- Mosimann T. 1997: Prozess-Korrelations-System des elementaren Geoökosystems. In: Leser H.: *Landschaftsökologie*. Stuttgart, 262-270.
- Mulamootfil G., Warner B.G. & E.A. McBean 1996: Wetlands: Environmental gradients, boundaries and buffers. Boca Raton, 1-296.
- Nachtnebel H.P., Seidelmann R., Müller H.W. & B. Schwaighofer 1998: Schwebstoffe in der Donau. *Forschung im Verbund 45*, Universität Wien, 1-157 + Anhang.
- Newson M. & D. Sear 2000: Geomorphological procedures and river restoration: science, survey and sustainability. In: Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.): *River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000*, 251-254.
- Ney A. 2003: Naturnahe Aufbereitung von gereinigtem Abwasser zur Vitalisierung von Fließgewässern und Auen und zur Effizienzsteigerung der Abwasserbehandlung. Dissertation an der Universität Trier, 1-175.
- Nichols D.S. 1983: Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 55: 495-505.
- Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.) 2000: *River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000*, 1-348.
- Niederhauser K. 2002: Die Schwermetallbelastung der Böden der hinteren Langen Erlen. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-153.
- Niehoff, N.T. 1996: Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften: Grundlagen für Renaturierung und Sanierung. Berlin, 1-300.
- Nowack G. & O. Ueberbach 1995: Die kontinuierliche SAK-Messung. Aussagekraft, Statistik und Anwendungen. *Korrespondenz Abwasser: 2020-2030*.
- Patt H., Jürging P. & W. Kraus 2004: *Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Berlin, Heidelberg, 1-423.
- Perkins J. & C. Hunter 2000: Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England. *Water Research* 34(6): 1941-1947.
- Peter A. 2006: Revitalisieren – warum und in welchem Rahmen? *EAWAG-News* 61: 4-8.
- Petts, G. & P. Calow 1996: *River Restoration: Selected Extracts from the River Handbook*. Oxford, 1-231.
- Pinney M.L., Westerhoff P.K. & L. Baker 2000: Transformations in dissolved organic carbon through constructed wetlands. *Water Research* 34(6): 1897-1911.
- Platzer C. 1998: Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. *Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 6, Berlin, 1-131.
- Pomogyi P. 1993: Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System. *Hydrobiologia* 251: 309-320.

- Pöpel, H.J. & T. Börner 1987: Pflanzenkläranlagen am Beispiel der Wurzelraum-Pilotanlage Hofgeismar-Beberbeck bei Kassel. Verband Schweizerischer Abwasserfachleute, Darmstadt, 353: 1-28.
- Pott R. & D. Remy 2000: Gewässer des Binnenlandes. Stuttgart, 1-255.
- Pusch M., Fiebig D., Brettar I., Eisenmann H., Ellis B.K., Kaplan L.A., Lock M.A., Naegeli M.W. & W. Traunsburger 1998: The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater biology* 40: 453-495.
- Reddy K.R. & W.H. Patrick Jr. 1984: Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediments. *Critical Reviews in Environmental Control* 13: 273-309.
- Regli C., Guldenfels L. & P. Huggenberger 2004a: Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung. *Gas, Wasser, Abwasser* 4: 261-272.
- Regli C. & P. Huggenberger 2006: Entwicklung nachhaltiger Strategien für den Grundwasserschutz. In: Wüthrich C., Huggenberger P., Freiberger H., Geissbühler U., Regli C. & O. Stucki: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Projekt F1.03, Universität Basel, 47-61.
- 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 Sciences* 65 (2): 111-128.
- Regli C., Rosenthaler L. & P. Huggenberger 2004b: GEOSSAV: a simulation tool for subsurface applications. *Computers & Geosciences* 30 (3): 221-238.
- Reilly J.F., Horne A.J. & C.D. Miller 2000: Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecological engineering* 14: 33-47.
- Reinauer R., Geiger T. & M. Hofmann 2004: Integrierte Siedlungsentwässerung am Beispiel der Stadt Basel. *Regio Basiliensis* 45(3): 243-252.
- Riber H.H. 2000: Skjern river restoration project. In: Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.): River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000, 209-213.
- Robach F., Eglin I. & M. Trémolières 1993: Efficacités comparées des processus naturels d'épuration des eaux de surface: unités fonctionnelles lotiques connectées au Rhin (système Ile de Rhinau, France). *Hydroécologie appliquée* 5: 45-75.
- Rohde S. 2006: Revitalisieren durch Aufweiten. *EAWAG-News* 61: 4-8.
- Rohde S. 2005: Integrales Gewässermanagement, Erkenntnisse aus dem Rhone-Thur-Projekt, Synthesebericht Gerinneaufweitungen. Dübendorf, EAWAG, 1-69.
- Rohde S. 2004: River restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes. Assessment & Planning. Dissertation an der ETH Zürich und WSL Birmensdorf, 1-133.
- RRC (Hrsg.) 2002: Manual of River Restoration Techniques. The River Restoration Centre, Bedford [Loseblattausgabe in 1 Ordner, 1999-].
- Rüetschi D. 2004: Basler Trinkwassergewinnung in den Langen Erlen. Biologische Reinigungsleistung in den bewaldeten Wasserstellen. *Physiographica* 34, Universität Basel, 1-348 + 76 S. Anhang.
- Rüetschi D., Geissbühler U., Schmid M. & C. Wüthrich 1998: Biological purification of recharge water by forested soils. In: Peters J.H. (Hrsg.): Artificial Recharge of groundwater. Rotterdam, 457-459.
- Rüetschi D., Schmid M., Geissbühler U. & C. Wüthrich 1999: Trinkwassergewinnung in bewaldeten und offenen Wasserstellen der Langen Erlen: Mikrobielle Aktivität und Biomasse im Boden. *Regio Basiliensis* 40(2): 151-163.
- Salathé R. 2000: Die Birs. Bilder einer Flussgeschichte. Liestal, 1-73.
- Schenk P. 2006a: Petite Camargue Alsacienne wächst um 784 Hektaren. *Basler Zeitung* vom 27.6.2006: S. 14.
- Schenk P. 2006b: „Wiesionen“ rückt Stadt und Fluss näher zusammen. *Basler Zeitung* vom 4.8.2006: S. 11.
- Schenker A. 1992: Naturräumliche Gegebenheiten am Oberrhein. In: Gallusser W.A. & A. Schenker (Hrsg.): Die Auen am Oberrhein. Basel, 3-17.
- Schenker A. 2001: Ökologische Ersatzmassnahmen: Auslöser für die Revitalisierung von Fließgewässern; Beispiele aus der Region Basel/NW-Schweiz. *Regio Basiliensis* 42(1): 3-22.
- Schmid M. 1997: Eignung einer Riedwieseninfiltration für die künstliche Grundwasseranreicherung in den Langen Erlen. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Basel, 1-88 + 3 S. Anhang.
- Schneider E. 2000: Restoration of floodplain meadows and forests. In: Nijland H.J. & M.J.R. Cals (Hrsg.): River restoration in Europe. Practical approaches. Proceedings of the conference on river restoration, Wageningen (NL), 2000, 197-199.
- Schneider R. 1976: Zur Geologie des Bodens von Birsfelden. In: Rüdistöhl K. (Hrsg.): Heimatkunde Birsfelden. Festschrift zum hundertjährigen Bestehen der selbständigen Gemeinde Birsfelden. Liestal, 21-35.
- Schreiber K.-F. 1994: Auenrevitalisierung in Mitteleuropa aus landschaftsökologischer Sicht. In: Bernhardt K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flusslandschaft. Osnabrück, 6-39.
- Schuhmacher H. & Thiesmeier B. (Hrsg.) 1991: Urbane Gewässer. Essen, 1-528.

- Schulz, M., Kozerski H.-P., Pluntke T. & K. Rinke 2003: The influence of macrophytes on sedimentation and nutrient retention in the lower River Spree (Germany). *Water Research* 37: 569-578.
- Schwabe E. 1992: Das grosse Werk der Rheinkorrektion. In: Gallusser W.A. & A. Schenker (Hrsg.): *Die Auen am Oberrhein*. Basel, 50-54.
- Schwarze M. & M. Egli 1999: Landschaftspark Wiese. Landschaftsrichtplan, Landschaftsentwicklungsplan. Basel, 1-26.
- Schwer P. & A. Egli 1997: Auenlandschaft Lange Erlen. Machbarkeitsstudie. ETH-Zürich, Institut für Kulturtechnik, Diplomarbeit, 1-63.
- Schwoebel J. & H. Brendelberger 2005: Einführung in die Limnologie. München, 1-340.
- Seiberth C. & C. Wüthrich 2001: Bergsee Bad Säckingen: Ergänzungsbericht Hochwasseranalyse. GeoServe GmbH, 1-21.
- Seidel K. & H. Happel 1983: Limnologie in Stichworten (IV). Kleine Pflanzen-Kläranlagen. Wasser-Kalender, Berlin, 17: 119-141.
- Siegrist L. 1997: Die Ökodiversität der Wasserstellen Lange Erlen. Zusammenhänge von Bewirtschaftung und ökologischer Vielfalt. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-126.
- Siegrist L. 1999: Die Ökodiversität der Wasserstellen in den Langen Erlen. Bewirtschaftungsweisen und ökologische Vielfalt im Zusammenhang mit der Basler Trinkwasserversorgung. *Regio Basiliensis* 40(3): 279-289.
- Sirivedhin T. & K.A. Gray 2006: Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering*, 26: 167-181.
- Spellman F.R. & J.E. Drinan 2001: *Stream Ecology & Self-Purification. An Introduction*. Pennsylvania, 1-261.
- Steinberg C.E.W 2000: Organische Chemie natürlicher Gewässer. In: Steinberg C.E.W., Calmano W., Klapper H. & R.-D. Wilken (Hrsg.): *Handbuch angewandte Limnologie*. Landsberg am Lech, 1-198.
- Stucki O. 2002: Tagesganglinien wasserchemischer Parameter in der Grundwasseranreicherungsfläche „Hintere Stellmatten“. Diplomarbeit, Geographisches 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. 2007: Strukturen und Funktionen urbaner Kleingewässer um Basel. Quellsee (Brüglinger Ebene) und Étang U (Petite Camargue Alsacienne) als Natur-, Lebens- und Erholungsraum. Dissertation am Geographischen Institut der Universität Basel, in Arbeit.
- Stucki O., Geissbühler U. & C. Wüthrich 2002: Tägliche Schwankungen des limnoökologischen 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 den Natur- und Gewässerschutz? *Regio Basiliensis* 47(2): 97-108.
- Swindell C.E. & J.A. Jackson 1990: Constructed wetlands design and operation to maximize nutrient removal capabilities. In: P.F. Cooper and B.L. Findlater (Hrsg.): *Constructed wetlands in water pollution control*. Cambridge (U.K.), 107-114.
- Thomann F. & H. Jaeggi 1980: Grün 80 - Das Erinnerungsbuch. Basel, 1-100.
- Tiefbauamt Basel-Stadt (ohne Jahresangabe): Wiederbelebung der Wiese. Neue Erkenntnisse für alle Beteiligten. Basel, 1-16.
- Tittizer T. & F. Krebs (Hrsg.) 1996: *Ökosystemforschung. Der Rhein und seine Auen – eine Bilanz*. Berlin, 1-468.
- Tockner K. 2006: Revitalisierungen mit ökologischen Indikatoren bewerten. *EAWAG-News* 61: 15-17.
- 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*. Stuttgart, 1-528.
- U.S. Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems 1992: *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. Washington D.C., 1-576.
- Verhoeven J., Arheimer B., Yin C. & M.M. Hefting 2006: Regional and global concerns over wetlands and water quality. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21: 96-103.
- 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.
- Vögli T. 2003: Zustand und Funktion einer Pflanzenkläranlage (Grün 80) nach 24jährigem Betrieb. Lizentiatsarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-84 + 15 S. Anhang.
- Vollenweider R. 1982: *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris, 1-154.
- Warken E. 2001: Vegetationsdynamik in den Grundwasseranreicherungsflächen „Hintere Stellmatten“. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1-101 + 6 S. Anhang.
- Weber C. 2006: Ende gut, alles gut? Ein Werkzeug für die Erfolgskontrolle. *EAWAG-News* 61: 32-34.

- Weidmann H. & H. Meder 1994: Sandoz Rheinfonds: Verhandlungen des Symposiums vom 3.-4. September 1992. Basel 1-212.
- Weisner S.E.B., Frikson P.G., Graneli W. & L. Leonardson 1994: Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *AMBIO* 23: 363-366.
- Winkler J. 1995: Die Brüglinger Ebene: Ihre Entstehung und ihr heutiges Aussehen. In: Ramseier W., Huggel S., Kolb B. & R. Salathé (Red.): Münchenstein: Heimatkunde. Liestal, 63-80.
- Wicki C. 1986: Wälder im Kanton Basel-Stadt. Basel, 1-67.
- 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: 1-46.
- Wochenblatt vom 27.2.2003: Ein totes Gewässer nützt nichts. Die Birs soll ein interkantonales Projekt umfassend analysieren und nachhaltig verbessern. Wochenblatt für das Schwarzbubenland und das Lauftental vom 27.2.2003, Titelseite.
- Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S. & A. Peter 2005: Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Dübendorf, EAWAG, 1-112.
- Wüthrich C. 2002: Die landschaftliche Vielfalt der Langen Erlen. *Basler Stadtbuch* 2001 (122): 195-199.
- Wüthrich C. & H. Leser 2006: Geoökologischer Laborkurs. Das Handbuch zum Kurs. Geographisches Institut der Universität Basel, 1-116.
- Wüthrich C. & U. Geissbühler 2002: Auenrevitalisierung in einer städtischen Grundwasserschutzzone: Probleme und Chancen transdisziplinärer Forschung. *Regio Basiliensis* 43(1): 29-41
- 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. & 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: 32-44.
- Wüthrich C., Huggenberger P., Gurtner 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 zum MGU-Projekt F2.00, Universität Basel, 1-156. Auch online verfügbar: <http://www.physiogeo.unibas.ch/stellimatten/Schlussbericht.pdf> [10.11.2006].
- Wüthrich C., Huggenberger P., Freiberger H., Geissbühler U., Regli C. & O. Stucki 2004: Revitalisierung urbaner Gewässer. Wissenschaftlicher Zwischenbericht zum MGU-Projekt F1.03, Universität Basel, 1-31. Auch online verfügbar: [http://www.physiogeo.unibas.ch/stellimatten/Zwischenbericht\\_MGU\\_F1\\_03.pdf](http://www.physiogeo.unibas.ch/stellimatten/Zwischenbericht_MGU_F1_03.pdf) [10.11.2006]
- Wüthrich C., Huggenberger P., Freiberger H., Geissbühler U., Regli C. & O. Stucki 2006: Revitalisierung urbaner Flusslandschaften. Schlussbericht zum MGU-Projekt F1.03, Universität Basel, 1-83. Auch online verfügbar: [http://www.physiogeo.unibas.ch/brueglingen/pdf/WebTextMGUF1\\_03.pdf](http://www.physiogeo.unibas.ch/brueglingen/pdf/WebTextMGUF1_03.pdf) [10.11.2006].
- Yates M.V. & S.R. Yates 1988: Modeling microbial fate in subsurface environment. *Critical Reviews in Environmental Control* 18: 307-344.
- Zaugg Stern M. & M. Hostmann 2006: Vom Expertenentscheid zum Risikodialog. *EAWAG-News* 61: 12-14.
- Zechner E. 1996: Hydrogeologische Untersuchungen und Tracertransport-Simulation zur Validierung eines Grundwassermodells der Langen Erlen (Basel-Stadt). Dissertation am Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Basel, 1-156.
- 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. *Proceedings of the 4th Int. Conf. on Calibration and Reliability in Groundwater Modeling. Acta Universitatis Carolinae-Geologica* 46: 368-372.
- Zechner E., Huggenberger P., Wülser R., Geissbühler U., & C. Wüthrich 2003: Effects of wetland restoration on drinking water quality: model-based evaluation with radon-222 and chloride data. In: Kovar K. & Z. Hrkal (Hrsg.): *Calibration and Reliability in Groundwater Modeling. IAHS Publication* 277, Wallingford, 431-440.
- Zeller U. & D. Kury 1997: Vom Kanal zum neuen Lebensraum – Die Renaturierung der Birs. *Natur und Mensch* 39(3): 8-11.

## Anhang

### A1

Ergebnisse der Schwebstoffproben aus dem Mühleiteich, die von den IWB an das DVWG-Technologiezentrum Wasser (TZW) in Karlsruhe zur Analyse weitergegeben wurden. Die Proben stammen jeweils aus Trübungshochwässern, davon wurde jenes vom 20. und 21.6.2002 in die Wasserstelle im Rahmen des Experimentes "Trübungswelle" eingeleitet.

Probe		Mühleiteich	Mühleiteich	Mühleiteich	Mühleiteich
Datum		20.03.2002	3.04.2002	20.06.2002	21.06.2002
Substanz	Dim				
Nassgewicht	g	-	-	61.53	68.88
Trockengewicht	g	-	-	31.69	22.52
Glühverlust	%	-	-	-	-
TC	%	10.4	10.5	6.8	9.3
TIC	%	< BG	< BG	< BG	< BG
TOC	%	10.4	10.5	6.8	9.3
AOX	mg/kg	110	85	66	88
<b>Metalle</b>					
Quecksilber	mg/kg	0.19	0.23	0.32	0.24
Kupfer	mg/kg	66	50	54	74
Chrom	mg/kg	80	67	59	80
Cadmium	mg/kg	1.5	4.1	0.86	1.7
Nickel	mg/kg	44	36	31	42
Blei	mg/kg	190	140	80	120
Zink	mg/kg	350	330	270	430
Arsen	mg/kg	58	32	21	40
Calcium	g/kg	9.4	18.5	7.83	12.2
Magnesium	g/kg	11.2	10.9	8.45	11.8
Mangan	g/kg	1.10	1.03	0.75	1.14
Eisen	g/kg	37.3	27.8	24.4	32.3
Aluminium	g/kg	47.5	38.8	35.6	50.8
Phosphor	g/kg	1.88	1.70	1.40	2.25
<b>Chlorierte Insektizide</b>					
Pentachlorbenzol	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Hexachlorbenzol	µg/kg	<5	<5	2.5	3.0
Pentachloranisol	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Quintozen	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Alpha-HCH	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Beta-HCH	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Gamma-HCH	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Heptachlor	µg/kg	<5	<5	<2	<2
cis-Heptachlorepoxyd	µg/kg	<5	<5	<2	<2
trans-Heptachlorepoxyd	µg/kg	<5	<5	<2	<2

Aldrin	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Isodrin	µg/kg	<5	<5	<2	<2
Octachlorstyrol	µg/kg	<5	<5	<2	<2
alpha-Endosulfan	µg/kg	<5	<5	<2	<2
p,p-DDT	µg/kg	<5	<5	2.6	3.2
o,p-DDT	µg/kg	<5	<5	<2	<2
p,p-DDE	µg/kg	<5	5.6	<2	3.8
p,p-DDD	µg/kg	<5	<5	<2	<2
o,p-DDD	µg/kg	<5	<5	<2	<2
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>					
PCB 28	µg/kg	<5	<5	<2	<2
PCB 52	µg/kg	<5	<5	<2	<2
PCB 101	µg/kg	<5	<5	<2	<2
PCB 118	µg/kg	<5	<5	<2	<2
PCB 138	µg/kg	<5	5.4	3.1	13.0
PCB 153	µg/kg	<5	<5	5.6	10.0
PCB 170	µg/kg	<5	<5	2.0	4.1
PCB 180	µg/kg	<5	<5	4.4	7.8
PCB 194	µg/kg	<5	<5	<2	<2
<b>Polycyclische aromatische Kw.</b>					
Fluoranthen	µg/kg	450	520	490	520
Pyren	µg/kg	320	400	390	420
Benz[a]anthracen	µg/kg	280	300	190	240
Chrysen	µg/kg	360	370	240	280
Benzo[b]fluoranthen	µg/kg	520	460	240	280
Benzo[k]fluoranthen	µg/kg	410	430	190	240
Benzo[a]pyren	µg/kg	450	420	230	270
Indeno[123-cd]pyren	µg/kg	450	370	140	190
Dibenz[a,h]anthracen	µg/kg	140	110	32	93
Benzo[g,h,i]perylen	µg/kg	400	330	150	190
<b>Moschusduftstoffe</b>					
Moschus-Ambrette	µg/kg	-	-	-	-
Moschus-Tibeten	µg/kg	-	-	-	-
Moschus-Mosken	µg/kg	-	-	-	-
Moschus-Keton	µg/kg	-	-	-	-
Moschus-Xylol	µg/kg	10	6.6	<2	<2
HHCB	µg/kg	-	-	-	-
DPMI	µg/kg	-	-	-	-
ATII	µg/kg	-	-	-	-
AHTN	µg/kg	-	-	-	-
AHMI	µg/kg	-	-	-	-
ADBI	µg/kg	-	-	-	-
<b>Alkylphenole</b>					
iso-Nonylphenol	µg/kg	-	-	-	-
tert-Oktylphenol	µg/kg	-	-	-	-
Bisphenol A	µg/kg	-	-	-	-
Bisphenol F	µg/kg	-	-	-	-
<b>β-Sitosterol</b>					
β-Sitosterol	µg/kg	-	-	-	-

## A2

Berechnungen zum Schwebstoffeintrag aus dem Mühleiteich in die Wasserstelle „Hintere Stellmatten“ (Lange Erlen) und aus dem Teichbächlein ins Pflanzenklärgelände (PG) der Brüglinger Ebene.

<b>Mühleiteich</b>	Einheit	Periode
Mittlere Trübung (ganzjährig)	13.80 FNU	(12.00 - 11.01)
Schwebstoffe pro Trübungseinheit	1.25 mg/L	
Mittlere Schwebstofffracht	17.25 mg/L	
nur < 6 FNU wurde eingeleitet, deshalb Annahme:		
	5.00 FNU	mittlere Trübung, deshalb:
	6.25 mg/L	effektive mittlere Schwebstofffracht
Einleitungszeitraum (nicht permanent)	8266 h	(9.00-8.02)
	4133 h/a	
	14878800 s/a	
Einleitungsmenge	25 L/s	mittlere Einleitung während dieser Zeit
Schwebstofftransport	156.25 mg/s	
	2324812500 mg/a	
	2324812.50 g/a	
Jährliche Schwebstofffracht	2324.81 kg/a	
Flächenverteilung	2.3248125 m <sup>3</sup> /a	(Annahme 1 kg Schwebstoffe = 1 L Vol.)
auf 5000m <sup>2</sup>	0.000464963 m/a	
	0.46 mm/a	pro Quadratmeter
<b>Teichbächlein</b>		
	Einheit	Periode
Mittlere Trübung (ganzjährig)	13.3 FNU	(9.04 -8.05)
Schwebstoffe pro Trübungseinheit	1.5 mg/L	
Mittlere Schwebstofffracht	19.95 mg/L	
Einleitungsmenge	2.4 L/s	permanent
	207360 L/d	
Schwebstofffracht	4136832 mg/d	
	4136.83 g/d	
	4.14 kg/d	
Jährliche Schwebstofffracht	1509.94 kg/a	
	4.14 kg/d	
Flächenverteilung	0.004136832 m <sup>3</sup> /d	(Annahme 1 kg Schwebstoffe = 1 L Vol.)
auf 620m <sup>2</sup>	6.67231E-06 m/d	
	0.0024 m/a	
	2.44 mm/a	
jedoch wird nicht diese ganze Fracht abgelagert, sondern etwa zur Hälfte weiter in den Quellsee mittransportiert:		
	1.22 mm/a	pro Quadratmeter bleiben im PG