



EAWAG

Roland Steiner

UNTERSUCHUNGEN IM PFYNWALD (WALLIS)

Zu Wechselwirkungen zwischen
Rhône und Grundwasser
mittels Tracern und Modellrechnungen

Diplomarbeit in
Umweltnaturwissenschaften

Betreuer:
Dr. Eduard Hoehn
Prof. Bernhard Wehrli

Roland Steiner (roland_steiner@gmx.ch)
Dübendorf, 12.Februar 2004

VORWORT

Diese Diplomarbeit bildet den Endpunkt eines fünfjährigen Studiums in Umweltnaturwissenschaften an der ETH. Sie ist aus dem Zusammentreffen zweier Wünsche entstanden. Eduard Hoehn hatte seinerseits die Idee einer chemisch und hydrologisch ausgerichteten Arbeit. Die Untersuchungen zur Grundwasserfauna im Pfynwald durch Andrea Walther im Jahr zuvor sollten durch eine zweite Diplomarbeit ergänzt und komplettiert werden. Ich suchte meinerseits für den Abschluss eine Diplomarbeit, bei der ich meine Grundwasserkenntnisse realitätsnah anwenden und vertiefen konnte. Durch den Besuch einer Vorlesung bei Wolfgang Kinzelbach brachte ich Grundlagenwissen und vor allem grosses Interesse für dieses Thema mit. Das Resultat ist die vorliegende Arbeit.

Im Verlaufe der sechs Monate dieser Diplomarbeit ist eine beträchtliche Menge an Daten generiert worden – einerseits durch Laboranalysen und andererseits durch die Modellierung. So war es unmöglich alle daraus folgenden Interpretationen und Aussagen im Rahmen einer Diplomarbeit zu behandeln. Statt den Schlussfolgerungen wurde das Kapitel 5 „Thesen“ eingeführt, worin ausgewählte Fragestellungen unter Verwendung aller in dieser Diplomarbeit präsentierten Daten erörtert werden. Die Thesen können nicht abschliessend sein. Sie geben jedoch einen Einblick in die (subjektiv) wichtigen Aspekte des Grundwassers im Pfynwald.

Um die Vorbereitungen zukünftiger Grundwasser-Feldstudien im Pfynwald zu erleichtern, wurden im Anhang A.6 die technischen Daten zu allen mir bekannten Piezometern zusammengestellt. Soweit vorhanden wurde auch der Zustand des Piezometers beschrieben.

Für das Erstellen dieser Arbeit habe ich auf die Unterstützung von zahlreichen Personen zählen dürfen. Als erstes möchte ich Edi Hoehn und Bernhard Wehrli danken, dass sie die Aufgabe der Betreuung dieser Diplomarbeit übernommen haben. Von Edi Hoehn habe ich zudem viel zu Grundwasser und der zugehörigen Feldarbeit lernen können. Markus Hofer hat mich in die Geheimnisse der Freon- und SF₆-Analyse eingeführt und sich danach auch immer Zeit genommen, um bei der Auswertung dieser Daten zu helfen und die Resultate zu diskutieren. Andrea Walther hat mich in der Feldarbeit unterstützt und von ihren Kenntnissen zum Pfynwald im Allgemeinen und den Piezometern im Speziellen profitieren lassen. Andererseits hat sie mir grosszügigerweise ihre Felddaten für eine neuerliche Auswertung zur Verfügung gestellt.

Weiterhin möchte ich folgenden Personen, die ebenso auf ihre Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, danken (in umgekehrt-alphabetischer Reihenfolge): Marc Schürch, Carsten Schubert, Erwin Schäffer, Gemeinde Salgesch, Pro Natura Schweiz, Régis Monnet, Antonin Mares, Stephan Klump, Rolf Kipfer, Tom Gonser, Markus Fette, Herrn Elmiger, Helena Amaral und den Leuten vom AUA-Labor.

ZUSAMMENFASSUNG

Der Pfywald, zwischen Sierre und Susten gelegen, ist praktisch der letzte Abschnitt der Rhône, der sich noch in einem relativ natürlichen, vom Menschen wenig beeinflussten Zustand befindet. Dadurch war es einzig an diesem Ort möglich die natürlicherweise herrschende Beziehung zwischen Rhône und dem angrenzenden Grundwasser zu studieren. Dieses Wissen ist im Hinblick auf die projektierte Revitalisierung der oberen Rhône von Bedeutung.

In diesem wenig verbauten Abschnitt sind dem Grundwasser und vereinzelt den Oberflächenfließgewässern Proben entnommen und hinsichtlich Geochemie, Radon, SF₆, Freone, δ¹⁸O analysiert worden; die Grundwasserspiegel sind bei der Probenahme mitbestimmt worden. Die Probenahme hat anfangs Mai, d.h. gegen Ende des Winterniedrigwassers, stattgefunden. In zwei Piezometern sind bei dieser Gelegenheit Logger installiert worden, die während 2.5 Monaten kontinuierlich Grundwasserspiegel und Temperatur aufzeichneten. Zudem ist für den Pfywald mittels Modflow ein Grundwassermodell erstellt worden. Die durch diese Arbeit neu gewonnenen Erkenntnisse zum Grundwasser haben schliesslich eine verbesserte Interpretation der Verteilung der Grundwasserfauna ermöglicht.

Die chemischen Analysen zeigen, dass das Grundwasser in der Nähe zum Hang des Gorwetschgrats (südlich gelegen) sehr stark mineralisiert ist. Im Südosten des Pfywaldes dominieren Kalzium und Sulfat (Gips, CaSO₄), welches vom östlichen Teil des Gorwetschgrats stammen muss. Im Südwesten sind vor allem Kalzium und Magnesium festgestellt worden, welches den Ursprung im Dolomit (CaMg(CO₃)₂) des westlichen Gorwetschgrats hat. In der Rhône konnte erwartungsgemäss nur eine geringe Mineralisation nachgewiesen werden.

Je nach Herkunft des Wassers ist die Zusammensetzung und die Konzentration der Stoffe im Wasser also anders. Im Pfywaldgebiet konnten deutliche Mischungseffekte zwischen den drei Wassertypen festgestellt werden. Insbesondere das sulfatreiche Wasser zeigte einen starken und weitreichenden Einfluss. Die Mischungen wurden von der Auswertung der SF₆- und Freonanalysen bestätigt. Die Bestimmung des Wasseralters mit SF₆ und Freonen war wegen starker Übersättigung, insbesondere der Freone, wenig aussagekräftig.

Das Grundwassermodell war eine zusätzliche Informationsquelle zur Interpretation der Mischungen, und zudem die Methode, um den Einfluss der Rhône auf das Grundwasser quantitativ abzuschätzen. Es stellte sich heraus, dass im Rhônealluvial bei Niedrigwasser der Einfluss des Wassers vom Gorwetschgrat über das Rhônewasser dominiert (daher der starke Einfluss des sulfatreichen Wassers aus dem Südosten).

In der oberen Hälfte des Untersuchungsgebietes, zwischen Susten und etwa der Höhe des Landguts Pfy, wurde ausschliesslich Infiltration festgestellt (Rhône verliert Wasser an das Grundwasser). Die infiltrierende Wassermenge bleibt bis im Mai gering. Es gibt deutliche Hinweise auf eine ungesättigte Zone zwischen Rhônebett und Grundwasser, die der Grund für die geringe Infiltration sein könnte. Zudem scheint in diesem Bereich Grundwasser vom Süden unter der Rhône durch nach Norden zu fliessen. Unterhalb des Landguts Pfy beginnt die von Exfiltration dominierte Zone. Diese würde bei genauer Betrachtung sehr wahrscheinlich ein Mosaik von kleinräumigen In- und Exfiltrationszonen darstellen. Die Interaktion zwischen Rhône und Grundwasser ist in dieser Hälfte besonders intensiv, was sich in der zahlreichen Grundwasserfauna widerspiegelt.

SUMMARY

The Pfynwald is situated between Sierre and Susten in the Valais (Switzerland). It is virtually the last section of the river Rhône that is in a relatively natural state from an ecological point of view. Therefore, it is a unique place to study the natural interactions between the Rhône and the adjacent groundwater in the Pfynwald. There is a project running to revitalise the Upper-Rhône to which this study contributes.

The Samples were taken in the groundwater mostly, but also in standing waters. Geochemistry-, Radon-, SF₆-, Freon- and $\delta^{18}\text{O}$ -analysis were conducted on the water samples. The water table was also measured. The waters were sampled in the beginning of Mai, that is towards the end of the low water level in the river Rhône. At the same time dataloggers were installed in two piezometers, which recorded the temperature and water table continuously for 2.5 months. Furthermore, a groundwater model based on Modflow was created for the Pfynwald. The research on the groundwater fauna in the previous year was compared and contrasted with the new findings in this study. This led to an improved understanding of the faunal distribution.

The chemical analyses revealed that the groundwater was highly mineralised in vicinity of the mountainside in the south (Gorwetschgrat). Calcium and sulphate (gypsum, CaSO₄) dominate in the south-east, which stems from the eastern part of the Gorwetschgrat. Calcium and magnesium were prevailing in the south-western groundwater. This is due to the dolomite (CaMg(CO₃)₂) found in the western part of the Gorwetschgrat. As expected, a low mineral content was observed in the river Rhône.

The composition and the concentration of the different compounds in the water depended, as a consequence, on the origin of the water. Therefore, it was possible to observe pronounced mixing effects among three chemically different types of water. Especially the sulphate-rich water from the south-east showed a strong and far-reaching effect. The mixing effects were confirmed by the results of the SF₆- and CFC-analysis. Due to a strong over-saturation, especially for CFC, it was not feasible to determine sound water-ages.

The model of the groundwater was an additional source of information that led to a better interpretation of the mixing effects. Furthermore, it was an appropriate tool to guess quantitatively the influence of the Rhône on the groundwater. It was shown that in the alluvial area the influence of the water from the Gorwetschgrat dominates over the river water (hence, the pronounced impact of sulphate).

In the upper half-section of the study area, between Susten and the farm, infiltration was observed only (the Rhône loses water to the groundwater). The infiltrating amount of water is low up to May. There are clear indications for the existence of an unsaturated zone between the riverbed and the groundwater, which might be the reason for the low infiltration. Furthermore, some evidence was found that groundwater in this area flows under the riverbed from the southern riverside to the North. Below the farm starts the zone that is dominated by exfiltration. On closer inspection this exfiltration zone consists in fact of a mosaic of many small zones of in- and exfiltration. The interaction between the Rhône and the groundwater is particularly intense here. As a consequence, an extensive groundwater fauna was found in the exfiltration area.

RÉSUMÉ

Le Bois de Finges (Pfywald), situé entre Sierre et Souste, est presque la dernière section du Rhône qui est encore dans un état relativement naturel et peu influencée par l'homme. Pour cette raison, c'était l'endroit unique pour étudier les interactions naturelles entre le Rhône et les eaux souterraines adjacentes. Il y a un projet de réhabilitation du Rhône, et cette étude contribue des connaissances supplémentaires dans le cadre de ce projet.

Les échantillons de l'eau étaient pris principalement dans la couche aquifère, mais quelques-uns venaient des eaux de surface. Des analyses en géochimie, radon, SF₆, CFC et δ¹⁸O ont été réalisées. Au moment d'échantillonnage la surface libre des eaux souterraines était aussi mesurée. L'étude sur le terrain a eu lieu au début du mai – vers la fin de l'eau basse dans le Rhône. Des loggers ont été installés dans deux piézomètres qui enregistraient pendant 2.5 mois continuellement la température et la surface hydrostatique. Utilisant le logiciel Modflow, un modèle des eaux souterraines a été créé pour le Bois de Finges. Les nouvelles connaissances ont mené à une interprétation améliorée de la distribution de la faune de l'eau souterraine (recherche de l'année précédente (Walther, 2002)).

Les analyses chimiques montrent que les eaux souterraines proche du versant sud (Gorwetsch) sont fortement minéralisées. Le sud-est du Bois de Finges est dominé par calcium et sulfate (gypse, CaSO₄). Ils doivent provenir de la partie est du versant sud. Une dominance de calcium et magnésium a été trouvée principalement en sud-ouest du terrain de recherche. Cette fois la provenance de l'eau et la partie ouest du versant où on trouve de la dolomie (CaMg(CO₃)₂). L'eau du Rhône ne contenait qu'une minéralisation basse ce qui était à attendre.

Donc la composition et la concentration des substances dans l'eau varient en fonction de l'origine. Dans la région du Bois de Finges des effets de mélange étaient bien évidents parmi trois types d'eau. Particulièrement l'eau riche en sulfate montrait une influence forte et étendue. Les observations de mélanges ont été confirmées par les analyses de SF₆ et CFC. Le calcul de l'âge des eaux avait peu de valeur à cause d'une sursaturation forte.

Le modèle des eaux souterraines était une information supplémentaire qui aidait à interpréter les situations de mélanges ainsi que faire une estimation quantitative de l'influence du Rhône sur les eaux souterraines. Le modèle mettait en évidence que dans la plaine alluviale et pendant la période de l'eau basse dans le Rhône l'eau du versant est dominante sur celle du Rhône (la raison pour l'influence étendue du sulfate).

Dans la demi-section supérieure de la région de recherche, entre Souste et environ la hauteur de la ferme de Finges, on n'a constaté que de l'infiltration. La quantité de l'eau d'infiltration est basse jusqu'en mai. Il y a des indications marquées que qu'il existe une zone non-saturée entre le lit du Rhône et l'eau souterraine. En plus, il semble qu'un courant d'eau souterraine traverse sous le lit du Rhône du sud au nord. En aval de la ferme de Finges existe une zone dominée par l'exfiltration. Un examen approfondi devrait révéler que cette zone contient en effet une mosaïque de beaucoup de petites zones d'infiltration et d'exfiltration. L'interaction entre le Rhône et l'eau souterraine est particulièrement intense dans cette demi-section ce qui se reflète dans une faune de l'eau souterraine nombreuse.

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	1
1.1	Der Pfywald (Le Bois de Finges)	1
1.1.1	Wichtige bisherige Studien	1
1.1.2	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	2
1.1.3	Geologie	2
1.1.4	Klima	4
1.1.5	Fauna und Flora	4
1.2	Die Rhône	5
1.2.1	Historische Veränderungen und heutiger Zustand	5
1.2.2	Die Rhônekorrekturen	6
1.3	Raumplanerischer Kontext	7
1.3.1	Neues Verkehrskonzept	7
1.3.2	Ausgleichsmassnahmen	8
1.4	Das Grundwasser beim Pfywald	9
1.5	Die Zielsetzungen zur Untersuchung	9
2	Material und Methoden	11
2.1	Auswahl der Probenahmestellen	11
2.2	Ablauf der Probenahmen	12
2.3	Dataloggers	13
2.4	Geochemie und Sauerstoffgehalt	13
2.5	Bestimmung des Sauerstoffisotopenverhältnisses $\delta^{18}\text{O}$	13
2.5.1	Fraktionierungseffekte	13
2.5.2	Bestimmung der Infiltrationshöhe und -temperatur	14
2.6	Bestimmung der Tracer	15
2.6.1	Radon (^{222}Rn)	15
2.6.2	Freone (FCKW-11, -12 und -113)	15
2.6.3	Schwefel-Hexafluorid (SF_6)	18
2.7	Bestimmung der Excess Air	19
2.8	Auswertungsdiagramme	20
2.8.1	Piperplot und Schoeller-Diagramm	20
2.8.2	Drei-Komponentenplot	20
3	Grundwassermodellierung	22
3.1	Die Ausgangslage	22
3.2	Die Modellvorstellung	22
3.3	Das neue Grundwassermodell	23
3.3.1	Vorgaben zur Grundwassermodellierung	23
3.3.2	Wahl des Modellierungsprogramms	23
3.4	Die Erstellung des neuen Modells	24
3.4.1	Konzeptuelle Annahmen	24
3.4.2	Die Implementierung in PMWIN	25
3.5	Die Kalibrierung	26
3.6	Sensitivitätsanalyse	29
3.7	Wasserbudget	29
3.8	Modellverifikation	29
3.9	Modellverbesserungen	29

INHALTSVERZEICHNIS

4	Resultate und Diskussion	31
4.1	Grundwasserspiegel und -Temperatur	31
4.2	Loggerdaten	32
4.3	Leitfähigkeit und Geochemie	35
4.4	Excess Air und Sauerstoffisotope	41
4.4.1	Korrekturfaktoren für SF ₆ und Freone	41
4.4.2	δ ¹⁸ O Drei-Komponentenplots	42
4.5	Tracer	45
4.5.1	Radon und SF ₆	45
4.5.2	Freone	48
4.6	Grundwassermodell	48
4.6.1	Grundwasserspiegel und Fliessgeschwindigkeiten	48
4.6.2	Infiltrationsraten der Gewässer	52
4.6.3	Hydraulische Leitfähigkeiten	54
4.6.4	Wasserbudget	55
4.6.5	Schlussfolgerungen aus der Modellierung	56
5	Thesen	57
5.1	Nachweis von Mischungseffekten mehrerer Wassertypen	57
5.2	Existenz eines die Rhône unterquerenden Grundwasserflusses	58
5.3	Geringer Einfluss der Rhône bei Niedrigwasser	59
5.4	Speisung des Quellgerinnes bei P34 durch Flusswasser	61
5.5	Existenz einer Punktquelle von FCKWs	61
5.6	Teilweise Bestätigung des Grundwassermodells von Schürch (2000)	63
5.7	Stygophile Arten und die Bereiche intensiven Wasseraustauschs	64
6	Literaturverzeichnis	68
A	Anhang	71
A.1	Lexikon der Deutschen und Französischen Bezeichnungen im Pfywald	71
A.2	Mess- und Analysedaten	72
A.3	Modellierungsdaten	78
A.4	Beschreibung der beprobten Bohrlöcher und deren Umgebung	80
A.5	Tipps zur automatischen Parameterschätzung mit PEST	85
A.6	Technische Daten der Piezometer	86
A.7	Vegetationskarte Pfywald	90

1 EINFÜHRUNG

1.1 Der Pfywald (Le Bois de Finges)

1.1.1 Wichtige bisherige Studien

Die grosse ökologische Vielfalt auf kleinem Raum, und die zahlreichen Piezometer, machen das Pfywaldgebiet zu einem idealen wissenschaftlichen Untersuchungsgebiet. So sind kleine nummerierte Fähnchen, farbig gekennzeichnete Steine und Piezometer mit Messgeräten überall allgegenwärtig.

Die Dissertation von Schürch „*Détermination des paramètres hydrauliques et hydrochimiques d'un aquifère alluvial dans une vallée alpine (Valais, Suisse)*“ (Schürch, 2000) enthält viele Grundlagen auf denen die vorliegende Arbeit aufbaut. Praktisch gleichzeitig und zum Teil in Zusammenarbeit mit Schürch, hat Monnet seine Doktorarbeit „*Détermination à l'aide des méthodes géophysiques des paramètres hydrauliques d'un aquifère alluvial dans une vallée alpine (Valais, Suisse)*“ (Monnet, 2002) geschrieben. Deren geologischen und hydrologischen Grundlagendaten bilden ein weiteres Fundament auf dem diese Arbeit aufbaut.

Im Zusammenhang und Zusammenarbeit mit dem *Aquatischen Praktikum* der Umweltnaturwissenschaftler der ETH Zürich hat Andrea Walther ihre Diplomarbeit „*Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River*“ (Walther, 2002) geschrieben, wobei der Pfywald einer der beiden untersuchten Abschnitte war. Ihre Arbeit konzentrierte sich auf die Fauna im Grundwasser. Zusammen mit der vorliegenden Arbeit soll ein besseres Bild der Grundwasserinteraktionen im Pfywald gezeichnet werden können.

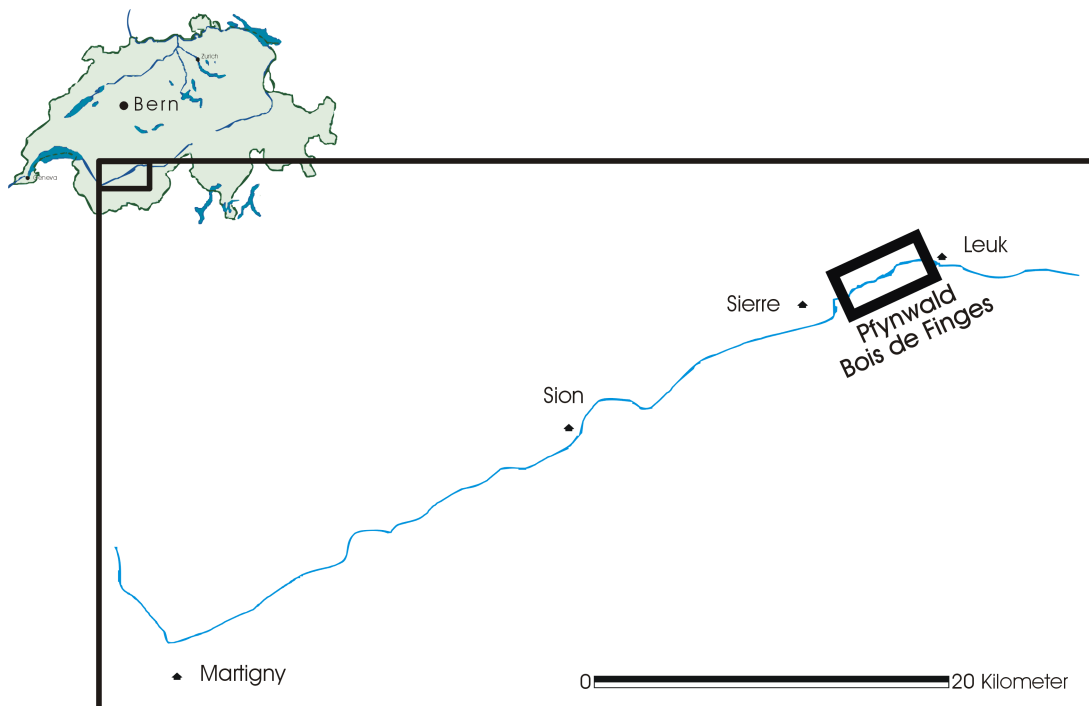


Abbildung 1: Die Lage des Pfywaldes an der Rhône im Wallis (verändert aus Walther (2002))

1.1.2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Die Lage des Pfywaldes ist in Abbildung 1 dargestellt. Er liegt im südlichen Teil der Schweiz, etwa in der Mitte des Kantons Wallis, zwischen Sierre und Susten. Das Schutzgebiet Pfywald ist einerseits im Verzeichnis der Auengebiete von nationaler Bedeutung¹ aufgeführt und andererseits im Bundesinventar der Landschaften und Kulturdenkmäler.²

Das Schutzgebiet Pfywald umfasst (siehe Abbildung 2):

- den Pfywald in der Talsohle (der Pfywald im engeren Sinne)
- das dem Pfywald gegenüberliegende Rhôneufer
- den Gorwetschgrat-Nordhang (Pfyberg)

und ist somit weiter gefasst als das Untersuchungsgebiet Pfywald, welches dieser Arbeit zu Grunde gelegt wurde. Dieses ist das in Abbildung 2 dunkelblau umrandete Gebiet in der Talsohle. Die weitere Umgebung, insbesondere der südlich hinter dem Pfywald ansteigende Gorwetschgrat, wurden für die Interpretationen mitberücksichtigt.³

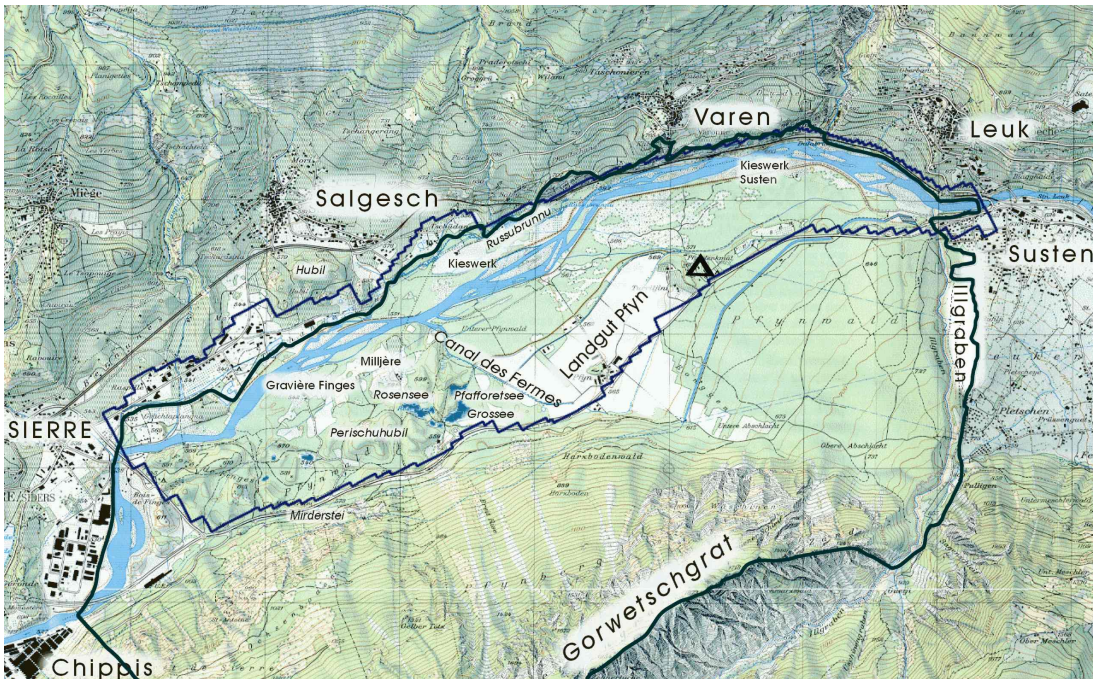


Abbildung 2: Das Untersuchungsgebiet in der Talsohle (dunkelblau umrandet), das Schutzgebiet Pfywald zu welchem zusätzlich der Südhang des Gorwetschgrats gehört (dunkelgrün umrandet), sowie die wichtigsten Flurnamen und Objekte

1.1.3 Geologie

Der Pfywald wird von zwei verschiedenen geologischen Schichten eingerahmt. Auf der nördlichen Seite befindet sich die helvetische Decke, die hauptsächlich aus Kalksteinen besteht.

¹Objekt-Nr. 133

²Objekt-Nr. 1716

³der Südhang hat hydrologisch einen massgeblichen Einfluss auf das Untersuchungsgebiet

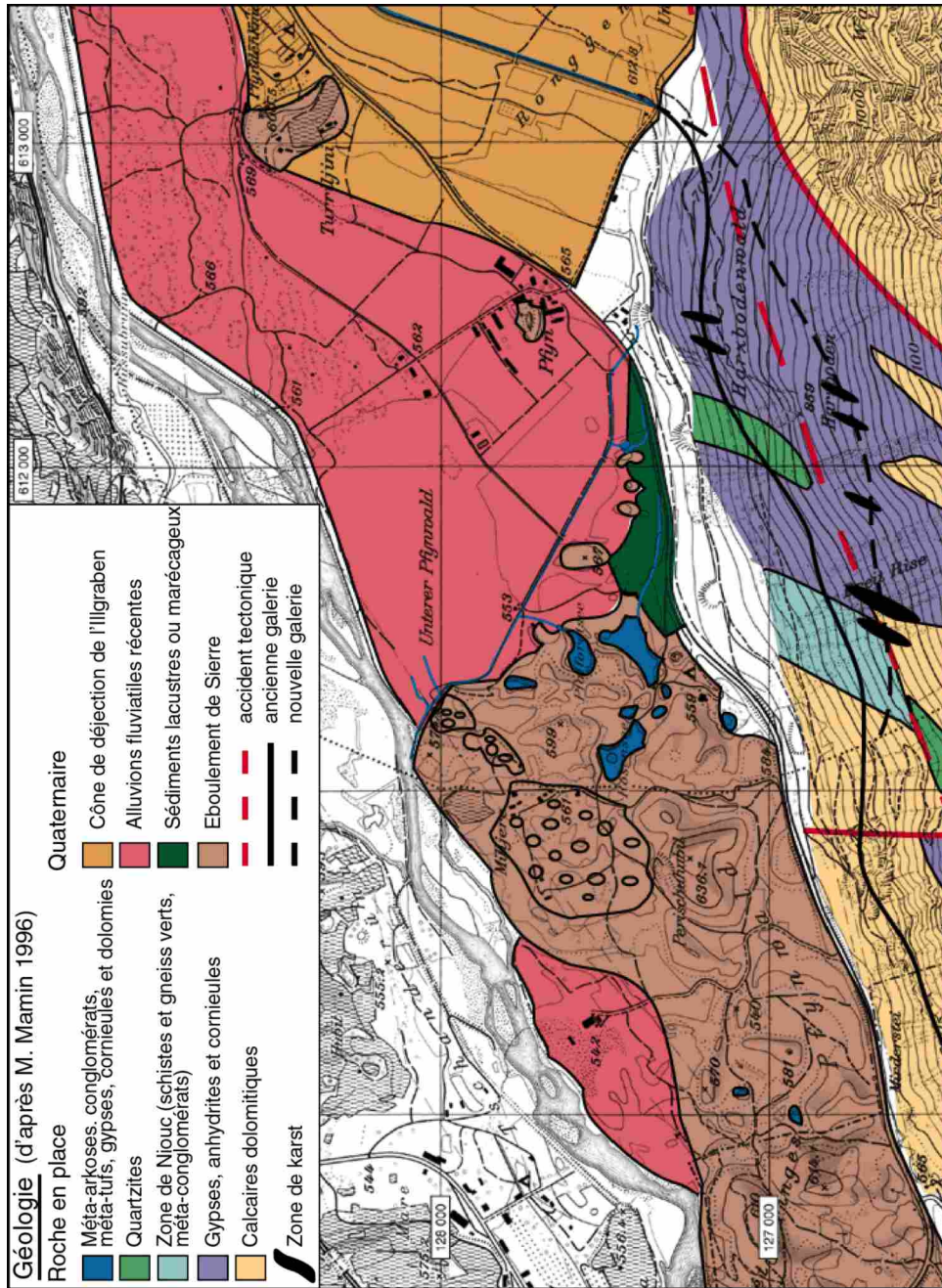


Abbildung 3: Geologische Karte vom Pfynwald und des Gorwetschgrats (Mamin, 1996).

Auf der südlichen Seite, wo sich der Gorwetschgrat erhebt, ist es die Penninische. Sie ist weniger einheitlich aufgebaut als die Helvetische.

Der Nordhang des Gorwetschgrats, ein Teil der penninischen Decke, kann geologisch grob in zwei Teile unterteilt werden. Die Trennlinie liegt etwa auf der Höhe des Grossees. Der östliche Teil wird von Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) und Anhydrit (CaSO_4) dominiert, der Westliche hingegen von dolomitischem Kalk ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (detaillierter in der geologischen Karte von Mamin (1996) in Abbildung 3).

In der Talebene können geologisch drei Gebiete unterschieden werden. Im oberen Teil befindet sich der gewaltige Schuttfächer des Illgrabens (das Flussbett der Rhône wird seinetwegen an den Nordhang gedrängt). Das Material stammt von den Felswänden des Illhorns. Die lithologische Zusammensetzung ist sehr variabel und besteht unter anderem aus Kalkstein, Marmor, Quarzit und Gneiss.

Im mehr oder weniger flachen Teil oberhalb der Mündung des Canals des Fermes liegt das Alluvium der Rhône. Es besteht aus den Ablagerungen der Rhône und ist deshalb eine Mischung aus der Geologie des ganzen Einzugsgebiets. Die maximale Mächtigkeit des Alluvials beträgt gemäss Vermutungen etwa 60–70 m.

In der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes, unterhalb der Einmündung des Kanals, lagern die Überreste des Bergsturzes von Sierre – an der Oberfläche erkenntlich an den vielen kleinen Hügeln. Das Gesteinsmaterial ist am Ende der letzten Eiszeit am Nordhang abgebrochen – der helvetischen Decke – und ist folglich Kalkgestein dominiert. Diese Ablagerungen des Bergsturzes besitzen eine sehr geringe Durchlässigkeit; deshalb auch die Seen in diesem Gebiet. Ein grosser Teil dieses Gesteins wird zudem oberhalb des Kanals, unter den alluvialen Ablagerungen der Rhône vermutet (Monnet, 2002; Schürch, 2000).

1.1.4 Klima

Das Klima im Pfywald ist von Trockenheit geprägt. Der jährliche Niederschlag beträgt ca. 550 mm pro Jahr in der Talebene. Es wird vermutet, dass die Regenmenge mit der Höhe stark zunimmt und auf dem Gorwetschgrat ca. 1500 mm pro Jahr niedergehen (BWG, 1992).

Das Mikroklima im Pfywald ist geprägt von sehr tiefen Temperaturen während der Winterzeit (um $-10\text{ }^\circ\text{C}$). In den Sommermonaten steigt die Temperatur auf ca. $+30\text{ }^\circ\text{C}$. Vor allem im oberen alluvialen Gebiet, dessen Oberfläche von Sand und Kies geprägt ist, wird es bei Sonneneinstrahlung schnell sehr heiss. Weiter unten ist die Bewaldung dichter und das Mikroklima folglich ausgeglichener (Monnet, 2002; Schürch, 2000).

1.1.5 Fauna und Flora

Die Baumvegetation wird im Pfywald von der Waldföhre (*Pinus silvestris*) dominiert. Im Gebiet des Rhônealluvials ist der Bestand locker und wegen den extremen Bedingungen kleingewachsen; unterhalb des Canal des Fermes wächst sie hingegen dicht und hoch. Ebenfalls häufig anzutreffen ist die Hängebirke (*Betula pendula*), die meistens in Mischung mit der Waldföhre vorkommt. Auf den Kiesbänken, die von der Rhône hin und wieder überschwemmt werden, ist die Lavendelweide (*Salix elaeagnos*) anzutreffen (Gramm *et al.*, 1984). Die Vegetationskarte im Anhang (Abschnitt A.7) gibt eine detailliertere Übersicht zur Vegetationsstruktur.

Von speziellem Interesse für diese Arbeit war die Fauna des Pfynwald-Grundwassers. Gemäss den Untersuchungen von Walther (2002) dominieren bei den wirbellosen Tieren (Makroinvertebraten) die Krebstiere (Krustazeen). Die speziellen Verhältnisse im Grundwasser (kein Licht, reduzierte Sauerstoffverfügbarkeit, wenig Nährstoffe und die Körpergrösse limitierende Porengrösse) bedingen, dass Organismen, die zumindest einen Teil ihres Lebenszykluses im Grundwasser verbringen, an diese Form des Lebens angepasst sein müssen (Brunke & Gonser, 1997).

Walther (2002) hat auf beiden Seiten der Rhône Organismen gefunden, die ausschliesslich im Grundwasser leben (Stygobite). Daneben konnte sie auch Stygophile, d.h. solche die in Oberflächen- und Grundwasser leben, nachweisen. Je nach Grundwasserbohrung waren beide zusammen oder nur einer der beiden Typen vorhanden.

1.2 Die Rhône

1.2.1 Historische Veränderungen und heutiger Zustand

Die Rhône besitzt mit einem Entwässerungsgebiet von ca. 100'000 km² eines der grössten Einzugsgebiete europäischer Flüsse. Sie entspringt beim Rhônegletscher oberhalb von Oberwald, durchfliesst das Ober- und Unter-Wallis, bevor sie in den Genfersee und weiter durch Frankreich schliesslich ins Mittelmeer gelangt.

Die Obere Rhône (Einzugsgebiet rund 5220 km²) ist alpin geprägt mit starken Unterschieden im Abfluss zwischen Niedrigwasser im Winter und dem Hochwasserstand im Frühsommer nach der Schneeschmelze – in diesem Abschnitt befindet sich der Pfynwald. Erst der Genfersee, das erste grosse stehende Gewässer entlang der Rhône, wirkt regulierend und ausgleichend auf den weiteren Abfluss.

Die Inbetriebnahme der grossen Speicherkraftwerke Grande Dixence (1956), Mauvoisin (1957), Mattmark (1967) und Emosson (1974)⁴ im Einzugsgebiet der Rhône verursachte ein starke Veränderung des Abflussregimes. Ein grosser Anteil des Wassers der Schneeschmelze wird nun im Sommer in den Stauseen zurückgehalten und zeitversetzt im Winter turbinieren in die Rhône geleitet.

Die natürlicherweise vorkommenden, extremen Unterschiede zwischen Hoch- und Niedrigwasserabfluss sind als Folge des Aufstaus einem deutlich ausgeglicheneren Abflussregime gewichen. Die Stauseen reduzieren und glätten natürliche Abflussspitzen im Sommer und erhöhen die Niedrigwassermenge im Winter (Vivian, 1989; BWG, 1992).⁵ Hochwasserereignisse sind trotz dem ausgleichenden Effekt der Stauseen nicht ganz auszuschliessen; das letzte Grosse geschah im Oktober 2000.

Abflussmessungen an der Rhône zeigen deutliche Schwankungen im Tagesverlauf (Schwall und Sunk genannt). Die Stromproduktion aus dem Wasser der Stauseen erfolgt hauptsächlich um die Mittagszeit von Werktagen, den Verbrauchsspitzen. Der Tages- und Wochenrhythmus ist sehr ausgeprägt (siehe Abbildung 4), obwohl die grössten Speicherkraftwerke im Unterwallis

⁴Grande Dixence ist mit einem Nutzinhalt von 400 Mio. m³ das grösste schweizerische Speicherkraftwerk, Emosson mit 227 Mio. m³ das zweitgrösste und Mauvoisin mit 210 Mio. m³ das viertgrösste. Bei Mattmark beträgt der Nutzinhalt 100 Mio. m³

⁵Das durchschnittliche Verhältnis der Abflüsse von Hoch- zu Niedrigwasser betrug bei Porte du Scex zwischen 1914 und -38 (vor dem Bau der grossen Stauseen) noch $\frac{450(m^3/s)}{50(m^3/s)} \approx 9$ und reduzierte sich zwischen 1951 und -81 auf $\frac{340}{90} \approx 3.8$

liegen. Oberhalb des Pfywaldes liegen mehrere kleine und einzig Mattmark als grösseres Speicherkraftwerk. Bereits die Abflussmessungen in Brig (ca. 25 km vom Pfywald flussaufwärts und noch vor dem Stausee Mattmark gelegen) zeigen den typischen rhythmischen Schwall und Sunk (Abbildung 4). Der grösste Zufluss zwischen Brig und dem Pfywald ist die Vispa. Auch da ist Schwall und Sunk zu erkennen (siehe auch (BWG, 1992)).

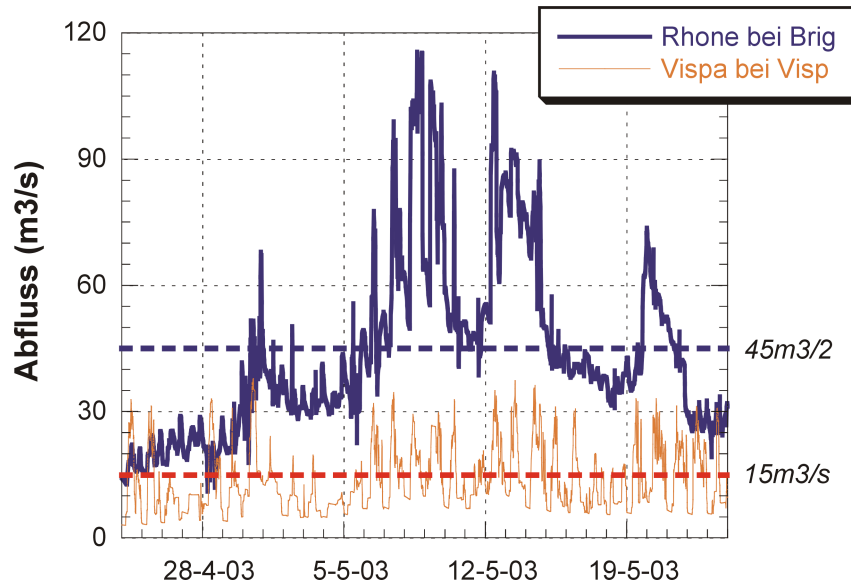


Abbildung 4: Die Abflussmessungen zeigen in Brig an der Rhône, ebenso wie in Visp an der Vispa deutlichen Schwall und Sunk. Die gestrichelte Linie stellt den durchschnittlichen Abfluss über die dargestellte Periode dar.

Kurz vor dem Pfywald, in Susten, besteht zudem ein Kanal (canal FMR) der einen Teil des Rhônewassers durch den Berg, also das Pfywaldgebiet unterirdisch umgehend, nach Chippis in ein Kraftwerk zur Stromproduktion leitet. Der alte Kanal wurde im August 1998, wegen starken Wasserverlusten ausser Betrieb genommen und durch einen Neubau ersetzt (Schürch, 2000).

Zwischen Susten und Sierre bestehen drei Kieswerke, die dem Rhônebett Geschiebematerial entnehmen. Gemäss Jäggi (2002) ist eine Kiesentnahme unter den bestehenden Bedingungen, d.h. mit den Flussverbauungen ober- und unterhalb des Pfywaldes, notwendig, um den Geschiebehalt der Rhône im Gleichgewicht zu halten. Die zurzeit entnommene Menge ist gemäss seinen Berechnungen jedoch zu hoch.

Zwischen der Mündung des Illgrabens und des Canal de Fermes existieren auf der rechten, wie auf der linken Rhôneeseite Überreste von Auenwäldern mit nationaler Bedeutung. Überschwemmungen finden in diesen Gebieten zur Zeit nur selten, im Zusammenhang mit Hochwasserereignissen, statt.

1.2.2 Die Rhônekorrekturen

Bis ins 19. Jahrhundert wurde die Rhôneebene regelmässig überflutet. Die ehemals breite und vielarmige Rhône wurde erst mit einfachen Dämmen, Ende des 19. Jahrhunderts mit der ersten Rhônekorrektur zu beherrschen versucht. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden die Schutzmassnahmen verbessert und erweitert (2. Rhônekorrektur). Das gewonnene Land wurde drainiert und für Siedlungen sowie intensive Landwirtschaft genutzt. Der ehemalige Reichtum

an Lebensräumen (Biotopen) und die damit zusammenhängende Artenvielfalt ist als Folge davon zu einem grossen Teil zerstört worden (DVBU, 2000; Fette, 2002).

Heute ist die Strecke beim Pfywald eine der letzten nicht kanalisierten Abschnitte der Rhône (BWG, 1992). Dämme die Landwirtschaftsland und Siedlungsgebiet schützen, sind jedoch auch hier vorhanden, lassen der Rhône aber vergleichsweise viel Raum zur Landschaftsgestaltung; entsprechend hoch ist die Artenvielfalt (TCS, 2001).

Die beiden fünfzig bis hundertjährigen Hochwasser von 1987 und 1993, denen die Hochwasserschutzmassnahmen an vielen Orten nur knapp standgehalten haben, initiierten die 3. Rhônekorrektur. Die intensive Nutzung der Talebene erfordert einen weiter verbesserten Hochwasserschutz. Zusätzlich sollen diesmal ökologische und soziale Aspekte mitberücksichtigt werden. Die vorgesehene Projektdauer ist 30 Jahre; das Globalkonzept soll 2005 vorliegen. Im Pfywald sind bis jetzt im Rahmen der 3. Rhônekorrektur keine Massnahmen geplant. Jedoch werden im Zusammenhang mit dem Bau der Autobahn A9 ökologische Ausgleichsmassnahmen im Pfywald realisiert (siehe Abschnitt 1.3.2) (DVBU, 2000; Fette, 2002).

1.3 Raumplanerischer Kontext

1.3.1 Neues Verkehrskonzept

Zwischen Susten und Sierre ist bis im Jahr 2013 ein grösseres Verkehrsprojekt im Gange, welches neue Verkehrsführungen für Schiene und Strasse beinhaltet (Abbildung 5). Daneben sind verschiedene Ausgleichsmassnahmen geplant, die vor allem dem Schutzgebiet Pfywald zu Gute kommen werden (siehe Abschnitt 1.3.2).

Das eingleisige SBB-Trasse führte bis anhin rechts von der Rhône, teilweise im Berg und teilweise in einer Galerie, durch und soll neu komplett in einen Tunnel verlegt und auf Doppelspur erweitert werden. Der Tunnel beginnt gleich nach dem Bahnhof Leuk und führt unter Varen durch (also hinter dem bestehenden Trasse, weiter im Berg) und endet vor Salgesch (geplante Inbetriebnahme 2004).

Das frei werdende Eisenbahntrasse wird zur Kantonsstrasse T9 umgebaut (geplante Fertigstellung 2006). Gleichzeitig wird eine Umfahrungsstrasse für Salgesch durch den Hubil gebaut. Damit wird die Strasse durch den Pfywald frei für die Nutzung als Autobahn, deren Streckenführung weitgehend der ursprünglichen Kantonsstrasse folgt.

Um die Auswirkungen der Autobahn A9, die das Schutzgebiet des Pfywaldes in zwei Teile schneiden würde, zu reduzieren, verläuft ein grosser Teil davon unterirdisch. Die Autobahn wird in Tunnel und Galerie an Susten vorbeigeführt, kommt nach dem Illgraben kurz an die Oberfläche und verschwindet vom Zeltplatz an bis Mirderstei wieder im Untergrund. An der Oberfläche, d.h. auf dem „Dach“ der Autobahn, soll danach nur noch eine gekieste Piste als Zufahrt für die Anwohner und die Forstwirtschaft weiterexistieren (geplante Inbetriebnahme 2013) (DVBU, 2003; Glaisen, 1999; DVBU, 2001; TCS, 2001).

Mit diesen Massnahmen wird der Pfywald verkehrstechnisch viel schlechter erschlossen sein als bisher. Hingegen wird ein besserer Schutz des Gebietes und eine kontrolliertere Nutzung als Erholungsgebiet gewährleistet sein. Parkplätze werden nur noch am Rande des Schutzgebietes zu finden sein. Ein entsprechendes Konzept ist in Planung (Nanchen, 2002).

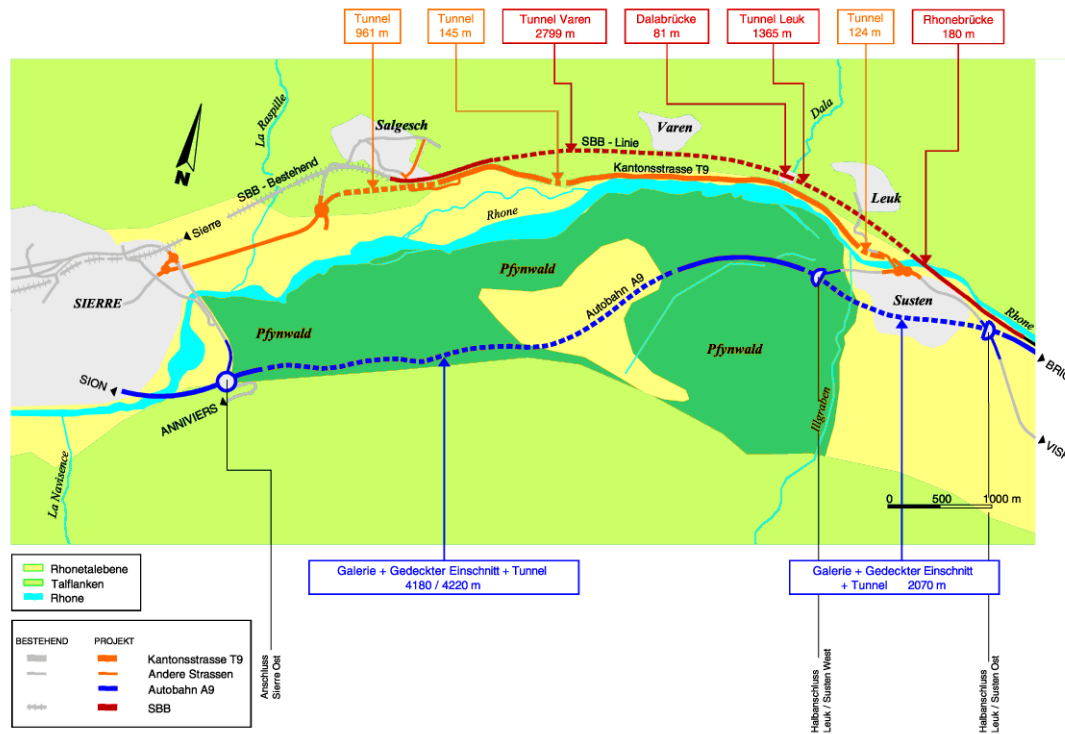


Abbildung 5: Die im Zusammenhang mit der Neuorganisation der Verkehrsstränge, geplanten Arbeiten in der Region um das Pfywaldgebiet. Bildquelle: (DVBU, 2003)

1.3.2 Ausgleichsmassnahmen

Die meisten Ausgleichs- und Aufwertungsmassnahmen im Pfywald betreffen die Rhône. So werden in erster Linie Dämme zurückversetzt, um der Rhône mehr Platz für ihre ursprüngliche (Auen-)Dynamik zurückzugeben. Diese Verbreiterung ist auch Bestandteil des Hochwasserschutzes. Zwischen den Piezometern P55 und P60 wurde der Bau eines neuen Rhôneseitenarmes festgestellt. Weiterhin soll ein Informationszentrum über den Pfywald aufgebaut und Naturlehrpfade und sowie Wanderwege eingerichtet werden.

Die beiden Kieswerke auf der linken Rhôneseite sollen aus dem Pfywaldgebiet, bzw. an dessen Rand verlegt werden und in Zukunft nur noch nachhaltig Kies baggern dürfen. Das Kieswerk Susten wird näher an die Mündung des Illgrabens verschoben, das zweite, die Gravière Finges, bekommt einen neuen Platz am rechten Rhôneufer. Die bestehenden asphaltierten Zufahrtstrassen werden zu Wegen zurückgebaut, die eventuell als Wanderwege genutzt werden könnten.

Innerhalb des Schutzgebietes Pfywald soll, im Gegensatz zum Kiesabbau, eine extensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung weiterbestehen dürfen. Dies betrifft den Bereich um Milljere. Die bestehenden Hochstammobstbäume, Hecken und Wiesen sollen erhalten und z.T. ergänzt werden.

Beim Pafforetsee und Grossee wird beabsichtigt, den waldfreien Bereich an den Ufern zu vergrössern,⁶ um neue Biotope zu schaffen. Östlich der Seen wurde bereits ein Teilgebiet gerodet, um Platz für neue Flachgewässer zu schaffen.

⁶Im Moment reicht der Wald praktisch überall bis ans Seeufer.

Auf der rechten Rhôneseite sind vor allem Massnahmen geplant, die den Russubrunnu betreffen. Die untere, kanalisierte Hälfte soll revitalisiert werden. Im oberen Teil soll der Auenwald wieder an die Rhônedynamik angeschlossen werden, indem der Damm rückversetzt und das in diesem Gebiet liegende Trinkwasserpumpwerk von Salgesch weiter flussaufwärts und näher zum Hang hin verschoben wird (DVBU, 2003; Nanchen, 2002).

1.4 Das Grundwasser beim Pfywald

Der zu untersuchende Grundwasserleiter befindet sich im Talgrund, wo die Rhône seit der Eiszeit fortlaufend alluviales Material abgelagert hat. Die Mächtigkeit der alluvialen Ablagerungen ist nicht bekannt. Schätzungen gehen von max. 60–70 m Mächtigkeit aus (Schürch, 2000). Die alluvialen Ablagerungen zeichnen sich durch eine hohe hydraulische Durchlässigkeit ($k_f \approx 10^{-2} \text{m/s}$) und deswegen auch einer hohen Fliessgeschwindigkeit aus.

Im Bereich der Überreste des Bergsturzes von Sierre (vgl. Abschnitt 1.1.3) ist die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters deutlich geringer. Eventuell existieren dort mehrere, durch undurchlässige Schichten getrennte, Aquifere. Für diese Arbeit wurde angenommen, dass nur ein einziger, grosser Grundwasserleiter existiert, der jedoch nach Gebieten unterschiedliche Durchlässigkeiten besitzt.

Die Ausdehnung des Grundwasserleiters lässt sich mit den vorhandenen geologischen Daten nicht genau eingrenzen. Die nördlichen und südlichen Grenzen bilden naheliegenderweise die ansteigenden Berghänge. Für das östliche Ende des Grundwasserleiters kann der kleine Staudamm zwischen Leuk und Susten angenommen werden.

Es gibt deutliche Hinweise, dass dieser Ort der Idee eines „Knick-Points“ von Brunke & Gonser (1997) entspricht und somit den Beginn eines neuen Grundwasserleiters markiert. Die Hinweise sind die Staumauer, die wohl in Fels verankert sein dürfte. Zudem ist auf der Leukseite der Fels direkt sichtbar. Auf der gegenüberliegenden Seite bildet der verhältnismässig gering durchlässige Illgrabenschuttflächen die oberste Schicht und besitzt somit ebenfalls einen Barriereneffekt.

Das untere, westliche Ende des Aquifers wurde bei der grossen Brücke vor Sierre angenommen. Ein Knick-Point ist an dieser Stelle bis jetzt noch nicht nachgewiesen, aber zumindest eine starke Verengung des Querschnitts des Grundwasserleiters ist offensichtlich. Die an der Oberfläche noch sichtbaren Überreste des Bergsturzes von Sierre (die vielen kleinen Hügel) kommen dort dem ansteigenden Hang auf der Nordseite am nächsten (bis auf ca. 500 m). Diese wenig durchlässigen Schichten reduzieren die Breite und sehr wahrscheinlich auch die Tiefe der gut durchlässigen Schichten des Grundwasserleiters. Deshalb wurde hier das untere Ende des Grundwasserleiters angenommen. Obwohl kein richtiger Knick-Point vorzuliegen scheint, ist doch eine gewisse Trennung, ein Flaschenhals, vorhanden.

1.5 Die Zielsetzungen zur Untersuchung

Das Forschungsprojekt „Rhône-Thur Revitalisierung“ der EAWAG bildet den grösseren Kontext zu dem diese Arbeit einen Beitrag leisten soll; insbesondere zum Modul I „Naturwissenschaftliche Prozesskette“. Es sollen die folgenden drei Hauptziele, die ihrerseits jeweils mehrerer Aspekte enthalten, bearbeitet werden:

1. Bestimmung der Mischungsverhältnisse im Grundwasser
 - Identifikation der Endpunkte (ungemischte Wassertypen)
 - Intensität und Ausmass der Mischung
 - Wichtigkeit der Wassertypen in den Mischungen, insbesondere des Rhônewassers
2. Verbesserung des Verständnisses der Hydrologie mittels Grundwassermodellierung
 - Überprüfung des Grundwassermodells von Schürch (2000)
 - Beschreibung der Grundwasserströme
 - Quantifikation der Wassereinträge aus Rhône, Hang und Regenwasser
 - zusätzliche Informationen zur Interpretationen der Mischungsverhältnisse
3. Ergänzung der biologischen Arbeit von Walther (2002) im abiotisch-hydrologischen Bereich
 - Vergleich der biologischen mit den hydrologischen Resultaten

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Auswahl der Probenahmestellen

Die ursprüngliche Absicht bestand in der Probenahme entlang von vier Transekten, die vom Fuss des Gorwetsch im Süden zur Rhône und zum Teil bis auf die andere Flussseite reichten (in Abbildung 6 durch die vier geraden Linien angedeutet). Im Feld stellte sich heraus, dass etliche Grundwasserbohrungen oberhalb des Grundwasserspiegels endeten (der Grundwasserspiegel lag sehr tief zum Zeitpunkt der Messungen), eine zu geringe Wassermenge lieferten oder aus anderen Gründen nicht beprobbar waren (vergleiche dazu auch Tabelle 27). Deswegen konnten die Transekte nicht wie vorgesehen verwirklicht werden. Trotzdem wurde darauf geachtet, dass Proben aus allen Gebieten und Lagen vorhanden waren. Die Abbildung 6 zeigt die Position der Probenahmestellen im Pfywaldgebiet.

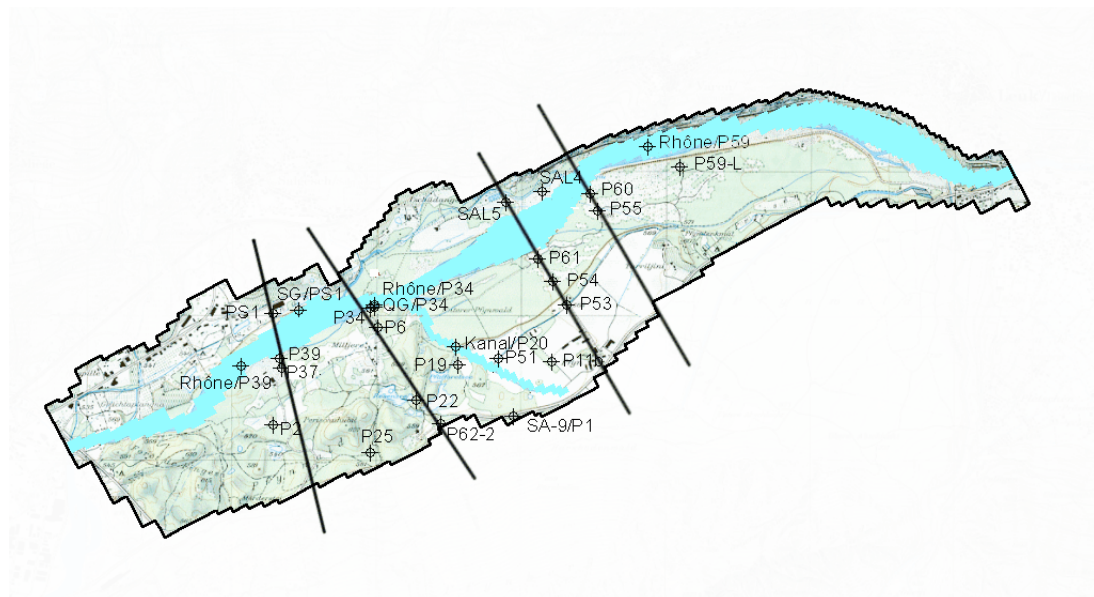


Abbildung 6: Die Karte der Probenahmestellen mit eingezeichneten Probetransekten (Piezometer, die nicht beprobt wurden, sind nicht eingezeichnet). P-, SAL- und PS-Nummern sind Piezometerrohre, Rhône: Rhônewasserprobe, SG: Seitengerinne, QG: Quellgerinne

Die Grundwasserbohrungen sind nicht gleichmässig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Ganz oben, wo die Rhône ins Untersuchungsgebiet hineinfliesst, scheinen keine Bohrungen zu existieren, ebenso im untersten Bereich. Dies verunmöglichte eine gleichmässige Abdeckung auf dem ganzen Untersuchungsgebiet.

Bei 21, der knapp 100 vorhandenen Piezometern, wurden Proben entnommen (Verzeichnis aller Piezometer im Anhang A.6). An 6 Stellen wurden oberirdische Fliessgewässer beprobt. Davon stammen 4 Proben aus der Rhône, 1 aus dem Canal des Fermes. Die sechste Probe stammt aus einem Wasseraufstoss neben der Rhône (Quellgerinne/P34). Es wurde vermutet, dass dieses Wasser, ähnlich VBup in Holocher *et al.* (2001), eventuell ein Aufstoss von tiefem Grundwasser sei.

In der Nähe von P59 wurde der Rhône an zwei unterschiedlichen Tagen jeweils eine Wasserprobe entnommen (Rhône/P51(1) und Rhône/P59(2)). Eine genaue Übersicht zu wann, welche Proben, wo genommen worden sind, ist im Anhang in Tabelle 18 zu finden.

2.2 Ablauf der Probenahmen

Die Beschriftung der Piezometer war nicht in jedem Fall eindeutig, insbesondere bei mehreren Piezometerröhren an einem Ort. In Zweifelsfällen wurden die technischen Daten zu den Piezometern in Schürch (2000) konsultiert, um die richtige Bezeichnung zuordnen zu können.

Die Probenahme verlief grob in der folgenden Reihenfolge:

1. Messung des Grundwasserspiegels, der maximalen Rohrtiefe und der Temperatur (bzw. des Temperaturgradienten falls vorhanden)
2. Messung der Leitfähigkeit (bzw. des Leitfähigkeitsgradienten falls vorhanden)
3. elektrisches Hochpumpen des Grundwassers und abwarten bis eine Wassermenge gepumpt war, die mindestens der zweifachen Menge des Wasservolumens im Rohr entsprach. Falls das Rohr durch das Pumpen trocken fiel, wurde die Probenahme abgebrochen.
4. Sammeln der Wasserproben (die Tabelle 18 im Anhang gibt Auskunft, welche Proben wo genommen worden sind)

Radon Das Wasser wurde in eine Glasflasche abgefüllt und meistens sofort analysiert oder sonst innerhalb weniger Stunden

Geochemie 1 Liter Plastikflaschen wurden möglichst ohne Lufteinschluss abgefüllt und sofort in einer Kühltruhe eingelagert

Sauerstoff Die speziellen Winkler-Glasflaschen wurden mit Wasser gefüllt und unmittelbar danach mit den beiden Winkler-Lösungen versetzt

Sauerstoffisotope Das Wasser wurde in 30 ml Vials gefüllt und luftdicht verschlossen. Beim Verschliessen wurde darauf geachtet, dass möglichst keine Luftblasen eingeschlossen wurden. Die Aufbewahrung erfolgte in der Kühltruhe.

Freone Die Kupferrohre wurden mit einem PVC-Schlauch direkt an die Pumpe angeschlossen. Das Verschliessen erfolgte durch Zudrehen der Klemmen bei laufender Pumpe.

SF₆ Die Metallzylinder wurden mit einem PVC-Schlauch ebenfalls direkt an die Pumpe angeschlossen. Die Hahnen wurden bei laufender Pumpe verschlossen, zudem wurde darauf geachtet keine Luft miteinzuschliessen.

Bei SAL4 und SAL5 wurden zwei Pumpen in jeweils 7 und 14 Meter Tiefe (ab Rohroberkante gemessen) installiert. Dadurch konnten Proben gewonnen werden, die das Wasser im oberen bzw. einem tiefergelegenen Bereich des Aquifers repräsentierten (SAL4/7m bzw. SAL4/14m und SAL5/7m bzw. SAL5/14m).

Die Oberflächengewässer wurden in zwei Fällen (Rhône/P59(2) und Quellgerinne/P34) mit einer ins Wasser gelegten Pumpe beprobt. Bei den Übrigen (Rhône/P39, Rhône/P34, Rhône/P59(1), Seitengerinne/PS1, Kanal/P20) sind die Proben von Hand im Uferbereich entnommen worden.

2.3 Dataloggers

Zwei Logger vom Typ Orpheus mit kontinuierlicher Temperatur und Grundwasserspiegelmessung standen zu Verfügung. Die Temperaturmessung erfolgte auf 0.1 °C genau. Änderungen des Grundwasserspiegels konnten mit den Geräten im Millimeterbereich aufgelöst werden.

Der eine Logger wurde bei P39 installiert. Dieser liegt in ca. 100 Meter Abstand zur Rhône. Der Grundwasserspiegel und das Rhônebett sollten in etwa auf der gleichen Höhe über Meer liegen, sodass eine direkte hydraulische Verbindung besteht. Veränderungen in der Rhône sollten somit in P39 ebenfalls nachweisbar sein.

Der zweite Logger wurde bei P55 installiert. Dieser liegt im oberen Teil des Untersuchungsgebiets etwa 250 Meter von der Rhône entfernt. Der Abstand von Grundwasserspiegel zu Rhônebett könnte in diesem Gebiet gross genug sein, damit sich zwischen diesen beiden wasserführenden Schichten eine ungesättigte Zone ausgebildet hat. Veränderungen des Rhônewasserspiegels sollten dadurch in P55 nicht, oder nur in stark abgeschwächter Form festgestellt werden können.

Die Beobachtungsperiode startete am 16.5.2003 nachmittags und endete am 3.8.2003 vormittags. Aussergewöhnliche (Umwelt-) Ereignisse, wie z.B. Hochwasser, sind in dieser Zeit keine festgestellt worden.

2.4 Geochemie und Sauerstoffgehalt

Die Geochemie wurde im AUA-Labor der EAWAG gemessen. Standardmässig wurde folgendes analysiert:

Kationen: Natrium, Kalzium, Magnesium, Kalium

Anionen: Sulfat, Chlorid, Nitrat

allg. Parameter: pH, Alkalinität, Leitfähigkeit

Die Analysen fanden innerhalb von drei Wochen nach der Probenahme statt. Die Proben wurden bis zu diesem Zeitpunkt im Kühlraum bei 4 °C und im Dunkeln gelagert.

Der Sauerstoffgehalt (nach Winkler) wurde ebenfalls vom AUA-Labor bestimmt. Die Proben wurden jedoch bis zum Analysezeitpunkt (ca. 1–3 Wochen nach der Probenahme) bei Raumtemperatur aufbewahrt.

2.5 Bestimmung des Sauerstoffisotopenverhältnisses $\delta^{18}\text{O}$

2.5.1 Fraktionierungseffekte ⁷

^{18}O ist ein natürlicherweise vorkommendes, stabiles Isotop des Sauerstoffs (ca. 2‰). Wegen den zusätzlichen Neutronen sind die Bindungen leicht stabiler, was sich in einer grösseren Aktivierungsenergie widerspiegelt. Die Folge sind Fraktionierungseffekte, z.B. werden Wassermoleküle mit H_2^{16}O bei Phasenübergängen bevorzugt, die schweren H_2^{18}O benachteiligt. So besteht Wasserdampf aus einem grösseren Anteil H_2^{16}O (negativeres $\delta^{18}\text{O}$) als das Wasser aus dem er

⁷ Dieser Abschnitt basiert stark auf dem Kapitel 2.1 von Brögli (2001)

hervorgegangen ist. Isotopenfraktionierung findet bei allen Phasenübergängen statt. Damit sind Rückschlüsse auf die geographische Herkunft als auch die hydrologische Geschichte möglich.

Die Messung von ^{18}O wird im Verhältnis zu einem Standard meistens VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) durchgeführt und liefert die Verhältniszahl:

$$\delta^{18}\text{O} = \left(\frac{R_{\text{Probe}}}{R_{\text{Standard}}} - 1 \right) * 1000 \text{ [‰]} \quad R = \frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}} \quad (1)$$

Folgende Fraktionierungseffekte werden unterschieden:

Kontinentaleffekt Durch Ausregnen kommt es zu einer progressiven Abnahme der schweren Wassermoleküle. So wird der Regen mit zunehmendem Abstand zur Küste reicher an H_2^{16}O .

⇒ negativeres $\delta^{18}\text{O}$

Jahreszeiteffekt Das $\delta^{18}\text{O}$ folgt den jahreszeitlichen Temperaturänderungen mit weniger negativem $\delta^{18}\text{O}$ im Sommer und stärker negativem $\delta^{18}\text{O}$ im Winter.

Mengeneffekt Ein Regenereignis führt mit zunehmender Dauer zu einer Abnahme der schweren Wassermoleküle im Regen.

⇒ negativeres $\delta^{18}\text{O}$

Höheneffekt An Berghängen aufsteigende Luftmassen haben wegen der Abnahme der Lufttemperatur und zunehmendem Ausregnen (Mengeneffekt) zunehmend negativere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte.

⇒ negativeres $\delta^{18}\text{O}$

2.5.2 Bestimmung der Infiltrationshöhe und -temperatur

Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert ist ein typischer Wert für eine Region und, abgesehen vom jahreszeitlichen Rhythmus, praktisch konstant. Durch das Messen von $\delta^{18}\text{O}$ auf verschiedenen Höhen lässt sich eine lineare Beziehung zwischen der Messung und der Höhe über Meer herstellen. Im Wallis lautet die entsprechende Gleichung für das Höhenprofil (persönliche Mitteilung M. FETTE):

$$y = -311.67x - 2096.5 \quad (R^2 = 0.9289) \quad (2)$$

y : Infiltrationshöhe (m.ü.M.)

x : $\delta^{18}\text{O}$ -Wert (‰)

Mit den durchschnittlichen Jahrestemperaturen⁸ an Messstationen auf unterschiedlichen Höhen kann auf ähnliche Weise eine lineare Beziehung zur Temperatur hergestellt werden. Verwendet wurden 8 Messstationen⁹ auf Höhen zwischen 500 und 1800m.ü.M. Daraus ergab sich folgende Beziehung:

$$y = -4.455 \cdot 10^{-3}x + 11.16 \quad (R^2 = 0.9196) \quad (3)$$

y : Temperatur (°C)

x : Infiltrationshöhe (m.ü.M.)

Somit kann aus einem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert unter Verwendung der Gleichungen 3 und 4 dessen Infiltrationstemperatur und -höhe abgeschätzt werden. Diese Methode wurde verwendet, um bei der Freon und SF_6 -Messung die Altersberechnung zu optimieren.

⁸Es wurden die „Normaltemperaturen“ aus MeteoSchweiz (2002) verwendet

⁹Zermatt, Montana, Visp, Sion, Fey, Evolène-Villaz, Grächen und Blatten

2.6 Bestimmung der Tracer

2.6.1 Radon (^{222}Rn)

Radon ist ein Edelgas, welches natürlicherweise in der Uran-238 Zerfallskette gebildet wird. Das Mutterisotop ist Radium-226 (unter normalen Umweltbedingungen festförmig), welches unter Emission eines α -Partikels zu Radon-222 zerfällt (Halbwertszeit 1620 Jahre) (Cecil & Green, 1999).

Radon kommt in der Luft im Wasser, in Gesteinen und im Boden vor. Es ist chemisch inert, jedoch radioaktiv und zerfällt, mit einer Halbwertszeit von 3.82 Tagen zu Polonium-218 (ebenfalls unter der Emission eines α -Partikels). Der Zerfall des Radiums bewirkt gleichzeitig einen Wechsel des Aggregatzustandes des Atoms von fest zu gasförmig (unter Standardbedingungen).

Der Grossteil des Radons zerfällt innerhalb von Bodenpartikeln. Bei einem Zerfall nahe der Partikeloberfläche kann das Radon in den Porenraum gelangen und sich dort im eventuell vorhandenen Grundwasser lösen (Cecil & Green, 1999). An der Oberfläche des Grundwassers kann das Radon in die Atmosphäre ausgasen.

Für die Altersbestimmung wird nun die Tatsache ausgenutzt, dass infiltrierendes Wasser (Regen, Flusswasser) meistens kein Radon enthält. Sobald das Wasserpaket in den Boden gelangt wird es bis zu einer Sättigungskonzentration mit Radon angereichert.¹⁰

Die Sättigungskonzentration wird vor allem durch die physikalischen Eigenschaften des Aquifers, die Geologie (d.h. den Uran-238 Gehalt), und den Gasaustausch mit der Atmosphäre bestimmt (Hoehn & von Gunten, 1989). Die Sättigungskonzentration ist folglich gebietspezifisch. Das maximal bestimmbare Wasseralter beträgt rund 15 Tage. Diese maximale Zeit folgt aus der Halbwertszeit des Radon-222 und ist gebietunabhängig. Die 15 Tage entsprechen rund 95% der Sättigungskonzentration.¹¹ Wegen der Konzentrationskurve, die mit zunehmender Nähe zur Sättigungskonzentration abflacht, wird die Unsicherheit in der Altersbestimmung sehr gross.

Die Mischung von Wasserpaketen unterschiedlicher Radonaktivität ergibt ein scheinbares Alter. Dieses ist nicht identisch mit dem Alter, welches aus einer Berechnung der proportionalen Anteile der Alter der ungemischten Wasserpakete resultieren würde. Das Alter ist eine logarithmische Funktion der Radonaktivität, deshalb können Mischungen von viel altem, mit Radon gesättigtem Wasser, und wenig jungem, ungesättigtem Wasser unter Umständen zu einem Wasseralter von deutlich unter 15 Tagen führen.

2.6.2 Freone (FCKW-11, -12 und -113)

Freone (auch FCKW (*Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe*) und im englischen Sprachraum CFC (*Chloro-Fluoro-Carbons*) genannt) sind stabile halogenierte Alkane, die in den 30er Jahren entwickelt wurden. Freone sind unbrennbar, unkorrosiv, nicht explosiv und haben eine geringe Toxizität, was sie für eine breite Anwendung in der Industrie prädestinierte. Es sind anthropogene Substanzen ohne natürliche Quellen (Plummer & Busenberg, 1999).

FCKW-11 (CCl_3F) und FCKW-12 (CCl_2F_2) wurden vor allem verwendet als:

¹⁰gemessen wird jeweils nicht die Konzentration, sondern die Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Volumen, welche proportional sind zur Konzentration. Für die Berechnung der Konzentration siehe Hoehn & von Gunten (1989)

¹¹exakterweise werden 95% der Sättigungskonzentration nach $0.95 = 1 - \exp(-\lambda \cdot t) \rightarrow t = \frac{\ln 0.05}{-\lambda} = 16.51d \approx 15d$ ($\lambda = \frac{\ln 2}{\tau_{1/2}}$) erreicht (Hoehn *et al.*, 1992).

- Kühlmittel in Kühlschränken und Klimaanlage
- Schäumungsmittel für Schaumstoff
- Treibmittel in Spraydosen
- Lösungsmittel

In der Atmosphäre wirken die beiden FCKWs als Treibhausgase und tragen zur Zerstörung der Ozonschicht bei. Der Schmelzpunkt liegt bei +24 °C (FCKW-11) und -30 °C (FCKW-12). Die mittlere Aufenthaltszeit in der Atmosphäre beträgt ca. 45 resp. 87 Jahre (Plummer & Busenberg, 1999; NIST, 2003).

FCKW-113 (CCl₂FCClF₂) wurde insbesondere verwendet als:

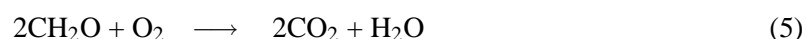
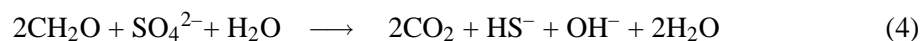
- Reinigungsmittel (Halbleiter-Elektronikindustrie)
- Kühlmittel

In der Atmosphäre wirkt FCKW-113 als Treibhausgas und trägt zur Zerstörung der Ozonschicht bei. Der Schmelzpunkt liegt bei +47 °C. Die mittlere Aufenthaltszeit in der Atmosphäre beträgt ca. 100 Jahre (Plummer & Busenberg, 1999; NIST, 2003).

Seit Januar 1996 sind Freone in den industrialisierten Ländern verboten. Die Abnahme der Emissionen geschah jedoch schon im Anschluss an das Inkrafttreten des Montrealer Protokolls¹² 1989 (Bauer *et al.*, 2001; Fraser *et al.*, 1996). Als Folge davon haben sich die Konzentrationen nach dem Erreichen des Maximums in den 90er Jahren stabilisiert und sind seitdem praktisch konstant geblieben¹³ (Montzka *et al.*, 1999; Engel *et al.*, 1998).

Unter aeroben Bedingungen scheinen Freone im Grundwasser nicht abbaubar zu sein. Unter sulfatreduzierenden Bedingungen konnte ein mikrobieller Abbau mit reduktiver Dehalogenierung festgestellt werden. FCKW-11 wird bei sulfatreduzierenden Bedingungen meistens rascher abgebaut als FCKW-113 und um ein vielfaches schneller als FCKW-12 (Plummer & Busenberg, 1999).

Sulfatreduzierend kann das Grundwasser werden, wenn kein Sauerstoffeintrag mehr erfolgt, der vorhandene Sauerstoff und auch das Nitrat als Elektronenakzeptor aufgebraucht sind. Angepasste Mikroorganismen können das Sulfat gemäß der Reaktionsgleichung 4 reduzieren, um im Gegenzug organisches Material zu oxidieren und dadurch Energie zu gewinnen. Statt des Sulfats können die Freone reduziert werden, was zur Dehalogenierung führt. Die Energieausbeute ist jedoch immer geringer als bei derselben Reaktion mit Sauerstoff (Gleichung 5).



¹²das Montrealer Protokoll ist ein Abkommen, welches die Produktion und Verwendung von ozonschichtzerstörenden Substanzen regelt

¹³wegen der langen Lebensdauer geschieht die Konzentrationsabnahme in der Atmosphäre hingegen nur langsam

Ein weiterer Prozess, der die Freon-Konzentration im Grundwasser verändern kann, ist der Gasaustausch über die Grundwasseroberfläche. Je nach der Konzentration in der überstehenden (Poren-) Luft entweicht Freon aus dem Grundwasser oder wird ins Wasser eingetragen (Szabo *et al.*, 1996). Die Altersbestimmung basiert auf:

- den Kenntnissen zum historischen Verlauf der Freonkonzentrationen in der Atmosphäre (Abbildung 7)
- der gemessenen Freonkonzentration im Grundwasser
- der Annahme, dass das Wasser nach der Infiltration von der Atmosphäre isoliert worden ist (z.B. durch weiteren Regen oder Flusswasserinfiltration)
- der Annahme, dass sich Wasser zum Zeitpunkt der Infiltration im thermodynamischen Gleichgewicht mit der Atmosphäre befunden hat

Solange die Konzentration in der Atmosphäre ansteigt ist eine eindeutige Zuordnung zum Infiltrationsjahr möglich. Wegen der fehlenden Steigung in der Konzentrationskurve (vergleiche Abbildung 7) der letzten Jahre ist eine Altersbestimmung mit Freonen nur für Grundwasser mit einem Alter von mehr als ca. 10 Jahren möglich. Wegen der Möglichkeit unbemerkter Kontamination sind die Freon-Alter immer als minimale Wasseralter zu interpretieren (Szabo *et al.*, 1996).

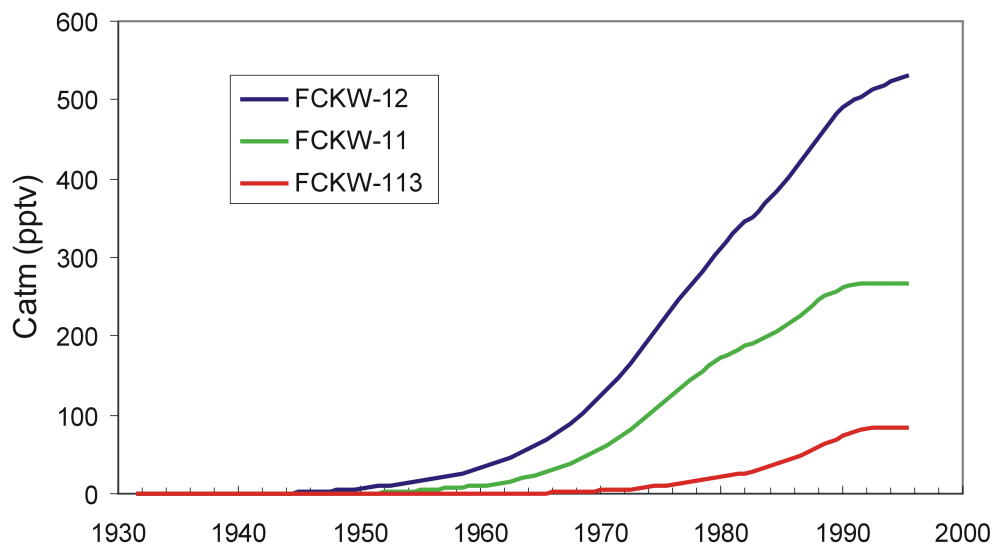


Abbildung 7: Die Entwicklung der atmosphärischen Konzentrationen der Freone

Die Probenahme erfolgte in Kupferröhren, die mit Klemmen beidseitig gasdicht verschlossen wurden. Im Labor wurden die Röhren an die Extraktionsapparatur angeschlossen und die im Wasser enthaltenen Gase mit einem Vakuumsystem quantitativ entgast. Der Wasserdampf und die FCKWs froren sogleich an einer ersten, mit flüssigem Stickstoff gekühlten Kühlfalle, an. Argon und Stickstoff, die gemeinsam mit den FCKWs gemessen worden sind, wurden erst mit einer zweiten, Aktivkohle enthaltenden Kühlfalle zurückgehalten. Die Isolierung dieser zweiten Kühlfalle und anschließendes Auftauen ermöglichte die kontrollierte Zuführung von FCKWs, Argon und Stickstoff in einen Gaschromatographen. Darin wurden die Gase aufgetrennt und

mit einem ECD (Electron Capture Detector), bzw. mit einem TCD (Thermal Conductivity Detector) für Argon und Stickstoff, quantitativ bestimmt. Die Messgenauigkeit lag bei $\pm 5\%$ für die FCKWs und bei $\pm 1\%$ für Argon und Stickstoff (Hofer & Imboden, 1998; Hofer, unpub.)

2.6.3 Schwefel-Hexafluorid (SF₆)

Die Produktion von SF₆ startete 1953. Der Beitrag von SF₆ aus natürlichen Quellen beträgt ca. 0.054 pptv. Zwischenzeitlich stammt der Hauptteil der atmosphärischen SF₆-Konzentration aus anthropogenen Quellen (Maiss & Brenninkmeijer, 1998; Ko *et al.*, 1993).

Gemäss Maiss & Brenninkmeijer (1998), Ko *et al.* (1993) und Hofer (unpub.) umfassen die anthropogenen Verwendungszwecke:

- Isolationsgas in Hochspannungsschaltern
- Aluminium- und Magnesiumproduktion
- Schallschutzfenster
- Autopneus
- „luftgepolsterte“ Turnschuhe

SF₆ scheint mikrobiologisch nicht abbaubar zu sein und ist auch unter stark reduzierenden Bedingungen stabil. Das Molekül wird wahrscheinlich nur in der Atmosphäre abgebaut (Bauer *et al.*, 2001; Busenberg & Plummer, 2000).

In der Atmosphäre wirkt SF₆ als extrem starkes Treibhausgas (Global Warming Potential auf 100 Jahre (GWP/100J) beträgt ca. 22'200) (IPCC, 2001; Ko *et al.*, 1993). Mit der jetzigen atmosphärischen Konzentration von SF₆ ist der Beitrag im Vergleich zu CO₂ jedoch gering (Ko *et al.*, 1993). Die mittlere Aufenthaltszeit von SF₆ in der Atmosphäre beträgt ca. 3200 Jahre (Maiss & Brenninkmeijer, 1998).

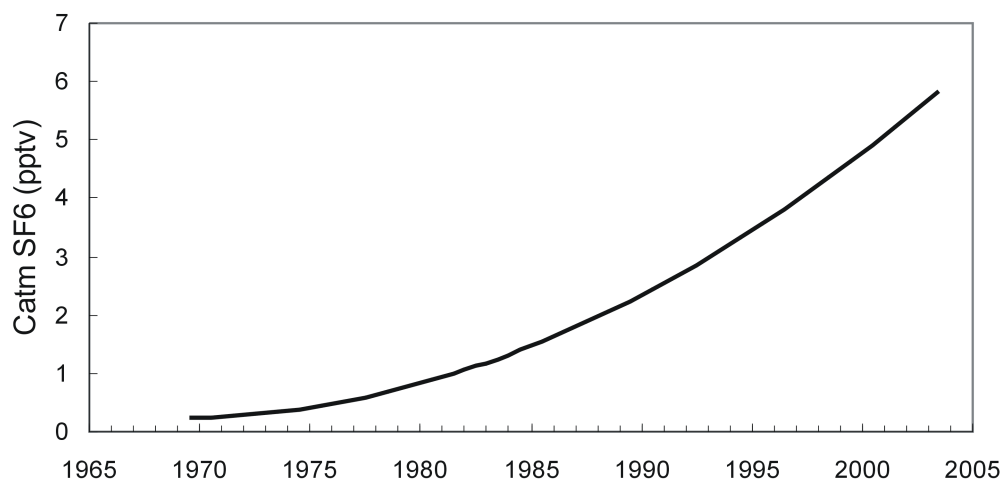


Abbildung 8: Die Entwicklung der atmosphärischen SF₆-Konzentration

Das inerte Verhalten im Wasser und die gleichmässige Konzentrationsverteilung innerhalb einer Hemisphäre machen SF₆ zu einem idealen Tracer. Die atmosphärische Konzentrationskurve steigt, wie in Abbildung 8 ersichtlich, immer noch exponentiell an. Aus der SF₆-Konzentration im Wasser kann eine atmosphärische Konzentration berechnet werden, die wiederum einem bestimmten Jahr zugeordnet werden kann. Die Altersberechnung verläuft identisch zu derjenigen für die FCKWs. Die Altersbestimmung mit SF₆ deckt einen Altersbereich von 0 bis ca. 30 Jahren ab und ergänzt somit die Altersbestimmung mit FCKWs ideal (Hofer, unpub.).

Die Probenahme verlief analog zu derjenigen der FCKWs, mit dem Unterschied, dass die Behälter 450 ml Metallzylinder waren, die mit Kükenhahnen luftdicht verschlossen werden konnten. Die Analyse verlief analog den Freonen. Im Labor wurde der wassergefüllte Metallzylinder an den Extraktionsapparat angeschlossen und mit einem Vakuumsystem quantitativ entgast. In einer Kühlfalle (mit flüssigem Stickstoff gekühlt) wurde das SF₆ zurückgehalten. Nachdem die Kühlfalle isoliert worden war, wurde sie aufgetaut und die Gase kontrolliert einem Gaschromatographen zur Auftrennung zugeführt. Ein nachgeschalteter ECD (Electron Capture Detector) diente als Detektor für das SF₆. Die Messgenauigkeit beträgt ±5% (Hofer *et al.*, 2002; Hofer, unpub.).

2.7 Bestimmung der Excess Air

Übersättigungen atmosphärischer Gase (*Excess Air* genannt) werden im Grundwasser oft festgestellt. Diese Übersättigungen betragen im Schweizer Grundwasser normalerweise etwa 5–20%. Um bei den Freonen und dem SF₆ das Alter korrekt zu berechnen, sollte die *Excess Air* in der Berechnung berücksichtigt werden.

Die Übersättigung folgt aus dem Einschluss und durch zunehmenden hydrostatischen Druck verursachte Auflösung von Luftbläschen im Wasser. Bei Grundwasserspiegelschwankungen und bei Regenereignissen können Luftbläschen eingeschlossen werden.

Ein ähnlicher Prozess, der zu *Excess Air* führt, geht davon aus, dass grössere Luftbläschen nicht aufgelöst werden, sondern die Gase in einer Gleichgewichtsreaktionen mit dem umgebenden Wasser ausgetauscht werden. Bei diesem Prozess gehen bevorzugt die leichten Gase in die Wasserphase über. Bei vertikalen Wasserbewegungen, wie Grundwasserspiegelschwankungen und Infiltration von Oberflächenwasser, dominiert der Effekt der kompletten Bläschenauflösung (Holoher *et al.*, 2002).

Das Verhältnis der Gase in diesen Luftbläschen entspricht normalerweise etwa dem Verhältnis der Luft.¹⁴ Um nun das Ausmass der Übersättigung zu bestimmen, können inerte Gase, deren Konzentration in der Atmosphäre bekannt ist, wie z.B. das Edelgas Argon und Stickstoff, in der Wasserprobe gemessen werden. Ist die Temperatur und der Luftdruck (d.h. die Infiltrationshöhe) bekannt, lässt sich die im Wasser zu erwartende Konzentration errechnen. Die *Excess Air* ergibt sich dann aus der Differenz der erwarteten und der gemessenen Edelgaskonzentration:

$$ExcessAir = \frac{[Gas]_{gemessen} - [Gas](p, T)_{erwartet}}{[Gas](p, T)_{erwartet}} \quad (6)$$

Ist der Anteil der *Excess Air* und deren Zusammensetzung bekannt, kann nun von den gemessenen Tracerkonzentrationen, die „überschüssige“, durch *Excess Air* verursachte, Stoffmenge

¹⁴dass dies nicht immer vollkommen richtig ist und weitere Effekte mitspielen, wird in Holoher *et al.* (2001) beschrieben. Die Atmosphärenluft ist jedoch meistens eine gute Näherung.

abgezogen werden. Dadurch erhält man eine korrigierte Konzentration, die das ursprüngliche Gleichgewicht mit der Atmosphäre besser repräsentiert. Altersberechnung aus SF₆- und Freon-Konzentrationen, die um Excess Air korrigiert worden sind, weisen meistens eine besserer Übereinstimmung untereinander auf (Bauer *et al.*, 2001; Wilson & McNeill, 1997; Aeschbach-Hertig *et al.*, 1999). Wegen der geringeren Wasserlöslichkeit von SF₆ gegenüber den FCKWs ist der Effekt der Excess Air bei ersterem um ein Mehrfaches ausgeprägter; die Verfälschung in der Altersberechnung stärker (für Herleitung siehe Bauer *et al.*, 2001).

Wegen der möglichen Verfälschung der N₂-Werte durch die landwirtschaftlichen Tätigkeiten auf dem Landgut Pfyn, wurde die Excess Air aus den Argonmessungen bestimmt. Die Argonanalyse erfolgte gemeinsam mit der Analyse der FCKWs und ist in jenem Abschnitt 2.6.2 beschrieben.

2.8 Auswertungsdiagramme

2.8.1 Piperplot und Schoeller-Diagramm

Der Piperplot (Beispiel in Abbildung 9a) stellt die Hauptanionen und -kationen des Grundwassers in einer Übersicht dar. Im einen Dreiecksdiagramm werden die Äquivalenzprozent der Anionen (Mg, Ca und (Na+K)) eingetragen; in einem zweiten dasselbe für die Kationen (SO₄, Cl und HCO₃). Die Punkte in den Dreiecken werden sodann in die mittlere Raute projiziert. Mit dem Programm *Aquachem*¹⁵ konnte diese Darstellungsart auf einfache Weise realisiert werden.

Die Position eines Punktes in der Raute ist eindeutig und kombiniert dadurch die Information über die Anteile der Kationen und Anionen in einer einzigen Darstellung. Durch diese Darstellungsweise können die Ionenbeziehungen zwischen den Kationen und Anionen, sowie der Kationen bzw. der Anionen separat, miteinander verglichen werden. Proben mit ähnlichen Äquivalenzanteilen liegen nahe beisammen und bilden oft Haufen, die sich voneinander abgrenzen lassen.

Das Schoeller-Diagramm (Beispiel in Abbildung 9b) stellt grundsätzlich die gleichen Informationen wie der Piperplot in einer anderen Form dar. Statt der Äquivalenzprozent werden hier die Äquivalenzkonzentrationen auf eine logarithmische Skala aufgetragen. Die Konzentrationen die zu einer Probe gehören, werden durch eine Linie verbunden. Auch hier kann es zu Gruppenbildung kommen, wenn jeweils mehrere Linien, d.h. Proben, einen ähnlichen Verlauf zeigen.

2.8.2 Drei-Komponentenplot

Der Drei-Komponentenplot ist vorallem geeignet, um Mischungen unterschiedlicher Wassertypen zu identifizieren. Dafür müssen drei Messparameter ausgewählt werden, in denen sich die verschiedenen Wassertypen idealerweise stark unterscheiden. In Frage kommen Parameter, die sich im betrachteten Gebiet und über die erwartete Mischstrecke (Zeit) möglichst inert verhalten. Auf der X- und der Y-Achse werden die Quotienten von zwei Parametern aufgetragen, wobei der Nenner jeweils auf beiden Achsen derselbe ist.

In der Abbildung 10a) ist das Prinzip beim Vorhandensein zweier Wassertypen veranschaulicht. Der Parameter C ist in dieser Abbildung die Normierung (der Nenner). Es gibt zwei Wassertypen (X und Y), die sich im [A]/[C]- und in diesem Beispiel ebenfalls im [B]/[C]-Verhältnis

¹⁵Es wurde die Version 3.7.42 verwendet

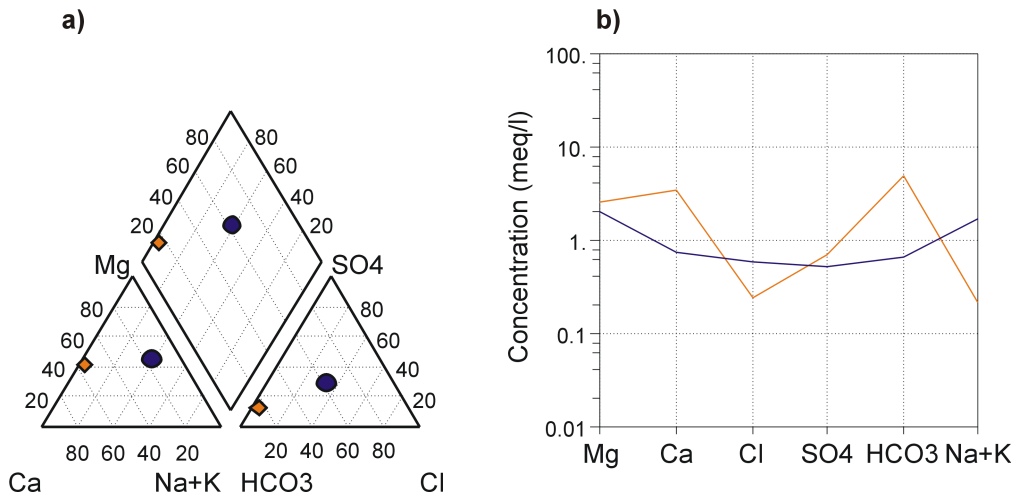


Abbildung 9: Beispiele eines a) Piperplots und b) eines Schoeller-Diagramms. Der blaue Punkt im Piperplot entspricht der blauen Linie im Schoeller-Diagramm; dasselbe gilt für die orange Raute und Linie

unterscheiden. Auf der Verbindungslinie zwischen X und Y befinden sich die Wassertypen XY1 und XY2. Da sie auf der Geraden liegen, müssen sie eine Mischung aus den Endgliedern X und Y sein. Der Anteil der Endglieder am Mischwasser kann aus dem Abstand des Mischwassers zu den Endgliedern ermittelt werden. Der Wassertyp Z liegt nicht auf der Geraden und kann folglich kein Mischwasser aus ausschliesslich X- und Y-Wasser sein, sondern enthält einen dritten Wassertyp oder ist selbst ein Endglied.

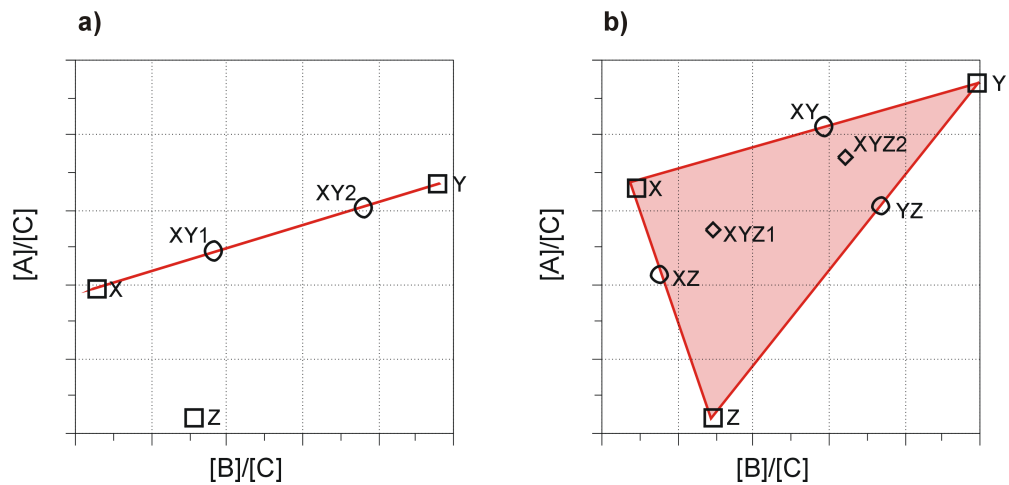


Abbildung 10: Zwei Drei-Komponentenplot, a) Mischung zwischen den zwei Endgliedern X und Y, b) Mischung zwischen drei Endgliedern (X,Y,Z)

In Abbildung 10 wird angenommen, dass der Wassertyp Z ein drittes Endglied sei, dessen Wasser sich mit X und Y mischt. In diesem Fall sind die Mischwasser nicht mehr nur auf den Geraden zu finden (Mischung zwischen zwei Wassertypen), sondern auch im Dreieck, das von den Endgliedern X,Y und Z aufgespannt wird (Abbildung 10b). Wassertypen, die sich in dieser Fläche befinden, sind Mischungen mit Wasseranteilen aus allen drei Endgliedern.

Diese Prinzipien des Drei-Komponentenplots gelten auch für die Fälle mit 4, 5 und mehr Endgliedern. Eine Interpretation wird jedoch schwieriger.

3 GRUNDWASSERMODELLIERUNG

3.1 Die Ausgangslage

Das Erstellen eines Grundwassermodells setzt Kenntnisse zu den hydraulischen Leitfähigkeiten und deren Verteilung im Untersuchungsgebiet voraus. Durch Pumpversuche in verschiedenen Piezometern hat Schürch (2000) die Leitfähigkeit des Untergrundes im Pfywald bestimmt. Diese bilden die Grundlagen für diese Modellierung.

Basierend auf diesen Daten hat Schürch (2000, S.54ff) in seiner Doktorarbeit bereits ein Grundwassermodell für den Pfywald erstellt. Dieses erstreckt sich jedoch nur entlang der linken Rhôneseite, die rechte Seite bleibt unberücksichtigt. Es ist ein mit FEFLOW realisiertes 2D-Modell. Dieses wurde einmal mit einem tiefen Rhônewasserstand (Grundwasserspiegelmessungen vom 2. April 1998¹⁶) und einmal mit einem hohen gerechnet (Messungen vom 8. August 1996). Beim Vergleich der beiden Zeitpunkte stellte Schürch (2000, p.60) fest, dass die generelle Grundwasserflussrichtung in der alluvialen Ebene oberhalb des Kanals zum Zeitpunkt des Niedrigwasserstand im Vergleich zum Hochwasserstand praktisch 180° entgegengesetzt verlaufen muss.

3.2 Die Modellvorstellung

Die Vorstellungen, Vermutungen, sowie das Wissen über die Hydrologie, die Geologie und die Topographie des Pfywaldes und dessen umgebendes Gebiet (siehe Kapitel 1) bestimmen die Annahmen, die für das Modell gemacht werden. So wird angenommen, dass der Pfywald in einem Becken liegt, welches am oberen Ende von einem „Knick Point“, und am Unteren von einer Knick-Point-ähnlichen Verengung begrenzt wird. Zwischen zwei „Knick Points“ befinden sich jeweils Mulden, die mit fluviatilen Material gefüllt sind und den Aquifer beherbergen (Brunke & Gonser, 1994, 1997). Im Pfywald ist der Teil nach dem Kanal nicht mit alluvialen Material, sondern mit Material des Bergsturzes gefüllt. Der obere „Knick Point“ befindet sich bei Susten. Die Verengung am unteren Ende liegt vor Sierre, dort wo die Rhône einen 90°-Kurve in Richtung Süden macht (vgl. Abschnitt 1.4).

Das Gebiet rechts von der Rhône, sowie links vor dem Kanal, ist stark alluvial geprägt. Das hügelige Gebiet nach dem Kanal besteht grösstenteils aus den Überresten des Bergsturzes und ist weniger gut durchlässig als das Alluvium. Das Gebiet des Bergsturzes besteht eventuell aus mehreren eigenständigen Grundwasserleitern (Schürch, 2000). Zudem gibt es Hinweise auf einen weiteren Grundwasserleiter in den Ablagerungen des Illgrabenschuttfächers, der sich unterhalb des Rhônealluvials befindet (Monnet, 2002).

Das Grundwasser wird einerseits von der Rhône gespiesen und andererseits von Hangwasser, insbesondere vom Gorwetschgrat im Süden (siehe dazu auch die Karte in Abbildung 11 auf Seite 24). Direkter Regenwassereintrag trägt ebenfalls zur Grundwasserneubildung bei.

Das Ende des Beckens ist, wie erwähnt, wenig durchlässiges Gestein vom Bergsturz. Dies führt dazu, dass das Wasser nur in der Nähe der Oberfläche weiterkommen kann, wobei der Widerstand im Fluss am geringsten ist. Deshalb sollte der untere Rhôneabschnitt eine Exfiltrationszone sein. Im oberen Teil des Beckens hingegen infiltriert Wasser von der Rhône (vergleiche dazu die Erläuterungen in Brunke & Gonser, 1994, 1997)

¹⁶Der Wasseraustausch zu diesem Zeitpunkt ist in erster Näherung mit den für diese Arbeit durchgeführten Messungen von Anfangs Mai 2003 vergleichbar

3.3 Das neue Grundwassermodell

3.3.1 Vorgaben zur Grundwassermodellierung

Die Konzeption des Modells legt den Grundstein für den weiteren Verlauf des Modellierungsprozesses. Einige Parameter können nach deren Festlegung nicht mehr ohne weiteres geändert werden.¹⁷ Um den ganzen Modellierungsprozess zu strukturieren, wurde die von Anderson & Woessner (1992) in Kapitel 1.4 vorgeschlagene Vorgehensweise in den Grundzügen übernommen. Diese sollte helfen ein gültiges und aussagekräftiges Modell zu erstellen.

Auf den in Abschnitt 3.2 erwähnten Modellvorstellungen und den von Schürch (2000) bestimmten Durchlässigkeiten basierend, wurde in dieser Arbeit nun ein neues Grundwassermodell für Niedrigwasser erstellt.

Weil Walther (2002) auf der rechten Rhôneseite Proben genommen hatte, und ebenfalls für diese Arbeit dort Proben gesammelt wurden, lag der Einbezug des Alluvials auf der rechten Rhôneseite auf der Hand. Bei Schürch (2000) führte die Verwendung des 2D-Modells dazu, dass die Rhône als Modellrand definiert werden musste, und somit die rechte Flussuferseite unberücksichtigt blieb.

Die folgenden Punkte waren für das neue Modell von Wichtigkeit:

- ⇒ die Interpretation der Analysedaten verbessern und erweitern
- ⇒ die von Schürch (2000) modellierten Grundwasserfliessrichtung bestätigen oder widerlegen.
- ⇒ Aufzeigen wie die Grundwasserfliessverhältnisse auf der rechten Rhôneseite sind.
- ⇒ Den Einfluss der Rhône und des Kanals möglichst realistisch nachbilden

Je öfters der Modellierungszyklus durchlaufen wird desto besser und gesicherter sind die erhaltenen Resultate. Für das Grundwassermodell in dieser Arbeit wurden zwei ganze Durchläufe und etliche Teildurchläufe realisiert. Nach dem ersten kompletten Durchgang wurden insbesondere Fehler korrigiert und Verfeinerungen im Modell vorgenommen. Zudem wurden die Anfangswerte für die Parameterschätzung überarbeitet, um schneller gute Parameterschätzungen zu erhalten. Insbesondere den *General Head Boundaries*, deren Werte zu Beginn praktisch unbekannt waren, konnten erst im zweiten Durchlauf sinnvolle Anfangswerte zugewiesen werden.

3.3.2 Wahl des Modellierungsprogramms

Zur Auswahl standen drei frei erhältliche Programme und Programmpakete, die am Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft der ETH entwickelt worden sind. Alle drei Programme arbeiten nach dem Prinzip der finiten Differenzen:

- ASM (Aquifer Simulation Modell)
- ASMWIN (ASM for Windows)

¹⁷z.B. die Anzahl Layers und die Grösse des Modellgebietes sind nachdem sie festgelegt wurden nicht mehr veränderbar

- PMWIN (Processing Modflow for Windows)

Es wurde schnell klar, dass einzig das neuste der Programme, PMWIN (verwendet wurde die Version 5.1), den Anforderungen hinsichtlich der Anzahl der Modellzellen und der Implementierung des Flusses entsprach. PMWIN beinhaltet das Flusssimulationspaket RIV1, welches eine gute Modellierungsmethode für Fließgewässer bietet. Zudem erlaubt PMWIN das einmal erstellte Modell des Pfywaldes auch auf andere Fragestellungen, wie z.B. Stofftransport, anzuwenden, ohne wieder bei Null beginnen zu müssen.

3.4 Die Erstellung des neuen Modells

3.4.1 Konzeptuelle Annahmen

Für die Erstellung des Computermodells muss als allererstes das Modellgebiet abgegrenzt werden (siehe Abbildung 11). Nach Möglichkeit sollten Ränder ohne Zufluss oder mit vernachlässigbarem Zufluss, z.B. Felsgestein, als Grenzen dienen (Anderson & Woessner, 1992, p.97) oder natürliche Wasserscheiden als Grenzen verwendet werden.

In dieser Arbeit ist jedoch genau der Zufluss vom Gorwetschgrat von Interesse. Somit findet als südliche Modellgrenze der Knick zwischen flachem Pfywaldgebiet und dem steilen Hang des Gorwetschgrat Verwendung. Der Zufluss wird somit über die Randbedingung definiert. Beim Illgraben-Schuttfächer wird die Grenze oberhalb der Hauptstrasse verlaufend angenommen. Dies entspricht grösstenteils der 600 m Höhenlinie. Auf der Nordseite wurde ebenfalls der, in diesem Fall weniger ausgeprägte, Knick zwischen flachem Alluvium und ansteigendem Hang als Grenze angenommen.

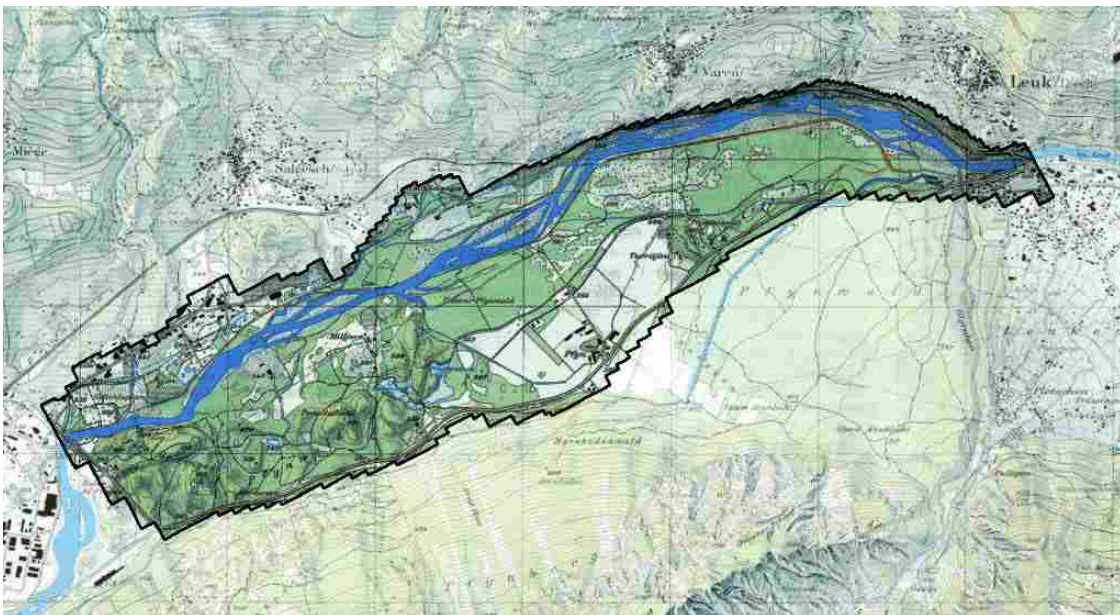


Abbildung 11: Das schwarz umrandete Gebiet wurde modelliert

Für die verbleibenden Modellränder im Nordosten und Südwesten wurde das bereits erwähnte Konzept der „Knick points“ verwendet (vgl. Abschnitt 1.4). Der obere Knick Point (bei Susten) bildet die nordöstliche Modellgrenze,¹⁸ der untere (vor Sierre) die Südwestliche.

¹⁸bei diesem Knick Point wirkt südseitig der Schuttfächer des Illgraben ähnlich wie Felsgestein

Die Zu- und Abflüsse über den Rand können einen kritischen Faktor darstellen, der über das Gelingen des Modells entscheidet. Für die Randzuflüsse von Süden wurde angenommen, dass im Bereich des Illgraben-Schuttfächers kein, bzw. ein vernachlässigbarer, Randzufluss existiert. Vergleiche dazu Abbildung 8 in Schürch (2000), wo die Isohypsen (die Linien gleicher Grundwasserspiegel) im rechten Winkel zum Schuttfächer liegen und somit auf keinen bedeutenden Zufluss aus dieser Richtung hindeuten (dies scheint für die Niedrig- und ebenso die Hochwassersituation richtig zu sein). Zudem sind die Ablagerungen des Illgrabens geringer durchlässig als das Rhône-Alluvium.

Im restlichen, an den Gorwetschgrat grenzenden Abschnitt, gibt es einen Randzufluss in zunächst unbekannter Grösse. Über die Nordseite ist hinsichtlich Hangzufluss noch weniger bekannt. So wurde in erster Näherung angenommen, dass der Hangzufluss über die steilen Felswände vernachlässigbar ist und das Wasser vor allem in der Umgebung von Salgesch dem Aquifer zufließt.

Es gibt Anzeichen, dass das Untersuchungsgebiet aus mehreren Grundwasserleitern besteht. Monnet (2002) beschreibt einen Grundwasserleiter im Illgrabenschuttfächer (wahrscheinlich geringer Durchlässigkeit). Schürch (2000) erwähnt dass das Bergsturzgebiet (unterhalb des Kanals) sehr wahrscheinlich in mehrere kleine Grundwasserleiter aufgeteilt ist. Mangels Wissen über die Ausdehnung und Beschaffenheit dieser verschiedenen Grundwasserleiter wurde das Modell mit nur einem einzigen, das ganze Modellierungsgebiet umfassenden Grundwasserleiter erstellt. Die Grundwassermächtigkeit wurde grob gemäss den bekannten und vermuteten Tiefen gezogen.

3.4.2 Die Implementierung in PMWIN

Die grundlegenden Elemente des Modells, sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Die totale Grösse des rechteckigen Modellnetzes beträgt $7 \times 3 \text{ km}^2$ und besteht aus 10395 Zellen. Das tatsächlich zu modellierende Gebiet mit seinem unregelmässigen Rand ist kleiner. Damit nur die Zellen des interessierenden Modellgebiets berechnet werden, können die übrigen Zellen, d.h. die zwischen dem Rand des Modellgebietes und des Modellnetzes liegen, inaktiv gesetzt werden. Inaktive Zellen werden von den Modellierungsalgorithmen übergangen und sind somit äquivalent zu einem undurchlässigen Rand. Das tatsächlich modellierte Gebiet entspricht etwa der Hälfte der Fläche des Modellnetzes (Abbildung 12).

Tabelle 1: Die Modellgrössen die dem Computermodell zu Grunde liegen

Parameter	Wert
Grid Size	100x100 m ² (Verfeinerung auf 25 m in Rhône- und Kanalnähe)
Layers	1 (unconfined) ^a
horiz. Anisotropie	keine (=1)
Top of Layers	Es wurde die reale Topographie mit Hügeln näherungsweise nachgebildet (ca. 530 – 610 m.ü.M.)
Randzuflüsse	Verwendung von General Head Boundaries (GHB)
Rhône und Kanal	Verwendung des River Packages (RIV1)
Solver	PCG2 (Preconditioned Conjugate-Gradient)

^aGenau genommen sind 3 Layers definiert worden. Die unteren zwei Layers werden in diesem Modell jedoch nicht verwendet, erlauben aber entsprechende Erweiterungen auf einfache Weisen zu einem späteren Zeitpunkt

Die Regionen der Hangzuflüsse wurden wie in Abschnitt 3.4.1 erwähnt implementiert. Die Ausdehnung und der Verlauf der Rhône und des Canal des Fermes – die einzigen berücksichtigten

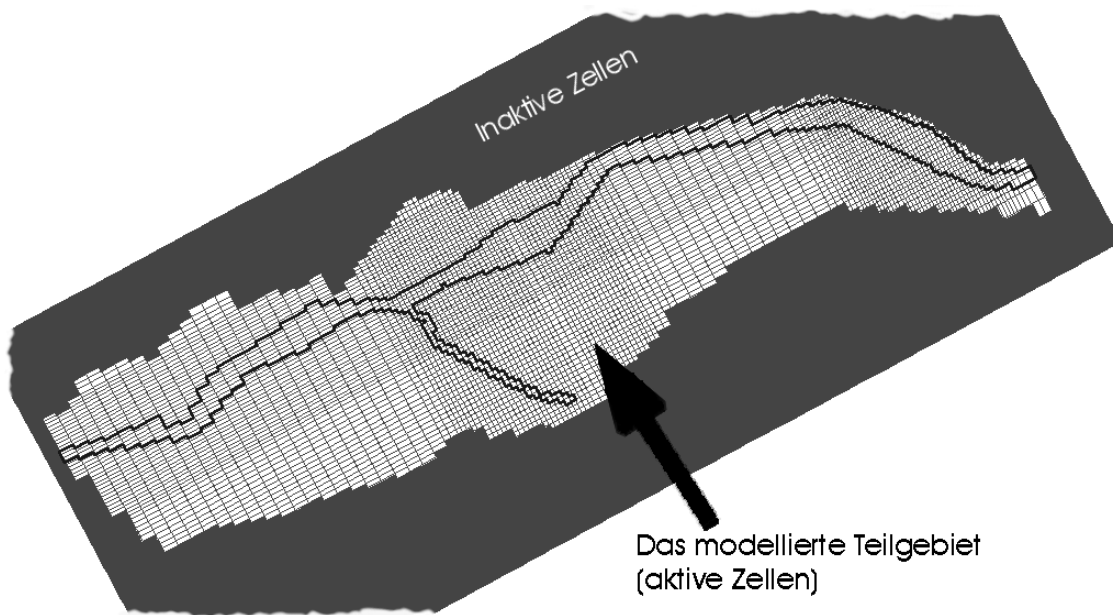


Abbildung 12: Darstellung der Modellzellen wie sie in PMWIN implementiert wurden. Die grau hinterlegten Zellen sind inaktiv, die Kästchen entsprechen der Grösse der modellierten Zelle.

Gewässer – wurden aus der 1:25'000 Karte (Landestopographie, 1998) übernommen.

3.5 Die Kalibrierung

Zur Kalibrierung des Modells standen drei Datensätze von Grundwasserspiegelmessungen, die bei Niedrigwasserstand in der Rhône oder kurz nach dessen Ende erhoben worden sind, zur Verfügung:

- 39 Messungen am 2.4.1998 (im folgenden auch GWS98 genannt), jedoch nur von der linken Rhône-seite (Schürch, 2000),
- ca.40 Messungen zwischen dem 22.5. und 5.6.2002 (GWS02) (Walther, 2002)
- 21 eigene Messungen zwischen dem 8.5. und 16.5.2003 (GWS03)

Für die erste Kalibrierung wurde der Datensatz vom April 1998 gewählt, da hier alle Messungen am gleichen Tag erfolgten. Zudem existiert zu diesen Daten schon ein Grundwassermodell von Schürch (2000), was Vergleiche erlaubte.

Die erste Grobkalibrierung wurde durch Anpassen der Parameter mittels Versuch und Irrtum durchgeführt. In einem zweiten Schritt kam das ins PMWIN integrierte „Parameter-Estimation“-Programm PEST zum Einsatz. Es wurde die aktuellere Version 7.01 verwendet.¹⁹

Es wurden nicht alle Grundwasserspiegelmessungen gleichermassen gewichtet. Bei den Piezometern an den Modellrändern wurden Abweichungen des modellierten vom gemessenen Grundwasserspiegel weniger gewichtet, ebenso bei denjenigen, die an die Rhône oder an einen der

¹⁹die verwendete Version von PMWIN enthielt PEST in der Version V1.08

Seen grenzen. Der Grund ist die grössere Wahrscheinlichkeit für Abweichungen zwischen dem realen Grundwasserspiegel und dem Berechneten in diesen Bereichen. Das Modell ist idealisiert, vereinfacht und geht von einem „Steady State“ aus. Deshalb können Effekte wie:

- Schwall-Sunk Betrieb (Rhône)
- im Modell unberücksichtigte Infiltration (Seen)
- zu steile Gradienten im Grundwasserspiegel, die mit der gewählten Zellgrösse nicht aufgelöst werden konnte (v.a. Südhang)

zu grösseren Grundwasserspiegeldifferenzen zwischen Modell und Realität führen. Durch die geringere Gewichtung solcher Piezometer lässt sich dies berücksichtigen.

Wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist war der Flux von den Hängen die am wenigsten bekannte Grösse in der Kalibrierung.

Tabelle 2: Die Kalibrierungsparameter und die in der Literatur gefundenen Wertebereiche

Parameter	Wertebereich	Quelle
horizontale Durchlässigkeiten	10^{-2} – 10^{-6} m/s	(Schürch, 2000)
Fluss-Infiltrationsraten	$3 - 0.05$ $\text{m}^3/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$	zitiert in (Hoehn, 2002)
Hang-Infiltrationsraten	(0.131) $\text{m}^3/(\text{s}\cdot\text{m})$	^a (Schürch, 2000)
Niederschlag (Recharge)	10^{-9} m/s	^b (MeteoSchweiz, 2002)

^aDieser Wert stammt aus einer Modellierung und sollte deshalb nicht zur Kalibrierung verwendet werden

^bRepräsentiert eine grobe Schätzung des Niederschlags minus Verdunstung und Evapotranspiration: ca. 500 mm Niederschlag im Jahr, wovon angenommen wird, dass 10% ins Grundwasser gelangen.

Schürch (2000) schlägt eine Unterteilung des Pfywaldes in Gebiete identischer Durchlässigkeiten vor (mit K1 bis K11 bezeichnet), die auf den Resultaten seiner Pumpversuche basieren. Es stellte sich während den Modellierungsarbeiten bald einmal heraus, dass die vorgeschlagene Gebietseinteilung zu keinen befriedigenden Lösungen führen konnte. So wurden folgende Änderungen vorgenommen (siehe auch Abbildung 13):

- *Vereinigen von K4 und K5 zu K4'*
Die einzige Messung in K5 (P34) ergab eine Durchlässigkeit von $>10^{-3}$. Schürch (2000) hatte für sein Hochwassermodell den Wert von 10^{-5} verwendet, für Niedrigwasser aber auf 10^{-4} korrigiert. Die ähnliche Durchlässigkeit und das relativ kleine Gebiet K5 machten eine Vereinigung sinnvoll.
- *Neues Gebiet K12' durch Verkleinerung von K6 und K1*
K12' beinhaltet die Seen (von K6) und denjenigen Teil des Alluvials von K1 mit sehr geringen Durchlässigkeiten. Dadurch sollten die Gebiete K1 (nun K1') und K6 (nun K6') homogener werden. Es wird vermutet, dass das Bergsturzgebiet in diesem Bereich von K1 mit alluvialen Material überdeckt ist. Bei Niedrigwasser ist die durchschnittliche Leitfähigkeit tiefer, weil der Beitrag des alluvialen Materials mit hohen Leitfähigkeitswerten gegenüber den darunter liegenden weniger durchlässigen Schichten geringer ist.

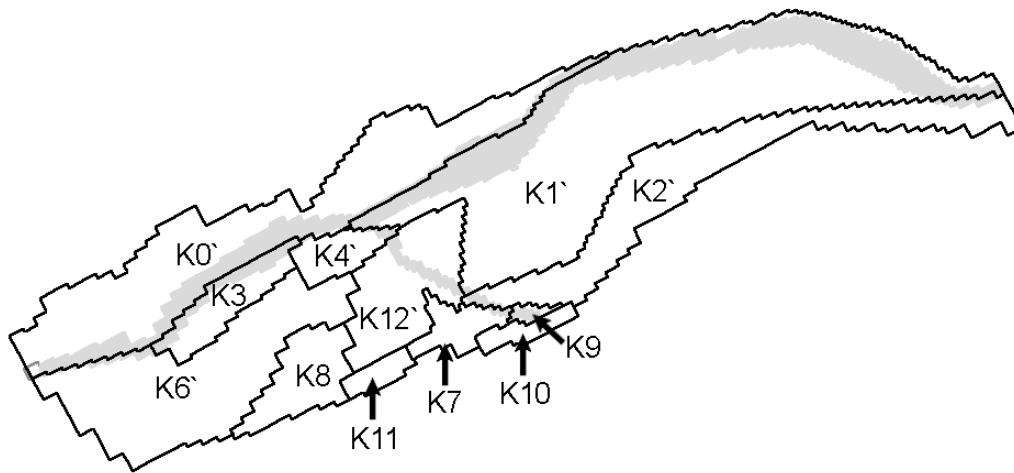


Abbildung 13: Die Karte mit den im neuen Modell verwendeten Zonen der Durchlässigkeiten. Zonen mit gestrichelten (') Bezeichnungen wurden gegenüber Schürch (2000) verändert.

- *Neues Gebiet K0' (Rhône-Alluvial auf der rechten Seite)*
Dieses Gebiet wurde bei Schürch (2000) nicht berücksichtigt. Es wird vermutet, dass die Durchlässigkeit ähnlich oder gleich zu K1' ist.

Die für diese Arbeit gemessenen Grundwasserstände unterscheiden sich von denjenigen bei Schürch (2000). Dies hat mehrere Gründe:

- der Zeitpunkt der eigenen Messungen ist etwa einen Monat später (einsetzende Schneeschmelze)
- das Hochwasser vom Oktober 2000 hat die Topographie des Flussbettes verändert (siehe Jäggi, 2002). Eventuell hat auch die Durchlässigkeit des Flussbettes geändert.
- der alte, leckende Kanal FMR ist ausser Betrieb genommen worden, d.h. es ist weniger Wasser vom Südhang zu erwarten.
- der Schwall-Sunk Betrieb verändert die Grundwasserstände in Rhône-nähe im Tagesverlauf
- Schürch (2000) hat alle Messungen an einem einzigen Tag durchgeführt; die eigenen Messungen stammen von vier verschiedenen Tagen.

Um diesen Einwirkungen Rechnung zu tragen, wurden das Grundwassermodell, ausgehend von der ersten Kalibrierung mit den Daten von Schürch (2000), für die Verwendung mit den selber gemessenen Grundwasserständen nochmals kalibriert. Dabei wurden einzig die Randzuflüsse (GHBs) angepasst. Die restlichen Parameter blieben unverändert. Dem Fluss über den Modellrand wurde Veränderungen von mehreren Zehnerpotenzen erlaubt, insbesondere weil im Gebiet der rechten Rhône-seite nun Grundwassermessungen zur Verfügung standen.

3.6 Sensitivitätsanalyse

Es wurde keine separate Sensitivitätsanalyse durchgeführt. PEST berechnet Sensitivitäten als Teil seines Parameterschätzalgorithmus. Die Sensitivitäten werden hinsichtlich der beobachteten Grundwasserständen berechnet und auf die Anzahl Beobachtungen und deren Gewichtung normalisiert.

3.7 Wasserbudget

PMWIN erlaubt nebst dem ganzen Modellgebiet auch eine zonenweise Berechnung des Wasserbudgets (in Abbildung 14 sind diese Zonen dargestellt). Die Zonen 1 und 2 umfassen die untere, bzw. die obere Hälfte des Rhônealluvials jeweils auf der rechten Seite. Die Zone 3 enthält das Bergsturzgebiet. Die Grenze zu Zone 4 bildet der Kanal. Die Zone 4 besteht zur Hauptsache aus dem linksseitigen Rhônealluvial.

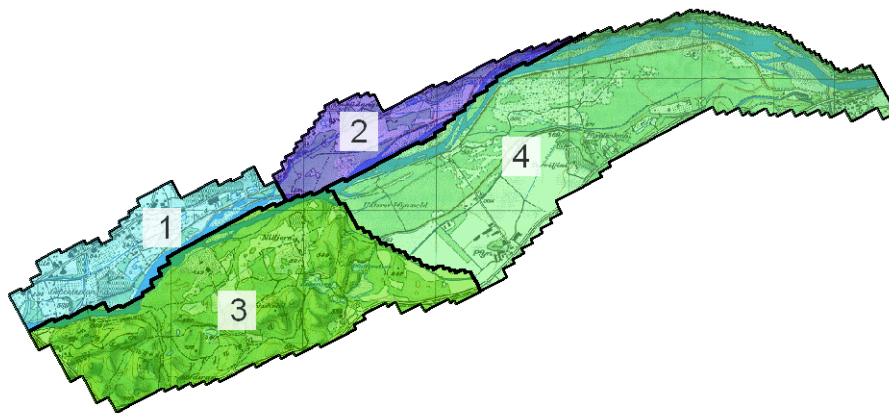


Abbildung 14: Die Bereiche der vier Zonen die für die detaillierte Berechnung des Wasserbudgets verwendet wurden

3.8 Modellverifikation

Wie schon erwähnt, wurde der Modellierungszyklus zweimal ganz durchlaufen und folglich auch die Modellverifikation. Es wurden hauptsächlich drei Elemente in der Modellverifikation überprüft:

1. Vergleich der Isohypsen, die das Grundwassermodell mit den Grundwasserspiegeln von Schürch (2000) liefert, mit Interpolationen der gemessenen Grundwasserspiegel
2. Plausibilisierung der vom Modell geschätzten Durchlässigkeiten und Infiltrationsraten durch Vergleich mit Literaturwerten
3. Überprüfung mittels Überschlagsrechnungen zur erwarteten Grössenordnung

3.9 Modellverbesserungen

Das Grundproblem bei der Kalibration des Modells bestand darin, dass sehr viele Parameter zu kalibrieren waren. Das Modell besass fast ebenso viele Freiheitsgrade, wie Anzahl an Messungen zur Verfügung standen. Unter diesen Voraussetzungen fand PEST oft Parametersätze,

die zwar die Messungen gut repräsentierten, aber auf die eine oder andere Weise keinen Sinn machten. In der Modellverifikation (Abschnitt 3.8) wurden solche Fälle jeweils eliminiert.

Um dieses Problem zu reduzieren, müsste eine eintägige Messkampagne durchgeführt werden, die den Grundwasserspiegel möglichst vieler Piezometer auf der rechten, wie auf der linken Rhôneseite bestimmt. Zudem könnten Schätzungen zum Abfluss der Rhône am oberen und unteren Ende des Pfywaldes die Modellunsicherheiten weiter reduzieren.

Weitergehende Modellverbesserungen sind möglich. Der Aufwand wird jedoch zunehmend grösser. Im Folgenden werden Verbesserungen vorgeschlagen, die für neue Fragestellungen eventuell nötig werden könnten, für die vorliegende Arbeit aber vermutlich keine signifikanten Verbesserungen gebracht hätten, oder nur mit grossem Aufwand realisierbar gewesen wären:

- genauere Bestimmung und Differenzierung des Flussbettes und der jeweiligen Wassertiefen
- Berücksichtigung der veränderten Sohlenlage nach dem Hochwasser vom Oktober 2000 (siehe dazu auch Jäggi, 2002)
- Einbezug weiterer Gewässer in die Modellierung (Russubrunnu, kleinere Entwässerungskanäle, die Seen)
- Bestimmung von hydraulischen Leitfähigkeiten des Rhônebettes
- Untersuchung zur Hangwassermenge auf der Nordseite
- Einbezug weiterer Grundwasserleiter (Illgraben, Bergsturzgebiet)

4 RESULTATE UND DISKUSSION

4.1 Grundwasserspiegel und -Temperatur

Die für diese Arbeit gemessenen Grundwasserspiegel und -temperaturen sind an vier verschiedenen Tagen innerhalb zweier Wochen im Mai 2003 gemessen worden. In der ersten Woche wurden vor allem im oberen Abschnitt Messungen durchgeführt, in der zweiten Woche im Unteren, sowie auf der rechten Rhôneseite

Tabelle 3: Die für diese Arbeit in den Piezometern gemessenen Grundwasserspiegel (GWS03) und Durchschnittstemperaturen des Grundwassers (\bar{T})

ID Röhre	Datum	Tageszeit	GWS03 (m.ü.M.)	\bar{T} (°C)
P11b	15.05.2003	Vormittag	555.10	12.4
P19	15.05.2003	Mittag	552.50	9.5
P2	09.05.2003	Nachmittag	539.69	8.8
P22	16.05.2003	Vormittag	552.44	8.5
P25	16.05.2003	Mittag	554.58	8.8
P34	16.05.2003	Nachmittag	547.01	9.4
P37	09.05.2003	Nachmittag	540.56	7.6
P39	09.05.2003	Nachmittag	540.95	6.8
P51	15.05.2003	Vormittag	553.79	11.5
P53	09.05.2003	Vormittag	555.39	8.0
P54	09.05.2003	Vormittag	555.61	8.7
P55	08.05.2003	Mittag	557.95	9.3
P59-L	08.05.2003	Vormittag	555.16	9.3
P6	16.05.2003	Nachmittag	546.56	9.0
P60	08.05.2003	Nachmittag	558.32	8.7
P61	09.05.2003	Mittag	555.97	8.2
P62-2	16.05.2003	Vormittag	554.31	10.2
PS1	15.05.2003	Nachmittag	542.93	11.0
Quellgerinne/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	7.8
Rhône/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	9.0
SA-9/P1	08.05.2003	Nachmittag	556.96	11.4
SAL 4/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	558.46	9.2
SAL 4/14m	15.05.2003	Nachmittag	558.46	8.2
SAL 5/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	556.67	8.4
SAL 5/14m	15.05.2003	Nachmittag	556.67	8.4

In Tabelle 3 sind die gemessenen Werte und die ungefähren Zeitpunkte der Messungen dargestellt. Es zeigt sich, dass die in der Nähe des Hangs gelegenen Piezometer P62-2, P11b und SA-9/P1 eine um etwa 2 °C höhere Temperatur aufweisen. P51 zeigt ebenfalls eine überdurchschnittliche Grundwassertemperatur, ohne nahe am Hang zu liegen. Dieser Piezometer befindet sich sehr wahrscheinlich im direkten Einflussbereich des Hangwassers (vergleiche dazu Abschnitt 4.6.1).

Der Vergleich mit den Grundwasserspiegel-Messwerten von Walther (2002) und Schürch (2000) (in Tabelle 4 zusammengestellt) lässt erkennen, dass zum Zeitpunkt der eigenen Messung und derjenigen von Walther (2002) der Grundwasserspiegel ähnlich hoch lag; der von Schürch (2000) gemessene Spiegel jedoch 1 – 2 m tiefer. Die Abflüsse der Rhône an den automatischen Messstationen in Brig (vor dem Pfywald) und Sion (nach dem Pfywald) in Abbildung 15 zeigen das gleiche Bild. Schürch (2000) hat zum Ende hin des Winterniedrigwassers gemessen (ca.

Tabelle 4: Die in früheren Arbeiten gemessenen Grundwasserspiegel; GWS03: diese Arbeit, GWS98: Schürch (2000), GWS02: Walther (2002)

ID Röhre	Grundwasserspiegel (m.ü.M.)		
	GWS03	GWS98	GWS02
P11b	555.10	-	-
P19	552.50	551.24	552.33
P2	539.69	538.24	540.19
P22	552.44	549.55	552.30
P25	554.58	550.52	-
P34	547.01	546.11	-
P37	540.56	539.58	540.89
P39	540.95	539.58	541.29
P51	553.79	552.25	-
P53	555.39	552.60	554.92
P54	555.61	552.41	554.99
P55	557.95	-	557.09
P59-L	555.16	551.53	555.28
P6	546.56	545.68	546.78
P60	558.32	-	557.20
P61	555.97	552.45	555.20
P62-2	554.31	-	-
PS1	542.93	-	543.08
SA-9/P1	556.96	556.53	-
SAL 4	558.46	-	557.57
SAL 5	556.67	-	556.24

20 m³/s in Brig). Die Messungen von Walther (2002) und die Eigenen hingegen liegen in einem Bereich, wo der Abfluss schon wieder leicht angestiegen ist (ca. 50-100 m³/s in Brig).

4.2 Loggerdaten

Die aufgezeichneten Grundwasserspiegel (Abbildung 16) lassen darauf schliessen, dass P39 hydraulisch direkt mit der Rhône verbunden ist; der Grundwasserspiegel scheint den täglichen Schwall und Sunk verzögerungsfrei nachzuzeichnen.

In P55 hingegen sind Schwankungen im Schwall und Sunk-Rhythmus praktisch nicht sichtbar. Der Grundwasserspiegel reagiert einzig auf Veränderungstendenzen im Abfluss, die sich über mehrere Tage erstrecken. Dies kann mittels hydraulischem Druckausgleich über einen direkten Anschluss des Grundwassers an Rhônewasser weiter unten erklärt werden. Eine Verbindung des Grundwassers bei P55 mit der Rhône in der näheren Umgebung ist wegen dem glatten Kurvenverlauf unwahrscheinlich (Abbildung 16).

Eine Abschätzung für die Höhe des Rhônebetts aus der 1:25'000 Karte ergibt ca. 565-570 m.ü.M. in diesem Bereich, was selbst über dem höchsten gemessenen Grundwasserstand liegt.

In der Grafik 17 sieht es sehr ähnlich aus. Bei P55 ist die Grundwassertemperatur über die ganze Messperiode ziemlich konstant. Einzig Anfangs Juli steigt sie um ca. 0.5 °C an, um bereits am Ende des Monats um den gleichen Betrag wieder abzusinken.

Der Abfluss in der Rhône bei Brig ist jeweils im Juli maximal und vermutlich gleichzeitig die infiltrierende Menge an Wasser. Die Wassertemperatur der Rhône ist in den Monaten Mai bis

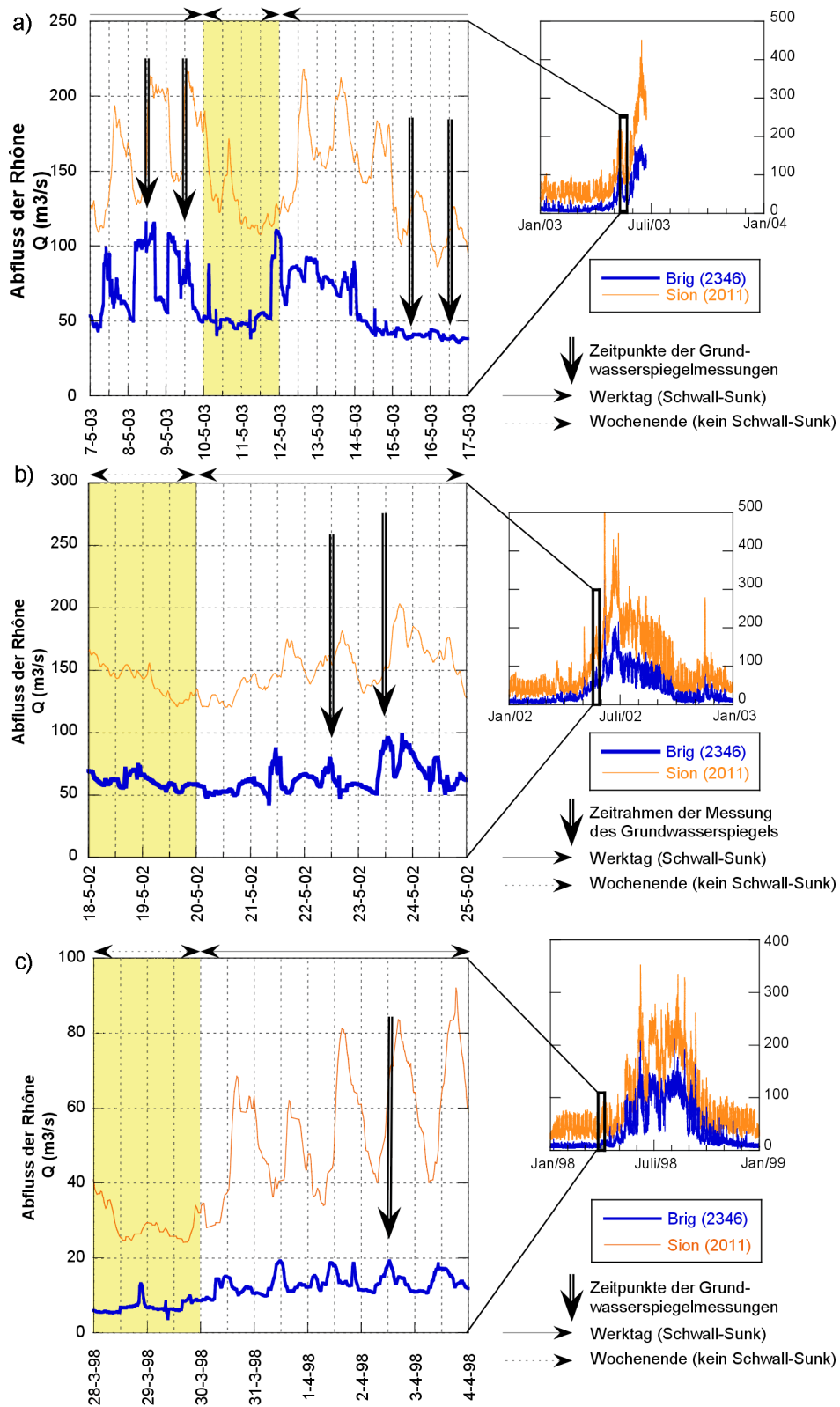


Abbildung 15: Die Abflussdaten der Jahre 2003, 2002 und 1998 der automatischen Messstationen in Brig (flussaufwärts vom Pfywald) und Sion (flussabwärts) sind in den kleinen Graphen dargestellt. Die Zeitpunkte der Grundwasserspiegelmessungen sind im vergrösserten Ausschnitt mit Pfeilen markiert dargestellt. Das Wochenende ist gelb hervorgehoben. Pfeile zeigen die Zeitpunkte der Grundwasserspiegelmessungen von: *a)* eigene Messungen 2003 (Abflussdaten standen nur bis 22. Juni 2003 zur Verfügung), *b)* Walther (2002) (weitere Messungen am 3. – 5.6.2002 nicht dargestellt), *c)* Schürch (2000).

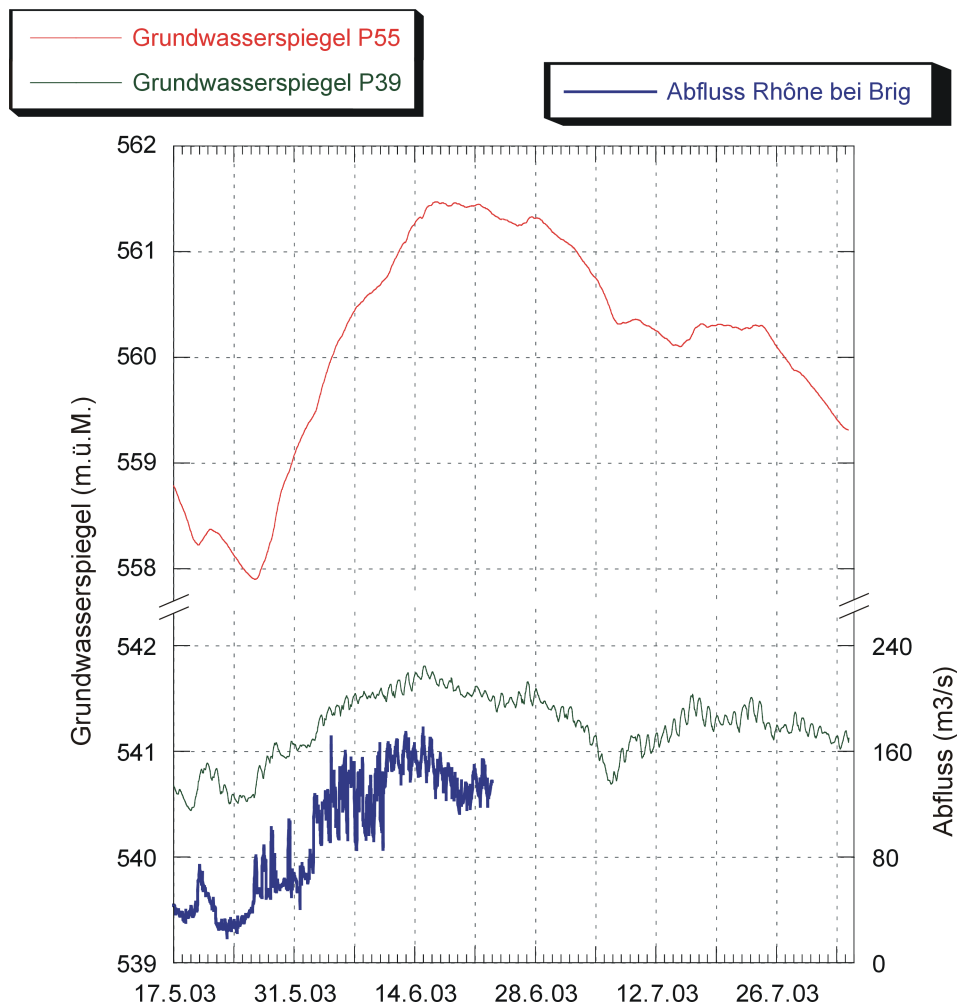


Abbildung 16: Die mit den Dataloggern in P39 und P55 aufgezeichneten Grundwasserspiegel (linke Skala) im Vergleich mit dem Abfluss der Rhône in Brig (rechte Skala) - die Abflussdaten für Brig waren nur bis 22. Juni 2003 verfügbar

Juli am höchsten (BWG, 2001).²⁰ Die höhere Infiltrationsrate gepaart mit der erhöhten Wassertemperatur könnte ausreichen, um bei P55 die Grundwassertemperatur im Juli leicht zu erhöhen, ohne dass eine gesättigte Zone in der näheren Umgebung existieren muss.

Eine weiterer möglicher Effekt, der eventuell zusammen mit dem vorigen wirkt, ist der folgende: Die Grundwasserfließrichtung ändert sich bis im Juni/Juli dergestalt, dass das wärmere Grundwasser aus der Umgebung von P11b bis in die Nähe von P55 fließt. Für diesen Zeitpunkt wurde bis jetzt kein Grundwassermodell erstellt, sodass diese Aussage nicht überprüfbar ist.

Die Grundwassertemperatur in P39 verhält sich ziemlich anders als P55 (siehe Abbildung 17). Über die ganze beobachtete Periode steigt diese an, was auf einen starken Einfluss der Rhône hindeutet, deren Temperatur in dieser Zeit ebenfalls ansteigt. Dasselbe Resultat – direkte hydraulische Verbindung bei P39 und keine bei P55 – ergab sich schon aus den Aufzeichnungen des Grundwasserspiegels (Abbildung 16).

²⁰Die mittlere Monatstemperatur (1974-2001) beträgt für die erwähnten drei Monate jeweils 8.8 °C (Messstation in Sion). Im Jahr 2003 wurde das maximale Monatsmittel im Juni gemessen (9.1 °C), 9.0 °C im Mai und 8.5 °C im Juli. Da ein guter Teil des Wassers im Kanal FMR den Pfywald umgeht, ist es wahrscheinlich, dass die Rhône beim Pfywald im Sommer höhere Temperaturen aufweist als in Sion gemessen werden.

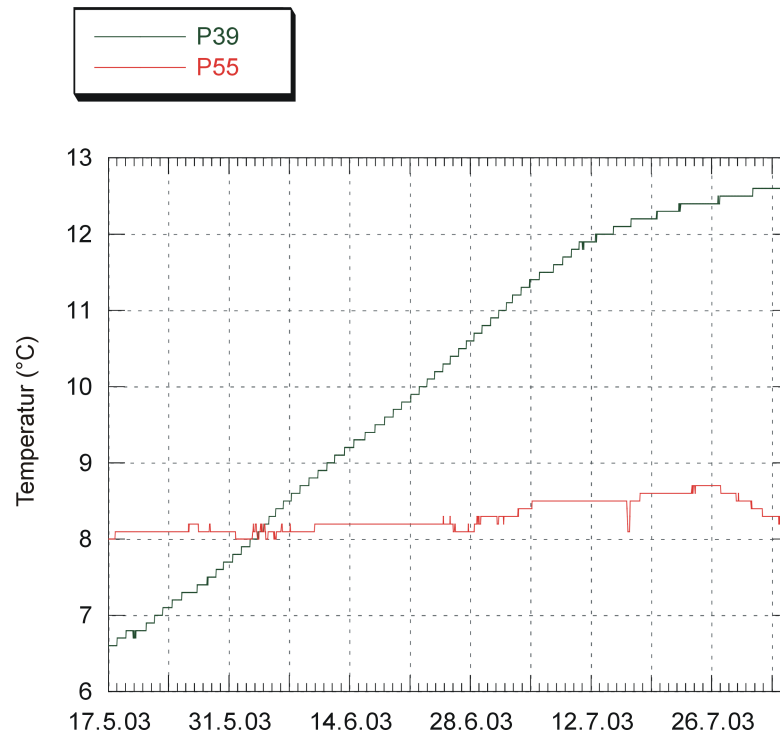


Abbildung 17: Die mit den Dataloggers in P39 und P55 aufgezeichneten Grundwassertemperaturen

Diese Resultate lassen vermuten, dass während der Messperiode von Mitte Mai bis Anfangs August im unteren Abschnitt die Rhône hydraulisch mit der Rhône verbunden ist. Im oberen Teil hingegen besteht keine Verbindung zwischen Grund- und Rhônewater, sondern die wasserführenden Schichten sind durch ein ungesättigte Zone getrennt.

Der Ort, wo sich in etwa der Übergang von ungesättigter zu gesättigter Zone befinden könnte, lässt sich aus den Loggerdaten nicht in Erfahrung bringen. Im Grundwassermodell (siehe Abschnitt 4.6.2) wurde für Mitte Mai der Übergang von Infiltration zu Exfiltration etwa im Bereich zwischen P61 und SAL4 ermittelt.

4.3 Leitfähigkeit und Geochemie

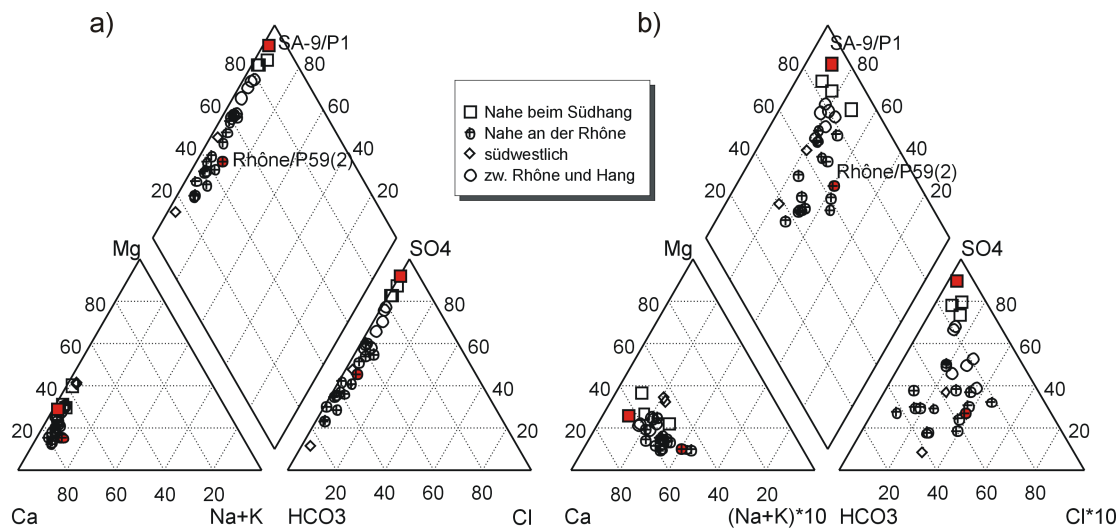
Die Leitfähigkeit wurde einerseits direkt im Grundwasser und andererseits im Labor, zusammen mit weiteren Analysewerten, bestimmt. In der Tabelle 5 sind nur die wichtigsten Werte aus dem Labor berücksichtigt. Der komplette Zahlensatz ist im Anhang in Tabelle 20 zu finden.

Um eine bessere Übersicht in der Geochemie zu bekommen, wurden ein Schoeller-Diagramm, zwei Balkendiagramme und zwei Piper-Plots erstellt.

In der normalen Darstellung des Piper-Plots (Abbildung 18a) ist wegen der Dominanz von Sulfat und Kalzium, bzw. der verhältnismässig geringen Konzentrationen von Natrium, Kalium und Chlorid, nur wenig zu erkennen. Werden die (Na+K)- und Cl-Anteile 10 mal stärker gewichtet, ist eine leichte Gruppierungstendenz zu erkennen (Abbildung 18b), die auch meistens einer ähnlichen geographischen Lage dieser Piezometer entspricht - grob mit gleichartigen Symbolen im Plot angedeutet. Die Unterschiede sind bei den Anionen stärker ausgeprägt als bei den Kationen.

Tabelle 5: Die chemischen Analysewerte der Proben von Grund- und Oberflächenwasser

ID Röhre	Leitf. (Labor) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	HCO_3^- (mM)	SO_4^{2-} (mM)	Na^+ (mM)	Ca^{2+} (mM)	Mg^{2+} (mM)
Kanal/P20	1100	3.30	6.10	0.502	5.71	2.31
P 11b	1830	3.28	13.12	1.221	10.30	4.70
P 19	1110	3.60	6.01	0.387	5.36	2.50
P 2	940	6.08	2.94	0.358	3.94	2.98
P 22	1730	4.41	11.66	0.552	9.66	4.53
P 25	466	4.84	0.34	0.173	1.74	1.26
P 34	280	1.38	0.79	0.116	1.15	0.31
P 37	630	2.78	2.26	0.232	2.66	1.27
P 39	609	2.72	2.13	0.225	2.60	1.22
P 51	625	2.99	2.21	0.214	2.73	1.24
P 53	656	2.36	2.54	0.170	2.99	1.08
P 54	654	1.97	2.69	0.161	2.98	1.05
P 55	483	1.92	1.53	0.166	2.16	0.71
P 59-L	415	1.64	1.21	0.190	1.78	0.53
P 6	441	3.13	0.97	0.154	2.08	0.48
P 60	404	2.13	1.00	0.198	1.67	0.48
P 61	485	2.20	1.45	0.143	2.06	0.67
P 62-2	1250	3.05	7.78	0.213	5.64	3.91
PS1	463	3.11	1.16	0.232	2.19	0.59
Rhône/P39	<200	0.94	0.29	<0.109	0.63	0.13
Rhône/P59(1)	<200	0.96	0.21	<0.109	0.57	0.12
Rhône/P59(2)	<200	1.04	0.40	<0.109	0.68	0.14
SA-9/P1		2.78	17.49	0.447	13.90	5.76
SAL 4/ 7m	227	1.84	0.29	<0.109	1.02	0.16
SAL 4/14m	228	1.84	0.30	<0.109	1.00	0.17
SAL 5/ 7m	386	2.89	0.79	0.210	1.74	0.44
SAL 5/14m	388	2.85	0.81	0.218	1.74	0.44
Seitengerinne/PS1	250	1.97	0.43	<0.109	1.14	0.22

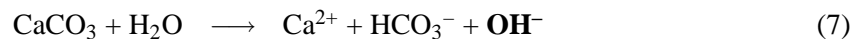
**Abbildung 18:** Die Piperplots zu den chemischen Analysen der Grund- und Oberflächenwasser im Pfynerwaldgebiet. In Abbildung *b*) haben die (Na+K)- und die Cl-Anteile ein Gewicht von 10. SA-9/P1 liegt am Fuß des Südhangs.

Das Balkendiagramm in Abbildung 19a) soll zeigen, wie ähnlich die Verhältnisse der Ionen an den Messorten sind. Indem die Äquivalenzkonzentration immer auf 100% normiert sind, repräsentieren die Teilbalken konzentrationsunabhängig den jeweiligen Anteil eines Ions - ähnlich zum Piperplot. Praktisch alle Messpunkte zeigen eine Dominanz von Kalzium, Magnesium und Sulfat. Die Ausnahmen sind die Piezometer in Rhöhenähe sowie P25, die einen im Vergleich sehr geringen Sulfat-Anteil aufweisen.

Dieser Piezometer P25 liegt am Fusse des Perischuhubil, wo eine ausgesprochen geringe Durchlässigkeit herrscht. Daraus folgt, dass nur wenig sulfatreiches Wasser vom Hang eindringt und zudem der Abfluss gering ist.

Eventuell ist das Wasser auf einem Weg zu P25 gekommen, der praktisch kein sulfathaltiges Gestein aufweist. Der westliche Teil des Gorwetschgrats, an dessen Fuss P25 liegt, besteht denn auch vor allem aus kalkhaltigem Dolomit. Weiterhin könnte Regenwasser, wegen der sehr geringen Durchlässigkeit, eine nicht vernachlässigbare Quelle sein. Zu dieser Interpretation passt die aus der Sauerstoffisotopenanalyse berechnete Höhe mit 1307 m.ü.M. (der tiefste bestimmte Wert) und der Mineralisierungsgrad, der im unteren Bereich der Messungen angesiedelt ist (siehe Abbildung 19b). Es wäre auch denkbar, dass das Wasser in P25 nur im unteren Teil des Südhanges infiltriert und auf dieser kurzen Distanz vor allem karbonat- und dolomithaltiges Gestein durchsickert.

Das Grundwasser müsste auf jeden Fall eher basisch geprägt sein, weil die Auflösung von Kalk (Reaktionsgleichung 8) sowie Dolomit (Gleichung 8) OH^- produziert.



Tatsächlich findet man in P25 den zweithöchsten gemessenen pH (Tabelle 20 im Anhang). Der Wert für Hydrogenkarbonat (HCO_3^-), welches bei der Auflösung ebenfalls entsteht, ist in Äquivalenzprozenten am höchsten und beim Vergleich der absoluten Werten hinter P2 (unweit von P25 gelegen) an zweiter Stelle gelegen (Abbildung 19).

In einem Drei-Komponentenplot mit Sulfat im Nenner ist der abweichende Piezometer P25 ebenfalls stark abseits der primären Mischungsgeraden gelegen (Abbildung 20a). Derselbe Plot mit Kalzium im Nenner statt Sulfat (Abbildung 20b) zeigt ein weniger deutliches Bild, aber das hohe Mg/Ca-Verhältnis von ca. 0.7 (nur P2 liegt knapp höher) ist ein Hinweis auf Dolomit im Einzugsgebiet. Dieses „Dolomit“-Verhältnis ist östlicher bei P62-2 immer noch feststellbar, verschwindet jedoch beim noch östlicheren Piezometer SA-9/P1. Dies passt gut zu den geologischen Verhältnissen, welche im Westen des Gorwetschhanges bis etwa auf die Höhe von P62-2 von Dolomit dominiert sind (Abbildung 3).

Im zweiten Balkendiagramm (Abbildung 19b) ist aus den Konzentrationen ersichtlich, dass ein grosser Unterschied zwischen dem stark mineralisierten Wasser vom östlichen Teil des Südhanges (SA-9/P1, P62-2) und dem Rest der Messungen (Konzentrationen bis ca. 8 mmol/l) besteht. Im Übergangsbereich zwischendrin sind nur wenige Piezometer zu finden, die bis auf P2 und P19 ebenfalls nahe am Südhang liegen. Die Grundwassermodellierung (Abbildung 28) konnte zeigen, dass P2 und P19 im Einflussbereich des stark mineralisierten Hangwassers um SA-9/P1 liegen.

Im Schoeller-Plot (Abbildung 21) ist die schon im Balkendiagramm (Abbildung 19a) festgestellte vorherrschende Ähnlichkeit unter den verschiedenen Messorten ebenfalls zu sehen; die

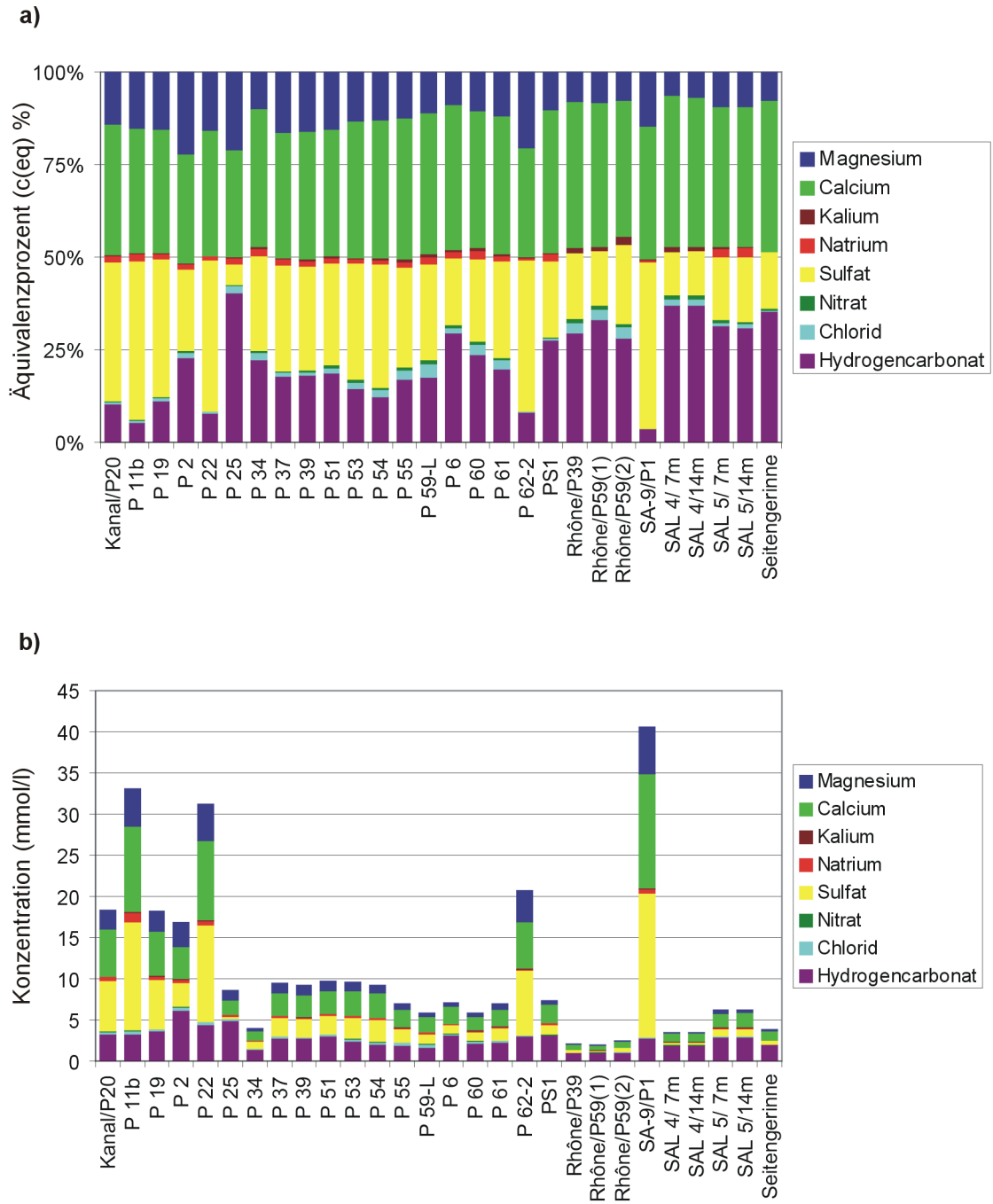


Abbildung 19: Die chemischen Analysen dargestellt als a) normiertes Balkendiagramm und als b) Konzentrationen-Balkendiagramm.

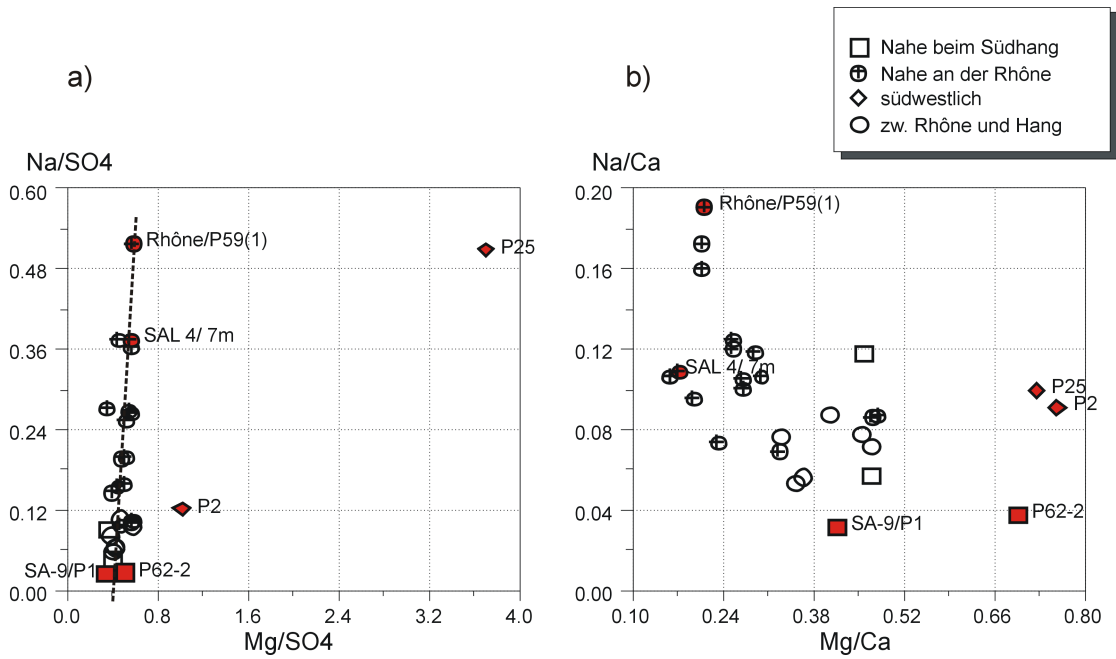


Abbildung 20: Zwei 3-Komponenten-Plots, a) mit Sulfat im Nenner und P25 als deutlicher Ausreisser (gestrichelte Linie: mögliche Mischungsgerade), b) derselbe mit Kalzium im Nenner; SA-9/P1, P62-2, P25 liegen am Südhang, P2 ist der westlichste Piezometer, SAL4/7m liegt bei der Rhône.

Linien verlaufen vielfach parallel. P25 sticht bei dieser Darstellungsweise nicht besonders hervor. Die Konzentrationsunterschiede sind bei Mg, Ca und SO₄ am grössten. Dies ist nicht sehr erstaunlich, denn das Wasser vom südlichen Hang ist genau in diesen drei Ionen stark mineralisiert, währenddessen die Rhône davon nur geringe Konzentrationen aufweist. Bei den übrigen Ionen ist der Unterschied weniger bis gar nicht ausgeprägt.

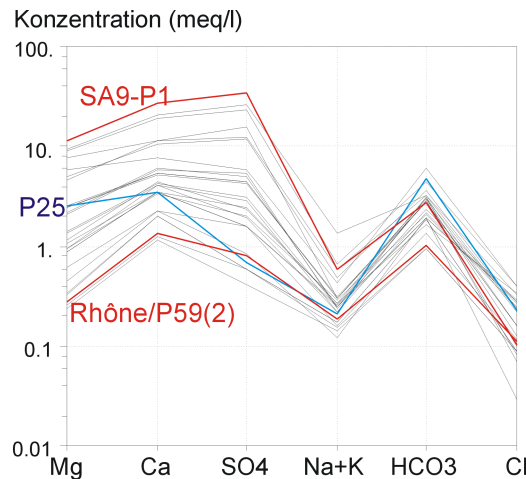
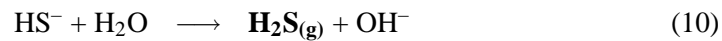
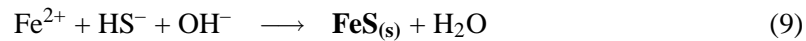


Abbildung 21: Der Schoeller-Plot zu den chemischen Analysen der Grund- und Oberflächenwasser im Pfywaldgebiet.

Bei der Probenahme in SA-9/P1 wurde die Fällung von FeS, Absenz von gelöstem Sauerstoff und H₂S-Gase festgestellt. Diese Effekte sind die Folge sulfatreduzierender Bedingungen. Bei der Sulfatreduktion (siehe Reaktionsgleichung 4 auf Seite 16) entsteht HS⁻, welches mit den

Reaktionen 9 und 10 die beobachteten Produkte liefert.



In den Drei-Komponentenplots, in Abbildung 22, sind drei unterschiedlichen Wassertypen deutlich zu erkennen. Dieses Resultat zeichnete sich in den vorhergehenden Analysen schon ab. Die typischen Vertreter sind:

1. *Rhône/P59* für die Rhône (Merkmal: tiefste Mineralisation bzw. Leitfähigkeit),
2. *SA-9/P1* für das Wasser vom östlichen Südhang (hohe Mineralisierung, vor allem mit Kalzium und Sulfat)
3. *P25* (und weniger typisch *P2*) für dasjenige vom westlichen Hangabschnitt (tiefer Sulfat- kombiniert mit hohem Magnesiumanteil)

SA-9/P1 weist die höchsten Konzentrationen an Sulfat auf und ist gleichzeitig das am stärksten mineralisierte Wasser. Von der relativen Zusammensetzung ist es sehr ähnlich zu *P11b* und *P62-2*, wobei letzteres einen höheren Magnesium-Anteil besitzt. Da *P62-2* der westlichste der drei Piezometer ist, könnte dies der zunehmende Einfluss des dolomitischen Kalks vom westlichen Hangabschnitt sein.

Die Vertreter des westlichen Wassers, *P25* und *P2*, besitzen einen tiefen bis sehr tiefen Anteil an Sulfat. Der höhere Sulfatanteil bei *P2* kann auf Mischung mit Wasser vom Typ *SA-9/P1* zurückgeführt werden. Die Modellierung des Grundwasserflusses (Abbildung 28) hat gezeigt, dass Wasser, aus dem sulfatreichen Gebiet um *P62-2* und *SA-9/P1*, genug weit nach Westen gelangen kann, damit *P2* davon beeinflusst werden könnte. Der Piezometer *P29* wurde nicht beprobt. Darin könnte, seiner geographischen Lage wegen, eventuell noch typischeres, westliches Hangwasser zu finden sein, als in *P25* gemessen wurde.

Die chemische Zusammensetzung der Rhôneproben, in Abbildung 22 jeweils durch einen Kreis hervorgehoben, kann stark variieren (*Rhône/P59(1)* repräsentiert die gleiche Stelle wie *Rhône/P59(2)*, einfach eine Woche früher). In jedem Fall aber unterscheidet sich das Rhônewasser deutlich von der im Pfywald gemessenen Zusammensetzung des Grundwassers.

SAL-4/7m ist in diesem Fall eine Ausnahme. Es liegt beim K/SO_4 -Verhältnis höher als selbst die Rhône (Abbildung 22a und b) und somit ausserhalb des Mischungsdreiecks. Wie in Abschnitt 4.5 schon gezeigt werden konnte, besteht das Wasser in *SAL4/7m* zu rund 30% aus Rhônewasser. Gemäss der Geologie der Salgesch-Seite ist vor allem Kalzium zu erwarten, was gut zum ebenfalls erhöhten Ca/SO_4 -Verhältnis – gegenüber der Rhône – passt. Dieses Wasser könnte, wegen der Düngung in den Weinbergen, diese sind an diesem nach Süden exponiertem Hang sehr zahlreich, einen höheren Gehalt an Kalium aufweisen als natürlicherweise. Ebenso gut könnte es aber sein, dass alle Rhôneproben zufälligerweise dann genommen wurden, als das K/SO_4 -Verhältnis gerade tief war, es im Durchschnitt jedoch höher liegt. Die starken Variationen in der chemischen Zusammensetzung des Rhônewassers liessen solch eine Erklärung zu.

Die übrigen Piezometer liegen praktisch immer im Mischungsdreieck, welches von *SA-9/P1*, *Rhône/P59* und *P25* aufgespannt wird. Das lässt darauf schliessen, dass Mischwasser im Pfywald mit Anteilen dieser drei Komponenten zu finden sind. Die Mischung findet bei den in

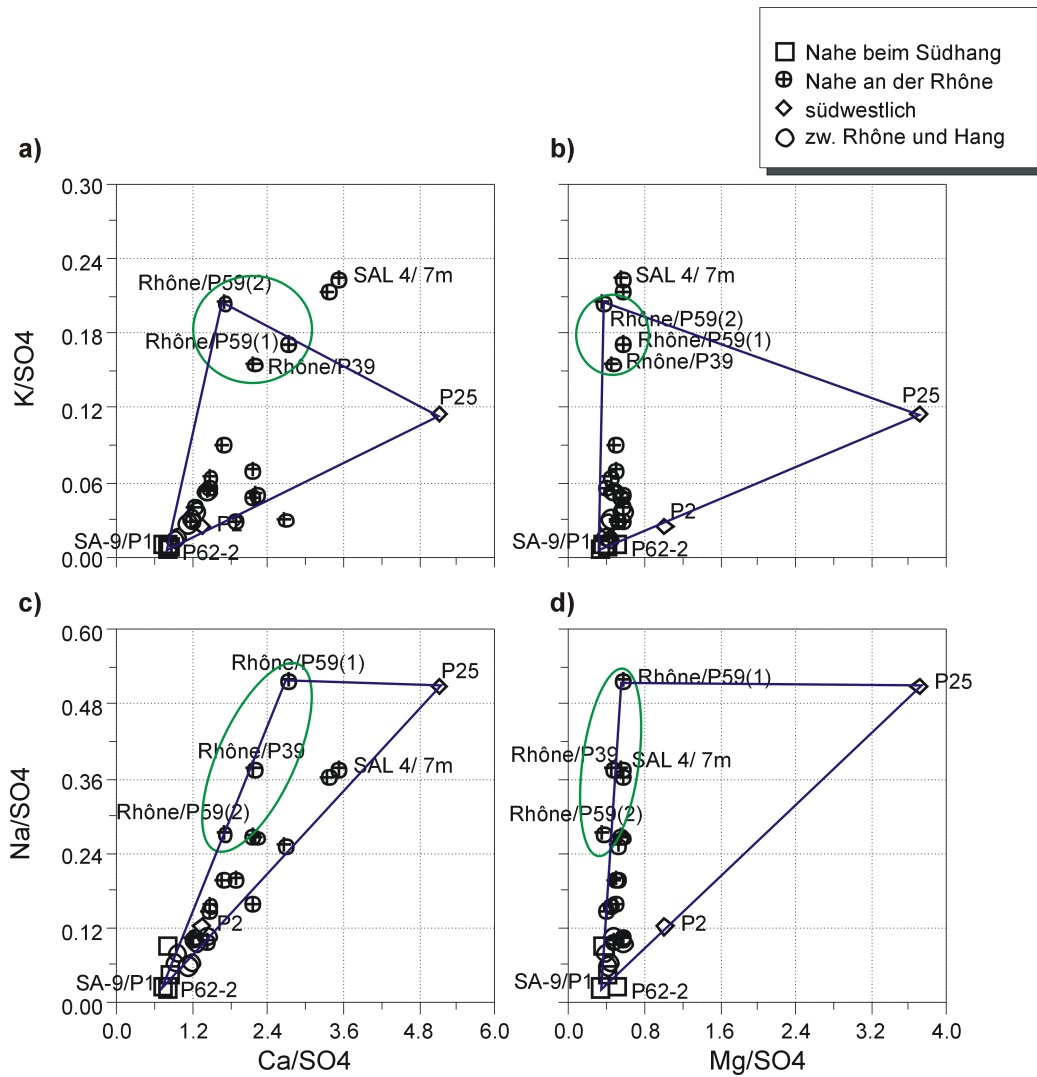


Abbildung 22: Drei-Komponentenplots mit Sulfat als Normierung. Das Mischungsdreieck wird durch die drei Endpunkte Rhône/P59(2), SA-9/P1 und P25 aufgespannt. Die Variabilität der in der Rhône gemessenen chemischen Zusammensetzung ist durch einen Kreis angedeutet.

dieser Untersuchung verwendeten Piezometern vor allem zwischen dem Wasser von SA-9/P1 und dem Rhônewasser statt. P25 liegt meistens abgeschlagen, was auf einen geringen Anteil dieses Wassertyps am Mischwasser der beprobten Piezometer hindeutet. Die geringe hydraulische Leitfähigkeit des Untergrundes im Bergsturzgebiet um P25 lässt nur geringe Wassermengen fließen, sodass ein grosser Einfluss der Komponente P25 nicht zu erwarten ist.

4.4 Excess Air und Sauerstoffisotope

4.4.1 Korrekturfaktoren für SF₆ und Freone

Die Bestimmung des Sauerstoffisotopenverhältnisses und den daraus gewonnenen Höhen- bzw. Druck-, und Temperaturdaten, ermöglicht die Messdaten von SF₆ und FCKW zu korrigieren. Die Korrektur, womit die berechneten Alter repräsentativer werden sollten, findet über zwei Wege Eingang:

1. Korrektur der Excess Air, die die Konzentrationen von SF₆ und FCKWs um Einflüsse berichtigt, die nicht von einem freien Gasaustausch zwischen Luft und Wasser stammen (der Korrekturfaktor ist eine Funktion von Druck und Temperatur, vgl. Abschnitt 2.7)
2. die Gleichgewichtskonzentration aus dem Gasaustausch ist von Druck und Temperatur abhängig (um eine aussagekräftige Altersangabe zu bekommen, sollte die Gleichgewichtskonzentration möglichst genau bekannt sein)

Um der Komplexität des Grundwassers im Pfywald gerecht zu werden, konnten nicht alle Piezometer gleichermaßen behandelt werden. Für diejenigen Piezometer, die stark vom Wasser aus dem südlichen Hang geprägt sind, spielt einzig die Excess Air bei der Infiltration eine Rolle. Diese „Verfälschung“ findet einige 100 bis 1000 Höhenmeter weiter oben und unter tieferen Temperaturen statt. Die Thermodynamik der Gleichgewichtsreaktionen zwischen Luft und Wasser unterscheidet sich dort von derjenigen auf Pfywaldhöhe solchermassen, dass es sich in der Altersberechnung spürbar niederschlägt.

Diesen Piezometern mit wenig bis keinem Rhôneeinfluss wurden folglich die Werte aus der Sauerstoffisotopenmessung zur Korrektur verwendet (das bedeutet tiefere Temperatur (und Druck) als aktuell im Grundwasserrohr gemessen). Bei starkem Einfluss der Rhône wurde die gemessene Grundwassertemperatur und die mittlere Höhe des Pfywaldes von 550 m.ü.M. verwendet. Bei den restlichen Piezometern wurde auf Grund der Grundwassermodelle und der chemischen Analyse abgeschätzt, welcher der beiden Effekt dominiert. Die verwendeten Werte sind in Tabelle 6 zu finden, die aus den Sauerstoffisotopen ermittelten Daten sind zur Kenntlichmachung *kursiv* dargestellt. Die berechneten Excess Air Werte sind in Tabelle 7 zu finden.

Da im Pfywaldgebiet bei SA-9/P1 sulfatreduzierende Bedingungen angetroffen worden sind, die bei den Freonkonzentrationen eine zusätzliche, nicht abschätzbare Veränderung bewirken, wurden die beiden Korrekturmethode nur auf das SF₆-Alter angewendet. SF₆ wird unter sulfatreduzierenden Bedingungen nicht abgebaut, die Freone hingegen schon.

4.4.2 $\delta^{18}\text{O}$ Drei-Komponentenplots

Mischungsgrafiken, wie sie schon in Abschnitt 4.3 verwendet worden sind, lassen sich auch mit $\delta^{18}\text{O}$ im Nenner zeichnen (Abbildung 23). Die Mischung zwischen drei Komponenten ist in diesem Fall weniger deutlich zu erkennen, bzw. Abbildung a) liesse sich auch als eine Mischung zwischen nur zwei Endgliedern interpretieren.

Dass praktisch alle Punkte auf einer Linie liegen, darf in diesem Fall jedoch nicht als eine Mischung zwischen nur zwei Endgliedern interpretiert werden, sondern ist die Folge von unglücklich gewählten Ionen in den Zählern des Drei-Komponentenplots. Die Kalzium- und Sulfatkonzentrationen korrelieren sehr stark ($R=0.993$), ebenso die Kalzium- mit der Magnesiumkonzentration ($R=0.962$). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte für die Normierung unterscheiden sich um nur 16% zwischen Maximum und Minimum. Diese Faktoren führen dazu, dass sich der Drei-Komponentenplot, kaum von einem normalen Ca vs. SO₄-Plot unterscheidet. Die Gegenüberstellung dieser beiden Grafiken in Abbildung 24 zeigt, dass – abgesehen vom umgekehrten Vorzeichen – tatsächlich kaum Veränderungen auszumachen sind.²¹

²¹für $R = 1$ und der Korrelationsgeraden $y = ax + b$ mit $b = 0$ und $a = \text{beliebig}$, wären die Punkte in beiden Plots für beliebige Parameter als Normierungen (im Nenner) jeweils auf einer Geraden zu finden (nicht zwingend in derselben Reihenfolge)

Tabelle 6: Zusammenstellung der Sauerstoffisotopenanalyse, der daraus folgenden Infiltrationstemperaturen und -höhen, sowie die für die Berechnung der Alter und der Atmosphärenkonzentrationen von SF₆ und Freonen schliesslich verwendeten Temperaturen und Höhen. $\phi T(GW)$: Durchschnitt der gemessenen Grundwassertemperatur, – : keine Tracermessung, d.h. es wurde kein korrigierter benötigt

ID Röhre	$\delta^{18}O$			ϕT (GW) (°C)	für Altersber.	
	(‰)	T (°C)	Höhe (m.ü.M.)		T (°C)	Höhe (m.ü.M.)
P 11b	-14.23	4.3	1530	12.4	4.3	1530
P 19	-14.59	3.9	1639	9.5	3.9	1639
P 2	-14.09	4.5	1486	8.8	4.5	1486
P 25	-13.52	5.3	1307	8.8	5.3	1307
P 34				9.4	9.4	550
P 39	-14.41	4.1	1584	6.8	6.8	550
P 53	-14.50	4.0	1612	8.0	4.0	1612
P 59-L	-14.30	4.3	1551	9.3	9.3	550
P 60	-14.64	3.8	1655	8.7	8.7	550
P 61	-14.62	3.8	1649	8.2	8.2	550
PS1	-14.74	3.6	1687	11.0	11.0	550
Rhône/P34	-15.01	3.3	1770	9.0	-	-
Rhône/P39	-15.51	2.6	1928		-	-
Rhône/P59(2)				9.0	9.0	550
SA-9/P1	-14.72	3.7	1681	11.4	-	-
SAL 4/ 7m	-15.67	2.4	1976	9.2	9.2	550
SAL 4/14m	-15.58	2.5	1950	8.2	8.2	550
SAL 5/ 7m	-14.84	3.5	1718	8.4	8.4	550
SAL 5/14m	-14.97	3.3	1760	8.4	8.4	550
Seitengerinne/PS1	-15.75	2.2	2001		-	-

Die Abbildungen 23c) und d) könnten auf einen bis jetzt nicht identifizierten Wassertyp hindeuten, der, wie P25, durch unglücklich gewählte Parameter im Drei-Komponentenplot nicht als Endglied aufgefallen ist. Bei P11b fällt auf, dass die Natrium-Konzentration um ein mehrfaches höher liegt als bei allen übrigen Piezometern und P11b daher so stark abseits liegt. Der $\delta^{18}O$ -Wert liegt mit -14.23‰ im Rahmen der anderen Messstellen. Streusalz von der Kantonstrasse als Ursache für die Überhöhung ist unwahrscheinlich, weil eine Chlorid-Konzentration in der gleichen Grössenordnung hätte festgestellt werden müssen. Dies ist offensichtlicherweise nicht der Fall (Tabelle 13 auf Seite 58). Ein Messfehler kann als Ursache praktisch ausgeschlossen werden. Der gleiche Überhang von Natrium gegenüber Chlorid kann auch in SA-9/P1, im Kanal/P20, sowie in P19 in abgeschwächter Form festgestellt werden (Tabelle 13).

Gemäss der Grundwassermodellierung liegen P19 und P2, die beide in den Abbildungen 23c) und d) von der SA-9/P1-Rhône-Mischungsgeraden abweichen, im Unterstrom des Gebietes, wo P11b liegt (Abbildung 28). Schürch (2000) hat in allen fünf P11-Piezometern²² ähnlich hohe Natriumwerte festgestellt. Die Natrium-Werte (und weniger ausgeprägt die Chlorid-Werte) sind jeweils deutlich höher als in SA-9/P1, von wo das Wasser gemäss Grundwassermodell für P11b herkommen muss. Die Sulfat-Konzentration hingegen nimmt von SA-9/P1 (17.49 mM) nach P11b (13.12 mM) ab. Somit muss dazwischen eine Natrium-Quelle existieren.

In einer 30m tiefen Bohrung (P11a, wenige Meter neben P11b gelegen) hat Monnet (2002) eine Aufwärtsströmung gefunden, die den Grundwasserleiter des Illgrabenschuttfächers mit demjenigen des Rhônealluvials verbindet. Über die chemische Zusammensetzung des tieferen Grund-

²²P11 und P11a–d

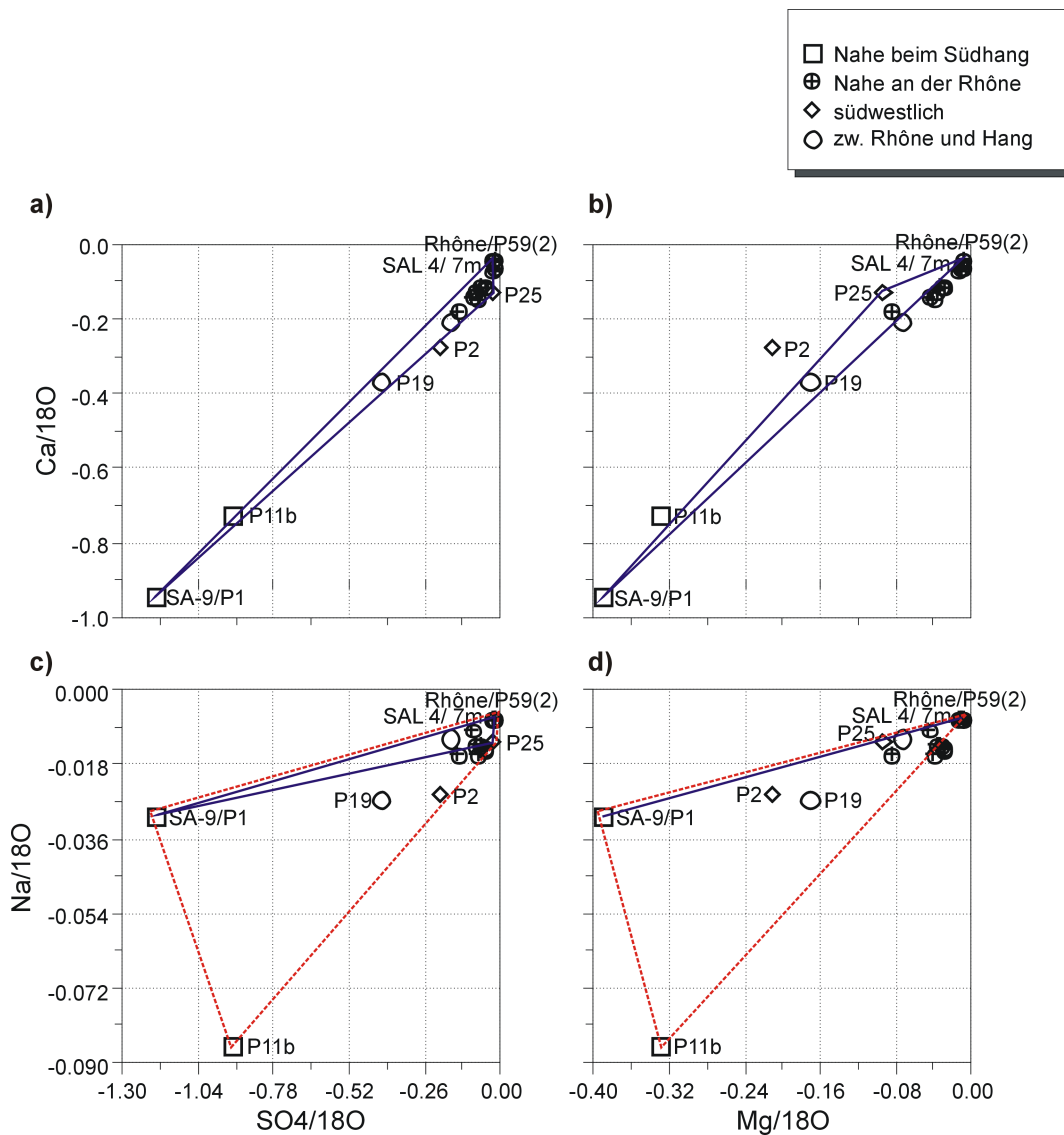


Abbildung 23: Drei-Komponentenplots mit $\delta^{18}\text{O}$ als Normierung. Das Mischungsdreieck wird durch die drei Endpunkte Rhône/P59(2), SA-9/P1 und P25 aufgespannt (blaue, durchgezogene Linie), „falsches“ Mischungsdreieck Rhône/P59(2), SA-9/P1 und P11b (rote, unterbrochene Linie).

wasserleiters ist nichts bekannt; so ist die Vermutung, dass das Natrium darin seinen Ursprung hat, nicht verifizierbar.

Eine weitere mögliche Ursache könnte die intensive Landwirtschaft sein. P11b liegt auf dem Landgut Pfy, dessen Felder gedüngt und bewässert werden. Darauf gründende Effekte erscheinen unwahrscheinlich, da dieselben bei P51 und P53, die ebenfalls von Bewässerung und Düngung betroffen sind, hätten festgestellt werden müssen; dies ist jedoch nicht der Fall (vergleiche Tabelle 13).

Eine vage Vermutung die im Abschnitt 5.5 weiter erörtert wird, ist das Vorhandensein einer oder mehrerer Deponien in der Umgebung von P11b. Gemäss Gram *et al.* (1984) existierten in der Vergangenheit tatsächlich kleinere Abfalldeponien, die an der Oberfläche nicht mehr erkennbar sind. Je nach abgelagertem Material könnte es sein, dass daraus ständig Natrium entweicht. Damit dieser Konzentrationsanstieg über mehrere Jahre bestand hat, müsste es eine ziemlich

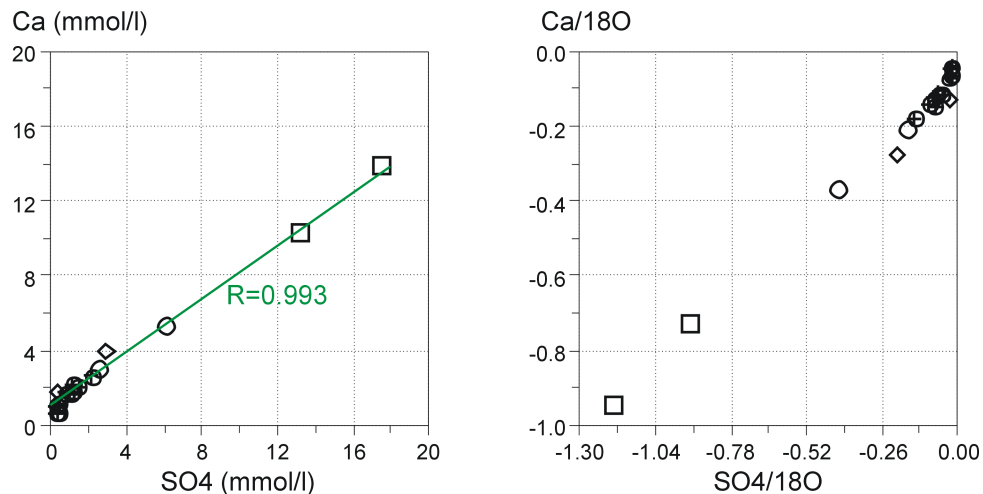


Abbildung 24: Gegenüberstellung eines normalen Ca-SO₄-Plots mit dem korrespondierenden δ¹⁸O-Plot (Im Ca-SO₄-Plot sind nur diejenigen Punkte dargestellt, die auch eine Sauerstoffisotopenmessung aufweisen.)

grosse Menge Natrium sein. Eventuell stehen die erhöhten FCKW-Konzentrationen, aus denen ebenfalls auf eine Deponie geschlossen werden könnte (siehe dazu Abschnitt 5.5), mit dem Natrium im Zusammenhang.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Drei-Komponentenplots mit Sauerstoffisotopenverhältnissen als Nenner mit Vorsicht betrachtet werden müssen, weil die Messpunkte dadurch nur wenig aufgespalten werden und Endglieder eventuell nicht oder falsch erkannt werden. Das falsche Erkennen von Endgliedern kann trotzdem nützlich sein und führte im vorliegenden Fall zu einer genaueren Analyse der Herkunft der hohen Natriumkonzentration. Zu diesem Aspekt konnte mit dem vorhandenen Wissen nur Vermutungen angestellt werden. In einer nachfolgenden Untersuchung könnte die Herkunft des Natriums gezielter verfolgt werden.

4.5 Tracer

4.5.1 Radon und SF₆

Es wurden drei unterschiedliche Arten von Tracern untersucht: Radon, SF₆ und Freone. Einzig die SF₆-Messungen und das Radon wurden verwendet um Alter zu bestimmen (Tabelle 7). Wo es sinnvoll war, wurde für die Berechnung des SF₆-Alters die Höhen- und Temperaturwerte aus der δ¹⁸O-Analyse berücksichtigt (in den Tabellen mit *Kursivschrift* gekennzeichnet, siehe Tabelle 6 für die verwendeten Temperatur- und Höhenwerte).

Der Vergleich der SF₆- mit den Radonaltern in Tabelle 7 zeigt, dass für SF₆-Alter von < 0.0 Jahren immer ein Radonalter existiert (Ausnahme PS1). Die Umkehrung davon stimmt praktisch auch: wurde ein Radonalter festgestellt, so ist das SF₆-Alter jeweils kleiner als 3 Jahre.

Ein mehrjähriges SF₆-Alter und ein mehrtägiges Radonalter muss kein Widerspruch sein, wenn Mischungseffekte berücksichtigt werden. Eine Überschlagsrechnung zum Rhôneanteil bei SAL 4/7m soll dies zeigen. Die Annahmen dazu sind:

- Das Rhônewasser ist im Gleichgewicht mit der Atmosphäre, d.h. 0 Bq/l für die Radonaktivität und ca. 0.47 pg/kg SF₆ bei knapp 10% Übersättigung

Tabelle 7: Zusammenstellung der Resultate der Altersberechnung aus den SF₆-Konzentrationen und den Radonaktivitäten. Bei SF₆ sind neben den analysierten zusätzlich die korrigierten Konzentrationen und die daraus berechneten atmosphärischen Konzentrationen aufgeführt. Ae: Steady State Radonaktivität, *Kursive Zahlen* beruhen auf Berechnungen mit Höhen- und Temperaturangaben aus der δ¹⁸O-Analyse.

ID-Röhre	Ex. Air (korr.)	SF6 Konz. (pg/kg)	SF6 (korrigiert)			Radon		
			Konz. (pg/kg)	Catm (pptv)	Alter (a)	Aktivität (Bq/l)	Ae (Bq/l)	Alter (d)
P 11b	-2.6%	0.368	<i>0.411</i>	<i>6.55</i>	<i><0.0</i>	11.90	15	8.8
P 19	9.2%	0.612	<i>0.448</i>	<i>7.07</i>	<i><0.0</i>	13.10	15	11.5
P 2	7.6%	0.265	<i>0.203</i>	<i>3.25</i>	9.2	63.28	63	>15
P 25	9.4%	0.306	<i>0.220</i>	<i>3.58</i>	7.8			
P 34	9.5%	0.393	0.275	4.89	3.0	2.14	15	0.9
P 37						60.23	63	>15
P 39	5.0%	0.517	0.426	6.75	<0.0	45.30	63	7.1
P 51						13.38	15	12.4
P 53	13.2%	0.576	<i>0.376</i>	<i>5.96</i>	<i><0.0</i>	12.80	15	10.7
P 54						29.94	15	>15
P 55						17.20	15	>15
P 59-L	18.6%	0.406	0.221	3.92	6.5	17.73	15	>15
P 6						17.26	15	>15
P 60	18.1%	0.391	0.217	3.74	7.2	21.36	15	>15
P 61	12.2%	0.375	0.244	4.12	5.7	16.50	15	>15
PS1	2.4%	0.378	0.339	6.46	<0.0	15.94	15	>15
Quellgerinne/P34						1.93	15	0.8
Rhône/P39						39.29	63	5.4
Rhône/P59(1)						0.04	15	0.0
Rhône/P59(2)	7.0%	0.320	0.243	4.25	5.3			
SAL 4/ 7m	9.2%	0.418	0.296	5.23	1.9	10.40	15	6.6
SAL 4/14m						12.15	15	9.2
SAL 5/ 7m	10.9%	0.461	0.312	5.31	1.6			
SAL 5/14m	13.8%	0.346	0.215	3.66	7.5	28.78	15	>15
Seitengerinne/PS1						1.11	15	0.4

- Der Rhônewasseranteil ist im Grundwasser mit zunehmender Distanz zur Rhône abnehmend
- Die Konzentrationen in SAL5/14m (28.8 Bq/l, 0.346 pg/kg) entsprechen dem unterliegenden Grundwasser ohne Rhônewasseranteil ²³

Die Radonkonzentrationen liefern mit diesen Vorgaben einen Rhônewasseranteil von 64%; aus den SF₆-Werten erhält man einen Anteil von 63%. Die Radonaktivität reagiert somit stärker auf Anteile von zugemischtem Flusswasser und zeigt ein scheinbares Alter von weniger als 15 Tagen, obwohl die Berechnung der Rhônewasseranteile aus der SF₆-Konzentration dasselbe Resultat ergibt wie aus der Radonaktivität.

Beim Vergleich der verwendeten SF₆-Konzentration mit derjenigen, die tatsächlich in der Rhône gemessen wurde, kann eine Differenz festgestellt werden. Die Messung der SF₆-Konzentration in der Rhône ist deutlich geringer als in der Berechnung angenommen worden ist. Die Messung liegt vor allem auch tiefer als was im Gleichgewicht mit der Atmosphäre zu erwarten gewesen

²³Ist bei SAL5/14m doch Rhônewasser vorhanden, verändert dies die Prozent-Zahlen und zwar proportional für alle gleich, d.h. die Aussagen bleiben in jedem Fall wahr.

wäre. Durch das turbulente Fliessen der Rhône sollte sich das Gleichgewicht innerhalb kurzer Zeit einstellen.

Ob es eine Fehlmessung war, eine zeitlich oder örtlich begrenzte Abweichung oder die vorige Berechnung falsch war, kann nicht abschliessend gesagt werden. Der Seitenblick auf die Geochemie ergibt, von identischen Annahmen ausgehend, für Kalzium²⁴ einen Rhônewasseranteil von 65%, was die Richtigkeit der ursprünglichen Berechnung, mit der Annahme einer atmosphärischen SF₆-Konzentration in der Rhône, untermauert.

Nimmt man für das Radon statt den 28.8 Bq/l aus SAL5/14m die ursprüngliche „Steady State“-Aktivität im Alluvial von 15 Bq/l, beträgt der Anteil von Rhônewasser knapp 30%. Ein Wert in dieser Grössenordnung erscheint wahrscheinlicher. Denn im Gegensatz zur Kalzium- und SF₆-Konzentration repräsentiert die Radonaktivität keinen kumulierten Rhônewasseranteil, sondern nur den lokal innerhalb relativ kurzer Zeit (15 Tagen) infiltrierten Anteil. Die Berechnung des Rhônewasseranteils aus der Radonaktivität muss deshalb tiefer liegen als für Kalzium und SF₆.

Ein infiltriertes Paket Rhônewasser, welches sich seit mehr als zwei Wochen im Rhônealluvial befindet, hat die „Steady-State“ Radonaktivität erreicht und eine Mischung mit einem Wasserpaket vom Hang, zeigt im Radon keine Veränderung. Nicht so in der Chemie wo das Mischwasser eine zum Hangwasser verringerte Ionenkonzentration aufweist, unabhängig von der seit der Infiltration verstrichenen Zeit. Mischungsberechnungen mit Radon sollten deshalb den totalen Anteil Rhônewasser unterschätzen, weil nur der lokal infiltrierte Anteil einen Einfluss hat und weil die Rhône-signatur mit zunehmender Verweildauer im Untergrund abnimmt.

Bei den Piezometern P34 und P39 (25 resp. 100 Meter Abstand von der Rhône) ist die Situation stark von der Rhône geprägt. Es wird jeweils ein Radonalter von 0.9 resp. 7 Tagen festgestellt. Bei P34 hat eventuell zusätzlich der Canal des Fermes einen Einfluss. P34 besitzt zudem ein SF₆-Alter von 3 Jahren, welches als Mischalter zu interpretieren ist.

Die Piezometer P11b, P51, P53 und P19, die trotz grossen Abständen von der Rhône (600 bis 750 Meter) Radonalter aufweisen, erscheinen auf den ersten Blick nicht erklärbar. Zudem sind die berechneten SF₆ Alter < 0.0 Jahre, obwohl älteres Wasser zu erwarten wäre. Die Grundwassermodellierung konnte zeigen, dass das Wasser in diesem Gebiet vom Südhang stammt und der Rhôneeeinfluss eher klein sein sollte. Dies geht von der Annahme aus, dass das Wasser vom Südhang geringe SF₆-Konzentrationen aufweist (altes Wasser). Weil keine SF₆-Messung südlich des Landgutes vorliegt, ist die SF₆-Konzentration von diesem Hangabschnitt jedoch unbekannt.

Die Piezometer liegen in räumlicher Nähe zueinander; alle befinden sich auf dem Landgut Pfy oder in dessen unmittelbarer Nähe. Es wird vermutet, dass einerseits die Bewässerung der Felder einen Einfluss hat und andererseits bei P51 und P53 die Nähe zu einem kleinen Kanal (ca. 50 cm Abstand) einen Eintrag von Wasser mit geringer Radonaktivität verursacht. Auf dem gleichen Weg könnte SF₆ mit atmosphärischer oder übersättigter Konzentration ins Grundwasser gelangen.

Eine Überschlagsrechnung zum benötigten Anteil von Wasser mit einer Radonaktivität von 0 Bq/l zeigt, dass ein Anteil von rund 10-20% Oberflächenwasser genügen würden. Dies ist zwar möglich, aber relativ hoch, wenn man die kurze Zeit, in der die Infiltration geschehen muss, die Tiefe der Filterstrecke der Piezometer (8-15 m) und die relativ hohe Fliessgeschwindigkeit des Grundwassers in diesem Gebiet (ca. 10 m/d aus der Modellierung) bedenkt. Eventuell ist auch die „Steady State“-Aktivität mit 15 Bq/l für dieses Gebiet zu hoch angenommen

²⁴Bei den anderen Ionen variiert die Rhône in den Konzentrationen zu stark für eine Berechnung

worden, und die gemessenen Werte repräsentieren schon annähernd „Steady State“-Aktivität. Damit wird aber auch die Erklärung zum tiefen SF₆-Alter relativiert, bzw. hinfällig. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit zu den hohen SF₆-Konzentrationen wird in Abschnitt 5.5 erläutert.

4.5.2 Freone

Aus den meisten Freonmessungen konnten keine Alter abgeleitet werden (Tabelle 8), weil die berechneten Atmosphärenkonzentrationen höher lagen als je in der Atmosphäre gemessen worden ist. Die Abbildung 25 macht dies deutlich. 7 von 15 Punkte liegen in FCKW-11 und -12 über der Atmosphärenkonzentration von 1995, 6 Punkte sind zumindest in einem der beiden Stoffe darüber. Einzig P2 und P25, die sich beide im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes befinden, liegen immer darunter und haben je ein Alter aus der FCKW-11 und der FCKW-12-Messung. Diese Alter zeigen jedoch eine Differenz von rund 15 Jahren. Mit den FCKW-113-Werten konnte in keinem Fall ein Alter berechnet werden (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Die gemessenen Freonwerte und die entsprechenden Atmosphärenkonzentrationen und Alter. Es wurde keine Excess Air-Korrektur durchgeführt.

ID Röhre	FCKW-11			FCKW-12			FCKW-113		
	Konz. (pg/kg)	Catm (pptv)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Catm (pptv)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Catm (pptv)	Alter (a)
P 11b	1086	462	<8.0	254	467	14.7	111	113	<8.0
P 19	3079	1119	<8.0	366	584	<8.0	3251	2796	<8.0
P 2	320	112	28.5	339	522	9.4	125	103	<8.0
P 25	317	111	28.6	302	466	14.7	194	159	<8.0
P 34	827	299	<8.0	355	564	<8.0	335	286	<8.0
P 39	1517	472	<8.0	408	567	<8.0	1004	729	<8.0
P 53	1615	539	<8.0	421	622	<8.0	2099	1644	<8.0
P 59-L	1153	414	<8.0	423	669	<8.0	177	150	<8.0
P 60	954	331	<8.0	495	758	<8.0	159	130	<8.0
P 61	1272	429	<8.0	438	655	<8.0	544	432	<8.0
PS1	573	226	17.0	341	586	<8.0	177	167	<8.0
Rhône/P59(2)	503	178	22.5	370	576	<8.0	168	140	<8.0
SAL 4/ 7m	783	280	<8.0	360	566	<8.0	191	161	<8.0
SAL 5/ 7m	626	214	18.1	360	542	<8.0	297	239	<8.0
SAL5/14m	762	260	13.4	395	596	<8.0	266	214	<8.0

Die Excess Air wurde bei den Freonen nicht berücksichtigt. Die gemessene Übersättigung beträgt maximal 18%, sodass auch unter deren Berücksichtigung nur ein Teil der Messpunkte in den Bereich atmosphärischer Konzentration kommen würde, d.h. ein Alter zugeordnet werden könnte. Sehr hohe Konzentrationen, wie sie in P19 und P60 gefunden worden sind, können durch Effekte, wie Excess Air oder lokal erhöhter Atmosphärenkonzentration, nicht erklärt werden. Es wird vermutet, dass diese durch anthropogene Verunreinigungen verursacht sind, d.h. durch eine oder mehrere Punktquellen (z.B. eine alte Deponie). Dieser Frage wird in Abschnitt 5.5 genauer nachgegangen.

4.6 Grundwassermodell

4.6.1 Grundwasserspiegel und Fließgeschwindigkeiten

Das Grundwassermodell zeigt erwartungsgemäss eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messdaten von Schürch (2000) (siehe Abbildung 26a); die durchschnittliche Abweichung (unge-

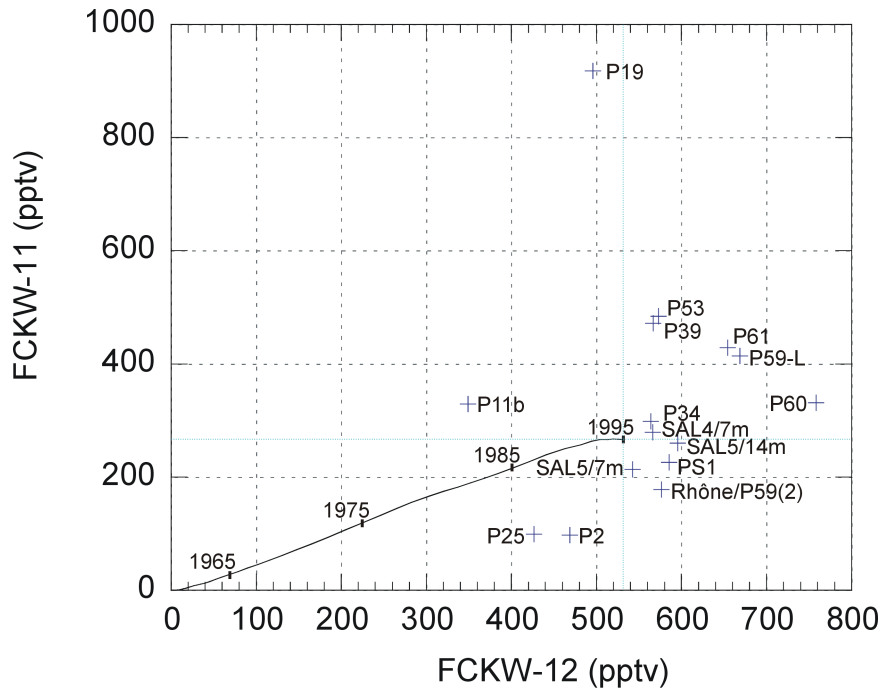


Abbildung 25: Die berechneten Atmosphärenkonzentrationen von FCKW-11 und -12 (Kreuze) im Vergleich mit den in der Vergangenheit in der Atmosphäre gemessenen Konzentrationen (durchgezogene Linie, mit Jahresangaben)

wichtet) beträgt 37 cm (bei einem ϕ^{25} von 4.15). Die Abweichungen sind vor allem an den Modellrändern festzustellen (P58, P59, P30 und P4 haben mehr als 1 m Abweichung).

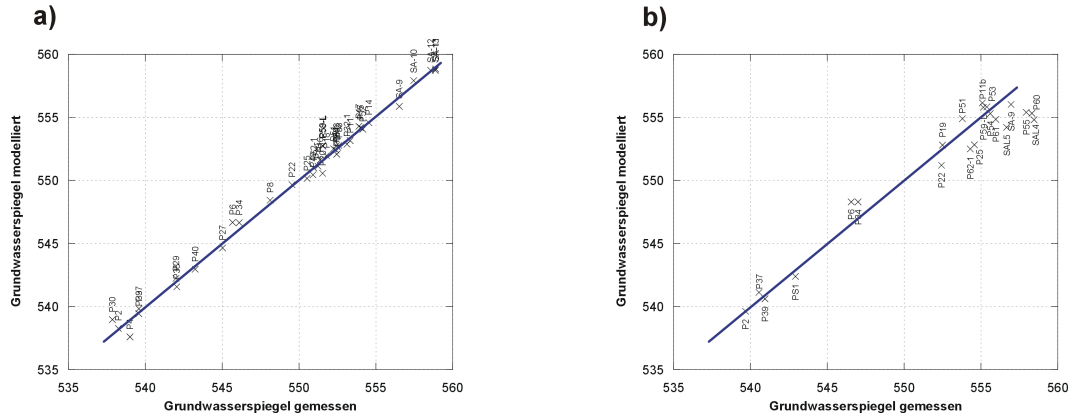


Abbildung 26: Es wurden jeweils die modellierten Grundwasserspiegel gegen die gemessenen Werte aufgetragen. Je grösser die Distanz zur Linie, desto grösser ist die Differenz zwischen Modell und Beobachtung. Abbildung a) korreliert die Werte für die Modellierung mit den Werten von Schürch (2000) (GWS98), Abbildung b) dasselbe für die eigenen Messungen dar (GWS03).

Wie aus Abbildung 26b) ersichtlich, zeigt das Modell mit den eigenen Grundwasserspiegelmessdaten eine leicht schlechtere Übereinstimmung mit den Daten von Schürch (2000); die durchschnittliche, ungewichtete Abweichung beträgt 1.3 m (ϕ beträgt 4.91). Die grössten Abweichungen sind im oberen Teil des Untersuchungsgebietes zu finden (SAL 4, SAL 5, P60 und P55 haben jeweils mehr als 2 m Abweichung). Dies war zu erwarten, denn:

²⁵ ϕ ist das gewichtete Quadrat der Abweichungen von modelliertem zu beobachtetem Grundwasserspiegel. Es ist der Indikator, den PEST für die Güte der Parameterschätzung verwendet.

- Das Grundwassermodell ist mit den Grundwasserspiegeln von Schürch (2000) geeicht worden (Hauptgrund für die gute Übereinstimmung mit den GWS98 aus Schürch (2000) und der schlechteren mit den GWS03, der eigenen Erhebung)
- Das Alluvial auf der rechten Rhôneseite konnte mangels Messungen von Schürch (2000) nur unzureichend geeicht werden, d.h. die Durchlässigkeit wurde als identisch zum Alluvial auf der linken Seite angenommen.
- Die eigenen Messwerte (GWS03) stammen aus Messungen an 4 verschiedenen Tagen, wobei an den letzten beiden Tagen deutlich weniger Wasser in der Rhône geflossen ist (Abbildung 15c)
- Die Infiltrationsraten des Flussbetts, sowie dessen Topographie wurden als konstant angenommen, obwohl das Hochwasserereignis vom Oktober 2000 zwischen der Messung der Grundwasserspiegel von Schürch (2000) (GWS98) und den eigenen Messungen (GWS03) lag

Die Darstellung der Grundwasserlinien im Konturenplot lässt erkennen, dass, trotz den leicht veränderten Vorbedingungen, die grundsätzliche Struktur und der Verlauf der Isohypsen (Linien gleicher Grundwasserspiegelhöhe) bei beiden Messzeitpunkten praktisch gleichgeblieben ist (Abbildung 27). Einzig der Grundwasserspiegel zeigt für die jahreszeitlich später gelegenen Messungen (GWS03, Abbildung 27b) erwartungsgemäss leicht höhere Werte.

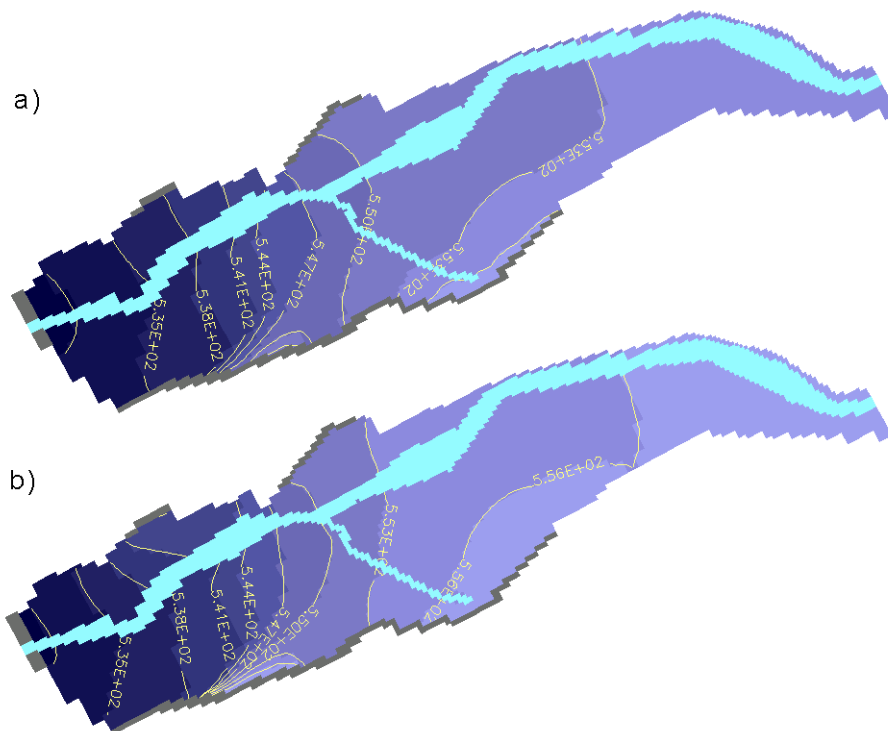


Abbildung 27: Die Konturenplots der Grundwasserspiegel; a) Modellresultat mit den Grundwasserspiegelmessungen aus Schürch (2000), b) Modellresultat mit den eigenen Messungen

Aus der Bahnlinien-Darstellung (Abbildung 28) können ähnliche Schlussfolgerungen gezogen werden. Sie zeigt jedoch deutlicher kleine Veränderungen. So ist zu erkennen, dass:

- der Einfluss des obersten Rhôneabschnitts möglicherweise stärker ist und/oder der Einfluss des Hanges geringer. Die mit dem Pfeil A in Abbildung 28 markierte Bahnlinie zeigt

für einen identischen Ort an der Rhône, dass nun die Herkunft des Wassers nicht mehr der Hang, sondern die Rhône weiter flussaufwärts ist.

- die Fliesswegverhältnisse beim Kanal sich leicht verändert haben könnten (Pfeil B in Abbildung 28)
- die Fliessrichtung auf der rechten Rhône-seite im untersten Modellabschnitt sich stark verändert hat (Pfeil C in Abbildung 28). Die Bahnlinien führen nicht mehr in die Rhône, sondern verlaufen parallel. Mangels Messdaten ist die Modellunsicherheit in diesem Gebiet besonders gross, was die Ursache für diese Veränderung sein könnte.

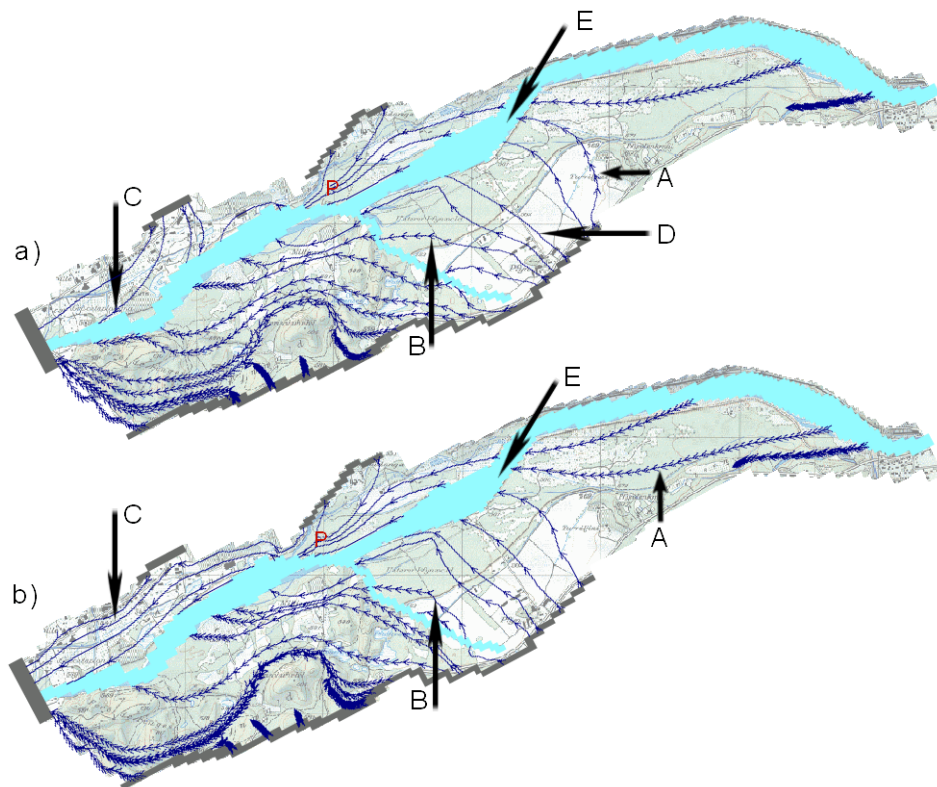


Abbildung 28: Die Bahnlinien des Grundwassers mit Zeitmarkern (Strecke zwischen 2 Marken entspricht 50 Tagen Fliesszeit, die maximale Linienlänge beträgt 10 Jahre). Abbildung a) basiert auf den Grundwasserspiegelmessungen von Schürch (2000) (GWS98), Abbildung b) auf den eigenen Messungen (GWS03). P: Trinkwasserpumpwerk Salgesch; Erklärungen zu den Pfeilen im Text

Aus den Zeitmarkern in Abbildung 28 (die Distanz zwischen zwei Markierungspunkten entspricht 50 Tagen) lassen sich Fliessgeschwindigkeiten abschätzen. Die grössten Geschwindigkeiten sind etwa einen Kilometer oberhalb des Kanals zu finden (Pfeil D in Abbildung 28a). Eine Überschlagsrechnung für diese Linie mit $\frac{1000 \text{ Meter}}{100 \text{ Tage}}$ ergibt eine Fliessgeschwindigkeit von ca. 10 m/d für die bezeichnete Bahnlinie.

Dies ist die maximale Geschwindigkeit, die mit dem Modell im Gebiet festgestellt werden konnte. Als Maximum erscheint dieser Wert realistisch. Im übrigen Gebiet liegt die Geschwindigkeit deutlich darunter (an der geringeren Distanz zwischen den Markierungen erkenntlich). Der Durchschnitt der Fliessgeschwindigkeit über das ganze Pfyndalgebiet scheint in der Grössenordnung von 0.5 – 1 m/d zu liegen.

Monnet (2002, S.71) hat in Piezometern des Rhônealluvials lokale Fliessgeschwindigkeiten gemessen, die zwischen 5 m/d (P12) und 40 m/d (P11a) liegen. Dies steht in gutem Einklang mit

dem regionalen Maximalwert von 10 m/d, da lokal extremere Werte zu erwarten sind. Schürch (2000) kommt bei der Bohrung P11b auf eine lokale Fließgeschwindigkeit von 122-278 m/d, was hingegen als sehr hoch angesehen wird.

Die Bahnlinien in Abbildung 28 lassen zudem die Vermutung zu, dass im oberen Bereich (bei Pfeil E) ein Grundwasserfluss unter der Rhône durch existiert, der von oben zusätzlich mit infiltrierendem Rhônewasser gespiesen wird. Gemäss der Grundwasserspiegelmessung bei P61 auf der linken Rhôneseite ist es wahrscheinlich, dass dessen Oberfläche unter dem Rhôneflussbett liegt.

Auf der rechten Rhôneseite wurde bei SAL4 (im Rhônebett, ca. 20 m vom Flusswasser entfernt) eine Nivellierung mit der Rhône durchgeführt. Der Rhône Spiegel lag 1.5 m unter der Oberkante des Piezometerrohres. Der im Rohr gemessene Spiegel lag jedoch 6.2 m unterhalb der Oberkante. Die Wassertiefe in der Rhône betrug in diesem Abschnitt wenige Dezimeter. Dies lässt darauf schliessen, dass hier eine ungesättigte Zone besteht; damit wäre die Distanz des Grundwassers vom Flusswasserspiegel von 4.7 m in nur 20 m Distanz von der Rhône erklärbar.

Aus der Betrachtung der Bahnlinien und des Grundwasser- und Rhône spiegels bei SAL4 und P61 ist es naheliegend einen Wasserfluss unter der Rhône durch anzunehmen. Bis etwa auf die Höhe von P49 zeigen die Bahnlinien einen Grundwasserfluss quer zur Rhône. In diesem Bereich liegt gemäss der Modellierung (siehe Abschnitt 4.6.2) der Übergang von Infiltration zu Exfiltration in der Rhône. Es könnte daher sein, dass bei SAL4 und P61 der Grundwasserfluss die Rhône noch ohne hydraulische Verbindung unterquert. Ein wenig weiter unten zuerst mit der Rhône eine gesättigte Zone ausbildet und bei P49 eventuell die Rhône senkrecht zu ihrer Fließrichtung von Grundwasser durchströmt wird (das Prinzip des „Flow Through Channels“ wird in Hoehn (2002) beschrieben). Zur Überprüfung, ob eine Durchströmung stattfindet und wie stark diese ist, fehlen Grundwasserspiegelmessungen in diesem Gebiet.

4.6.2 Infiltrationsraten der Gewässer

Die Komplexität der Interaktion zwischen der Rhône und dem Grundwasser wird bei der Betrachtung der Infiltrationsraten deutlich. Wie im Abschnitt 4.6.1 gezeigt worden ist, liegt der Grundwasserspiegel bei den eigenen Messungen leicht höher als bei Schürch (2000). In der Interaktion mit der Rhône bedeutet dies, dass die lokal begrenzte Infiltrationszone unterhalb der Kanalmündung zu einer Exfiltrationszone wird, und der Übergangsbereich von In- zu Exfiltration im oberen Abschnitt sich weiter flussaufwärts verschiebt und damit auch der eventuell vorhandene Bereich mit Durchströmung (Abbildung 29).

Die vom Modell berechnete „River Leakage“ ist ein Fluss pro Zellfläche ($\frac{\text{Wassermenge}}{\text{Zelllänge} \cdot \text{Zellhöhe}} \cdot \frac{1}{\text{Zeit}}$). Da nicht alle Zellen gleiche Masse haben, muss die Infiltrationsrate folglich individuell für jede einzelne Zelle aus der „River Leakage“ berechnet werden. Es wurden fünf repräsentative Zellen ausgewählt (siehe Abbildung 30) und in Infiltrationsraten umgerechnet (zusammengestellt in Tabelle 9).

Die ermittelten Absolutwerte liegen zwischen 0.026 und 0.43 m³/(d·m²), was gut mit den von Hoehn (2002) für Schweizer Flüsse zusammengestellten Infiltrationsraten übereinstimmt (0.05-3 m³/(d·m²)). Eventuell liegen die tatsächlichen Infiltrationsraten bis 4 mal höher. Für die Modellierung wurde davon ausgegangen, dass die Rhône ihr Bett auf der ganzen Breite ausnützt. Da aber bei Niedrigwasser die Rhône ihr Bett, insbesondere in den breiten Bereichen, nur zu einem Teil ausnützt, könnten die Infiltrationsraten in diesen Bereichen unterschätzt worden sein. Die Infiltrationsraten bleiben auch in diesem Fall in einem realistischen Bereich.

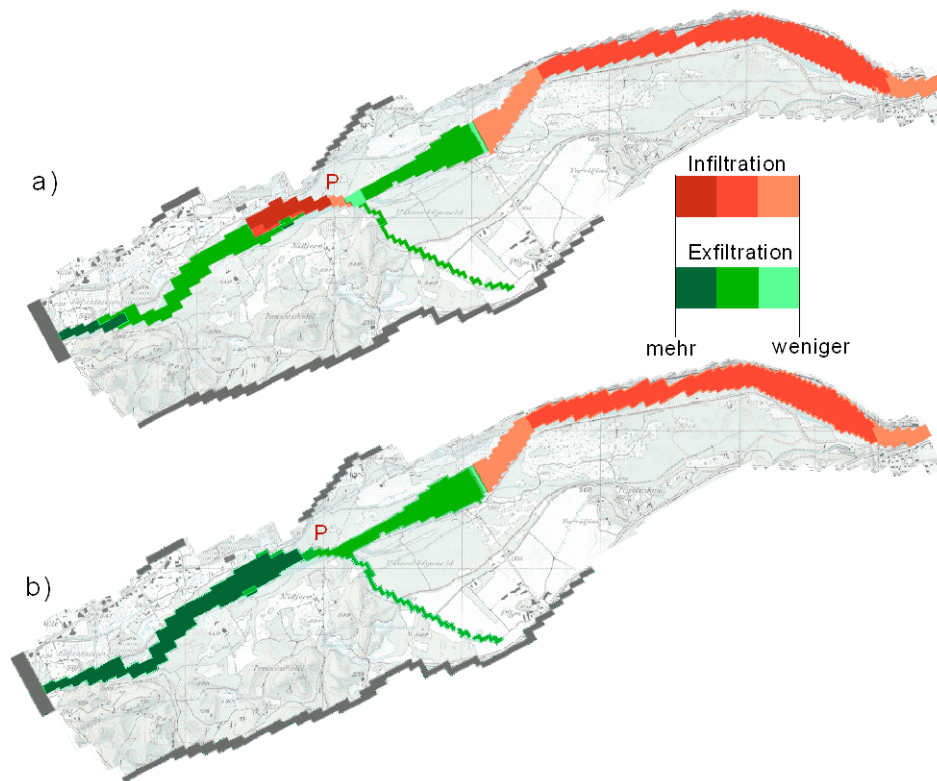


Abbildung 29: Die von Modflow berechneten „River Leakages“ je Zelle. *a)* basiert auf den Grundwasserspiegelmessungen von Schürch (2000), *Abbildung b)* auf den eigenen Messungen. P: Trinkwasserpumpwerk Salgesch

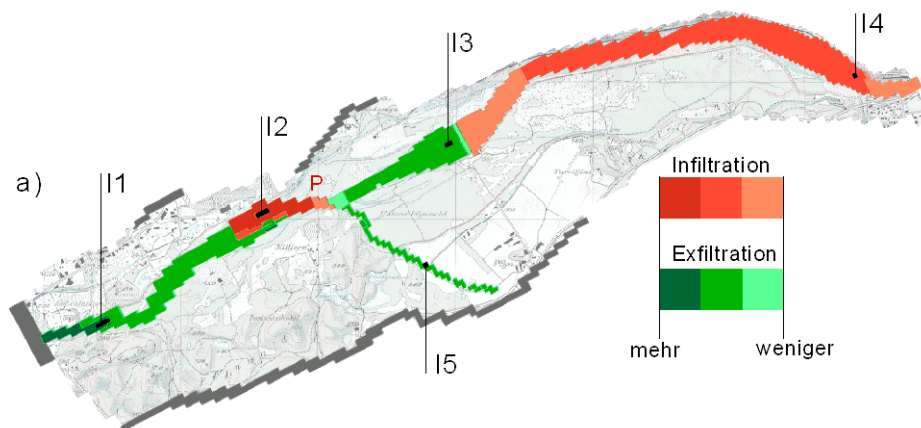


Abbildung 30: Die Punkte I1-I5 im Modell, welches mit den Grundwasserspiegeln von Schürch (2000) gerechnet wurde. I1, I3 und I5 liegen in Exfiltrationszonen, I2 und I4 in Infiltrationszonen. Für diese fünf Punkte wurden Flussinfiltrationsraten berechnet (siehe Text). P: Trinkwasserpumpwerk Salgesch

Schürch (2000, S.62) kommt bei Niedrigwasser im oberen Teil der Rhône auf eine Exfiltrationsrate mit einem durchschnittlichen Wert von ca. $80 \text{ m}^3/(\text{d}\cdot\text{m}^2)$.²⁶ Dieser Wert scheint extrem hoch, ist jedoch wegen den Limitationen des 2D-Modells nicht wirklich vergleichbar.

Tabelle 9: Die Infiltrationsraten der Rhône und des Kanals an fünf repräsentativen Punkten aus der „River Leakage“ berechnet. Negative Infiltration bedeutet Exfiltration.

Region der Zelle		Austauschvermögen (m ³ /s)	Zellfläche (m ²)	Infiltrationsrate (m ³ /(d·m ²))
I1	Exfiltrationszone unterster Rhôneabschnitt	-1.03E-02	2500	-0.356
I2	Infiltrationszone mittlerer Rhôneabschnitt	+3.37E-03	2500	+0.116
I3	Exfiltrationszone mittlerer Rhôneabschnitt	-3.35E-04	825	-0.035
I4	Infiltrationszone oberster Rhôneabschnitt	+1.90E-04	625	+0.026
I5	Exfiltration beim Canal des Fermes	-3.11E-03	625	-0.430

4.6.3 Hydraulische Leitfähigkeiten

Die hydraulischen Leitfähigkeiten, die mit dem Modell ermittelt worden sind (vergleiche Tabelle 10) stehen im Einklang mit den geologischen Verhältnissen, sowie den Ergebnissen der Pumpversuche von Schürch (2000). Im Bergsturzgebiet herrscht wie erwartet eine allgemein tiefe Durchlässigkeit. Sie reicht von praktisch undurchlässig beim Perischuhubil (Gebiet K8: $k_f \approx 1.1 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$) bis mässig durchlässig bei der „Gravière Finges“ an der Rhône (Gebiet K3: $k_f \approx 1.5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$). Das alluviale Gebiet oberhalb des Kanals und auf der rechten Seite zeigen eine hohe Durchlässigkeit von rund $6.5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, wie es in dieser Grössenordnung in kiesigem Sand zu erwarten ist.

Tabelle 10: Die Leitfähigkeiten, die im Modell verwendet wurden und die Sensitivität der jeweiligen Regionen bei der Modellierung der Grundwasserspiegel von Schürch (2000) (GWS 98) und der eigenen Messungen (GWS 03)

Region		Leitfähigkeit k _f (m/s)	Sensitivität		
			GWS 98	GWS 03	Veränd.
K0'	Alluvial rechte Rhôneseite	6.5E-03	0.179	0.172	-4.1%
K1'	Alluvial linke Rhôneseite	6.5E-03	0.098	0.148	50.5%
K2	Illgrabenschuttflächen	1.2E-03	0.033	0.049	51.4%
K3	bei "Gravière de Finges"	1.5E-04	0.026	0.031	19.7%
K4'	Region Milljère bis Kanalausfluss	2.0E-03	0.026	0.020	-23.5%
K12'	Region Seen und Übergang zu Alluvial	4.3E-04	0.045	0.044	-1.8%
K6'	Bergsturzgebiet und westliche Seen	4.4E-04	0.026	0.028	7.7%
K7	Übergang von östlichen Seen zum Alluvial	8.1E-04	0.028	0.019	-33.0%
K8	Perischuhubil-Hügel	1.1E-06	0.038	0.005	-85.9%
K9	Beginn des Kanals "Depôts lacustres"	1.1E-05	0.010	0.004	-57.2%
K10	Südhang östlicher Teil	1.5E-03	0.025	0.007	-70.7%
K11	Südhang mittlerer Teil beim Muggensee	2.8E-04	0.008	0.005	-40.6%

Die Sensitivitäten beschreiben die Änderung des Grundwasserspiegels bei einer kleinen Änderung des Parameters.²⁷ Wie aus Tabelle 10 hervorgeht, zeigen die alluvialen Gebiete auf der

²⁶Der erwähnte Wert für die Infiltration beträgt $-144 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{m})$ und repräsentiert eine horizontale Infiltration über die 65 m Mächtigkeit des Aquifers – bedingt durch sein 2D Modell. Umgerechnet in eine vertikale Infiltration (Annahme durchschnittliche Rhônebreite 150 m) ergibt sich: $\frac{-144}{150} \frac{\text{l}}{\text{s}\cdot\text{m}} \cdot \frac{86400 \text{ s}\cdot\text{m}^3}{1000 \text{ d}\cdot\text{l}} = -82.9 \frac{\text{m}^3}{\text{d}\cdot\text{m}^2}$

²⁷eine exakte Erklärung zur Berechnungsweise ist in der Anleitung zu PEST zu finden, z.B. bei Chiang & Kinzelbach (2001) auf der CD.

rechten und auf der linken Seite die grössten Sensitivitäten; es sind auch die grössten Gebiete identischer Durchlässigkeit.

4.6.4 Wasserbudget

Wie in Abschnitt 3.7 erwähnt wurde das Untersuchungsgebiet in vier Zonen aufgeteilt (siehe Abbildung 14). Für jede Zone wurde ein eigenes Budget berechnet. In der Tabelle 11 ist das Wasserbudget für das ganze Modellgebiet zusammengestellt, sowie die Veränderung zwischen der Grundwasserspiegelmessung von Schürch (2000) und der eigenen Messkampagne (die ausführlichen Tabellen sind im Anhang zu finden: Tabellen 24 und 25).

Tabelle 11: Das Wasserbudget für die Grundwasserspiegel von Schürch (2000) (GWS 98) und den eigenen Messungen (GWS 03) nach Prozessen aufgeteilt. *Wells*: Trinkwasserpumpwerk, *Horizontal Exchange*: Fluss zwischen Modellzellen an Zonengrenzen, *Recharge*: Zufluss aus Niederschlag, *Head Dep Bounds*: General Head Boundaries, Randbedingungen

	GWS 98			GWS 03			Veränderung	
	IN (m3/s)	OUT (m3/s)	IN-OUT (m3/s)	IN (m3/s)	OUT (m3/s)	IN-OUT (m3/s)	IN	OUT
WELLS	0.00E+00	5.00E-01	-5.00E-01	0.00E+00	5.00E-01	-5.00E-01	-	0.0%
RECHARGE	7.72E-03	0.00E+00	7.72E-03	7.72E-03	0.00E+00	7.72E-03	0.0%	-
RIVER LEAKAGE	1.82E-01	7.73E-01	-5.91E-01	1.13E-01	2.84E+00	-2.72E+00	-38.0%	267.0%
HEAD DEP BOUNDS	1.79E+00	7.13E-01	1.07E+00	4.16E+00	9.43E-01	3.22E+00	132.9%	32.4%
SUM	1.98E+00	1.99E+00	-9.48E-03	4.28E+00	4.28E+00	-1.72E-05	116.6%	115.6%

Die geringere Flussinfiltration (River Leakage IN) zum Zeitpunkt der eigenen, bei höherem Rhôneabfluss stattgefundenen Messungen erscheint auf den ersten Blick unlogisch, da bei höherem Abfluss gleichzeitig eine stärkere Infiltration erwartet wird.

Wie in Abschnitt 4.6.1 erwähnt, liegt der Grundwasserspiegel bei den eigenen Messungen über denen von Schürch (2000). Zudem befindet sich die Übergangszone von In- zu Exfiltration weiter flussaufwärts. Der Flussspiegel steigt hingegen nur schwach an (im Modell als konstant angenommen). Diese Faktoren resultieren in einem kleineren Netto-Infiltrations-Fluss, da dieser im Modell proportional zur Differenz von Fluss- und Grundwasserspiegel berechnet wird und die ist nun kleiner, ebenso die Fläche auf der dies stattfindet. Dies zeigt sich auch im proportionalen Anteil von Flussinfiltrationswasser am Wasserbudget. Der Anteil sinkt von 9% auf rund 2.5%, mit anderen Worten der Hangwasseranteil wird dominierender. Wahrscheinlich trägt auch die langsam einsetzende Schneeschmelze und der damit verbundene Anstieg des Wasserzuflusses vom Hang dazu bei.

Der modellierte Grundwasserspiegel scheint vor allem im oberen Rhôneabschnitt abzuweichen (siehe Abschnitt 4.6.1). Insbesondere bei P60 und P61, die nahe an der Rhône liegen, wurden höhere Wasserspiegel gemessen als vom Modell berechnet. Eine zu tiefe Flussinfiltrationsrate könnte eine Erklärung sein. Eine weitere Erklärung könnte das Vorhandensein eines Durchlässigkeitsgradienten in Flussnähe sein, der im Modell nicht berücksichtigt wurde. Eine sehr hohe Durchlässigkeit beim Flussbett und dessen kontinuierliche Abnahme mit der Distanz zum Flussbett könnte für die Diskrepanz im Grundwasserspiegel bei P60 und P61 verantwortlich sein.

Die in Abschnitt 4.6.1 festgestellte starke Veränderung in der unteren Hälfte der rechten Seite (Pfeil C in Abbildung 28, Zone 1 in Tabelle 12) zeigt sich als deutliche Erhöhung im Wasserbudget. Eventuell ist es ein Kurzschlusseffekt zwischen zwei durchlässigen Rändern. Das heisst

Tabelle 12: Das Wasserbudget für die beiden Grundwassermodellierungen, Zusammenfassung nach Zonen. GWS 98: (Schürch, 2000), GWS 03: eigene Messungen des Grundwasserspiegels

	GWS 98 (m ³ /s)	GWS 03 (m ³ /s)	Veränderung
ZONE 1	1.52E+00	3.53E+00	132.5%
ZONE 2	1.41E+00	1.59E+00	13.2%
ZONE 3	1.24E+00	1.91E+00	53.2%
ZONE 4	9.35E-01	1.42E+00	51.3%

es fließt Wasser vom oberen durchlässigen Rand ins Modellgebiet hinein, um auf direktem Weg über den weiter unten gelegenen Rand (westliche Modellgrenze) wieder zu verlassen. Weil in diesem Bereich keine Messung zum Grundwasserspiegels vorhanden ist, steht der Parameterschätzung hier ein sehr weiter Wertebereich mit nur kleinem Effekt auf die Güte der Kalibration offen. Die Sensitivität der General Head Boundaries ist dementsprechend gering (p38 in Tabelle 23).

4.6.5 Schlussfolgerungen aus der Modellierung

Ein Grundwassermodell kann die Realität nie eins zu eins abbilden. Die Abweichungen des neuen Grundwassermodells von der Realität lassen sich jedoch erklären und stehen oft in besserem Einklang mit den Daten als das bisherige Modell von Schürch (2000).

Die Unsicherheit ist im obersten Rhôneabschnitt (oberhalb von P59) und im untersten (unterhalb von P2) am grössten, im Gebiet dazwischen ist sie klein (Modell mit den eigenen Grundwasserspiegelmessungen) bis sehr klein (Messungen von Schürch (2000)). Die Unsicherheit im Modell kann bei einer erneuten Messung reduziert werden, indem mehr Grundwasserspiegelmessungen durchgeführt werden und dies in einer möglichst kleinen Zeitspanne.

Durch die Modellierung hat sich herausgestellt, dass bei Niedrigwasser der Wasserzufluss aus Süden, vom Hang, gegenüber der Flussinfiltration dominiert. Zudem hat sich der Einbezug der rechten Rhôneseite als sehr wichtig herausgestellt. So wurde erkannt, dass zwischen SAL4 und P61 ein Grundwasserfluss unter der Rhône durch zu existieren scheint.

5 THESEN

5.1 Im Grundwasser sind Mischungseffekte zwischen 3 bis vier Wassertypen festzustellen

Führt man die geographische Lage des Pfynwaldes zwischen Rhône und Gorwetschgrat mit den Kenntnissen zur Geologie zusammen, so sind drei unterscheidbare Wassertypen (Endglieder) zu erwarten:

1. gering mineralisiertes Rhônewasser
2. kalzium- und sulfatreiches Wasser vom östlichen Gorwetschgrat
3. kalzium- und magnesiumreiches Wasser vom westlichen Gorwetschgrat

In den Drei-Komponentenplots mit der Geochemie (Abbildung 22 auf Seite 41) sind drei Endglieder (Rhône/P59(2), SA-9/P1 und P25) sehr deutlich zu erkennen. Aus den vier Plots, die auf dem Sauerstoffisotopenverhältnis basieren, kann aus zweien auf dasselbe Resultat geschlossen werden (Abbildungen 23a) und b). P25 liegt auch hier leicht abseits und die Messpunkte liegen praktisch alle im Mischungsdreieck der drei Endglieder.

Die sehr vage Vermutung einer Deponie in der näheren Umgebung von P11b ist im Zusammenhang mit den erhöhten Freonkonzentrationen im selbigen Gebiet (siehe Abschnitt 5.5), nicht ganz ausschliessbar. Inwiefern der Illgraben-Grundwasserleiter einen Einfluss hat, konnte nicht herausgefunden werden. Deshalb kann auch nicht gesagt werden, ob das Wasser bei P11b eventuell einen vierten Wassertyp darstellt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es deutliche Hinweise gibt zu:

- drei deutlich unterscheidbaren Wassertypen im Pfynwald
 1. Von Gips und Anhydrit geprägtes Wasser vom östlichen Teil des Südhangs (Endglied: SA-9/P1)
 2. Von Kalk und Dolomit geprägtes Wasser vom westlichen Teil des Südhangs (Endglied: P25 evtl. P29)
 3. gering mineralisiertes Wasser von der Rhône (Endglied: Rhône/P59)
- Mischprozessen zwischen diesen drei Endgliedern, wobei das Wasser vom Typ P25 nur eine untergeordnete Rolle spielt

Vermutet wird zudem dass:

- das Wasser vom Nordhang einen vierten Wassertyp (mit erhöhter Kaliumkonzentration) repräsentiert, dessen Einfluss sich vor allem auf der rechten Rhône-seite manifestiert.
- eine Natriumquelle in der Umgebung von P11b existieren muss, die nicht auf NaCl zurückgeführt werden kann

Tabelle 13: Auszug aus den chemischen Daten. Die Piezometer liegen auf oder in der Nähe des Landguts Pfyn. Die Tabelle ist nach den Natrium-Konzentrationen sortiert.

	Natrium (mM)	Chlorid (mM)	Kalium (mM)
P 11b	1.221	0.328	0.148
Kanal/P20	0.502	0.232	0.099
SA-9/P1	0.447	0.103	0.134
P 19	0.387	0.238	0.093
P 2	0.358	0.397	0.071
P 51	0.214	0.220	0.082
P 53	0.170	0.275	0.079
Rhône/P59(1)	<0.109	0.087	0.036
Rhône/P59(2)	<0.109	0.111	0.082

5.2 Im Gebiet von P60/P61 und SAL4/SAL5 existiert ein Grundwasserfluss unter der Rhône durch

Die Ergebnisse des Grundwassermodells in Abschnitt 4.6.1 lieferten einen ersten Hinweis zu einem Grundwasserfluss, der die Rhône unterquert. Der vermutete Grundwasserfluss fliesst von links der Rhône bei P60/P61 unter dieser durch nach rechts zu SAL4/SAL5. Um dies zu bestätigen könnte die Neigung des Grundwasserspiegels berechnet werden. Die gemessenen Grundwasserstände sind für einen solchen Vergleich nicht geeignet, weil die Messungen links und rechts der Rhône aus zwei verschiedenen Wochen stammen. Zudem lag der Abfluss in der Rhône in der zweiten Woche nur halb so hoch wie in der ersten. (siehe Abbildung 15).

Die Bahnlinien des Grundwassers, die zwischen P60 und P61 in der Rhône enden, aber auf der rechten Seite scheinbar im gleichen Muster fortgesetzt werden, können als Fluss entweder unter, oder durch die Rhône durch, interpretiert werden. Da der Grundwasserspiegel bei SAL/4 rund 4 m unter dem Rhône Spiegel lag, die Rhône in diesem Abschnitt sehr flach war und die Mächtigkeit des Aquifers wahrscheinlich über 20 m beträgt, wird der Hauptanteil des Grundwasserflusses die Rhône ohne direkten Kontakt unterqueren. Die Resultate des Dataloggers in P55 (Abschnitt 4.2), der keine Anzeichen von Schwall und Sunk zeigt, sowie Mischungsrechnungen bei SAL4/7m (Abschnitt 4.5) sind weitere Hinweise auf eine ungesättigte Zone und folglich auf einen Grundwasserfluss unter der Rhône durch.

Sulfat ist ein geeigneter Tracer um dies weiter zu verifizieren. Vom südlichen Hang ist viel, vom Nordhang hingegen praktisch kein Sulfateintrag zu erwarten. Auf der linken, südlichen Seite sind bei P61 1.45 mM Sulfat (1.0 mM bei P60) gemessen worden, auf der rechten Seite bei SAL4 0.3 mM (dieser Wert liegt im Variationsbereich der Rhône), bei SAL5/7m und SAL5/14m wurden jedoch 0.8 mM gemessen, was wieder deutlich über der Rhônekonzentration liegt. Damit diese 0.8 mM erreicht werden, könnte sulfatreiches Wasser von der linken Rhône-seite, sich mit Wasser vom Nordhang gemischt haben.

Mit der vereinfachenden Annahme, dass das Wasser vom Nordhang ähnlich wenig Sulfat enthält wie das Rhônewasser, müssten ca. 50–70% des Wassers von der linken Rhône-seite stammen (berechnet mit der Konzentration in P61). Aus SF₆ erhält man eine ähnliche Grössenordnung (ca. 80% gemäss Abschnitt 4.5.1).

Es konnten mehrere deutliche Hinweise für einen Grundwasserfluss unter der Rhône gefunden werden. Obwohl teilweise mit Unsicherheiten behaftet, ergibt sich zusammengenommen ein in

sich schlüssiges Bild, weshalb die Existenz dieses Flusses als sehr wahrscheinlich eingeschätzt wird.

5.3 Bei Niedrigwasser ist der Einfluss der Rhône auf das Grundwasser gering

In den gewonnenen Tracerdaten und dem Grundwassermodell konnten Hinweise identifiziert werden, die darauf hindeuten, dass der Einfluss der Rhône bei Niedrigwasser gering ist. Eine grobe Überschlagsrechnung ergibt eine mittlere Wasseraufenthaltszeit von mindestens einem halben Jahr im Rhônealluvial.²⁸ Mit den Zahlen aus dem Wasserbudget des Grundwassermodells (Tabelle 11) kommt man auf 6 Jahre, was eher als obere Grenze zu interpretieren ist, da die Modellierung für Niedrigwasser gemacht worden ist.

Die chemischen Parameter, sowie die inerten Tracer (SF_6 und die Freone), die in den Piezometern gemessen wurden, repräsentieren im Pfywaldgrundwasser meistens einen über das ganze Jahr gemittelten Einfluss. So ändern sich die Mischungseffekte, die Infiltrationsraten und andere von den klimatischen Bedingungen abhängigen Effekte im Jahresrhythmus. Eine zeitliche Auflösung der chemischen Parameter von weniger als einem Jahr ist sehr wahrscheinlich nur für oberflächen- und flussnahes Grundwasser möglich, jedoch nicht für tiefere Grundwasserschichten.

Um nun den Rhôneeeinfluss zum Zeitpunkt der Messungen trotzdem abzuschätzen, können die Radonmessungen verwendet werden. Zudem sind die Einwirkungen der Rhône gemäss dem Grundwassermodell primär in Ufernähe und im oberen Teil des Alluvials zu erwarten. In den Piezometern P59-L, P60, P61, SAL5/14m und P37, die mit Distanzen von 150 bis 250 Meter relativ nahe an der Rhône liegen, sind Radonalter von grösser als den feststellbaren 15 Tagen berechnet worden. Diese Resultate entsprechen nicht den Erwartungen.

Bei einer Grundwasserfliessgeschwindigkeit von weniger als 10 m/d (siehe Abschnitt 4.6.1) sind schon in 150 Meter Distanz zur Rhône Radonalter eher nicht mehr zu erwarten. Ein Wasserpaket benötigt bei dieser maximalen Geschwindigkeit schon 15 Tage. Zudem war die Hauptfliessrichtung des Grundwassers vom Hang zur Rhône gerichtet und nicht umgekehrt (Abbildung 28).

Bei SAL4/7m (20 Meter vom Rhônelauf entfernt) ist ein Anteil von (frisch infiltriertem) Rhônewasser in der Grössenordnung von 30% festgestellt worden (Abschnitt 4.5). Trotz der vereinfachenden Berechnung könnte dieser Wert für die obersten Grundwasserschichten in etwa repräsentativ sein. Der Spiegel lag nur unwesentlich (80cm) über der Probenahmetiefe.

Am gleichen Ort wurde der Anteil des Rhônewassers aus Kalzium, den über das ganze Jahr gemittelten Rhôneeeinfluss repräsentierend, auf rund 60% berechnet. Etwa auf der gleichen Höhe auf der linken Rhôneeseite kann aus Kalzium ebenfalls ein Rhônewasseranteil berechnet werden, der ca. 90% beträgt (P60 & P61) (das Vorgehen zur Berechnung wird in Abschnitt 4.5 erläutert). Der ganzjährige Einfluss der Rhône ist in deren Nähe, wie zu erwarten war, deutlich stärker als bei Niedrigwasser.

Zudem unterstützen die Loggerdaten in P55 diese Vermutung, indem aus deren Daten auf eine ungesättigte Zone zwischen der Rhône und dem Grundwasser in diesem Gebiet geschlossen werden kann (Abschnitt 4.2). Damit würde ein rascher Wasseraustausch bei Niedrigwasser verhindert.

²⁸ Annahmen: Rhônebett 5km x 50m, Infiltrationsrate 0.5m³/(d·m²), Infiltration auf der Hälfte der Rhônebettfläche, Grundwasserkörper im Alluvial 2km x 500m x 30m, drei Mal mehr Hangwasser als von der Rhône

Das Wasserbudget für diesen Bereich (Zone 4 in Tabelle 25) zeigt ebenfalls, dass das rhônebürtige Wasser zu diesem Zeitpunkt einen deutlicher geringeren Anteil ausmacht als dasjenige vom Hang. Desweiteren beschreiben Brunke & Gonser (1994), dass andauernde Exfiltration, wie sie in diesem oberen Teil des betrachteten Gebietes zu finden ist, zu einer geringeren Durchlässigkeit des Flussbetts führen kann.

Die Grundwassermodellierung (Abschnitt 4.6.2) zeigte, dass Wasser im Gebiet von P34 und P39 aus dem Grundwasser in die Rhône exfiltriert – und nicht umgekehrt wie das Radon und die Loggerdaten vermuten lassen. Eine genaue Betrachtung der gemessenen und modellierten Grundwasserspiegel zeigte, dass beim Modell das Gefälle des Grundwasserspiegels in diesem Teilgebiet in Richtung Rhône geneigt ist, die Messdaten hingegen eine Neigung in die umgekehrte Richtung zeigen (Tabelle 14).

Tabelle 14: Vergleich der modellierten und der gemessenen Neigungsrichtung des Grundwasserspiegels bei P34 und P6, sowie bei P39 und P37. Die jeweils höheren Werte sind *kursiv* dargestellt

		Grundwasserspiegel		
		Messung (m.ü.M.)	Modell (m.ü.M.)	Abweichung (m)
P6	ferner	546.56	<i>548.301</i>	<i>1.741</i>
P34	näher	<i>547.01</i>	548.293	1.283
P37	ferner	540.56	<i>541.112</i>	<i>0.552</i>
P39	näher	<i>540.95</i>	540.604	-0.346

Es könnte daher sein, dass das Grundwassermodell mit seinen Idealisierungen und Vereinfachungen, vor allem auf Grund der Zellgrösse (von 25 x 100 m² in diesem Gebiet) die reale Fliesssituation im Uferbereich nicht wiedergeben kann. Ein In- und Exfiltrationsmosaik, welches einen intensiven Austausch von Rhône- und Grundwasser zu Folge hätte (Brunke & Gonser, 1994, 1997), erscheint somit in der Modellierung vereinfacht als eine einheitliche Exfiltrationszone.

In den Piezometern P34 und P39, die nahe zum Rhôneufer liegen, konnten Radonalter bestimmt werden (siehe Tabelle 7). Das Alter für P39 liegt, trotz deutlich grösserem Abstand zur Rhône als SAL4/7m (100 m gegenüber 15-20 m), in der gleichen Grössenordnung (7.05 d und 6.56 d für P39 resp. SAL4/7m). Bei P34 welches in ähnlichem Abstand zur Rhône liegt wie SAL4/7m, wurde ein Radonalter von knapp einem Tag gemessen. Der Einfluss der Rhône muss im Bereich von P34 und P39 deshalb deutlich grösser sein, als weiter oben bei SAL4/7m. Auf der gegenüberliegenden Seite, bei PS1 (155 m Abstand von der Rhône), lag die Radonkonzentration knapp zu hoch, um noch ein Alter bestimmen zu können.

Bei der Probenahme von Rhônewasser am linken Rhôneufer, etwa 150 m von P39 flussabwärts (Rhône/P39), wurde eine hohe Radonaktivität festgestellt, die sehr wahrscheinlich durch einen grossen Anteil von exfiltriertem Grundwasser im Flusswasser verursacht wurde. Dies könnte durch lokal in diesem Uferbereich exfiltrierendes Grundwasser erklärt werden (In-/ Exfiltrationsmosaik) oder einem allgemein hohen Anteil von frisch exfiltriertem Grundwasser in diesem unteren Abschnitt.

Zusammengefasst ergibt sich für den oberen Rhôneabschnitt, dass deutliche Hinweise auf einen geringen Einfluss der Rhône auf das Grundwasser gefunden werden konnten. Die Existenz einer ungesättigten Zone wird zudem als sehr wahrscheinlich angesehen.

Für den unteren Abschnitt deuten die Resultate auf eine starke Interaktion zwischen Grund- und Rhônewasser hin. Auch ein In-/ Exfiltrationsmosaik liesse sich mit den Daten vereinbaren.

5.4 Das Quellgerinne bei P34 wird von Flusswasser gespiesen

Der Wasserspiegel des Quellgerinnes bei P34 ist durch eine ca. 10 m breite Kiesbank von der Rhône abgetrennt. Das Gerinne beginnt an der rhôneabgewandten Seite der Kiesbank und ergiesst sich, weiterhin von der Rhône getrennt, dem Uferhang entlang. Die Wassermenge im Gerinne nimmt mit zunehmender Distanz zur Quelle zu und dehnt sich langsam zu einer Flachwasserzone aus. Die Nivellierung an der Quelle ergab, dass das Gerinne etwa 10 cm unterhalb des Rhônepegels lag.

Es wurde vermutet, dass dies ein Aufstoss von tiefem Grundwasser ist. Die Ausgangslage sah ähnlich aus wie beim Brenno, wo tatsächlich an einem Ort tiefes Grundwasser an die Oberfläche stösst (Holocher *et al.*, 2001).

Beim Rhônequellgerinne kann diese Situation praktisch ausgeschlossen werden. Die Leitfähigkeit ist mit $352\mu\text{S}/\text{cm}$ sehr tief (chemische Analysen wurden nicht durchgeführt). Tiefes Grundwasser müsste tendenziell hohe Leitfähigkeitswerte aufweisen. Tiefes Grundwasser heisst meistens altes Grundwasser und es hat somit mehr Zeit um Ionen zu lösen. Ebenso ist das Radonalter – gleich beim Exfiltrationsort gemessen – mit 0.76 d sehr gering. Wird angenommen, dass das Wasser des Quellgerinnes in 10 m Entfernung von der Rhône eingespiesen wird, erhält man eine Fließgeschwindigkeit von 13 m/d, was in einer sandigen Kiesbank eine realistische Grösse ist.

Dies ist ein Beispiel von räumlich nahe zusammenliegender In- und Exfiltration. In Brunke & Gonser (1994) und Brunke & Gonser (1997) werden ähnliche In- und Exfiltrationssituationen innerhalb desselben Flussbetts beschrieben. Beim hier beschriebenen Fall handelt es sich um eine Flussinfiltration, die in ein neues, vom Hauptfluss abgetrenntes, Seitengerinne mündet. Solche flache und beruhigte Fliessgewässer sind ökologisch sehr wertvoll.

5.5 Es existiert mindestens eine Punktquelle von FCKWs im Pfywaldgebiet

Eine Punktquelle ist eine örtlich begrenzte Quelle von Substanzen. Kleine Deponien, wovon im Pfywald mehrere existierten (ProNatura84), könnten solche Quellen darstellen. Diese Bestandesaufnahme der Deponien ist schon älteren Datums und genauere Beschreibung zur Art des Deponieguts fehlen. Ein Augenschein der bezeichneten Orte hat gezeigt, dass praktisch alle an der Oberfläche nicht mehr als solche erkennbar sind. Neueren Datums dürften die wilden Abfallablagerungen von Haushaltsabfällen, Fernseher, Fahrrädern und dergleichen sein. Diese konnten an mehreren Orten festgestellt werden – vor allem in der Nähe der asphaltierten Zufahrtswege.

In der Tabelle 15 (nach den FCKW-11-Konzentrationen sortiert) ist deutlich ersichtlich, dass bei P19, P39, P53 immer die höchsten Konzentrationen von FCKW-11, -113 und SF_6 gemessen wurden. Zudem liegen die zurückgerechneten Atmosphärenkonzentrationen um ein mehrfaches über den in der heutigen (rezenten) Atmosphäre festgestellten Werte. P11b, welches sich (gemäss Grundwassermodell) im Oberstrom von P19, P39 und P53 befindet, zeigt bereits wieder deutlich tiefere Werte – für FCKW-113 sogar den Tiefsten. In P61 (im Unterstrombereich von P53) konnten vor allem noch die hohen FCKW-11 und FCKW-113-Werte festgestellt werden, SF_6 sticht hier nicht mehr besonders hervor.

Tabelle 15: Die gemessenen FCKW- und SF₆-Konzentrationen, sowie die korrespondierenden Atmosphärenkonzentrationen. Zum Vergleich sind in der ersten Spalte die rezenten Atmosphärenkonzentrationen angegeben. Die Daten sind nach FCKW-11 Konzentrationen sortiert. Die beiden höchsten Werte sind jeweils **fett**, die beiden Tiefsten *kursiv* dargestellt.

	FCKW-11		FCKW-12		FCKW-113		SF ₆	
	Konz. (pg/kg)	(Catm) (pptv)	Konz. (pg/kg)	(Catm) (pptv)	Konz. (pg/kg)	(Catm) (pptv)	Konz. (pg/kg)	(Catm) (pptv)
rezente Atmosphäre		265		530		85		5.8
P19	3079	1119	366	584	3251	2796	0.612	10.94
P53	1615	539	421	622	2099	1644	0.576	9.68
P39	1517	472	408	567	1004	729	0.517	8.20
P61	1272	429	438	655	544	432	0.375	6.33
P59-L	1153	414	423	669	177	150	0.406	7.19
P11b	1086	462	<i>254</i>	<i>467</i>	<i>111</i>	<i>113</i>	0.368	7.42
P60	954	331	495	758	159	130	0.391	6.74
P34	827	299	355	564	335	286	0.393	6.98
SAL 4/ 7m	783	280	360	566	191	161	0.418	7.38
SAL 5/14m	762	260	395	596	266	214	0.346	5.88
SAL 5/ 7m	626	214	360	542	297	239	0.461	7.85
PS1	573	226	341	586	177	167	0.378	7.19
Rhône/P59(2)	503	178	370	576	168	140	0.320	5.59
P2	<i>320</i>	<i>112</i>	339	522	<i>125</i>	<i>103</i>	<i>0.265</i>	<i>4.60</i>
P25	<i>317</i>	<i>111</i>	<i>302</i>	<i>466</i>	194	159	<i>0.306</i>	<i>5.30</i>

Bei P61 treten dafür hohe FCKW-12-Konzentrationen auf, die in P19 nicht und in P53 weniger ausgeprägt, festgestellt werden konnten. Die vier höchsten FCKW-12-Werte (P60, P59-L, P61 und P53) wurden ausschliesslich in diesem obersten, östlichsten Teil des Pfywaldes gemessen.

Im Drei-Komponentenplot (Abbildung 31a) zeigt sich deutlich, dass das FCKW-113/FCKW-12-Verhältnis für die meisten Proben ähnlich ist. Die Ausnahmen sind P19, P53 und P39, die bereits durch eine besonders hohe FCKW-11-Konzentration aufgefallen sind. Weniger ausgeprägt, ist das höhere Verhältnis bei P61, P34 und SAL5. Bei letzterem könnte der postulierte Grundwasserfluss unter der Rhône durch (Abschnitt 5.2) die Ursache der leichten Erhöhung sein.

Als Endpunkte für die Mischungsgeraden sind P11b (Wasser vom Südhang²⁹), Rhône und P19 (Gebiet der Freonquelle) gewählt worden. In SA-9/P1 – in Grundwasserflussrichtung oberhalb von P11b gelegen – wurden keine Freon- und SF₆ Proben genommen. Deswegen lassen sich diese neuen Grafiken nicht direkt mit den Drei-Komponentenplots aus Geochemie und Sauerstoffisotopenverhältnissen vergleichen - die Lage von SA-9/P1 wäre entscheidend. Die in diesem Fall gewählten Endglieder sind stabil und gelten auch bei einer veränderten Wahl der drei Komponenten (Abbildung 31b).

Eine Kontamination mit FCKW-113 und -11, die P19, P53 und P39 beeinflusst, ist aus diesen Gründen sehr wahrscheinlich. Bei FCKW-12 und SF₆ sind die Hinweise weniger deutlich. Inwiefern P11b mit FCKW-11 – bei FCKW-12, -113 und SF₆ sind die Konzentrationen tief, bzw. am tiefsten – kontaminiert wird, lässt sich mangels Messdaten aus SA-9/P1 nicht sagen.

Die genaue Lage der Verunreinigungsquelle kann mit den vorhandenen Daten nicht eruiert wer-

²⁹Falls tatsächlich eine Deponie das Grundwasser in P11b beeinflusst (Drei-Komponentenplots mit dem Sauerstoffisotopenverhältnis, Abschnitt 4.4.2) könnte diese Annahme falsch sein, aber ohne Freon- und SF₆-Messung in SA-9/P1 lässt sich dies nicht entscheiden

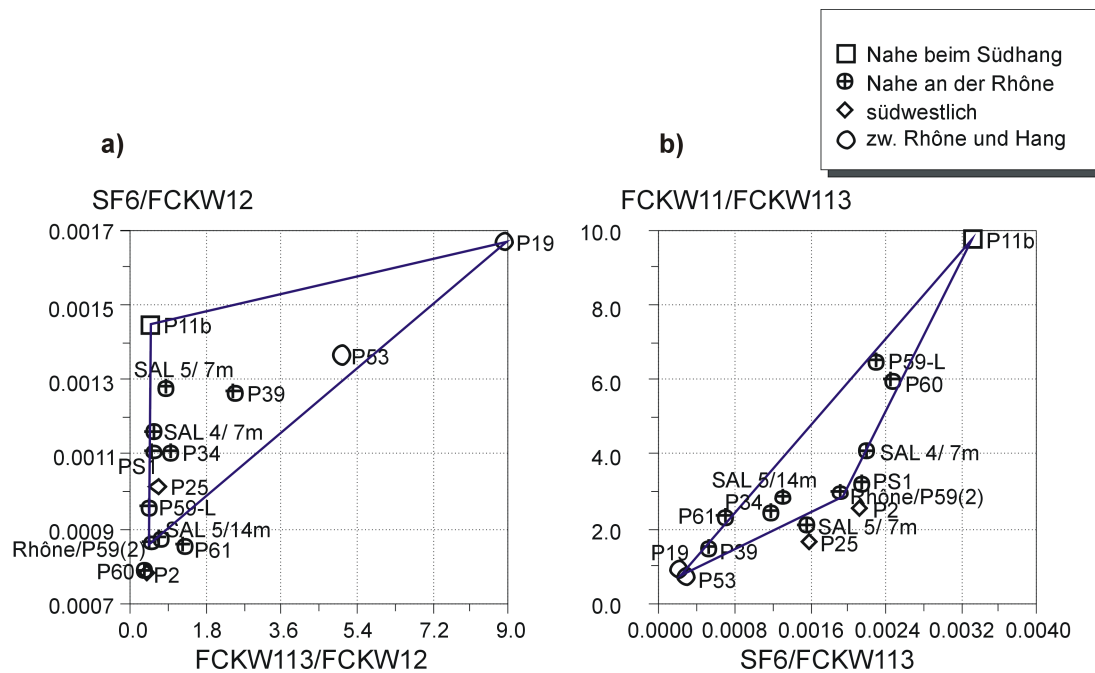


Abbildung 31: Drei-Komponentenplots mit den Freonen und SF₆.

den. Aus der Verteilung der FCKW-11 und FCKW-12-Konzentrationen liesse sich die Existenz von mehreren Punktquellen, die sich wegen den Mischungsprozessen überlagern, ableiten. Bei SA-9/P1 wurden zudem sulfatreduzierende Bedingungen gefunden, unter denen FCKW-11 und -113-Konzentrationen innerhalb einiger Wochen deutliche Reduzierungen erfahren können.

5.6 Das Grundwassermodell von Schürch (2000) konnte teilweise bestätigt werden

Es gibt drei Aspekte, die zwischen dem FEFLOW-Modell von Schürch (2000) und dem neuen Modell verglichen werden können:

1. Grundwasserspiegel
2. Grundwasserfliessrichtung
3. Wasserbudget

Die Grundwassermodelle wurden beide mit den gleichen Grundwasserspiegeln, denjenigen von Schürch (2000) (GWS98), geeicht und stimmen darin folglich gut überein.

Die von Schürch (2000) festgestellte Grundwasserfliessrichtung vom Hang beim Landgut Pfy in Richtung Nordosten, wurde im neuen Modell ebenfalls gefunden (Abbildung 28). Der Unterschied liegt darin, dass im neuen Modell das Grundwasser nicht bis ans nordöstliche Modellgebietsende fliesst und dort in die Rhône exfiltriert, sondern etwa auf der Höhe von P56 nach Nordwesten zur Rhône hin abdreht und diese wahrscheinlich teilweise unterquert (siehe Abschnitt 5.2).

Eine Exfiltration am oberen Ende des Modellgebiets steht vor allem im Widerspruch mit dem vertikalen Abstand zwischen gemessenem Grundwasserspiegel und Rhônebett. Nur schon daraus könnte geschlossen werden, dass Infiltration im oberen Teil des Untersuchungsgebietes herrschen muss und Exfiltration auf gar keinen Fall möglich ist – das Grundwasser müsste vertikal nach oben fließen, um in die Rhône zu gelangen.

Im neuen Modell ist der Canal des Fermes keine Barriere für das Grundwasser; im Modell von Schürch (2000) hingegen schon. Wegen der Verwendung des 2D-Modells FEFLOW, bzw. wegen der fehlenden dritten Dimension, wird das nach Westen fließende Grundwasser in diesem Fall komplett vom Kanal drainiert. Die Folge ist, dass im unteren Rhônealluvial sich die Grundwasserbahnlinien noch stark ähneln, jedoch nur bis an den Kanal. Das neue Modell konnte zeigen, dass insbesondere vor der Kanalmündung ein Grundwasserfluss unter dem Kanal durch in den Uferbereich vor die Gravière Finges zu existieren scheint. Die Tracerdaten deuten ebenfalls auf einen Fluss unter dem Kanal hin (Abschnitte 5.1 und 5.5). Es ist eigentlich offensichtlich, dass ein Kanal, d.h. ein Fließgewässer mit sehr geringem Tiefgang, keine undurchlässige Grenze für einen Grundwasserleiter mit einer Mächtigkeit von mehreren Dutzend Metern sein kann.

Im Gebiet des Bergsturzes liefern beide Modelle einen eher geringen Wasserfluss. Wegen dem Zufluss aus dem Rhônealluvial unter dem Kanal durch entsteht im neuen Modell jedoch ein grösserer Wasserfluss im Uferbereich der Rhône unterhalb des Kanals. Die Ausdehnung beträgt gemäss Abbildung 28 etwa 200 m Breite und reicht von der Kanalmündung bis zur Gravière Finges. Daraus ergibt sich eine grössere Bedeutung der Exfiltration unterhalb des Kanals.

Die Wasserbudgets unterscheiden sich sehr stark. Nicht nur weil die modellierten Gebiete leicht voneinander abweichen, sondern wichtiger, weil im neuen Modell die Fließgewässer nicht mehr über die ganze Grundwassermächtigkeit reichen (mit dem 2D-Modell FEFLOW ist eine realistischere Berücksichtigung nicht wirklich realisierbar). Entsprechend sind die Resultate von Schürch (2000) zum Wasserbudget in absoluten Zahlen als nicht repräsentativ einzustufen. In relativen Zahlen betrachtet, besteht trotzdem eine Übereinstimmung:

- Der Eintrag von Wasser aus der Rhône fällt bei Niedrigwasser in beiden Modellen geringer aus als derjenige vom Hang im Süden
- Beide Modelle haben zu diesem Zeitpunkt eine Dominanz des Südhangs im Rhônealluvial festgestellt

(Abschnitt 4.6.4 und Schürch, 2000, S.63)).

In gewissen Teilaspekten stimmen das Grundwassermodell von Schürch (2000) und das Neue überein. Die Abweichungen sind vor allem auf die realistischere Flussmodellierung zurückzuführen. Die Verwendung eines 2D-Modells, wie bei Schürch (2000), konnte den Gegebenheiten des Pfywaldgrundwassers nur in ungenügender Masse gerecht werden.

5.7 Stygophile Arten sind vor allem in Bereichen intensiven Austausches zwischen Rhône und Grundwasser zu finden

Die Häufigkeitsverteilung der stygophilen und stygobiten Individuen, wie sie Walther (2002) festgestellt hat, sind in der Abbildung 32 dargestellt und mit den Bahnlinien der Grundwassermodellierung überlagert. Die meisten stygophilen Individuen wurden in P38 und PS1 gefunden.

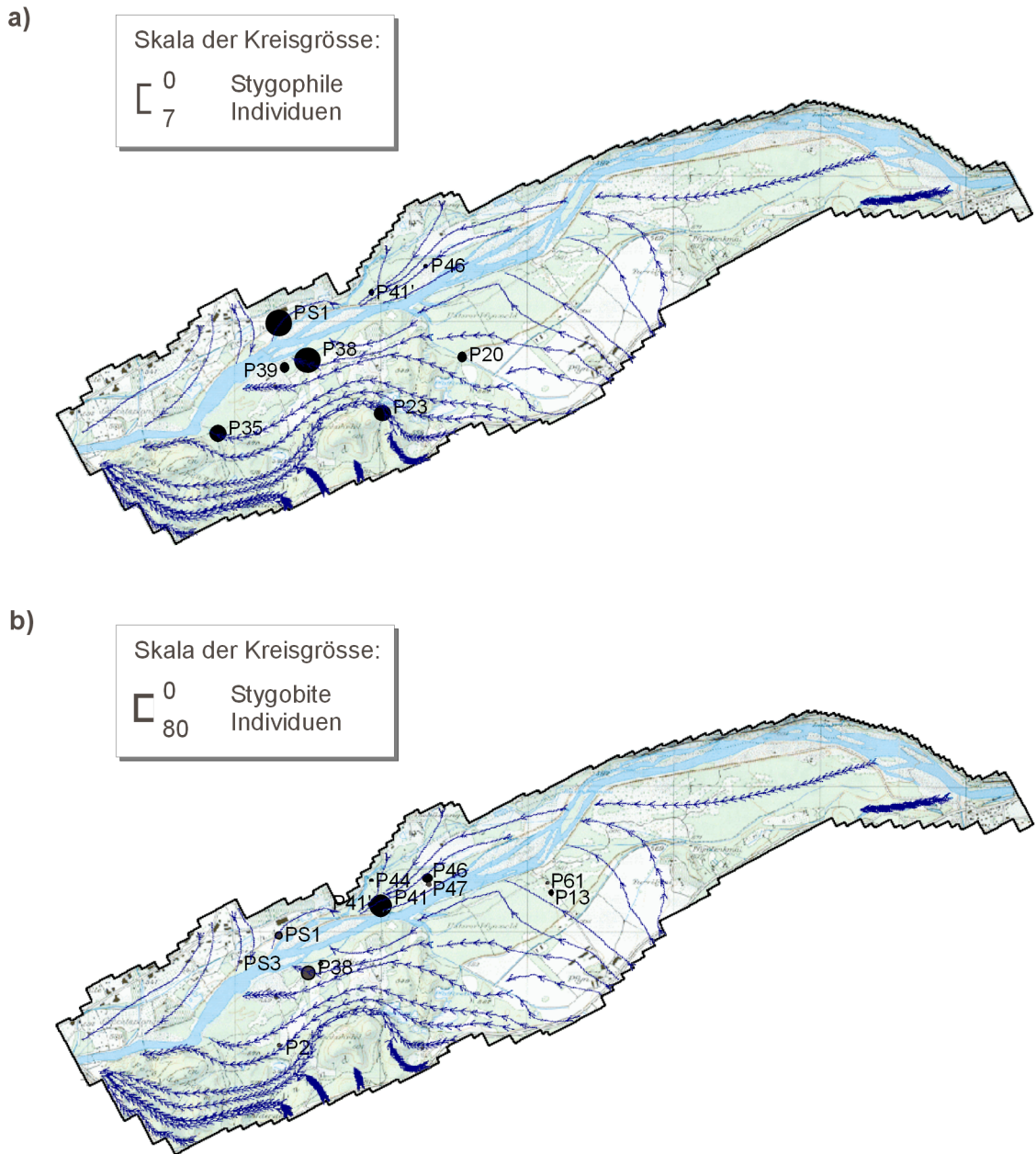


Abbildung 32: Die Häufigkeitsverteilung der stygophilen (a) und stygobiten (b) Individuen im Grundwasser. Daten vom Mai/Juni 2002 (Walther, 2002), untersuchte Piezometer ohne Individuen sind nicht dargestellt. Die überlagerten Bahnlinien stammen aus der Modellierung

Brunke & Gonser (1994) beschreiben, dass Stygophile vor allem in Exfiltrationsbereichen zu finden sind, weil dort ein intensiver Austausch zwischen Fluss und Grundwasser stattfindet.

Die Grundwassermodellierung (Abschnitt 4.6.2) hat zeigen können, dass hier eine Exfiltrationszone besteht. Bei der Erörterung der Herkunft des Wassers des Quellgerinnes bei P34 (Abschnitt 5.4) wurde zudem im gleichen Gebiet festgestellt, dass kleinräumig verbundene In- und Exfiltrationszonen zu bestehen scheinen. Die Rhône kann in diesem Abschnitt viel Breite beanspruchen, sodass reichlich Flussbettfläche für ein In-/Exfiltrationszonenmosaik zur Verfügung steht.

In Piezometer P39, der rund 75 m von der Rhône entfernt liegt, konnten noch deutliche Fluss-einflüsse nachgewiesen werden (Abschnitte 4.2 und 5.3), was ein weiterer Hinweis auf starke Interaktion ist. Gleiches gilt wahrscheinlich für P38, der nur wenig weiter von der Rhône entfernt liegt.

Das Vorhandensein stygophiler Arten in P38, P39 und PS1 steht im Einklang mit der Vorstellung, dass solche Arten vor allem in Bereichen mit intensivem Austausch zwischen Fluss und Grundwasser gefunden werden können. Es könnte sein, dass die Einzelfunde in P41' und P46 ebenfalls auf diesen Effekt zurückzuführen sind, denn oberhalb von P46 gibt es ebenfalls eine Verbreiterung des Rhônebetts. Die Interaktion müsste jedoch geringer sein, da der Grundwasserspiegel eher weiter vom Flusswasser entfernt liegt (siehe auch Abschnitte 5.2 und 5.3). Dies könnte die geringe Anzahl Individuen in P41' und P46 und deren Absenz weiter oben (die SAL-Piezometer sind untersucht worden) begründen.

Unter Berücksichtigung der Grundwasserfliessrichtung ist die Einwanderung von stygophilen Arten aus der Rhône nach P23 als eher unwahrscheinlich zu betrachten; die Tiere müssten sich knapp einen Kilometer gegen den Grundwasserstrom fortbewegen. Wahrscheinlicher ist deshalb ein Transport dieser Tiere mit der generellen Fliessrichtung und zwar aus dem Grossee oder dem Rosensee. Die Bahnlinien führen, gemäss der Grundwassermodellierung 28, an den Seen vorbei und zu P23. Damit wäre der Transport der Individuen mit dem Grundwasserstrom gleichgerichtet.

P35 scheint nicht mehr in einem Bereich zu liegen, wo eine starke Fluss-Grundwasser-Interaktion als Erklärung, wie sie bei P38 und PS1 verwendet worden ist, herangezogen werden könnte. Was jedoch sehr gut zu funktionieren scheint, ist die Erklärung, wie sie für P23 verwendet wurde. Das Grundwasser, welches bei P35 durchfliesst, ist gemäss Grundwassermodell genau unter (oder evtl. durch) den Seen (Grossee, Rosensee) durchgeflossen. Die Fliessgeschwindigkeit ist hier eher tief und das Wasser braucht ca. drei Jahre für die Strecke vom Grossee bis zu P35. Stygophile Arten brauchen z.T. mehrere Jahre für ihre Entwicklung (Brunke & Gonser, 1994, erwähnen 3–4 Jahre für eine bestimmte Steinfliegenart), womit diese lange Zeit kein Widerspruch sein muss. Zudem ist das Grundwassermodell für Niedrigwasser erstellt worden und die drei Jahre sind als eine oberste Schätzung anzusehen.

Die in P20 gefundenen Individuen könnten durch das Kanalbett eingewandert sein. Messungen von Schürch (2000) haben gezeigt, dass der Kanal, wie die Rhône, aus einer Aneinanderreihung von In- und Exfiltrationszonen besteht. Es wäre auch denkbar, dass die Einwanderung zur Zeit des Hochwasserstandes in der Rhône geschehen ist. Es ist zu vermuten, dass die Bahnlinien im Rhônealluvial zu dieser Zeit anders, verstärkt von der Rhône ins Alluvial, verlaufen und die Tiere so transportiert worden sind.

Die Verteilung der Stygobiten ist schwieriger zu interpretieren. Sie können aufgrund ihrer Lebensweise theoretisch im ganzen Bereich des Aquifers vorkommen und sind nicht an bestimmte

Orte gebunden. Die Stygophilen müssen im Gegensatz dazu von der Erdoberfläche gekommen sein und wieder dahin zurück. Walther (2002) konnte nur in Piezometern Proben nehmen, wo der Grundwasserspiegel nicht zu tief lag. Vor allem im oberen Teil des Untersuchungsgebietes und in den hangnahen Piezometern lag der Grundwasserspiegel tiefer, als mit ihrer Pumpe erreichbar war. In diesem Teilgebiet ist die Verteilung der stygophilen und stygobiten Arten folglich unbekannt, was eine Interpretation über das ganze Pfynwaldgebiet verunmöglicht.

Der Vergleich des Vorkommens der stygobiten mit den stygophilen Individuen ist aus obigem Grund gefährlich. Obwohl auffällt, dass die Orte mit Nachweisen oft identisch sind, sich jedoch in der Verteilung der Häufigkeit stark voneinander unterscheiden, könnte dies ein Artefakt der Auswahl der Piezometer sein. Stygobite Arten konnten nur dort gefunden werden, wo das Grundwasser genug nah war – tendenziell in Rhônenähe. Eine Schlussfolgerung daraus hätte nur wenig Aussagekraft.

Eine Aussage zur (Häufigkeits-) Verteilung der Stygobiten ist kaum möglich. Im Vergleich mit den Bahnlinien des Grundwassermodells ergeben sich keine naheliegenden Erklärungen für die Verteilung. Da Probenahmen in den von der Rhône entfernt liegenden Piezometern nicht möglich waren, ist ein guter Teil des Untersuchungsgebietes für die Interpretation verschlossen. Aus diesen und den oben genannten Gründen konnte und sollte für die (Häufigkeits-) Verteilung der Stygobiten keine Erklärung gefunden werden.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- AESCHBACH-HERTIG, W., PEETERS, F., BEYERLE, U., KIPFER, R., (1999). Interpretation of dissolved atmospheric noble gases in natural waters. *Water Resour. Res.*, **35** (9), 2779–2792.
- ANDERSON, M. P., WOESSNER, W. W., (1992). *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press.
- BAUER, S., FULDA, C., SCHÄFER, W., (2001). A multi-tracer study in a shallow aquifer using age dating tracers H-3, Kr-85, CFC-113 and SF6 - Indication for retarded transport of CFC-113. *J. Hydrol.*, **248** (1-4), 14–34.
- BRÖGLI, M., (2001). *Geochemische und wasserisotopische Untersuchungen im Rhoneabschnitt zwischen Sion und Branson*. Diplomarbeit. EAWAG.
- BRUNKE, M., GONSER, T., (1994). *Die Ökologische Bedeutung von Austauschprozessen zwischen Fliessgewässer und Grundwasser*. EAWAG-Forschungsschwerpunkt 1993-97. EAWAG.
- BRUNKE, M., GONSER, T., (1997). The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshw. Biol.*, **37** (1), 1–33.
- BUSENBERG, E., PLUMMER, L. N., (2000). Dating young groundwater with sulfur hexafluoride: Natural and anthropogenic sources of sulfur hexafluoride. *Water Resour. Res.*, **36** (10), 3011–3030.
- BWG, (1992). *Hydrologischer Atlas der Schweiz*. Bern: Bundesamt für Wasser und Geologie.
- BWG, (2001). *Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz*. Bundesamt für Wasser und Geologie.
- CECIL, L.D., GREEN, J.R., (1999). Radon-222. *Seiten 175–194 In: COOK, P.G., HERCZEG, A.L. (Ed), Environmental Tracers in Subsurface Hydrology*. Kluwer.
- CHIANG, W.-H., KINZELBACH, W., (2001). *3D-Groundwater Modeling with PMWIN: A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Pollution*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- DVBU, (2000). *Synthesebericht 3. Rhonekorrektur*. Dienststelle für Verkehr, Bau und Umwelt des Kt. Wallis. <http://www.vs.ch/rhone.vs>.
- DVBU, (2001). *Originelles Verkehrskonzept für den Pfynwald*. A9 Info, Bd. 3. Dienststelle für Verkehr, Bau und Umwelt des Kt. Wallis. <http://www.a9-vs.ch>.
- DVBU, (2003). *Rhone Autobahn A9*. Departement für Verkehr, Bau und Umwelt des Kt. Wallis. 25.Aug.2003 <http://www.vs-a9.ch>.
- ENGEL, N., SCHMIDT, U., MCKENNA, D., (1998). Stratospheric trends of CFC-12 over the past two decades: Recent observational evidence of declining growth rates. *Geophys. Res. Lett.*, **25** (17), 3319–3322.
- FETTE, M., (2002). Dritte Rhonekorrektur: Revitalisierung trotz Kraftwerksbetrieb? *EAWAG News*, **55**, 21–23.

- FRASER, P., CUNNOLD, D., ALYEA, F., WEISS, R., PRINN, R., SIMMONDS, P., MILLER, B., LANGENFELDS, R., (1996). Lifetime and emission estimates of 1,1,2- trichlorotrifluorethane (CFC-113) from daily global background observations June 1982 June 1994. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, **101** (D7), 12585–12599.
- GLAISEN, R., (1999). *Projekt Autobahn A9 - Kantonsstrasse T9 - SBB-Linie*. Edn. 15.aug.1999. 25.Aug.2003 <http://www.susten.ch/nationalstrasse>.
- GRAMM, A., OGGIER, P. A., WERNER, P., (1984). *Schutzplan Pfynwald 1:10'000*. Basel: Schweizerischer Bund für Naturschutz.
- HOEHN, E., VON GUNTEN, H. R., (1989). Radon in Groundwater - a Tool to Assess Infiltration From Surface Waters to Aquifers. *Water Resour. Res.*, **25** (8), 1795–1803.
- HOEHN, E., VON GUNTEN, H. R., STAUFFER, F., DRACOS, T., (1992). Rn-222 As a Groundwater Tracer - a Laboratory Study. *Environ. Sci. Technol.*, **26** (4), 734–738.
- HOEHN, E., (2002). Hydrological Issues of Riverbank Filtration - A Review. *Seiten 17–42 In: CHITTARANJAN, R. (Ed), Riverbank Filtration: Understanding Contaminant Biochemistry and Pathogen Removal*. NATO Science Series, IV. Earth and Environmental Sciences, Bd. 14. Kluwer.
- HOFER, M., IMBODEN, D. M., (1998). Simultaneous determination of CFC-11, CFC-12, N-2 and Ar in water. *Anal. Chem.*, **70** (4), 724–729.
- HOFER, M., PEETERS, F., AESCHBACH-HERTIG, W., BRENNWALD, M., HOLOCHER, J., LIVINGSTONE, D. M., ROMANOVSKI, V., KIPFER, R., (2002). Rapid deep-water renewal in Lake Issyk-Kul (Kyrgyzstan) indicated by transient tracers. *Limnol. Oceanogr.*, **47** (4), 1210–1216.
- HOFER, M., (unpub.). FCKW- und SF6-Messungen im Einzugsgebiet des Pumpwerks Widen (Thurtal).
- HOLOCHER, J., MATTA, V., AESCHBACH-HERTIG, W., BEYERLE, U., HOFER, M., PEETERS, F., KIPFER, R., (2001). Noble gas and major element constraints on the water dynamics in an alpine floodplain. *Ground Water*, **39** (6), 841–852.
- HOLOCHER, J., PEETERS, F., AESCHBACH-HERTIG, W., HOFER, M., BRENNWALD, M., KINZELBACH, W., KIPFER, R., (2002). Experimental investigations on the formation of excess air in quasi-saturated porous media. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **66** (23), 4103–4117.
- IPCC, (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis (Technical Summary of the Working Group I Report)*. Intergovernmental Panel on Climatic Change. <http://www.ipcc.ch>.
- JÄGGI, M., (2002). Die Wirkung von Geschiebe und Schwebstoffen bei den Unwettern vom 14./15. Oktober im Wallis. *Seiten 106–113 In: BWG (Ed), Hochwasser 2000 - Les crues 2000*. Bern: Bundesamt für Wasser und Geologie.
- KO, M. K. W., SZE, N. D., WANG, W. C., SHIA, G., GOLDMAN, A., MURCRAY, F. J., MURCRAY, D. G., RINSLAND, C. P., (1993). Atmospheric Sulfur-Hexafluoride - Sources, Sinks and Greenhouse Warming. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, **98** (D6), 10499–10507.
- LANDESTOPOGRAPHIE, BUNDESAMT FÜR, (1998). *Carte Nationale de la Suisse: Sierre 1287*.

- MAISS, M., BRENNINKMEIJER, C. A. M., (1998). Atmospheric SF₆: Trends, sources, and prospects. *Environ. Sci. Technol.*, **32** (20), 3077–3086.
- MAMIN, M., (1996). *Hydrogéologie du Bois de Finges. Intégration des méthodes hydrogéologiques et hydrochimiques pour définir les écoulements de l'aquifère du Bois de Finges (Valais, Suisse)*. Travail de diplôme postgrade. Centre d'Hydrogéologie, Université de Neuchâtel.
- METEOSCHWEIZ, (2002). *Annalen*. Bd. 139. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie.
- MONNET, R., (2002). *Détermination à l'aide des méthodes géophysiques des paramètres hydrauliques d'un aquifer alluvial dans une vallée alpine (Valais, Suisse)*. Thèse de doctorat. Université de Lausanne.
- MONTZKA, S. A., BUTLER, J. H., ELKINS, J. W., THOMPSON, T. M., CLARKE, A. D., LOCK, L. T., (1999). Present and future trends in the atmospheric burden of ozone-depleting halogens. *Nature*, **398** (6729), 690–694.
- NANCHEN, E., (2002). *Naturpark Pfyn, Wallis, Schweiz*. Edn. 2002. Pfyn-Finges (Naturraum-Wallis/Espace Nature-Valais). <http://www.pfyn-finges.ch>.
- NIST, (2003). *NIST Chemistry Webbook*. National Institute of Standards and Technology. <http://webbook.nist.gov>.
- PLUMMER, L.N., BUSENBERG, E., (1999). Chlorofluorocarbons. *Seiten 175–194 In: COOK, P.G., HERCZEG, A.L. (Ed), Environmental Tracers in Subsurface Hydrology*. Kluwer.
- SCHÜRCH, M., (2000). *Détermination des paramètres hydrauliques et hydrochimiques d'un aquifère alluvial dans une vallée alpine (Valais, Suisse)*. Thèse de doctorat. Université de Neuchâtel.
- SZABO, Z., RICE, D. E., PLUMMER, L. N., BUSENBERG, E., DRENKARD, S., (1996). Age dating of shallow groundwater with chlorofluorocarbons, tritium helium 3, and flow path analysis, southern New Jersey coastal plain. *Water Resour. Res.*, **32** (4), 1023–1038.
- TCS, (2001). *Pfynwald - ein Dossier: Die Verkehrswege und die Aufwertung des Naturgebiets*. Touring Club Schweiz, Sektion Wallis. <http://www.a9-vs.ch>.
- VIVIAN, H., (1989). Hydrological Changes of the Rhône River. *In: PETTS, G.E., MÖLLER, H., ROUX, A.L. (Ed), Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons Ltd.
- WALTHER, A., (2002). *Comparison of the groundwater fauna of two contrasting reaches of the Upper Rhône River*. Diploma Thesis. EAWAG.
- WILSON, G. B., MCNEILL, G. W., (1997). Noble gas recharge temperatures and the excess air component. *Appl. Geochem.*, **12** (6), 747–762.

A ANHANG

A.1 Lexikon der Deutschen und Französischen Bezeichnungen im Pfywald

Tabelle 16: Übersetzungen Deutsch – Französisch (verändert aus Schürch, 2000)

Französisch	Deutsch
Finges	Pfyn
Bois de Finges	Pfywald
Canal des Fermes	Büttenbach (bzw. der Kanal)
Canal FMR (bzw. Canal d'amenée Finges-Chippis)	Kanal FMR
Ferme de Finges	Landgut Pfyn
Le Rhône	die Rotten (bzw. die Rhône)
Souste	Susten
Loèche	Leuk
Salquenen	Salgesch
Sierre	Siders
Gravière Finges	Kieswerk Pfyn

A.2 Mess- und Analysedaten

Tabelle 17: Die für diese Arbeit im Feld gemessenen Grundwasserspiegel (GWS03) und Temperaturen (gewichteter Durchschnitt, jeweils gleich unter dem Wasserspiegel und beim Rohrende gemessen) (OKR: Oberkante des Piezometerrohres)

ID Röhre	Datum	Tageszeit	GWS03 v. OKR (m)	GWS03 (m.ü.M.)	øT (°C)	T (oben)	T (unten)
P11b	15.05.2003	Vormittag	3.51	555.10	12.4	12.0	12.7
P19	15.05.2003	Mittag	1.83	552.50	9.5	9.2	6.9
P2	09.05.2003	Nachmittag	3.36	539.69	8.8	9.1	8.5
P22	16.05.2003	Vormittag	6.49	552.44	8.5	8.5	8.5
P25	16.05.2003	Mittag	12.16	554.58	8.8	8.8	8.8
P34	16.05.2003	Nachmittag	3.50	547.01	9.4	9.1	9.7
P37	09.05.2003	Nachmittag	3.88	540.56	7.6	7.6	7.3
P39	09.05.2003	Nachmittag	3.49	540.95	6.8	7.0	6.6
P51	15.05.2003	Vormittag	1.19	553.79	11.5	11.5	11.5
P53	09.05.2003	Vormittag	5.85	555.39	8.0	7.8	8.1
P54	09.05.2003	Vormittag	6.12	555.61	8.7	8.7	8.7
P55	08.05.2003	Mittag	8.72	557.95	9.3	9.3	9.3
P59-L	08.05.2003	Vormittag	14.67	555.16	9.3	9.9	9.3
P6	16.05.2003	Nachmittag	15.23	546.56	9.0	9.0	9.0
P60	08.05.2003	Nachmittag	8.18	558.32	8.7	9.3	8.7
P61	09.05.2003	Mittag	5.38	555.97	8.2	8.3	8.0
P62-2	16.05.2003	Vormittag	15.25	554.31	10.2	10.2	10.2
PS1	15.05.2003	Nachmittag	3.10	542.93	11.0	11.1	10.9
Quellgerinne/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	-	7.8		
Rhône/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	-	9.0		
SA-9/P1	08.05.2003	Nachmittag	9.09	556.96	11.4	11.4	11.4
SAL 4/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	6.21	558.46	9.2	9.5	7.3
SAL 4/14m	15.05.2003	Nachmittag	6.21	558.46	8.2	9.5	7.3
SAL 5/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	5.12	556.67	8.4	8.4	8.4
SAL 5/14m	15.05.2003	Nachmittag	5.12	556.67	8.4	8.4	8.4

Tabelle 18: Das Messprotokoll, GWS: Grundwasserspiegel, T: Temperatur, Leitf.: Leitfähigkeit

	Datum	Tageszeit	GWS	T	Leitf. (Feld)	Leitf. (Labor)	Geochemie	O ₂ (Winkler)	Radon	FCKW	SF ₆	δ ¹⁸ O
Kanal/P20	15.05.2003	Mittag	-			X			X	X		X
P11b	15.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P19	15.05.2003	Mittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P2	09.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P22	16.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P25	16.05.2003	Mittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P34	16.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P37	09.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P39	09.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P51	15.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P53	09.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P54	09.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P55	08.05.2003	Mittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P59-L	08.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P6	16.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P60	08.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P61	09.05.2003	Mittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P62-2	16.05.2003	Vormittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PS1	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Quellgerinne/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	X	X	X		X	X	X		X
Rhône/P34	16.05.2003	Nachmittag	-	X	X			X	X			X
Rhône/P39	09.05.2003	Nachmittag	-		X	X	X	X	X			X
Rhône/P59(1)	08.05.2003	Vormittag	-		X	X	X	X	X			X
Rhône/P59(2)	16.05.2003	Nachmittag	-		X	X	X	X	X	X		X
SA-9/P1	08.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SAL 4/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SAL 4/14m	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SAL 5/ 7m	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SAL 5/14m	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Seitengerinne/PS1	15.05.2003	Nachmittag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tabelle 19: Die Grundwasserspiegel, die Schürch (2000) für sein Niedrigwasser Grundwassermodell gemessen hat (GWS98, linke Tabelle) und diejenigen die Walther (2002) gemessen hat (GWS02, rechte Tabelle) (nb: nicht berechnet wegen unbekannter geographischer Höhe der Rohroberkante).

ID Röhre	Datum	Uhrzeit	GWS98 (m.ü.M)	ID Röhre	Datum	Uhrzeit	GWS02 (m.ü.M)
P11	02.04.1998		553.33	P13	23.05.2002	19:00	554.86
P12	02.04.1998		552.52	P16	24.05.2002		552.71
P14	02.04.1998		554.54	P18	24.05.2002		552.64
P15	02.04.1998		554.00	P19	24.05.2002		552.33
P16	02.04.1998		551.38	P2	24.05.2002		540.19
P17	02.04.1998		553.90	P20	24.05.2002		552.19
P18	02.04.1998		551.79	P22	04.06.2002		552.30
P19	02.04.1998		551.24	P23	04.06.2002		551.70
P2	02.04.1998		538.24	P24	04.06.2002		551.58
P20	02.04.1998		551.54	P26	04.06.2002		545.27
P22	02.04.1998		549.55	P27	04.06.2002		546.74
P25	02.04.1998		550.52	P28	24.05.2002		540.88
P27	02.04.1998		545.03	P30	24.05.2002		538.69
P29	02.04.1998		542.00	P31	06.06.2002		538.79
P30	02.04.1998		537.86	P35	06.06.2002		538.47
P32-1	02.04.1998		553.12	P37	24.05.2002		540.89
P33	02.04.1998		552.44	P38	23.05.2002	16:00	542.76
P34	02.04.1998		546.11	P39	24.05.2002		541.29
P37	02.04.1998		539.58	P4	24.05.2002		539.40
P38	02.04.1998		542.04	P40	23.05.2002	17:00	543.93
P39	02.04.1998		539.58	P41	06.06.2002		nb
P4	02.04.1998		539.00	P41'	06.06.2002		nb
P40	02.04.1998		543.24	P44	06.06.2002		nb
P49	02.04.1998		550.91	P46	06.06.2002		nb
P51	02.04.1998		552.25	P47	06.06.2002		nb
P52	02.04.1998		554.16	P49	24.05.2002		553.01
P53	02.04.1998		552.60	P50	24.05.2002	9:45	553.30
P54	02.04.1998		552.41	P53	24.05.2002	9:15	554.92
P58-L	02.04.1998		551.55	P54	23.05.2002	18:00	554.99
P59-L	02.04.1998		551.53	P55	23.05.2002		557.09
P6	02.04.1998		545.68	P56	24.05.2002	9:00	556.56
P61	02.04.1998		552.45	P58-L	23.05.2002		555.07
P62-1	02.04.1998		550.96	P59-L	23.05.2002	13:35	555.28
P8	02.04.1998		548.12	P6	04.06.2002		546.78
SA-10	02.04.1998		557.46	P60	23.05.2002		557.20
SA-11	02.04.1998		558.90	P61	23.05.2002	19:30	555.20
SA-12	02.04.1998		558.56	P8	04.06.2002		550.78
SA-13	02.04.1998		558.87	PS1	05.06.2002		543.08
SA-9/P1	02.04.1998		556.53	PS2	05.06.2002		nb
				PS3	05.06.2002		540.61
				SAL 1	05.06.2002		556.75
				SAL 3	05.06.2002		556.20
				SAL 4	05.06.2002		557.57
				SAL 5	05.06.2002		556.24
				SAL 6	05.06.2002		557.14
				SAL 7	05.06.2002		556.45
				SAL 8	05.06.2002		nb
				SAL 9	05.06.2002		555.72

Tabelle 20: Zusammenstellung der Resultate der chemischen Standardanalysen

ID Röhre	O ₂ (Winkler) (mM)	Leitf. (Feld) (µS/cm)	Leitf. (Labor) (µS/cm)	pH	Cl ⁻ (mM)	NO ₃ ⁻ (mM)	SO ₄ ²⁻ (mM)	Na ⁺ (mM)	Ka ⁺ (mM)	Ca ²⁺ (mM)	Mg ²⁺ (mM)	HCO ₃ ⁻ (mM)	Gesamt- härte (mM)
Kanal/P20			1100	8.25	0.232	0.079	6.10	0.502	0.099	5.71	2.31	3.30	7.85
P 11b	0.25	2150	1830	7.34	0.328	0.094	13.12	1.221	0.148	10.30	4.70	3.28	14.40
P 19	0.17	1020	1110	8.05	0.238	0.061	6.01	0.387	0.093	5.36	2.50	3.60	8.00
P 2	0.32	1132	940	7.83	0.397	0.100	2.94	0.358	0.071	3.94	2.98	6.08	6.13
P 22	0.20	2100	1730	7.89	0.398	<0.018	11.66	0.552	0.101	9.66	4.53	4.41	14.05
P 25	0.22	515	466	8.22	0.232	0.019	0.34	0.173	0.039	1.74	1.26	4.84	2.86
P 34	0.30	268	280	7.52	0.117	0.044	0.79	0.116	0.044	1.15	0.31	1.38	1.48
P 37	0.28	753	630	7.92	0.161	0.048	2.26	0.232	0.066	2.66	1.27	2.78	3.87
P 39	0.33	730	609	7.63	0.159	0.054	2.13	0.225	0.086	2.60	1.22	2.72	3.68
P 51	0.26	720	625	7.55	0.220	0.093	2.21	0.214	0.082	2.73	1.24	2.99	3.79
P 53	0.24	766	656	7.55	0.275	0.113	2.54	0.170	0.079	2.99	1.08	2.36	4.01
P 54	0.30	765	654	7.66	0.283	0.092	2.69	0.161	0.074	2.98	1.05	1.97	3.98
P 55	0.34	555	483	7.76	0.285	0.089	1.53	0.166	0.081	2.16	0.71	1.92	2.73
P 59-L	0.35	471	415	7.56	0.344	0.094	1.21	0.190	0.078	1.78	0.53	1.64	2.24
P 6	0.16	470	441	7.52	0.158	0.083	0.97	0.154	0.068	2.08	0.48	3.13	2.54
P 60	0.33	555	404	7.57	0.246	0.081	1.00	0.198	0.090	1.67	0.48	2.13	2.23
P 61	0.33	556	485	7.49	0.269	0.077	1.45	0.143	0.077	2.06	0.67	2.20	2.81
P 62-2	0.02	1650	1250	7.78	0.128	<0.018	7.78	0.213	0.089	5.64	3.91	3.05	9.65
PS1	0.34	510	463	7.52	0.069	0.038	1.16	0.232	0.033	2.19	0.59	3.11	2.68
Quellgerinne/P34		352											
Rhone/P34		550											
Rhone/P39			<200	7.40	0.087	0.030	0.29	<0.109	0.045	0.63	0.13	0.94	0.76
Rhone/P59(1)			<200	7.17	0.087	0.032	0.21	<0.109	0.036	0.57	0.12	0.96	0.69
Rhone/P59(2)			<200	7.20	0.111	0.036	0.40	<0.109	0.082	0.68	0.14	1.04	0.88
SA-9/P1	0.00	1800		7.11	0.103	<0.018	17.49	0.447	0.134	13.90	5.76	2.78	18.20
SAL 4/ 7m	0.34	245	227	7.41	0.088	0.049	0.29	<0.109	0.065	1.02	0.16	1.84	1.19
SAL 4/14m	0.36	245	228	7.41	0.090	0.051	0.30	<0.109	0.064	1.00	0.17	1.84	1.20
SAL 5/ 7m	0.34	265	386	7.47	0.083	0.064	0.79	0.210	0.040	1.74	0.44	2.89	2.18
SAL 5/14m	0.14	422	388	7.59	0.099	0.068	0.81	0.218	0.039	1.74	0.44	2.85	2.18
Seitengerinne/PS1			250	7.47	0.029	0.026	0.43	<0.109	<0.013	1.14	0.22	1.97	1.41

Tabelle 21: Die Radonaktivitäten, mit den Standard Abweichungen (SD) und dem berechneten Alter unter Annahme der Steady State Konzentration Ae (eventuelle Mischungseffekte sind in der Altersberechnung nicht berücksichtigt)

ID Röhre	Aktivität (Bq/l)	SD (Bq/l)	Alter (d)	Ae (Bq/l)
P 11b	11.90	1.48	8.8	15
P 19	13.10	3.37	11.5	15
P 2	63.28	3.60	>15	63
P 34	2.14	0.52	0.9	15
P 37	60.23	1.81	>15	63
P 39	45.30	3.11	7.1	63
P 51	13.38	2.45	12.4	15
P 53	12.80	1.23	10.7	15
P 54	29.94	1.75	>15	15
P 55	17.20	1.80	>15	15
P 59-L	17.73	1.34	>15	15
P 6	17.26	1.49	>15	15
P 60	21.36	2.18	>15	15
P 61	16.50	1.20	>15	15
PS1	15.94	1.12	>15	15
Quellgerinne/P34	1.93	0.23	0.8	15
Rhône/P39	39.29	2.80	5.4	63
Rhône/P59(1)	0.04	0.09	0.0	15
SAL 4/ 7m	10.40	1.15	6.6	15
SAL 4/14m	12.15	2.93	9.2	15
SAL 5/14m	28.78	1.92	>15	15
Seitengerinne/PS1	1.11	0.30	0.4	15

Tabelle 22: Zusammenstellung der Resultate der SF₆/FCKW-12 Messung. Es sind die analytisch gemessenen Konzentrationen (SF₆, FCKW-12) aufgeführt, und andererseits die um Excess Air (Ex. Air) und Temperatur (T) und Höhe korrigierten Werte (SF₆ korrigiert, FCKW-12 korrigiert)

ID-Röhre	Ex. Air (unkorr.)	Ex. Air (korr.)	SF ₆		SF ₆ (Excess Air Korr.)		SF ₆ (korrigiert)		FCKW-12		FCKW-12 (Excess Air Korr.)		FCKW-12 (korrigiert)		
			Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)	Alter (a)	Konz. (pg/kg)
P 11b	4.5%	-2.6%	0.368	<0.0	0.303	6.11	<0.0	0.411	6.55	235	231	425	16.8	237	22.7
P 19	9.5%	9.2%	0.612	<0.0	0.429	7.66	<0.0	0.448	7.07	339	329	525	9.6	331	15.7
P 2	6.3%	7.6%	0.265	7.9	0.208	3.55	9.2	0.203	3.25	285	280	424	16.9	279	18.9
P 25	8.4%	9.4%	0.306	6.7	0.223	3.87	7.8	0.220	3.58	234	227	350	21.1	227	23.0
P 34	9.5%	9.5%	0.393	3.0	0.275	4.89	3.0	0.275	4.89	377	365	579	<8.0	365	<8.0
P 39	5.0%	5.0%	0.517	<0.0	0.426	6.75	<0.0	0.426	6.75	328	323	448	15.6	323	15.6
P 53	9.6%	13.2%	0.576	<0.0	0.406	6.79	<0.0	0.376	5.96	448	435	642	<8.0	432	<8.0
P 59-L	18.6%	18.6%	0.406	6.5	0.221	3.92	6.5	0.221	3.92	389	366	579	<8.0	366	<8.0
P 60	18.1%	18.1%	0.391	7.2	0.217	3.74	7.2	0.217	3.74	440	416	637	<8.0	416	<8.0
P 61	12.2%	12.2%	0.375	5.7	0.244	4.12	5.7	0.244	4.12	430	414	618	<8.0	414	<8.0
PSI	2.4%	2.4%	0.378	<0.0	0.339	6.46	<0.0	0.339	6.46	291	289	496	13.0	289	13.0
Röhre/P59(2)	7.0%	7.0%	0.320	5.3	0.243	4.25	5.3	0.243	4.25	314	307	478	14.2	307	14.2
SAL 4/ 7m	9.2%	9.2%	0.418	1.9	0.296	5.23	1.9	0.296	5.23	343	332	522	10.0	332	10.0
SAL 5/ 7m	10.9%	10.9%	0.461	1.6	0.312	5.31	1.6	0.312	5.31	362	349	527	9.2	349	9.2
SAL 5/14m	13.8%	13.8%	0.346	7.5	0.215	3.66	7.5	0.215	3.66	349	334	504	12.1	334	12.1

A.3 Modellierungsdaten

Tabelle 23: Die von *PEST* geschätzten Parameter und deren Sensitivitäten. Die Infiltrationsraten sind in $\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{Zelloberseitenfläche})$, die Pumprate ist in m^3/s , die Leitfähigkeiten in m/s . Die GHB (General Head Boundaries) sind in $\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{Zellstirnfläche})$ (siehe dazu auch (Chiang & Kinzelbach, 2001)). Pest-Nr. entspricht der in Pest verwendeten Parameternummer. GWS98 bzw. GWS03 bezeichnen die der Modellierung zu Grunde liegenden Grundwasserspiegelmessungen (Schürch (2000), bzw. diese Arbeit)

Pest-Nr.	Zone	Beschreibung	GWS98		GWS03		Veränderung	
			k_f (m/s)	Sensitivität	k_f (m/s)	Sensitivität	k_f	Sensitivität
p1	F1	Infiltrationsrate Rhônebett unteres Drittel	1.02E-02	0.013	1.02E-02	0.070	0.0%	447.5%
p2	F2	Infiltrationsrate Rhônebett Mitte	1.45E-04	0.023	1.45E-04	0.026	0.0%	15.7%
p3	F5	Infiltrationsrate Canal de Finges	1.57E-03	0.045	1.57E-03	0.061	0.0%	35.5%
p4	F3	Infiltrationsrate Rhône oberstes Viertel	1.15E-03	0.020	1.15E-03	0.018	0.0%	-11.5%
p5	F4	Infiltrationsrate Rhône oberhalb Mitte	2.44E-04	0.020	2.44E-04	0.019	0.0%	-3.2%
p10		Pumprate Trinkwasserstation Salgesch	-5.00E-01	0.076	-5.00E-01	0.060	0.0%	-21.5%
p20	K0'	Leitfähigkeit Alluvial rechte Rhôneseite	6.47E-03	0.179	6.47E-03	0.161	0.0%	-10.2%
p21	K1'	Leitfähigkeit Alluvial linke Rhôneseite	6.47E-03	0.098	6.47E-03	0.146	0.0%	48.8%
p22	K2	Leitfähigkeit Illgrabenschuttfächer	1.15E-03	0.033	1.15E-03	0.052	0.0%	60.8%
p23	K3	Leitfähigkeit bei "Gravière de Finges"	1.52E-04	0.026	1.52E-04	0.018	0.0%	-28.2%
p24	K4'	Leitfähigkeit Region Milljère bis Kanalausfluss	2.00E-03	0.026	2.00E-03	0.020	0.0%	-25.2%
p25	K12'	Leitfähigkeit Region Seen und Übergang zu Alluvial	4.33E-04	0.045	4.33E-04	0.042	0.0%	-5.5%
p26	K6'	Leitfähigkeit des Bergsturzgebietes und der westlichen Seen	4.37E-04	0.026	4.37E-04	0.025	0.0%	-4.3%
p27	K7	Leitfähigkeit des Übergangs von den östlichen Seen zum Alluvial	8.10E-04	0.028	8.10E-04	0.018	0.0%	-35.9%
p28	K8	Leitfähigkeit Perischuhubil-Hügel	1.10E-06	0.038	1.10E-06	0.005	0.0%	-87.0%
p29	K9	Leitfähigkeit beim Kanalbeginn "Depôts lacustres"	1.08E-05	0.010	1.08E-05	0.004	0.0%	-63.8%
p30	K10	Leitfähigkeit Südhang östlicher Teil	1.50E-03	0.025	1.50E-03	0.008	0.0%	-69.5%
p31	K11	Leitfähigkeit Südhang mittlerer Teil beim Muggensee	2.79E-04	0.008	2.79E-04	0.004	0.0%	-48.7%
p38		GHB Ostausfluss aus dem Modell	1.02E+00	0.010	1.35E-01	0.003	-86.8%	-71.8%
p39		GHB westlicher Teil des Nordhangs	4.00E-03	0.009	9.00E-02	0.026	2152.6%	184.6%
p40		GHB östlicher Teil des Nordhangs	5.48E-03	0.122	9.17E-03	0.091	67.4%	-25.2%
p42		GHB beim Illgrabenschuttfächer	6.60E-04	0.167	1.77E-03	0.332	167.6%	98.1%
p46		GHB westlicher Teil des Südhangs	4.98E-06	0.008	6.57E-06	0.005	31.9%	-38.3%
p47		GHB des Übergangs vom Bergsturzgebiet zum Alluvial	8.66E-07	0.007	1.23E-07	0.002	-85.8%	-72.1%
p48		GHB beim Perischuhubil-Hügel	2.04E-05	0.039	9.66E-04	0.003	4635.3%	-92.0%
p49		GHB bei depôts lacustres et marecageaux	3.06E-04	0.112	7.68E-05	0.021	-74.9%	-81.6%
p50		GHB bei depôts lacustres et marecageaux	4.46E-04	0.031	1.12E-04	0.005	-74.9%	-85.1%
p51		GHB beim mittleren Teil des Südhangs beim Muggensee	1.43E-06	0.003	6.06E-07	0.002	-57.6%	-51.3%

Tabelle 24: Das Wasserbudget für die Grundwasserspiegel von Schürch (2000)(GWS98) nach Zonen und Prozessen aufgeteilt. *Horizontal Exchange:* Fluss zwischen Modellzellen an Zonengrenzen, *Recharge:* Zufluss aus Niederschlag, *Head Dep Bounds:* General Head Boundaries

	Zone 1			Zone 2			Zone 3			Zone 4		
	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT
HORIZ. EXCHANGE	1.26E+00	5.08E-01	7.47E-01	6.16E-01	8.83E-01	-2.68E-01	1.02E+00	8.93E-01	1.29E-01	2.34E-01	8.43E-01	-6.09E-01
WELLS	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.00E-01	-5.00E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RECHARGE	9.29E-04	0.00E+00	9.29E-04	7.13E-04	0.00E+00	7.13E-04	2.53E-03	0.00E+00	2.53E-03	3.55E-03	0.00E+00	3.55E-03
RIVER LEAKAGE	6.46E-02	3.45E-01	-2.80E-01	2.25E-02	2.31E-02	-6.02E-04	6.27E-03	3.13E-01	-3.07E-01	8.91E-02	9.19E-02	-2.73E-03
HEAD DEP BOUNDS	1.97E-01	6.72E-01	-4.75E-01	7.67E-01	0.00E+00	7.67E-01	2.13E-01	4.06E-02	1.73E-01	6.09E-01	0.00E+00	6.09E-01
SUM OF THE LAYER	1.52E+00	1.53E+00	-6.97E-03	1.41E+00	1.41E+00	-3.52E-04	1.24E+00	1.25E+00	-2.93E-03	9.35E-01	9.35E-01	7.33E-04
<i>DISCREPANCY</i>			<i>0.46%</i>			<i>0.03%</i>			<i>0.23%</i>			<i>-0.08%</i>

Tabelle 25: Das Wasserbudget für die Grundwasserspiegel der eigenen Messungen (GWS03) nach Zonen und Prozessen aufgeteilt. *Horizontal Exchange:* Fluss zwischen Modellzellen an Zonengrenzen, *Recharge:* Zufluss aus Niederschlag, *Head Dep Bounds:* General Head Boundaries

	Zone 1			Zone 2			Zone 3			Zone 4		
	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT	IN	OUT	IN-OUT
HORIZ. EXCHANGE	1.34E+00	1.13E+00	2.18E-01	8.07E-01	1.02E+00	-2.12E-01	1.84E+00	8.07E-01	1.03E+00	1.70E-01	1.21E+00	-1.04E+00
WELLS	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.00E-01	-5.00E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RECHARGE	9.29E-04	0.00E+00	9.29E-04	7.13E-04	0.00E+00	7.13E-04	2.53E-03	0.00E+00	2.53E-03	3.55E-03	0.00E+00	3.55E-03
RIVER LEAKAGE	0.00E+00	1.55E+00	-1.55E+00	1.24E-02	7.29E-02	-6.06E-02	0.00E+00	1.01E+00	-1.01E+00	1.01E-01	2.05E-01	-1.04E-01
HEAD DEP BOUNDS	2.18E+00	8.58E-01	1.33E+00	7.71E-01	0.00E+00	7.71E-01	6.35E-02	8.57E-02	-2.22E-02	1.14E+00	0.00E+00	1.14E+00
SUM OF THE LAYER	3.53E+00	3.55E+00	-7.22E-05	1.59E+00	1.59E+00	-4.19E-04	1.91E+00	1.91E+00	-1.15E-04	1.42E+00	1.41E+00	5.94E-04
<i>DISCREPANCY</i>			<i>0.00%</i>			<i>-0.03%</i>			<i>-0.01%</i>			<i>0.04%</i>

A.4 Beschreibung der beprobten Bohrlöcher und deren Umgebung

Die Lage der Piezometer ist als Karte in der Abbildung 6 dargestellt. Die Werte in Klammern bezeichnen die Koordinaten.

P59-L & P59-C, linksufrig (613092,129016)

Probenahme: 8.5.2003, Vormittag

Beide Rohre befinden sich an der gleichen Stelle, wobei P59-C nur ca. 8m tief ist und deswegen trocken lag. Es wurde folglich nur P59-L (ca. 20 m tief) beprobt. Die Bohrlöcher liegen 100 m hinter dem Damm, neben einem Stoss mit Baumstämmen. Die Vegetation reflektiert die extreme Trockenheit in diesem Gebiet und beschränkt sich auf Gräser, wenige niedere Bäume (v.a. Pinus Sylvestris) und einige Büsche (Juniperus Communis). Der Boden wird von der Vegetation nur spärlich bedeckt. Die nähere Umgebung, ist, abgesehen vom Kiesabbau in der Rhône und den Schotterwegen, nur wenig vom Menschen beeinflusst.

Rhône/P59, linksufrig (ca. 612875, 129150)

Probenahme: 8.5.2003, Vormittag und 16.5. Nachmittag

Die Proben vom 8.5.03 wurden von Hand am Rande der Rhône entnommen. Am 16.5.03 wurde das Wassers in etwa 3 m Distanz vom Ufer gepumpt. An der Probenahmestelle wechselte das Hauptbett der Rhône von der Varenseite auf die Dammseite. Weiter oberhalb der Probenahmestelle wurde Kies abgebaut. Deswegen war der Flussarm auf der Dammseite künstlich vom Hauptfluss abgetrennt und trockengelegt worden. Vegetation ist folglich keine vorhanden ausser einem leichten Gras- und Buschbewuchs auf der Insel (wegen dem abgetrennten Flussarm zu diesem Zeitpunkt trockenen Fusses erreichbar). Wegen der Kiesförderung und der Abtrennung des Rhônearms ist die nähere Umgebung der Probenahmestelle sehr stark beeinflusst.

P55, linksufrig (612528, 128710)

Probenahme: 8.5.2003, Mittag

Das Rohr befindet sich in einer spärlich bewachsenen Landschaft, mit wenigen Büschen und vereinzelt niederen Bäumen (v.a. Pinus Sylvestris, z.T. Betula Pendula). Ein Grossteil des Bodens ist unbewachsen, d.h. Sand und Steine beherrschen die Oberfläche. Der Einfluss des Menschen ist minimal. Der Weg ist ohne geländegängiges Fahrzeug nicht befahrbar, jedoch der neue, in Bau befindliche Flussarm liegt in nur ca. 100 m Entfernung (Ausgleichsmassnahme zur neuen Autobahn). Die Seite auf der der Piezometer liegt, wird von der Bautätigkeit jedoch nicht tangiert.

P60, linksufrig (612475, 128830)

Probenahme: 8.5.2003, Nachmittag

Das Rohr liegt sehr exponiert am Ufer eines zukünftigen Rhônearms (ca. 5 m vom geplanten und im Bau befindlichen Flusslauf entfernt). Die Ausbaggerung des Bettes war praktisch vollendet, jedoch floss noch kein Wasser, da der Damm die Rhône zurückhielt. Die Vegetation ist steppenartig mit einigen hochgewachsenen Föhren. Der Boden war, vor allem als Folge der Erstellung des neuen Flussbetts, zu einem guten Teil unbewachsen. Die Umgebung des Bohrlochs ist durch die Revitalisierungsbautätigkeit stark beeinflusst.

SA-9/P1 & SA-9/P2, linksufrig (611950, 127300)

Probenahme: 8.5.2003, Nachmittag

Die beiden Bohrlöcher liegen in derselben Bohrung drin. In beiden befand sich Wasser, das jedoch während dem Pumpen nur langsam ersetzt wurde. Der Grund dafür dürfte in beiden

Fällen die zugesandete Filterstrecke sein. So konnte nur das tiefere Rohr (SA-9/P1) beprobt werden. Die Bohrung liegt mehr als einen Kilometer von der Rhône entfernt, gleich hinter der Hauptstrasse (zukünftige Autobahn), wo der Hang des Gorwetschgrat anzusteigen beginnt. Die Vegetation besteht aus Föhrenwald. Die Umgebung ist wegen der nahen Hauptstrasse mittel bis stark vom Menschen beeinflusst. Zudem laden die Waldstrasse, die zum Bohrloch führt, und ein Autoabstellplatz an der Hauptstrasse zum Entsorgen von Abfällen in diesem Waldteil ein.

P53 linksufrig (612319, 128067)

Probenahme: 9.5.2003, Vormittag

P53 ist zwischen einem Entwässerungskanal (der gleiche wie bei P51) und einem Weizenfeld an einer asphaltierten Landwirtschaftsstrasse gelegen. Richtung Südosten erstrecken sich die Felder des Landguts Pfyn, in Richtung Norden befindet sich Wald mit ersten Elementen einer Hartholzaue. Wenige Meter vom Bohrloch entfernt befindet sich ein Wohnhaus. Die Vegetation ist, wahrscheinlich als Folge der Bewässerung, bodendeckend und man findet keine an Trockenheit angepasste Arten, ganz im Gegensatz zu dem etwa 800 m entfernten P55. Die Umgebung ist wegen der Landwirtschaft sehr stark vom Menschen beeinflusst.

P54, linksufrig (612219, 128227)

Probenahme: 9.5.2003, Vormittag

Dieses Bohrloch liegt in einer kleinen Lichtung eines lockeren Waldbestandes. Die Vegetation besteht aus Arten die eher an Trockenheit angepasst sind. Entlang von kleinen Gewässerläufen sind auch weniger trockenheitsliebende Pflanzen zu finden. Die Vegetation bedeckt die Bodenoberfläche fast vollständig. Der Einfluss des Menschen scheint gering zu sein, denn abgesehen vom Feldweg (der normalerweise nicht zugänglich ist) gibt es keine Hinweise auf menschliche Aktivitäten.

P61, linksufrig (612120, 128380)

Probenahme: 9.5.2003, Mittag

Der Damm, der P61 von der Rhône getrennt hat, ist nicht mehr vorhanden. Der Uferhang ist angerissen. Dieser Rhônearm hat zum Zeitpunkt der Probenahme fast kein Wasser geführt; der Hauptarm lag weiter entfernt. Das Bohrloch liegt ca. 10 m vom Ufer des trockenen Seitenarms entfernt im Wald. Sandige (alluviale) Ablagerungen sind noch deutlich sichtbar. Dort wo zwischen den Bäumen keine Büsche wuchsen, war der Boden nur spärlich mit Gras bewachsen. Der Einfluss des Menschen scheint gering zu sein, denn abgesehen vom Feldweg (der normalerweise nicht zugänglich ist) gibt es keine Hinweise auf menschliche Aktivitäten.

P39, linksufrig (610341, 127700)

Probenahme: 9.5.2003, Nachmittag

Gleich hinter dem Damm, woran die Rhône vorbeifliesst, befindet sich P39 am Waldrand. Auf der westlichen Seite erheben sich die „Kiesberge“ vom Kieswerk Pfyn. Der Piezometer befindet sich im Randbereich eines dichten Föhrenwaldes. Der Einfluss des Menschen ist mittel, da auf der einen Seite gleich das Kieswerk arbeitet und eine kleine Lichtung auch als Lagerplatz (wildes Zelten) verwendet wird.

P37, linksufrig (610358, 127629)

Probenahme: 9.5.2003, Nachmittag

Das Bohrloch grenzt an die Kiesberge der Gravière Finges. Auf die andere Seite ist eine Lichtung und Wald. Die Vegetation bedeckt den Boden vollständig und besteht entweder aus Gras

oder mittelgrossen Föhren. Der Einfluss des Menschen ist mittel bis stark, da auf der einen Seite gleich das Kieswerk arbeitet und die kleine Lichtung auch als Lagerplatz (für wildes Zelten) verwendet wird.

Rhône/P39, linksufrig (ca. 610080, 127645)

Probenahme: 9.5.2003, Nachmittag

Der Ort liegt am flussabwärtigen Ende des Kieswerks Pfyn. Die Probenahme erfolgte von Hand am Ufer der Rhône. Pflanzen gibt es erst wieder ausserhalb des Kieswerks. Der Oberboden besteht aus Kies ohne jeglichen Pflanzenbewuchs. Die menschliche Beeinflussung ist hier sehr stark ausgeprägt, da durch den Kiesabbau einerseits der Fluss und andererseits auch das Land stark verändert wurde und wird.

P2, linksufrig (610298, 127242)

Probenahme: 9.5.2003, Nachmittag

An einer Wiese, die wahrscheinlich als Weide genutzt wird, befindet sich P2 etwa 2 m innerhalb des Waldrandes. Der Wald machte einen undurchdringlichen Eindruck und muss schon seit Jahren nicht mehr bewirtschaftet gewesen sein. Die Vegetation wächst üppig, wahrscheinlich auch als Folge der Düngung der Wiese. Die Beeinflussung durch den Menschen ist mittel.

P11b, linksufrig (612216, 127677)

Probenahme: 15.5.2003, Vormittag

P11b ist ein Bohrloch von fünf, welche in Distanzen von wenigen Metern zueinander gebohrt worden sind. Es hat ein ca. 30 m breites Vegetationsband mit Büschen und hohen Bäumen, welches einen mittelgrossen Entwässerungskanal auf der Seite des Landguts säumt. Das Bohrloch befindet sich am Rand dieses Bandes auf der Landgutseite. Jenseits der Landwirtschaftsstrasse beginnen die Felder des Landguts Pfyn. Die Vegetation wächst üppig, wahrscheinlich als Nebeneffekt der Düngung und Bewässerung der Felder. Die Intensität der menschlichen Beeinflussung ist sehr stark.

P51, linksufrig (611843, 127700)

Probenahme: 15.5.2003, Vormittag

Dieses Bohrloch liegt zwischen zwei Feldern an einer kleinen Strasse gleich neben einem Entwässerungskanal (ca. 0.5 m entfernt). Auf dem einen Feld wurde Mais angepflanzt, auf dem zweiten Weizen. In der direkten Umgebung des Bohrlochs ist nichts mehr natürlich; die menschliche Beeinflussung ist sehr stark.

P19, linksufrig (611564, 127651)

Probenahme: 15.5.2003, Mittag

P19 liegt an einem Fahrweg neben einer erst kürzlich gerodeten Fläche, aus der ein Feuchtgebiet werden soll (Ausgleichsmassnahme Autobahn). Zwischen dem Fahrweg und der gerodeten Fläche existiert (schon) ein Schilfgürtel (ca. 1–2 m breit). Auf die andere Seite zwischen dem Canal des Fermes liegt eine Futtergraswiese. Die Umgebung war zum Zeitpunkt der Probenahme stark beeinflusst, in den vergangenen Jahren wahrscheinlich nur mittel.

SAL 5/7m & SAL 5/14m, rechtsufrig (611895, 128768)

Probenahme: 15.5.2003, Nachmittag

In dieser Bohrung wurde mit zwei Pumpen gleichzeitig gepumpt. Die eine befand sich in 7 m die andere in 14 m Tiefe, ab Oberkante des Rohres gemessen. SAL 5 liegt mitten in einer Futtergraswiese. In Richtung der Rhône beginnt in einigen Metern Abstand ein kleiner Wald,

in die entgegengesetzte Richtung (zum Hang hin) fließt ein Flüsschen (Russubrunnu) vorbei. Weiter weg erstrecken sich ausgedehnte Rebflächen am Berghang. Die Wiese scheint nicht sehr intensiv bewirtschaftet zu sein, woraus eine mittlere menschliche Beeinflussung folgt.

PS1, rechtsufrig (610297, 128008)

Probenahme: 15.5.2003 Nachmittag

Auf der einen Seite liegen Sportplatz, Sporthalle und Parkplatz (PS1 liegt in einer Ecke dieses Parkplatzes) und auf der anderen Seite ein kleines Wäldchen, durch welches ein Bach fließt. Der Bach wird durch das Wasser aus einer Fischzuchtanstalt weiter oben gespeist. Hinter dem Wäldchen wird das Flussbett der Rhône von einem Damm begrenzt. Der menschliche Einfluss ist stark.

SAL 4/7m & SAL 4/14m, rechtsufrig (612144, 128843)

Probenahme: 15.5.2003, Nachmittag

Dieses Bohrloch liegt am Rand der Flussebene vor dem Damm. Zum Zeitpunkt der Probenahme war der Abfluss der Rhône gering genug, sodass das Bohrloch im Trockenen stand. In diesem Piezometer wurden zwei Pumpen gleichzeitig betrieben. Die eine pumpte in 7 m und die andere in 14 m Tiefe, gemessen ab Oberkante des Rohres. Der Boden war mit Kies und Sand bedeckt. Vegetation gab es am Hang des Dammes und auf einer kleinen Insel in der Mitte der Rhône (v.a. Weiden (*Salix*)). Der Damm mit Dammstrasse und die Wiese dahinter sind künstlich, der Rest ist vom Menschen nicht beeinflusst. Das heisst die Beeinflussung ist mittel.

P62-1 & P62-2, linksufrig, (611452, 127251)

Probenahme: 16.5.2003, Vormittag

Das Bohrloch liegt mitten auf einem Kiesparkplatz an der Hauptstrasse. Der Parkplatz ist für Tagesbesucher des Pfywaldes gedacht. Entsprechend wenige Autos waren an einem Werktag parkiert. Am Wochenende wird es anders aussehen. Auf der strassenabgewandten Seite beginnt der Naturschutzpark Pfywald. Der Einfluss des Menschen ist stark.

P22, linksufrig, (611278, 127413)

Probenahme: 16.5.2003, Vormittag

P22 liegt an einem Wanderweg auf einer Anhöhe zwischen dem Rosensee und dem Grossee. Der Wald macht einen natürlichen Eindruck. Er besteht vor allem aus alten (absterbenden?) *Pinus Sylvestris* und jungen Buchen im Unterwuchs. Die menschliche Beeinflussung ist klein.

P25, linksufrig (610966, 127048)

Probenahme: 16.5.2003, Mittag

P25 liegt am Rande einer Lichtung am Fusse des Perischuhubil (eine kleine Anhöhe). Der umgebende Wald scheint mehr oder weniger natürlich zu sein, wird aber wahrscheinlich durchforstet. Zudem scheint der Weg, der an der Lichtung vorbeiführt bei Spaziergängern beliebt zu sein. Der Einfluss des Menschen ist mittel bis klein.

P34, linksufrig (610966, 128042)

Probenahme: 16.5.2003, Nachmittag

P34 liegt 2 m von einem Uferanriss der Rhône entfernt. Zum Zeitpunkt der Probenahme führte ein Quellgerinne (siehe dort), das ca. 100 m weiter oben seine Quelle hatte, gleich am Uferanriss entlang. Das Flussbett der Rhône führte in ca. 30–40 m Distanz vorbei. In die entgegengesetzte Richtung beginnt ein Wald, wobei nach etwa 200 m auf einer Anhöhe ein Weinberg liegt. Die Beeinflussung durch den Menschen ist abgesehen vom Weinberg wahrscheinlich klein.

Quellgerinne/P34, (ca. 610995, 128050)

Probenahme: 16.5.2003, Nachmittag

Das Quellgerinne beginnt ganz klein in einer seitlichen Vertiefung des Rhônebetts, das während der Zeit der Probenahme von diesem nicht durchflossen wurde. Es fließt dann dem Uferanriss entlang (bei P34 vorbei, siehe auch dort) und nimmt immer mehr an Wasser zu. Die Rhône fließt je nach Ort in ca. 5 – 30 m seitlicher Entfernung. Der Wald auf der anderen Seite macht einen natürlichen Eindruck und scheint nicht bewirtschaftet zu sein. Weiter entfernt liegt ein Weinberg auf einer Anhöhe. Die Beeinflussung durch den Menschen ist klein.

Rhône/P34, (ca. 610996, 128065)

Probenahme: 16.5.2003, Nachmittag

Für eine Beschreibung siehe P34 und Quellgerinne/P34. Die Probe wurde in etwa auf der Höhe des Beginns des Quellgerinnes genommen.

Rhône/P59, linksufrig (ca. 612875, 129150)

Probenahme: 16.5.2003, Nachmittag

Siehe weiter oben (8.5.2003)

P6, linksufrig, (611014, 127914)

Probenahme: 16.5.2003, Nachmittag

P6 liegt an einem Weinberg (der gleiche wie bei P34) auf einer Anhöhe. Gleich hinter P6 (Richtung Fluss) fällt der Hang im Wald steil ab, davor liegt eine Wiese und weiter weg der Weiler Milljere. Auf der Weinbergseite ist die Beeinflussung durch den Menschen stark, in die andere Richtung ist sie klein.

A.5 Tipps zur automatischen Parameterschätzung mit PEST

Um mit PEST in einem komplexen System, wie dem Pfynwald, zu sinnvollen Parameterwerten zu kommen, wird folgendes Vorgehen vorgeschlagen:

1. *Grössenordnungen finden*

Parameter, deren Grösse gänzlich unbekannt ist, sollen als erstes grössenordnungsmässig bestimmt werden. Das kann mit PEST gemacht werden indem jeweils nur ein bis zwei Parameter geschätzt werden oder „von Hand“ indem jeweils nach dem Ändern der Parameter *Modflow* einmal ausgeführt wird.

2. *Mit einem Teilgebiet beginnen*

Wenn die Parameter nun grob bestimmt sind, kann mit einem Teil des Gebietes begonnen werden Parameter von PEST schätzen zu lassen. Um ein Teilgebiet auszuschneiden, können die Gewichtungen der Grundwassermessungen (Beobachtungen) ausserhalb des Gebietes auf einen sehr kleinen Wert gesetzt werden und Parameter die vermutlich nur auf das vernachlässigte Gebiet einen Einfluss haben können konstant gehalten werden.

3. *Das Teilgebiet vergrössern*

Wenn die ersten Parameterschätzungen gute Resultate liefern kann das Gebiet ausgedehnt werden. Die PEST-Schätzungen aus dem Vorhergehenden können nun festgehalten werden, um für die im erweiterten Teilgebiet neu hinzugekommenen Parameter gute Schätzwerte von PEST zu erhalten.

Die Punkte 2 und 3 müssen so oft wiederholt werden, bis das ganze Gebiet einbezogen ist. Nachdem die neu hinzugekommenen Parameter gut geschätzt sind, sollten jeweils auch die davor schon geschätzten Parameter in einen PEST-Lauf einbezogen werden um der gegenseitigen Beeinflussung Rechnung zu tragen.

Das wichtigste bei PEST ist jedoch mitzudenken, denn die beste Lösung – d.h. die kleinste rechnerische Abweichung zwischen berechnetem und gemessenem Grundwasserstand – liefert selten die optimalsten Parameter-Werte. Es muss unbedingt die Datei *pestctl.rec* analysiert werden. Oft wird eine sinnvolle Lösung während der Parameterschätzung gefunden, jedoch zu Gunsten einer deutlich weniger sinnvollen Lösung, die nur um einen Bruchteil besser abschneidet, verworfen. Wenn die weniger guten – aber optimaleren – Parameterwerte wiederholt übernommen und damit ein weiterer PEST-Lauf durchgeführt wird, werden schneller bessere Ergebnisse erzielt. Problematisch hierbei ist, dass dem Modell die Vorstellungen der modellierenden Person praktisch aufgezwungen werden.

Die verwendete Version 7.01 von PEST bietet sehr ausgeklügelte Kontrollmechanismen an, die jedoch mit der verwendeten Version 5 von PMWIN nicht zugänglich waren. Mit einer aktuelleren Version von PMWIN, die auf die neuen Möglichkeiten von PEST abgestimmt sind, machen das beschriebene Vorgehen eventuell überflüssig.

A.6 Technische Daten der Piezometer

Tabelle 26: Technische Daten zu den Piezometern im Pfywald – 1. Teil (verändert und ergänzt aus Schürch (2000))

	Uferseite	Ortsbeschreibung	X (m)	Y (m)	Jahr	Typ	Ref.
P1	links	Höhe Mirderstei	610021	126926		PB4,PL	[4]
P10	links	zw. Muggensee und Hauptstrasse	611218	127107		PB4	[4]
P11	links	zw. Landgut Pfynd und canal des Fermes	612204	127693		PB4	[4]
P11a	links	zw. Landgut Pfynd und canal des Fermes	612210	127685	1997	FC4	[2]
P11b	links	zw. Landgut Pfynd und canal des Fermes	612216	127677	1997	FD4	[2]
P11c	links	zw. Landgut Pfynd und canal des Fermes	612204	127677	1997	FD4	[2]
P11d	links	zw. Landgut Pfynd und canal des Fermes	612197	127669	1997	FD4	[2]
P12	links	Landgut Pfynd	612120	127924	1993	FC4	[3]
P13	links	Höhe Landgut Pfynd, nahe an Rhône	612150	128310	1993	FD4	[4]
P14	links	am canal des Fermes beim Landgut Pfynd	612255	127485	1993	PB4	[4]
P15	links	am canal des Fermes beim Landgut Pfynd	612106	127479	1993	PB4	[4]
P16	links	nach Landgut, näher beim Fluss	611708	127960	1993	PB4	[4]
P17	links	am canal des Fermes beim Landgut Pfynd	612011	127474	1993	PB4	[4]
P18	links	nach Landgut, weiter weg vom Fluss	611611	127457	1993	PB4	[4]
P19	links	nach Landgut, weiter weg vom Fluss	611564	127651	1993	PB4	[4]
P2	links	Höhe Kieswerk Pfynd	610298	127242		PB4	[4]
P20	links	nach Landgut, weiter weg vom Fluss	611553	127773	1993	PB4	[4]
P21	links	bei Milljère / Rosensee	611322	127348	1993	PB4,PL	[4]
P22	links	bei Rosensee	611278	127413	1993	FD4	[4]
P23	links	bei Rosensee	611011	127381	1993	PB4	[4]
P24	links	bei Rosensee	611012	127382	1993	PB4	[4]
P25	links	am Fusse des Perischuhubil	610966	127048	1993	FD4	[4]
P26	links	bei Milljère / Rosensee	610914	127401	1993	PB4	[4]
P27	links	bei Milljère / Rosensee	610733	127717	1993	FD4	[4]
P28	links	vor Kieswerk	610581	127083	1993	FD4	[4]
P29	links	Nähe Abzweigung zum Kieswerk Pfynd	610365	126777	1993	FD4	[4]
P3	links	Höhe Kieswerk Pfynd	610281	127102		PB4	[4]
P30	links	Höhe Kieswerk Pfynd	610298	127410	1993	PB4	[4]
P31	links	zw. Kieswerk und Sierre-Brücke	610020	127299	1993	FD4	[4]
P32-1	links	zw. canal des Fermes u. Pfafforetsee	611757	127452	1993	FC2,FPM	[3]
P32-2	links	zw. canal des Fermes u. Pfafforetsee	611757	127452	1993	FC2,FPM	[3]
P33	links	am canal des Fermes beim Landgut Pfynd	611867	127591	1993	FC4	[3]
P34	links	bei Milljère an der Rhône	610966	128042	1995	FD4	[4]
P35	links	zw. Kieswerk und Sierre-Brücke	609885	127236	1995	FD4	[4]
P36	links	zw. Kieswerk und Sierre-Brücke	609969	127462	1995	FD4	[4]
P37	links	vor Kieswerk Pfynd	610358	127629	1995	FD4	[4]
P38	links	vor Kieswerk Pfynd	610498	127751	1995	FD4	[4]
P39	links	vor Kieswerk Pfynd	610341	127700	1995	FD4	[4]
P4	links	Höhe Kieswerk Pfynd	610344	127001		PB4	[4]
P40	links	vor Kieswerk	610582	127814	1995	FD4	[4]
P41	rechts	bei Russubrunnu	610990	128217			[6]
P41'	rechts	bei Russubrunnu	610933	128228			[6]
P42	rechts	bei Bauernhof	ca. 610915	128345			[6]
P44	rechts	bei Russubrunnu	610927	128396			[6]
P45	rechts	bei Bauernhof	ca. 611380	128405			[6]
P46	rechts	bei Bauernhof	611306	128410			[6]
P47	rechts	bei Bauernhof	611317	128367			[6]
P49	links	nach Landgut, näher beim Fluss	611600	128138	1993	PB4	[4]
P5	links	am Fusse des Perischuhubil	611007	127076			[4]
P50	links	nach Landgut, näher beim Fluss	611780	127833	1995	PB4	[4]
P51	links	beim Landgut Pfynd, nahe canal des Fermes	611843	127700	1995	PB4	[4]

ca. Werte der Koordinaten sind mittels einer 1:25'000 bzw. 1:10'000 Karte ermittelt worden

Typ: FCN = forage carotté non équipé; FC4 = forage carotté 4"; FD4 = forage destructif 4"; FC2 = forage carotté 2"; FD2 = forage destructif 2"; PB4 = piézomètre battu; FPM = forage avec piézomètre multiples; PL = piézomètre dans un lac

Ref.: [1] Clavien (1987) in [5], [2] Schürch u. Monnet (1998) in [5], [3] Berthod (1994) in [5], [4] Mamin (1996) in [5], [5] Schürch (2000), [6] Walther (2002), [7] diese Arbeit

Tabelle 26 – Fortsetzung: Technische Daten 1. Teil

	Uferseite	Ortsbeschreibung	X (m)	Y (m)	Jahr	Typ	Ref.
P52	links	beim Landgut Pfy	612502	127795	1995	FD4	[4]
P53	links	Höhe Landgut Pfy	612319	128067	1995	FD2	[4]
P54	links	Höhe Landgut Pfy	612219	128227	1995	FD4	[4]
P55	links	Höhe zw. Kirche von Varen u. Landgut Pfy	612528	128710	1995	FD4	[4]
P56	links	Höhe zw. Kirche von Varen u. Landgut Pfy	612552	128507	1995	FD4	[4]
P57	links	Nordostseite des Landguts Pfy	612762	128309	1995	FD4	[4]
P58-C	links	Höhe Kirche von Varen	613044	128764	1995	FD4	[4]
P58-L	links	Höhe Kirche von Varen	613044	128764	1997	FD4	[4]
P59-C	links	Höhe Kirche von Varen	613092	129016	1995	FD4	[4]
P59-L	links	Höhe Kirche von Varen	613092	129016	1997	FD4	[4]
P6	links	bei Milljère / Rosensee	611014	127914		PB4	[4]
P60	links	Höhe zw. Kirche von Varen u. Landgut Pfy	612475	128830	1995	FD4	[4]
P61	links	Höhe Landgut Pfy	612120	128380	1995	FD4	[4]
P62-1	links	zw. Pfafforetsee und Hauptstrasse	611452	127251	1995	FC2,FPM	[4]
P62-2	links	zw. Pfafforetsee und Hauptstrasse	611452	127251	1995	FC4,FPM	[4]
P7	links	bei Milljère / Rosensee	611083	127507		PB4,PL	[4]
P8	links	bei Rosensee	611145	127505		PB4	[4]
P9	links	beim Muggensee	611213	127111		PB4,PL	[4]
PS1	rechts	unterhalb Salgesch	610297	128008			[6]
PS2	rechts	unterhalb Salgesch	ca. 610210	128110			[6]
PS3	rechts	unterhalb Salgesch	610039	127825			[6]
RP59	links	Höhe Kirche von Varen	ca. 613085	129115			[6]
RP60	links	Höhe zw. Kirche von Varen u. Landgut Pfy	ca. 612595	128935			[6]
RP61	links	Höhe Landgut Pfy	ca. 612100	128385			[6]
SA-1	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	609954	126628	1987	FCN	[1]
SA-10	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	612172	127354	1987	FC4	[1]
SA-11	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	612325	127400	1987	FC2	[1]
SA-12	links	an der Hauptstrasse (Rhöneseite)	612309	127428	1987	FC4	[1]
SA-13	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	612425	127473	1987	FC4	[1]
SA-14	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	612588	127593	1987	FC4	[1]
SA-15	links	an der Hauptstrasse (?)	612931	128002	1987	FCN	[1]
SA-16	links	an der Hauptstrasse (?)	613292	128363	1987	FCN	[1]
SA-2	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	610095	126552	1987	FCN	[1]
SA-3	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	610412	126719	1987	FCN	[1]
SA-4	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	610820	126891	1987	FCN	[1]
SA-5	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611414	127112	1987	FCN	[1]
SA-6	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611537	127244	1987	FCN	[1]
SA-7	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611599	127155	1987	FC4	[1]
SA-8	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611787	127265	1987	FC2	[1]
SA-9/P1	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611950	127300	1987	FC2,FPM	[1]
SA-9/P2	links	an der Hauptstrasse (Hangseite)	611950	127300	1987	FC2,FPM	[1]
SAL 1	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	611874	128716			[6]
SAL 3	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	611871	128700			[6]
SAL 4	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	612144	128843			[6]
SAL 5	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	611895	128768			[6]
SAL 6	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	612042	128788			[6]
SAL 7	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	611956	128718			[6]
SAL 8	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	612085	128804			[6]
SAL 9	rechts	zw. Salgesch u. Varen, Höhe Landgut Pfy	611789	128745			[6]

ca. Werte der Koordinaten sind mittels einer 1:25'000 bzw. 1:10'000 Karte ermittelt worden

Typ: FCN = forage carotté non équipé; FC4 = forage carotté 4"; FD4 = forage destructif 4"; FC2 = forage carotté 2";
FD2 = forage destructif 2"; PB4 = piézomètre battu; FPM = forage avec piézomètre multiples; PL = piézomètre dans un lac

Ref.: [1] Clavier (1987) in [5], [2] Schürch u. Monnet (1998) in [5], [3] Berthod (1994) in [5], [4] Mamin (1996) in [5], [5] Schürch (2000), [6] Walther (2002), [7] diese Arbeit

Tabelle 27: Technische Daten zu den Piezometern im Pfywald – 2. Teil

	OKR (m.ü.M.)	Rohrtiefe			Filterstrecke (m)	Probenahmen			Bemerkungen
		[5] (m)	[6] (m)	[7] (m)		[5]	[6]	[7]	
P1	538.26								Piezometer steht in einem See, [5]
P10	559.94	11					X		
P11	559.17	10.5					X		Datalogger, [7]
P11a	557.94	30.2			4 – 30		X		Versandung festgestellt [5]; nicht gefunden, evtl. zugeschüttet [7]
P11b	558.61	15		15.7	3 – 15		X	X	
P11c	558.93	15			3 – 15		X		
P11d	558.57	15			3 – 15		X		
P12	560.12	24			5 – 22		X(1)		
P13	561.57	10.5	10.4				X(1)	X	
P14	558.51	9			6 – 9		X		
P15	557.10	9.5			6.5 – 9.5		X		
P16	555.66	8	8.1		5 – 8		X	X	Datalogger, [6]
P17	556.84	7.1					X		
P18	555.12	6	6.7		3 – 6		X	X	
P19	554.33	8	8.9	8.8	5 – 8		X	X	X
P2	543.05	9	9.1	9			X	X	X
P20	554.29	8	8.0		5 – 8		X	X	
P21	554.12	3			0 – 3		X		Piezometer steht in einem See, [5]
P22	558.93	12	12.3	12	2 – 12		X	X	X
P23	555.30	13	12.5		10 – 13		X	X	
P24	555.30	8	8.8		5 – 8		X	X	Datalogger, [6]
P25	566.74	16		17			X		X
P26	552.14	14	6.9		11 – 14		X	X(2)	
P27	561.69	20	19.8				X	X(2)	
P28	556.68	10	16.2		7 – 10		X	X(2)	
P29	560.13	20					X		
P3	541.97	7.1					X		Piezometer steht in einem See, [5]
P30	542.64	9	8.6		6 – 9		X	X	
P31	540.88	8	4.7		5 – 8		X	X	
P32-1	555.72	18.5			1.5 – 2.5		X		
P32-2	555.72	18.5			6 – 11		X		
P33	555.94	30			2.5 – 10		X(1)		
P34	550.51	8		9			X		X
P35	540.42	8	7.9		1 – 8		X	X	Rohr oben abgebrochen
P36	541.51	8			1 – 8		X		
P37	544.44	8	4.5	4.4	1 – 8		X	X	X
P38	545.21	8	8.1		1 – 8		X	X	
P39	544.44	8	7.8	8	1 – 8		X	X	X
P4	542.51	7	6.9				X		
P40	547.18	8	7.1		1 – 8		X	X	
P41	(549.90)		6.0				X		
P41'	(550.14)		3.5				X		
P42									
P44	(550.19)		2.2				X		
P45									mit Steinen zugefüllt [6]
P46	(554.00)		4.0				X		
P47	(554.10)		4.4				X		
P49	555.96	6.5	4.7		3.5 – 6.5		X	X	
P5	549.77								
P50	555.81	8	2.9		5 – 8		X	X	
P51	554.98	10		9.5	7 – 10		X		X
P52	560.69	9			2 – 9		X(1)		

OKR-Werte in Klammern „()“ sind Bodenhöhe und nicht Oberkante Rohr

Ref.: [1] Clavien (1987) in [5], [2] Schürch u. Monnet (1998) in [5], [3] Berthod (1994) in [5], [4] Mamin (1996) in [5], [5] Schürch (2000), [6] Walther (2002), [7] diese Arbeit

(1): Zeitreihe: monatliche Probenahme während 3 Jahren (1996-99)

(2): keine Probenahme, nur Grundwasserstand, Wassertemperatur und Rohrtiefe gemessen

Tabelle 27 – Fortsetzung: Technische Daten 2. Teil

	OKR (m.ü.M.)	Rohrtiefe			Filterstrecke (m)	Probenahmen			Bemerkungen
		[5] (m)	[6] (m)	[7] (m)		[5]	[6]	[7]	
P53	561.24	9	8.9	9	2 – 9	X	X	X	
P54	561.73	9	8.4	8	3 – 9	X	X	X	
P55	566.67	10.5	11.0	10.8	4 – 10	X	X(2)	X	
P56	567.27	12	11.9		6 – 12	X(1)	X(2)		
P57	568.02	14			6 – 14	X			
P58-C	568.03	14			3 – 9	X			Rohr beschädigt und aufgefüllt [6]
P58-L	568.37	20	16.2		5 – 20	X	X(2)		
P59-C	569.93	8.5	8.6		4 – 8	X	X(2)		
P59-L	569.83	20	19.7	18	5 – 20	X	X(2)	X	
P6	561.79	20.5	20.6	20.5		X	X(2)	X	
P60	566.50	11	11.5	11	5 – 11	X	X(2)	X	
P61	561.35	8	7.6	8	2 – 8	X	X	X	
P62-1	569.52	44		20	15 – 17	X			
P62-2	569.56	44		44	40 – 42	X		X	
P7	553.99					X			Piezometer steht in einem See, [5]
P8	555.88	12	12.1			X	X		
P9	555.91	7.5				X			Piezometer steht in einem See, [5]
PS1	(545.03)		8.3	8.3			X	X	
PS2			17.6				X(2)		
PS3	(542.54)		8.6				X		
RP59									wahrsch. zugeschüttet (Damm), [6]
RP60									wahrsch. zugeschüttet (Damm), [6]
RP61									wahrsch. weggeschwemmt, [6]
SA-1	–	25			– –				nur Bohrung
SA-10	560.17	25			4 – 10	X			
SA-11	563.86	26			8 – 12	X			
SA-12	560.02	20			4 – 20	X			
SA-13	563.64	25.7			6 – 14	X			
SA-14	568.22	25.5			15 – 25				
SA-15	–	18.1			– –				nur Bohrung
SA-16	–	15			– –				nur Bohrung
SA-2	–	25.5			– –				nur Bohrung
SA-3	–	20.2			– –				nur Bohrung
SA-4	–	20			– –				nur Bohrung
SA-5	–	35.2			– –				nur Bohrung
SA-6	–	20			– –				nur Bohrung
SA-7	604.03	37.5			15 – 30				
SA-8	568.27	35			11 – 24	X			
SA-9/P1	566.05	26		23	23 – 25	X		X	
SA-9/P2	565.67	26		11	9 – 13				
SAL 1	(560.21)		11.3				X		Datalogger, [6]
SAL 3	(559.48)		36.6				X		
SAL 4	(563.67)		39.7	39			X	X	
SAL 5	(560.79)		30.3	30			X	X	
SAL 6	(561.82)		>40				X		
SAL 7	(559.62)		33.8				X		
SAL 8	(565.99)		17.4				X(2)		Rohr steht schief, [6]
SAL 9	(559.37)		32.8	30			X		

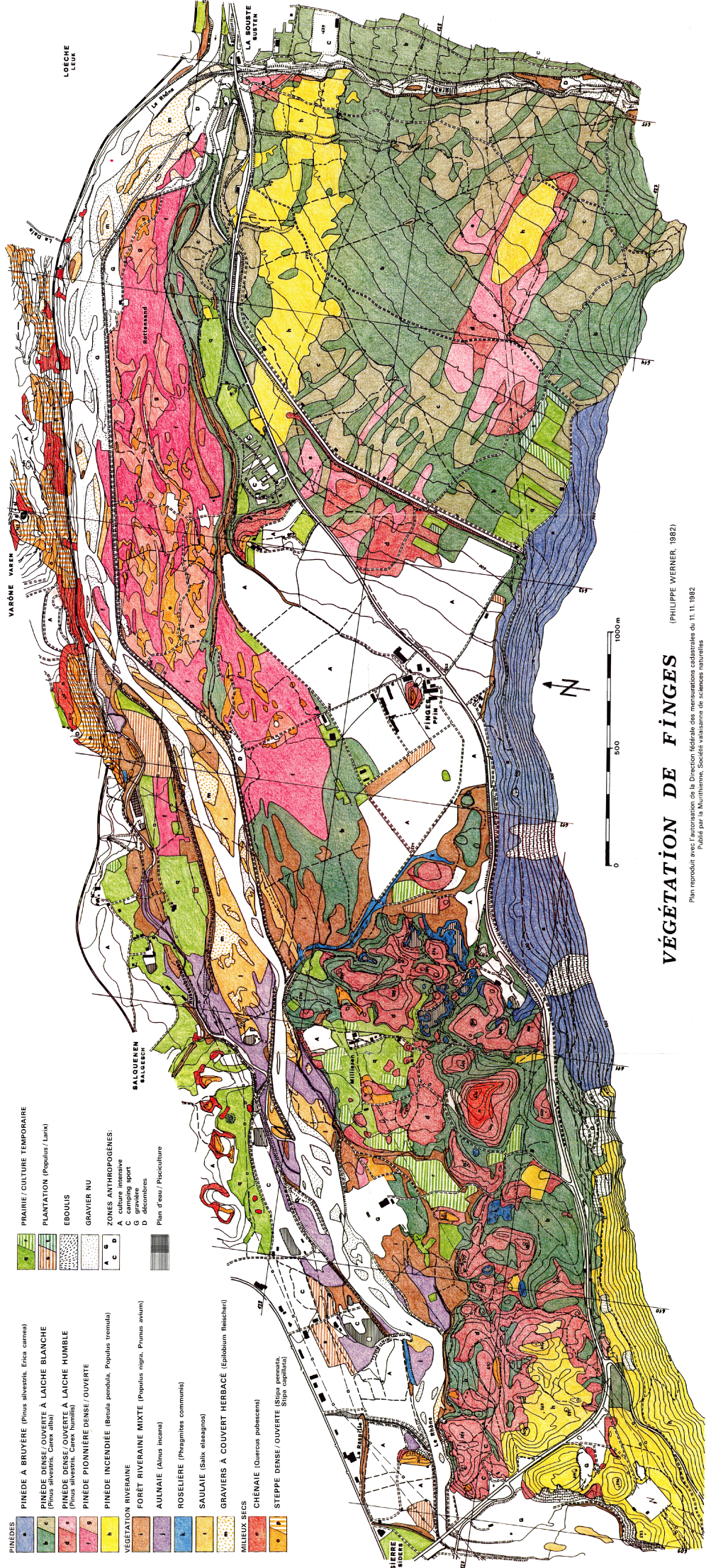
OKR-Werte in Klammern „()“ sind Bodenhöhe und nicht Oberkante Rohr

Ref.: [1] Clavien (1987) in [5], [2] Schürch u. Monnet (1998) in [5], [3] Berthod (1994) in [5], [4] Mamin (1996) in [5], [5] Schürch (2000), [6] Walther (2002), [7] diese Arbeit

(1): Zeitreihe: monatliche Probenahme während 3 Jahren (1996-99)

(2): keine Probenahme, nur Grundwasserstand, Wassertemperatur und Rohrtiefe gemessen

A.7 Vegetationskarte Pfynwald



PRAIRIE / CULTURE TEMPORAIRE
 PLANTATION (Populus / Larix)
 EBOULIS
 GRAVIER NU
 ZONES ANTHROPOGENES:
 A culture intensive
 C camping sport
 D décombres
 Plans d'eau / Pisciculture

- PINEDES**
 PINEDE A BRUYERE (Pinus silvestris, Erica carnea)
 PINEDE DENSE / OUVERTE A LAICHE BLANCHE (Pinus silvestris, Carex alba)
 PINEDE DENSE / OUVERTE A LAICHE HUMBLE (Pinus silvestris, Carex humilis)
 PINEDE PIONNIERE DENSE / OUVERTE
 PINEDE INCENDIEE (Betula pendula, Populus tremula)
VEGETATION RIVERAINE
 FORET RIVERAINE MIXTE (Populus nigra, Prunus avium)
 AULNAIE (Alnus incana)
 ROSELLIERE (Phragmites communis)
 SAULAIE (Salix elaeagnos)
 GRAVIER A COUVERT HERBACE (Epilobium fleischeri)
MILIEUX SECS
 CHENAIE (Quercus pubescens)
 STEPPE DENSE / OUVERTE (Stipa pennata, Stipa capillata)

VÉGÉTATION DE FINGES (PHILIPPE WERNER, 1982)
 Plan reproduit avec l'autorisation de la Direction fédérale des mensurations cadastrales du 11. 1982
 Publié par la Naturhistorische, Societät vauvaissim de sciences naturelles
 Institut für Kartographie