

Zeitschrift: Regio Basiliensis : Basler Zeitschrift für Geographie
Herausgeber: Geographisch-Ethnologische Gesellschaft Basel ; Geographisches Institut der Universität Basel
Band: 45 (2004)
Heft: 3

Artikel: Das Pflanzenklärgelände in der Brüglinger Ebene (Grün 80) :
Selbstreinigungsprozesse in urbanen Flusslandschaften
Autor: Geissbühler, Urs / Vögeli, Thomas / Stucki, Oliver / Wüthrich, Christoph
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1088391>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.04.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Das Pflanzenklärgelände in der Brüglinger Ebene (Grün 80). Selbstreinigungsprozesse in urbanen Flusslandschaften

Urs Geissbühler, Thomas Vögtli, Oliver Stucki und Christoph Wüthrich

Zusammenfassung

Das untersuchte Pflanzenklärgelände wurde ursprünglich für die zweite Schweizerische Ausstellung für Garten- und Landschaftsbau ("Grün 80") gebaut. Seither hat die "Anlage" grosse Veränderungen erfahren (Kolmation) und sich zusammen mit einem künstlich geschaffenen See (Quellsee) als naturnahes Rückzugsgebiet für Flora und Fauna etabliert. Die Fliessstrecke durch das Röhrichtareal liefert ein gutes Modell für die Selbstreinigungsleistung, die bei einer einfachen Überflutung einer Auenlandschaft – z. B. bei Hochwasser oder im Zuge einer Revitalisierung – zu erwarten ist. Das Birswasser wurde vor, während und nach der Passage des Pflanzenfilters im und über dem Substrat untersucht. Zusätzlich wurde der Effekt des nachgeschalteten Sees als Nährstoffsink untersucht. Vor allem durch die baulichen Veränderungen bedingt, findet nach rund 24 Jahren Betrieb nur noch eine geringfügige Reduktion der Nährstoffe statt. Das Gelände dient heute v. a. als Sedimentfalle und begünstigt dadurch die Stoffumsetzung im anschliessenden Quellsee. Unsere Untersuchungen zeigen weiter, dass das Wasser nach Durchlauf des Quellsees u. U. den Anforderungen genügt, die an ein vorfiltriertes Wasser gestellt werden, welches in einer Grundwasserschutzzone zur Versickerung gebracht wird. Ein modernes Flussebenenmanagement im städtischen Raum könnte durchaus nebst Feuchtgebieten und Fliessgewässern auch stehende Gewässer in Kombination einsetzen, um nebst hoher Biodiversität und hohem Erholungsnutzen auch eine möglichst hohe Selbstreinigung des Oberflächenwassers zu erreichen.

Adresse der Autoren: Dipl.-Geogr. Urs Geissbühler, lic. phil. Thomas Vögtli, Dipl.-Geogr. Oliver Stucki, Dr. Christoph Wüthrich, Geographisches Institut der Universität Basel, Klingelbergstr. 27, CH-4056 Basel

1 Einleitung

Im Süden des Geländes der zweiten Schweizerischen Ausstellung für Garten- und Landschaftsbau (“Grün 80”) in der Brüglinger Ebene wurde vor über 20 Jahren eine sog. “Grüne Kläranlage” errichtet. Diese Modellanlage sollte die Besucher damals auf die Möglichkeiten von natürlichen Abwasserreinigungsanlagen aufmerksam machen. Sie wurde mit Schilf, Schwertlilien und Binsen bepflanzt und wird bis heute über das Teichbächlein mit Birswasser (also nicht mit Abwasser im engeren Sinn) beschickt. Nach der Passage des Pflanzenklärgeländes floss das Wasser früher zurück in das Teichbächlein und von dort zurück in die Birs (Abb. 1). In unmittelbarer Nähe der Pflanzenkläranlage wurden mit dem St. Alban-See und dem Quellsee zusätzlich zwei stehende Gewässer geschaffen, so dass eine Art “amphibischer Erholungsraum” in der ehemaligen Auenebene entstand, welcher stark vom Wasser geprägt ist (Badeja 1980).

Da sich das Gebiet in einer Grundwasserschutzzone befindet, war eine Verunreinigung des Grundwassers in der Schotterebene schon damals zu vermeiden. Die Pflanzenkläranlage und die beiden künstlichen Seen wurden deswegen mit einer 7 cm dicken Asphaltschicht abgedichtet (Thomann & Jaeggi 1980, 39–41), nicht aber das Teichbächlein. Seit einigen Jahren fliesst das Wasser aus der Pflanzenkläranlage zunächst in den Quellsee, bevor es über das Teichbächlein zurück in die Birs geleitet wird. Damit kann in dieser Studie auch die Wirkung eines nachgeschalteten Sees auf die Selbstreinigungsleistung des Systems untersucht werden.

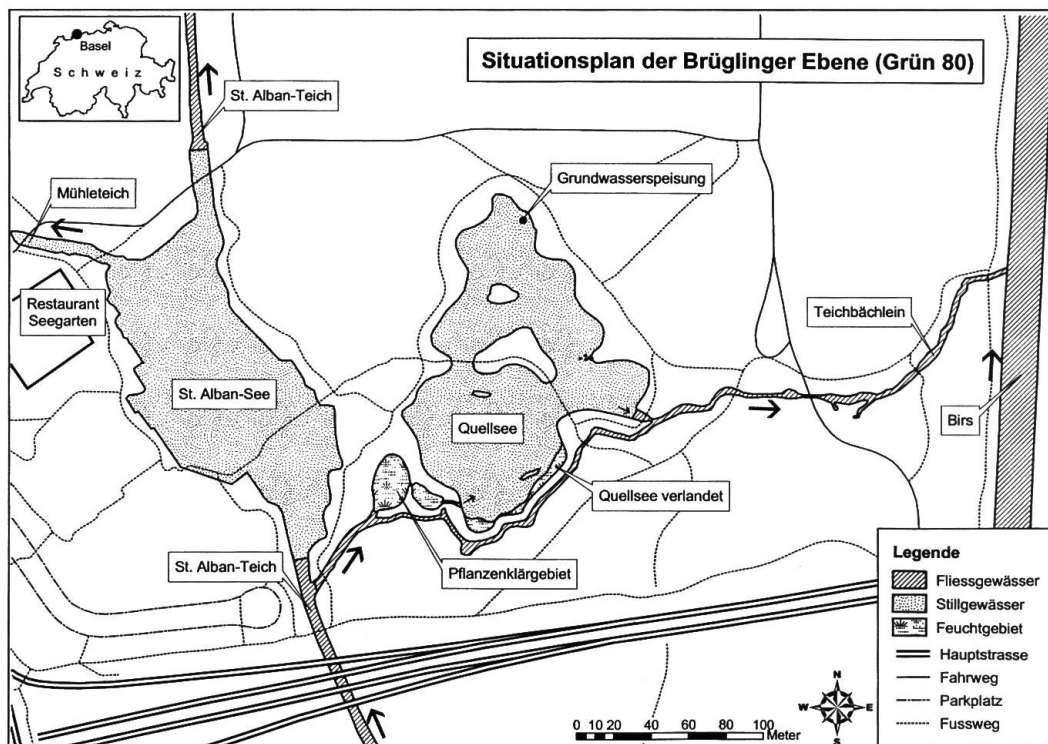


Abb. 1 Übersichtskarte der Gewässer in der Grün 80.

Oft entstehen bei Revitalisierungsprojekten in der Nähe von Grundwasserfassungen Zielkonflikte zwischen dem Anliegen für eine möglichst naturnahe Landschaft und dem Anliegen für eine optimale Sicherheit des Grundwassers. Bei intensivem Kontakt zwischen Oberflächenwasser und Uferzone, wie es häufig bei Revitalisierungen der Fall ist, besteht ein gewisses Risiko für Kurzschlüsse ins Grundwasser (vgl. *Huggenberger 2001, Wüthrich et al. 2003, Huggenberger & Regli 2004*). Wir gehen davon aus, dass im Rahmen eines modernen Flussmanagements Überflutungsbereiche wie die untersuchte “Grüne Kläranlage” vermehrt auch in urbanen Landschaften eingesetzt werden könnten, um das Selbstreinigungspotenzial der urbanen Flussebenen optimal zu nutzen (vgl. *Wüthrich et al. 2001*). Unter “modernem Flussebenenmanagement“ verstehen wir in dieser Studie den nachhaltigen Umgang mit der Landschaft bezüglich deren ökologischen (v. a. Arten- und Strukturvielfalt, Verbesserung der Gewässerqualität in urbanen Fließgewässern, naturnahe Dynamik), ökonomischen (v. a. geringe Erstellungs- und Unterhaltskosten, Reversibilität, Flexibilität) und gesellschaftlichen Anforderungen (v. a. Freizeit- und Erholungsraum, Sicherstellung der Trinkwasserversorgung).

1.1 Ursprüngliche Pflanzenkläranlage

Die Anlage wurde nach dem Prinzip des Wurzelraumverfahrens nach *Kickuth (1984)* konzipiert (Abb. 2). Dabei wird unter Verwendung eines physikalisch, chemisch und biologisch aktiven Bodenkörpers das Abwasser horizontal durch den durchwurzelten Oberboden geführt. Im Gegensatz zu anderen Pflanzenkläranlagen wird hier mit einer kontinuierlich hohen Wasserlast in einem dauernd wassergesättigten Bodenkörper ohne Wasserüberstau gearbeitet (*Kickuth 1984, 145*). Für dieses Verfahren eignen sich vorwiegend Helophyten (Sumpfpflanzen), die über speziell grossvolumige Hohlräume (Aerenchym) die submersen Organe und wurzelnahen Regionen mit Sauerstoff versorgen. Diese Eigenschaften haben v. a. Röhrichtgesellschaften, die den wassergesättigten Uferraum stehender und langsam fließender Gewässer besiedeln. So entsteht innerhalb eines anaerob konstituierten hydromorphen Bodenkörpers eine mosaikhafte Struktur aus sauerstoffreichen “Kleinbezirken” in einer sauerstoffarmen Grundmatrix. In diesen Bereichen finden sämtliche Prozesse statt, die auf dem Ineinandergreifen von anaeroben und aeroben Mikroorganismen beruhen. Eine wirksame Denitrifikation und umfassende Freisetzung von elementarem Stickstoff (N_2) ist an solche Reaktionsgefüge gebunden (*Kickuth 1984, 145–153*).

1.2 Die 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 angenommen, dass die Assimilation der Pflanzen für die Reinigungsleistung eine wesentliche Rolle spielt. Auf diesem Irrtum beruht auch der Begriff der “Pflanzenkläranlage”. Seit Beginn der neunziger Jahre wird jedoch immer klarer, dass die Bakteriengesellschaften in der Rhizosphäre (“Biofilm”) die eigentlichen Abbauprozesse durchführen. Deswegen werden solche An-



Abb. 2 Auch in den Wintermonaten findet eine Überflutung des Pflanzenklärgebietes (im Bild der Seggenbereich) und damit verbunden eine Reinigung des eingeleiteten Birswassers statt. Die Bakteriengesellschaften der Rhizosphäre, welche für die eigentlichen Abbauprozesse verantwortlich sind, passen sich den niedrigen Temperaturen an. (Aufnahme Februar 2004) Photo: O. Stucki

lagen – insbesondere wenn eine vertikale Filterstrecke dominiert – heute besser als “bewachsene Bodenfilter” bezeichnet. 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), *Geller & Höner* (2003) und *Platzer* (1998).

1.3 Zustand der heutigen Anlage

Die Anlage besteht aus zwei Becken, welche nacheinander auf einem Weg von gesamthaft etwa 55–60 m durchflossen werden. Das Gebiet ist aus Pflanzensegmenten mit Schilf, Seggen, Sumpfschwertlilien und Rohrkolben mosaikartig bewachsen und liegt heute abseits der von den Besuchermassen frequentierten Wege. Somit bildet es ein ideales Rückzugsgebiet für diverse Tier- und Pflanzenarten (z. B. für den Teichrohrsänger). Die Funktionsweise der Anlage hat in den vergangenen 24 Jahren manche Veränderung erfahren. So findet die direkte Zuführung des Wassers in den Wurzelbereich, wesentliches Kennzeichen des *Kickuth*-Systems (1984), nicht mehr statt, da die ursprünglich dazu dienenden Injektionsrohre entweder verstopft oder abgebaut wurden. Deswegen findet in der heutigen Anlage fast ausschließlich ein horizontaler und oberflächlicher Durchfluss durch das System statt.



Abb. 3 Über dieses Einleitungsbauwerk fliesst das Birswasser aus dem Teichbächlein in das Pflanzenklärgelände hinein. Ein Absetzbecken für die Sedimente ist nicht vorhanden. (Aufnahme Mai 2003) *Photo: O. Stucki*

Ausserdem wird seit Inbetriebnahme vor 24 Jahren Birswasser (heute durchschnittlich $0.31 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) in die Pflanzenkläranlage eingeleitet, welches erhebliche Konzentrationen an Schwebstoffen und gelösten organischen Substanzen mit sich führt. Da stets "nur" nährstoffreiches Flusswasser eingeleitet wurde, war schon früher ein Vergleich der Reinigungsleistung mit "normalen" Pflanzenkläranlagen (Abwasserbehandlung) nicht möglich (Abb. 3). Seit das Wasser aus dem Pflanzenklärgelände in den Quellsee fliesst, kommt der Anlage die Funktion zu, den Quellsee vor übermässigen Stoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet der Birs zu schützen.

Ein Grossteil des Wassers fliesst allerdings nur oberflächlich durch die Anlage, da sich mangels eines Absetzbeckens vor der Einleitung eine allmähliche Sedimentation mit nachfolgender Abdichtung (Kolmation) des Substrates vollzogen hat (Vögtli 2003) (Abb. 4). Der heutige Durchlauf durch das Röhrichtareal liefert somit ein gutes Modell für die Selbstreinigungsleistung, die bei einer einfachen Überflutung einer Auenlandschaft – z. B. bei Hochwasser oder im Zuge einer Revitalisierung – zu erwarten ist. Damit können hier Aussagen über die revitalisierten Birsabschnitte bzgl. Selbstreinigung bakterieller und nährstofflicher Belastung gewonnen werden. In der ehemaligen Pflanzenkläranlage findet theoretisch – wie in naturnahen Auenbereichen – ein erhöhter Austausch zwischen Oberflächenwasser und biogenen Strukturen (z. B. Pflanzenstängeln und deren Biofilm) statt (vgl. Wüthrich et al. 2001), welcher sich messtechnisch sauber erfassen und dokumentieren lässt. Der nachgeschaltete Quellsee kann dabei als weitere Reinigungsstufe aufgefasst wer-



Abb. 4 Grube im Substrat des Pflanzenklärgbietes im oberen Becken. In den obersten 10 cm sind die aus dem Birswasser abgesetzten Sedimente zu erkennen. (Aufnahme Oktober 2003)

Photo: O. Stucki

den, die durch eine limnoökologische Charakterisierung der Prozesse im See (vgl. Stucki 2004) sowie durch Beprobung des Seeauslaufes im Rahmen eines MGU-Projektes untersucht wird (Wüthrich & Huggenberger 2003).

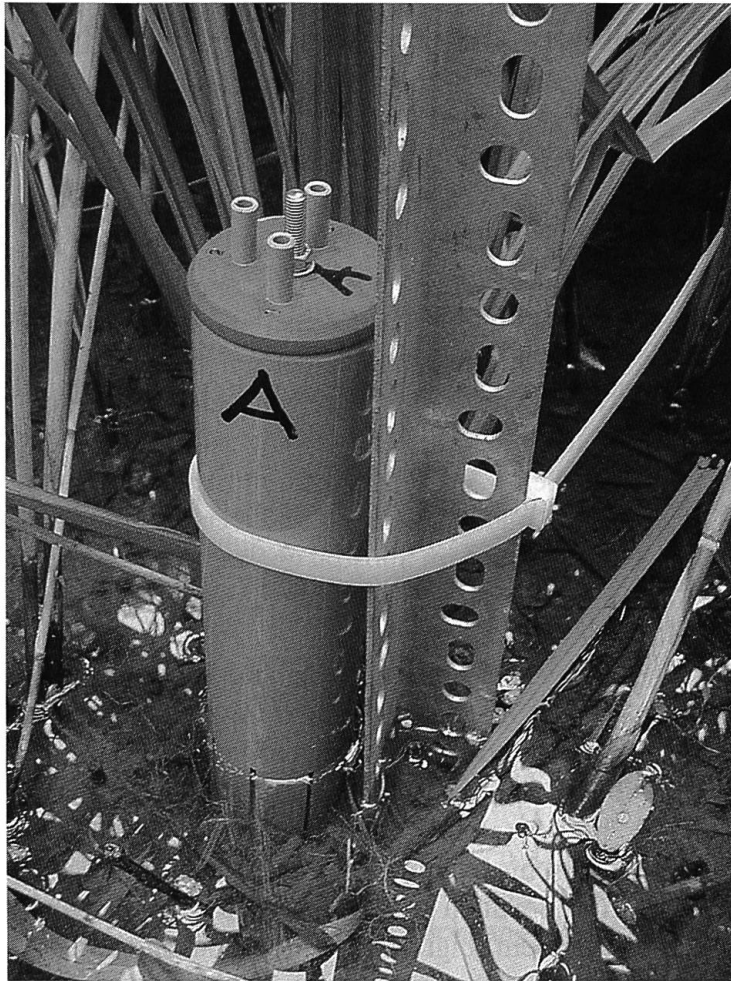
2 Methoden

2.1 Untersuchung der Fließwege und des Bodenfilters

Um die aktuellen chemisch-physikalischen Verhältnisse in der Pflanzenfilteranlage zu erfassen, wurden mittels eines Tracerversuches die präferentiellen Fließwege innerhalb der Anlage eruiert. Anschliessend wurden entlang der Fließstrecke zwölf seitlich geschlitzte Rohrsonden in das Substrat bis zum geteerten Untergrund eingesetzt, welche jeweils in drei Niveaus unterteilt waren. 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. 5). Dies geschah erstmalig während einer intensiven Untersuchungsperiode im August/September 2003 (Vögtli 2003) und lässt z. B. anhand des Sauerstoff- oder des Nitratgehaltes Rückschlüsse auf den vertikalen Austausch von Wasser im Pflanzenfilter zu.

Abb. 5 Beprobungs-
sonde im Pflanzenklär-
gebiet. Die drei durch
den Deckel ragenden
Röhrchen haben ver-
schiedene Längen und
ermöglichen eine Pro-
bengewinnung aus den
unterteilten Kammern
in den verschiedenen
Tiefen. (Aufnahme
September 2003)

Photo: T. Vögtli



2.2 Wasseruntersuchungen im Überstau des Horizontalfilters und in den Oberflächengewässern

Um Informationen über die Selbstreinigungsleistung während der Passage des Horizontalfilters im Pflanzenklärgebiet zu gewinnen, wurden an drei Terminen Mehrfachproben von Anfang und Ende der Fliessstrecke entnommen (“Start-Ende-Beprobungen”). Eine dieser Beprobungen mit zeitlich hoch aufgelöster Probengewinnung wurde bewusst auf eine Schlechtwetterphase gelegt, bei der Birswasser mit hohen Trübungswerten eingeleitet wurde (“Trübungswelle-Experiment”). Zudem findet seit Januar 2003 monatlich eine punktuelle Beprobung der Oberflächenwasserqualität in den beteiligten Gewässern (Birs, Pflanzenfilteranlage, Quellsee, Teichbächlein) statt, wobei folgende Parameter bestimmt werden: pH-Wert, O₂-Gehalt und -Sättigung, die spezifische Leitfähigkeit, die Temperatur und die Trübung (direkt im Gelände mit Handmessgeräten gemessen). In den Schöpfproben wurden eine Reihe weiterer Wasserqualitätsparameter (DOC, SAK 254, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Bakteriologie) bestimmt, wobei diese Untersuchungen jeweils im Wasserlabor des Geographischen Instituts nach standardisierten Methoden (Wüthrich & Leser 2003) durchgeführt wurden. Die statistische Auswertung der Daten erfolgt mittels t-Test.

3 Resultate

3.1 Fließwege und Durchlässigkeit des Bodenfilters

Das Tracer-Experiment konnte deutlich aufzeigen, dass ein Grossteil des eingeleiteten Birswassers die Anlage oberflächlich passiert und dabei einen möglichst direkten Weg wählt. In den randlichen Zonen des Pflanzenfilters konnte der Tracer einfluss erst nach über zwei Stunden und nur als schwaches Signal nachgewiesen werden. Der Hauptfluss stand in der Folge im Zentrum der Untersuchungen.

Beim Sauerstoff (Abb. 6a) zeigen sich die Niveau-Unterschiede deutlich: Mit zunehmender Tiefe nimmt der Gehalt erwartungsgemäss deutlich ab (im obersten Niveau zwischen 8.3–8.9 mg/L, im mittleren Niveau 5.6–8.7 mg/L, im untersten Niveau 0.9–3.6 mg/L). Während im Überstau eine Sauerstoffabnahme feststellbar ist, zeigen die Kurven im Substrat überraschenderweise einen höheren Endwert (F) als Anfangswert (A). Offensichtlich findet dort über die Pflanzenstängel ein Eintrag von Sauerstoff ins System statt.

Die Nitratwerte (Abb. 6b) zeigen die vorhandenen Schichtungen innerhalb des Substrates resp. Oberflächenwassers besonders gut auf. Die Nitratkonzentrationen in der untersten Schicht des Pflanzenfilters sind gering (max. 3.65 mg/L) bis gegen Null. Die Konzentrationen in den oberen Niveaus liegen nahe beieinander (9.5–13.5 mg/L), sind jedoch deutlich höher als im tieferen Substrat. Die Nitratkurven in den verschiedenen Tiefen zeigen bei der Passage des Pflanzenfilters ein synchrones Bild: Bei allen drei Messkurven ist ein leichter Anstieg im ersten Becken erkennbar. Diesem folgt eine geringe Abnahme im zweiten Becken, der Endwert (F) liegt aber bei allen drei Kurven etwas höher als der Eingangswert (A).

Beim Ammonium (Abb. 6c) zeigt sich, dass die Gehalte in den oberen Niveaus sehr nahe beieinander liegen und nahezu parallel verlaufen. Die Werte liegen fast ausnahmslos unter 0.5 mg/L. Im untersten Niveau verläuft die Konzentration unruhiger und liegt mit Werten zwischen 0.7–1.8 mg/L deutlich höher als in den darüber liegenden Niveaus. Die Zulauf- und Abflusswerte liegen in den oberen Niveaus ebenfalls eng beisammen.

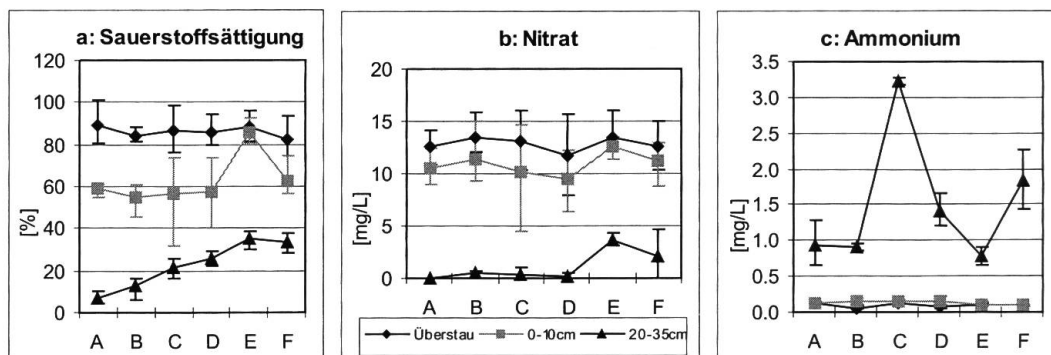


Abb. 6 Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen sowie Sauerstoffsättigung (Mittelwerte mit min./max.) in Fließrichtung. Die zu weiten Teilen parallel verlaufenden Fließkurven zeigen die Niveauunterschiede deutlich auf.

3.2 Reinigungsleistung bei der oberflächlichen Passage

Während der oberflächlichen Passage durch den Pflanzenfilter findet – sowohl bei den monatlichen Schöpfproben als auch bei den “Start-Ende-Beprobungen” ersichtlich – eine geringfügige Reduktion bei den Stickstoffverbindungen (Nitrat und Ammonium) statt (Tab. 1). Die 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 0.85 mg/L (Abnahme von 5 % bei einer mittleren Belastung von etwa 18 mg/L NO_3) gut erkennbar und (meistens) signifikant nachweisbar.

Ein deutlicher Reinigungseffekt zeigt sich bei der Trübung: Selbst bei sehr klarem Birswasser (um 2 FNU) findet eine Reduktion um ca. 50 % statt. Der beste Reinigungseffekt ist bei einer hohen Grundlast an Trübstoffen im Birswasser erkennbar. Besonders deutlich 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. 7).

Undeutlich sind die Reinigungseffekte beim gelösten Phosphat: Mehrheitlich zeigt sich eine Abnahme um 5–20 %, es kann aber auch kein Effekt oder gelegentlich sogar eine Zunahme während der Passage gemessen werden. Die DOC-Konzentration verhält sich saisonabhängig unterschiedlich: Während zu Beginn der Untersuchungsperiode (Januar bis Juli 2003) häufig ein Rückgang der DOC-Kon-

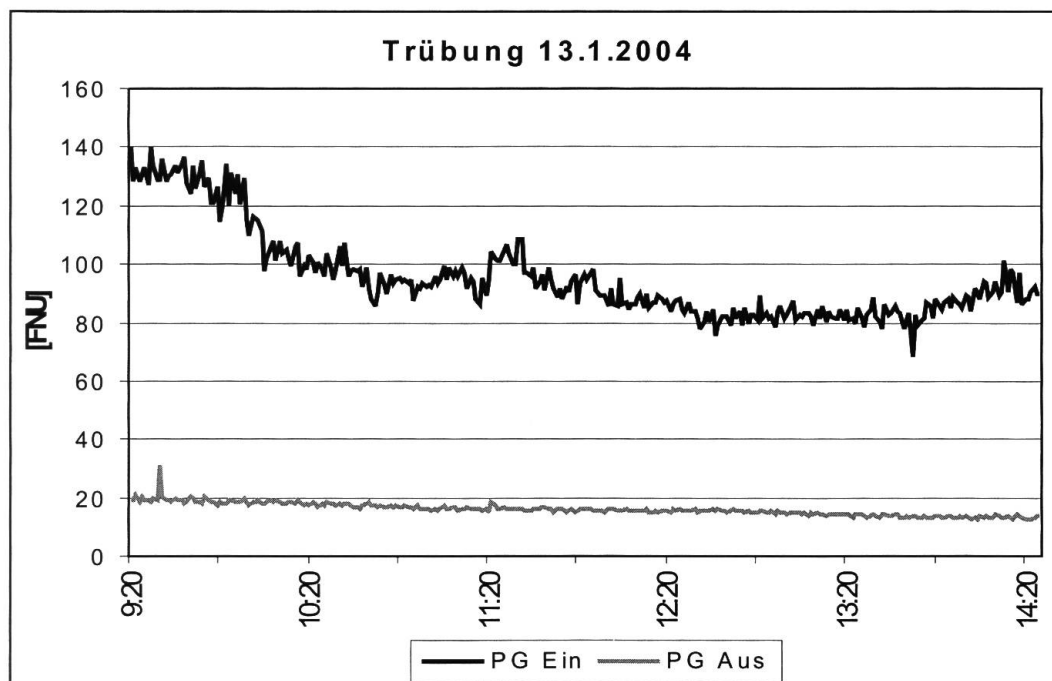


Abb. 7 Während des Experimentes “Trübungswelle” wurde vor (PG Ein) und nach (PG Aus) der Passage durch das Pflanzenklärgebiet die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. Der Reinigungseffekt bezüglich der mitgeführten Schwebstofffracht ist offensichtlich.

zentration im Bereich von 0.1–0.4 mg/L (5–15 %) gemessen wurde, 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) 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. Der SAK 254-Wert (entspricht der Extinktion des UV-Lichtes durch Doppelbindungen organischer Verbindungen) nimmt bei der Passage von durchschnittlich 5.6 auf 5.7–6.0 Einheiten zu (Zunahme um 5–10 %). Der Sauerstoffgehalt im Überstau nimmt während der Passage deutlich um 0.5–1.5 mg/L (ca. 5–15 %) ab (dabei liegen die Wassertemperaturen wegen des morgendlichen Messtermins meist unter denen des Teichbächleins). Die Sauerstoffsättigung von <70 % wird im überströmenden Wasser nie unterschritten, d. h. es herrschen dort im Gegensatz zu den tieferen Niveaus im Substrat ständig aerobe Bedingungen.

Bezüglich des Effektes der Pflanzenfilteranlage auf Fäkalbakterien (*E. coli*) lässt sich nach ersten Untersuchungen bereits eine klare Tendenz in Richtung Verminderung erkennen (Abb. 8): Während im Teichbächlein der Mittelwert bei 1288 Keimen pro 100 ml liegt, ist nach der Passage des Pflanzenfilters der Mittelwert um 44 % niedriger (688 KBE). Die Reduktion ist allerdings momentan wegen der breiten Streuung und der noch ungenügenden Zahl von Wiederholungen nicht signifikant.

Eine Zusammenfassung der Veränderungen der wichtigsten Parameter während der oberflächlichen Passage findet sich in Tab. 1. Daraus geht auch hervor, dass einige Parameter unter allen Bedingungen im Pflanzenklärgebiet eine Reduktion erfahren (z. B. NH_4^+ und Trübung), während andere Nährstoffkonzentrationen (v. a. das gelöste Phosphat) kaum reagieren. Bei Einbezug des Quellsees als Teil der

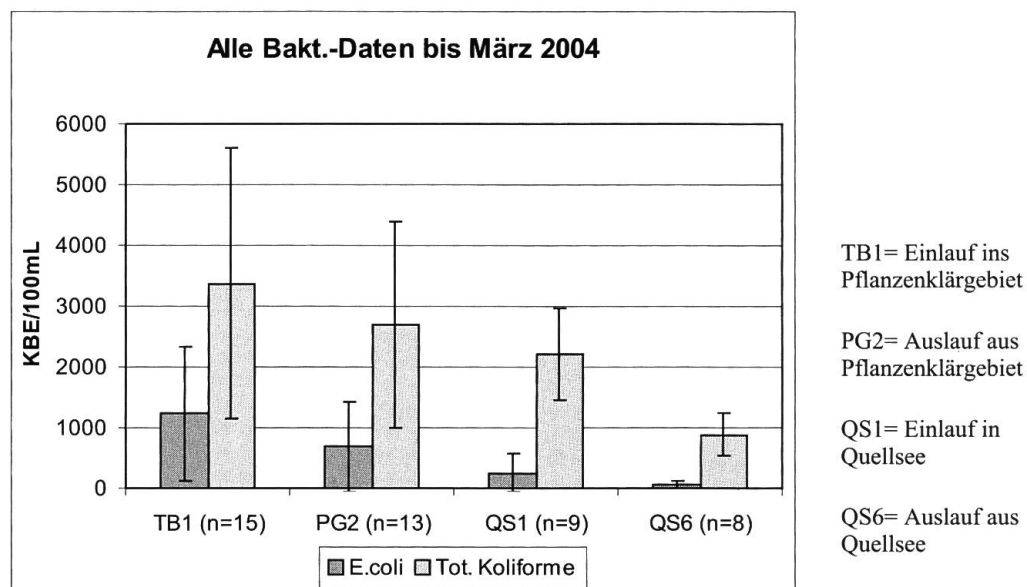


Abb. 8 Die Zusammenfassung aller bisher gewonnenen Daten bezüglich bakterieller Belastung (KBE = koloniebildende Einheiten) zeigt eine eindeutige Keimabnahme mit der Flussstrecke durch das Pflanzenklärgebiet. Noch ausgeprägter findet die Reduktion im Quellsee statt.

oberflächlichen Passage wird deutlich, dass dort (u. a.) Phosphat und Nitrat dauernd abgebaut werden. Besonders deutlich sind die Reduktionseffekte bei allen Parametern bei der Einleitung von trübem Wasser (13.1.2004). Mit Ausnahme des Ammoniums (winterliche Maximalwerte) findet dann ein durchwegs signifikanter Abbau statt.

Tab. 1 Zusammenfassung der wichtigsten Untersuchungsparameter bezüglich ihrer Veränderung während der Passage im Pflanzenklärgelände. 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 ₂ %	NO ₃	NH ₄	PO ₃
Nur Pflanzenklär-anlage (TB1-PG2)	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	↔	↔	↓	↔	↔	↓	↓	↓	↔
	Jahresmittel (Schöpfproben) 2003	k.A.	k.A.	↓	↔	↑	↓	↓	↓	↔
Pflanzenklär-anlage mit Seepassage (TB1-QS6)	Trübungswelle vom 13.1.04	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↑	↓
	Jahresmittel (Schöpfproben) 2003	k.A.	k.A.	↑	↑	↑	↔	↓	↔	↓

TB1 = Einlauf ins Pflanzenklärgelände, PG2 = Auslauf aus Pflanzenklärgelände, QS6 = Auslauf aus Quellsee, k.A. = keine Angabe

4 Diskussion

4.1 Heutige Reinigungsleistung

Da die Anlage im Verlauf der Jahre etliche Veränderungen erfahren hat und ein Grossteil des Flusswassers die Anlage nur oberflächlich passiert, hat die Reinigungsleistung für gelöste Substanzen momentan eine geringe Bedeutung. Dies zeigt sich z. B. beim gelösten Phosphat, wo nach dem Prinzip des *Kickuth*-Systems eine deutliche Reduktion sichtbar sein müsste. Tatsächlich ist diesbezüglich kaum ein Effekt feststellbar. Ob die mangelnde Wurzelraumpassage oder eine Sättigung des Systems dafür verantwortlich ist, bedarf noch einer weitergehenden Klärung.

Aufgrund des dominanten Oberflächenabflusses spielt der vertikale Gradient für die heutige Funktion der Gesamtanlage eine untergeordnete Rolle, auch wenn sich gewisse Reinigungsprozesse in der Tiefe feststellen lassen. Die niedrigen Ammonium-Werte der oberflächennahen Schichten sind ein Indiz für eine gut funktionierende Nitrifikation im Gewässersystem. Die bereits niedrigen Einlaufkonzentrationen erfahren beim Durchlauf durch die Pflanzenkläranlage nur oberflächlich eine weitere geringe Verminderung. Die höheren Konzentrationen im untersten Niveau sind durch die niedrigere Sauerstoffsättigung (unter 20 %) zu erklären, die eine

“vollständige” Nitrifikation verhindern. Die Nitratwerte in den oberen Niveaus lassen grundsätzlich nur einen schwachen Nitratabbau erkennen. Die leichte Abnahme lässt sich auf den Bereich des dichtesten Pflanzenbewuchses lokalisieren. Die Sauerstoffsättigung liegt in diesem Bereich mit gut über 50 % (im Oberflächenwasser sogar bei über 80 %) für denitrifizierende Prozesse eindeutig zu hoch.

Nach *Platzer* (1998, 60f) liegt die primäre Aufgabe einer Horizontalanlage in der Denitrifikation. Aber nur im untersten Niveau der Anlage sind die Nitratwerte sehr niedrig (meist unterhalb von 0.5 mg/L). Aufgrund des nahezu anaeroben Zustandes in diesem Bereich (unter 20 %) kann hier von einer Denitrifikation ausgegangen werden, obwohl der direkte Nachweis über Isotopenfraktionierung noch aussteht. Die Sauerstoffkonzentration bleibt im Tiefenverlauf konstant und nur oberflächlich ist eine leichte Abnahme festzustellen. Dies ist ein weiterer Hinweis auf mangelnde Nitrifikation, die aufgrund oxidativer Abbauprozesse eine deutlichere Sauerstoffabnahme in Fliessrichtung bewirken würde.

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass bei der oberflächlichen Passage eine geringe Nitrifikation abläuft (Abnahme von NH_4^+), das damit zusätzlich gebildete NO_3^- aber kaum durch anschließende Denitrifikation abgebaut wird. Die Daten lassen den Schluss zu, dass ungefähr gleich viel Nitrat neu gebildet wie durch Denitrifikation und durch Pflanzenentzug aus dem System verschwindet. Der leichte Anstieg der pH-Werte im untersten Niveau ist typisch für biologische Abbauprozesse und ein weiteres Indiz für diese Interpretation der Daten.

Aufgrund fehlender Sedimentfänger beim Einlauf findet durch das Absetzen von mitgeführten Feststoffen eine kontinuierliche Kolmation statt, die ein Absinken der Sauerstoffwerte im tieferen Bereich des Substrates zur Folge hat. Die Sedimentation ist zugleich ein wichtiger Selbstreinigungsprozess in einer funktionierenden Auenlandschaft, was sich hier z. B. in der reduzierten Keimzahl für Bakterien nach der Passage zeigt. Die leichte Zunahme der UV-Extinktion während der Passage ist die Folge des engen Kontaktes zwischen dem Wasser und den biologisch aktiven Oberflächen auf den Pflanzenstängeln, Holzoberflächen und der Substratoberfläche. Bei diesem Kontakt werden huminartige Verbindungen freigesetzt, die im UV-Bereich stark absorbieren. Mit diesem Mechanismus lässt sich auch der spätsommerliche DOC-Anstieg erklären.

Die Verweilzeit des Wassers von etwa einer halben Stunde scheint nach unseren Untersuchungen ungenügend, um bei gelösten Substanzen eine effektive Reinigungsleistung zu erzielen. Nach *Pöpel & Börner* (1987, 24) ist bei ähnlich dimensionierten Anlagen auch bei Aufenthaltszeiten von zwei Stunden nur eine biologische Teilreinigung zu erwarten. Um die Reinigungsleistung dieser Anlage deutlich zu verbessern, müsste eine Veränderung im zweiten Becken vorgenommen werden: Die Schaffung einer anaeroben Zone mit wirklicher Substratpassage (nachsaltete Denitrifikation). Dies würde eine effektivere Stickstoffelimination ermöglichen. Allerdings würde damit die Anlage im Unterhalt deutlich aufwändiger.

4.2 Die Reinigungsleistung des Gesamtsystems inklusive Quellsee

Die bisherigen Untersuchungen im Pflanzenklärgelände und im Quellsee zeigen (vgl. *Stucki* 2004), dass sich nach Aufenthalt des Wassers im Quellsee im Vergleich zum Teichbächlein und zum Pflanzenklärgelände ein vollständig neues Milieu einstellt.

Das den Quellsee verlassende Wasser unterscheidet sich in fast allen Parametern vom einflussenden Wasser auf eine positive Weise. Auf das Gesamtsystem (Teichbächlein, Pflanzenklärgelände, Quellsee) bezogen, wird der grösste Teil der Stoffe im Quellsee umgesetzt, während das Pflanzenklärgelände vor allem als Sedimentfänger dient.

Die effiziente Senkenfunktion des Sees im Vergleich zum eingeleiteten Birswasser wurde für Nitrat und Ammonium während der Vegetationszeit nachgewiesen. Das im Zufluss vorhandene Nitrat und Ammonium wird dabei im See umgesetzt. Auch im Winter ist der Nitratgehalt im See niedriger als im Birswasser, NH_4^+ wird jedoch in dieser Zeit im Quellsee angereichert (das 3- bis 5-fache des Birswassers im Januar). Der Phosphatgehalt im See ist hauptsächlich vom Zufluss abhängig.

Eine weitere Senkenfunktion hat der See für *E.coli* und totale koliforme Keime (s. Abb. 8): Es findet eine signifikante Abnahme (bei *E.coli* von 1288 auf 65 KBE/100ml) statt, obwohl der Quellsee mit Wasservögeln und Fischen überbestockt ist und eine zusätzliche Verunreinigung zu vermuten ist.

5 Fazit

Die bisherigen Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass das Pflanzenklärgelände in seiner heutigen Funktionsweise und Grösse für die Elimination von Nährstoffen in einer Grundwasserschutzzone keine ausreichende Reinigungsstufe darstellt. Als Sedimentationsbecken für 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.

Wenn im Rahmen einer Revitalisierung vermehrt Oberflächenwasser durch naturnahe Auenareale fliesst, müsste für einen optimalen Schutz des Grundwassers zusätzlich gewährleistet sein, dass entweder deutlich längere Fließstrecken in naturnahen Helophyten-Arealen zugelassen werden oder dass das filtrierte Wasser eine Vertikalfiltration mit anaeroben Zonen durchlaufen muss, bevor es im Zuströmbereich einer Wasserfassung zur Versickerung gebracht wird. Eine günstige Alternative zur technischen Vorreinigung des Wassers ist die Einleitung in einen naturnahen See, in dem das Wasser für einige Tage verbleibt, bevor es weiter verwendet wird. Unsere Untersuchungen zeigen, dass das Wasser nach Durchlauf des Quellsees u. U. den Anforderungen genügt, die an ein vorfiltriertes Wasser gestellt werden, welches in einer Grundwasserschutzzone zur Versickerung gebracht wird. Zu dieser Frage müssen in den kommenden Monaten noch vertiefende Untersuchungen durchgeführt werden. Schon heute scheint klar, dass ein derartiger See aber eine ganze Reihe von positiven Funktionen für die Erhaltung einer arten- und strukturreichen Erholungslandschaft im städtischen Raum erfüllt (vgl. auch *Stucki* 2004).

Danksagung

Die vorliegende Untersuchung ist Teil des Projektes MGU F1.03 “Revitalisierung urbaner Flusslandschaften” im transdisziplinären Forschungsprogramm von Mensch-Gesellschaft-Umwelt (MGU) an der Universität Basel. Dem Team von MGU sei für die stets unkomplizierte und hilfreiche Begleitung gedankt. Wir danken ausserdem der Stiftung Park “Im Grünen” und insbesondere Herrn Peter Röhliberger, Herrn Eric Ribstein und ihren Gärtnern für die Erlaubnis zur Durchführung der Untersuchungen auf dem Gebiet des “Park im Grünen”, für die Bereitstellung von Daten und Material sowie für ihre wertvolle Unterstützung.

Literatur

- Badeja E. 1980. Sektor “Land und Wasser”. *anthos* 1: 27–36.
- Geller G. 1998. Horizontal durchflossene Pflanzenkläranlagen im deutschsprachigen Raum – langfristige Erfahrungen, Entwicklungsstand. – In: *Wasser & Boden* 50/1, Berlin, 18–25.
- Geller G. & Höner G. 2003. *Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen*. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb, Berlin, 1–221.
- Huggenberger P. 2001. Wiese-Revitalisierung: Führen die Veränderungen der Sohlenstruktur zu einer Trinkwassergefährdung? *Regio Basiliensis* 42(1): 63–76.
- Huggenberger P. & Regli C. 2004. Revitalisierung von Fließgewässern im Konflikt mit der Grundwassernutzung? *natur + mensch* 1/2004: 8–11.
- Kickuth R. 1984. Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. – In: *Landschaft + Stadt, Beiträge zur Landespflege und Landesentwicklung* 16/3, Stuttgart: 145–153.
- Platzer C. 1998. Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen. – In: *Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 6. Berlin, 1–131.
- Pöpel H. J. & Börner T. 1987. Pflanzenkläranlagen am Beispiel der Wurzelraum-Pilotanlage Hofgeismar-Beberbeck bei Kassel. – In: *Verband Schweizerischer Abwasserfachleute* 353, Darmstadt: 1–28.
- 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), in diesem Heft.
- Thomann F. & Jaeggi H. 1980. *Grün 80 – Das Erinnerungsbuch*. Basel, 1–100.
- Vögtli T. 2003. *Zustand und Funktion einer Pflanzenkläranlage (Grün 80) nach 24jährigem Betrieb*. Lizentiatsarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel, 1–84 + Anhang 15 S.
- Wissing F. & Hofmann K. 2002. *Wasserreinigung mit Pflanzen*. Stuttgart, 1–273.

- Wüthrich Ch., Geissbühler U. & Rüetschi D. 2001. Revitalisierung und Trinkwasserschutz in der dicht genutzten Wiese-Ebene. Feuchtgebiete als Reinigungsstufe. *Regio Basiliensis* 42(1): 97–116.
- Wüthrich Ch., Huggenberger P., Gurtner A., Geissbühler U., Kohl J., Zechner E. & Stucki O. 2003. *Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen)*. Schlussbericht zum MGU-Projekt F2.00, Universität Basel, 1–157.
- Wüthrich Ch. & Huggenberger P. 2003. Revitalisierung einer urbanen Flussebene. Forschungsgesuch MGU F1.03. Basel, 1–35.
- Wüthrich Ch. & Leser H. 2003. *Geoökologischer Laborkurs. Das Handbuch zum Kurs*. Geographisches Institut der Universität Basel, 1–112.

