



Universität Basel
Departement Umweltwissenschaften
Biogeographie



Kleinräumiger hydrogeologischer und faunistischer Vergleich von Quellen und dem Gletscherabfluss in der Val da l'Acqua, Schweizer Nationalpark



Bachelorarbeit

Lukas Forlin

BSc Geowissenschaften

Betreut von:

Dr. Stefanie von Fumetti

Prof. Dr. Peter Nagel



Basel, August 2015

Danksagung

Für die Unterstützung meiner Bachelorarbeit möchte ich mich bedanken bei:

Dr. Stefanie von Fumetti für die Betreuung der Arbeit, das Begleiten und die Mitarbeit im Feld, sowie für die kritischen und konstruktiven Anmerkungen.

Prof. Dr. Peter Nagel für das ermöglichen der Arbeit und die zur Verfügungstellung des Arbeitsplatzes am Institut für Natur-, Landschafts-, und Umweltschutz.

Dr. Ruedi Haller für die Organisation der Forschung und Feldarbeit im Schweizer Nationalpark.

Parkwächter Not Armon Willy für die Hilfestellung bei der ersten Feldbegehung.

Judith Kobler Waldis, sowie Axel Birkholz für die Analyse der Wasserproben.

Dr. Roland Vogt für die zur Verfügungstellung der meteorologischen Messgeräte, sowie die fachkundliche Beratung für die Auswahl der Messgeräte.

Michael Schmutz für die Hilfe bei der Materialzusammenstellung und Programmierung der Wetterstation.

Benjamin Misteli für die Mithilfe und grosse Arbeitsbereitschaft bei der quantitativen faunistischen Probenahme.

Florian Denzinger für die Mithilfe und grosse Arbeitsbereitschaft bei der letzten Feldbegehung, für die Mithilfe beim Abbau und Rücktransport der Messgeräte, das Titelbild, sowie für die anregenden fachlichen Diskussionen am Abend im Labor des Nationalparks.

Lucas Blattner für die Hilfestellung und Diskussionen bei der taxonomischen Bestimmung und der statistischen Auswertung.

Meiner Familie und Freundin, die mich bei zahlreichen Arbeiten unterstützt haben.

Zusammenfassung

Aufgrund der Speisung von Quellen durch Grundwasser sind Quellen einzigartige Ökotope zwischen Grund- und Oberflächenwasser, welche relativ stabile physikochemische Bedingungen und hohe Habitatsdiversität vorweisen. Dies führt zu einer hohen Artenvielfalt mit standortspezifischen Lebensgemeinschaften. Alpine Bäche, welche durch Gletscherwasser gespeisen werden, unterscheiden sich von Quellen durch variabelere abiotische Bedingungen sowohl in der Hydrochemie wie auch in der Abflussdynamik. Das Ziel dieser Arbeit ist es, sechs Quellen mit einem nahegelegenen Gletscherabfluss in der Val da l'Acqua im Schweizer Nationalpark betreffend Hydrochemie, Struktur und Fauna im Verlauf der Schneeschmelze von Mitte Mai bis Ende Juli zu vergleichen. Dazu wurden Mitte Mai Temperatur- und Leitfähigkeitslogger ausgebracht sowie in einem Rhythmus von ca. 3 Wochen Wasserproben an den ausgewählten Standorten entnommen. Ebenfalls wurde die Fauna in der gleichen Periodizität quantitativ mittels Surber-Sampler und qualitativ durch Handablesen erfasst. Um die kurzzeitigen klimatischen Bedingungen festzuhalten, wurde am Talboden eine Wetterstation errichtet.

Es zeigte sich, dass die Ionenkonzentrationen im zeitlichen Verlauf unterschiedlich hohe Varianzen vor allem in den Quellen aufwiesen. Eine nMDS (non-metric Multidimensional Scaling) ergab, dass sich die Fauna des Baches von derjenigen der Quellen signifikant unterscheidet. Durch eine kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) konnte jedoch nicht gezeigt werden, dass die Ionenzusammensetzung einen Einfluss auf die Artzusammensetzung hat. Vielmehr wurde jedoch ersichtlich, dass gewisse Quellen in ihrer Hydrochemie vom Gletscherbachabfluss stärker beeinflusst werden könnten als andere. Die vorliegende Studie leistet einen Beitrag zum Verständnis zur alpinen Quell- und Fliessgewässerökologie im Schweizer Nationalpark und ergänzt bisherige rein geologische Arbeiten über das Untersuchungsgebiet Val da l'Acqua.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	IV
1. Einleitung	1
2. Untersuchungsgebiet	4
2.1 Geographischer Überblick	4
2.2 Geologie und Geomorphologie	6
3. Material & Methoden	8
3.1 Messung der abiotischen Parameter	8
3.1.1 Temperatur und Leitfähigkeit	8
3.1.2 pH, Sauerstoffgehalt und Schüttung	8
3.1.3 Meteorologische Daten	8
3.1.4 Hydrochemie	9
3.2 Strukturelle Erfassung und Kartierung der Gewässer	10
3.3 Untersuchung des Makrozoobenthos	10
3.4 statistische Auswertung	11
3.5 Zeitreihenanalyse	12
4. Resultate	13
4.1 Standortbeschreibungen	13
4.2 Wetterdaten	19
4.3 physiko-chemische Parameter	21
4.3.1 Logger- & Niederschlagsdaten	24
4.3.2 PCA	31
4.3.3 Hydrogeologie - Piperdiagramm	32
4.4 Faunistische Daten	33
4.4.1 Artenliste und Übersicht	33
4.4.2 nMDS und ANOSIM	37
4.5 CCA	38
5. Diskussion	40
5.1 Methodendiskussion	40
5.2 Ergebnisdiskussion	42
6. Literatur	47

Abbildungsverzeichnis

Titelbild: Die Blockstromschnauze in der Val da l'Acqua	
Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Val da l'Acqua	4
Abbildung 2: geologisch-tektonische Karte	6
Abbildung 3: Moränenwälle.....	7
Abbildung 4: Wetterstation	9
Abbildung 5: Standort 1	13
Abbildung 6: Standort 2	13
Abbildung 7: Standort 3	14
Abbildung 8: Standort 4	14
Abbildung 9: Standort 5	15
Abbildung 10: Standort 6	15
Abbildung 11: Standort 7	16
Abbildung 12: Standort 8	16
Abbildung 13: Standort 9	17
Abbildung 14: Standort 10	17
Abbildung 15: Standort 11	18
Abbildung 16: Stationsdaten Val da l'Acqua - Mai 2015.....	19
Abbildung 17: Stationsdaten Val da l'Acqua – Juni 2015.....	20
Abbildung 18: Stationsdaten Val da l'Acqua – Juli 2015.....	20
Abbildung 19: Zeitreihen Ionengehalte.....	23
Abbildung 20: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 2 + Niederschlag	24
Abbildung 21: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 3 + Niederschlag	24
Abbildung 22: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 4 + Niederschlag	25
Abbildung 23: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 5 + Niederschlag	26
Abbildung 24: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 6 + Niederschlag	26
Abbildung 25: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 7 + Niederschlag	27
Abbildung 26: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 8 + Niederschlag	28
Abbildung 27: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 9 + Niederschlag	29
Abbildung 28: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 10 + Niederschlag	29
Abbildung 29: graphische Darstellung der Hauptkomponenten und der Ladungen der verschiedenen Parameter.....	31
Abbildung 30: Eingliederung der Standorte im Piperdiagramm.....	32

Abbildung 31: Anzahl Individuen und Taxa pro Standort.....	34
Abbildung 32: nMDS Plot.....	37
Abbildung 33: CCA Plot der Standorte und abiotischen Faktoren	38
Abbildung 34: CCA Plot der Arten und mittels forward selection ausgewählten abiotischen Faktoren.....	39

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Häufigkeit der unterschiedlichen Substrattypen in den Quellen.....	18
Tabelle 2: Mittelwerte abiotische Parameter \pm Standardabweichungen	22
Tabelle 3: Wertetabelle bereinigte Loggerdaten (d.h. ohne messfehlerbedingte Ausreisser)..	30
Tabelle 4: Komponentenmatrix der PCA. Hohe Ladungen sind fett markiert.....	31
Tabelle 5: Zusammenfassung faunistische Daten	33
Tabelle 6: Individuen pro Taxon und Quelle – Summierte Anzahl Individuen der qualitativen und quantitativen Proben.....	35
Tabelle 7: CANOCO CCA Output.....	39

1. Einleitung

Durch eine geringe Variabilität der abiotischen Faktoren sowie relativ stabile Temperaturverhältnisse sind Quellen einzigartige Lebensräume an der Schnittstelle zwischen Grund- und Oberflächenwasser (Odum 1971; van der Kamp 1995). Solche Inselbiotope scheinen zahlreiche speziell angepasste Arten zu beherbergen (Erman & Erman 1995). Die stabile Wassertemperatur ergibt sich aus der Speisung durch temperaturstabiles Grundwasser (Fischer et al. 1998). Jedoch konnte bereits eine gewisse Variabilität der Wassertemperatur für Quellen im Mittelgebirge aufgezeigt werden (von Fumetti et al. 2007).

Kalte Quellen (Aktratopegen) wurden durch Steinmann (1907) und Thienemann (1924) nach Art des Wasseraustrittes aus dem Boden in ein System eingeordnet: Limnokrenen (Tümpelquellen), Rheokrenen (Sturzquellen), Helokrenen (Sumpfquellen) (Nadig 1942). Dabei sind jedoch fließende Übergänge (v.a. zwischen Helo- und Rheokrene) eher die Regel als die Ausnahme (Zollhöfer 1997).

Hydrogeologisch lassen sich Quellen aufgrund der Form und Anordnung der wasserstauenden bzw. der wasserleitenden Schicht in Typen wie z.B. Überfallquellen, Schichtquellen oder Verwerfungsquellen einteilen. Des Weiteren kann das austretende Wasser mittels längerer Untersuchungen der Wassertemperatur und der Abhängigkeit der Schüttung von den Niederschlägen, bodennahen oder tieferen Grundwasserschichten zugeordnet werden. Dabei spricht man von Boden- bzw. von Grundwasserquellen. Je nach Gewässerchemie und Schüttungstyp können noch weitere Formen wie Thermal-, Schwefel-, Salz- und Eisenquellen sowie Grundquellen (Giessen) differenziert werden (Zollhöfer 1997).

Jedoch besteht Quellwasser selten nur aus Grund- oder Bodenwasser, sondern setzt sich aus unterschiedlichen Wasserkomponenten zusammen (Frisbee et al. 2013). Wie beim Klassifizierungssystem hochalpiner Bäche von (Brown et al. 2003), das diese je nach Anteil von Grundwasser (krenal), Schnee-Schmelzwasser (nival) und Gletscher-Schmelzwasser (kryal) unterscheidet, liegt, aus alpinen Quell-Untersuchungen der Universität Basel im Berner Oberland, die Vermutung nahe, dass Quellen ebenfalls durch Anteile von Schmelzwasser beeinflusst werden. Bisher wurden in solchen hoch-alpinen Quellen mit konstant sehr niedrigen Wassertemperaturen nur wenige Quellspezialisten, dafür aber typische nicht quellspezifische alpine Arten gefunden (Wigger et al. acc.).

Im Gegensatz zu Quellen sind alpine Fließgewässer und besonders Gletscherabflüsse, durch eine hohe Dynamik und harsche Lebensbedingungen gekennzeichnet.

Gletscherabflüsse reagieren auf den Vorstoss und Rückzug der Gletscher durch Änderung der Bachbett-Morphologie und Dynamik. Es ergeben sich Veränderungen im Wasserhaushalt

zwischen Eisschmelze, Schneeschmelze und Niederschlagswasser. Dies zeigt sich in den Veränderungen der Sedimentquellen und der Stabilität des Bachbetts, welches durch die Vegetationsentwicklung modifiziert wird (McGregor et al. 1995A; Gurnell et al. 1999). So postulieren bereits Milner & Petts (1994), dass die benthische Makroinvertebraten-Gemeinschaft in Gletscherabflüssen nicht nur von der Temperatur, sondern auch von der Kanalstabilität und der Zeit seit der Enteisung abhängig ist.

Diese verschiedenen abiotischen Faktoren wie Abflussdynamik, elektrische Leitfähigkeit, gelöste Ionenverhältnisse sowie die Stabilität des Bachbetts lassen Rückschlüsse auf die jeweilige Zusammensetzung des Wassers aus Gletscherschmelze, Schneeschmelze und Grundwasser in alpinen Fließgewässern zu (Brown et al. 2003).

Die zeitliche Änderung der elektrischen Leitfähigkeit könnte auch bei Quellen als Mass des Schmelzwassereinflusses interpretiert werden. Jedoch können auch Fehlinterpretationen aufgrund verschiedener Austrittsgesteine entstehen.

Die Biologie der Quelle wird jedoch weitestgehend durch die Lage und Habitatstruktur der Quelle bestimmt und nicht durch die geologische Struktur aus der das Wasser stammt (Zollhöfer 1997). Im Vergleich zu den Pflanzen gibt es unter den Tieren eine erheblich höhere Zahl von Quellspezialisten. In europäischen Quellen wurden bisher nach dem Kenntnisstand der Limnofauna Europaea (Illies 1978) 1500 Arten nachgewiesen. Davon gelten 465 als ausschliesslich oder bevorzugt in Quellen lebend (krenobiont resp. krenophil) (Zollhöfer 1997). Ein Kriterium, worauf ökologische Unterschiede verschiedener Quelltypen beruhen, ist in erster Linie das unterschiedliche Substrat. Jedoch beschränken sich nicht alle Arten in ihrem Vorkommen auf bestimmte Substrate (Zollhöfer 1997).

Ein System zu entwerfen, das Struktur und Funktion der Fließgewässer mit globaler Gültigkeit erklärt, ist bis heute - trotz intensiver Forschung und Publikationen allgemeiner Konzepte - nicht gelungen (Illies 1952; Illies & Botosaneanu 1963; Vannote et al. 1980; Winterbourn et al. 1981) (Zollhöfer 1997).

Eine allgemeine Typologie für zentraleuropäische Fließgewässer wurde von Braukmann (1984, 1992) entworfen, indem er die Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos mit Clusteranalysen gruppierte (Zollhöfer 1997).

Brown et al. (2003) entwickelten ein neues Klassifizierungssystem, das den drei Wasserquellen (Gletscherschmelze, Schneeschmelze, Grundwasser) Rechnung trägt und - trotz Klassifizierung in neun verschiedene Klassen - den individuellen Charakter eines jeden Fließgewässers widerspiegelt.

Verschiedene Arbeiten zeigen den Einfluss von Umweltfaktoren, wie die Hydrochemie, Suspensionsfracht und partikulärem organischem Material auf die Klassifizierung der Lebensgemeinschaftsstruktur der alpinen Fliessgewässer. Jedoch wird auch argumentiert, dass diese Faktoren weniger wichtig seien als die Wassertemperatur und die Kanalstabilität. Weitere Arbeiten sind nötig, um deren Einfluss zu quantifizieren. Dies vor allem in kleinräumigen Untersuchungsgebieten, in denen die relative Gewichtung höher sein könnte (Brown et al. 2003).

In dieser Studie sollen die Hydrochemie und Fauna sechs verschiedener Quellen sowie eines nahegelegenen Gletscherabflusses in der Val da l'Acqua im Schweizer Nationalpark vom Beginn der Schneeschmelze bis in den Sommer untersucht werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Quellen zu einem grösseren Anteil von Grundwasser gespeisen werden und der Gletscherbach durch das Schmelzwasser des Blockgletschers gespeisen wird. Des Weiteren soll ein allfälliger Einfluss der Hydrochemie auf die Fauna untersucht werden.

Wir stellen die Hypothesen auf, dass (a) die Gletscherbachabflüsse im Vergleich zu Quellen eine höhere Dynamik ihrer hydrochemischen wie hydrologischen Verhältnisse aufweisen und (b) die Fauna der Quellen eine höhere Diversität als die der Gletscherbachabflüsse aufweist.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Geographischer Überblick

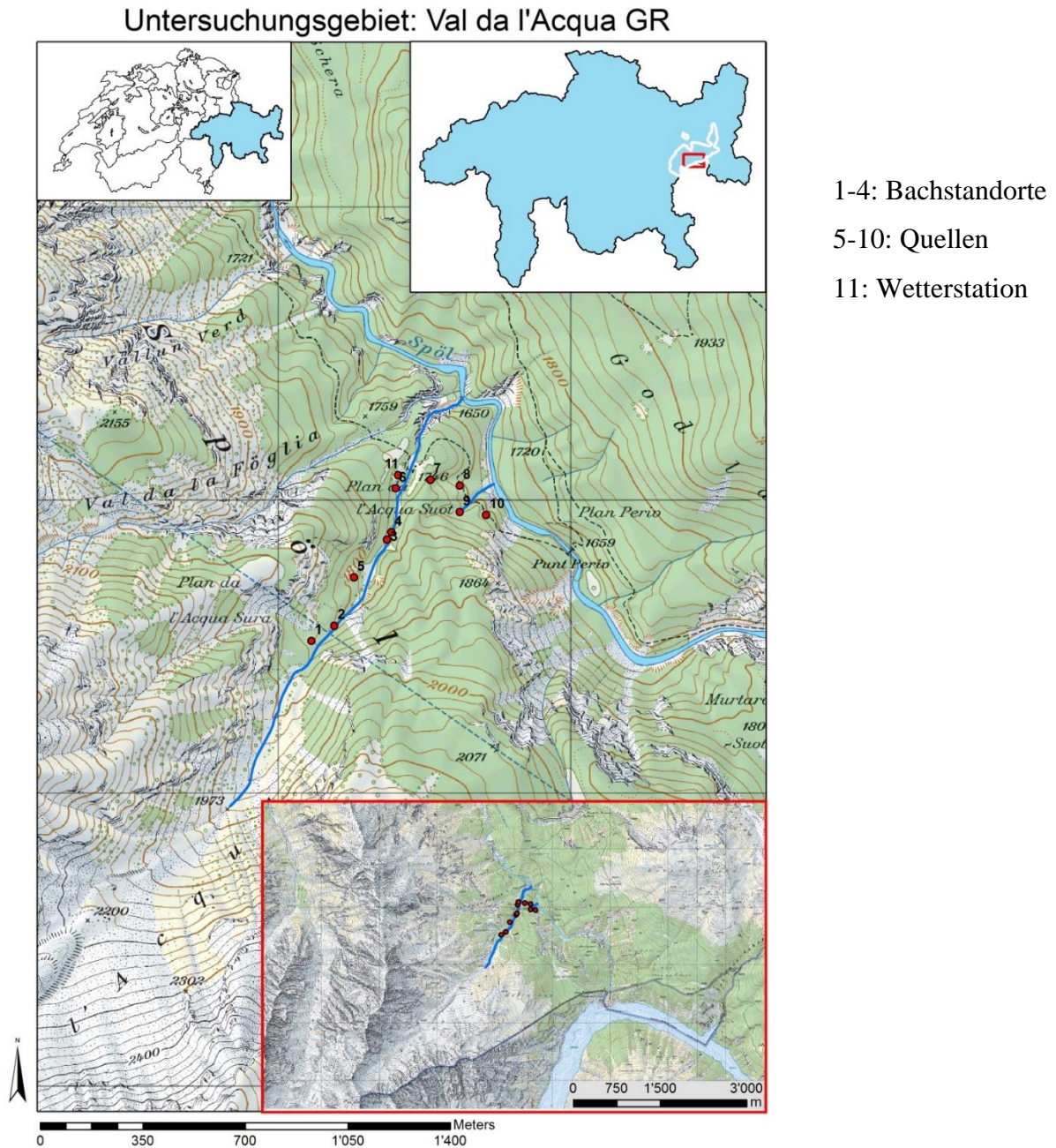


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Val da l'Acqua

Das Untersuchungsgebiet liegt im Val dal Spöl, westlich des Spöls, am Taleingang der Val da l'Acqua, aus dem der Gletscherbach des Blockschuttgletschers in den Spöl fliesst. Die untersuchten Quellstandorte, mit Ausnahme der Quelle 5 und Quelle 6, liegen alle östlich des Gletscherbachs und somit zwischen Spöl und Gletscherabfluss an einer nord- bis nord-östlichen, exponierten Hanglage zwischen 1700 und 1750 m.ü.M. (Abb. 1).

Das Nährgebiet des Gletscherabflusses ist ein kleiner Gletscher auf ca. 2700 m.ü.M. unterhalb des Piz da l'Acqua. Im oberen Talbereich zeigen die Oberfläche der Moränen, des Gehängeschuttes und des gesamten Blockstromes, welcher sich bis zur Kote 2200 erstreckt, keine oberirdischen Wasserläufe. Erst auf einer Höhe von 1973 m.ü.M. tritt eine im Sommerhalbjahr intermittierende Quelle auf, die bei abnehmendem Ertrag im Herbst zeitweise wieder nach einigen Hundert Metern im Schutt versickert und schliesslich ganz versiegt. Ungefähr auf Kote 1800 tritt eine grosse perennierende Quelle aus, welche den Bach speist. In welchem Ausmass die Bewegung des Blockstromes im Val da l'Acqua durch diese unterirdische Entwässerung beeinflusst wird, ist noch ungeklärt (Jäckli 1978).

2.2 Geologie und Geomorphologie

Untersuchungsgebiet: Geologie

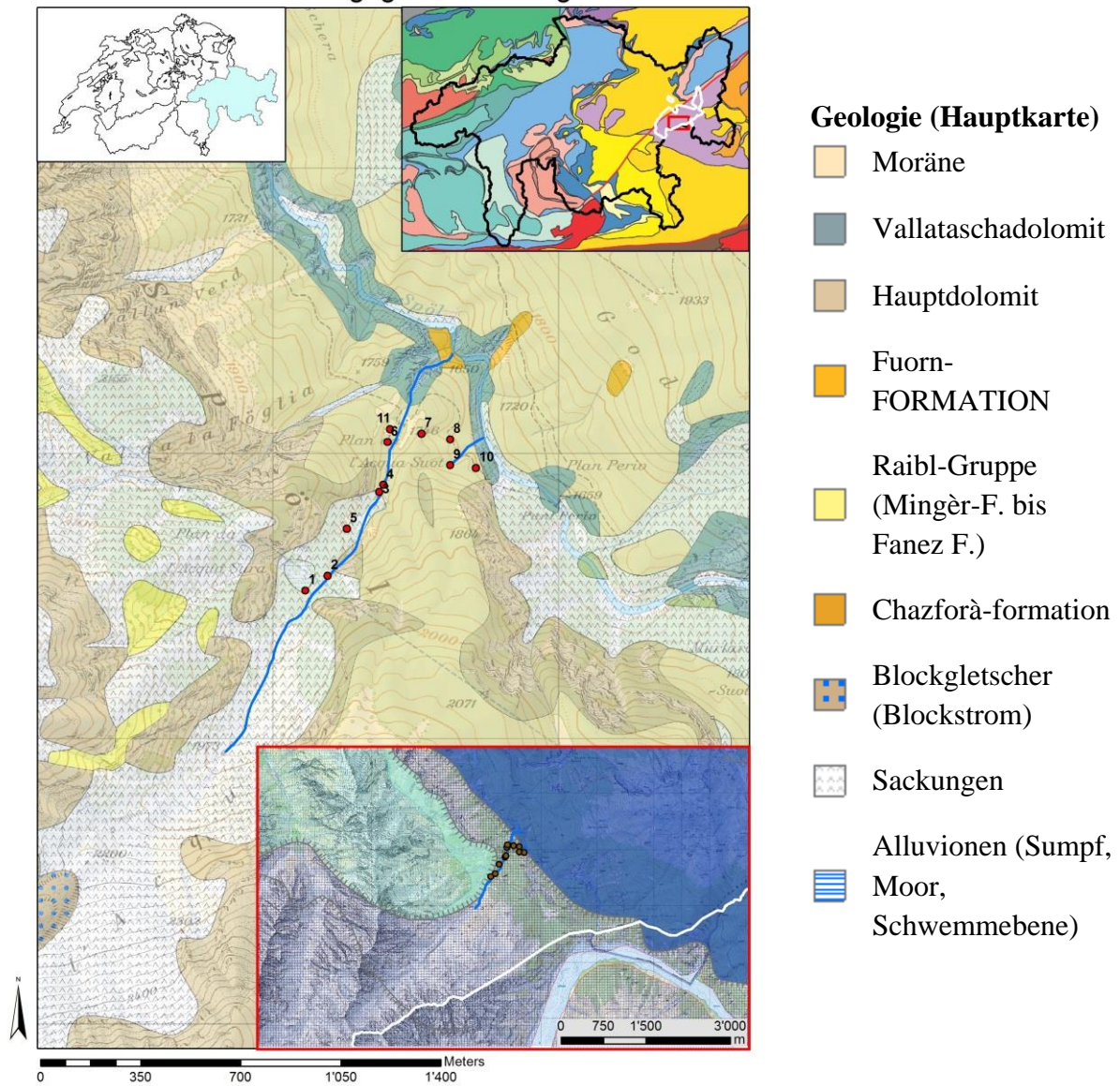


Abbildung 2: geologisch-tektonische Karte

Tektonik (Ausschnitt unten rechts)

- Hauptdolomit, S-charl-Unterbau inkl. Jaggl und Quaternals-Einheit
- Verrucano - Raibler Form., S-charl-Unterb. inkl. Jaggl + Quaternals-Einheit
- Hauptdolomit u. Koessen-Formation, S-charl-Oberbau (inkl. Terza-Einheit)
- Raibler-Formation, S-charl-Oberbau (inkl. Terza-Einheit)
- Deckengrenzen, Auf- und Abschiebungen
- Hauptdeckengrenzen

Geologisch befindet sich das Untersuchungsgebiet in den Engadiner Dolomiten, welche zu den Ostalpinen Decken gehören, den tektonisch höchsten Elementen der Alpen. Diese Teile des Südkontinents sind über 100 km weit auf das Penninikum und das Helvetikum überschoben worden (Abb. 2).

Die Quellstandorte befinden sich entlang des Grenzübergangs zwischen einer weiteren Unterteilung der Engadiner Dolomiten. Diese fast parallel zur Spöl verlaufende Grenzlinie zwischen der Quaternals-Einheit und dem S-charl Unterbau wurde bereits im letzten Jahrhundert von Böse (1896) beschrieben und von Hess (1953) als Gallo-Linie bezeichnet. Schneider (1973) und Schmid (1973) zeigten später auf, dass je nach Gebiet, die Linie sowohl als Abscherungsfläche sowie auch als Bruch betrachtet werden kann (Vetter 1992).

Morphologisch müssen die Quellen jedoch als Lockergesteinsquellen und nicht als Schichtquellen bezeichnet werden, da sie aus Schutthalden und Moränenbedeckung an die Oberfläche treten, auch wenn die Herkunft des Wassers wahrscheinlich von bedeckten Kluft- oder Schichtquellen herrührt (Steiner 2005). Auf der Kartenskizze (Abb. 3) sind die Endmoränen der Lokalvergletscherung aus der Val da l'Acqua und der Val da la Föglia mit drei Rückzugsphasen gekennzeichnet (Vetter 1992).

Die Eisrandterrassen in der näheren Umgebung, sowie die äusseren Moränenwälle, deuten auf ein Zusammentreffen des ehemaligen Spölgletschers mit den Gletschern aus der Val da l'Acqua und der Val da la Föglia hin. Das nächste Stadium mit den ausgeprägtesten Moränenwällen zeigt, dass die Kargletscher das Spöltal schon nicht mehr erreichten. Das, durch eine kleine innere Moräne, gekennzeichnete dritte Stadium, deutet auf eine langsame Rückzugsphase hin, ehe der Zerfall erfolgte, wodurch die entstandenen Schmelzwässer im Vorfeld der Gletscher breite Sander aufbauten.

Im Gegensatz zum Gletscher der Val da la Föglia, welcher, aufgrund des kleinen Einzugsgebietes, schon sehr früh verschwunden sein musste, kann angesichts des noch aktiven Blockstromes, der Exposition und der beträchtlichen Höhe des Val da l'Acqua angenommen werden, dass sich ein kleiner Gletscher noch sehr lange halten konnte (Vetter 1992).

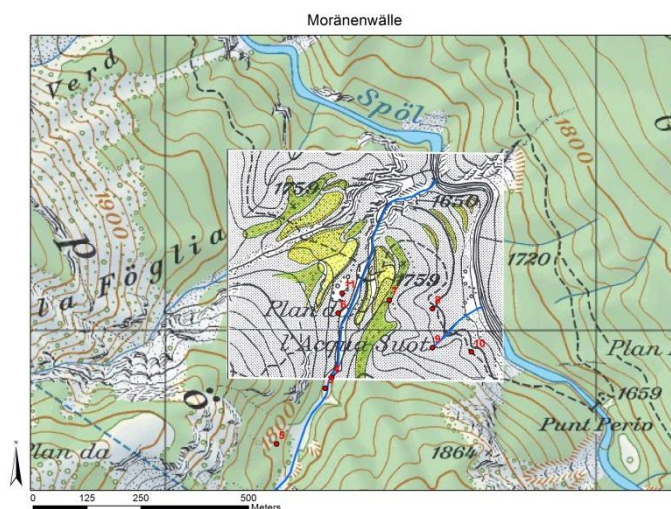


Abbildung 3: Moränenwälle (Vetter H., 1992; verändert durch Forlin L. 2015)

3.1 Material & Methoden

3.1 Messung der abiotischen Parameter

Bei der ersten Feldbegehung vom 16.04.2015 wurden aus 8 potentiell zu untersuchenden Quellen deren sechs ausgewählt und die Messstandorte im Gletscherabfluss festgelegt und entsprechenden Kennnummern (1-10) zugeordnet. Darauf folgten drei weitere Feldbegehungen in Abständen von drei bis vier Wochen.

3.1.1 Temperatur und Leitfähigkeit

In den sechs Quellen und im untersuchten Gletscherbach wurden onset® HOBO- Temperatur-Leitfähigkeitslogger ausgebracht und mit Schnur und Eisennägeln befestigt. Vier davon im Bach sowie einer pro Quelle. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Logger möglichst konstant überströmt werden und dass sie keiner direkten Sonnenstrahlung ausgesetzt sind, um Messfehler in Temperatur und Leitfähigkeit zu verhindern. Bei der Ausbringung wurde auch jeweils, zwecks Kalibrierung der Messwerte, ein Vergleichswert von Temperatur und Leitfähigkeit mit einer Feldsonde (WTW Cond. 3210) gemessen und in einem Feldbuch notiert. Die Daten der Temperatur- und Leitfähigkeitslogger wurden erst am Ende der Untersuchungsreihe ausgelesen.

3.1.2 pH, Sauerstoffgehalt und Schüttung

Bei jeder Feldbegehung wurden abiotische Parameter wie pH (Feldsonde WTW pH3210) und Sauerstoffgehalt (Feldsonde WTW Oxi330) des Wassers gemessen, sowie bei den Quellen Schätzungen der Schüttungsmenge mit einem Messbecher durchgeführt. Mit dem Messbecher wurde versucht, möglichst die gesamte austretende Wassermenge aufzufangen. Mittels Zeitmessung konnte danach die ungefähre Schüttung pro Minute ausgerechnet werden.

3.1.3 Meteorologische Daten

Des Weiteren wurde im unteren Bereich des Tals auf einer Wiese eine kleine Wetterstation mit zwei Messgeräten (WXT und NRlight) errichtet (Abb. 4). Die Idee dabei war, den Einfluss von Niederschlag auf die Wasserzusammensetzung der Quellen und des Baches zu untersuchen und eine Abschätzung der Schnee- und Eisschmelze durch eine lokale Strahlungsbilanz und Lufttemperaturmessung vorzunehmen. Das nach Süden ausgerichtete NRlight mass die gesamte Strahlungsbilanz ohne Wellenlängendifferenzierung, sprich die

Energie, welche dem System zur Verfügung steht. Das WXT wurde hauptsächlich zur, zwar etwas ungenauen aber qualitativ ausreichenden, akustischen Niederschlagsmessung eingerichtet. Gleichzeitig nimmt das WXT aber auch sämtliche meteorologischen Faktoren wie Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windstärke und Windrichtung auf. Der Datalogger der Station wurde darauf programmiert, alle fünf Sekunden eine Messung durchzuführen und aus diesen Werten jeweils Halbstundenmittelwerte zu errechnen und in den internen Ringspeicher zu schreiben.

Die Wetterstation wurde aus Transportgründen sehr klein und gewichtsparend gehalten und erreichte somit nicht die klassisch vorgeschriebene Messhöhe von 2 Metern. Niederschlagsmessung und Strahlungsbilanzmessung sollten bei der gewählten Höhe von einem Meter jedoch für eine grobe punktuelle Wetteraufzeichnung nicht relevant abweichen. Sämtliche meteorologischen Daten wurden bei jeder Feldbegehung ausgelesen, sowie die im Loggerkasten der Station platzierte Autobatterie ausgewechselt.



Abbildung 4: Wetterstation

3.1.4 Hydrochemie

Für jeden Untersuchungsstandort wurde jeweils pro Feldbegehung eine Wasserprobe von 15ml entnommen. Diese wurden noch im Feld mittels Kühltasche und Kühlelement gekühlt und anschliessend noch vor Ort eingefroren. Die Proben wurden danach in gefrorenem Zustand dem Labor der Umweltgeowissenschaften der Universität Basel übergeben. Bei der anschliessenden Analyse der Hydrochemie durch Ionenchromatographie wurden die jeweiligen Anteile folgender gelöster Ionen analysiert: Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , F^- . Die Proben wurden unverdünnt und fünffach verdünnt mittels Ionenchromatographie gemessen. Die geschätzte Messunsicherheit beträgt im Bereich unterhalb 0.5 ppm 10-50%. Werte oberhalb 0.5 ppm haben eine geschätzte Messunsicherheit von 5 bis 10%.

Zusätzlich wurde einmalig bei der letzten Untersuchung im Feld eine Analyse des Hydrogencarbonats (HCO_3^-) mit einem titrimetrischen Carbonathärtetest der Firma Aquamerck® durchgeführt. Dabei wurde das Testglas mehrmals mit der vorbereiteten Probe gespült. Danach wurden in 5ml Wasser 3 Tropfen der Indikatorlösung gegeben. Als zweiter Schritt wurde tropfenweise, unter stetigem Umschwenken, die Titrierlösung bis zum

Farbumschlag hinzugegeben. Aus der Anzahl verwendeter Tropfen wurde anschliessend aus dem Härtegrad der Gehalt des HCO_3^- in mg/l errechnet.

3.2 Strukturelle Erfassung und Kartierung der Gewässer

Die strukturelle Erfassung und Kartierung der Gewässer wurde einmal am 29.06.2015 mittels dem „Basisbogen 4 Substrattypen“ und dem „Basisbogen 5 Umfeld“ der Quellkartieranleitung Kanton Basel-Landschaft (Baltes et al. 2004) durchgeführt. Die Bedeckungsgrade der verschiedenen, sowohl organischen wie auch anorganischen, Substrattypen wurden geschätzt und eine Skizze des Quellbereichs erstellt. Dies ist vor allem dadurch wichtig, dass die diversen Substrattypen sowohl Lebensraum als auch Nahrungsgrundlage für die Lebensgemeinschaften sind. Die Skizze dient dazu, auffällige Vegetations-, Substrat- und Strukturmerkmale hervorzuheben (Lubini et al. 2014).

Auf eine genauere Untersuchung mit dem Quellkartierbogen des BAFU (Lubini et al. 2014) wurde verzichtet, da dieser vor allem Schwerpunkte auf die anthropogene Beeinträchtigung legt. Dies sollte im Nationalpark abseits der Wege nicht relevant sein, da es sich bei allen Quellen um naturnahe Quellen handelt.

3.3 Untersuchung des Makrozoobenthos

Bei der Feldbegehung im dreiwöchigen Zyklus wurden an jedem Standort qualitative benthische Makrofaunaproben genommen. Dabei wurde pro Standort jeweils dreimal Substrat aufgewühlt und wenige Zentimeter stromabwärts das Material mit einem herkömmlichen Küchensieb aufgefangen und in eine Weisschale gekippt. Alle sichtbaren Tiere wurden herausgesucht und in - um eine Zersetzung zu verhindern - pro Standort abgetrennte, mit 80% Ethanol gefüllte 30ml-Behälter konserviert. Die Proben wurden später im Gewässerökologie-Labor am Natur- Landschafts- und Umweltschutzinstituts (NLU) der Universität Basel ausgewertet. Dabei wurden die Tiere auf das kleinstmögliche taxonomische Niveau (meist Art-Niveau) bestimmt. Auf eine genauere Bestimmung der Milben sowie der Chironomidae wurde aus zeitlichen Gründen verzichtet.

Einmal (am 30.06.2015) wurde eine quantitative Faunaprobe genommen. Dabei wurde ein, auf eine Grundfläche von 10cm^2 reduzierter, Surbersampler verwendet, der eine Maschenweite von $500\mu\text{m}$ aufweist. Die gesamten Proben (inkl. Substrat) wurden in pro Standort abgetrennte Becher gegeben und mit 80% Ethanol übergossen. Im Labor wurden die Tiere vom Substrat getrennt, anschliessend ebenfalls bis auf das kleinstmögliche

taxonomische Niveau bestimmt und nach Art und Standort aufgetrennt in 80% Ethanol archiviert.

3.4 Statistische Auswertung

Zur Bestimmung der relevant varianzbestimmenden Faktoren wurde mit den Mittelwerten der abiotischen Daten (Ionenkonzentrationen, pH, Sauerstoff, Temperatur und Leitfähigkeit) eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) mit Hilfe des Programmes R (R Development Core Team) durchgeführt. Als abiotische Parameter wurden Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur, pH, Anzahl verschiedener Substrate sowie die Menge an gelösten Ionen (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , F^-) untersucht. Um die verschiedenen Skalen der Parameter miteinander vergleichen zu können, wurden die Daten in einem ersten Schritt standardisiert. Die von den Umweltvariablen unterschiedlich stark geprägten Hauptkomponenten fassen redundante Informationen zusammen. Hat eine Umweltvariable eine hohe Ladung auf eine Hauptkomponente, d.h. die Umweltvariable korreliert mit der Hauptkomponente, so nimmt sie in Richtung der Komponente stark zu. Wieviel Varianz eine Hauptkomponente erklärt, wird durch die Eigenwerte angegeben (Leyer & Wesche 2007).

Zum Vergleich mit ehemaligen Studien zur Hydrogeologie der Val da l'Acqua, wurde aus der letzten Analyse der Ionenzusammensetzung (26.07.2015) ein Piperdiagramm ebenfalls mittels R erstellt.

Als Mass für die Unähnlichkeit resp. Ähnlichkeit zwischen den Untersuchungsstandorten wurde mit den transformierten ($\log(x+1)$) faunistischen Daten eine nMDS (nonmetric Multidimensional Scaling) mit dem Programm PRIMER (Clarke & Gorley 2006) erstellt. Die Transformation ist für die Analyse insofern notwendig, da die Daten eine Normalverteilung vorweisen müssen. Bei der Berechnung der Ähnlichkeitsmatrix wurde die für ökologische Fragestellungen sinnvolle Bray-Curtis Similarity als Distanzmass verwendet (Leyer & Wesche 2006). Die durch das Stressmass quantifizierte Abbildungsgüte ist bei Werten <0.1 bei einer 2D Projektion gut und Werten <0.2 ausreichend (Clarke & Gorley 2006). Zur Überprüfung der Signifikanz der möglichen Unterschiede zwischen den zehn Untersuchungsstandorten bezüglich der faunistischen Zusammensetzung wurde - ebenfalls mit PRIMER - eine ANOSIM (Analysis of Similarities) durchgeführt. Dabei bestehen bei einem globalen R Wert ($R=0$) keine Unterschiede zwischen den Standorten und bei $R=1$, der grösstmögliche Unterschied (Clark & Gorley 2006).

Um sowohl den Artenreichtum als auch die relative Häufigkeit der Arten der Lebensgemeinschaften bzw. der Standorte zu bewerten, wurde der Shannon-Weaver Diversitätsindex mit der Formel

$$H_s = -\sum p_i \ln p_i$$

pro Standort berechnet. Dabei bedeutet p_i der Anteil an Individuen für jede Art und H_s ist der Diversitätsindex (Baur 2010).

Die Abhängigkeit zwischen den abiotischen und den faunistischen Daten wurde mit einer Kanonischen Korrespondenz Analyse (CCA) durch das Statistikprogramm CANOCO 5 (Ter Braak & Šmilauer 2012) aufgezeigt. Der Einfluss der Variablen wurde mittels forward selection getestet.

3.5 Zeitreihenanalyse

Um die zeitliche Dynamik in den Umweltfaktoren darzustellen, wurden Grafiken erstellt, die den Verlauf über den Untersuchungszeitraum aufzeigen. Die Loggerdaten wurden vor der Berechnung der Mittelwerte, Standardabweichungen, Varianzen, sowie Maximal- und Minimumwerte bereinigt. Das heisst, stark schwankende Werte, die auf das Trockenfallen der Logger zurückzuführen waren (unrealistisch hohe Wassertemperaturschwankungen von mehr als 6K innerhalb von 12h), wurden, inkl. den dazugehörigen Leitfähigkeitswerten, gelöscht. Die Berechnungen beinhalten bei allen Standorten Daten des jeweils gleichen Zeitraumes vom 17.05.2015 bis 08.07.2015.

4. Resultate

4.1 Standortbeschreibungen

Standort 1 – Gletscherbach

Standort 1 (809113/168520) liegt auf 1839 m.ü.M. und ist, abgesehen von der einmaligen abiotischen Beprobung am 26.07.15 der Bachquelle auf Kote 1973, der oberste Bachmessstandort (Abb. 5). Er ist charakterisiert durch eine sehr hohe Fliessgeschwindigkeit, mehrheitlich felsigem Untergrund - versetzt mit einzelnen Steinblöcken und grobem Kies - und befindet sich zwischen zwei etwas grösseren Wasserfällen. Eine Arve neigt sich quer



Abbildung 5: Standort 1

über den Bach und am rechten Rand befindet sich ein kleiner Totwasserbereich, der hauptsächlich feines schluffiges Material enthält. Die Wurzelräume der Arve werden zum Teil leicht vom Bach durchspült und an einigen wenigen Steinblöcken ist etwas Moosbedeckung vorhanden.

Standort 2 – Gletscherbach

Dieser zweitoberste Messstandort (809191/168572) auf einer Höhe von 1817 m.ü.M. zeigt ein diffuses Bild von Überläufen und Wasseraustritten, die nicht unbedingt Quellen, sondern eher kurzfristig unterirdischen Bachläufen zuzuordnen sind. Der Standort unterscheidet sich jedoch, abgesehen von zusätzlichem, in geringer Abundanz vorhandenem Totholz, vom Substrat her nicht wesentlich vom ersten Standort.



Abbildung 6: Standort 2

Standort 3 – Gletscherbach

Standort 3 (809371/168866) liegt nur knapp oberhalb des darauf folgenden Standorts 4 auf einer Höhe von 1767 m.ü.M. (Abb. 7). Er befindet sich ebenfalls oberhalb eines von der östlichen Talseite her kommenden intermittierenden Zuflusses. Eine kleine Insel aus Kies, Steinblöcken und geringer Vegetation trennt den Bach vom Zufluss, bevor beide wenige Meter bachabwärts zusammenfließen. Wahrscheinlich bedingt durch die verzweigte



Abbildung 7: Standort 3

Wasserführung und des, im Vergleich zu den oberen Standorten breiteren Talgrundes, ist hier mehr Totholz im Bachbett vorzufinden. Je nach Wasserstand im Verlauf der Feldbegehungen wurden die Wurzelräume der nahe am Ufer stehenden Nadelbäume unterschiedlich stark durchspült.

Standort 4 – Gletscherbach

Unterhalb eines in den Bach hineinragenden Totbaumes wurde bei (809386/168891) der vierte und damit letzte Bachstandort festgelegt (Abb. 8). Dieser ist auch unterhalb des bereits bei Standort 3 beschriebenen intermittierenden Zuflusses stationiert. Das Substrat ist durch Kies von kleinerer Fraktion charakterisiert als die vorherigen Standorte, unterscheidet sich jedoch weitestgehend nicht vom etwas oberhalb gelegenen Standort 3.

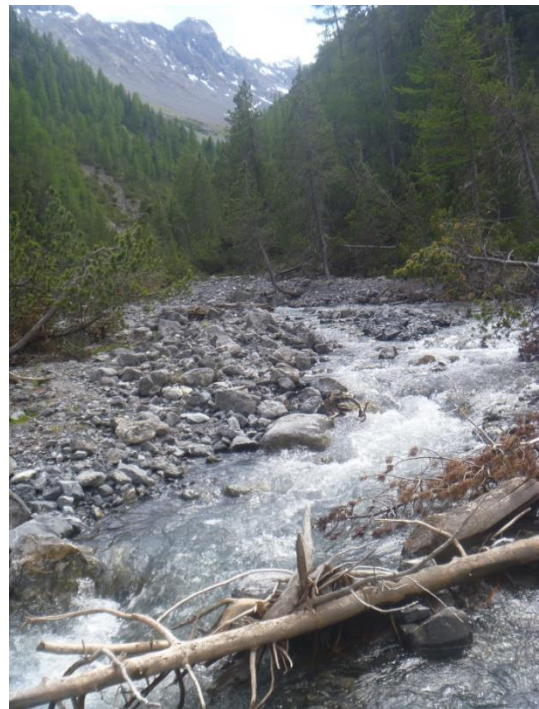


Abbildung 8: Standort 4

Standort 5 – Quelle

Die Quelle 5 (809258/168737) (= PA2 Steiner 2005) liegt an der westlichen Talseite zwischen Standort 2 und 3 auf einer Höhe von 1791 m.ü.M (Abb. 9). Zwischen einer grossen



Anzahl von Steinen und Blöcken ist viel toniges und schluffiges Material am Gewässergrund auszumachen. Die organische Fraktion wird vor allem durch dichten Moosbewuchs sowohl auf wie auch neben grösseren Steinblöcken dominiert. Totholz und durchspülten Wurzelräume von Arven und Birken sind ebenfalls vorhanden.

Abbildung 9: Standort 5

Standort 6 – Quelle

Quelle 6 (809401/169040) unterscheidet sich von der Wasserführung und dem Substrat am meisten von allen Standorten. Sie befindet sich auf der westlichen Seite des Talgrundes, etwas unterhalb des Flussstandortes 4 auf einer Höhe von 1757 m.ü.M. Bedingt durch die sehr geringe Hangneigung und Schüttung bildet sich wenige Zentimeter nach dem Quellaustritt ein kleiner Tümpel, dessen Wasserstand ca. 10 cm beträgt. Der Quellaustritt wird durch feinkiesiges und sandiges Substrat bestimmt, wobei der Grund des darauffolgenden Tümpels durch Faulschlamm und erdigen Untergrund dominiert (Abb 10). Sowohl intakter als auch toter Froschlaich wurde in geringer Abundanz vorgefunden.



Abbildung 10: Standort 6

Standort 7 – Quelle

Bei Standort 7 (809520/169070) (= PA1 Vetter 1992) handelt es sich, ausgehend von den Substrattypen, um den wohl diversesten Standort (Abb. 11). Die Quelle befindet sich auf einer



Abbildung 11: Standort 7

Höhe von 1760 m.ü.M am unteren Rande einer alten Endmoräne der damaligen Lokalvergletscherung der Val da l'Acqua. Steine sind in jeder Fraktionsgrösse vorzufinden, wobei Feinkies und Grus beim Quellaustritt dominieren. Organische Bestandteile wie Moos, durspülte Wurzelräume sowie Totholz sind ebenfalls in hoher Abundanz vorhanden.

Standort 8 – Quelle

Einige Meter neben dem Weg auf einer Höhe von 1710 m.ü.M. befindet sich die wohl kleinste untersuchte Quelle 8 (809620/169050) (= PA2 Vetter 1992) (Abb. 12). Beim Quellaustritt ist vom Substrat her ausschliesslich Moospolster vorhanden, wobei etwas unterhalb sandiges und kiesiges Substrat zunimmt. Das Quellwasser fliesst nur tropfenweise aus dem Moos heraus, sammelt sich in kleinen Mulden und fliesst anschliessend über das sandige Substrat mit dem Quellbach der oberhalb gelegenen Quelle 7 zusammen, bevor der Quellbach anschliessend über den Weg, Richtung Spöl, den Hang hinabfliesst.



Abbildung 12: Standort 8

Standort 9 – Quelle



Abbildung 13: Standort 9

Das anorganische Substrat der Quelle 9 (809620/168960) (= PA5 Vetter 1992) auf 1725 m.ü.M. wird hauptsächlich durch felsigen bis steinigen Untergrund bestimmt (Abb. 13). Wobei sich an den Felsen auch einige Kalksinterausfällungen zeigen. An organischen Bestandteilen ist einiges an Moospolstern und Totholz vorhanden. Die sehr steile Hangneigung sowohl entlang des Quellbaches wie auch auf dessen beiden Seiten, zwingt den Bach, sich nicht gross zu verzweigen. Der Quellbach versickert nach wenigen Metern wieder im Untergrund. Ein Wiederaustritt konnte oberhalb des Weges nicht beobachtet werden.

Standort 10 – Quelle

Das Substrat der Quelle 10 (809710/168950) (= PA6 Vetter 1992) auf 1755 m.ü.M ist hauptsächlich organisch und zeigt nur vereinzelt offene Flächen mit geringem Feinkies- und Steinanteil. Durchspülte Wurzelräume und Totholz sind in hoher Abundanz vorhanden. Dominiert wird das ganze Substrat jedoch von fast nahtloser Moosbedeckung (Abb. 14).



Abbildung 14: Standort 10

Standort 11 – Quelle Fluss



Ungefähr auf Kote 1800 tritt eine Quelle aus, die den Bach speist (Abb. 15). Unterhalb des alten Hangrutsches, auf welchen der Blockstrom aufschliesst, ist ein Bachbett zu erkennen, das zum Untersuchungszeitpunkt jedoch trocken lag.

Abbildung 15: Standort 11

Die Abundanzen der verschiedenen Substrattypen der Standorte unterscheiden sich geringfügig. In den unteren Bachstandorten wurde vermehrt feineres Sediment kartiert als in den oberen beiden Standorten. Die Quellen 6 und 9 unterscheiden sich am meisten von den übrigen, vom Substrat her sehr ähnlichen, Quellstandorten (Tab. 1).

Tabelle 1: Häufigkeit der unterschiedlichen Substrattypen in den Quellen. 1: <20%, 2: 20-40%, 3:40-60%, 4: 60-90%, 5: >90%

Standort	Moospolster	durchspülte Wurzelräume	Totholz	Faulschlamm	Vegetation	Ton & Schluff	Sand	Feinkies & Grus	Mittel-Grobkies	Steine	Blöcke	Felsen	Kalksinter	Anzahl Substrate
1	1	1	-	-	1	-	-	-	1	1	3	3	-	7
2	2	-	1	-	1	-	-	-	1	2	3	2	-	7
3	-	2	3	-	-	-	-	-	3	4	3	-	-	5
4	-	-	3	-	-	-	-	5	4	4	3	-	-	5
5	4	2	2	-	-	2	-	-	-	2	3	-	-	6
6	-	2	2	4	-	-	2	2	-	-	-	-	-	5
7	4	2	3	-	-	-	3	4	3	3	2	1	-	9
8	4	3	-	-	-	-	-	2	3	2	1	-	-	6
9	3	-	2	-	-	-	-	-	-	2	3	3	3	6
10	5	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3

4.2 Wetterdaten

Die Wetterstationsdaten im Monat Mai zeigen eine etwas wärmere und sonnige Periode in den ersten beiden Messtagen (Abb. 16). Darauf folgte ein Kälteeinbruch mit Niederschlägen. Die Daten vom 20.05. bis 21.05. zeigen jedoch unrealistische Werte an: 100% relative Luftfeuchte über Tag und Nacht sowie Wind in Orkanstärke und negative Strahlungsbilanz am Tag. Ab dem 21.05. steigen die Temperaturen, mit mehr oder weniger starken Kälteeinbrüchen in der Nacht, gegen Ende des Monats kontinuierlich an.

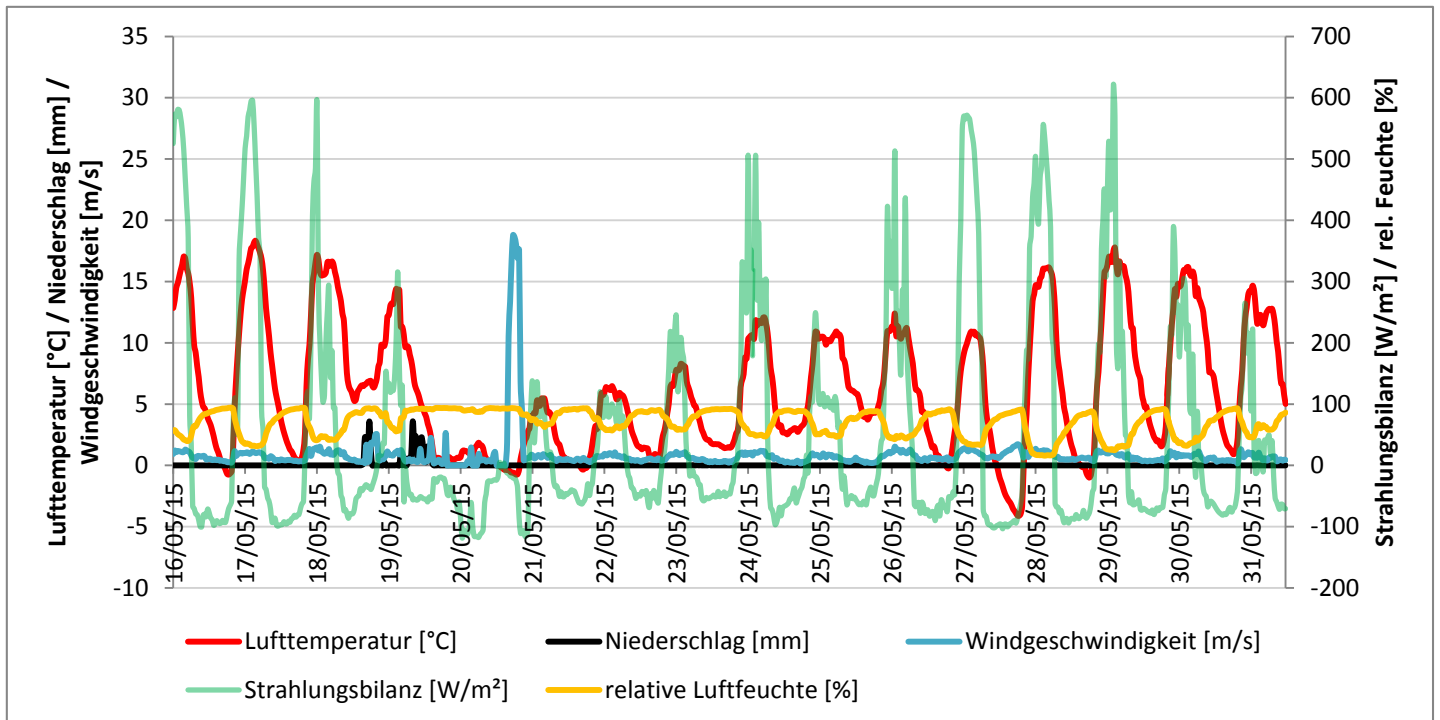


Abbildung 16: Stationsdaten Val da l'Acqua - Mai 2015

Der Monat Juni begann mit einer wärmeren Periode mit kurzzeitigen heftigen Niederschlägen, wobei geringfügig höhere Temperaturdifferenzen zwischen Tag und Nacht vorherrschten als im Monat Mai. Mitte Monat herrschten mildere Temperaturen mit geringeren Tag-Nacht-Unterschieden und vereinzelt Niederschlägen. Vom 13.06. bis 16.06 wurde auch nachts eine hohe relative Luftfeuchte gemessen sowie sehr niedrige Strahlungsbilanzen am Tag. Gegen Ende des Monats stiegen die Temperaturen wieder bis knapp über 25°C (Abb. 17).

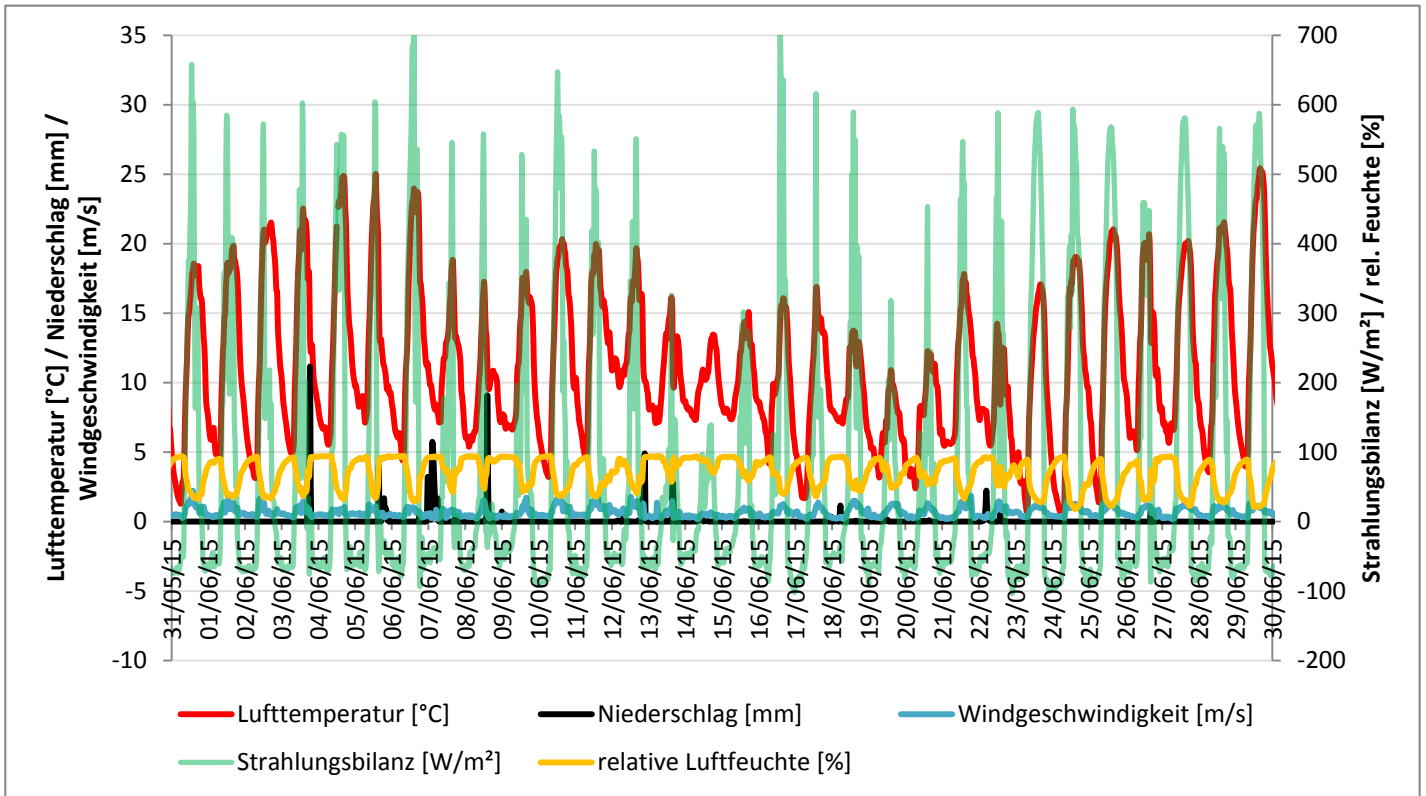


Abbildung 17: Stationsdaten Val da l'Acqua – Juni 2015

Anfangs Juli stiegen die Temperaturen in der Val da l'Acqua bis auf 30°C. Nur vom 07.07. bis 08.07. fiel die Maximaltemperatur am Tag unter 20°C.

Sowohl anfangs wie auch Ende Monat sind vereinzelt etwas stärkere Niederschläge gemessen worden (Abb. 18).

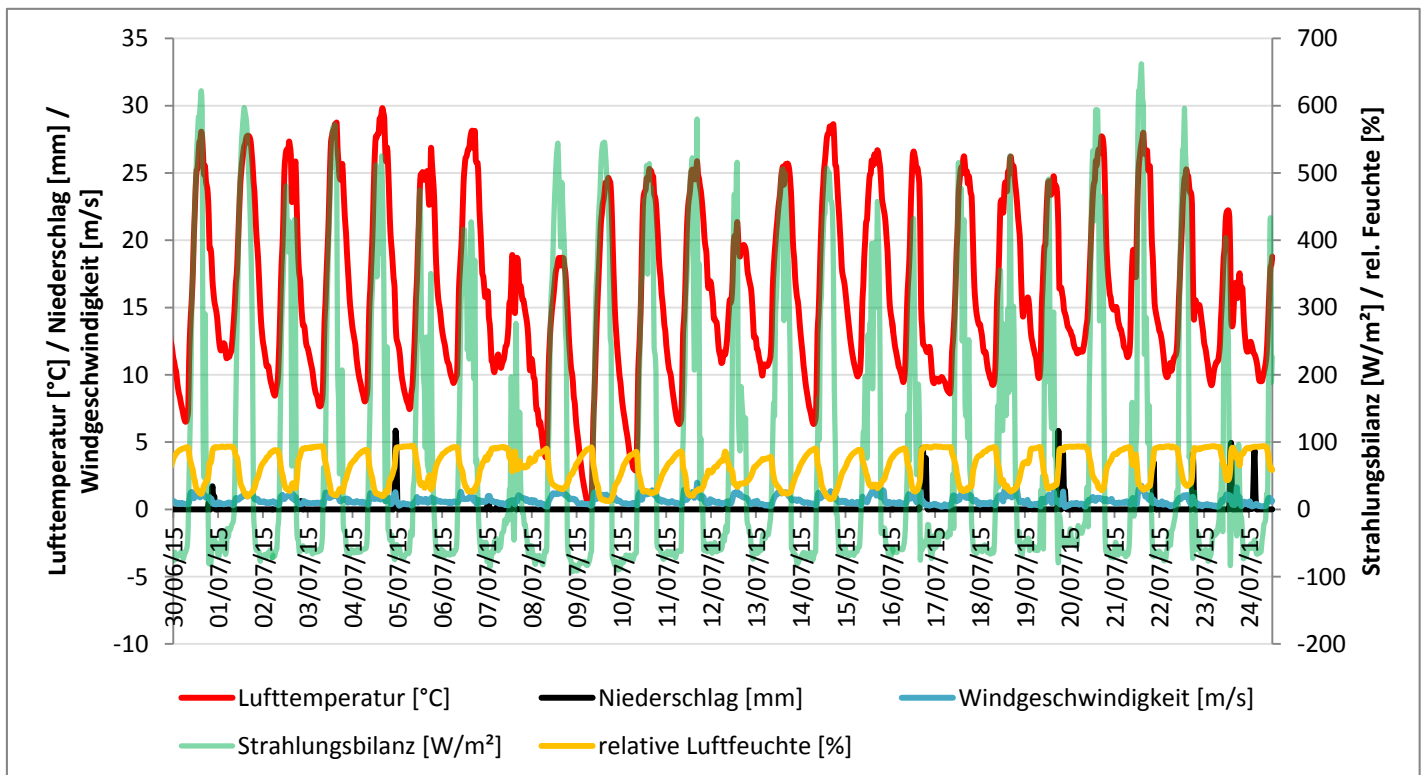


Abbildung 18: Stationsdaten Val da l'Acqua – Juli 2015

4.3 physiko-chemische Parameter

Aus dem Mittelwert der viermal gemessenen Ionengehalte sind klare Unterschiede zwischen den Standorten zu erkennen. Sämtliche Ionengehalte, mit Ausnahme des Chlorids, lassen Quellen von Bachstandorten unterscheiden. Der Natriumgehalt in den Quellen ist etwas höher als im Bach. Eine kleine Ausnahme bildet hier die Quelle 5, welche sich im Bereich der Bachkonzentration befindet. Magnesium, Calcium, Kalium und Sulfat zeigen ebenfalls höhere Konzentrationen in den Quellen, wobei die Quellen 7 bis 9 jedoch niedrigere Werte an Sulfat als im Bach vorweisen. Alle untersuchten Quellen haben grundsätzlich einen kleineren Anteil an Fluorit und Nitrat als der Bach (Tab. 2).

Die gesamte elektrische Leitfähigkeit ist bei den Quellen deutlich höher als im Bach, wobei sich die Quellen untereinander sehr stark unterscheiden. Ein Grenzfall von nur geringfügig höherer Leitfähigkeit im Vergleich zum Bach ist die Quelle 5. Die mit Abstand höchste Leitfähigkeit erreichte die Quelle 10 mit durchschnittlich 452 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Der pH unterscheidet sich nur geringfügig zwischen den Standorten, wobei bei den Quellen eher etwas geringere Werte gemessen wurden.

Abgesehen von den Standorten 6, 9, und 10 unterscheidet sich der mittlere Sauerstoffgehalt unwesentlich. Die Standorte 6 und 10 zeigen deutlich niedrigere Sauerstoffgehalte, wobei Standort 9 deutlich höhere Werte anzeigte.

Alle Standorte unterschieden sich in der Wassertemperatur mit Ausnahme der Bachstandorte 3 und 4, bei denen eine durchschnittliche Temperatur von je 5,2 °C gemessen wurde. Die wärmste durchschnittliche Wassertemperatur war in Quelle 6 zu finden und die kälteste beim obersten Bachstandort (Standort 1).

Die Schüttungsmenge variierte sehr stark zwischen den Quellstandorten. Quelle 5 führte, abgesehen von den Bachstandorten, mit Abstand am meisten Wasser und Quelle 6 und 8 am wenigsten.

Der zeitliche Verlauf der Ionengehalte konnte durch die wenigen 4 Messungen pro Standort bedingt aufgezeigt werden (Abb. 19). Magnesium, Natrium, Calcium und Sulfat zeigen einen ansteigenden Trend im Verlauf der Messreihe an allen Standorten. Die Standorte 8 und 10 zeigen jeweils bei der dritten Messung erhöhte Gehalte an Natrium und Chlorid. Bei der letzten Messung sind diese Gehalte wieder im Bereich der anderen Messstandorte.

Von Kalium wurde aufgrund zu geringer bzw. nicht nachweisbarer Gehalte keine Zeitreihe erstellt.

Tabelle 2: Mittelwerte abiotische Parameter ± Standardabweichungen

	1		2		3		4	
Na ⁺ [mg/l]	0.22	± 0.1	0.30	± 0.1	0.13	± 0.0	0.19	± 0.1
Mg ²⁺ [mg/l]	7.20	± 2.4	6.87	± 1.9	6.75	± 3.3	7.89	± 1.6
Ca ²⁺ [mg/l]	23.11	± 4.1	23.96	± 5.0	22.64	± 7.1	24.86	± 4.5
K ⁺ [mg/l]	NA		NA		NA		NA	
F ⁻ [mg/l]	0.24	± 0.1	0.23	± 0.1	0.22	± 0.0	0.25	± 0.0
Cl ⁻ [mg/l]	0.19	± 0.1	0.25	± 0.1	0.18	± 0.1	0.17	± 0.1
NO ₃ ⁻ [mg/l]	1.33	± 0.4	1.24	± 0.2	1.11	± 0.2	1.25	± 0.3
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	31.07	± 19.5	29.97	± 16.5	30.71	± 20.8	33.31	± 16.1
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	152.60		152.60		130.80		130.80	
pH	8.02	± 0.1	8.02	± 0.1	8.12	± 0.1	8.16	± 0.1
O ₂ [mg/l]	8.67	± 3.2	8.79	± 3.2	8.45	± 3.1	8.35	± 3.1
Temp [°C]	3.7	± 0.3	4.1	± 0.6	5.2	± 0.8	5.2	± 0.6
Leitfähigkeit [µS/cm] (WTW Cond. 3210)	235	± 40.1	228	± 24.3	234	± 28.2	235	± 28.0

	5		6		7		8	
Na ⁺ [mg/l]	0.14	± 0.0	0.43	± 0.1	0.28	± 0.0	0.81	± 0.9
Mg ²⁺ [mg/l]	7.74	± 0.7	17.22	± 7.9	9.76	± 0.3	9.97	± 2.5
Ca ²⁺ [mg/l]	25.24	± 4.6	31.08	± 14.5	39.09	± 5.7	31.30	± 6.1
K ⁺ [mg/l]	NA		NA		0.14	± NA	0.53	± 0.6
F ⁻ [mg/l]	0.19	± 0.1	0.05		0.21	± 0.0	0.14	± 0.0
Cl ⁻ [mg/l]	0.17	± 0.1	0.20	± 0.0	0.24	± 0.1	1.19	± 1.5
NO ₃ ⁻ [mg/l]	1.22	± 0.2	0.34	± 0.1	1.05	± 0.1	0.98	± 0.2
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	29.96	± 10.7	35.72	± 20.3	19.59	± 1.9	25.91	± 10.2
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	152.60		261.60		196.20		218.00	
pH	8.14	± 0.1	8.10	± 0.1	7.97	± 0.0	7.73	± 0.2
O ₂ [mg/l]	8.54	± 3.2	7.27	± 4.0	8.65	± 2.7	8.55	± 1.4
Temp [°C]	3.8	± 0.1	6.8	± 1.3	4.0	± 0.2	5.6	± 1.1
Leitfähigkeit [µS/cm] (WTW Cond. 3210)	244	± 25.2	381	± 11.6	297	± 8.5	306	± 6.6

	9		10	
Na ⁺ [mg/l]	0.31	± 0.1	0.54	± 0.2
Mg ²⁺ [mg/l]	14.22	± 2.5	20.92	± 3.2
Ca ²⁺ [mg/l]	36.72	± 10.2	42.74	± 8.9
K ⁺ [mg/l]	NA		0.25	
F ⁻ [mg/l]	0.05	± 0.0	0.18	± 0.1
Cl ⁻ [mg/l]	0.20	± 0.1	0.46	± 0.3
NO ₃ ⁻ [mg/l]	0.43	± 0.1	0.21	± 0.1
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	24.24	± 10.8	65.93	± 24.8
HCO ₃ ⁻ [mg/l]	305.20		316.10	
pH	7.96	± 0.1	7.70	± 0.1
O ₂ [mg/l]	9.50	± 1.8	6.67	± 2.0
Temp [°C]	4.7	± 1.2	4.9	± 0.3
Leitfähigkeit [µS/cm] (WTW Cond. 3210)	341	± 28.0	452	± 54.6

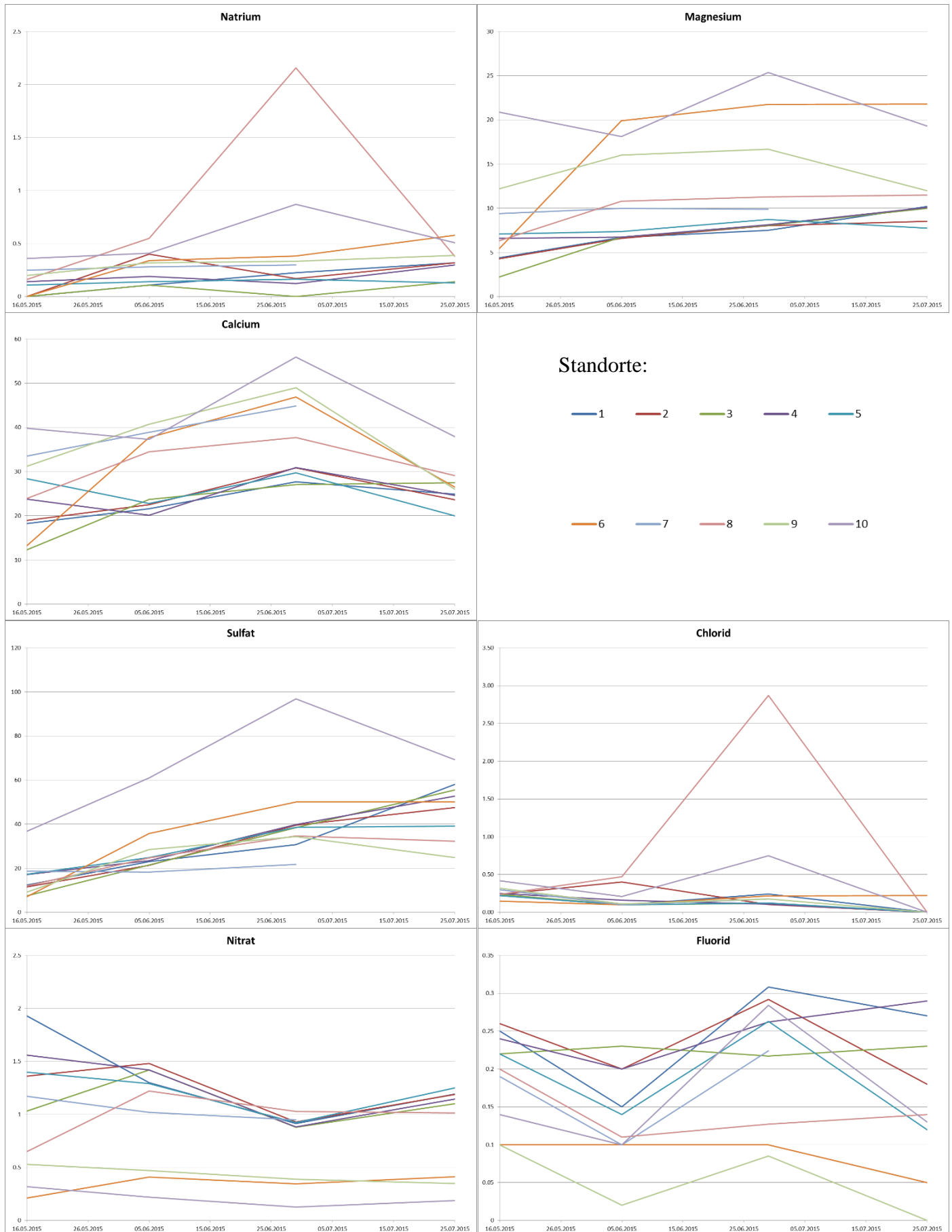


Abbildung 19: Zeitreihen Ionengehalte

4.3.1 Logger- & Niederschlagsdaten

Bachstandort 2 zeigt im Messverlauf einen konstanten Anstieg, sowohl der Temperatur und der Leitfähigkeit (Abb. 20). Die Temperatur weist eine Tagesperiodik von erhöhten Temperaturen am Tag und niederen Temperaturen in der Nacht. Zwei kurzzeitige Anstiege der Leitfähigkeit – um den 21.05. und 21.06. – fanden kurz nach Regenfällen statt.

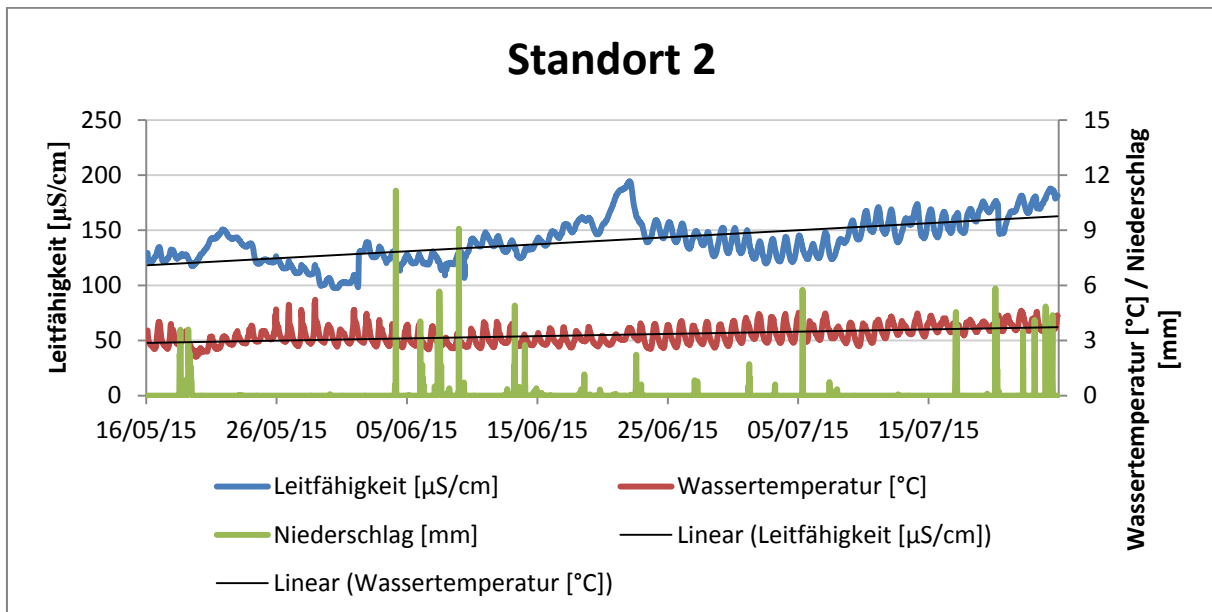


Abbildung 20: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 2 + Niederschlag

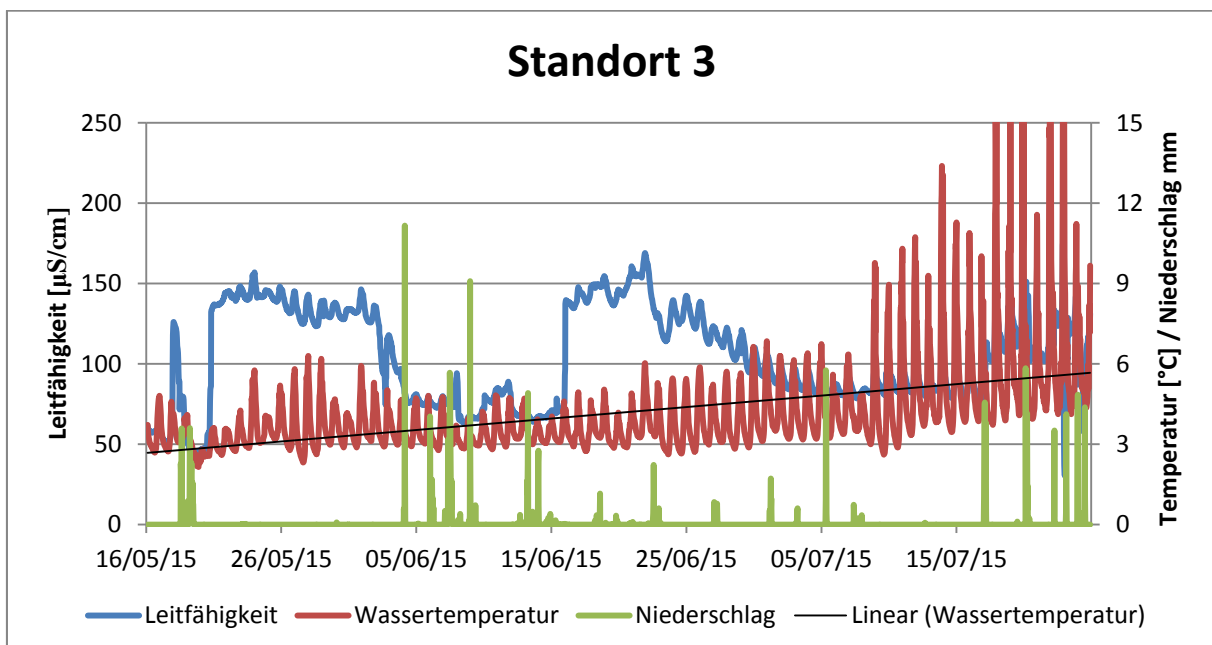


Abbildung 21: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 3 + Niederschlag

In den Loggerdaten des dritten Bachstandortes ist eine hohe Variabilität zu erkennen (Abb. 21). Grundsätzlich sind zwei Perioden einer erhöhten Leitfähigkeit in der zweiten Mai- und Junihälfte ersichtlich. Der dazwischenliegende Zeitraum zeigt eine niedrigere Leitfähigkeit mit

erhöhten Regenfällen in den Niederschlagsdaten. Die Temperatur zeigt mit der höchsten mittleren Tagesamplitude von 2.17 K - das Maximum liegt bei 3.98 K - (Tab. 3) einen Anstieg von 2 - 3 °C im gesamten Messverlauf, wobei am Ende der Messreihe grosse Schwankungen zwischen Extremwerten auftraten.

Auch beim untersten Bachmessstandort zeigt sich ein zeitlicher Anstieg der Wassertemperatur, ebenfalls mit tagesperiodischen Schwankungen von durchschnittlich 2K (Abb. 22). Die Leitfähigkeit zeigt, ähnlich wie bei Standort 2, kurzzeitige Erhöhungen um den 21.05 und 21.06.2015. Schwankungen zwischen Extremwerten sind auch hier gegen Schluss der Messreihe vorhanden, sind, im Vergleich zu den anderen Standorten, jedoch weniger ausgeprägt.

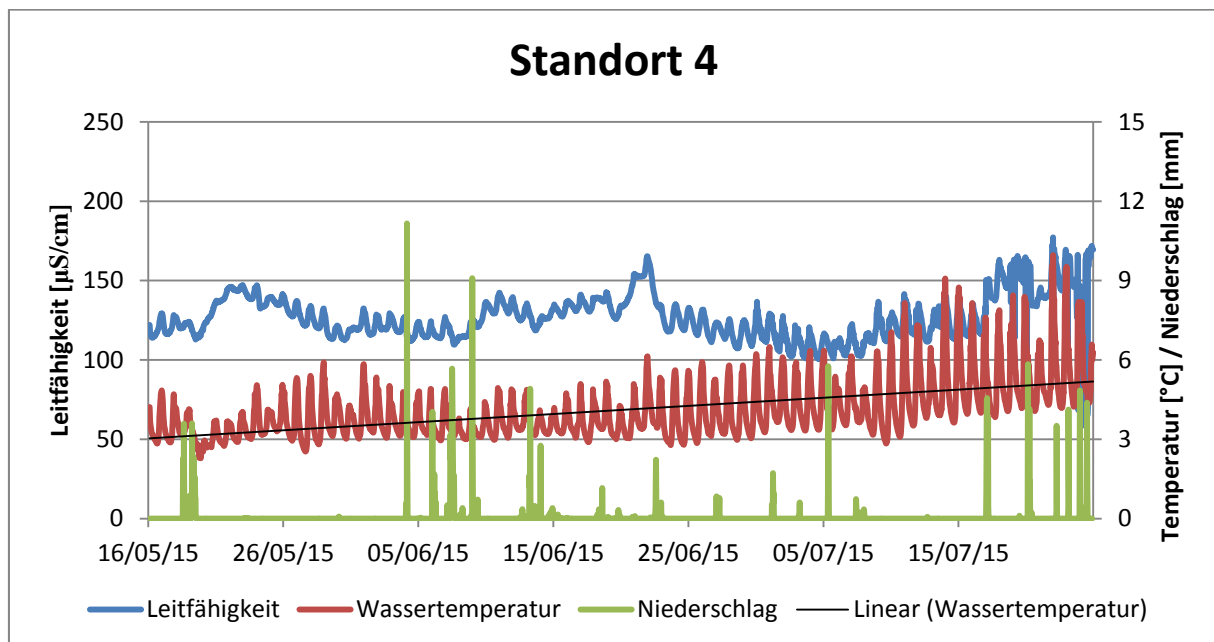


Abbildung 22: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 4 + Niederschlag

Die Temperatur-Mittelwerte der Tagesamplituden (Temperaturschwankungen innerhalb von jeweils 24h) der Bachstandorte sind allesamt höher als diejenigen der Quellstandorte (Tab. 3).

Der oberste Quellstandort (Standort 5) weist eine geringere Tagesperiodik in der Wassertemperatur und keinen Anstieg über den Untersuchungszeitraum auf. Jedoch sinkt die Leitfähigkeit mit der Zeit. Ein kurzes Abfallen der Leitfähigkeit mit einem gleichzeitigen, kurzzeitigen Anstieg der Wassertemperatur ist am 22.06 zu erkennen (Abb. 23). Die Mittelwerte sowohl der Leitfähigkeits- wie auch der Temperaturdaten dieses Standorts, sind denen der Bachstandorte am ähnlichsten. Sie weisen jedoch viel geringere Tagesamplituden auf als im Bach. Ab dem 09.07 schwanken beide Werte zwischen Extremwerten.

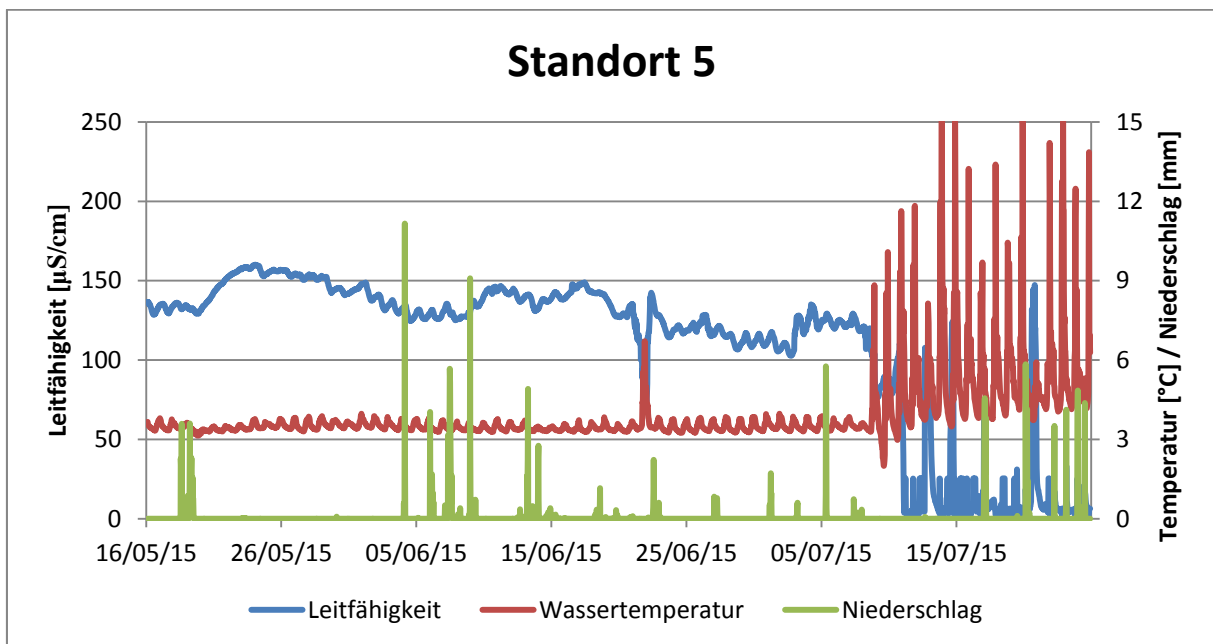


Abbildung 23: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 5 + Niederschlag

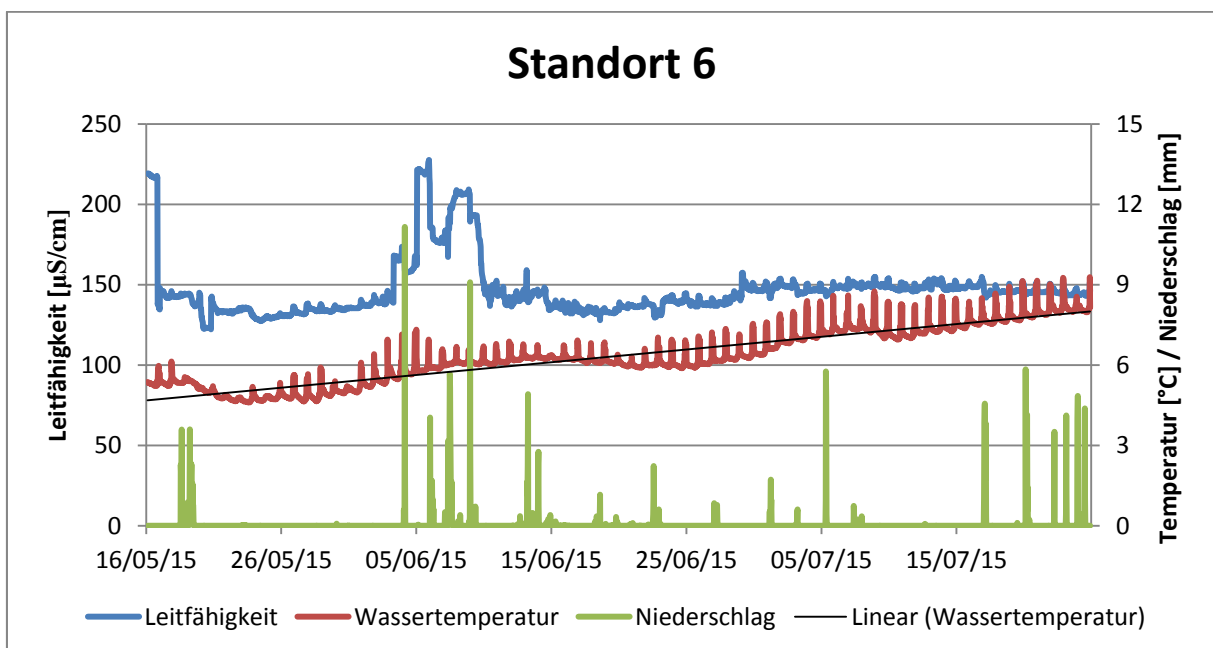


Abbildung 24: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 6 + Niederschlag

Der Quellstandort 6 weist den höchsten Temperatur-Mittelwert von 5.9 °C vor. Auch hier ist ein positiver Temperaturgradient von ca. 3K im Zeitverlauf zu erkennen. Zur Zeit der Regenfälle anfangs Juni steigt die Leitfähigkeit bevor sie sich wieder auf einem niedrigeren Niveau einpendelt (Abb. 24).

Quellstandort 7 zeigt die geringsten tagesperiodischen Schwankungen in den Wassertemperaturdaten (Tab. 3), jedoch ist ein minimaler Temperaturanstieg von weniger als einem Kelvin zu erkennen. Sehr kurzfristiges Abfallen der Leitfähigkeit in der Messreihe verursacht Schwankungen in den Daten. Sie steigt jedoch nach wenigen halben Stunden wieder auf einen Maximalwert, der über mehrere Tage hinweg keine grossen tagesperiodischen Schwankungen vorweist. Ab Ende Juni bis zum Ende der Messreihe erhöht sich die Variabilität in den Daten (Abb. 25).

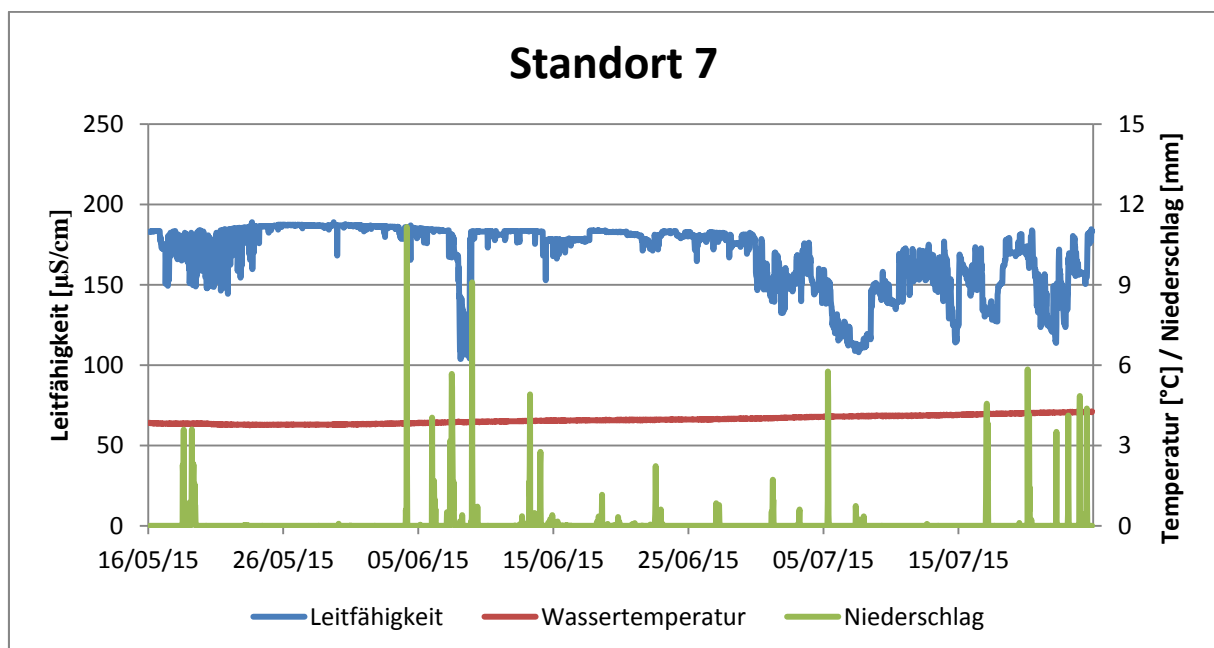


Abbildung 25: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 7 + Niederschlag

Quelle 8, die sich am Hangfuss des Quellbachs von Quelle 7 befindet, zeigt wiederum regelmässige tägliche Schwankungen, sowohl in den Leitfähigkeitdaten als auch in den Wassertemperaturdaten. Auch hier ist ein Temperaturanstieg von ca. 3 K im Zeitverlauf zu erkennen. Der bei einigen Standorten beobachtete kurzzeitige Anstieg der Leitfähigkeit um den 21.05 ist auch hier zu beobachten (Abb. 26).

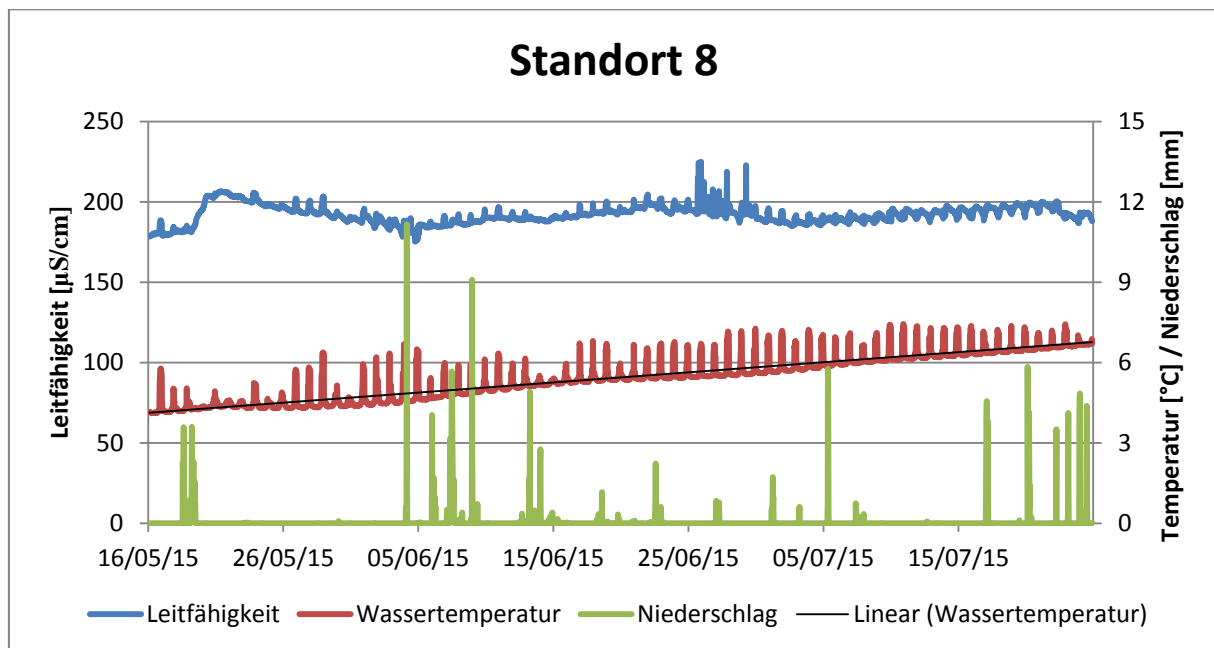


Abbildung 26: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 8 + Niederschlag

Standort 10 und 9 (Abb. 27 & 28) bestehen zum einen durch ihre geringen bis nicht vorhandenen täglichen Schwankungen in Leitfähigkeit und Temperatur und durch die durchschnittlich höchsten gemessenen Leitfähigkeitswerte. Dabei ist die Leitfähigkeit von Standort 10 am höchsten. Der bei anderen Messstandorten vorhandene Anstieg der Leitfähigkeit um den 21.05 ist hier gegenläufig. Es ist ein Absinken der Leitfähigkeitswerte zu erkennen. Ebenfalls ist kurz nach den stärkeren Niederschlägen anfangs Juni eine Verringerung der Leitfähigkeit bei beiden Standorten ersichtlich.

Bei beiden Standorten ist eine kontinuierliche Erhöhung der Leitfähigkeit zu beobachten, eine Erhöhung der Wassertemperatur ist jedoch nur bei Standort 9 zu sehen.

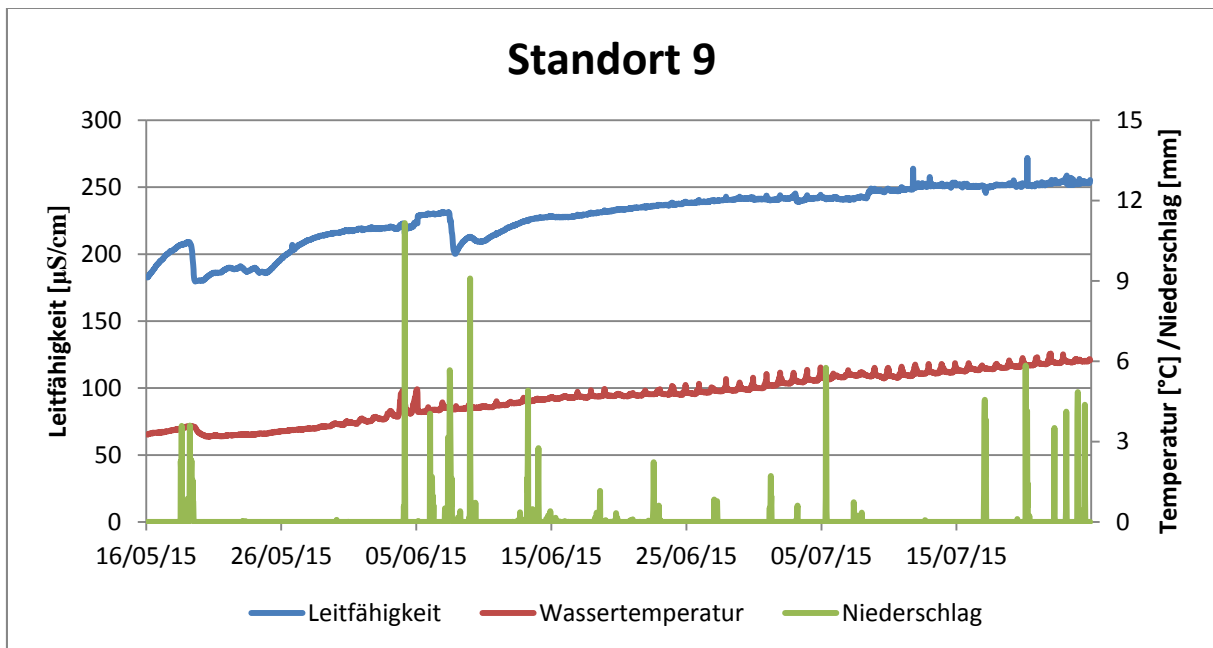


Abbildung 27: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 9 + Niederschlag

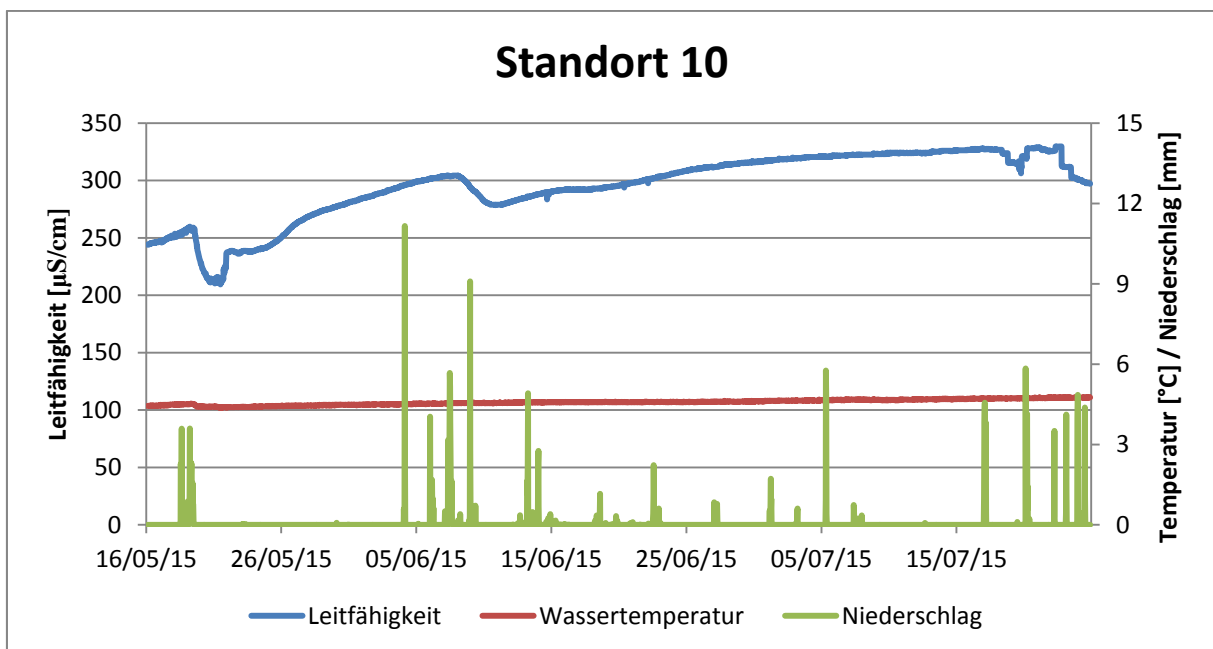


Abbildung 28: Temperatur und Leitfähigkeit Standort 10 + Niederschlag

Die Mittelwerte der Leitfähigkeitsdaten sind bei den Quellen mit Ausnahme der Quelle 5 im Vergleich zu den Bachstandorten signifikant höher (Tab. 3).

Tabelle 3: Wertetabelle bereinigte Loggerdaten (d.h. ohne messfehlerbedingte Ausreisser)

	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Leitfähigkeit:									
MW	134.60	106.15	124.76	133.62	146.37	173.57	191.48	221.49	287.10
SD	16.44	31.79	11.49	13.49	20.38	18.52	5.97	18.22	27.73
Varianz	270.33	1010.33	132.05	182.09	415.35	342.98	35.65	331.92	769.12
Max	194.56	169.02	165.31	160.1	227.47	188.92	224.93	245.37	322.59
Min	100.28	43.05	100.61	100.05	122.27	103.82	175.27	179.63	209.48
Max-Min	94.28	125.97	64.7	60.05	105.2	85.1	49.66	65.74	113.11
Tagesamplituden									
MW	15.54	19.19	13.92	9.00	12.76	17.63	8.81	4.46	4.71
SD	7.30	17.23	5.17	6.24	15.10	16.67	6.76	5.32	6.07
Varianz	53.36	296.90	26.74	38.96	227.92	277.89	45.65	28.35	36.79
Max	43.87	91.55	33.9	42.34	84.74	80.09	35.86	31.39	43.34
Min	2.41	2.81	2.67	1.12	0.76	0.38	1.51	0.43	0.42
Wassertemperatur:									
MW	3.17	3.66	3.77	3.49	5.90	3.90	5.11	4.30	4.54
SD	0.45	0.82	0.76	0.21	0.76	0.09	0.66	0.69	0.07
Varianz	0.20	0.68	0.58	0.04	0.57	0.01	0.44	0.47	0.01
Max	5.22	6.85	6.49	6.71	8.6	4.09	7.27	5.77	4.69
Min	2.11	2.15	2.28	3.15	4.6	3.75	4.11	3.19	4.37
Max-Min	3.11	4.7	4.21	3.56	4	0.34	3.16	2.58	0.32
Tagesamplituden									
MW	1.19	2.17	2.00	0.48	0.85	0.02	1.16	0.24	0.03
SD	0.42	0.83	0.69	0.44	0.41	0.01	0.49	0.20	0.02
Varianz	0.17	0.69	0.48	0.19	0.17	0.00	0.24	0.04	0.00
Max	2.39	3.98	3.23	3.34	1.67	0.04	2.20	0.97	0.12
Min	0.32	0.66	0.65	0.14	0.13	0.01	0.11	0.03	0.01

4.3.2 PCA

Die PCA (Principal Component Analysis) zu den $\log(x+1)$ -transformierten abiotischen Faktoren zeigt, dass die ersten fünf Hauptkomponenten insgesamt 99% der Varianz erklären. Die erste Komponente erklärt 68.31%, die zweite Komponente 16.04 %, die dritte Komponente 8.73%, (Tab. 4).

Tabelle 4: Komponentenmatrix der PCA. Hohe Ladungen sind fett markiert.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Na	-0.156	0.125	-0.466	-0.004	0.085
Mg	-0.600	-0.020	0.156	0.112	-0.157
Ca	-0.309	0.272	0.081	-0.391	-0.686
F	0.070	-0.086	-0.049	-0.183	-0.219
Cl	-0.094	0.188	-0.796	-0.132	0.027
NO3	0.383	0.055	-0.171	-0.202	-0.157
SO4	-0.255	-0.864	-0.178	-0.238	0.062
pH	-0.519	0.285	0.074	-0.130	0.504
O2	0.018	-0.011	0.047	0.051	-0.005
Temp	0.092	0.187	0.061	-0.020	0.291
Leitfähigkeit	-0.127	-0.043	-0.209	0.816	-0.285
Eigenwerte	0.072	0.017	0.009	0.005	0.002
% Varianz	68.31	16.04	8.73	4.65	1.62
Kumulativ	0.68	0.84	0.93	0.98	0.99

Auf Komponente 1 (PC1) haben Magnesium und der pH eine hohe Ladung in negativer Richtung. Diese Faktoren sind hauptsächlich in den Standorten 1 - 5 erheblich. In positiver

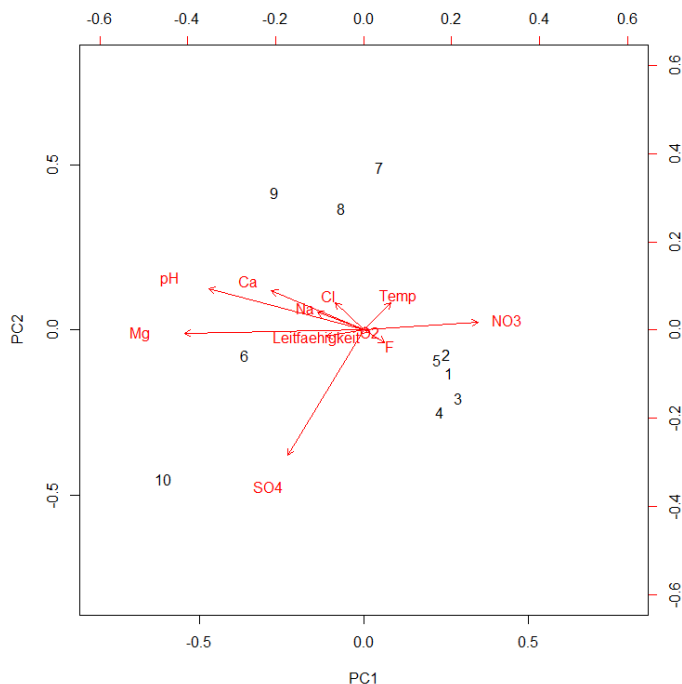


Abbildung 29: graphische Darstellung der Hauptkomponenten und der Ladungen der verschiedenen Parameter

Richtung dominiert in der ersten Hauptkomponente der Nitratgehalt. Der pH hat bei der zweiten Hauptkomponente zusammen mit Calcium einen hohen Anteil, jedoch in positiver Richtung. Sulfat dominiert hier in negativer Richtung. Eindeutig ist der starke Einfluss der Komponente 2 auf den Standort 6 mit einem Score von 2.154 (Abb. 29).

4.3.3 Hydrogeologie – Piperdiagramm

Ein hydrogeologischer Gesamtüberblick zeigt, dass sich mit Ausnahme der Quelle 6, welche im Bereich eines erhöhten Alkaligehaltes anzuordnen ist, alle Standorte im normalalkalischen Bereich befinden (Abb. 30). Die Bachstandorte (schwarz) befinden sich, wie zu erwarten, im ähnlichen Bereich, wobei die Quelle 5 ihnen am ähnlichsten ist. Die Bachquelle (11) weist minimal andere Ionengehalte als die übrigen Bachstandorte auf. Bei der Titration des Hydrogenkarbonats war eine klare Zunahme des Hydrogenkarbonats bachabwärts festzustellen. In der Gesamtübersicht aller gemessenen Ionen im Piperdiagramm ist dies jedoch nicht mehr ersichtlich.

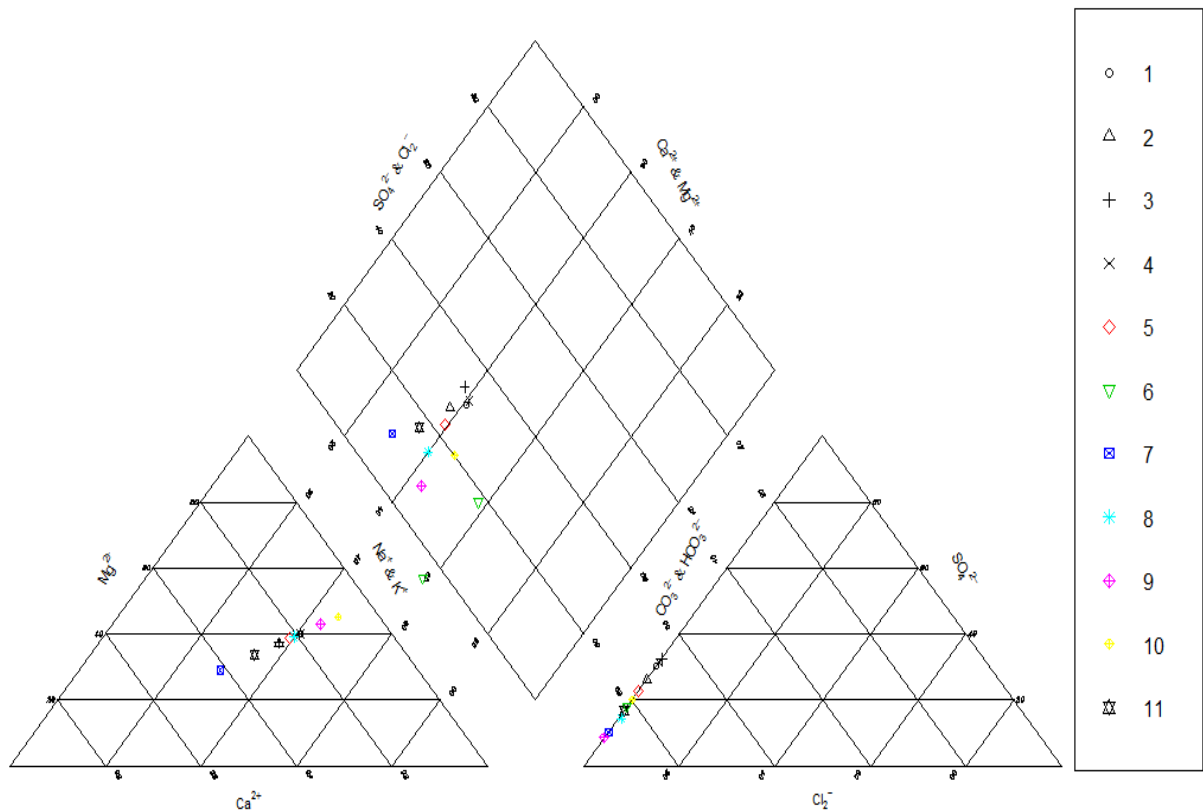


Abbildung 30: Eingliederung der Standorte im Piperdiagramm

4.4 Faunistische Daten

4.4.1 Artenliste und Übersicht

Insgesamt wurden in 62 Proben (30 qualitative und 32 quantitative) 1313 Individuen bestimmt. Davon 1091 aus Quellen und 222 aus den Bachstandorten (Tab. 5). Den grössten Anteil davon nehmen die Diptera (742 Individuen) bzw. innerhalb derer, die Familie der Chironomidae ein, von denen insgesamt 639 Individuen gefunden wurden. Mit 256 Individuen war auch die Ordnung der Plecoptera sehr stark vertreten, sowie die Acari (100) und die Ordnung der Ephemeroptera (92). Die Plecoptera wiesen mit 25 unterschiedlichen Taxa die grösste Diversität auf, wobei Individuen, welche nur bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, ebenfalls als einzelne Taxa aufgelistet wurden. Die Berechnungen der Gesamttaxanzahlen ergaben 50 verschiedene Taxa in den sechs Quellstandorten und 37 verschiedene Taxa in allen Bachstandorten zusammen. Dies ergibt mit Einbezug der Überschneidungen in Standortpräsenzen eine durchschnittliche Anzahl Taxa von 16.5 pro Quelle und 13.5 pro Bachstandort.

Tabelle 5: Zusammenfassung faunistische Daten

	Anzahl Individuen	Anzahl Taxa	Shannon-Weaver Diversitätsindex
1	14	4	0.848777
2	39	12	2.92355
3	95	19	3.174104
4	74	19	3.64312
5	385	22	1.665706
6	7	4	0.883109
7	44	17	3.436861
8	137	20	3.289587
9	421	23	2.219354
10	97	13	2.170863
Total Quellen	1091	50	
Total Bach	222	37	
Total pro Standort Q	181.83	16.5	
Total pro Standort B	55.5	13.5	
Total insgesamt	1313	70	

Der artenreichste Standort war die Quelle 9 mit 23 verschiedenen Taxa (Abb. 31). Dies war auch der Standort mit den meisten Individuen, verursacht durch den sehr hohen Anteil an Chironomidae, Acari, *Baetis cf. alpinus* (Pictet, 1843), *Protonemura lateralis* (Pictet, 1836) und die Stratiomidae *Oxyxera pseudoamoena* (Dusek & Rozkosny, 1974) und *Oxycera pygmaea* (Fallén, 1817).

Um sowohl den Artenreichtum als auch die relative Häufigkeit der Arten der Lebensgemeinschaften bzw. der Standorte zu bewerten, wurde der Shannon-Weaver Diversitätsindex berechnet (Tab. 5). Der Index des Bachstandorts 4 ist dabei am höchsten und zeigt auf, dass an diesem Standort die Individuen am gleichmässigsten auf die Taxa verteilt sind. Ähnlich hohe Werte liefern die Daten der Quellstandorte 7 und 8.

Betrachtet man die vier Bachstandorte als einen Standort, bzw. den Bach als ein System, so liefert dies einen Shannon-Weaver Diversitätsindex von 0.156789. Dies zeigt, verglichen mit den einzelnen Quellstandorten, dass im Bach weniger Taxa vorhanden sind, bzw. die Individuen ungleichmässiger auf die Taxa verteilt sind.

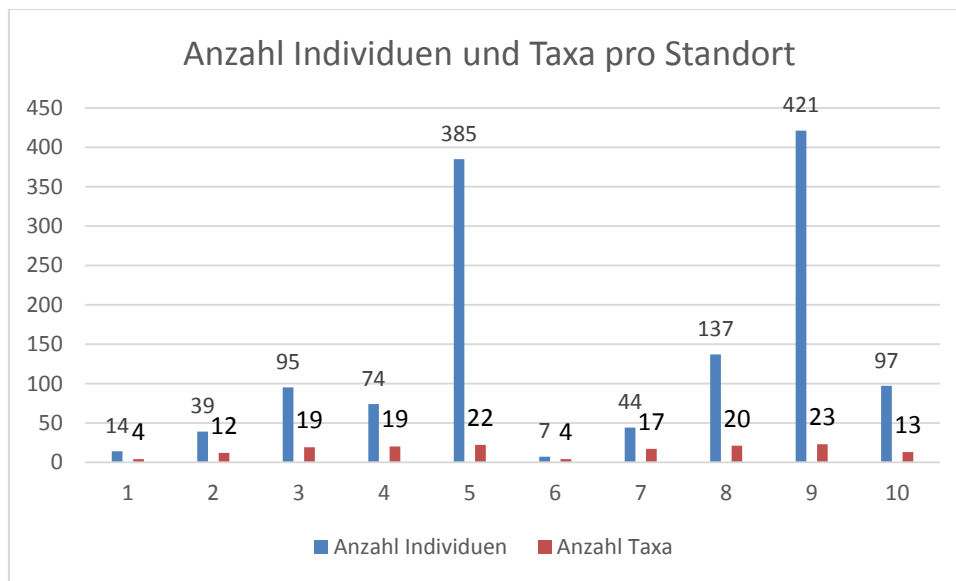


Abbildung 31: Anzahl Individuen und Taxa pro Standort

Mit Ausnahme von *Baetis cf. alpinus* (PICTET, 1843) wurden Ephemeroptera nur im Bach gefunden. Bei den übrigen Ordnungen wurde, sofern bis auf die Art bestimmt werden konnte, selten eine Art sowohl im Bach als auch in den Quellen gefunden. Signifikante Ausnahmen (mehr als ein Individuum im jeweils anderen Gewässertyp gefunden) sind hier die an kaltstenotheime Gewässer angepasste Art *Crenobia alpina* (Dana, 1766), welche bis auf Standort 1, 6 und 7 sonst überall gefunden wurde, und die Steinfliegenarten *Protonemura nimborum* (Ris, 1902) und *Leuctra rosinae* (Kempny, 1900) (Tab. 6).

Die äusserst anpassungsfähige und in der Schweiz weit verbreitete aquatische Gastropodenart *Galba truncatula* (O.F. Müller, 1774) (Boschi 2011) wurde vor allem in der sehr schwach schüttenden Quelle 8 gefunden. In Quelle 10 wurde die, an langsam fliessende Gewässer angepasste, flache Federkiemenschnecke, *Valvata cristata* (O.F. Müller, 1774) gefunden

(Tab. 6). Diese Art kann auch Trockenheit überstehen und ist somit nicht zwingend von perennierenden Gewässern abhängig (Boschi 2011).

Tabelle 6: Individuen pro Taxon und Quelle – Summierte Anzahl Individuen der qualitativen und quantitativen Proben

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Trubellaria										
<i>Crenobia alpina</i> (DANA, 1766)	0	4	4	4	3	0	0	6	10	1
Oligochaeta										
	0	0	0	0	5	0	6	6	0	7
Gastropoda										
<i>Galba truncatula</i> (O.F.MUELLER, 1774)	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0
<i>Valvata</i> sp.	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata cristata</i> (O.F.MUELLER, 1774)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4
Acari										
	0	1	0	3	4	1	8	8	54	21
Ephemeroptera										
<i>Baetis cf. alpinus</i> (PICTET, 1843)	0	3	17	8	0	0	2	1	41	0
<i>Ecdyonurus cf. alpinus</i> (HEFTI, TOMKA, ZURWERRA, 1987)	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Epeorus alpicola</i> (EATON, 1871)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena</i> sp.	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena alpestris</i> (EATON, 1885)	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0
Plecoptera										
<i>Amphinemura standfussi</i> (RIS, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Capnia vidua</i> (KLAPALEK, 1904)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Perlodidae	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chloroperla cf. susemicheli</i> (ZWICK, 1967)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Dictyogenus alpinum</i> (PICTET, 1841)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyogenus fontium</i> (RIS, 1896)	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>Isoperla rivulorum</i> (PICTET, 1841)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Leuctra</i> spp.	0	10	15	12	13	0	1	0	0	0
<i>Leuctra armata</i> (KEMPNY, 1899)	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0
<i>Leuctra cf. gr. braueri-muranyii</i> (KEMPNY, 1898)	0	0	0	0	0	0	5	31	0	0
<i>Leuctra rosinae</i> (KEMPNY, 1900)	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Nemoura</i> spp.	1	0	0	1	1	0	0	2	1	0
<i>Nemoura cinerea</i> (RETZIUS, 1783)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Nemoura mortoni</i> (RIS, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	6	0	11
<i>Nemoura cf. sinuata</i> (RIS, 1902)	0	0	1	0	0	3	1	5	0	7
<i>Nemurella pictetii</i> (KLAPALEK, 1900)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Perlodes</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protonemoura</i> spp.	0	3	9	1	0	0	0	0	11	0
<i>Protonemura auberti</i> (ILLIES, 1954)	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Protonemura brevistyla</i> (RIS, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Protonemura intricata</i> (RIS, 1902)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Protonemura lateralis</i> (Pictet, 1836)	0	1	0	0	1	0	2	0	43	0

<i>Protonemura nimborum</i> (RIS, 1902)	0	0	7	7	0	0	1	0	3	1
<i>Siphonoperla cf. montana</i> (PICTET, 1841)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Helodidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Trichoptera										
<i>Drusus biguttatus</i> (PICTET, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Drusus cf. alpinus</i> (MEYER-DUR, 1875)	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Drusus chrysotus</i> (RAMBUR, 1842)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hagenella clathrata</i> (KOLENATI, 1848)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halesus</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidostomatidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae	0	0	5	2	5	0	0	0	4	0
<i>Lithax niger</i> (HAGEN, 1859)	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Melampophylax</i> sp.	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Mesophylax impunctatus</i> (MCLACHLAN, 1884)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Metanoea cf. flavipennis</i> (PICTET, 1834)	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
<i>Micropterna sequax</i> (MCLACHLAN, 1875)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Pseudopsilopterix zimmerii</i> (MCLACHLAN, 1876)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i> (PICTET, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Diptera										
<i>Atherix ibis</i> (FABRICIUS, 1798)	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	8	7	15	7	332	0	10	52	193	15
Culicidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Dicranota</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
Empididae	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0
Limoniidae	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1
<i>Oxycera pseudoamoena</i> (DUSEK & ROZKOSNY, 1974)	0	0	0	0	0	0	1	2	19	26
<i>Oxycera pygmaea</i> (FALLÉN, 1817)	0	0	0	0	0	0	1	4	23	0
<i>Oxycera varipes</i> (LOEW IN HEYDEN, 1870)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Thaumaleidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0
Amphiboda										
<i>Gammarus</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

4.4.2 nMDS und ANOSIM

Aus der multivariaten Analyse der faunistischen Daten mittels nMDS (nonlinear Multidimensional Scaling) ist ersichtlich, dass sich die Bachstandorte (1-4) hinsichtlich der Artzusammensetzung von den Quellstandorten (5-10) deutlich unterscheiden (Abb. 32). Der Quellstandort 6 unterscheidet sich am meisten von den übrigen Standorten. Quellstandort 5 ist von den Quellstandorten am ähnlichsten wie die Bachstandorte. Aus einer Ähnlichkeitsanalyse (ANOSIM) resultieren signifikante Unterschiede zwischen den Quell- und den Bachstandorten: Global $R=0.337$ / $p=0.003$. Mit einem 2D Stress von 0.06 bildet die Projektion die Unterschiede in der Artzusammensetzung ausreichend ab (Abb. 32).

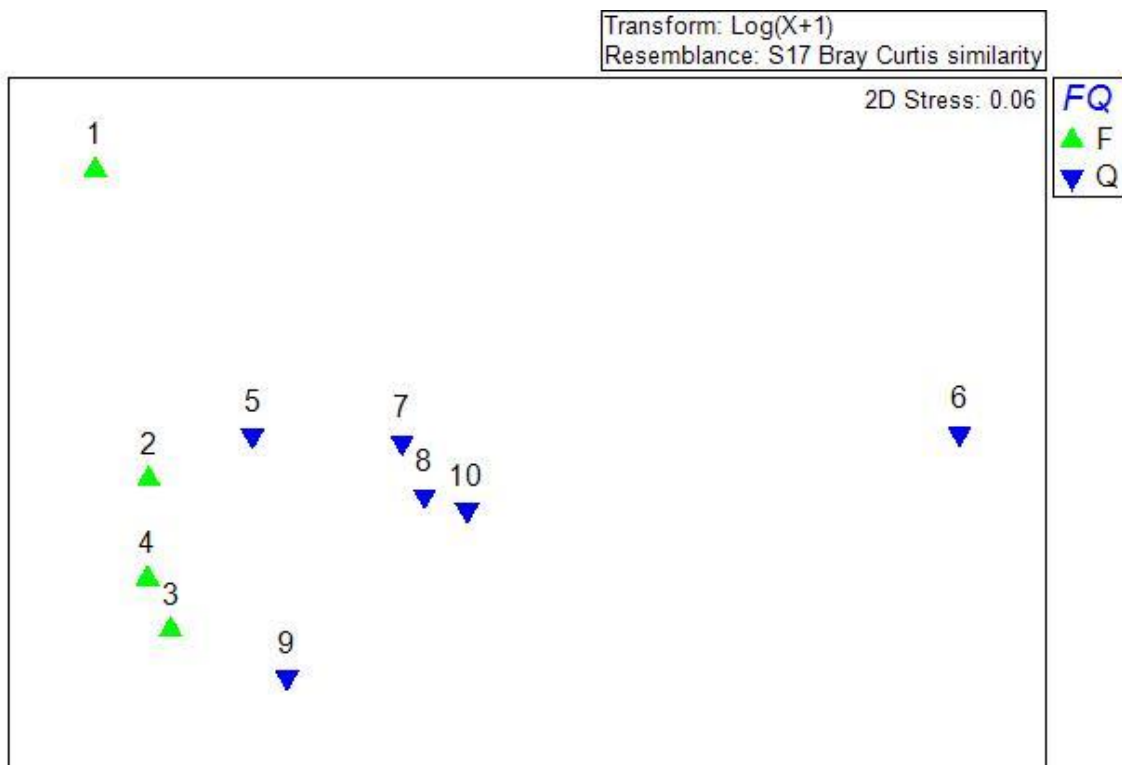


Abbildung 32: nMDS Plot

4.5 CCA

Die CCA (canonical correspondence analysis), welche den Einfluss der Umweltvariablen auf die Artzusammensetzung testet, hat ergeben, dass der pH als einziger Parameter einen signifikanten Einfluss hat ($F=1.6$, $p=0.016$) (Tab. 7). Dem entgegengesetzt sind die Vektoren aller gelöster Ionen, mit Ausnahme von Nitrat und Fluorid. Ebenfalls sich entgegengesetzt sind die Vektoren

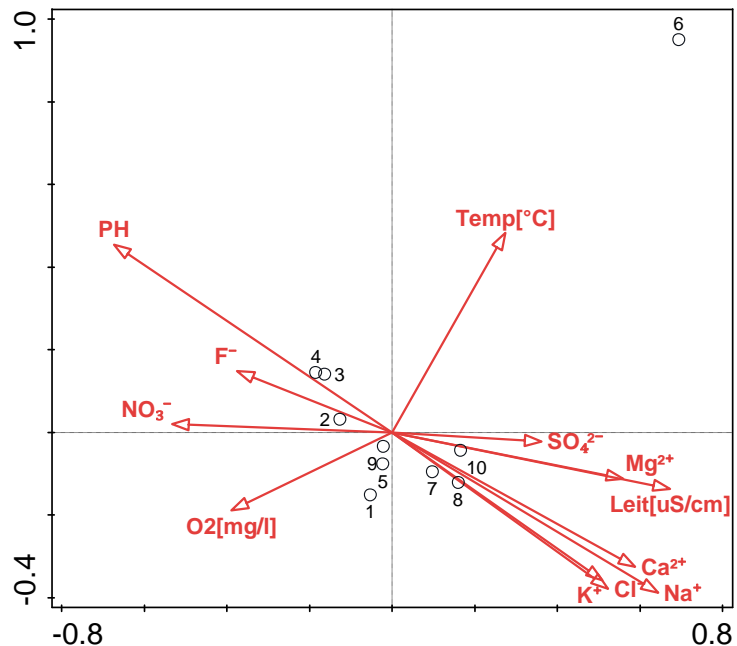


Abbildung 33: CCA Plot der Standorte und abiotischen Faktoren

des Sauerstoffgehalts und der Wassertemperatur. Der Einfluss dieser Vektoren auf die Artzusammensetzung ist jedoch nicht signifikant.

Die Unterschiede in der Artzusammensetzung der Untersuchungsstandorte sind sehr gering, jedoch lassen sich Bach- und Quellstandorte unterscheiden (Abb. 33). Durch die Betrachtung der einzelnen Arten lassen sich diese gewissen Umweltgradienten zuordnen, sofern diese signifikant sind. Dies ist theoretisch jedoch nur beim pH möglich, welcher grösstenteils die Quellen vom Bach trennt. Verschiedene Taxa der Ordnung Ephemeroptera, wie *Rhitrogena alpestris* und die Art *Ecdyonurus cf. alpinus* scheinen basischere Gewässer zu bevorzugen. Das Vorkommen von *Culicidae* und *Nemurella pictetii* mit steigender Temperatur ist jedoch trotz fehlender statistischer Signifikanz ($F=1.3$, $p=0.09$) auffällig (Tab. 7; Abb. 34). Diese Taxa wurden auch nur in der etwas wärmeren Quelle 6 gefunden.

Tabelle 7: CANOCO CCA Output

Analysis 'Constrained'				
Method: CCA				
Total variation is 2.50846, explanatory variables account for 29.2%				
(adjusted explained variation is 9.0%)				
Summary Table:				
Statistic	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Eigenvalues	0.4254	0.3077	0.4401	0.2846
Explained variation (cumulative)	16.96	29.22	46.77	58.11
Pseudo-canonical correlation	0.9694	0.9242	0	0
Explained fitted variation (cumulative)	58.03	100		
Forward Selection Results:				
Name	Explains %	Contribution %	pseudo-F	P
pH	16.4	16.4	1.6	0.016
Temp [°C]	12.8	12.8	1.3	0.09

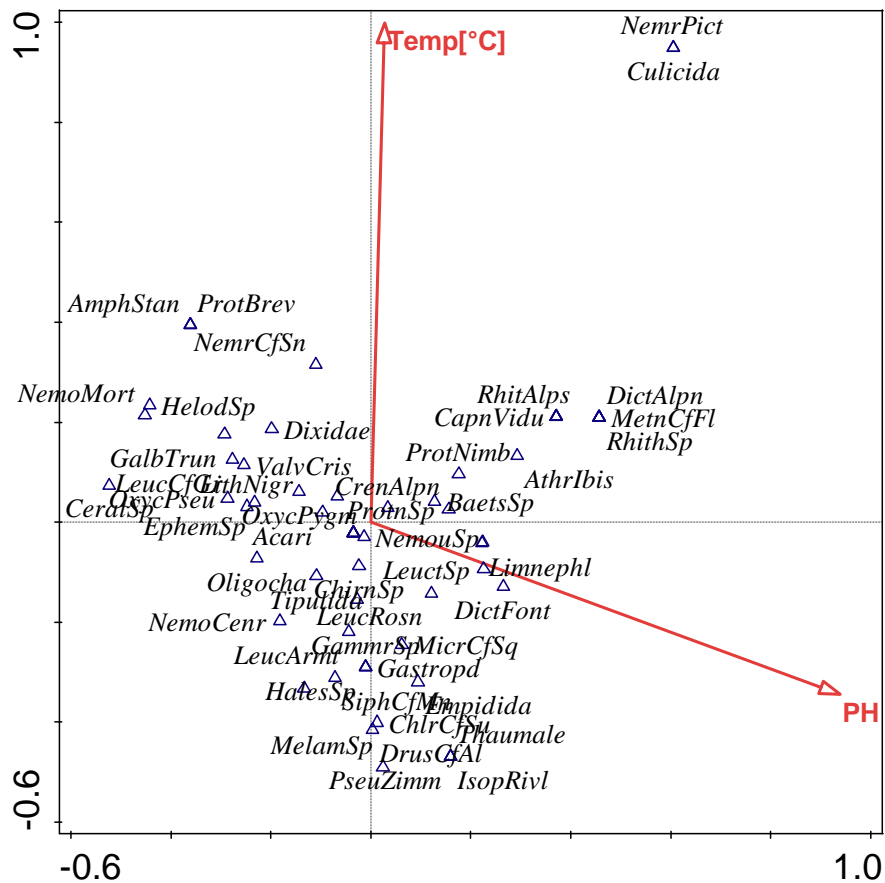


Abbildung 34: CCA Plot der Arten und mittels forward selection ausgewählten abiotischen Faktoren

5. Diskussion

5.1 Methodendiskussion

Die Feldbegehungen gestalteten sich trotz genauer Vorbereitung und Planung durch die weite Anreise und die z.T. abgelegenen Untersuchungsstandorte sehr zeitintensiv. Eine höhere zeitliche Auflösung der abiotischen Daten wäre sinnvoll gewesen, dies war jedoch im zeitlichen Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Die erste Begehung konnte erst etwas später als geplant durchgeführt werden, da im untersuchten Tal ein Bartgeierpaar brütete. Um keine relevanten Störungen zu verursachen, konnte daher keine Beprobung kurz vor der Schneeschmelze durchgeführt werden, sowie musste der ursprünglich geplante Beprobungszyklus von 2 Wochen auf 3 - 4 Wochen gestreckt werden.

Eine abiotische Untersuchung des Baches vor der Schneeschmelze wäre sinnvoll gewesen. Des Weiteren hätte die Analyse von Schneeproben vielleicht Aufschluss darüber gegeben, welchen Anteil an Schneeschmelze das Bachwasser, bzw. die Quellen haben. Denn je nach Niederschlagsart kann der Gehalt an Ionen sehr unterschiedlich sein. So wird Sulfat im Schnee knapp dreimal höher konzentriert als im Regen; Natrium, Chlorid und Ammonium etwa doppelt so hoch (Steiner 2005).

Beim Ausbringen der Temperatur- und Leitfähigkeitslogger ergaben sich mehrere Schwierigkeiten. In den Quellen war es schwierig einen geeigneten Standort nahe des Quellaustritts zu finden, bei dem der, für Quellen etwas grosse, Logger permanent mit genügend Wasser überspült wird, damit dieser 1. nicht trocken fällt, 2. sich nicht zuviel Sediment auf dem Sensor ansammelt und 3. der Logger nie direkter Sonneneinstrahlung ausgesetzt war, um genaue Messungen zu garantieren. Alle drei Bedingungen konnten bei beinahe allen Standorten z.T. nicht erfüllt werden. Geeignete Messstandorte im Bach waren rar, da bei einer zu starken Strömung die Befestigung der Logger mit Schnur und Eisennägeln nicht gewährleistet werden konnte. Aus diesem Grund wurden sie immer in etwas geringere Strömungszweige am Ufer platziert. Leider musste trotzdem der Verlust des Loggers von Standort 1 verzeichnet werden. Weitere potentielle Fehler in den Messreihen stellen die Verwendbarkeit dieser Messgeräte für solche Untersuchungen in Frage.

Bei den Wasserproben ergaben sich keine Komplikationen. Die Kühlung konnte sowohl im Feld wie auch auf dem Transport nach Basel immer gewährleistet werden. Jedoch ging auf unerklärliche Weise die letzte Probe von Standort 7 verloren.

Die restlichen abiotischen Parameter, welche mit Feldsonden gemessen wurden, enthalten aufgrund gerätetechnischer Komplikationen im Feld einige Lücken in den Daten. Bei insgesamt nur vier Messungen pro Standort ist dies leider ein grosser Verlust.

Die Substrate wurden qualitativ in ihrer Abundanz erfasst, wurden jedoch, aufgrund ihrer, mit den anderen Daten verglichen eher ungenauen Quantifizierung, nicht für die statistische Auswertung verwendet. Es wurde versucht, die verschiedenen Substrate in ihrer Diversität pro Standort als Mass in die Statistik einzufließen zu lassen, jedoch zeigte sich keine signifikante Abhängigkeit. Dies liegt vermutlich an der Ungenauigkeit der Strukturdaten und/oder an der erhobenen Menge an faunistischen Daten. Zudem wären Messungen der Schüttung mittels Strömungsmessgerät für eine Analyse der Abhängigkeit der Lebensgemeinschaften dieses Faktors sinnvoll gewesen, denn mit der „Messbechermethode“ war eine Schüttungsmessung im Bach nicht möglich.

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde sowohl im Bach als auch in den Quellen mit der gleichen Methodik durchgeführt. Eine Untersuchung mit einem Surber-Sampler mit einer Grundfläche von 1m^2 , wäre jedoch für die Bachstandorte repräsentativer gewesen. Die Standorte 1 und 6 konnten aufgrund ihrer Struktur nur bedingt untersucht werden. Daher wurde an diesen Standorten von einer quantitativen Beprobung mittels Surber-Sampler abgesehen.

Für eine möglichst genaue taxonomische Bestimmung waren die meisten Taxa erst bei der letzten Beprobung ausreichend gross. Die quantitative Beprobung hätte daher etwas später angesetzt werden müssen, um grössere Individuen an v.a. Trichoptera-Larven zu erhalten. Auch die Art-Bestimmung der Ephemeroptera und der Steinfliegen-Gattung *Protonemura* erwies sich auch noch Anfang Juli als schwierig bis unmöglich. Die Surber-Sampler sind ein gutes Instrument um einigermaßen quantitative Aussagen treffen zu können, dies war jedoch für die Fragestellungen dieser Arbeit nicht nötig. Jedoch können nur Aussagen über das Artvorkommen pro Grundfläche und nicht etwa pro Volumen getroffen werden. Zudem werden viele Individuen bei der ersten Konservierung und während des Transports durch das Sediment z.T. stark beschädigt, so dass eine genaue Artbestimmung verunmöglicht wird. Durch die Beprobung mittels Surber-Sampler konnte jedoch davon ausgegangen werden, dass der gesamte Arten-Pool der Individuen $>500\mu\text{m}$ erfasst werden konnte.

Der Umfang der gesamten Datenmenge würde eine Grundlage für weitere zahlreiche und genauere Analysen zulassen. Daher wurde aus zeitlichen Gründen darauf geachtet, bei Fragestellungen, die statistisch nicht überprüft worden sind, zumindest qualitative Ansätze zu weiteren Hypothesenbildungen zu formulieren.

5.2 Ergebnisdiskussion

Die ursprüngliche Fragestellung, Quellen mit dem Gletscherabfluss zu vergleichen, musste nach der einmaligen Besichtigung des Blockstromes am Ende der Untersuchung genauer definiert werden. So ist anzunehmen, dass es sich bei dem vermeintlichen „Gletscherbach“ keineswegs um den direkten oberirdischen Abfluss von Gletscherschmelze handelt, sondern vielmehr um eine unterirdische Entwässerung des auftauenden Permafrostes im Blockstrom (Jäckli 1997). Aufgrund dieser speziellen Situation ist davon abzusehen, den in dieser Studie untersuchten Gletscherabfluss als Beispiel für andere alpine Gletscherabflüsse zu sehen.

Das Wasser tritt bei einer kleinen, jedoch perennierenden Quelle weit unterhalb der Blockstromschnauze aus und wird ergänzt durch weitere kleine Quellen im darauffolgenden Bachbett. Oberhalb dieser Bachquelle ist ein trockenes Bachbett vorhanden, das auf ein durch Schneeschmelze verursachtes intermitierendes Gewässer schließen lässt. Dieses hat seinen Anfang jedoch noch gut hundert Meter unter der alten Bergsturzaablagerung, auf die der Blockstrom aufrückt (Jäckli 1997). Eine einmalige Untersuchung der Ionengehalte des Wasseraustrittes des Baches bestätigt die Annahme einer höheren Ähnlichkeit mit den Quellen als mit den unteren Bachstandorten. Diese Daten flossen jedoch nicht weiter in die Auswertung ein, da dieser Standort nur einmal und nur auf die Ionengehalte untersucht wurde. Interessant waren jedoch die um einiges höheren Nitrat-Werte an diesem Standort. Dies rührt wahrscheinlich von den zahlreichen sich dort aufhaltenden Murmeltieren und Huftieren her.

Eine Abschätzung der Schnee- und Eisschmelze durch die Strahlungsbilanz und die Temperaturdaten erwies sich als zu ungenau. Der Abgleich der Leitfähigkeitsdaten mit den Niederschlagsdaten jedoch, lieferte Hinweise zur Erklärung gewisser Schwankungen bzw. über allfällige Messfehler der Logger. Aufgrund der sehr unterschiedlichen zeitlichen Auflösung wurden die Ionengehalte nicht auf einen Niederschlagszusammenhang statistisch getestet.

Da die Quellen im Schweizer Nationalpark fern von menschlichen Beeinträchtigungen sind, müssen die gelösten Ionen primär aus den wasserführenden Gesteinsschichten stammen. Durch den Niederschlag findet ein sekundärer Eintrag statt, welcher durch anthropogen verursachte Schadstoffe belastet sein kann (Steiner 2005). Der Natriumgehalt in den beprobten Standorten war sehr gering. Dies ist auf das im gesamten Untersuchungsgebiet vorhandene Karbonatgestein zurückzuführen, das nur wenig Natrium enthält. Der durchschnittlich höchste Wert wurde in Quelle 8 gemessen, wobei dieser auch die höchsten Werte an Chlorid zeigte. Dies könnte darauf hindeuten, dass die beiden Ionen aus im Wasser gelöstem NaCl stammen. Unklar ist jedoch die Herkunft dieses NaCl. Auffällig ist jedoch,

dass nur bei Quelle 8 weit über 1 mg/l Chlorid gemessen wurde. Auch Quelle 10 zeigt diesen auffälligen parallelen Anstieg dieser beiden Ionen bei der dritten Probenahme (Abb. 19), jedoch in geringeren Konzentrationen als bei Quelle 8.

Allgemein waren bei allen Standorten die Ionengehalte von Calcium, Magnesium und Sulfat am höchsten. Alle diese Ionen können zu einem Anteil aus Niederschlägen eingebracht werden. Magnesium ist aufgrund seiner geringeren geochemischen Häufigkeit in niedrigeren Konzentrationen als Calcium vorhanden (Matthes 1994). Beide rühren hauptsächlich von der Verwitterung des Minerals Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) her. Die hohen Sulfatgehalte lassen, da ein Eintrag durch Düngung im Nationalpark ausgeschlossen werden kann, auf Evaporite wie Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) und Anhydrit (CaSO_4) im Aquifer schliessen. Das Kation Kalium sowie das Anion Fluorid kamen an allen Standorten, wenn überhaupt feststellbar, in nur sehr geringen Konzentrationen vor. Es ist anzunehmen, dass diese Ionen durch Niederschläge eingebracht wurden und daher nicht bei jeder Probenahme im Wasser vorhanden waren (Steiner 2005).

Sowohl im Bach wie auch in den Quellen wurden durchschnittlich jeweils weit über 100 mg/l Hydrogencarbonat gemessen. Dies ist beim gegebenen karbonatischen Ausgangsgestein (Hauptdolomit) nicht weiter verwunderlich. Die höchsten Werte enthielt dabei die Quelle 10. Wahrscheinlich ist die Verweildauer im Grundgestein dieses Wassers am längsten, verglichen mit den anderen Standorten. Ein weiterer Hinweis zur Stützung dieser Annahme liefert der Temperaturverlauf, welcher nahezu konstant auf gleichem Niveau bleibt. Dies trifft auf die Quellen 5, 7 und 10 zu.

Die räumlich sich sehr nahe liegenden Standorte 3 und 4 im Bach zeigten das erwartete Muster von ansteigender Ionenkonzentrationen bachabwärts zwischen diesen beiden Standorten. Grundsätzlich nahmen die Konzentrationen jedoch bachabwärts ab. Die Annahme eines Einflusses des von der östlichen Talseite her einfließenden intermittierenden Gewässers zwischen diesen beiden Standorten konnte somit gestärkt werden.

Die gesamte elektrische Leitfähigkeit war bei den Logger-Daten niedriger als die punktuellen Messungen mittels Feldsonde. Eine Überprüfung der Messgeräte mittels Direktvergleich ergab eine Abweichung von ca. $\pm 30 \mu\text{S}/\text{cm}$. Dies erklärt jedoch die Abweichungen der Messwerte von z.T über $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ nicht. Anzunehmen ist, dass abgelagertes Sediment auf den Sensoren der Logger eine erhebliche Wirkung auf die Messungen hatte. Eine Kalibrierung der Messwerte mit den Werten der Feldsonden ergab keine vertrauenswürdigeren Daten, daher wurden die Loggerdaten so belassen. Aus diesem Grund wurde bei der Analyse hauptsächlich auf einen Vergleich der Variabilität der Daten geachtet, da die Absolutwerte nicht vertrauenswürdig erschienen.

Erhebliche Schwankungen der Leitfähigkeit am Ende der Untersuchungsperiode bei den Standorten 3, 4 und 5 sind auf das Trockenfallen der Logger zurückzuführen. Die Standorte 7, 9 und 10 zeigen wenig bis gar keine tagesperiodischen Schwankungen in Temperatur und Leitfähigkeit. Dies kann durch die Lage der Logger erklärt werden. Durch die, bei diesen Standorten mehr oder weniger garantierte, Schattenlage in kleinen Höhlen bei den Quellaustritten, konnte der Einfluss der direkten Sonneneinstrahlung - und damit die lokale Erwärmung des Sensors - am besten minimiert werden. Standort 7 zeigt jedoch einige punktuelle Senkungen der Leitfähigkeit bei konstant bleibender Temperatur. Die zwei Minimaereignisse der Leitfähigkeit im Mai und in Juni könnten durch die zuvor stattgefundenen Niederschlagsereignisse erklärt werden. Das zusätzliche Niederschlagswasser führt zu einer Verringerung der Leitfähigkeit, da Niederschlag grundsätzlich weniger gelöste Ionen enthält als das Grundwasser. Der dazu gegenläufige Verlauf, d.h. der Anstieg der Leitfähigkeit mit Niederschlagsereignissen, im Bach sowie in den Quellen 5, 6 und 8, lassen die Vermutung zu, dass diese Quellen vom Bachwasser beeinflusst werden. Der Verlauf der Leitfähigkeit von Quelle 8 ist jedoch nicht so eindeutig wie die der anderen beiden Quellen. Da die Leitfähigkeit nicht auf alle Niederschlagsereignisse reagiert, könnte auch ein anderer nicht untersuchter Faktor alleine, oder aber zusätzlich, für die Schwankungen verantwortlich sein. Eine weitere Annahme zur Erklärung eines Leitfähigkeitsanstiegs während der Niederschläge ist, dass sich auf dem Sensor abgelagertes Sediment, das zuvor die Leitfähigkeitsmessung gestört hat, durch die Regenfälle weggespült wurde. Der vermeintliche Anstieg in den Leitfähigkeitsdaten käme daher nur aufgrund unverfälschter Messungen zustande und nicht etwa durch die Veränderung der Wasserzusammensetzung. Trotz dieser Ungewissheiten in der Vertrauenswürdigkeit der Loggerdaten betreffend ihrer Absolutwerte, konnte in den Bachstandorten eine höhere Dynamik v.a. im Tagesverlauf der Temperatur und der Leitfähigkeit festgestellt werden. Damit bestätigt sich die Hypothese (a), dass der Bach in zumindest gewissen physiko-chemischen Parametern eine höhere Dynamik aufweist als die Quellen.

Die Analyse der abiotischen Faktoren mittels PCA trennt die Bachstandorte inkl. der Quelle 5 von den Quellstandorten. Interessant ist, dass die Quelle 5 auch räumlich dem Standort 2 im Bach am nächsten ist. Durch die Darstellung der Gewässertypen in einem Piper-Diagramm konnte die Berechnung der Varianzen zwischen den Standorten graphisch bestätigt werden.

Sowohl die Bachstandorte, wie auch die untersuchten Quellen wiesen keine grossen Unterschiede in ihrem pH-Wert auf. Die geringfügig niedrigen Werte der Quellen, könnten durch die Vegetation und deren H^+ -Abgabe zur Nährstoffaufnahme erklärt werden. Für eine

fundierte Aussage wären jedoch hier signifikantere Unterschiede notwendig. Alle Standorte liegen mit einem durchschnittlichen Wert von 8.0 im basischen Bereich. Dies ist damit zu erklären, dass im Untersuchungsgebiet hauptsächlich karbonatisches Ausgangsgestein mit puffernder Wirkung dominiert (Trümpy et al. 1997; Haller et al. 2013; Bauer & Scheurer 2014). Der gemessene Mittelwert entspricht dem allgemeinen pH-Durchschnittswert für alpine Quellen in karbonatischem Ausgangsgestein (7.6 bis 8.1) (Contonati et al. 2006).

Die mittels eigens errichteter kleiner Wetterstation erhobenen Wetterdaten, zeigen vom 20.05. bis 21.05.21015 unrealistische Werte an: 100% relative Luftfeuchte über Tag und Nacht sowie Wind in Orkanstärke und negative Strahlungsbilanz am Tag. Hier können nur Vermutungen aufgestellt werden. Möglich ist, dass an diesen Messtagen Schnee und Eis auf den Messgeräten lag. Schnee auf dem NRlight bewirkt, dass ein Grossteil v.a. der kurzwelligen einfallenden Strahlung nicht gemessen wird, da Schnee eine hohe Albedo besitzt. Der Schnee am Boden bewirkt eine Messung von hoher reflektierter Strahlung und somit einen Austrag eines grossen Teils der kurzwelligen energiereichen Strahlung. Die Windmessungen des WXT mittels Ultraschall-Anemometer könnten insofern verfälscht worden sein, da die Feststoffe Schnee und Eis die Wellenlänge der Ultraschallwellen viel stärker beeinflussen als einfallender Wind. Diese Annahmen von vorhandenem Schnee und Eis werden durch die Niederschlags- und Temperaturdaten gestützt.

Die faunistischen Daten der Standorte 1 und 6 sind mit Vorsicht zu betrachten, da aus den gegebenen Umständen der Standorte keine quantitative Beprobung durchgeführt worden ist. Aus diesem Grund sind sowohl wenige Individuen als auch sehr wenige Taxa in diesen Standorten erfasst. Der Diversitätsindex dieser Standorte sollte nicht mit den anderen verglichen werden. Dennoch sind sie vollständigshalber in den Ergebnissen aufgelistet. Des Weiteren ist die Shannon-Entropie (auch Shannon-Weaver-Diversitätsindex) in dieser Studie nicht sehr aussagekräftig, da zuviele Taxa nicht bis auf Art-Niveau bestimmt werden konnten. Die Familien der Chironomidae würden bei einer genaueren taxonomischen Bestimmung die Resultate wahrscheinlich um einiges verändern und aussagekräftiger machen. Auch die Acari, dessen unterschiedliche Arten zum Teil sehr enge Lebensraumsansprüche haben (Blattner 2015), gäben über die Abhängigkeit der faunistischen Daten von den abiotischen Faktoren in der CCA vermutlich signifikantere Aussagen. Die Gattung *Dictyogenus* wurde nur in der stark schüttenden Quelle 5 und im Bach gefunden. Dies könnte ein Hinweis darauf geben, dass der Lebensraum zumindest dieser Gattung strömungsabhängig ist. Da jedoch die Strömung in den Quellen mittels Messbecher nur abgeschätzt und keine Messungen im Bach durchgeführt wurden, konnte die

Artzusammensetzung nicht auf diesen Faktor getestet werden. Die fehlenden signifikanten Zusammenhänge zwischen den erhobenen abiotischen und faunistischen Daten, lassen die Vermutung zu, dass die Biologie der Quelle doch weitestgehend durch die Lage und Habitatstruktur der Quelle bestimmt wird (Zollhöfer 1997). Um diese Annahme zu bestätigen, wären Methoden nötig, welche die Substratdiversität genauer quantifizieren lassen. Dennoch konnte aus den erhobenen Daten die Hypothese (b), dass die faunistische Diversität in den Quellen höher ist als im Bach, bestätigt werden.

6. Literatur

Baltes, B., von Fumetti, S., Kury, D., Buser, S., Contesse, E. & Nagel, P., 2004. Entwurf Quellkartieranleitung. Biogeographie, Universität Basel. 10 S.

Bauer, B., & T. Scheurer (eds), 2014. Wissen schaffen. 100 Jahre Forschung im Schweizerischen Nationalpark. Nationalpark-Forschung in der Schweiz. Haupt Verlag, Bern: 391 S.

Baur, B., 2010. Biodiversität. Haupt-Verlag, Bern/Stuttgart/Wien.

Boschi, C., 2011. Die Schneckenfauna der Schweiz. Ein umfassendes Bild- und Bestimmungsbuch. Haupt-Verlag, Bern/Stuttgart/Wien.

Brown, L.E., Hannah, D.M., Milner, A.M., 2003. Alpine Stream Habitat Classification: An Alternative Approach In incorporating the Role of Dynamic Water Source Contributions. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, Vol. 35, No 3, 2003, pp. 313-322.

Blattner, L., 2015. Die Verbreitung von Quellorganismen in Tälern des Schweizer Nationalparks. Bachelor Arbeit Bsc Geowissenschaften Universität Basel.

Clarke, K. R., & R. N. Gorley, 2006. PRIMER v6: User manual/Tutorial. Primer-E. Plymouth-UK.

Contonati, M., R. Gerecke, & E. Bertuzzi, 2006. Springs of the Alps – Sensitive Ecosystems to Environmental Change: From Biodiversity Assessments to Long-term Studies. Hydrobiologia 562: pp. 59-96.

Döring, M., 2005. Ecological Assessment of Springs and Spring Brooks in the Swiss National Park: Combining Fieldwork with Geodesy (GPS/Tachymetry) and GIS. Diploma Thesis, EAWAG.

Erman, N. A. & Erman, D. C., 1995. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. Journal of the Kansas Entomological Society 68(2): pp.50-64.

Fischer, J., Fischer, F., Schnabel, S., Bohle, H.W., 1998. Spring fauna of the Hessian Mittelgebirge: Population structure, adaptive strategies, and relations to habitats of the macroinvertebrates, as exemplified by springs in the Rhenisch metamorphic shield and in the East-Hessian sandstone plate. In: Botosaneanu, L. (Ed.), Studies in crenobiology. The Biology of Springs and Springbrooks. Backhuys Publisher, Leiden, pp.182-199.

Frisbee, M.D., Phillipps, F.M., White, A.F., Campbell, A.R., Liu, F., 2013. Effect of source integration on the geochemical fluxes from springs. Appl. Geochem. 28, pp. 32-54.

Gurnell, A.M., Edwards, P.J., Kollmann, J., 1999. A conceptual model of vegetation dynamics on gravel bars of a large Alpine river. *Wetlands Ecology and Management* vol. 7, pp. 141-153.

Haller, H., A. Eisenhut, & R. Haller, 2013. *Atlas des Schweizer Nationalparks. Die ersten 100 Jahre.* Haupt Verlag, Bern.

Illies, J., & L. Botosaneanu, 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 12 : pp. 1-57.

Leyer, I., & K. Wesche, 2007. *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung.* Springer-Verlag, Berlin.

Lubini, V., P. Stucki, & H. Vicentini, 2014. *Bewertung von Quell-Lebensräumen in der Schweiz. Entwurf für ein strukturelles und faunistisches Verfahren. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU.*

Matthess, G., 1994. *Die Beschaffenheit des Grundwassers (Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 2).* 3. überarbeitete Auflage, Gebrüder Borntraeger, Berlin/Stuttgart.

McGregor, G., Petts, G.E., Gurnell, A.M., and Milner, A.M., 1995. Sensitivity of alpine stream ecosystems to climate change and human impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5: S. 233-247.

Milner, A.M., & Petts, G.E., 1994: Glacial rivers: physical habitat and ecology. *Freshwater Biology*, 32: 295-307.

Nadig, A., 1942. *Hydrobiologische Untersuchungen in Quellen des schweizerischen Nationalparkes im Engadin (unter besonderer Berücksichtigung der Insektenfauna).* H.R. Sauerländer & Ca., Aarau.: S.282.

Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology.* Saunders, Philadelphia.

Ricklefs, R.E., & Schluter, D., 1993. *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives.*

Schmid, St., 1973. *Geologie des Umbrailgebietes.* *Eclogae Geol. Helv.* 6611: S. 101-210

Schneider, B., 1973. *Zur Geologie der östlichen Quaternals-Gruppe im schweizerischen Nationalpark.* Diss. Univ. Zürich.

Steiner, B., 2005. Hydrogeologie und -geochemie von ausgewählten Quellen im Schweizerischen Nationalpark. Diplomarbeit der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern.

Steinmann, P., R. Siegrist, & H. Gams, 1915. Praktikum der Süßwasserbiologie. Gebr. Bornträger.

Ter Braak, C.J.F., & P. Šmilauer, 2012. Canoco reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Thienemann, A., 1924. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. Archiv für Hydrobiologie 14: S. 151-189.

Trümpy, B., S.M. Schicl, P. Conti, N. Froitzheim, & V. d eser Nummerl, 1997. Erleuterungen zu Geologischen Karte 1:50000 des Schweizerischen Nationalparks. Nationalpark Forschung in der Schweiz.

Van der Kamp, R.O., 1995. The hydrogeology of springs in relation to the biodiversity of spring fauna: a review. In: Ferrington, L.C.Jr. (Ed.), Biodiversity of aquatic insects and other invertebrates in springs. J. Kans. Ent. Soc. 68: S.4-17.

Vetter, H., 1992. Quartär-, Aktuo- und Hydrogeologie im Val dal Spöl (Schweizerischer Nationalpark) Geologische Grundlagen für langfristige Beobachtungen. Diplomarbeit am Geologischen Institut ETH Zürich.

Von Fumetti, S., P. Nagel & B. Baltes 2007. Where a springhead becomes a springbrook – a regional zonation of springs. Fundam. Appl. Limnol., 169: S. 37-48.

Zollhöfer, J.M., 1997. Quellen, die unbekanntes Biotop im Schweizer Jura und Mittelland: Erfassen – Bewerten – Schützen. Bristol-Schriftenreihen 6.

Internetquellen

Swisstopo. Das Geoportal des Bundes. BAFU, Bern
URL: www.maps.geo.admin.ch [Stand 5.2015]

Bestimmungsliteratur

Nagel, P., 1989. Bestimmungsschlüssel der Saprobien, Makrozoobenthon. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.

Turbellaria :

Bährmann, R. ed., 2005. Bestimmung Wirbelloser Tiere. Bildtafeln für zoologische Bestimmungsübungen und Exkursionen 4th ed.. Spektrum Verlag Heidelberg.

Gastropoda :

Boschi, C., 2011. Die Schneckenfauna der Schweiz. Ein umfassendes Bild- und Bestimmungsbuch, Bern/Stuttgart/Wien.

Ephemeroptera :

Studemann, D. et al., 1992. Ephemeroptera. In Fauna Helvetica. Schweizerische Entomologische Gesellschaft SEG, p. 173.

Plecoptera :

Lubini, V., Knispel, S. & Vinçon, G., 2012. Die Steinfliegen der Schweiz : Bestimmung und Verbreitung. In Fauna Helvetica. Neuchâtel : CSCF&SEG.

Trichoptera :

Waringer, J. & Graf, W., 2011. Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven, Dinkelscherben : Erik Mauch Verlag.

Diptera :

Kovac, D. & Rozkošný, R., 2000. Insecta : Diptera, Stratiomyidae, Tabanidae. In J. Schwoerbel & P. Zwick, eds. Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Berlin : Spektrum Akademischer Verlag, p. 204.