

Tracerhydrologische Untersuchungen im Langetental (SCHWEIZ)

Schriftleitung:

Ch. LEIBUNDGUT (Bern) und T. HARUM (Graz)

Vorwort

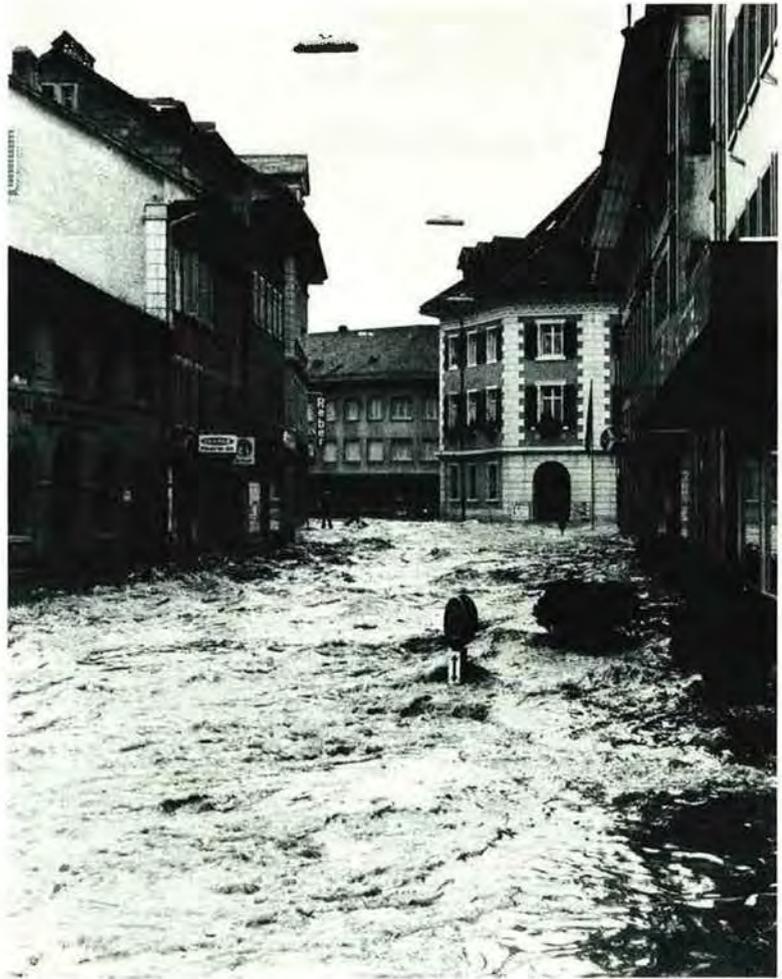
Der vorliegende Bericht ist eine Gemeinschaftsarbeit der „Internationalen Arbeitsgruppe zur Anwendung von Tracermethoden in der Hydrologie“. Die freie Arbeitsgruppe besteht seit 1963 und hat seither zahlreiche tracerhydrologische Projekte bearbeitet. An der Schlußsitzung des 3. SUWT in Ljubljana fiel die Wahl auf die Schweiz als durchführendes Land der nächsten Tagung. Die Federführung wurde dem Schweizer Schriftleiter dieses Berichtes übertragen.

Damit war der Vorschlag gegeben, das Langetental als einen der Untersuchungsräume zu wählen. Die nötigen hydrologischen und wasserwirtschaftlichen Motivationen für eine größere Untersuchung waren im Langetental ebenfalls vorhanden. Die Untersuchungen wurden in Form eines kombinierten Markierversuches durchgeführt.

An dieser Gemeinschaftsarbeit waren zahlreiche Personen und Institutionen aus dem In- und Ausland beteiligt. Ich möchte hier allen ganz herzlich für die Mitarbeit und Unterstützung danken. Die Zusammenarbeit in dieser Gruppe, allein auf Freiwilligkeit und persönlicher Initiative beruhend, war ein Erlebnis für sich. Wenn man bedenkt, daß Wissenschaftler aus vier Ländern, zum Teil Tagesreisen entfernt, sich zu einer regelmäßigen Zusammenarbeit über Jahre hinweg finden, dann darf diese Leistung nicht übersehen werden.

Die Arbeitsbelastung für die durchführende Institution, die Abteilung Gewässerkunde des Geographischen Instituts der Universität Bern, war groß. Herr Janos KÖVESDI übernahm im Rahmen seiner Ausbildung, ein Jahr lang auch noch als Hilfsassistent, einen Teil der Aufgaben. Seine Diplomarbeit stellt eine der Grundlagen dieses Berichtes dar.

Ch. Leibundgut



Hochwasserentlastung der Langeten durch eigens dafür ausgebaute Straßen von Langenthal. Die Gehsteige liegen meterhoch über dem Straßenniveau.

Inhalt:

Seite

Einleitung	9
1. Das Untersuchungsgebiet (Ch. LEIBUNDGUT)	10
1.1. Geographische Übersicht	10
1.2. Geologisch-morphologischer Überblick	11
1.3. Hydrologie des Langetales	14
1.4. Wästermatten als hydrologische Besonderheit	16
2. Hydrologische Untersuchungen	25
2.1. Wasserhaushalt (Ch. LEIBUNDGUT)	25
2.2. Chemische Untersuchungen (H. R. WERNLI)	33
2.3. Ergebnisse von Messungen des Gehalts an Deuterium, Sauerstoff-18 und Tritium in Wasserproben aus dem Einzugsgebiet der Langeten (H. MOSER, W. STICHLER, D. RANK, V. RAJNER)	39
2.3.1. Einleitung	39
2.3.2. Grundsätzliches zur hydrologischen Interpretation von ² H-, ³ H- und ¹⁸ O-Gehalten im Grund- und Oberflächenwasser	40
2.3.3. Ergebnisse der Isotopenanalysen an den Niederschlagswässern ...	41
2.3.4. Ergebnisse der Isotopenanalysen an Oberflächenwässern	42
2.3.5. Ergebnisse der Isotopenanalysen an Grundwässern	44
2.3.5.1. Übersichtsbeprobungen im Mai 1978 und Mai/Juni 1979	44
2.3.5.2. Zeitlicher Verlauf der Isotopengehalte	49
2.3.6. Schlußbemerkung	51
3. Der kombinierte Markierversuch 1979/80	52
3.1. Organisation und Ablauf des Versuches (Ch. LEIBUNDGUT)	52
3.1.1. Planung	52
3.1.2. Einspeisung der Markierstoffe	53
3.1.3. Probenentnahmen	54
3.2. Methodik und Ergebnisse der Tracerversuche	56
3.2.1. Fluoreszenztracer	56
3.2.1.1. Abriß der Methodik (Ch. LEIBUNDGUT)	56
3.2.1.2. Angewendete Meßverfahren (W. KÄSS)	58
3.2.1.3. Uranin (W. KÄSS, Ch. LEIBUNDGUT)	59
3.2.1.4. Eosin (W. KÄSS, Ch. LEIBUNDGUT)	64
3.2.1.5. Tinopal (W. KÄSS, Ch. LEIBUNDGUT)	66
3.2.2. Übrige lösliche Tracer	66
3.2.2.1. Borax (W. KÄSS)	66
3.2.2.2. Natriumchlorid (Ch. LEIBUNDGUT)	68
3.2.2.3. Indium (H. BEHRENS)	70
3.2.3. Ergebnisse des Fluoreszenztracernachweises mittels Aktivkohle (F. BAUER, W. PERLEGA)	71
3.2.3.1. Methodik der Aktivkohleprobenuntersuchung	71
3.2.3.2. Untersuchungsergebnisse	72
3.2.4. Vergleich der Resultate aus den Aktivkohlemessungen und der Direktmessung (Ch. LEIBUNDGUT)	79

3.3. Einbohrlochversuche (W. DROST, Ch. LEIBUNDGUT, H. R. WERNLI)	80
3.3.1. Methodische und technische Grundlagen der Einbohrlochmethoden zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers	80
3.3.2. Versuchsanordnung	84
3.3.3. Versuch im Testgebiet Grunholz	84
3.3.3.1. Bewässerung und Auswirkung auf das Grundwasser	84
3.3.3.2. Resultate und Interpretation der Einbohrlochmessungen	90
3.3.3.3. Die Änderung der Wasserbeschaffenheit im Vergleich zu den Resultaten aus den Einbohrlochmessungen	94
3.3.4. Versuch im Testgebiet Lotzwil	99
3.3.4.1. Bewässerung und Auswirkung auf das Grundwasser	99
3.3.4.2. Resultate und Interpretation der Einbohrlochmessungen	102
3.3.4.3. Die Änderung der Wasserbeschaffenheit im Vergleich zu den Resultaten aus den Einbohrlochmessungen	105
3.4. Zusammenfassung der Markierversuche (Ch. LEIBUNDGUT)	109
4. Interpretation und Zusammenfassung der Resultate des kombinierten Markierversuches im gesamthydrologischen Rahmen (Ch. LEIBUNDGUT)	113
Literatur	119
Summary	120
Résumé	121
Dank	122
Verzeichnis der Autoren und Mitarbeiter	122

Einleitung

Im Langetental ist das Porengrundwasser das große Trinkwasserreservoir. Bis ins vergangene Jahrzehnt hinein gab es nicht nur genügend Wasser, in einzelnen Talabschnitten herrschte sogar Überfluß. Zahlreiche Quellen und Quellteiche trugen zur Belebung der Landschaft bei.

Dieser Wasserreichtum im Untergrund ist zu einem guten Teil durch die Infiltration bei der Bewässerung der Wiesen (alemannisch = Matten) bedingt. Durch die zunehmende Auffassung der alten „Wässermatten“ verringerte sich in den letzten dreißig Jahren diese Art der Grundwasserspeisung beträchtlich. Als Folge kam es in neuerer Zeit zu Anfängen von Wasserknappheit.

Diese Situation hat zu einem erhöhten Interesse am Wasser im Langetental geführt und dies wiederum zu verstärkten Anstrengungen bei der Untersuchung der hydrologischen Zusammenhänge in den letzten Jahren. Aus dieser Situation heraus ist die Motivierung zu den vorliegenden Untersuchungen zu verstehen.

Die verschiedenen Methoden, die innerhalb der Arbeitsgruppe zur Verfügung stehen, bildeten ein willkommenes Potential, um einzelne Fragenkreise, zum Teil in stagnierender Phase, neu angehen zu können.

Die Projektleitung sah sich zu Beginn der Arbeiten im Jahre 1978 vor die Aufgabe gestellt, eine Gruppe von Wissenschaftlern verschiedener Fachrichtungen auf ein gemeinsames Ziel hin zu koordinieren. Da der Wille zu interdisziplinärer Arbeit bei allen Beteiligten vorhanden war, stellten sich hier keine grundsätzlichen Probleme. Zur Lösung der äußeren organisatorischen Fragen und zur Minimalisierung der organisatorischen Pannen haben wir Konzeptschemata und Organigramme geschaffen. Dieser zu Beginn der Arbeit große Aufwand hat sich in der Folge gelohnt. Der ganze Versuch konnte geordnet abgewickelt werden.

Sowohl die Fragestellung dieser Arbeit als auch die Zielsetzung ist eine doppelte. Entsprechend den Zielen der Arbeitsgruppe liegt das Arbeitsgebiet auf tracerhydrologischem Sektor. Die sich daraus ergebende Notwendigkeit, ein Versuchsgebiet zur Verfügung zu haben, das für methodische Fragestellungen geeignet ist, schuf im Langetental keine Schwierigkeiten. Eine ganze Reihe hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Probleme, die in den letzten zehn Jahren erkannt worden waren, harrten noch der Lösung oder der Präzisierung. Besonders die regional-hydrologisch wichtigen Prozesse Abfluß → Bewässerungsinfiltration → Grundwasser → Abfluß bedurften weiterer Abklärungen. Mit dem kombinierten Markierversuch sollten postulierte Grundwasserprovinzen (besonders Einfluß der Bewässerung) abgegrenzt und genauere Angaben zu den Fließgeschwindigkeiten gemacht werden können.

Das primäre Ziel des Markierversuches war sicher ein methodisches. Bis heute bestehen wenig Erfahrungen mit dem Einsatz von künstlichen Tracern auf lange Distanzen in Lockergesteinen. Es lag deshalb nahe, einen solchen Test mit einer Gruppe von Tracern einmal vorzunehmen, mit dem Ziel, den Einsatz von künstlichen Markierstoffen auf lange Distanzen im Porengrundwasser zu untersuchen, um Möglichkeiten und Grenzen aufzuzeigen.

Mit dem Einsatz bewährter Markiermittel wurde dieser Absicht von der methodischen Seite her Rechnung getragen. Gleichzeitig sollten aber weitere, weniger bekannte oder unbekanntere Tracer eingesetzt werden. Dies mit dem Ziel, diese Markierstoffe zu testen und einen tracermethodischen Vergleich anstellen zu können.

Ein weiteres Teilziel bestand in der Vervollständigung der Kenntnisse der regionalen Hydrologie. Die begleitenden Untersuchungen wurden durch dieses Teilziel bestimmt, und die Einspeisepunkte wurden vornehmlich nach diesen Gesichtspunkten ausgewählt. Der kombinierte Markierversuch ist das eigentliche Kernstück dieser

Arbeit. Alle übrigen Untersuchungen wurden in bezug auf diesen Versuchsteil geplant und durchgeführt. So bildete die Erfassung des Wasserhaushaltes den Hintergrund der Arbeiten. Der hydrochemischen Seite der Wasserbeschaffenheit wurde ebenfalls große Beachtung geschenkt. Von den tracerhydrologischen Methoden kamen sowohl die Isotopenhydrologie, die Markiermethoden als auch das Einbohrlochverfahren zur Anwendung.

1. Das Untersuchungsgebiet (Ch. LEIBUNDGUT)

1.1. Geographische Übersicht

Das Langetental liegt im nördlichen Alpenvorland des schweizerischen Mittellandes. Der Hauptort Langenthal liegt fast genau im Zentrum Bern - Basel - Luzern (Fig. 1).

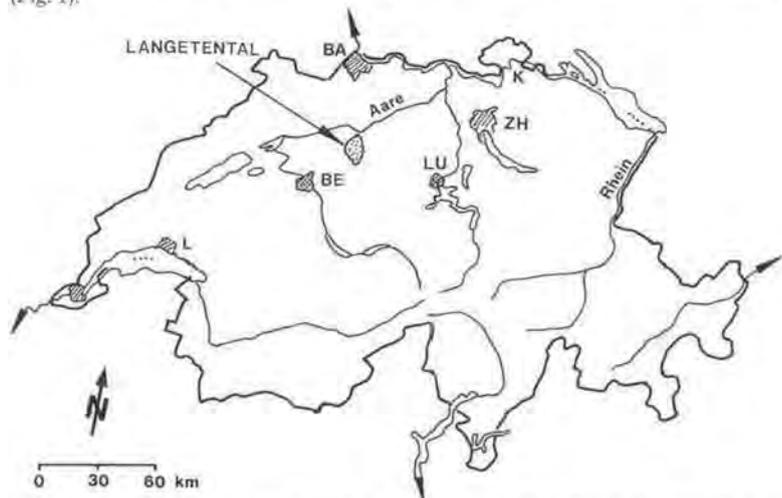


Fig. 1: Lageskizze des Langentales. BA = Basel, BE = Bern, ZH = Zürich, LU = Luzern, L = Lausanne, K = Konstanz.

Das Langetental liegt mit seinem oberen Teil im höheren Mittelland oberhalb 600 Meter. Der höchste Punkt auf dem Ahorngrat liegt bei 1120 Meter ü. M. Der untere Teil, dazu gehört die uns speziell interessierende Region Langenthal-Roggwil, liegt mit Höhen zwischen 450 und 600 Meter im tieferen Mittelland. Die mittlere Höhe des gesamten Einzugsgebietes beträgt 655 Meter.

Das Langetental gehört zum bernischen Landesteil Oberaargau. Allgemein kultur-geographisch kann dieser als Grenzland bezeichnet werden. Alte Kulturgrenzen und Konfessionsscheiden treffen hier zusammen: die alten der Alemannen und Burgunder, der Bistümer Konstanz, Basel und Lausanne, des unteren und des oberen Aaregaus und heute von 4 Kantonen und 2 Konfessionen.

Das Langetental gehört zu den altbesiedelten Gebieten mit zahlreichen Hinweisen auf Kelten, Römer und frühe Alemannen (Wil-Namen).

Es ist ein relativ dicht bevölkerter Landesteil. Die Talböden gehören siedlungsgeographisch zur Zone der Dörfer, die Hügellandschaft zeigt den Übergang von der Dorf- zur Streusiedlung (V. BINGGELL, 1962).

1.2. Geologisch-morphologischer Überblick

Das Langental kann als typisches Einzugsgebiet für das nördliche Alpenvorland bezeichnet werden. Seine Quellwurzeln liegen im Napfmassiv. Mit nordnordöstlicher Abflußrichtung werden dann die einzelnen Molassestufen durchflossen bis hinunter zur Aare. Geologisch liegt das Gebiet hauptsächlich in der mittelländischen Molasse. Die Langete entspringt in der tortonischen Nagelfluh der Napfschüttung, durchfließt dann die Sandsteinformationen des Helvétians und des Burdigaliens, um schließlich etwas südlich von Langenthal in die aquitane Molasse einzutreten, die hier als Mergel ausgebildet ist und als Grundwasser-Stauer wirkt. Die Talfüllung besteht im eigentlichen Langental aus alluvialen Schottern. Nördlich von Langenthal fließt die Langete auf weiten fluvioglazialen Niederterrassenschottern (Fig. 2).

Im oberen Langental herrscht der morphologische Typ des fluvialen Kerbtals vor. Im Abschnitt der Sandsteinformationen ist es jener der Sohlen- oder Kastentäler mit Trapezprofil.

Das engere Untersuchungsgebiet des unteren Langentales zeichnet sich durch seinen glazial-fluvioglazialen Charakter aus. Am auffälligsten erweisen sich, sowohl auf Karte wie im Gelände, die von Lotzwil gegen Roggwil zunehmend breiter werdenden und als Grundwasserreservoir bedeutsamen weiten Schotterfelder der eiszeitlichen Schmelzwasserflüsse, die als fluvioglaziale Niederterrassenschotter bezeichnet werden. Als morphologischer Taltyp ist oberhalb Langenthal noch der Querschnitt eines Sohlentales mit Trapezprofil zu erkennen, im Flachland weiter unten fließt die Langete auf ihren eigenen Schottern, teilweise sogar ihrer Umgebung leicht erhöht (Akkumulationsprofil). Die Mächtigkeit der Schotterterrassen nimmt zwar durch ein geringeres Gefälle des Molasseuntergrundes gegenüber der Geländeoberfläche allgemein gegen NE zu ab, erreicht aber im oberen Teil häufig 20 m. Da die Schottermassen durch Flußerosion teilweise bis fast auf die Molassesohle zerschnitten werden, wurden grundwasserführende Schichten angeschnitten, und an den Terrassenabhängigen treten Quellhorizonte zutage.

Die Böden im untersten Langental

Die verschiedenen Sedimentgesteine bilden das Ausgangsmaterial für die mineralische Zusammensetzung der Böden im untersten Teileinzugsgebiet. R. FAESSLER (1981) hat sechs Bodeneinheiten unterschieden (Tab. 1, Fig. 3).

R. FAESSLER bezeichnet als Normalprofil (oberster Profilmeter) mit allgemeingültigen Mittelwerten der einzelnen bodenwasserbeeinflussenden Größen einen mitteltiefgründigen, humosen, leicht skeletthaltigen Boden mit schwach sandigem Lehm als Bodenart, ausgewogenem Körnungsbild, mittelrascher Durchlässigkeit und fehlender Fremd- und Stauwasserbeeinflussung.

In bezug auf ein solch idealisiertes Normalprofil weisen sich besonders die Wiesenstandorte mit Bewässerung durch ihre positiven Abweichungen aus. Abgesehen vom erhöhten Wasserangebot hebt sich diese Gruppe in zahlreichen Eigenschaften von den übrigen Bodeneinheiten deutlich ab, wobei je nach Art des Bewässerungswassers (Langeten-, Grundwasser) noch differenziert werden muß. So zeigen beispielsweise diese (Para-)Braunerden durch ihre sehr gute physiologische Gründigkeit die größten Wasserreserven im Wurzelraum, erhöhte Ton- und Humusgehalte (größeres Wasserhaltevermögen) an der Oberfläche, neutrale Bodenreaktion u. a. Den Großteil der

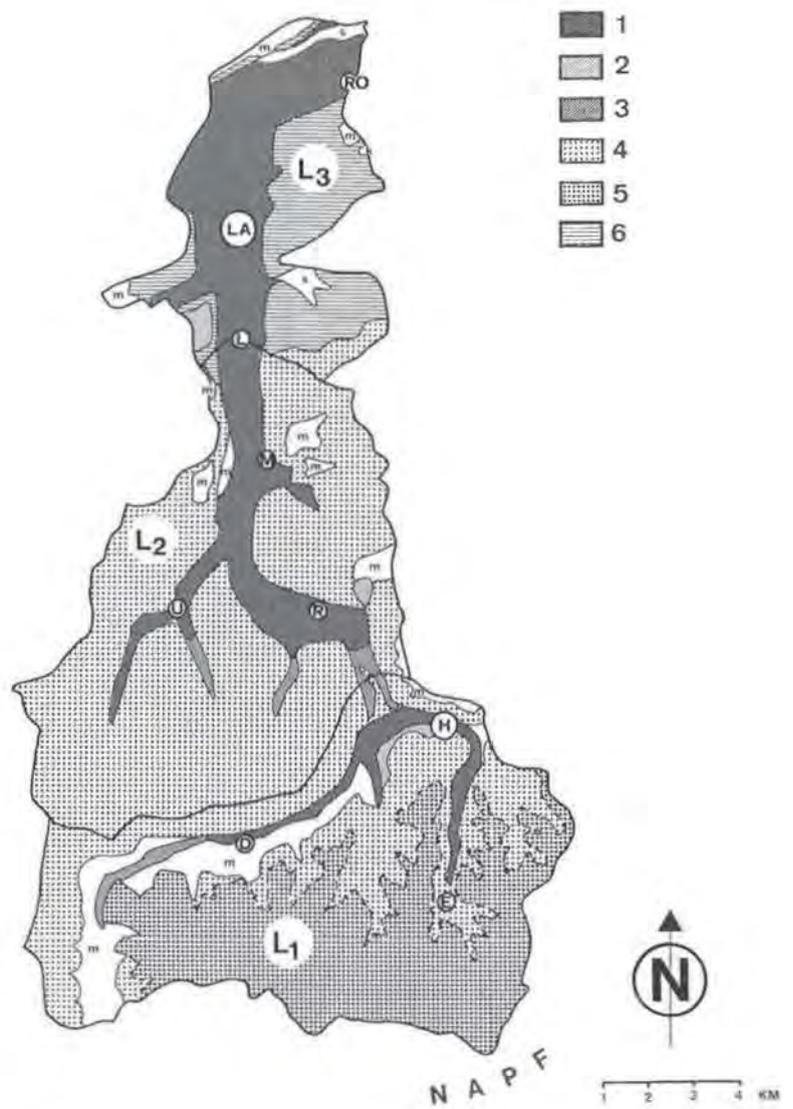


Fig. 2: Legende siehe Kopf nächste Seite.

Fig. 2: Hydrogeologische Karte des Einzugsgebietes Langentental (nach H. JÄCKLI & T. H. KEMPF, 1972).

Lockergesteine: 1 = lehmfreie Schotter in den Talsohlen; 2 = lehmfreie Schotter außerhalb der Talsohlen; 3 = lehm- oder sandreiche Schotter in den Talsohlen; k = Wechsellagerung von Kiesen, Sanden, Tonen und Torf; m = Moränen; s = Feinsande, Silte, Lehme, Tone.

Festgesteine: 4 = Wechsellagerung von Sandsteinen und Mergel, z. T. auch Nagelfluhlagen; 5 = Nagelfluh, z. T. auch Sandstein- und Mergellagen; 6 = Mergel, Tonsteine, z. T. auch Kalk- und Sandsteinlagen.

L₁, L₂, L₃ = Teileinzugsgebiete; RO = Roggwil, LA = Langenthal, L = Lotzwil, M = Madsiwil, U = Ursenbach, R = Rohrbach, H = Huttwil, D = Dürrenroth, E = Eriswil.

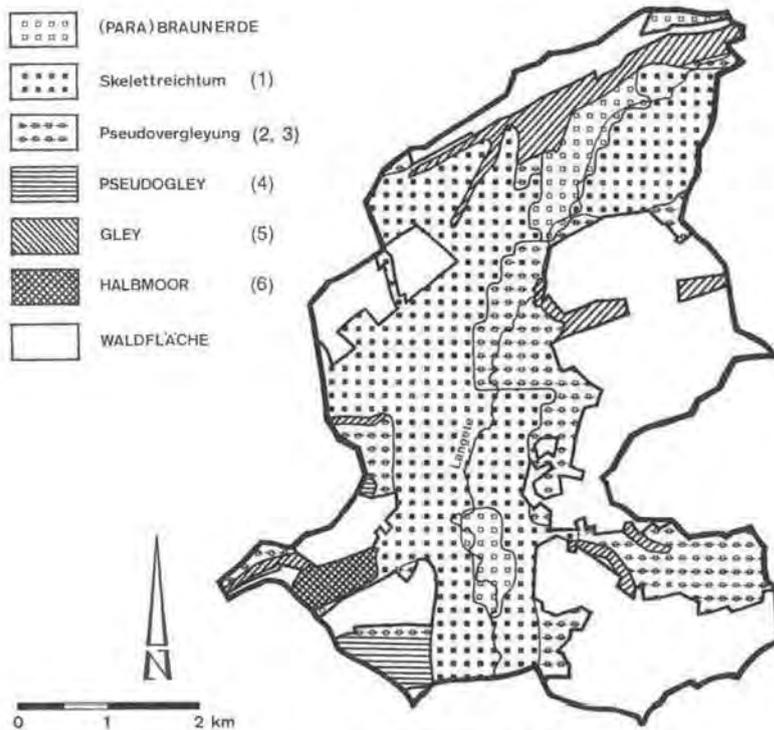


Fig. 3: Die Bodenheiten im untersten Langentental (vgl. Tab. 1).

Talbodenfläche nehmen die skelettreichen, schwach bis stark sauren Schotter-Braunerden mit leicht bodenwasserlimitierender Tendenz ein. Die vorwiegend im Molassehügelland und auf Plateaus verbreiteten pseudovergleyten Braunerden und Pseudogleye befinden sich in einer Zwischenstellung zwischen den Schotter-Braunerden und den Gley- und Halbmoorböden mit den ungünstigsten Bodenwasserverhältnissen.

Tab. 1: Übersicht über die Bodeneinheiten im untersten Langental. Die Nrn. 1 bis 6 entsprechen den Bodeneinheiten in Fig. 3 (leicht abgeändert aus R. FAESSLER, 1981).

Nr.	Bodeneinheit	Bodenform
1	Die Talböden außerhalb des Bewässerungsgebietes	Parabraunerde sauer - schwach sauer skeletthaltig - skelettreich
		Braunerde schwach sauer - stark sauer meist skelettreich seiten wenig entwickelt
2	Die Wassermatten- standorte auf den Niederterrassen- und Alluvial- schottern des Langeten- tals	Parabraunerde ziemlich pseudovergleyt
		Braunerde schwach pseudovergleyt
		(Para-)Braunerde neutral, skelettarm
3	Das (moränenüber- deckte) Molas- segebiet Habcherig- Am Wald	(Para-)Braunerde ziemlich pseudovergleyt
4	Das Terrassenpla- teau zwischen Lotzwil und Bleibach	Pseudogley
5	Die Talmulde im Weier NE Langenthal. Das Gebiet der ero- dierten Nieder- terrassenfläche zwi- schen Langenthal und Rot-Langete- Zusammenfluß	Bunter Gley schwach sauer
		Bunter Gley anmoorig neutral
6	Das Trockental um den Bleibacher Torfsee	Halbmoor

1.3. Hydrologie des Langentales

Das Gebiet der Langeten wird aufgeteilt in drei Teileinzugsgebiete. Das oberste Teileinzugsgebiet (L₁; s. Tab. 2 und Fig. 2, 4) ist unten begrenzt durch die Abflußstation Häberenberg-Huttwil. Im L₁ herrscht Oberlaufcharakter vor. Die Ausläufer des Napfberglandes sind hier stark fluviatil geprägt. Das mittlere Einzugsgebiet L₂ wird unten begrenzt durch die Abflußstation Lotzwil. Das L₂ hat den typischen Charakter der mittelländischen Molasse-Plateau-Landschaft. Das L₃ schließlich, das unterste Teileinzugsgebiet, wird begrenzt durch die Abflußstation Murg-Walliswil. Dieses Einzugsgebiet wird beherrscht durch die fluvioglazialen Niederterrassenfelder. So-

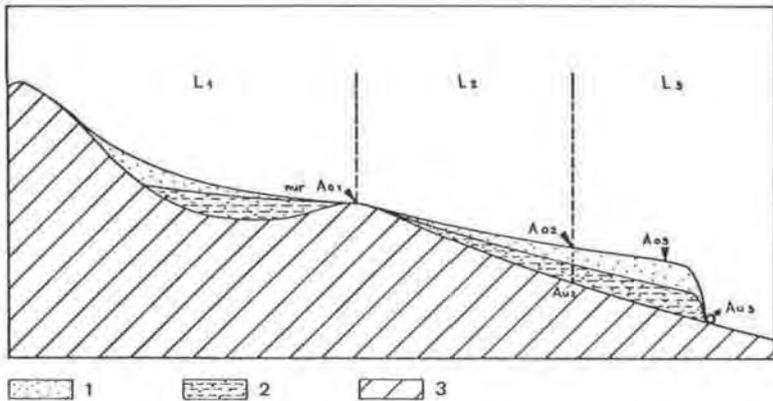


Fig. 4: Längsprofil und Schema der Hydrometrie des Langetentales (vgl. Tab. 2 und Fig. 2). L_1 , L_2 , L_3 = Teileinzugsgebiete; 1 = Schotterkörper, 2 = Aquifer, 3 = Grundwasserstauer. A_o = oberirdischer Abfluß, A_u = unterirdischer Abfluß.

wohl diese Niederterrassenfelder als auch die Schotter im mittleren und oberen Langetental sind gekennzeichnet durch wechselnde Mächtigkeit, die grundsätzlich mit zunehmender Tallänge zunimmt, und die gut bis sehr gut durchlässig sind.

Alle drei Einzugsgebiete weisen einen unterschiedlichen hydrologischen Charakter auf. Das oberste Einzugsgebiet wird bei der Station Häberenberg-Huttwil durch einen Molasseriegel abgeschlossen, so daß hier die gesamte abfließende Wassermenge über die Oberflächenabflußmeßstation erfaßt werden kann. Das mittlere Teileinzugsgebiet weist im Talquerschnitt auf der Höhe der Abflußmeßstation Langeten-Lotzwil einen einige Meter mächtigen Schotterkörper auf. Um eine Wasserbilanz erstellen zu können, muß hier der Grundwasserdurchfluß mengenmäßig erfaßt werden. Das dritte Teileinzugsgebiet schließlich ist gekennzeichnet durch namhafte Quellaustritte an den Niederterrassenrändern. Dadurch ist es möglich, hydrometrisch wiederum die gesamte Wassermenge an einem Punkt, nämlich der Abflußstation Murg-Walliswil bei Roggwil zu erfassen.

Tab. 2: Flächeninhalte und mittlere Meereshöhe des Einzugsgebietes der Langete und der Teileinzugsgebiete.

Einzugsgebiet	Teileinzugsgebiet	km ²	m ü M
Langeten	L_1	59,9	766
	L_2	55,6	658
	$L_1 + L_2$	115,5	713
Langeten	L_3	25,8	482
	$L_1 + L_2 + L_3$	141,3	655

Zur Charakterisierung der hydrologischen Zusammenhänge ziehen wir die 1969 bis 1973 detailliert herausgearbeiteten Daten heran (Ch. LEIBUNDGUT, 1976). Die neueren Werten sind aber absolut etwas verschieden. An der entscheidenden Größe, dem berechneten Grundwasserabfluß aus dem unteren Teileinzugsgebiet L_3 , ändert sich jedoch nichts, da die Verdunstung als Restglied berechnet wurde, und somit bei der nötigen Korrektur des Niederschlages wieder die gleiche Differenz N-V entsteht.

Die langjährigen Werte im Langetental betragen:

$N = 1050 \text{ mm}$
 $A_0 = 2,03 \text{ m}^3/\text{s}$ oder 560 mm
 $V = 450 \text{ mm}$

$S =$ nur Grundwasserspeicher von Bedeutung,
kann im langjährigen Mittel vernachlässigt werden.

Wenn wir die Teileinzugsgebiete $L_1 + L_2$, d. h. den Bereich vom Quellgebiet bis zur Abflußstation Lotzwil, berechnen, erhalten wir 63 mm Grundwasserabfluß. Im Teileinzugsgebiet L_2 allein beträgt der Grundwasserabfluß im Querschnitt von Lotzwil umgerechnet 116 mm .

Wenn wir schließlich den Wasserhaushalt für das unterste Einzugsgebiet von Lotzwil bis zur Murg berechnen, erhalten wir einen *berechneten* unterirdischen Abfluß von 470 mm .

Damit kommen wir zu der interessanten Größe. Der *gemessene* unterirdische Abfluß im L_1 , umgerechnet auf die Fläche des Einzugsgebietes, beträgt 1177 mm . Das heißt mit anderen Worten, daß sich im L_3 interne Austausche im hydrologischen Kreislauf vollziehen müssen. Diese können nur vom oberirdischen zum unterirdischen Abfluß stattfinden. Es müssen Formen von Infiltrationen sein: direkte Infiltration aus dem Bachbett, Wässerungsinfiltration und Hochwasserinfiltrationen.

Aufgrund der ermittelten Wasserbilanzen im Langetental bestehen im untersten Einzugsgebiet im langjährigen Mittel 707 mm ($0,578 \text{ m}^3/\text{s}$) des unterirdischen Abflusses aus diesen verschiedenen Infiltrationstypen.

Es gilt nun, diese ermittelte Größe von rund 700 mm Wasserübertritt vom oberirdischen zum unterirdischen Abfluß über Infiltration experimentell auf ihre Richtigkeit zu überprüfen. Darüber hinaus muß dieser hydrologisch entscheidende Wert in seinen einzelnen Größen beziffert werden können. Die Speisungsgrößen der verschiedenen Infiltrationstypen müssen zahlenmäßig belegt werden.

Im weiteren werden wir nur noch das engere Untersuchungsgebiet des L_3 betrachten. Dieses verstehen wir jedoch als Teileinzugsgebiet mit wasserhaushaltlichen Eingängen aus dem oberen Talabschnitt, die die Hydrologie des L_3 maßgeblich mitbestimmen.

1.4. Wässermatten als hydrologische Besonderheit

Landschaft und Hydrologie des Untersuchungsgebietes sind nachhaltig bestimmt durch die Wiesenbewässerung (Wässerung) und die immer wiederkehrenden Überschwemmungen.

Die Bewässerung erfolgt großflächig auf gut bis sehr gut durchlässige Schotter, die den Grundwasserträger darstellen. Da die Rieselwirtschaft große Wassermengen benötigt, ergeben sich daraus hohe Sickerleistungen. Der mittlere Wert der Sickerleistung nach zwei Tagen im Langetental liegt bei rund 3 m pro m^2 und Tag. Beachten wir die Größenordnung dieser drei Meter pro Tag. Das entspricht einem Wert von drei Jahresniederschlägen! Oder umgerechnet dem Betrag von fünf bis zehn Nettojahreswerten an Infiltration allein aus den Niederschlägen. Wir können daraus ersehen, daß diese Bewässerungsinfiltrationen von großer hydrologischer Bedeutung sind. An einem einzigen Tag können auf eine Flächeneinheit fünf bis zehn natürliche Versickerungsjahre eingebracht werden.

Es ist nun ohne weiteres ersichtlich, daß diese starken Infiltrationen in kurzer Zeit das Grundwasser entsprechend beeinflussen müssen. Wir können hier den Grundwasserspiegel als Meßgröße heranziehen und dann die Auswirkungen der Bewässerungsinfiltrationen darstellen.

Die einzelnen Wässerungen rufen Grundwasserspiegelschwankungen von mehreren Metern in wenigen Tagen hervor. Die Grundwasserganglinie der Tagesmittel aus einem Bewässerungsgebiet ist gekennzeichnet durch sehr schmale Spitzen, durch eine wechselnde Abfolge von Hoch- und Niedrigwasserständen, hervorgerufen durch Bewässerungs- oder auch durch Hochwasserversickerungen, die die gleiche Wirkung haben. Diese Ganglinie ist einer oberirdischen Abfluß-Ganglinie ähnlicher als einer Grundwasserganglinie, wie wir sie sonst als typisch erkennen (Fig. 5).

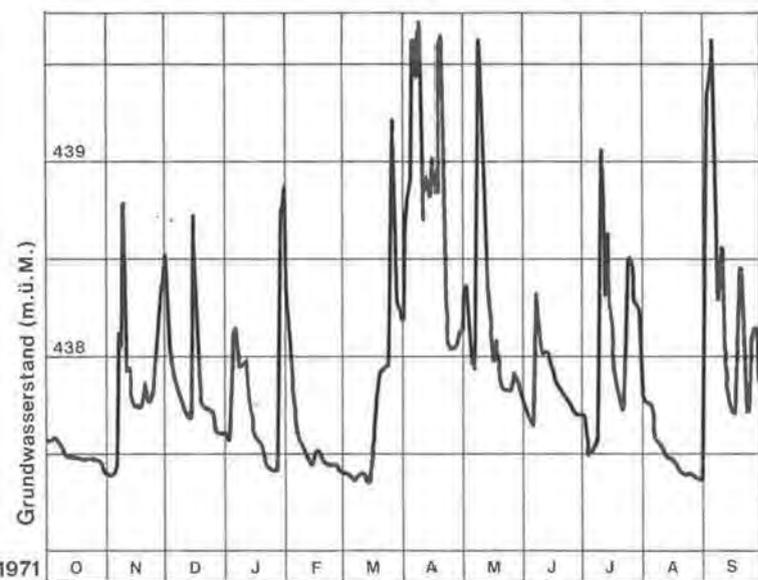


Fig. 5: Typische Ganglinie des Grundwasserspiegels (Messstelle G 201 im Grunholz - Roggwil) in Wassermattengebieten (Tagesmittel hydrologisches Jahr 1971/72).

Wenn wir die Monatsmittel der Grundwasserstände auftragen, ergibt sich ein sehr interessantes Bild. Wir können Hochstände im November, im April, im Juli und im September feststellen. Wenn wir diese Bewässerungsganglinie mit der Ganglinie aus dem gleichen Aquifer aber im unbewässerten Gebiet vergleichen, sehen wir, daß sie eine völlig andere Gestalt hat. Nur gerade der Höchststand im April, der dem natürlichen Jahreshochstand entspricht, ist ähnlich - allerdings im unbewässerten Gebiet viel flacher (Fig. 6).

Wo liegt nun die Ursache für diese vier Hochstände während des Jahres? Wenn wir dazu die aus landwirtschaftlichen Bedürfnissen gesteuerte Bewässerung heranziehen, sehen wir, daß die Grundwasserganglinie das direkte Abbild der Bewässerungsperioden darstellt. Eine erste Bewässerungsperiode im hydrologischen Jahr liegt im Frühwinter und erzeugt einen Hochstand im November, einen relativen im Dezember. Im Januar folgt ein Tiefstand, meistens der Jahrestiefstand, der vom Februar über den März bis zum April zum Jahreshochstand ansteigt. Hier überlagern sich na-

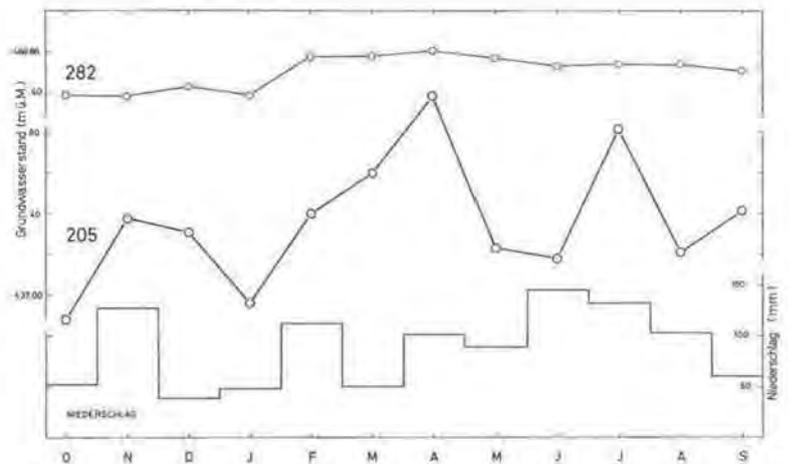


Fig. 6: Vergleichende Darstellung von Grundwasserganglinien aus unbewässertem (282 = im Text G 282) und bewässertem (205) Gebiet und dem Niederschlag (Monatsmittel 1970-1973).

türliche Einflüsse, nämlich die Speisung aus natürlichen Gründen und die Frühjahrsbewässerung, die je nach Witterung bereits im Februar oder erst im März einsetzt, um dann im April ihre intensivste Phase zu erreichen. Mit dem Heranwachsen des ersten Grasschnittes wird die Bewässerung eingestellt, und die Wasservorräte im Boden werden aufgebraucht. Es erfolgt zum Mai hin ein deutlicher Abfall im Grundwasserstand, der bis zum Juni anhält. Nach dem ersten Schnitt wird Ende Juni oder Anfang Juli kurz, aber intensiv bewässert, was sich in einem relativen Hochstand im Monat Juli ausdrückt. Dann wiederum ein Abfallen des Grundwasserstandes im August während des Heranwachsens des zweiten Schnittes; eine weitere kurze und intensive Bewässerungsphase erfolgt nach dem zweiten Schnitt, die zum nächsten Hochstand im September führt. Wir können daher von einer typischen Bewässerungs-Grundwasserganglinie sprechen.

Anhand einiger Fallstudien sollen nun die positiven Auswirkungen von Wässerungen auf das Grundwasser gezeigt werden. Der Einfluß der Wässerungsversickerungen auf den Grundwasserspiegel läßt sich sowohl in Einzelereignissen als auch in den Mittelwerten verfolgen.

Fig. 7 zeigt das Resultat einer Meßreihe in der Trockenperiode Ende 1971 in den unteren Langenthaler Matten. Neben der gesamthaft steigenden Tendenz der Ganglinie ist auch eine direkte Abhängigkeit von den Wässerungen unverkennbar. Verglichen mit den Grundwasserganglinien von Meßstellen außerhalb der Wässerungsgebiete (hier ausgedrückt als natürlicher Grundwasserspiegel) zeigt diese eine gegenläufige Bewegung. Die mittlere Differenz zwischen natürlichem und angereichertem Grundwasserspiegel beträgt 1,39 m. In der fünfunddreißigtägigen Beobachtungsperiode sind rund 800.000 m³ Wasser versickert, die im Raume Brunnmatt als Grundwasser wieder zutage getreten sind.

Die Möglichkeit, durch Wässerungen die Grundwasserergiebigkeit zu steigern, haben einzelne, mit der Natur oder dem Wasser verbundene Leute auch in der Vergan-

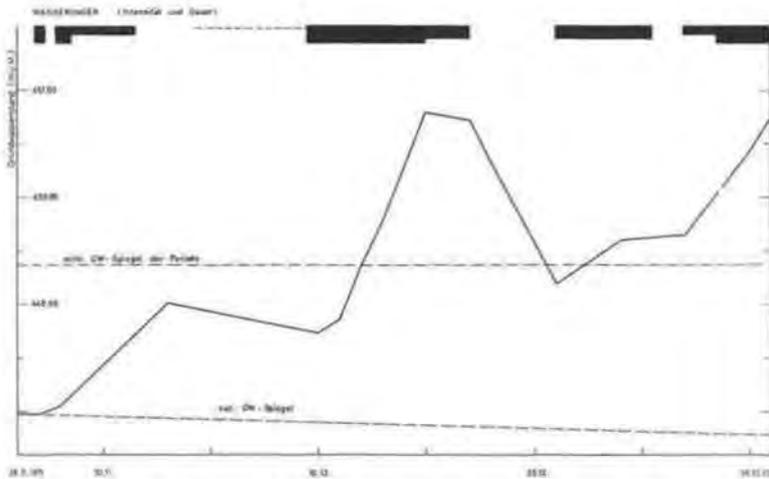


Fig. 7: Wässerung und Grundwasserstand (26. Nov.–30. Dez. 1971) an der Meßstelle G 374 in den unteren Langenthaler Matten. Der Grundwasserstand wird durch die Wässerungen gesteuert.

genheit schon gekannt und genutzt. Die Nutzung beruhte auf der praktischen Erfahrung. So war bekannt, daß die Schüttungen von Grundwasser-Quellfassungen in den Gemeinden Ursenbach, Madiswil, Lotzwil, Langenthal und Roggwil durch Wässerungen beeinflusst werden konnten. Ebenso steigt der Quellertrag der Grundwasser-aufstöße in den Brunnmatten nach Wässerungen in den unteren Langenthaler Mat-ten.

Zur detaillierten Beschreibung der Beziehung zwischen Bewässerung und Grundwasser wurden eigentliche Bewässerungsversuche durchgeführt. Diese bestätigten die sehr enge Beziehung zwischen der Bewässerung und dem Grundwasser. Damit erhält die Wiesenbewässerung eine große Bedeutung für die Trinkwasserversorgung. Diese wird in der Region vorwiegend aus dem Grundwasser bestritten. Die Quellergüsse an den Terrassenrändern, die zu einem guten Teil für die kommunalen Trinkwasserversorgungen gefaßt sind, zeigen einen parallelen Verlauf zum Grundwasser-spiegel im Aquifer. Wir haben somit die Möglichkeit, über die Wiesenbewässerung die Grundwasservorräte und damit auch die Trinkwasservorräte direkt zu steuern.

Das Bewässerungssystem

Aus Feldbeobachtungen wissen wir, daß während der Bewässerungsphasen größere Wassermengen in den Untergrund versickern, was sich zum Teil schon in der Dichte der Bewässerungsgräben begründet (Fig. 8). Das Wiesenbewässerungssystem im Langental stellt heute eine besondere Nutzungsform dar, die wir, soweit es zum Verständnis unserer Fragestellung nötig ist, beschreiben wollen. Die Wiesenbewässerung erzeugt eine Landschaft von eigenem Gepräge: weite Grünlandflächen, die als Naturwiesen vom Typ der Fromentalwiese ausgebildet sind. Ein vielfältiger Grasbestand, dazu die Hecken entlang der Bewässerungsgräben und des Talflusses ergeben gesamthaft eine sehr naturnahe Landschaft. Obwohl wir in unserer meist hochint-

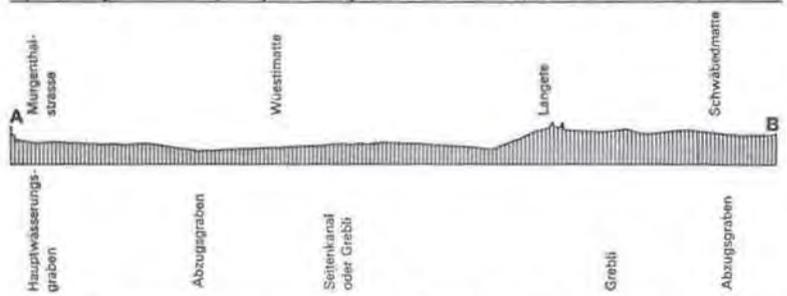
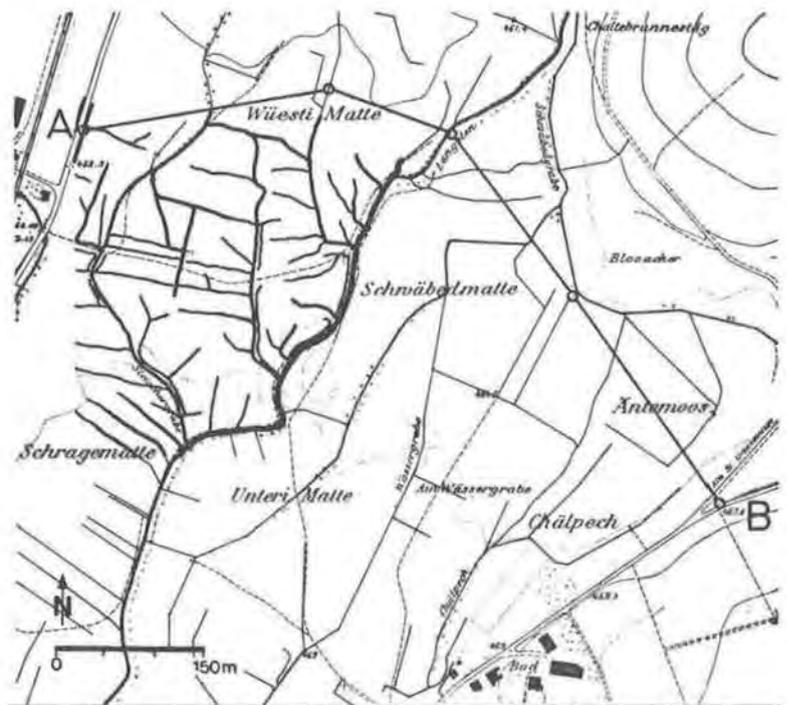


Fig. 8: Das Wassergrabensystem der Matten. Der Ausschnitt aus dem Grundbuchplan von Langenthal wurde in Feldbegehungen vervollständigt (starke Linien). Die Ergänzungen beziehen sich teilweise auf frühere Beobachtungen. Die Skizze zeigt damit den Zustand des Wasserungssystems vor den Eingriffen durch Umbrechen und Überbauung. A-B = Querprofil durch die Wassermatten. Das Profil quer durch das Tal ist fünfmal überhöht.

siv genutzten Umwelt diese Mattenlandschaft als naturnahe empfinden, ist es doch eine vom Menschen geschaffene Kulturlandschaft.

Die ursprüngliche Naturlandschaft müssen wir uns unterhalb Langenthal als Überschwemmungslandschaft vom Akkumulationstyp vorstellen. Auf der alten Schöpfkarte von 1578 ist die Langeten in diesen Niederterrassenfeldern nördlich von Langenthal noch als Versickerungsfluß mit zahlreichen Armen dargestellt. Durch das große Meliorationswerk der Zisterzienser-Mönche von St. Urban, im 12./13. Jahrhundert begonnen, wurde die traditionelle Wiesenwässerungsnutzung im Langetental begründet und auch die heutige Landschaft geschaffen. Obwohl auf den ersten Blick die frühere Naturlandschaft von der heutigen Kulturlandschaft sehr verschieden ist, können wir doch jetzt schon festhalten, daß hydrologisch ein vergleichbarer Zustand herrschte. Die oberirdisch abfließenden Wässer der Langeten sind auf natürliche Art und Weise in den Untergrund gesickert, haben damit das Grundwasser gespeist und sind in den auch heute noch fließenden Quellen an den Terrassenrändern wieder zutage getreten. Mit der Einführung der Wiesenbewässerung wurde nun diese natürliche Versickerung gesteuert und gleichzeitig dem Menschen nutzbar gemacht. Mit den Schwebstoffen, die im Wasser mitgeführt werden, wurde eine Kolmatierung erzielt, die nun seit vielen hundert Jahren spielt, und die die Ausbildung einer mächtigen, fruchtbaren Bodenschicht erlaubte.

So befinden wir uns heute in einer typischen Alluviallandschaft, in der der Talfluß oftmals über dem Niveau des umgebenden Landes dahinfließt. Das Bewässerungssystem ist als Rückenbau ausgebildet, das heißt, die einzelnen Bewässerungsgräben fließen ebenfalls auf flachen Rücken über dem Niveau des umgebenden Landes. Damit können sie ihr Wasser nach beiden Seiten hin zur Bewässerung abgeben. Allfälliges Überwasser sammelt sich in Abzugsrinnen und wird wieder dem Vorfluter zugeführt.

Die Anlagen des Bewässerungssystems sind gekennzeichnet durch einen guten Ausbau. Starke, bis vor wenigen Jahren auch handwerklich außerordentlich wertvolle Schleusenwerke stauen das Wasser des Talflusses auf, um es über die Hauptgräben den Wiesen zuzuleiten. In diesem weitverzweigten Grabensystem sorgen Verteiler verschiedener Größen für eine gleichmäßige Verteilung des Bewässerungswassers. Entsprechend den natürlichen Umgebungsbedingungen ist es eine Bewässerung vom Typ der Rieselbewässerung. Es werden große Wassermengen flächenhaft über die Grasnarbe geleitet. Wesentlich ist, daß das Wasser in dauernder Bewegung ist, daß es eben rieselt. Damit ist eine ständige, gute Sauerstoffversorgung gewährleistet. Da der Untergrund von guter Durchlässigkeit ist, treten größere Wassermengen pro Flächeneinheit in den Boden über. Die darin gelösten Nährstoffe können somit vom Boden aufgenommen werden, und das durchsickernde Bewässerungswasser speist den Grundwasserkörper.

Die Bewässerung im Langetental ist ursprünglich landwirtschaftlich motiviert. Primär wurde einmal eine Kolmatierung, d. h. die Schaffung einer Bodenschicht auf den ursprünglich sterilen Sanderflächen, beabsichtigt. Dafür wurde der relativ hohe Schwebstoffgehalt im Langetenwasser ausgenützt. Mit der einsetzenden Bewirtschaftung stellte nun dieser Schwebstoff zusammen mit den gelösten Stoffen im Wasser die dauernde Nachführung von Dünger dar. Wir haben in diesem Sachverhalt den eigentlichen Grund für die nun jahrhundertealte Nutzung des Talbodens in Form von Bewässerungswiesen. In der alten Dreizegelwirtschaft war die Möglichkeit der Düngung auf natürlichem Wege mit Hilfe des Langetenwassers ein unschätzbare Vorteil. Es war damit möglich, über den offenen Kreislauf Bewässerungswiese → Stall → Acker die vorhandene Ackerfläche ausdehnen zu können. Für die weitere

Entwicklung ist es wichtig, daß diese Düngung der eigentliche Grund zur Bewässerung war, und nicht etwa eine Befeuchtung.

Die alte Kulturlandschaftsverteilung im Langetental war sehr einfach. Der Talboden wurde durch die Grünlandflächen der Wasserwiesen eingenommen, die vor allem als Heumatten und Weide genutzt wurden. Sobald an den ansteigenden Talrändern keine Hochwassergefahr mehr bestand, wurde das offene Land zu Ackerland umgebrochen. Wir haben somit die einfache Verteilung, daß an den Hängen und auf dem Plateau die Ackerflächen liegen, im Talboden die Grünflächen.

Nutzungsänderungen

Wir kennen die traditionelle Nutzung des Talbodens als Dauergrünland in Form der Wasserwiesenwirtschaft. Die Folge dieser Nutzung ist eine namhafte Speisung des Grundwassers. Eine Begehung des Gebietes zum heutigen Zeitpunkt wird nun aber zeigen, daß die traditionelle Nutzung von anderen Nutzungsarten abgelöst wird.

Das Bewässerungssystem selbst zeigt bereits verschiedene Auflösungserscheinungen: verwachsene Gräben, beschädigte oder gar verfallene Anlagen. Insbesondere die handarbeitsintensiven Teile des Bewässerungssystems sind oft in einem schlechten Zustand anzutreffen. Wenn wir dieser Entwicklung etwas auf den Grund gehen, sehen wir, wie die strukturellen Veränderungen in der Landwirtschaft nach dem Zweiten Weltkrieg Auswirkungen auf die Wiesenbewässerungsnutzung zeigen. Der wichtigste Grund ist dabei das Aufkommen des Kunstdüngers. Mit dieser Möglichkeit, zusätzlich und relativ einfach Düngestoffe auf die landwirtschaftliche Nutzfläche auszubringen, ist der bis dahin große Vorteil der Düngung über die Wiesenbewässerung dahingefallen. Der Schwebstoff im Langetenwasser wurde durch den Kunstdünger mehr und mehr verdrängt, da dieser mit weniger Arbeitsaufwand die gleiche Nutzung erzielt. Dazu mag auch kommen, daß sich mit dem Kunstdünger eine bessere Verteilung der Nährstoffe erreichen läßt als mit Bewässerung.

Ein weiterer wichtiger Grund, der zu einer zunehmenden Auflassung des Wiesenbewässerungssystems geführt hat, war die Mechanisierung in der Landwirtschaft. Mit den aufkommenden Traktoren und Maschinen wurde es immer schwieriger, die von vielen Gräben und Gräblein durchzogenen Wiesen rationell zu nutzen. Heute sind Landwirtschaftsbetriebe häufig Ein-Mann-Betriebe. Handarbeit kann nur noch beschränkt ausgeführt werden. Der moderne, vollmechanisierte Landwirt verlangt einfache Parzellen zur Bearbeitung.

In der gleichen Richtung hat die moderne Landwirtschaftspolitik gewirkt. Mit der Subventionierung der Ackerprodukte sind diese gegenüber der Graswirtschaft finanziell immer interessanter geworden. Der Bauer kann heute aus der gleichen Fläche Ackerland mehr Ertrag herauswirtschaften als aus der gleichen Fläche Wiesenland. So wurden denn die weniger überschwemmungsgefährdeten Gebiete in der alten Wäservermattenlandschaft Stück um Stück zu Ackerland umgebrochen. In neuester Zeit hat besonders auch der Beschluß zur Milchkontingentierung die Bauern wiederum gezwungen, weiteres Grünland zu Ackerland umzubrechen. Die letzte Phase der Entwicklung ist jeweils die Überbauung. Auch hier bestehen Konflikträume zwischen Landwirtschaft einerseits und Siedlung andererseits. Die flachen Talböden gehören zu den beliebtesten Bauplätzen, insbesondere auch für Gewerbe und Industrie.

Auf einer Testfläche im unteren Langetental, nördlich von Langenthal, haben wir diese Nutzungsänderungs-Entwicklung seit 1970 detailliert verfolgt (Tab. 3).

Tab. 3: Nutzungswandel in den unteren Langenthaler Matten.

Nutzungsart	Anteil in % der Gesamtfläche												
	1950	1964	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	
Mattenland bewässert	100	93,0	65,6	58,0	57,3	48,0	44,1	45,1	45,1	42,9	40,2	23,5	
Mattenland nicht mehr bewässert	0*	5,0*	17,0	20,5	16,7	19,6	18,1	21,4	20,0	20,2	21,1	38,5	
Ackerland/ Gartenbau	0	1,2	15,5	16,9	20,6	25,9	31,3	26,1	27,5	29,5	31,3	30,6	
überbaut	0	0	2,4	4,6	5,4	6,5	6,5	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	

* Schätzungen

Zusammenfassend können wir also feststellen, daß eine deutliche Entwicklung in Richtung Auflassung des alten Wiesenbewässerungssystems besteht.

Folgen der Nutzungsänderungen

Die Änderung eines so bedeutenden hydrologischen Elements wie der Wiesenbewässerung kann nicht ohne Folgen bleiben. Es sei nochmals festgehalten, daß ein Tag Bewässerung mehreren Jahresniederschlägen an Versickerung, d. h. an Grundwasserspeisung, entspricht.

Die Folgen dieser Nutzungsänderung im Grundwasser können denn auch deutlich belegt werden. Ein schönes Beispiel dafür ist der Wasserspiegel des Mumenthalerweihers. Während dieser vor zwanzig Jahren noch gefüllt war und damit eine große Wasserfläche aufwies, liegt der Wasserspiegel heute rund 1,5 m tiefer, der Weiher ist stark verlandet.

Eine zweite, mit bloßem Auge im Gelände sichtbare Erscheinung ist das Abgehen von Quellen und das Austrocknen von Quellbächen. Der frühere Brunnbach, der, wie der Name sagt, von Quellen gespeist wird, ist in den letzten Jahren ausgetrocknet und somit vom Quellbach zum „Sickerbach“ geworden.

Die Verfolgung des Grundwasserspiegels im Grundwasserpumpwerk Hard von Langenthal von 1947 bis 1980 zeigt bei größeren jährlichen Variationen einen eindeutigen Trend nach unten. Die Spiegelabsenkung beträgt hier rund 2 m (Fig. 9).

Dieser Trend läßt sich ganz generell für alle Quellergüsse und Grundwasserspiegel im untersten Teileinzugsgebiet verfolgen. Der Grund kann nur im zunehmenden Verbrauch und/oder in fehlender Speisung liegen. Der Verbrauch ist zwar angestiegen, doch niemals in dem Maße, das eine solche Spiegelabsenkung begründen könnte. Der Niederschlag zeigt über die gleichen Jahre hinweg zwar auch größere jährliche Variationen von $\pm 30\%$, wie wir das aus dem Mittelland kennen, irgendein Trend ist aber nicht erkennbar, im langjährigen Mittel sind die Niederschlagsmengen gleich.

Der Grund dieser sinkenden Grundwasserspiegel muß damit hauptsächlich in der Auflassung des Wiesenbewässerungssystems gesucht werden. Wenn wir diese fortschreitende Auflassung der Entwicklung des Grundwassers gegenüberstellen, können wir seit Beginn des Jahrhunderts eine weitgehend parallele Entwicklung feststellen. Kurz nach der Jahrhundertwende betrug der Flächenanteil an Wässermatten rund 100%. 1916 betrug die Größenordnung des Grundwasserabflusses rund $1,7 \text{ m}^3/\text{s}$. Die neuesten Zahlen Ende 1979 lauten auf rund 25% Wässermattenflächen und noch rund $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ Grundwasserabfluß (Fig. 10).

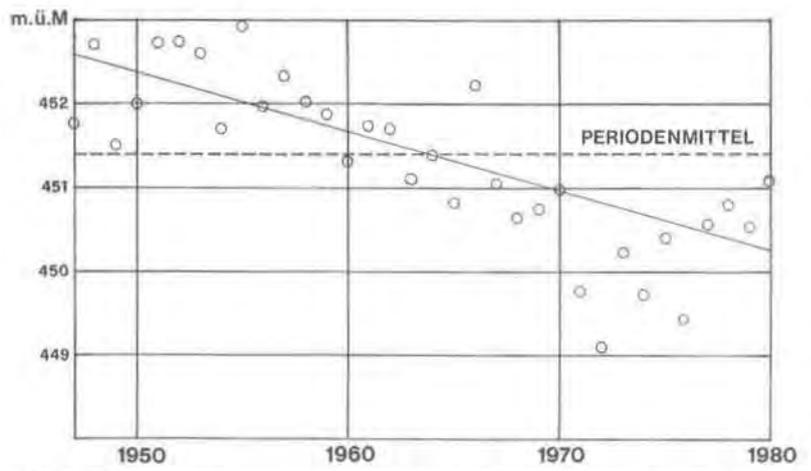


Fig. 9: Jahresmittelwerte des Grundwasserstandes in der Fassung Hard-Langenthal (G 270) 1947-1980 mit eingezeichneter Trendlinie.

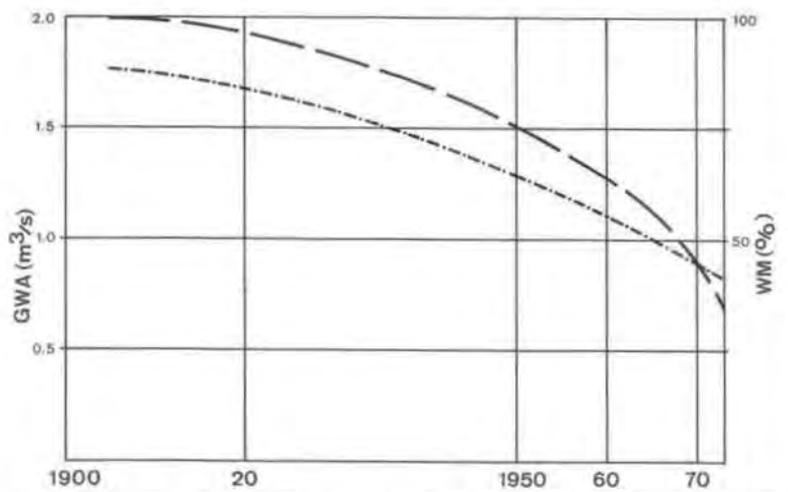


Fig. 10: Beziehung zwischen Grundwasserabfluß (GWA = strichpunktirt) und abnehmender Wassermattenfläche (WM = strichliert) im Zeitraum 1900-1973.

Selbstverständlich sind auch andere Einflüsse mitbeteiligt: Eine zunehmende Versiedelung der Landschaft hat in der Untersuchungsperiode zu einer Verminderung der natürlichen Grundwasserspeicherung von 3 bis 4 mm pro Jahr geführt. Dazu kommt der zunehmende Wasserbedarf des Menschen, der auf 6 bis 7 mm veranschlagt werden kann. Wenn wir nun diese rund 10 mm pro Jahr verminderter natürlicher Grundwasserspeicherung vergleichen mit der Größenordnung der Infiltration aus dem Wiesenbewässerungssystem von 707 mm pro Jahr, sehen wir, daß es eine ganz andere Größenordnung ist, und daß die übrigen Einflüsse nur 1 bis 2% der Infiltrationsgröße betragen. Die Wiesenbewässerung ist daher das dominante hydrologische Hauptelement im untersten Langetental (Tab. 4).

Tab. 4: Anteile an der Grundwasserspeisung im untersten Teileinzugsgebiet der Langeten.

Niederschläge und unterirdische Zufüsse	40%
Direkte Infiltrationen aus dem Bachbett	3%
Hochwasserversickerung	7%
Bewässerungs-Infiltrationen	50%
	100%

2. Hydrologische Untersuchungen

2.1. Wasserhaushalt (Ch. LEIBUNDGUT)

Die Kenntnis der hydrologischen Zusammenhänge und Größenverhältnisse ist bei Markierversuchen unerlässlich. Der Informationsgehalt eines Tracerversuches kann nur voll ausgeschöpft werden, wenn eine optimale Kenntnis der hydrologischen Randbedingungen vorhanden ist. Zur Interpretation bestimmter Erscheinungen in einem Tracerversuch ist oft sogar mehr als nur die allgemeine Kenntnis der regionalen Hydrologie nötig. Häufig müssen deshalb hydrologische Daten in zeitlich und räumlich starker Auflösung zur Verfügung stehen, so müssen beispielsweise die Abläufe von Einzelereignissen bekannt sein.

Für den vorliegenden Versuch konnte auf ein langjährig betriebenes Meßnetz und auf gute Grundlagen der regionalen Hydrologie zurückgegriffen werden (V. BINGGELI, 1974; Ch. LEIBUNDGUT, 1976) (Fig. 11). Das hydrologische Meßnetz mußte, von den speziellen Tracerversuchs-Probenentnahmestellen abgesehen, kaum erweitert werden. Die Grundlagen der regionalen Hydrologie des Langetentales (die langjährigen Werte) sind aus dem Kapitel 1 bereits bekannt.

Niederschlag

Die Zusammenstellung der Jahresmittelwerte 1970 bis 1979 für das ganze Langetental (L₁, 2, 3) und jener für das unterste Teileinzugsgebiet L₂ ergibt einen Eindruck über den Verlauf des Witterungsgeschehens im Untersuchungsgebiet (Tab. 5).

Tab. 5: Jahressummen des Niederschlags 1970 bis 1979 (in mm).

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	Mittel 1970/ 1974	Mittel 1975/ 1979	Mittel 1970/ 1979
Langetental	1298	953	909	1134	1012	1476	837	1305	1263	1254	1061	1227	1144
Teileinzugs- gebiet L ₂	1264	895	868	1103	975	1282	725	1257	1137	1075	1021	1095	1058

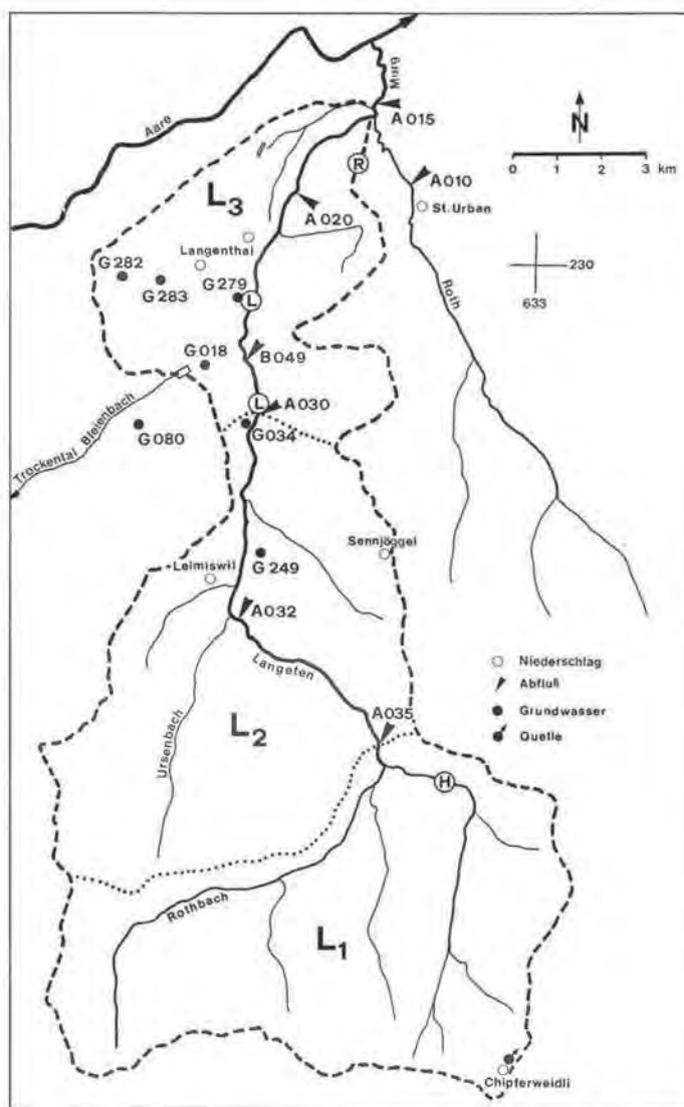


Fig. 11: Lageskizze der hydrologischen Meßstellen im Langental. R = Roggwil, nördl. L = Langenthal, südl. L = Lotzwil, H = Huttwil. Detailliertes Meßstellennetz im untersten Teileinzugsbereich (L₁) siehe Fig. 12.

Schon die Jahreswerte schwanken beträchtlich. Bei einem Mittelwert 1970 bis 1979 von 1144 mm im Langetental beträgt die Amplitude zwischen dem Trockenjahr 1976 und dem nassen Jahr 1975 -27 bis + 29%. Im Teileinzugsgebiet L₃ beträgt die Amplitude -31 bis + 21%. Deutlich ist eine erste trockenere Hälfte des Jahrzehnts von einer zweiten nasseren zu unterscheiden.

Die interessierenden Jahre 1978 und 1979 liegen beide über dem Mittel des Jahrzehnts. Im Langetental je rund 10% und im L₃ + 7 und 2% (gerundet).

Infolge Umbau des Niederschlagsmeßnetzes im Jahre 1980 konnten die Daten für dieses Jahr bis heute noch nicht für das ganze Langetental ermittelt werden. Im Teileinzugsgebiet L₃ beträgt der Jahreswert für 1980 1264 mm. Mit diesem Wert liegt der Niederschlag 1980 bei den nassesten Jahren des Jahrzehnts 1975 und 1970.

Da mit dem Niederschlag wenig direkte Aussagen bezüglich der interessierenden Grundwasserbewegungen gemacht werden können, soll vorläufig auf eine weitere Behandlung dieses Wasserhaushaltelementes verzichtet werden.

Oberirdischer Abfluß

Im untersten Langetental sind nach den Erfahrungen der Gerinneabfluß und die Bewässerung von viel direkterem Einfluß auf das uns hier speziell interessierende Grundwasser als der Niederschlag.

An der Station Langeten-Lotzwil (A 030) erhalten wir nicht nur den Abfluß der Langeten an diesem Punkt, sondern gleichzeitig auch das oberirdisch ins L₃ zufließende Fremdwasser. Der Abfluß an diesem Punkt ist bestimmt durch Einflüsse, die außerhalb des Untersuchungsgebietes liegen, nämlich diejenigen der Teileinzugsgebiete L₁ und L₂. Das Abflußverhalten der Langeten-Lotzwil muß sich deshalb nicht notwendigermaßen mit dem Niederschlagsverhalten des Teileinzugsgebietes L₃ decken.

Der langjährige mittlere Abfluß der Langeten bei Lotzwil beträgt 2,03 m³/s. In Tab. 6 sind die mittleren Jahreswerte des vergangenen Jahrzehnts aufgeführt. Die Abflußmenge lag mit 2,17 m³/s gesamthaft über dem langjährigen Mittel. Dabei ist dieses Jahrzehnt in zwei deutlich verschiedene Hälften geteilt: eine abflußarme erste Pentade bis 1974 und eine abflußstarke zweite Pentade.

Tab. 6: Oberirdischer Abfluß Langeten-Lotzwil 1970 bis 1979 und Abflußfaktor.

Jahr	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	Mittel 1970/ 1974	Mittel 1975/ 1979	Mittel 1970/ 1979
	m ³ /s Abfluß- faktor	2,59	1,65	1,52	2,06	1,69	2,70	1,74	2,47	2,77	2,50	1,90	2,44
	0,55	0,47	0,46	0,50	0,45	0,49	0,55	0,51	0,59	0,55	0,49	0,54	0,52

Die mittleren jährlichen Abflüsse in den Untersuchungsjahren betragen:

1978: 2,77 m³/s

1979: 2,50 m³/s

1980: 2,71 m³/s

Solch hohe mittlere jährliche Abflüsse (> 2,5 m³/s) wurden in den 57 Meßjahren seit 1924 nur 15mal erreicht oder überschritten. Noch deutlicher als bei den Niederschlägen zeigt sich auch hier, daß die Untersuchungsperioden zu den nassen bzw. abflußreichen Jahren gehören.

Bei den Monatsmitteln liegen nur folgende Werte unter dem Periodenmittel:

1978: September

1979: Oktober/November, Juli/August

1980: März, September.

Als besonders abflußstarke Monate mit mehr als 3 m³/s erscheinen:

1978: Februar, März, April, Juli

1979: Februar, März, April

1980: November, Januar, Februar, Juli.

Die zeitliche Verteilung des oberirdischen Abflusses an den beiden Langeten-Stationen zeigt die Tabelle 7. Da die Station Langeten-Roggwil bereits Anfang 1980 durch die starken Hochwässer weggerissen und dabei auch die als Meßprofil verwendete Brücke abgehoben wurde, fehlen die Werte für Langeten-Roggwil für 1980.

Tab. 7: Vergleich der Monatsmittel des oberirdischen Abflusses (m³/s) der Langeten an den Stationen Lotzwil (A 030) und Roggwil (A 020) im Kalenderjahr 1979.

	Langeten-Lotzwil	Langeten-Roggwil	Δ%
Januar	2,39	2,51	+ 5,0
Februar	4,49	5,50	+ 22,5
März	3,60	4,03	+ 11,9
April	3,00	3,22	+ 7,3
Mai	2,83	2,98	+ 5,3
Juni	2,43	2,39	- 1,7
Juli	1,58	1,33	- 15,8
August	1,63	1,51	- 7,4
September	1,75	1,64	- 6,5
Oktober	1,75	1,76	0
November	3,29	3,65	+ 10,9
Dezember	2,62	2,99	+ 14,1
1979	2,61	2,79	+ 6,9

Ein Vergleich der Monatsmittelwerte des Abflusses zwischen Lotzwil und Roggwil im Kalenderjahr 1979 zeigt einen nicht-parallelen Abflußgang. Die Abflußmenge an der Station Roggwil schwankt zwischen +22,5 und -15,8% des Langetenabflusses bei Lotzwil.

Im Mittel floß in diesem Jahr bei der Station Roggwil 6,9% mehr Wasser ab als in Lotzwil. Bis zur Station Langeten-Roggwil werden nur rund 40% des Teileinzugsgebietes La entwässert, was ungefähr dem östlich der Langeten gelegenen Gebiet entspricht. Dies ergibt absolut eine Fläche von rund 16 km² und rund 62% der Einzugsgebietsfläche bis Lotzwil. Bei einer proportionalen Zunahme des Abflusses gegenüber dem Einzugsgebiet oberhalb Lotzwil entspräche dies für 1979 rund 0,4 m³/s. Die gemessene Differenz beläuft sich aber nur auf rund 0,2 m³/s. Wir finden somit auch hier einen Hinweis auf „Wasserverluste“ im Abflußgerinne unterhalb Lotzwil. Diese erfolgen vor allem in den abflußschwachen Sommermonaten. Ein Grund werden die Wasserentnahmen zur Bewässerung sein, wie die hohe Differenz von -15,8% im Juli zeigt. Direkte Versickerungen aus dem Bachbett wirken sich in den abflußschwachen Perioden relativ stärker aus als in den abflußstarken. Am 17. Juni hat zudem ein Hochwasser zu stärkeren Ausuferungen in den unteren Matten von Langenthal geführt, so daß es auch hier zu Wasserverlusten aus dem oberirdischen Gerinne kam. Große Hochwässer, die eine Entlastung in den Hardwald bedingt hätten, waren in den Sommermonaten keine zu verzeichnen (Tab. 8). Die Übertritte von Wasser aus

Tab. 8: Katastrophenhochwässer im Langental im Hochwasserentlastung in den Harthwald in den Jahren 1978, 1979 und 1980.

Datum	Ursache	Schleusen		mittlere Wassermenge (m ³ /s)	Wasserfracht (m ³)	Maximum (m ³ /s)	Bemerkungen
		Öffnung	Schließung				
20./21. 3. 1978	Schneesmelze	19.00	10.00	15	800.000	10	
23./24. 5. 1978	starke Regenfälle	04.00 24.00	24.00 07.00	6	600.000	10	
11./12. 7. 1978	Gewitter	18.15	02.00	14	400.000	20	
7./8. 8. 1978	Gewitter	23.00	13.30	12	600.000	20	
5./6. 9. 1978	starke Regenfälle	22.00 (5. 9.) (6. 9.)	22.45	6	16.000	8	
28. 1. 1979	mäßig bis starker Regen und Schneesmelze	10.00	17.30	10	300.000		beträchtliche Ausuferungen ober- und unterhalb Langenthal
5./6. 2. 1979	Regen und Schneesmelze	14.30	07.30	5	300.000	kein ausgesprochenes Maximum	
24./25. 1. 1980	starker Regen und Schneesmelze	19.00	07.00	10	430.000	zwischen 0.00 und 2.00 mit ca. 18 m ³ /s	keine Ausuferungen oberhalb, „normale“ Ausuferungen unterhalb Langenthal
4./5. 2. 1980	starker Dauerregen und Schneesmelze aus oberem Einzugsgebiet	01.00 (4. 2.) (5. 2.)	06.00	12-15	2.400.000	Spitzen bis 20 m ³ /s	Ausuferungen unterhalb Langenthal ca. 5 m ³ /s
29./30. 6. 1980	starker Regen	12.00	06.00	29. 6. 18 20. 6. 6	900.000		

dem Gerinne der Langeten über Infiltrationen ins Grundwasser erfolgten räumlich somit entlang der Langeten und deren Wiesenbewässerungsgebieten.

Für unsere Fragestellung von besonderem Interesse sind die katastrophalen Hochwasserabflüsse. Bei einem Abflußbetrag von 15 m³/s und mehr in Lotzwil müssen die Hochwasserentlastungsschleusen in Langenthal geöffnet werden. Die Hochwassermassen (bis max. 20 m³/s) werden durch die eigens dafür ausgebauten Straßen von Langenthal in den Hardwald abgeleitet (siehe Titelbild). In diesem Falle kommt es zu extrem starken Versickerungen im Infiltrationsgebiet Hardwald mit entsprechender Wirkung auf das Grundwasser. In der Tabelle 8 sind diese Perioden dargestellt.

Auf die Auswirkungen selbst wird, soweit nötig, in den folgenden Kapiteln eingegangen, da wir bei der Interpretation der Markierungsversuchsresultate mit diesen hydrologischen Besonderheiten Rechnung halten müssen. Immerhin ist in der Hauptphase des Versuchs (April bis Ende 1979) kein Katastrophenhochwasser aufgetreten.

Grundwasser

Die Grundwasserverhältnisse im Schotteraquifer des untersten Langetentales können über das vorhandene Meßnetz gesamthaft gut erfaßt werden. Neben den durch die Nutzung des Grundwassers bedingten Aufschlüssen bestehen zahlreiche Piezometerrohre. Das Grundwasser-Meßnetz weist im Gebiet Mumenthal-Steinakermatten (Fig. 12, Mattenbach) und östlich der Langeten größere Lücken auf. In Fig. 12 sind die für diese Untersuchungen wichtigen Meßstellen aufgeführt.

Die Grundwasserverhältnisse in den Talschottern des untersten Teileinzugsgebietes L₃ werden vor allem durch den Abfluß der Langeten über Bewässerung und Hochwasserversickerung gesteuert. Der Niederschlag hat direkt wenig Steuerfunktion. Hingegen wird er durch das laterale Einfließen von Hangwässern aus den die Talfüllung umgebenden Molassezonen wirksam. Eine letzte Beeinflussung des Grundwassers erfolgt durch die unterirdischen Fremdwasserzutritte aus dem Langental und eventuell aus dem Trockental. Dies ergibt gesamthaft ausgeprägt lebhaft Grundwasserspiegel-Ganglinien und auch recht große Differenzen von Jahr zu Jahr.

Die mittleren Grundwasserstände der Untersuchungsperiode liegen über dem Mittelwert der letzten Jahre. Die Tabelle 9 zeigt dies am Beispiel der Beobachtungsstelle G 270 im Oberhard-Langenthal.

Tab. 9: Jahresmittelwerte des Grundwasserstandes bei G 270 in m ü M (Fig. 12).

Jahr	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976
GWS	450,99	449,76	449,11	450,23	449,73	450,41	449,50
Jahr	1977	1978	1979	1970-	1975-	1970-	
GWS	450,64	450,77	450,57	449,96	450,38	450,17	

Wie beim Niederschlag und oberirdischen Abfluß läßt sich auch hier eine erste trockenere Jahrzehnhälfte von einer zweiten feuchteren unterscheiden. Der Jahresmittelwert 1980 des Grundwasserspiegels liegt mit 451,12 m ü M weit über dem Periodenmittel. Die Amplitude der Jahresmittel beträgt 1,88 m. Diese allgemeine Situation bedarf für die bewässerungsbeeinflussten Gebiete längs der Langeten einer Einschränkung. Durch die in trockenere Jahren vermehrte Bewässerungsinfiltration werden hier die Grundwasserstände in ihren Mittelwerten angehoben, so daß langjährig ausgeglichene Grundwasserspiegel herrschen. Die Amplitude der Periode 1970-79 beträgt nur 0,37 m (Tab. 10).

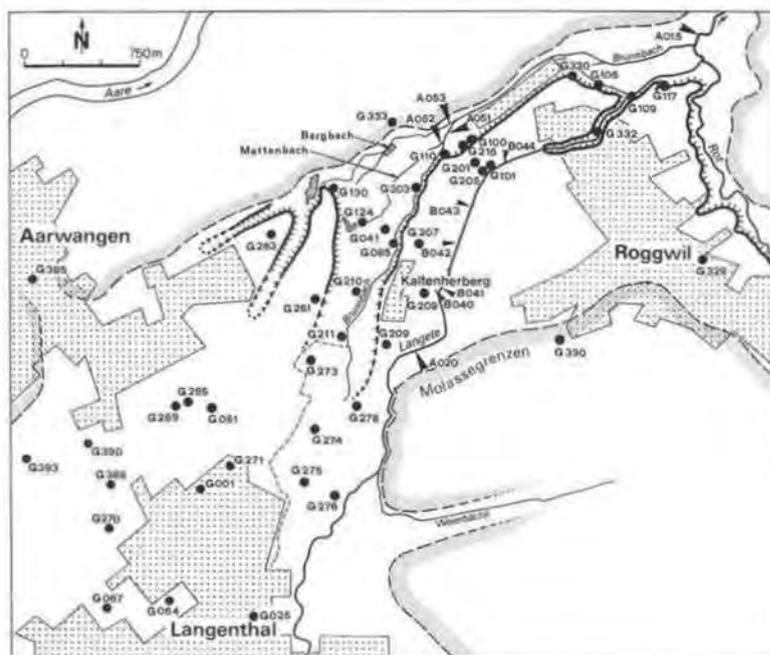


Fig. 12: Lage der Meßstellen im untersten Teileinzugsgebiet (La). Signaturen siehe Fig. 11.

Tab. 10: Die Mittleren jährlichen Grundwasserstände bei G 201 (Grünholz) in m \bar{u} M (Fig. 12).

Jahr	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977
GWS	437,60	437,40	437,62	437,41*	437,75	437,38	437,53
Jahr	1978	1979	1971-74	1975-79	1971-79		
GWS	437,49	437,45*	437,56	437,48	437,52		

* teilweise berechnete Werte

Anders als im Gesamtgebiet liegt der mittlere Grundwasserspiegel in der ersten, trockenen Pentade des Jahrzehnts sogar höher als in der zweiten.

Mit den in Fig. 13 dargestellten Grundwasserganglinien werden die verschiedensten Teile des Aquifers im Bereich der Markerversuche beispielhaft charakterisiert. 1979 werden die Grundwasserspiegel durch die Januar-Februar-Hochwässer beherrscht. Besonders im Gebiet der Hochwasserversickerung im Hardwald (G 061) tritt der Einfluß wegen der dort versickerten Wassermassen dieser zwei kurz aufeinanderfolgenden Ereignisse Ende Januar und Anfang Februar ausgeprägt in Erscheinung. Die Auswirkungen halten bis in den Herbst 1979 hinein an. Die ablaufende Hochwasserwelle im Grundwasser erscheint phasenverschoben bei den talauswärtigen Beobachtungsstellen G 273 und G 210 wieder.

Die geringere Auswirkung dieser Hochwässer in den Wassermattengebieten längs der Langeten (G 276 und G 207) kann z. T. damit erklärt werden, daß hier die Bewässerungsinfiltrationen während der Niedrigwasserphasen der Langeten ebenfalls zu Grundwasserspiegelanstiegen führen. Die verschiedenartigen Ganglinien der Bewässerungsgebiete deuten an, daß hier ein anderes Grundwasserregime herrscht als im übrigen Gebiet (Fig. 13).

Die Langetenablenkung von April bis Juli 1979 mit den Versickerungen im Wassermattengebiet der Kaltenherberge wirkt sich auf das Grundwasser bei G 207 und G 210 aus. Beide Ganglinienabschnitte zeigen einen unruhigen, leicht angehobenen Verlauf.

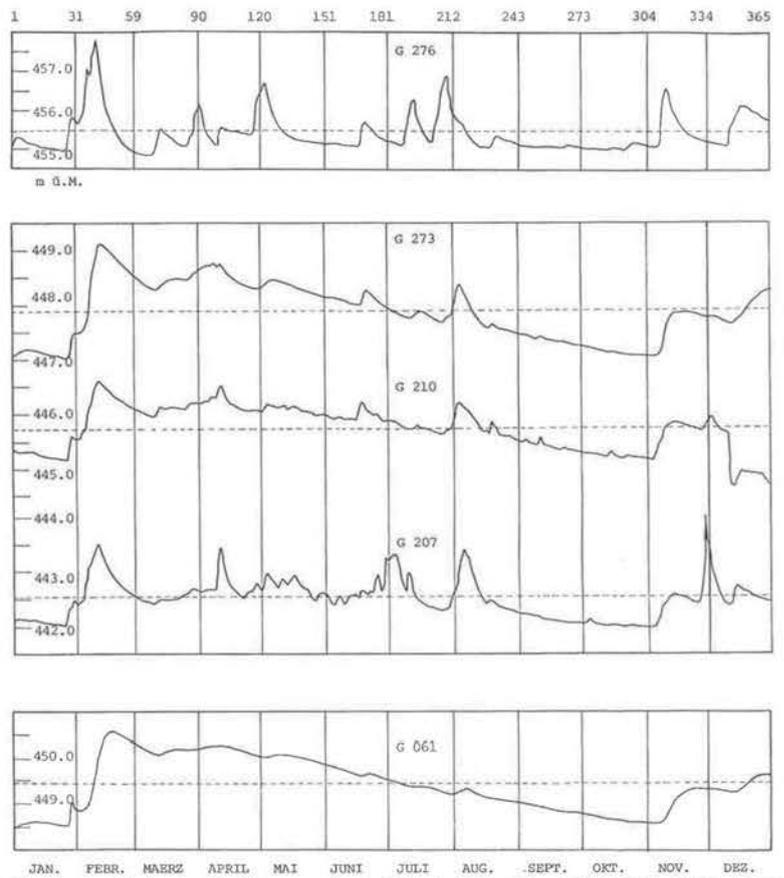


Fig. 13: Ganglinien des Grundwasserspiegels 1979 der Meßstellen G 276, G 273, G 210, G 207 und G 061 (aus J. KÖVESDI, 1981). Strichliert = Jahresmittel.

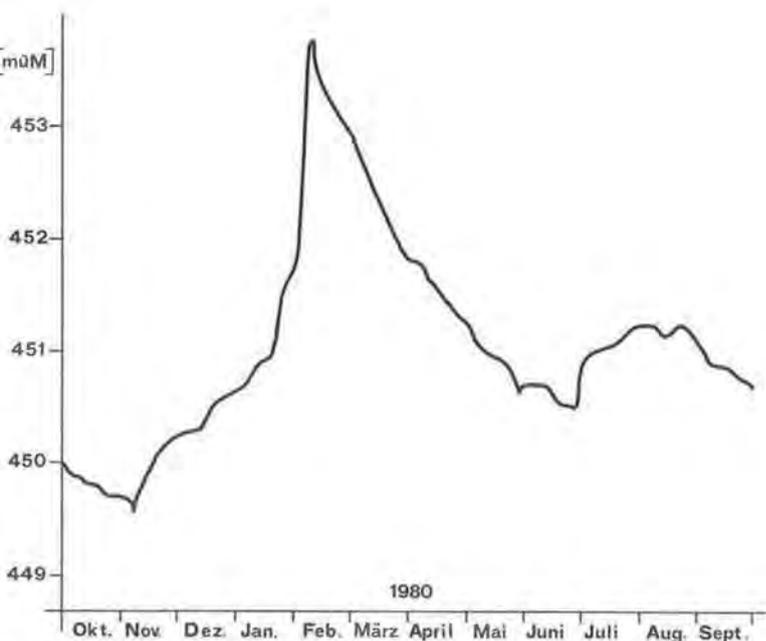


Fig. 14. Ganglinie des Grundwasserspiegels im hydrologischen Jahr 1979/80 an der Meßstelle G 270 (Lage siehe Fig. 12).

Ähnlich wie im vorangegangenen Jahr wurde auch 1980 das Grundwassergeschehen hauptsächlich von den Hochwasserversickerungen der kurz aufeinanderfolgenden Hochwässer Ende Januar/Anfang Februar und Ende Juni gesteuert (Tab. 8). Fig. 14 zeigt beispielhaft den Verlauf des Grundwasserspiegels im Aquifer des Untersuchungsgebietes.

2.2. Chemische Untersuchungen (H. R. WERNLI)

Mit den chemischen Untersuchungen sollten drei Ziele erreicht werden. Eine Übersicht über die Beschaffenheit des Grundwassers, falls möglich eine Zonierung des Grundwassers nach Wasserinhaltsstoffen und Kenntnis der Wasserbeschaffenheit bezüglich der Markerversuche.

Eine erste Beprobung von 46 Stellen erfolgte im Frühjahr 1978 gemeinsam mit W. KÄSS vom Geologischen Landesamt Baden-Württemberg. An den Proben dieser Übersichtskampagne wurde eine Vollanalyse durchgeführt, um ein möglichst vollständiges Bild über den chemischen Status der Wässer im untersten Einzugsgebiet der Langeten zu erhalten sowie als Planungsgrundlage für die weiteren hydrochemischen Untersuchungen. Die Analysen wurden in den drei Labors des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg, des Forschungszentrums in Graz und des Geographischen Institutes der Universität in Bern durchgeführt.

Vom April bis März 1980, also unmittelbar vor und während des Markiersuchs, wurden weitere Meßkampagnen durchgeführt. Von den meisten Stellen liegen Meßwerte vom April/Mai, Juni, Juli, September 1979 und Februar/März 1980 vor. Zwischen diesen großen Übersichtskampagnen fanden zusätzliche Beprobungen statt. So wurden z. B. die Stellen G 101, 106, 109, 207, 208 und 210 je zwischen 15- und 32mal beprobt. Die Analysen wurden im Geographischen Institut der Universität in Bern naßchemisch (titrimetrisch) und photometrisch durchgeführt.

Die Proben wurden meist nur auf die Hauptkomponenten untersucht: Gesamthärte ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$) Karbonathärte (bzw. Säureverbrauch), Chlorid, Sulfat und Nitrat. Die Nebenkomponten Ammonium und Phosphat wurden nur vereinzelt bestimmt. Im November 1979 wurden im Grunholz-Roggwil Sauerstoffmessungen durchgeführt. Ergänzend dazu wurden im April/Mai und teilweise im November/Dezember 1979 Untersuchungen auf Spurenelemente (Schwermetalle u. a.) durchgeführt. Mit den Analysen wurde die BVA in Wien betraut. Proben wurden an folgenden Stellen gezogen: G 025, 034, 041, 080, 101, 106, 109, 124, 201, 205, 207, 208, 209, 249, 263, 269, 270, 271, 273, 283, 389, 390.

Ergebnisse

Die erste Meßkampagne im Frühling 1978 ließ bereits die Grundzüge der in Fig. 17 dargestellten Zonierung des Grundwassers erkennen. Die Hauptkomponenten sind in der Tabelle 11 zusammengestellt. Die Gesamthärten fast aller Stellen lagen zwischen 4 und 7 mval/l (20–35°fH). Ein seltenes Beispiel für tiefere Werte wurde im Winter 1980 beim Quellaustritt G 106 als Folge massiver Hochwasserinfiltration wegen Schneeschmelze gemessen.

Die Chloridkonzentrationen lagen zwischen 9 und 20 mg/l, die Sulfatkonzentrationen meist zwischen 8 und 20 mg/l und die Nitratkonzentrationen zwischen 18 und 39 mg/l. Die im Grundwasser des Untersuchungsgebietes gelöste anorganische Fracht besteht zur Hauptsache aus Calciumhydrogencarbonat. Die Hydrogencarbonatkonzentrationen liegen zwischen 4,5 und 6 mval/l, ihr Anteil an allen Anionen liegt zwischen 80 und 86%. Der Gesamtmineralgehalt liegt zwischen 400 und 580 mg/l.

Tab. 11: Hydrochemische Meßwertbereiche ausgewählter Stellen April 1979–März 1980.

G	Anzahl	Gesamthärte °fH (mval/l)	Chlorid mg/l	Nitrat mg/l
025	7	26,0–31,2 (5,2–6,2)	15,3–21,7	23,9–29,5
034	7	25,5–30,1 (5,1–6,0)	7,4–17,3	18,0–39,4
041	8	27,7–31,0 (5,5–6,2)	12,4–16,5	22,5–31,4
085	11	29,2–32,0 (5,8–6,4)	7,3–17,8	12,0–31,2
100	10	23,9–29,8 (4,8–5,9)	10,9–17,6	18,5–29,8
101	13 Cl: 16	26,0–29,8 (5,2–5,9)	10,9–15,7	16,4–30,0

G	Anzahl	Gesamthärte °FH (mval/l)	Chlorid mg/l	Nitrat mg/l
106	24 Cl: 32	7,3–29,9 (1,5–6,0)	5,7–15,2	8,5–27,7
109	23 Cl: 28	29,1–34,7 (5,8–6,9)	11,0–13,0	20,1–28,4
110	12	24,5–30,6 (4,9–6,1)	11,6–19,5	22,0–32,1
207	16	26,8–31,4 (5,3–6,3)	11,4–16,7	20,7–29,8
208	25 Cl: 30	26,8–30,2 (5,3–6,0)	10,8–12,7	19,4–24,4
210	16 Cl: 20	29,8–33,6 (5,9–6,7)	15,4–20,0	25,0–36,4
263	8	29,4–33,3 (5,9–6,6)	11,3–14,4	26,3–31,8
269	7	25,6–33,4 (5,1–6,7)	9,9–15,7	22,3–23,0
270	5	22,8–34,1 (4,5–6,8)	14,0–15,1	22,0–34,2
271	8	28,4–30,9 (5,7–6,2)	14,5–17,6	24,9–28,1
278	6	25,3–28,3 (5,0–5,6)	9,5–11,2	16,5–19,7
389	7	31,9–33,5 (6,4–6,7)	13,4–14,7	28,1–29,8
390	8	23,6–33,6 (6,5–6,7)	11,8–15,1	29,5–32,9

Bei den Nebenkomponten zeigten die wenigen Stichproben im Grunholz-Roggwil und dessen Umgebung beim Phosphat vereinzelt Spuren bis 0,11 mg/l, das Ammonium hingegen war nicht nachweisbar. Beim Sauerstoff wurden im gleichen Gebiet Sättigungskoeffizienten von 55–70% gemessen. Durch die mehrmals pro Jahr durchgeführten Bewässerungen steigen die Werte aber jeweils für kurze Zeit auf 70–90%. Somit herrscht zumindest im Nordosten des gesamten Untersuchungsgebietes ein aerobes Milieu.

Im mittleren Teil des Grundwasserfeldes wurde bei G 270 gelegentlich Eisen und eine Sauerstoffsättigung von unter 60% bei früheren Beprobungen festgestellt. In diesem Teil muß also mindestens zeitweise mit schwach reduzierenden Verhältnissen gerechnet werden.

Ein Beispiel für den Jahresverlauf der Hauptkomponenten zeigen die Ganglinien von G 210 in Fig. 15. Jene der übrigen Stellen weichen teilweise beträchtlich von diesen ab. Neben Stellen mit geringen Schwankungsbreiten wie z. B. G 269, G 389, G 390 findet man auch solche mit einem stark schwankenden Jahresverlauf, wie z. B.

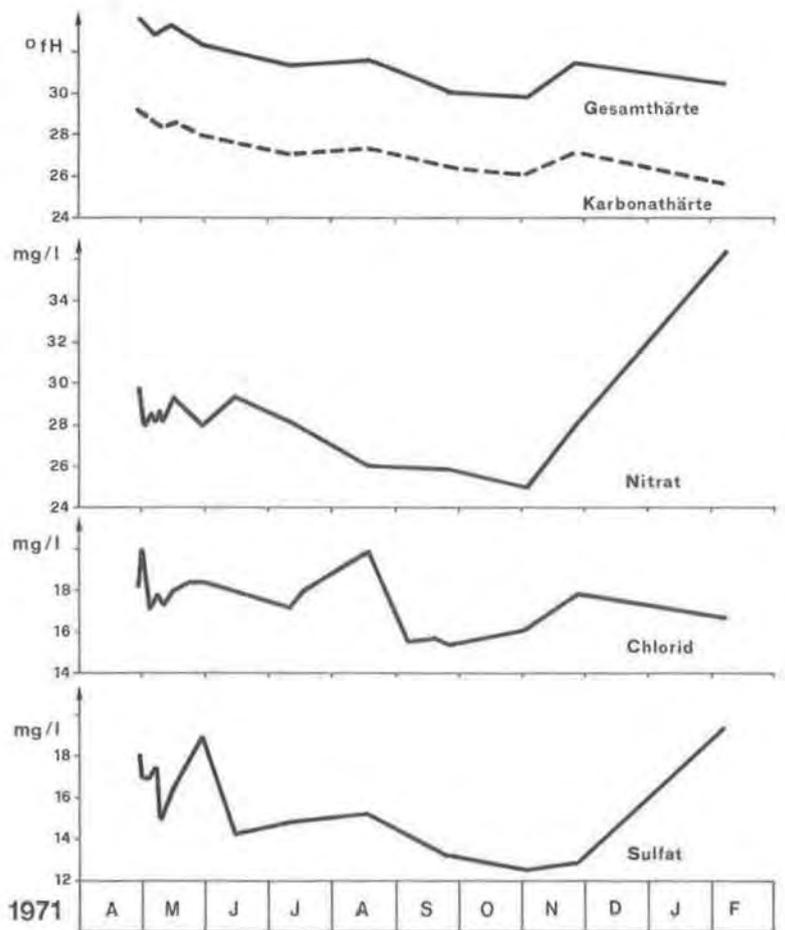


Fig. 15: Ganglinien der chemischen Hauptkomponenten an der Meßstelle G 210 (siehe Fig. 12) von April 1971 bis Februar 1972.

G 101, G 210 und G 270. So beträgt das Jahresmittel der Nitratkonzentration bei G 270 (Fassung Hard I) $25,4 \text{ mg/l} \pm 3,1$ und bei G 390 (Fassung Hard III) $30,9 \text{ mg/l} \pm 0,9$.

Für ein größeres Gebiet repräsentative Ganglinien gibt es somit nicht. Die Ursachen dafür können vielfältig sein. Je nach Lage der Meßstelle kommt es zu unterschiedlich phasenverschobenem Auftreten der chemischen Fracht. Die Einflüsse von der Erdoberfläche her sind entsprechend der Nutzung unterschiedlich. Je nach Lage und Zeit liegt eine Mischung von Wässern aus verschiedenen Richtungen vor. Dies gilt insbesondere für die in den Grenzzonen der Grundwasserprovinzen gelegenen Beobachtungsstellen.

Die meisten beprobten Stellen haben bezüglich Beschaffenheits-Jahresgang nur eine Gemeinsamkeit. Von 29 betrachteten Stellen liegen bei 22 Stellen das Nitrat- und das Sulfatmaximum im Februar oder März 1980. Bei 3 weiteren Stellen tritt im Februar oder März entweder das Nitrat- oder das Sulfatmaximum auf.

Spurenelemente

- Mit der Untersuchung einiger Spurenelemente wurde folgendes bezweckt:
- Erstmalige Übersicht der Größenordnungen der Konzentrationen im Langental
 - Erfassen auffälliger Besonderheiten wie z. B. Konzentrationen über den Trinkwassernormen des Schweizerischen Lebensmittelbuches
 - Abklärung der Eignung als Zonierungskriterien

Fig. 16 vermittelt eine Übersicht über die Meßwertbereiche.

Über $0,1 \text{ mg/l}$ findet man bei Blei, Strontium, Zink und Lithium. Die hohen Bleikonzentrationen erstaunen etwas. Sie treten auch in einigen öffentlichen Wasserfassungen in Konzentrationen über dem Grenzwert des Schweizerischen Lebensmittelbuches von $0,05 \text{ mg/l}$ auf (G 109, G 269, G 389, G 390). Da sogar eine Molassequelle (Chipferweidli/Ahorn, 1040 m ü M) in Wald und extensiver Weide im Mai 1979 eine Bleikonzentration von $0,27 \text{ mg/l}$ aufwies, wäre für eine definitive Aussage zuerst eine Überprüfung der Verhältnisse unter Einbeziehung des Niederschlages nötig.

Für eine räumliche Zonierung des Grundwassers erwiesen sich die Spurenelemente als ungeeignet.

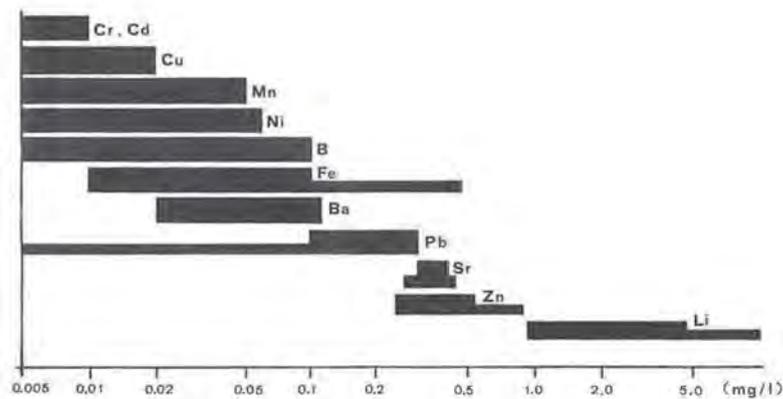


Fig. 16: Schwermetalle und Spurenelemente. Meßwertbereiche der Proben vom April/Mai und November/Dezember 1979. Logarithmische Abszisse.

Läßt man das nur lokal auftretende Phosphat und die noch unsichere Situation beim Blei außer Betracht, so entspricht die Qualität des Grundwassers im Untersuchungsgebiet bezüglich anorganischer Lösfracht den Richtlinien des Schweizerischen Lebensmittelbuches.

Chemische Zonierung des Grundwassers

Um das gesamte Grundwasserfeld in verschiedene Beschaffenheitszonen gliedern zu können, wurden die beprobten Stellen verschiedenen Beschaffenheitsklassen zugeteilt. Die Klassen wurden nach empirischen Gesichtspunkten gebildet, so daß sich innerhalb der im gesamten Raum festgestellten Meßwertbereiche eine möglichst feine Unterteilung ergab. Als Kriterien für die Klassenzuteilung dienten die Gesamthärte und die Nitratkonzentration, mit der Chloridkonzentration wurden Unterklassen gebildet (s. Legende in Fig. 17).

Als Grundlage für die Klassenzuteilung der einzelnen Meßstellen dienen die Mittelwerte der genannten Komponenten vom April 1979 bis zum März 1980. Die Zonenkarte (Fig. 17) zeigt also die mittleren Verhältnisse während des Markierversuches. Abweichungen von mehr als $\pm 15\%$ von den Jahresmitteln wurden selten beobachtet und wenn, dann waren es meist besonders tiefe Werte an einzelnen Tagen, bedingt durch Bewässerungs- oder Hochwasserinfiltrationen. Eine Beschaffenheitskar-

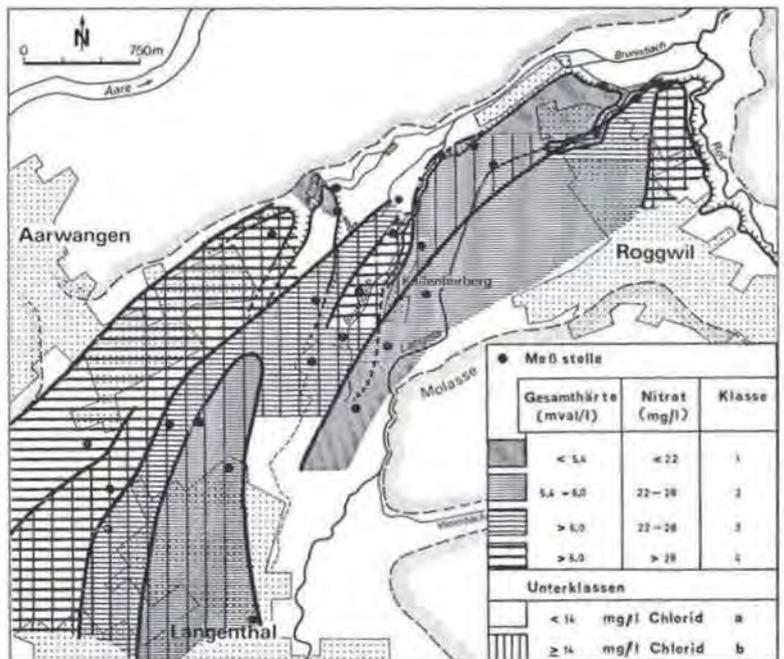


Fig. 17: Chemische Zonierung des Grundwassers nach Gesamthärte, Nitrat- und Chloridgehalt (Mittelwerte April 1979 bis März 1980).

te, basierend auf einer einzelnen Meßkampagne, hätte somit unter Umständen ein falsches Bild der Verhältnisse gegeben.

Wie die Zonenkarte zeigt, lassen sich verschiedene größere Gebiete mit unterschiedlicher Beschaffenheit voneinander unterscheiden. Man sieht im Westen des Untersuchungsgebietes eine Zone mit hoher Fracht von Bützberg und Thunstetten bis zu G 263 (Pumpwerk Wynau). Die hohe Chloridkonzentration tritt in dieser Zone erst im untersten Drittel auf.

Dieser West-Zone benachbart liegt eine mittlere Zone mit etwas geringeren Konzentrationen (Klasse 3b). In diese Zone schiebt sich wie ein Keil ein von Süden her über Langenthal aus dem Langetental kommender Grundwasserstrom mit noch geringeren Konzentrationen. Im mittleren Abschnitt des Untersuchungsgebietes könnte es sich somit um Mischwasser aus der Südzone und der Westzone handeln.

Die Ostseite des Untersuchungsgebietes zeigt einen auffallenden Gegensatz zu den übrigen Grundwasserprovinzen. Hier findet man im Gebiet der unteren Langenthaler Wässermatten die niedrigsten Konzentrationen (Klasse 1a), welche dann allerdings etwas weiter nordöstlich, in der Roggwiler Terrasse, zunehmen. Allen Zonen der Ostseite ist aber die niedrige Chloridkonzentration gemeinsam, dies trotz des Markierversuches mit Natriumchlorid.

Nordwestlich der Ost-Zone liegen die Wässermatten von Grunholz-Roggwil. Hier finden sich interessanterweise etwas höhere Chloridkonzentrationen als auf der Ostseite. Vermutlich wird dieses Gebiet vom südwestlich liegenden, kleinen Grundwasserfeld mit hoher Fracht beeinflusst.

Wasserbeschaffenheits-Untersuchungen im ganzen Langetental in den Jahren 1979 und 1980 zeigten, daß in diesem Gebiet der naturräumliche Grundwert bei Grund-, Quell- und Fließgewässern z. T. wesentlich unter den vorliegenden Meßwerten liegt. Die Niederschläge liefern nur etwas an Stickstoffverbindungen, der Untergrund liefert nur bei den Karbonaten namhafte Beiträge. Somit sind besonders die hohen Konzentrationen im Grundwasser zum großen Teil durch die anthropogene Raumnutzung bedingt. Entsprechend weist das Grundwasser unter den relativ extensiv genutzten Wässermatten die niedrigsten Konzentrationen im gesamten Untersuchungsgebiet auf (H. R. WERNLE, 1981).

Nicht immer läßt sich aber die Beschaffenheit mit direkten Nutzungseinflüssen erklären, sie kann auch das Resultat einer Mischung von Wässern verschiedener chemischer Zonen sein. Ein Beispiel dafür ist die mutmaßliche Mischzone in der Mitte des Untersuchungsgebietes.

Nach den heutigen Kenntnissen wurden die eingesetzten Markierstoffe durch die chemische Beschaffenheit des Grundwassers nicht gestört.

2.3. Ergebnisse von Messungen des Gehalts an Deuterium, Sauerstoff-18 und Tritium in Wasserproben aus dem Einzugsgebiet der Langeten

(H. MOSER, W. STICHLER, D. RANK, V. RAJNER)

2.3.1. Einleitung

Im Rahmen der vorbereitenden und begleitenden Arbeiten für den Markierungsversuch im Einzugsgebiet der Langeten wurden Niederschläge, Oberflächenwässer und Grundwässer auf ihren Gehalt an den Umweltisotopen Deuterium (^2H), Sauerstoff-18 (^{18}O) und Tritium (^3H) untersucht. Die ^2H - und ^{18}O -Analysen wurden im GSF-Institut für Radiohydrometrie, Neuherberg bei München, die ^3H -Analysen im Geotechnischen Institut der Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Wien, durchgeführt.

Die Probennahmen für **Niederschläge** erfolgten an den im Untersuchungsgebiet gelegenen Stationen Langenthal (476 m ü M), Leimiswil (602 m ü M) und Chipferweidli (1020 m ü M) in der Zeit von März 1978 bis 1979, wobei jeweils die Monatssummen des Niederschlagswassers auf ihren ^2H - und ^{18}O -Gehalt analysiert wurden. Eine ^3H -Analyse der Niederschlagsproben wurde aus technischen Gründen nicht durchgeführt.

Oberflächenwässer wurden an 9 Stellen wöchentlich in der Zeit März/April 1978, August 1978 bis Juni 1979 mit einigen Unterbrechungen beprobt.

Grundwasserproben wurden im Rahmen von Übersichtsbeobachtungen am 5. 5. 1978 (44 Entnahmestellen) und in der Zeit des Markierungsversuches vom 22. 5. 1979 bis 19. 6. 1979 (31 Entnahmestellen, teilweise mehrfache Beprobung) sowie an 8 Pegeln monatlich in der Zeit von August 1978 bis Juni 1979 entnommen. Alle Entnahmestellen sind im Lageplan Fig. 12 eingetragen.

Die nachfolgende Diskussion bezieht sich im wesentlichen nur auf die hydrologische Deutung der an diesen Proben durchgeführten Umwelteisotopenanalysen. Eine Zusammenschau der Ergebnisse mit den Resultaten der hydrogeologischen und hydrochemischen Untersuchungen sowie des Markierungsversuchs erfolgt in Kapitel 4 dieses Berichtes.

2.3.2. Grundsätzliches zur hydrologischen Interpretation von ^2H -, ^3H - und ^{18}O -gehalten im Grund- und Oberflächenwasser

Im folgenden wird ein kurzer Überblick über die für das Untersuchungsgebiet verwendbaren Grundlagen der hydrologischen Interpretation von ^2H -, ^{18}O - und ^3H -Analysen gegeben. Für nähere Angaben, für meßtechnische Einzelheiten und frühere karsthydrologische Anwendungen muß auf die einschlägige Literatur (z. B. J. ZÖTL, 1974; H. MOSER et al., 1976; H. MOSER & W. RAUERT, 1980; J. GAT, 1981) verwiesen werden.

Deuterium und Sauerstoff-18

Die hydrologische Anwendung von Messungen des Gehalts der stabilen Isotope ^2H und ^{18}O beruht auf den in natürlichen Wässern auftretenden unterschiedlichen Konzentrationen ($^2\text{H}/^1\text{H} = 90$ bis $170 \cdot 10^{-6}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O} = 1880$ bis $2010 \cdot 10^{-6}$). Diese Schwankungen sind hauptsächlich durch Isotopenfraktionierungen bei Phasenumwandlungen (Verdunstung, Kondensation u. a.) bedingt, die durch Dampfdruckunterschiede der Moleküle ^2H , ^1H , ^{18}O und H_2^{18}O gegenüber $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$ hervorgerufen werden. Im natürlichen Wasserkreislauf verursacht diese Isotopenfraktionierung folgende Effekte:

a) Höhengeneffekt: Mit zunehmender orographischer Höhe tritt eine Abnahme des ^2H - und ^{18}O -Gehalts der Niederschläge auf. Für ^2H beträgt diese Abnahme etwa 2 bis 3 $\delta^2\text{H}\text{-‰}$ ¹⁾ pro 100 m Höhenzunahme. Gründe für diesen Höhengeneffekt sind die mit der Höhe abnehmende Lufttemperatur, die fortschreitende Ausregnung beim Aufgleiten einer feuchten Luftmasse an einer orographischen Erhebung und die mit zunehmender Fallhöhe steigende Verdunstung der Regentropfen.

b) Jahreszeitlicher Gang: Der Monatsmittelwert der ^2H - und ^{18}O -Gehalte der Niederschläge erreicht im Sommer ein Maximum, im Winter ein Minimum, wobei die Differenz im δ -Wert in unserer Klimazone etwa 100 $\delta^2\text{H}\text{-‰}$ bzw. 12 $\delta^{18}\text{O}\text{-‰}$ beträgt.

¹⁾ Der $\delta^2\text{H}$ - bzw. $\delta^{18}\text{O}$ -Wert gibt die relative ‰-Abweichung des Isotopengehalts der Wasserprobe von dem eines Standards (V-SMOW) an. Der ^2H - und ^{18}O -Gehalt von V-SMOW entspricht etwa dem des Meerwassers. Die Meßgenauigkeit (2 σ -Kriterium) beträgt 1 $\delta^2\text{H}\text{-‰}$ bzw. 0,15 $\delta^{18}\text{O}\text{-‰}$.

Die Monatsmittelwerte der T-Werte sind dabei gut mit den Monatsmittelwerten der jeweiligen Lufttemperaturen korreliert. Dagegen können zwischen aufeinanderfolgenden Einzelniederschlägen Differenzen im δ -Wert in der gleichen Größenordnung wie die jahreszeitlichen Schwankungen der Monatsmittelwerte auftreten, bedingt durch verschiedene klimatische Bedingungen während der einzelnen Niederschlagsereignisse. Gründe für diese Effekte sind Temperatur- und Feuchteunterschiede während der Bildung und Ausregnung der feuchten Luftmassen.

c) $\delta^2\text{H}-\delta^{18}\text{O}$ -Relation: Bei Verdunstungsvorgängen tritt stets eine Anreicherung von ^2H und ^{18}O in der flüssigen Phase auf. Dabei kann eine Verschiebung des in den Niederschlägen gegebenen Verhältnisses zwischen $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Wert ($\delta^2\text{H} = 8\delta^{18}\text{O} + d$) in der Weise auftreten, daß ^{18}O stärker als ^2H angereichert wird, was eine Veränderung des Faktors 8 zu kleineren Werten zur Folge hat. d hängt von den klimatischen Verhältnissen im Untersuchungsgebiet ab und hat in Mitteleuropa Werte zwischen 8 und 12.

Tritium

Tritium (^3H) ist radioaktiv und zerfällt mit einer Halbwertszeit von 12,35 Jahren unter Aussendung niederenergetischer β -Strahlen. ^3H wird in der Atmosphäre auf natürliche Weise in geringen Konzentrationen durch die kosmische Strahlung erzeugt, oxidiert zu Wasser und gelangt so in einer Konzentration von etwa 6 TU^1) in den Wasserkreislauf. Seine heutige hydrologische Anwendung beruht jedoch im wesentlichen auf der ungewollten weltweiten Markierung des Wasserkreislaufs durch die bei den Kernwaffentestserien seit 1952 frei gewordenen ^3H -Mengen. Das Jahresmittel des ^3H -Gehalts in den Niederschlägen stieg dadurch im Jahr 1963 bis auf mehr als das 1000fache des natürlichen ^3H -Gehalts an und liegt derzeit noch bei 50–100 TU. Der ^3H -Gehalt in den Niederschlägen zeigt auch jahreszeitliche Schwankungen und Schwankungen zwischen aufeinanderfolgenden Einzelniederschlägen. Diese sind im wesentlichen nicht wie bei ^2H und ^{18}O auf Isotopenfraktionierungseffekte, sondern auf den jahreszeitlich unterschiedlichen Luftmassenaustausch zwischen Stratosphäre (^3H -Reservoir) und Troposphäre zurückzuführen. Im Monatsmittel zeigt der ^3H -Jahresgang ein Maximum im späten Frühjahr und ein Minimum im Spätherbst.

2.3.3. Ergebnisse der Isotopenanalysen an den Niederschlagswässern

Fig. 18 zeigt die ^2H -Gehalte der Monatssummen der Niederschläge der drei Niederschlagsstationen Langenthal, Leimiswil und Chipferweidli. Der jahreszeitliche Gang der Isotopengehalte entspricht der mit der Temperatur korrelierten, aus der Literatur bekannten Ganglinie (s. 2.3.2.). Die Unterschiede zwischen dem winterlichen Minimum und dem sommerlichen Maximum betragen etwa 60 bis 70 $\delta^2\text{H}\text{-}\%$, wobei erwartungsgemäß aufgrund des Isotopenhöheneffektes an der höchstgelegenen Station Chipferweidli jeweils die niedrigsten ^2H -Gehalte beobachtet werden.

Die $^2\text{H}-^{18}\text{O}$ -Relation erfüllt für die Stationen Langenthal und Leimiswil die Gleichung $\delta^2\text{H} = 8\delta^{18}\text{O} + 10$. Davon abweichend gilt für die Station Chipferweidli die Beziehung $\delta^2\text{H} = 8\delta^{18}\text{O} + 11,5$. Dies läßt auf eine im Mittel unterschiedliche Herkunft der feuchten Luftmassen gegenüber den beiden anderen Stationen schließen. Die errechneten Jahresmittelwerte der drei Stationen ergeben einen Isotopenhöheneffekt von $-1,8\delta^2\text{H}\text{-}\%$ pro 100 m Höhenzunahme.

¹⁾ 1 TU entspricht einer Aktivitätskonzentration von 0,12 Bq/l und einer $^3\text{H}/\text{H}$ -Konzentration von 10^{-16} .

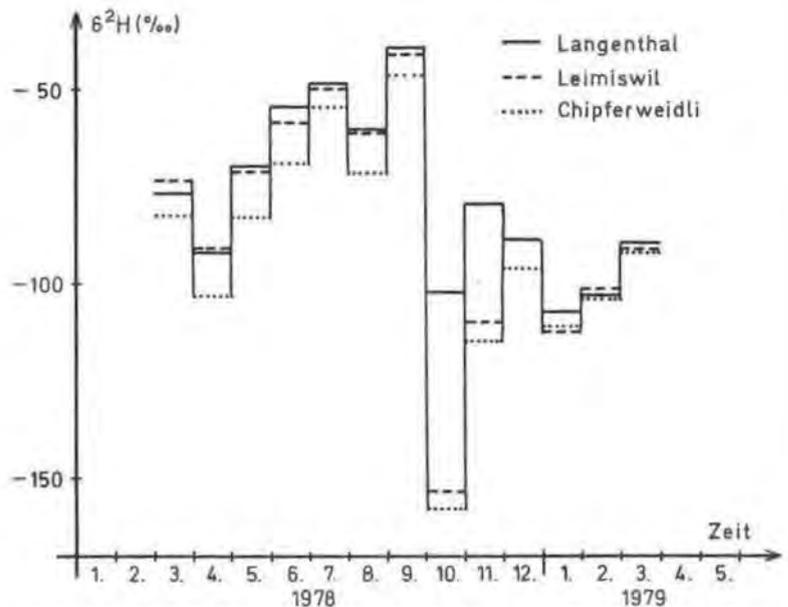


Fig. 18: ^2H -Gehalte der Monatssummen der Niederschläge an den Meßstationen Langenthal, Leimiswil und Chipferweidli (März 1978 bis März 1979); Lageplan s. Fig. 11, 12.

2.3.4. Ergebnisse der Isotopenanalysen an Oberflächenwässern

Fig. 19 zeigt den zeitlichen Verlauf der wöchentlich gemessenen ^2H -Gehalte an den Entnahmestellen der Langeten (A 35, A 32, A 30, A 20), der westlichen Brunnbach-Zuflüsse (A 51, A 52, A 53), der die östlich anschließenden Gebiete entwässernden Roth (A 10) und des Gesamtabflusses Murg (A 15).

In den meisten Ganglinien ist der Schneeschmelzwasserabfluß durch ein Minimum im ^2H -Gehalt gekennzeichnet, wobei das Schmelzwasser im Jahr 1978 noch im April, im Jahr 1979 bereits ab Februar bis März in den Abfluß gelangt. Besonders ausgeprägt tritt dieses Ansprechen der ^2H -Gehalte auf Schneeschmelzwasser, aber auch im Sommer auf einzelne Niederschlagsereignisse mit ungewöhnlich hohem und niedrigem ^2H -Gehalt in den Entnahmestellen A 10 (Roth) und teilweise auch in A 15 und A 20 (Langeten) auf.

In Tab. 12 sind die Mittelwerte der gemessenen ^2H -Gehalte über den Meßzeitraum und deren Standardabweichungen zusammengestellt. Sie nehmen für die Entnahmestellen der Langeten (A 35, A 32, A 30, A 20) mit zunehmender Laufstrecke zu, was durch die Zuflüsse aus zunehmend niedriger gelegenen Einzugsgebieten zu erklären ist. Die Brunnbachabflüsse A 51 und A 52 sind in ihren Mittelwerten des ^2H -Gehalts etwa gleich, was auf ein ungefähr gleich hoch gelegenes Einzugsgebiet schließen läßt. Ein höherer Wert und damit ein niedriger gelegenes Einzugsgebiet liegt bei der Entnahmestelle A 53 des Bergbaches vor. Die höchsten Mittelwerte des ^2H -Gehalts wurden bei der Roth (A 10) errechnet. Der ^2H -Mittelwert der Murg (A 15) liegt erwartungsgemäß zwischen den Werten der Zubringer Roth (A 10) und Langeten (A 20).

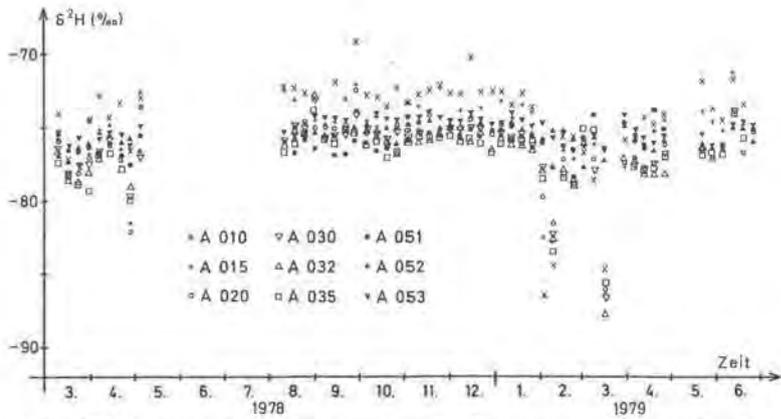


Fig. 19: ^2H -Gehalte von wöchentlich entnommenen Oberflächenwasserproben, Lageplan s. Fig. 11, 12.

Tab. 12: Mittelwerte der ^2H -Gehalte (mit Standardabweichung) der wöchentlich entnommenen Proben. Der Deuteriumexzess $d = 8 \delta^{18}\text{O}-\delta$ ist aus den Mittelwerten berechnet. Die Verweilzeiten τ sind auf der Grundlage des hydrologischen Exponentialmodells aus den Schwankungen des Monatsmittels des ^2H -Gehalts der Niederschläge und der maximalen Schwankungen des ^2H -Gehalts der Oberflächenabflüsse berechnet.

Entnahmestelle	mittlere ^2H -Gehalte ($\delta^{2\text{H}}\text{-‰}$)	d (‰)	τ (Jahre)
A 35	$-76,8 \pm 2,1$	10,4	0,8
A 32	$-76,7 \pm 2,3$	10,3	0,7
A 30	$-76,5 \pm 2,3$	10,2	0,8
A 20	$-76,1 \pm 2,3$	10,4	0,7
A 51	$-75,8 \pm 0,8$	9,7	3,3
A 52	$-75,6 \pm 0,8$	9,8	2,9
A 53	$-75,0 \pm 0,8$	9,8	3,8
A 10	$-74,2 \pm 3,5$	9,9	0,6
A 15	$-75,3 \pm 2,8$	10,2	0,7

Die Schwankungsbreite der ^2H -Gehalte ist ein Maß dafür, wie weit Niederschlags- oder Schneeschmelzereignisse mehr oder weniger direkt in den Abfluß gelangen. Unter der Voraussetzung der Gültigkeit des hydrologischen Exponentialmodells, d. h. unter der Annahme einer exponentiellen Altersverteilung im abfließenden Wasser bei vollständiger Durchmischung an der Entnahmestelle (s. z. B. U. SIEGENTHALER, 1971), kann die mittlere Verweilzeit aus dem Verhältnis der Amplitudenschwankung des ^2H -Gehalts in den Niederschlägen bzw. im infiltrierenden Schmelzwasser zu der im Abfluß bestimmt werden. Sie ergibt sich zu

$$\tau = \frac{1}{2\pi} \sqrt{\frac{1}{f^2} - 1}$$

wobei f das Verhältnis der Amplituden der Outputfunktion und der Inputfunktion bedeutet.

Die so für die einzelnen Entnahmestellen ermittelten mittleren Verweilzeiten sind ebenfalls in Tab. 12 aufgelistet. Da hierfür die maximalen Schwankungsbreiten der ^2H -Gehalte verwendet wurden, sind die angegebenen Verweilzeiten Minimalwerte. Sie liegen zwischen 0,6 und 0,8 Jahren in den Abflüssen der Langeten, der Roth und der Murg, während die Brunnbachabflüsse eine mittlere Verweilzeit von etwa 3 Jahren, wie sie auch im Grundwasser bestimmt wurde (s. Abschn. 2.3.5.), besitzen. Die Brunnbachabflüsse dürften demnach im wesentlichen aus Grundwasser gebildet sein, während in den übrigen Gerinnen der Anteil von direkt abfließendem Oberflächenwasser relativ hoch ist.

Aus den in Tab. 12 aufgelisteten Werten des Deuteriumexzesses d in der Relation $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + d$ geht im Vergleich mit den entsprechenden d -Werten der Niederschläge (s. Abschn. 2.3.3.) hervor, daß die Wässer der Entnahmestellen der Langeten (A 35, A 32, A 30, A 20) Anteile von Niederschlagswasser aus dem südlichen Teil des Einzugsgebietes (Niederschlagsmeßstation Chipferweidli) enthalten. Die Wässer der Roth (A 10) und der Brunnbachabflüsse (A 51, A 52, A 53) stimmen in ihren d -Werten mit den d -Werten der Niederschlagswässer der Stationen Langenthal und Leimiswil überein.

2.3.5. Ergebnisse der Isotopenanalysen an Grundwässern

2.3.5.1. Übersichtsbeprobungen im Mai 1978 und Mai/Juni 1979

In den Fig. 20 bis 23 sind die für beide Übersichtsbeprobungen gemessenen ^2H - und ^3H -Gehalte in den Lageplan der Grundwassermeßstellen eingetragen. Gebiete mit ähnlichen Isotopengehalten sind durch eine entsprechende Schraffur verbunden. Danach kann nach den Isotopengehalten im wesentlichen zwischen zwei unterschiedlichen Grundwassertypen unterschieden werden, nämlich

- a) dem Grundwasserbegleitstrom der Langeten mit niedrigen ^2H - und ^3H -Werten, was auf ein höher gelegenes Einzugsgebiet und eine geringere Verweilzeit des Wassers zwischen Infiltration und Abfluß hindeutet, und
- b) dem aus Richtung Bützberg von Westen zutretenden Grundwasser mit höheren ^2H - und ^3H -Werten, was auf ein niedriger gelegenes Einzugsgebiet und eine längere Verweilzeit schließen läßt.

Von dieser generellen Betrachtung auszunehmen sind

- a) die Entnahmestelle G 018 mit zeitlich stark schwankenden ^2H -gehalten, welche durch ein lokal gebildetes Grundwasser bedingt sein dürften,
- b) der Rütibrunnen G 333, dessen Isotopengehalte direkte Niederschlagsbeeinflussungen zeigen,
- c) die Entnahmestellen G 080 und G 340¹⁾, deren hohe ^2H - und ^3H -Werte wie im westlichen Teil des Einzugsgebietes auf ein relativ niedriges Einzugsgebiet und eine lange Verweilzeit schließen lassen,
- d) die Entnahmestelle G 330, deren hohe ^2H -Werte und erhöhte ^3H -Werte durch ein lokales Einzugsgebiet verursacht sein dürften,
- e) die Entnahmestelle G 393, deren Grundwasser isoliert vom Grundwasserkörper im westlichen Teil des Einzugsgebietes niedrige ^2H - und ^3H -Werte besitzt und damit als lokal gebildetes Grundwasser auszuweisen ist, und
- f) die Entnahmestelle G 385 (Mühlteichquelle in Aarwangen), deren niedrige ^2H - und ^3H -Werte zumindest zur Zeit der Probennahme (Mai 1979) keinen Zusammenhang mit dem Grundwasser im Bereich von Langenthal erkennen lassen.

¹⁾ Die Entnahmestelle G 340 liegt unmittelbar neben der Entnahmestelle G 018, die wesentlich andere Isotopenwerte zeigt und damit Wasser anderer Herkunft führt.

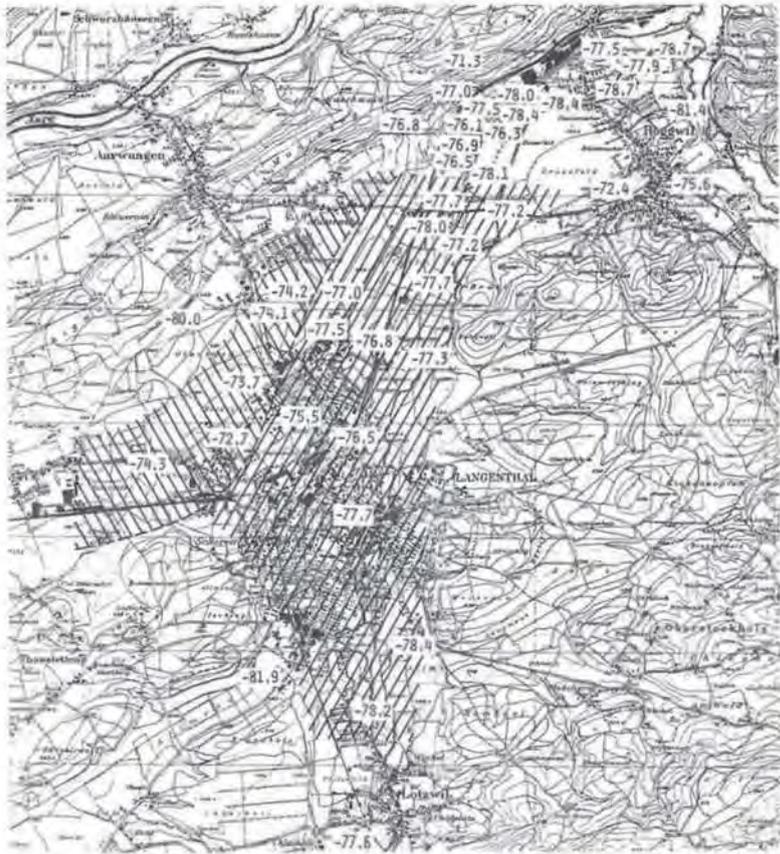


Fig. 20: ^3H -Gehalte von Grundwasserproben, entnommen am 5. Mai 1978 an den eingezeichneten Entnahmestellen (Werte = Entnahmestelle). NW-SE-Schraffur = $> -75 \text{ ‰}$, NE-SW-Schraffur = $< -75 \text{ ‰}$.

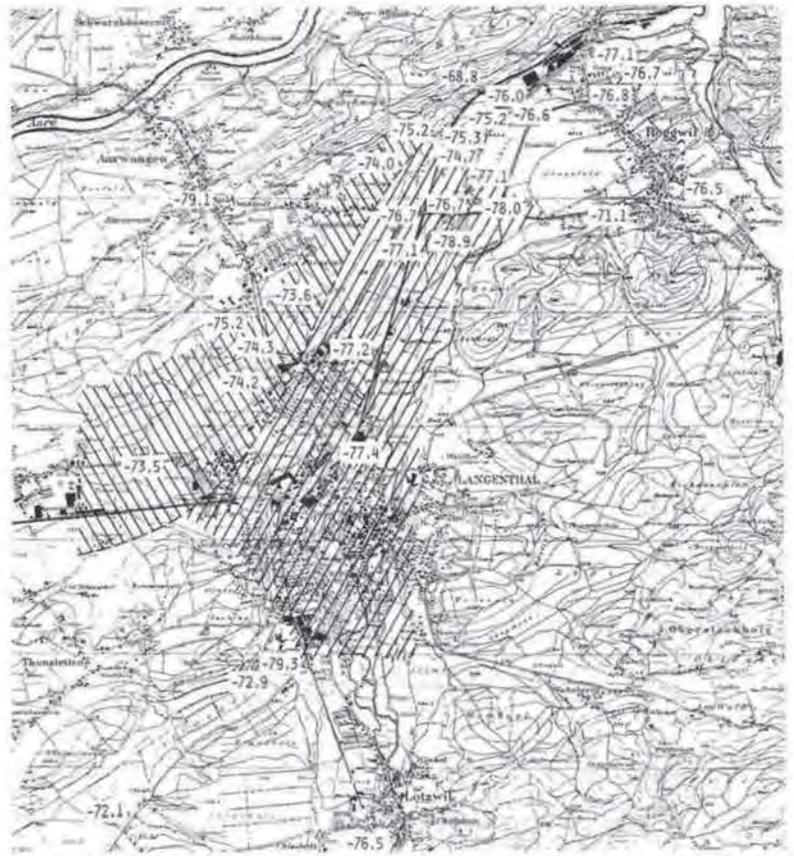


Fig. 21: ^2H -Gehalte von Grundwasserproben, entnommen in der Zeit vom 5. bis 26. 6. 1979 an den eingezeichneten Entnahmestellen (Werte = Entnahmestelle). Legende siehe Fig. 20.

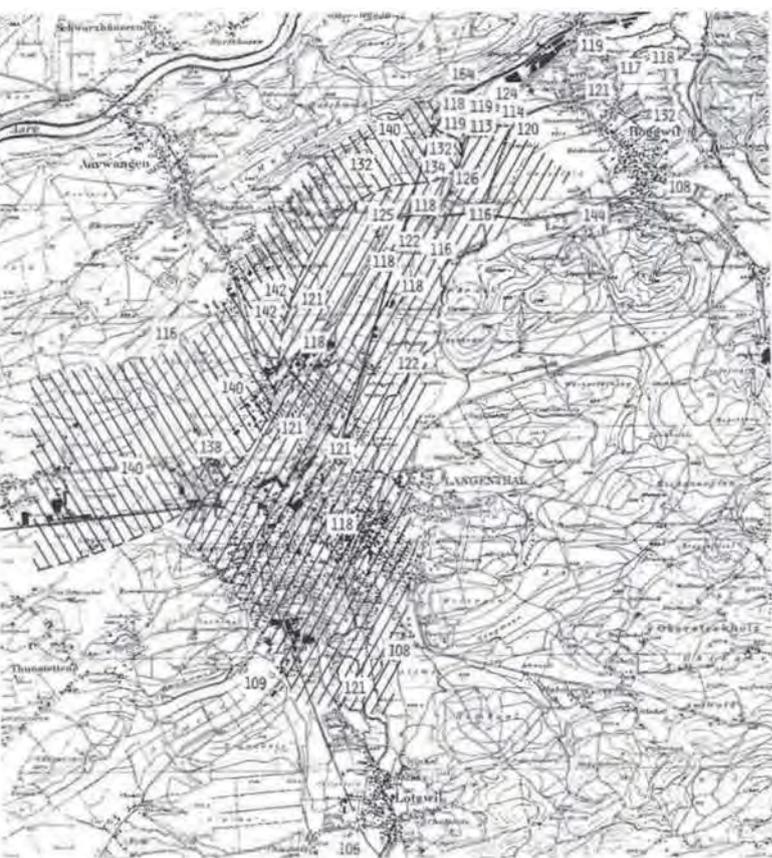


Fig. 22: ³H-Gehalte von Grund- und Oberflächenwasserproben, entnommen am 5. Mai 1978 an den eingzeichneten Entnahmestellen (Werte = Entnahmestelle). NW-SE-Schraffur = > 130 TU, NE-SW-Schraffur = < 130 TU.

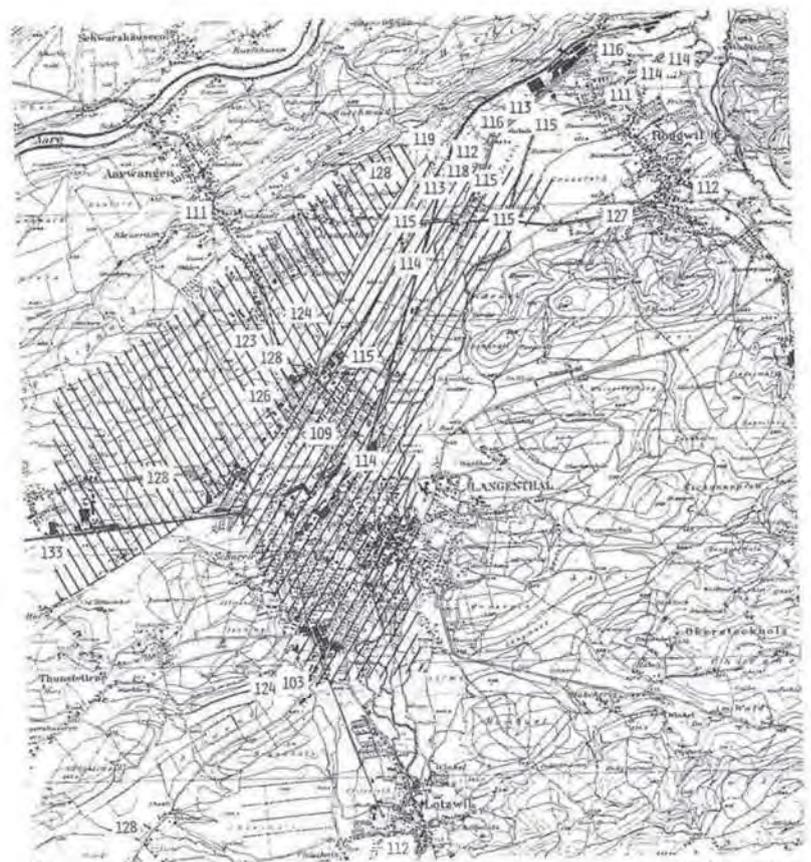


Fig. 23: ^3H -Gehalte von Grund- und Oberflächenwasserproben, entnommen in der Zeit vom 4. bis 10. 5. 1979 an den eingezeichneten Entnahmestellen (Werte = Entnahmestelle).
 NW-SE-Schraffur = > 120 TU, NE-SW-Schraffur = < 120 TU.

Die ^3H -Gehalte der Entnahmestellen G 390, 270 und 269 liegen bei der zweiten Beprobung etwas niedriger als die der grundwasserstromaufwärts liegenden Entnahmestellen G 283 und 280. Dieser Unterschied tritt bei der ersten Beprobung, soweit ein Vergleich möglich ist, nicht auf. Eine mögliche Erklärung könnte die im Gebiet dieser Entnahmestellen stattfindende Hochwasserversickerung und damit Zuzusammensetzung von Wasser eines niedrigeren ^3H -Gehalts zum Grundwasser sein. Auch die ^2H -Gehalte widersprechen nicht einer solchen Deutung.

Im übrigen fällt auf, daß der Bereich höherer ^3H -Werte bei der Übersichtsbeprobung im Mai 1978 weiter von Westen her in das Gebiet der Brunnmatten reicht als bei der Beprobung im Mai 1979.

Betrachtet man die Entnahmestelle G 279 als charakteristisch für den Grundwasserbegleitstrom der Langeten und die Entnahmestelle G 283 entsprechend für den aus dem westlichen Teil des Einzugsgebietes zufließenden Grundwasserstrom, so sollten die am Talausgang bei Roggwil liegenden Entnahmestellen G 106, 109, 332, 117 ein aus beiden Grundwasserströmen bestehendes Mischwasser zeigen. Tab. 13 zeigt, daß dies, zumindest für die Zeit der Übersichtsbeprobung am 5. 5. 1978, nicht bestätigt wird (s. auch Abschn. 2.3.5.2.).

Tab. 13: ^3H - und ^2H -Gehalte der am 5. 5. 1978 beprobten Grundwässer von Entnahmestellen, die verschiedenen Grundwasserströmen zuzuordnen sind.

Entnahmestelle	^2H -Gehalt ($\delta^2\text{H}$ -‰)	^3H -Gehalt (TU)
G 279	-77,7	118
G 283	-74,3	140
G 106	-77,5	119
G 109	-77,9	117
G 332	-78,7	121
G 117	-78,7	118

2.3.5.2. Zeitlicher Verlauf der Isotopengehalte

Der Verlauf der ^3H - und ^2H -Gehalte der über etwa ein Jahr monatlich beprobten Entnahmestellen G 018, 034, 106, 109, 263 (nur ^3H), 270 (nur ^2H), 271, 273 und 283 (nur ^2H) ist in den Fig. 24 und 25 dargestellt. Tab. 14 zeigt die daraus ermittelten Mittelwerte des ^2H - und ^3H -Gehalts der einzelnen Entnahmestellen mit den entsprechenden Standardabweichungen.

Aus den ^2H -Gehalten ist danach zu folgern, daß, falls die Entnahmestelle G 034 ($\delta^2\text{H} = -75,3\text{‰}$) als repräsentativ für den Grundwasserbegleitstrom der Langete im Süden des Einzugsgebietes angenommen wird, ein Grundwasserzufluß mit geringen ^2H -Gehalten existiert, der die $\delta^2\text{H}$ -Werte im Gebiet von Langenthal entsprechend auf die ^2H -Gehalte von -75,5 bzw. -76,3 $\delta^2\text{H}$ -‰ erniedrigt. Woher dieser Grundwasserzufluß kommen soll, bleibt nach den Isotopengehalten dahingestellt. Weiterhin kann aus dem ^3H -Gehalt der Entnahmestelle G 018 und der hohen Standardabweichung auf ein lokal gebildetes, stark von Niederschlagsereignissen abhängiges Grundwasser geschlossen werden.

Die Mittelwerte der ^3H -Gehalte liegen sämtlich über dem Jahresmittel des ^3H -Gehalts der während der Beobachtungszeit gefallenen Niederschläge (z. B. 70 TU an der Niederschlagsmeßstation Meiringen und 65 TU an der Station La Brévine).⁴⁾ Dies deutet

⁴⁾ Für die Überlassung der Meßwerte danken wir den Herren U. Siegenthaler und U. Schotter, Physikalisches Institut der Universität Bern, sehr herzlich.

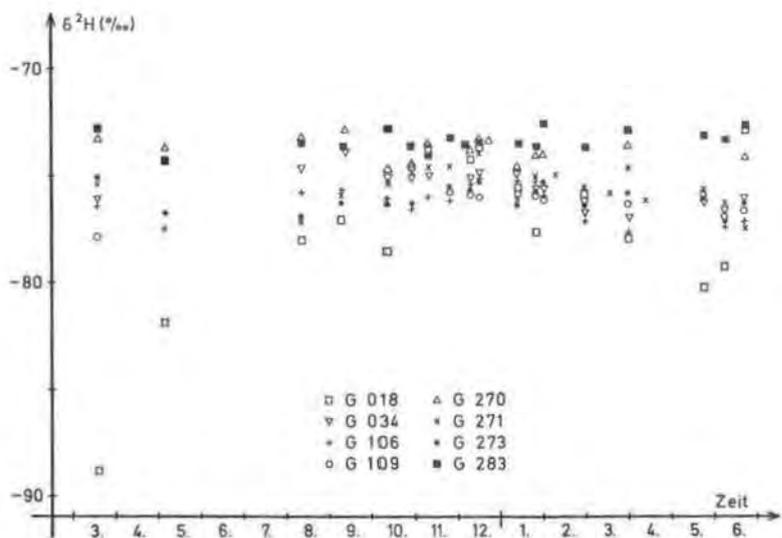


Fig. 24: Zeitlicher Verlauf 1979/80 der ^2H -Gehalte von Grundwässern an ausgewählten Entnahmestellen; Lageplan s. Fig. 11, 12.

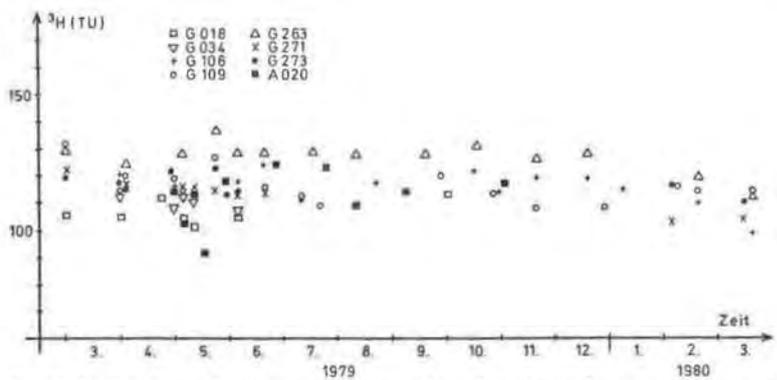


Fig. 25: ^3H -Gehalte von Grundwässern an ausgewählten Entnahmestellen sowie der Langeten bei Roggwil (Entnahmestelle A 020, Mittelwert 113 ± 9 TU); Lageplan s. Fig. 11, 12.

auf eine Verweilzeit des Grundwassers von mehreren Jahren hin. Der im Februar/März 1980 in einigen Entnahmestellen beobachtete Abfall der ^3H -Werte dürfte dem Einfluß des im Februar 1980 aufgetretenen Katastrophenhochwassers zuzuschreiben sein.

Errechnet man ähnlich wie in Abschn. 2.3.4. mittlere Verweilzeiten unter Voraussetzung des hydrologischen Exponentialmodells aus der Relation der zeitlichen Schwankungen der ^2H -Gehalte im Grund- und Niederschlagswasser, so ergeben sich die ebenfalls in Tab. 14 angegebenen Werte. Diese entsprechen der in Abschn. 2.3.5.1. entwickelten Vorstellung über die Grundwasserströmungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet.

Tab. 14: ^2H - und ^3H -Gehalte ausgewählter Grundwasserentnahmestellen, gemittelt aus Messungen an etwa monatlich entnommenen Proben von Februar 1979 bis März 1980 (s. Fig. 24 und 25). Die angegebenen Schwankungsbreiten sind Standardabweichungen vom Mittelwert. Die Verweilzeiten τ sind für ^2H auf der Grundlage des hydrologischen Exponentialmodells aus den Schwankungen des Monatsmittels des ^2H -Gehalts der Niederschläge (s. 2.3.3.) und den monatlichen Schwankungen des ^2H -Gehalts des betreffenden Grundwassers errechnet. Für ^3H wurde τ aus Fig. 26 für den betreffenden ^3H -Mittelwert entnommen.

Entnahmestelle	^2H -Gehalt (%)	Meßwertanzahl	τ (Jahre)	^3H -Gehalt (TU)	Meßwertanzahl	τ (Jahre)
G 263	-	-	-	127 ± 6,0	14	4,5
G 283	-72,8 ± 0,5	16	6,9	-	-	-
G 270	-73,8 ± 0,6	13	4,9	-	-	-
G 018	-76,4 ± 2,2	14	0,6	107 ± 4,5	7	3,0 ¹⁾
G 034	-75,3 ± 0,9	16	3,7	110 ± 2,5	5	3,3
G 271	-75,5 ± 1,1	25	2,5	113 ± 6,0	9	3,5
G 273	-76,3 ± 0,7	16	4,0	117 ± 4,0	10	3,7
G 106	-76,5 ± 0,9	19	3,8	116 ± 6,5	13	3,6
G 109	-76,0 ± 0,7	15	4,0	116 ± 6,5	16	3,6

¹⁾ Zweifelhaft, da der ^3H -Mittelwert im wesentlichen aus Meßwerten von Proben, die zwischen März und Juni 1979 entnommen wurden, ermittelt wurde.

Für die Bestimmung der mittleren Verweilzeit aus den ^3H -Gehalten wurde als Inputfunktion der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte in den Niederschlägen von Meiringen verwendet. Die mittleren Verweilzeiten wurden mit dem hydrologischen Exponentialmodell berechnet. Tab. 14 enthält die aus Fig. 26 unter Verwendung der ^3H -Mittelwerte von 1979 für die Wässer der einzelnen Entnahmestellen ermittelten Verweilzeiten, welche mit Ausnahme der Entnahmestelle G 018 gut mit den aus den ^2H -Gehalten berechneten Werten übereinstimmen.

2.3.6. Schlußbemerkung

Die Bearbeitung des Datenmaterials ist mit den gegebenen Schlußfolgerungen noch nicht abgeschlossen. Die aufgezeigten Zusammenhänge zwischen den Isotopengehalten und den hydraulischen Eigenschaften des hydrologischen Systems lassen jedoch im gegebenen Untersuchungsgebiet den Nutzen derartiger Isotopenstudien erkennen.

Für ihre Mitwirkung bei den Messungen danken wir Frau A. Olfmann, Frau A. Strunz sowie den Herren H. Lowag, G. Lust und F. Staudner. Bei der Erstellung des Manuskriptes haben Frau R. Grimm und Frau G. Huth in dankenswerter Weise geholfen.

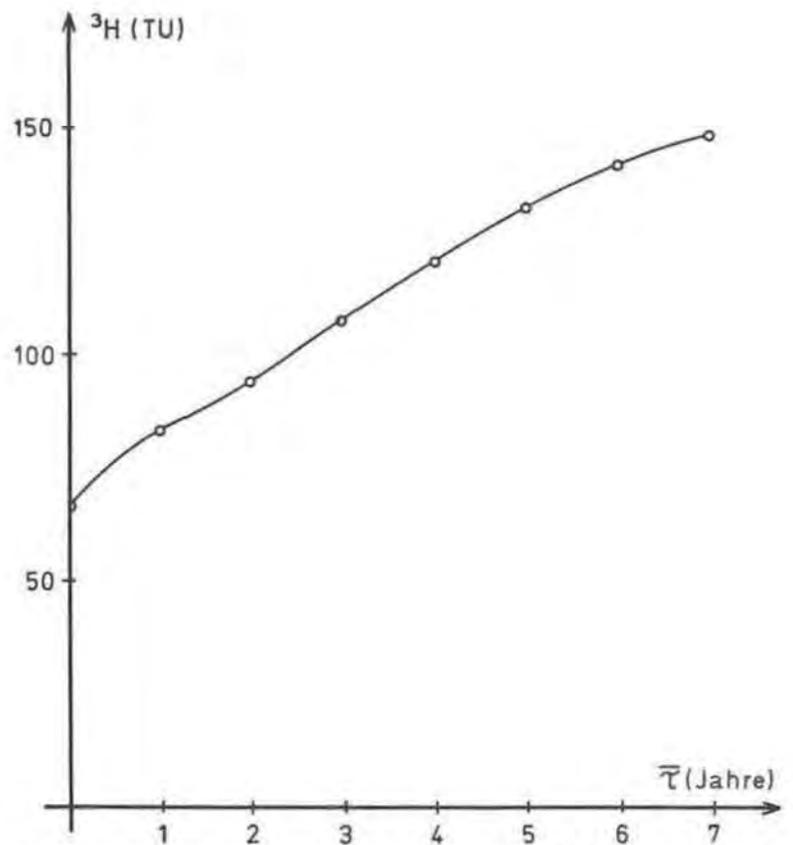


Fig. 26: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert 1979 des ^3H -Gehältes und der mittleren Verweilzeit $\bar{\tau}$, errechnet mit dem hydrologischen Exponentialmodell unter Verwendung der ^3H -Jahresmittelwerte der Niederschlagsmeßstation Meiringen als Inputfunktion.

3. Der kombinierte Markierversuch 1979/80

3.1. Organisation und Ablauf des Versuches (Ch. LEBUNDGUT)

3.1.1. Planung

Entsprechend der Zielsetzung des Versuches, wie sie im einleitenden Kapitel bereits umschrieben wurde, sollten künstliche Tracer auf ihre Eignung beim Einsatz auf lange Distanzen im Porengrundwasser untersucht werden.

Bei der Planung des kombinierten Markierversuches als dem Kernstück dieser Untersuchungen konnten wir bereits auf die ersten Ergebnisse der Voruntersuchungen (vgl. Kap. 2.) und auf die allgemeinen Kenntnisse dieses Gebiets (vgl. Kap. 1.) zurückgreifen.

Die Auswahl der Eingabestellen mußte einerseits nach tracermethodischen, andererseits auch nach regionalhydrologisch-wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten erfolgen. Weiters mußten auch bis zu einem gewissen Grad rein technische Gesichtspunkte mitberücksichtigt werden wie z. B. Zugangsmöglichkeiten, Beschaffenheit der Eingabestellen, Meßnetz und andere.

Zu den wichtigsten methodischen Kriterien gehörten:

- Die einzusetzenden Markierstoffe sollten sich gegenseitig nicht stören;
- die unterschiedliche Nachweisempfindlichkeit mußte berücksichtigt werden.

Um ein für die Praxis verwertbares Resultat zu erzielen, mußte danach getrachtet werden, den Versuch so anzusetzen, daß bisher unbekannte oder fragliche Aspekte der regionalen Hydrologie angegangen wurden. Dies war einmal die Überprüfung der sich aus den Voruntersuchungen herausgeschälten Grundwasserprovinzen und damit des Einflusses der Bewässerungsinfiltrationen. Zum anderen wurde ein umfassendes Bild über die grundwasserdynamischen Verhältnisse angestrebt. Allerdings mußte bei der Versuchsanordnung auf die bestehende Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser Rücksicht genommen werden. Da in der näheren Umgebung der Eingabestellen zwangsläufig hohe Tracerkonzentrationen auftreten, mußten die Eingabestellen in genügender Entfernung der Fassungen liegen.

Bei der Auswahl der Tracer konnte einerseits auf die Erfahrung zurückgegriffen werden, andererseits sollten auch neuere Markierstoffe getestet werden. Als geeignete Tracer in Lockergesteinen sind Uranin, Eosin und Natriumchlorid bekannt. Diese drei Markierstoffe wurden je in einer Eingabestelle eingesetzt, sollten also als „Leittracer“ funktionieren.

Dazu kam je ein im Einsatz in Lockergesteinen unbekannter Markierstoff. Das Uranin sollte durch Borsäure begleitet werden. Zum Eosin wurde Tinopal ABP gestellt, und neben Natriumchlorid sollte Indium eingesetzt werden.

Mit dieser Versuchsanordnung erhoffte man sich einen optimalen Erfolg in methodischer und regional-hydrologischer Sicht. Mindestens einer der beiden Markierstoffe, der „Leittracer“, sollte in jedem Falle einen positiven Nachweis erbringen. Damit wäre dann auch der Vergleich zum unbekanntem Markierstoff möglich.

Der Arbeitsaufwand für die Planung, Vorbereitung, Durchführung und Auswertung eines solchen kombinierten Markierversuches ist enorm groß. Dies war denn auch eines der Hauptprobleme der Durchführung überhaupt. Mit einer klaren Planung und Aufgabenverteilung ließen sich diese Schwierigkeiten überwinden.

Die Hauptlast lag naturgemäß auf den Mitarbeitern aus dem Geographischen Institut Bern. Die beschränkte Arbeitskapazität der Abteilung Gewässerkunde erlaubte nur einen beschränkten Einsatz an Assistentenkraft. Die Hauptlast der Arbeit in der Vorbereitungs- und Feldphase lag daher bei J. Kövesdi. Selbstverständlich mußte diesen Realitäten Rechnung getragen werden, so daß etwa das Wünschbare dem Realisierbaren zu weichen hatte.

3.1.2. Einspeisung der Markierstoffe

Die Vorbereitung für die Einspeisung selbst erfolgte nach den bekannten Grundsätzen. So durften z. B. die mit der Impfung beschäftigten Personen mit der Probenentnahme nichts zu tun haben. Dies ließ sich einfach lösen, indem Mitglieder der „Arbeitsgruppe Tracer“ diesen wichtigen Teil des Versuches durchführten. Eine äußerst wertvolle Unterstützung bedeutete die mobile Brauchwasserversorgung mittels

Tankwagen durch die industriellen Betriebe der Gemeinde Langenthal. Damit konnte jede beliebige Menge Vor- und Nachspülwasser bereitgestellt werden. Die Markierstoffe wurden in großen Fässern an Ort und Stelle vorgelöst und als konzentrierte Lösungen direkt ins Grundwasser eingegeben. Die Salzsole konnte direkt ab Tankwagen eingespeist werden (Tab. 15).

Tab. 15: Einspeisung der Markierstoffe am 28. 4. 1979.

Eingabestelle	Zeit	Tracer	Menge	gelöst in l Wasser	Spülwasser- menge	Verant- wortliche
G 064 (4 1/2'- Pegelrohr)	08.35-09.00	Eosin (E)	20 kg	250	-	V. MAURIN H. HÖTZEL
	09.10-09.40	Tinopal	100 kg	flüssig	200 l	
	10.25-10.35	ABP flüssig (T)			+2,5 m ³	
G 276 (2 1/2'- Pegelrohr)	09.15-09.20	Uranin (UR)	10 kg	100	300 l	W. KASS
	10.45-12.10	Borax (B)	100 kg	1000		
G 209 (4 1/2'- Pegelrohr)	09.05-09.10	Indium (In)	205 g	-	200 l	H. BEHRENS W. STICHLER
	09.14-11.50	Kochsalzsole (NaCl)	15 m ³	Sole	300 l	

3.1.3. Probenentnahmen

Die großen Entfernungen im Aquifer bis max. über 3 km ließen auf eine monatelange Beobachtungsdauer schließen, dies auch unter Berücksichtigung der relativ großen Fließgeschwindigkeiten im zu untersuchenden Grundwasserträger.

Zu dieser zeitlichen Belastung kam eine weitere große Aufgabe in Form der zahlreichen möglichen Beobachtungsstellen, die zu beproben waren, dazu. Eine sorgfältige Planung unter Festsetzung von Prioritäten war deshalb unumgänglich. Grundsätzlich wurden alle im Gebiet zur Verfügung stehenden Beobachtungsstellen mit einbezogen. Aus praktischen Gründen wurden folgende Prioritäten gesetzt:

1. Pumpwerke, Quellfassungen, Brunnen
2. Piezometerrohre mit festinstallierten Pumpen
3. Piezometerrohre mit periodischem Pumpbetrieb zwecks Probenentnahme
4. übrige Aufschlüsse, zum Teil nur mit Aktivkohle bestückt.

Ein nicht zu unterschätzender Arbeitsteil war die Herrichtung der einzelnen Probenentnahmestellen. Bewilligungen mußten eingeholt, Schlüssel beschafft, Elektro- und Wasseranschlüsse und zahlreiche Hilfsmittel montiert werden.

Eine unerläßliche Hilfe dazu stellte die Unterstützung durch die Gemeinden und Industrien im Untersuchungsgebiet dar. So wurde uns überall freier Zutritt zu den Fassungsanlagen gewährt. Wo nötig, wurden zusätzliche Meßgeräte oder Einrichtungen für die Probenentnahmen montiert bzw. die Bewilligung dazu gegeben. Die industriellen Betriebe der Gemeinde Langenthal haben sich auch aktiv an der Einspeisung beteiligt, und die Gemeinde Roggwil hat uns während über anderthalb Jahren an zentraler Stelle einen Raum zur Verwendung als Materialbasislager zur Verfügung gestellt.

Die Markierstoffe sollten gemäß Planung in Arbeitsteilung und zu Kontrollzwecken von verschiedenen Instituten der Arbeitsgruppe analysiert werden. Dies brachte eine weitere organisatorische Schwierigkeit mit sich, mußten doch an jeder Probenentnahmestelle mehrere Proben von unterschiedlicher Menge und in unterschiedlichen Probenflaschen gezogen werden. Wohl wäre es einfacher gewesen, an allen Probenentnahmestellen je ein maximales Probensortiment zu erheben, doch hätte dies eine unzumutbare Probenmenge und hohe Transport- und Materialkosten gebracht.

Eine Rationalisierung war unumgänglich. Dazu wurden sogenannte Probenentnahmetypen geschaffen:

TYP A: für Erhebungen im Bereiche der Einspeisung I

(E und T)

TYP B: für Erhebungen im Bereiche der Einspeisungen I und II

(E, T, UR und Borax)

TYP C: für Erhebungen im Bereiche der Einspeisungen I, II und III

(E, T, UR, Borax, NaCl und Indium)

TYP I: für Isotopenbestimmungen (D, O, T)

TYP K: für Aktivkohlesonden – Einsatz

↓ einhängen

↑ herausnehmen

↕ wechseln

Entsprechend ihrer Lage bestehen unterschiedliche Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Meßstellen bezüglich der eintreffenden Tracer. Einige Meßstellen müssen in der Anfangsphase sehr dicht beprobt werden, andere gar nicht. Ein Tracerversuch ist dynamisch, der Probenentnahmeplan muß daher auch so aufgebaut sein. Mit Hilfe der verschiedenen Probenentnahmen und des (rollenden) Probenentnahmeplanes konnte eine rationelle, jederzeit den aktuellen Verhältnissen optimal angepaßte Meßkampagne durchgeführt werden.

Um den arbeitsaufwendigsten Teil des Versuchsprogrammes, die Probenentnahmen im Felde, nach Möglichkeit zu vereinfachen, mußte jede Probenentnahmestelle mehr oder weniger hergerichtet werden, bzw. waren dazu die nötigen Probenentnahmegeräte zu beschaffen. Diese Vorarbeiten können wir hier nicht im einzelnen beschreiben. Sie reichen von der einfachen Bezeichnung der Meßstelle bis zur Montage einer Unterwasserpumpe.

Ein besonderes Problem stellten die zahlreichen Piezometerrohre von unterschiedlichen Durchmessern und mit unterschiedlichen Flurabständen dar. Nach den Erfahrungen von W. KASS wurden hier zwei Pumpentypen zum Einsatz gebracht, die eine saubere Probenentnahme aus den Piezometerrohren im Felde ermöglichten.

Für Grundwasser mit Flurabständen bis ca. 7 m wurde die Motorsaugpumpe Pz-12 eingesetzt. Dieses Gerät erwies sich im Feld dank seines verhältnismäßig geringen Gewichtes (komplett ca. 9 kg) und seiner einfachen Handhabung als äußerst nützlich und zuverlässig. Der Einsatz dieses Gerätes ist durch die gegebene max. Saughöhe von ca. 7 m begrenzt.

Für tiefer liegende Grundwasser kam die elektrische Kleinstunterwasserpumpe zum Einsatz. Ihre Vorteile liegen im geringen Durchmesser und der Netzunabhängigkeit. Sie kann in Piezometerrohren bis 2½" Durchmesser eingesetzt werden. Allerdings ist die Pumpe nicht sehr robust und die Handhabung etwas zeitaufwendig. Eine nähere Beschreibung findet sich in W. KASS (1978).

Besondere Probleme stellte die Beprobung an jenen Piezometerrohren, die mit registrierenden Pegelschreibern bestückt waren. Hier mußten unter Umständen Schwimmer und Gegengewicht jedesmal aus- und wieder eingebaut werden.

Auf den mit institutseigenen Pegelschreibern versehenen Rohren wurden bereits zu Beginn der Untersuchungen am Anfang des Jahrzehnts sog. Kippplatten montiert.

Diese Pegelschreiber sind normalerweise mit einem konischen Flansch auf dem Rohrflansch fest angeschraubt. Zur Einführung von Sonden oder Förderschläuchen muß der Pegelschreiber samt Flansch demontiert werden. Eine solche Konstruktion kommt wegen des Zeitaufwandes nur für gelegentliche Beprobungen in Frage.

Eine Weiterentwicklung des festen Flansches stellen die sogenannten Schwenkeinrichtungen dar. Über zwei Scheiben, die drehbar miteinander verbunden sind, kann der Pegelschreiber von der Rohröffnung weggedreht werden. Die obere Scheibe des konischen Geräteflansches ist mit der unteren, dem Rohrflansch aufgesetzten Scheibe durch zwei Imbusschrauben verbunden.

Diese Konstruktion weist zwei gewichtige Nachteile auf. Beim Abdrehen des Gerätes wird nicht die gesamte Rohröffnung freigegeben. Das Einführen von Unterwasserpumpen und gewissen Sonden kann damit Schwierigkeiten bereiten bzw. verunmöglicht werden. Das Aus- und Eindrehen der Imbusschrauben ist etwas mühsam. Zudem frieren diese im Winter regelmäßig

ein, da die Vertiefungen, in denen die Imbusschrauben eingesetzt sind, das Regen- und Schmelzwasser geradezu einsammeln.

Ausgedehnte Versuche in den Jahren 1973 und 1974 haben uns bereits damals nach einer praktischeren Lösung suchen lassen. Die im folgenden beschriebene *Kippplatte* stellt das Resultat dieser Bemühungen dar.

In einfacher Weise werden mit der Kippplatte die genannten Probleme gelöst:

1. Das Pegelschreibergehäuse wird direkt auf dem oberen Teil der Kippplatte befestigt, deren Unterteil auf das Rohr geschraubt wird. Das konische Zwischenstück entfällt.
2. Durch Lösen einer durchgehenden Schraube im Gehäuse kann das Gehäuse ohne weitere Manipulationen 90° nach hinten geklappt werden.
3. Die durchgehende Schraube ist vorne rechts gut zugänglich angebracht. Da sie sich im Gehäuseinneren befindet, besteht keine Vereisungsgefahr. Ebenso besteht für Unbefugte keine Zugangsmöglichkeit.
4. Das Wegklappen um 90° legt die volle Rohröffnung frei, so daß beliebig Sonden und Geräte eingeführt werden können.

Die Kippplatte ermöglicht damit ein schnelles Einrichten von schreiberbestückten Pegelrohren für Messungen und Probenentnahmen, ebenso ein rasches Wiederinstandstellen der Schreibgeräte. Der bisherige Gebrauch an zahlreichen Meßpunkten mit häufiger Beprobung hat keine Nachteile gezeigt. Das Gerät ist heute im Handel erhältlich.

3.2. Methodik und Ergebnisse der Tracerversuche

3.2.1. Fluoreszenztracer

3.2.1.1. Abriß der Methodik (Ch. LEIBUNDGUT)

Zusammen mit den Salzen, den Lycopodiumsporen, den aktivierbaren und radioaktiven Tracern gehören die Fluoreszenztracer zur Gruppe der künstlichen Tracer. Da sie meist in natürlichen Gewässern nicht vorkommen, können sie als Markierstoffe eingesetzt werden.

Bei tracerhydrologischen Gewässeruntersuchungen werden belebte aquatische Systeme geimpft. Da die kontaminierten Wasser heute zudem meist direkt oder indirekt als Trinkwasser gebraucht werden, stellt sich die unbedingte Forderung an die Markierstoffe nach Unschädlichkeit bei Kontakt und in Korporation von solchen Stoffen. Deshalb und aus Gründen der Reproduzierbarkeit bei Versuchen werden strenge Anforderungen an hydrologische Tracer gestellt. Die oben aufgeführten Substanzen erfüllen diese Forderung unterschiedlich gut. Die Gruppe der Fluoreszenztracer weist gesamthaft eine gute Eignung zum Einsatz als Markierstoffe auf (vgl. Ch. LEIBUNDGUT & P. HIRSIG, 1977).

Fluoreszenz und Phosphoreszenz werden zusammen mit einigen anderen Leuchtvorgängen unter dem Oberbegriff „Lumineszenz“ zusammengefaßt. Fluoreszierende Stoffe absorbieren Licht bestimmter Wellenlängen (Excitations- oder Absorptionsspektrum) bei gleichzeitiger Emission von Licht anderer Wellenlängen (Emissions- oder Fluoreszenzspektrum). Nach der Stokeschen Regel ist das emittierte Licht langwelliger als das absorbierte. Für die physikalischen Grundlagen und Einzelheiten der Fluoreszenz verweisen wir auf die einschlägige Literatur (J. EISENBRAND, 1966, u. a.).

Die Absorptions- bzw. die Emissionsspektren sind für die einzelnen fluoreszierenden Stoffe charakteristisch und konstant. Fluoreszierende Farbstoffe können daher anhand der Spektren identifiziert werden und eignen sich aus diesem Grunde als hydrologische Markierstoffe. Zur Identifikation der fluoreszierenden Tracer wendet man heute zumeist das Behrens-Verfahren an (H. BEHRENS, 1973). Dabei wird durch gleichzeitiges Durchfahren des spezifischen Wellenlängenbereiches ein kombiniertes Excitations-Emissionsspektrum aufgezeichnet (Doppelscanning, Fig. 27).

Dieses Verfahren erlaubt es, *gleichzeitig* mehrere Farbtracer einzusetzen und auf elegante Weise in *einem* Arbeitsgang mehrere fluoreszierende Farbstoffe in der gleichen Wasserprobe auszumessen (Fig. 28). Der Markiertechnik sind mit der Möglich-

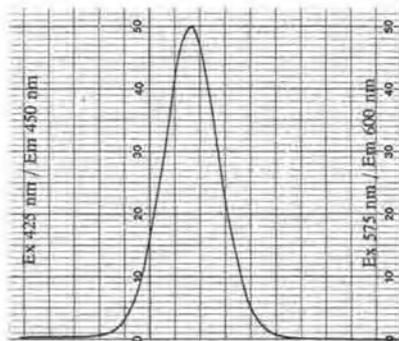


Fig. 27: Kombiniertes Exitations-Emissionsspektrum von Uranin mit Fluoreszenzmaxima bei 491 nm Exitation (Ex) bzw. Emission (Em) 516 nm. Aufgenommen mit Monochromatorabstand von 25 nm.

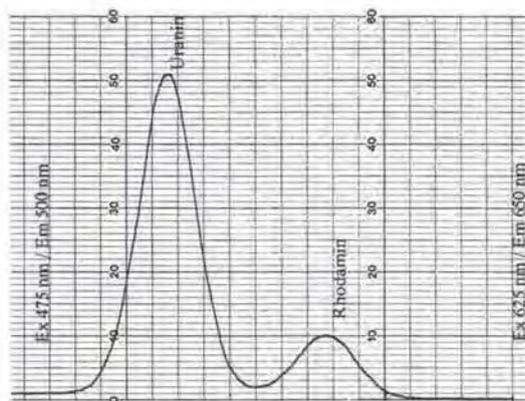


Fig. 28: Kombiniertes Exitations-Emissionsspektrum eines Tracergemisches von Uranin und Rhodamin. Aufgenommen in einem Arbeitsgang bei gleitenden Monochromatoren mit Abstand 25 nm.

keit der simultanen Anwendung mehrerer fluoreszierender Tracer neue Dimensionen eröffnet.

Markierstoffe sollten im Wasser in kleinsten Konzentrationen noch nachgewiesen werden können. Für fluoreszierende Farbstoffe liegt die Nachweisgrenze mit den heute gebräuchlichen Fluorometern in der Größenordnung von 0,01 ppb. Allerdings setzt der Spurennachweis eine gute Kenntnis der meßtechnischen Schwierigkeiten voraus (Tyndall-, Ramaneffekt usw.).

Die fundamentalen methodischen Kenntnisse und die Grundlagen der Meßtechnik sind bei den Anwendungen im Karst, im Porengrundwasser und in Fließgewässern bereits erarbeitet und in der Literatur ausführlich beschrieben worden (W. Käss,

1967; H. MOSER & H. SAGL, 1967; W. B. WHITE, 1967; J. F. WILSON, 1968; H. BEHRENS, 1973; Ch. LEIBUNDGUT, 1974).

Die Vorzüge und die relativ einfache Handhabung der fluoreszierenden Tracer dürfen nun aber nicht dazu verleiten, diese kritiklos zu verwenden. Es gilt einmal, für jeden Anwendungsbereich (Grundwasser, Fließgewässer, Seen) die grundlegenden methodischen Eigenheiten zu kennen. Im weiteren müssen dann die für jeden einzelnen Versuch besonderen Bedingungen berücksichtigt werden. Bei limnologischen Anwendung in lichtdurchlässigen Schichten die photochemische Stabilität entscheidend, grund als bei den in obenstehender Literatur beschriebenen Anwendungen. Während bei Verwendung im Untergrund die Adsorptionsneigung meist die wichtigste Größe darstellt, spielt sie hier nur eine untergeordnete Rolle. Hingegen wird nun bei Anwendung in lichtdurchlässigen Schichten die photochemische Stabilität entscheiden.

Falls nur qualitative Versuchsanordnungen bestehen, spielen die Größen der chemischen und physikalischen Stabilität eine geringe Rolle. Wenn aber quantitativ gearbeitet werden soll, erhalten Temperatur- und pH-Abhängigkeit, Adsorptionsverhalten und photochemische Zerfallsraten starke Bedeutung.

Je nachdem, ob die Messung der Fluoreszenz als Probe im Labor oder in situ im Wasserkörper erfolgt, werden verschiedene Probleme im Vordergrund stehen. Bei der Messung im Labor wird die Probenentnahme, bei der Direktmessung die saubere Messung der spezifischen Fluoreszenz die größten Schwierigkeiten bieten. Falls mehr als ein fluoreszierender Tracer gleichzeitig eingesetzt wird, müssen die einzelnen Stoffe aufgrund ihrer spektralen Verteilung identifiziert und gemessen werden. Dies ist zur Zeit nur im Labor mit einem Spektrofluorometer möglich (Tab. 16).

Tab. 16: Spektralbereich einiger fluoreszierender Tracer: Absorptions- und Emissionsmaxima sind abhängig von der Geräteanordnung, vom spektralen Apparatetyp, von der Art des Lichtempfängers sowie z. T. von der Konzentration * des Fluoreszenzfarbstoffes.

Farbstoff	Abkürzung	Absorptionsspektrum (max.)	Emissionsspektrum (max.)
Rhodamin B	RB	550 nm	575 nm
Sulfo- oder Amidorhodamin	SRG	530 nm	555 nm
Eosin	E	515 nm	540 nm
Uranin	UR	491 nm	516 nm
Tinopal	T	390 nm*	415 nm*

3.2.1.2. Angewendete Meßverfahren (W. KÄSS)

Im geochemischen Laboratorium des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg in Freiburg/Br. wurden mit einem ZEISS-Spektrofluorometer mit 2 Monochromatoren die Untersuchungen auf Uranin, Eosin und Tinopal vorgenommen. Die Fluoreszenzmessung wird bei dem verwendeten Gerät mit einer 450-W-Xenonlampe durchgeführt. Die Gerätebedingungen sind in Tab. 17 zusammengestellt. Alle Wasserproben wurden zunächst bei fest eingestellten Wellenlängen gemessen. Lediglich bei zunächst nicht deutbaren Meßwerten wurden Fluoreszenzspektren angefertigt, wobei der Wellenlängenabstand der zwei Monochromatoren 20 nm betrug (für das Tinopal beträgt der Abstand 70 nm). Dadurch war es möglich, störende Einflüsse und mögliche Überschneidungen eindeutig auszumachen. Da eine Überschneidung von Uranin- und Eosinaustritten nicht vorlag, war eine spektrale Auftrennung beider Farbstoffe nicht notwendig. Tinopal wurde an keiner Austrittsstelle festgestellt. Zur Unterdrückung von Streulicht wurde bei der Uranin- und Eosinmessung ein Polari-

sationsfilter verwendet. Dieser besitzt jedoch im Ultraviolettbereich keine Durchlässigkeit, so daß für die Tinopaluntersuchung keine Verwendungsmöglichkeit besteht.

Um eine Untersuchung während des Routinebetriebes durchführen zu können, wurden die Proben für jeden Farbstoff bei fest eingestellten Wellenlängen mit einem automatischen Probenwechsler durchgemessen. Dieses Gerät erlaubt die Registrierung in einer Durchflußzelle bei einem Verbrauch von rund 50 ml Probenlösung. Nur bei sehr stark wechselnden Farbstoffkonzentrationen muß die Zelle mit einer größeren Menge gespült werden. Automatischer Probenwechsler und Fluorometer sind elektrisch gekoppelt, so daß vollautomatischer Betrieb möglich ist. In einer Stunde können etwa 50 Proben gemessen werden. Die Meßwerte werden übersichtlich auf 24 cm breiten Schreibstreifen registriert und zusätzlich mit einem Drucker auf Druckstreifen gedruckt. Die in der Tabelle angegebenen Erfassungsgrenzen gelten für durchschnittliche Bedingungen. Bei Probenserien mit sehr trübstoffarmem Wasser können die Erfassungsgrenzen noch halbiert werden.

Tab. 17: Gerätebedingungen bei der Untersuchung auf die fluoreszierenden Farbstoffe beim Versuch Langental mit dem ZEISS-Spektralfluorometer mit 2 Gittermonochromatoren.

Farbstoff	Anregungs- wellenlänge (nm)	Fluoreszenz- wellenlänge (nm)	Erfassungs- grenze (mg/m ³)	Polarisations- filter
Uranin	492,5	512,5	0,002	+
Eosin	517,5	537,5	0,01	+
Tinopal	364	434	0,01	-

Gesamthalt wurden im geochemischen Laboratorium des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg in Freiburg im Breisgau 597 Uranin-Proben, 398 Eosin-Proben und 269 Tinopal-Proben, also total 1264 Proben, untersucht.

Zu diesen von W. KÄSS durchgeführten Fluoreszenzmessungen erfolgten die Parallelmessungen im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bern. Die Proben wurden auf einem BAIRD-ATOMIC SFR-101 spektralfluorometrisch nach dem im Abschn. 3.2.1.1. aufgeführten Verfahren gemessen.

3.2.1.3. Uranin (W. KÄSS, Ch. LEIBUNDGUT)

Die parallelen Laboranalysen auf Uranin in den Labors des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg und des Geographischen Instituts ergaben übereinstimmende Resultate. Einzelne Differenzen konnten durch Kontrollmessungen bereinigt werden.

Fig. 29 gibt einen Überblick über die räumliche Verteilung des Uranin-Versuches. Vom Einspeisepunkt weg konnte der Tracerdurchgang über die Meßstellen G 278 – G 209 – G 208 bis an den Terrassenrand zu G 109 – G 116 – G 117 verfolgt werden. Die beiden weiter östlich gelegenen Beobachtungsstellen reagierten negativ. Da auch westlich der gefundenen Abflußlinie nur bedingt positive Reaktionen erfolgten, stehen wir vor der erstaunlichen Tatsache, daß das Grundwasser aus dem Bereich der Wüestmatten (G 276) in einer schmalen, eng begrenzten Abflußrinne dem Terrassenrand östlich der Langeten bis Chülperg zufließt. Zu den vereinzelten positiven Uranin-Werten lassen sich folgende Feststellungen machen:

Die Beobachtungsstellen G 085 und G 210 liegen am Rande der östlichen Grundwasserprovinz „Roggwiler Terrasse“ im Übergangsbereich zur Brunnmatt und zur mittleren Provinz. Entsprechend sind auch hier vereinzelte schwache Reaktionen vorhanden. Bei G 210 eine einzige positive Reaktion am 26. Juni 1979 von 17 Proben

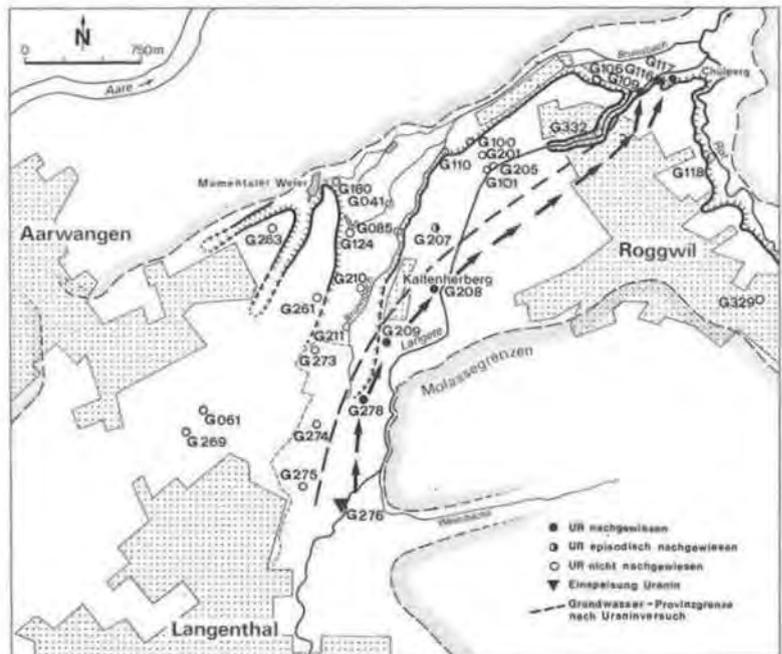


Fig. 29: Räumlicher Überblick über die Ergebnisse der Markierung mit Uranin.

und bei G 085 zwei positive Reaktionen am 19. und 26. Juni 1979 (20 Proben). Die positiven Reaktionen erfolgten zu einer Zeit hoher Konzentration im Bereich G 209, aus dem der Zufluß hätte stattfinden müssen. Die Grundwasser-Verhältnisse in dieser Periode machen einen Zufluß von G 209 her unwahrscheinlich. Der geringe Gefällsunterschied zwischen G 209 und G 210 wurde Ende Juni 1979 noch durch einen kurzfristigen Spiegelanstieg im Bereich der oberen Brunnmatten verflacht.

Die positiven Reaktionen bei G 207 vom 26. Juni bis 25. September sind, mit Ausnahme der Probe vom 10. Juli ($0,185 \text{ mg/m}^3$), ebenfalls sehr schwach. Sie können als Werte gedeutet werden, wie sie in äußersten Randbereichen eines Grundwasserstromes vorkommen können. Wahrscheinlicher und den Gefällsverhältnissen eher entsprechend handelt es sich hier aber um das Abdrängen von Grundwasser durch Bewässerungsinfiltrationen im Raume G 208 bis Kaltenherberge bzw. oberstes Grunholz.

In dieser Zeit wurde die Langeten Richtung Brunnmatt abgeleitet (vgl. Kap. 2.1.). Diese Ableitung erfolgt mit Unterbrechungen, so daß das uraninbeladene Grundwasser im Bereich G 208, das in dieser Zeit eine Konzentration von $2-4 \text{ mg/m}^3$ aufwies, durch die senkrecht infiltrierenden Bewässerungswässer teilweise abgespalten werden konnte und in Richtung Grunholz abfloß. Die starken Bewässerungen im obersten Grunholz Anfang Juli haben dann das Gefälle noch so weit ändern können, daß diese Grundwasserpakete bis in den Raum G 207 gelangen konnten.

Die von insgesamt 8 Proben dreimal ganz schwach positiv reagierende Meßstelle G 332 (September 1979) steht erwiesenermaßen mit der Langeten direkt in Verbindung (Ch. LEIBUNDGUT, 1975). Da auch die Langeten gelegentlich ganz schwach Uranin oder uraninähnliche Fluoreszenzen aufwies, muß auch diese Meßstelle als positiv eliminiert werden. Diese Schlußfolgerung wird gestützt durch die vollkommen negative Reaktion von G 106 während der ganzen Versuchsdauer.

Die Meßstelle G 117 wies Anfang September 1979 eine Konzentration von 0,012 mg/m³ auf. Dies zu einer Zeit, da beim benachbarten G 109 maximale Konzentrationen auftraten. Dies zeigt, daß G 117 bereits randlich im Grundwasserträger der Roggwiler Terrasse liegt und zum Teil aus dem lateral zufließenden Hangwasser gespeist wird. Die Meßstelle G 116 verhielt sich abgeschwächt wie G 109.

Auf der Grundlage der Tracer-Durchgangskurve (Fig. 30) können die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers im durchflossenen Abschnitt nach der Formel $V_n = \frac{S}{t}$ berechnet werden.

An den Pegelrohr-Beobachtungsstellen G 278, G 209 und G 208 konnten naturgemäß keine Durchflußmengen mit Gültigkeit für den Aquifer bestimmt werden. Somit können hier nur die maximalen, die intensiven und die minimalen Abstandsgeschwindigkeiten ermittelt werden, die mittleren wurden aus der Durchgangskurve abgeschätzt. Einen ausgezeichneten Meßpunkt für Tracerversuche stellt die Fassung Roggwil G 109 dar. Da hier das am Terrassenrand austretende Grundwasser gefaßt wird, herrscht ein kontinuierlicher, ungestörter Abfluß. Die Abflußmengen werden über einen Druckluftpegel/Meßüberfall laufend aufgezeichnet, so daß eine Berechnung der Frachten und damit der mittleren Abstandsgeschwindigkeit vorgenommen werden kann. Die ermittelten Fließgeschwindigkeiten sind in Tab. 18 zusammengestellt.

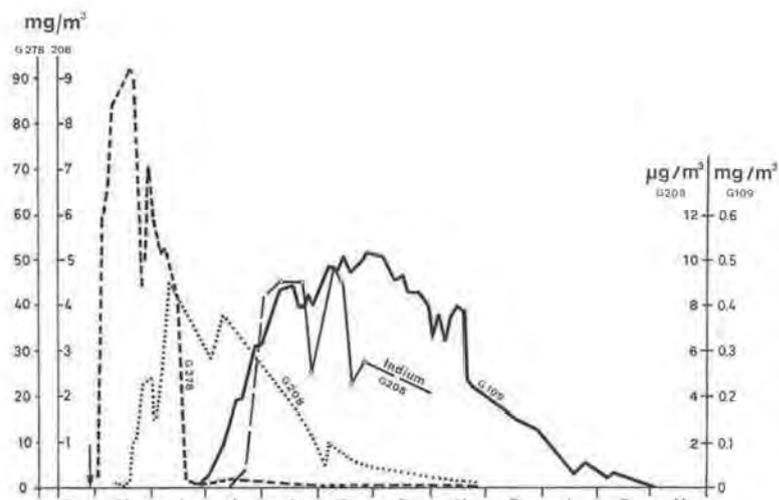


Fig. 30: Durchgangskurven von Uranin (mg/m³) in den Meßstellen G 278, G 208, G 109 und Indium (µg/m³) in G 208 (siehe Fig. 12).

Tab. 18: Ermittelte Abstandsgeschwindigkeiten aus dem Uraninversuch.

	V_s max [m/d]	V_s med [m/d]	V_s int [m/d]	V_s min [m/d]
G 278	144	~ 24	27	< 2,8
G 208	104	~ 23	~ 32	< 6,8
G 109	55	21	~ 20	10,5

Um einen weitergehenden Einblick in das Fließverhalten des Grundwassers zwischen G 278 und G 109 zu gewinnen, wurden die maximalen Abstandsgeschwindigkeiten für die einzelnen Teilstrecken und die dazugehörigen Einheitsgeschwindigkeiten berechnet (Tab. 19). Mit einer Spanne zwischen 144 m/d und 42 m/d sind die maximalen Abstandsgeschwindigkeiten in den einzelnen Teilstrecken recht unterschiedlich. Aus der Erfahrung wissen wir, daß die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers mit zunehmender Entfernung vom Ausgangspunkt abnehmen. Diesem Gesetz folgen auch die hier ermittelten Geschwindigkeiten.

Unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten können aber durch entsprechende Gefälle bedingt sein. Diese liegen zwischen 6,8 und 9,6‰. Ein erster steiler Abschnitt (9,6‰) wird von einem flachen mittleren (6,8‰) abgelöst, der im langen Schlußabschnitt wieder in ein etwas größeres Gefälle übergeht (7,6‰).

Als Einheitsgeschwindigkeit wird eine effektiv gemessene Fließgeschwindigkeit, reduziert auf ein einheitliches Gefälle von 1‰, verstanden. Die hier berechneten Einheitsgeschwindigkeiten sind zwar ausgeglichener als die maximalen Abstandsgeschwindigkeiten, die Tendenzen blieben aber erhalten. Dies bedeutet, daß zumindest keine großen Unterschiede in der Durchlässigkeit des Aquifers im Mittel der einzelnen Teilstrecken zu bestehen scheinen.

Tab. 19: Zusammenfassende Ergebnisse der einzelnen Teilstrecken in der Region Wüestimatten - Grünholz - Roggwil. Die Summe der Teilabschnitte entspricht nicht dem totalen Abstand, weil jedesmal die Luftlinie gemessen wurde. E = Einheitsgefälle.

Teilstrecken	Entfernung (m)	mittl. Δh GWSp. (m)	mittl. Neigung GWSp. (‰)	Fließ- dauer (d)	Abstandsgeschwindigkeit in m/d	Maximale Abstandsgeschwindigkeit bei E 1‰
I G 278-278	575	5,50	9,6	4	144	15,0
II G 278-208	1450	11,80	8,0	14	104	13,0
III G 278-109	3250	25,85	8,0	59	55	6,9
IV G 278-208	900	6,10	6,8	10	90	13,2
V G 278-109	2775	20,35	7,3	55	50	6,8
VI G 208-109	1875	14,25	7,6	45	42	5,5

Die Berechnung der wiederausgebrachten Uraninmenge beim Grundwasseraustritt G 109 erfolgte über die Konstruktion einer Summenkurve. Die Tagesmittelwerte der Konzentration wurden mit den mittleren Tagesabflüssen von G 109 multipliziert. Die total wiederausgebrachte Tracermenge betrug 468 g. Dies entspricht 4,8% der eingespeisten Uraninmenge (Fig. 31).

An den Nebenaustritten der alten Fassung G 116 und der Fassung Murgenthal G 117 wurden ebenfalls geringe Mengen von Uranin gemessen. Die Schüttung von G 116 beträgt im Mittel ca. 10% der Schüttung in der Hauptquelle G 109. Der Farbdurchgang war nur kurz von Ende Juli bis September 1979. Ab Oktober enthielten

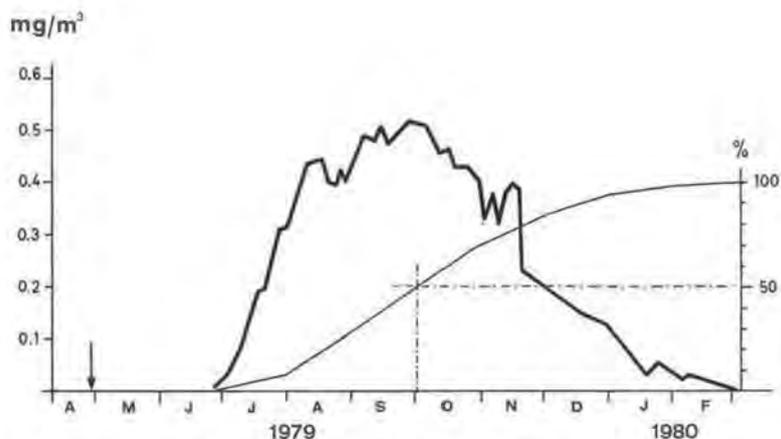


Fig. 31: Berechnung der wiederausgebrachten Uraninmenge im Quellenaustritt G 109.

die Proben kein Uranin mehr. Bei einer mittleren Konzentration von rund $0,1 \text{ mg/m}^3$ ergibt dies gesamthaft rund $5,5 \text{ g}$. Die wiedergefundene Uraninmenge bei G 117 betrug nur $0,5 \text{ g}$. Die total wiederausgebrachte Uraninmenge im Terrassenabschnitt Mänge (G 109/G 117) betrug somit 474 g oder $4,75\%$ der eingespeisten 10 kg Uranin.

Da nur diese Quellgruppe östlich der Langeten positiv reagierte, erstaunt diese geringe Wiederausbringungsrate. Die Karte (Fig. 29) zeigt, daß in den Talschottern kein anderer Weg bestehen kann. Bei der vorhandenen Dichte des Meßnetzes hätte eine (stärkere) Durchgangswelle erfaßt werden müssen. Außerdem hätte bei Annahme einer sehr engen, zwischen den bestehenden Beobachtungsstellen verlaufenden Abflurrinne eine der Probenentnahmestellen in den Sammelbächen unterhalb der Terrasse ansprechen müssen. Da sowohl Konzentration wie Abflußmenge ohne Schwierigkeiten gemessen werden konnten, darf das Resultat als gesichert gelten.

Das etwas abrupte Ende des Farbdurchganges Anfang März 1980 entspricht nicht dem sonst meist beobachteten langandauernden Ausklingen. Die Probenentnahmestelle G 109 wurde sicherheitshalber bis Februar 1981 weiter überwacht. In der Direktmessung blieben die Konzentrationen aber unter der Nachweisgrenze. In den Aktivkohlesonden ließ sich weiterhin Uranin nachweisen, doch fällt auch hier die Konzentration im Jänner/Februar 1981 in den unteren Grenzbereich. Wenn wir dem weiteren durch Aktivkohle-Werte belegten sehr geringen Tracerdurchgang eine mittlere Konzentration von $0,0005 \text{ mg/m}^3$ zugrunde legen, ergibt das für den Zeitabschnitt März 1980 bis Februar 1981 noch 1 bis 2 g . Die Größenordnung von 5% wiedergefundene Uranins wird damit nicht verändert. Andererseits unterliegt nach den bisherigen Kenntnissen das Uranin nicht oder nur schwach der Adsorption. Damit kann die fehlende Menge nicht erklärt werden.

Die zum Zeitpunkt der Einspeisung relativ hohen Wasserstände können ebenfalls nicht als Erklärung herangezogen werden, da zwar im westlichen Teil des Einzugsgebietes der Grundwasserspiegel im Februar 1979 den jährlichen Hochstand erreichte, um dann bis in den November hinein kontinuierlich abzusinken, dies aber nicht im Bereich der Uraninmarkierung. Die Frage muß vorläufig offen bleiben.

3.2.1.4. Eosin (W. KASS, Ch. LEIBUNDGUT)

Mit der Eosin-Markierung wurde das Fließverhalten des Grundwassers Hardwald – Mumenthal – Brunnmatten untersucht. Nach den bisherigen Kenntnissen wurde mit der Impfung in die Meßstelle G 064 der aus dem Langetental abfließende Grundwasserstrom markiert.

In Fig. 32 ist die räumliche Verteilung des Eosinversuches dargestellt. Ähnlich wie beim Uranin ergab sich auch bei dieser Markierung eine recht eng begrenzte Abflußbahn. Zwischen G 064 und G 061/269 scheint eine sehr schmale Abflußrinne zu bestehen, wie dies die negativen Reaktionen der Meßstellen G 001, G 270, G 389 und G 390 beweisen. Das bei G 064 markierte Wasser floß über G 269/G 061 hauptsächlich in Richtung der mittleren Brunnmatten zu G 041. Als Nebenausstritte traten die Grundwasseraufstöße und Fassungen westlich der SBB-Linie, nördlich Mumenthal, auf (G 124, G 130, G 263). Diese Ausstritte reagierten nur episodisch Eosin-positiv. Die beiden Quellbäche Bergbach und Mattenbach, repräsentiert durch die Meßstellen A 053 und A 052, reagierten als Sammler der verschiedenen Quellausstritte ebenfalls positiv.

Der Konzentration nach zu urteilen, lag im Unterhard die Hauptabzugsbahn im Bereich der Meßstelle G 061 und nicht bei der durch den Pumpbetrieb eigentlich begünstigten Fassung Aarwangen (G 269). Erstaunlicherweise trat das Eosin in der Be-

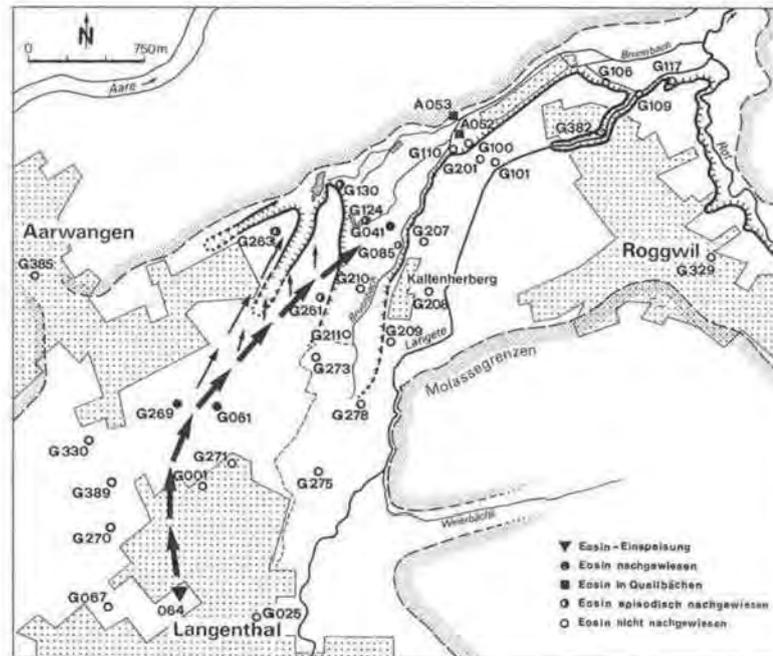


Fig. 32: Räumlicher Überblick über die Ergebnisse der Markierung mit Eosin.

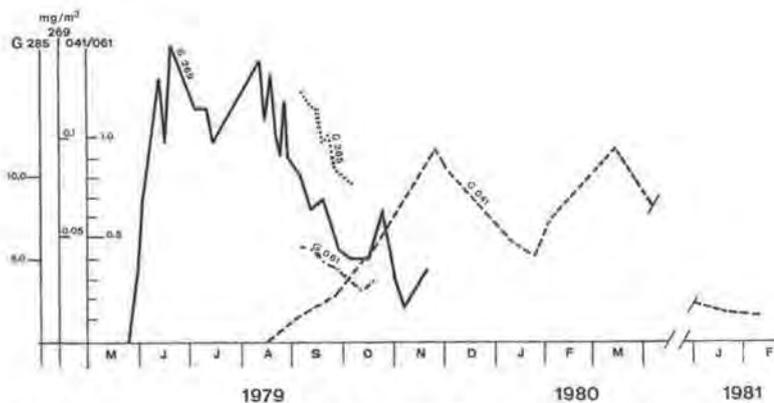


Fig. 33: Durchgangskurven von Eosin in den Meßstellen G 269, 285, 061 und 041 (siehe Fig. 12).

obachtungsstelle G 261 (Industriefassung) nur episodisch auf. Die Hauptabzugsrinne dürfte daher westlich von G 261 verlaufen.

Der Eosinversuch bestätigt die schon beim Uranversuch hervorgetretene hydrologische Grenze entlang der Brunnbach-Güllebach-Furche. Die markierten Wässer sind nicht in die Terrasse von Roggwil übergetreten, sondern offensichtlich fast vollständig bereits auf der Höhe von G 041 in den Brunnmatten ausgetreten.

In Fig. 33 sind die Durchgangskurven der Beobachtungsstellen G 269 und G 041 aufgezeichnet. Da G 285 zwischen G 269 und G 061 steht und eine Pegelrohr-Meßstelle ist, deren Beprobung sehr zeitaufwendig war, haben wir diese Stelle nur so lange beprobt, bis sich herausstellte, daß sie einen parallelen Gang zu G 269 aufweist. Die Einstellung der Probenentnahmen bei G 269 Ende November 1979 entsprang einem Übermittlungsfehler.

Trotz des unruhigen Verlaufs der Konzentrationskurve bei G 269 weist die Ganglinie prinzipiell eine normale Form auf. Deutlich treten zwei Maxima im Juni und im August hervor. Diese könnten durch den unregelmäßigen Pumpbetrieb hervorgerufen worden sein oder durch die schwachen Grundwasserspiegelerhebungen in diesen Perioden. In diesem Fall wäre Eosin, das mit dem Bodenwasser bei sinkendem Grundwasserspiegel haften blieb, reaktiviert worden.

Einfacher ist die zweigipflige Durchgangskurve bei G 041 zu interpretieren. Der erste Peak stellt den normalen Tracerdurchgang, zeitlich phasenverschoben zu G 269, dar. Das zweite Maximum im März ist die Folge des Grundwasserabflusses aus den Versickerungen des Hochwassers Ende Januar 1980 (vgl. Tab. 8). Das stark angestiegene Grundwasser vermochte den Markierstoff zu reaktivieren und verstärkte im Quellgebiet der Brunnmatten auszubringen.

Interessant ist die Tatsache, daß Anfang 1981 noch immer Eosin in einer Konzentration von ca. 0,2 mg/m³ mit leicht fallender Tendenz zum Abfluß kommt. Die Ursache dieser langen Ausbringung dürfte neben dem Aufbau des Aquifers auch im grundsätzlich fallenden Grundwasserspiegel im Gebiet ab Februar 1980 liegen.

Von den verschiedenen Fließgeschwindigkeiten lassen sich aus diesem Versuch nur die maximalen Abstandsgeschwindigkeiten sicher bestimmen. Sie betragen im oberen Teil bis zur Fassung Aarwangen (G 269) 44 m/d, im Abschnitt Unter-

hard-Brunnmatte (G 269 - G 041) 24 m/d und auf der ganzen Strecke im Mittel 29 m/d (Tab. 20). Sie sind damit rund 2- bis 3mal geringer als jene aus dem Uraninversuch (Tab. 19).

Zur Bestimmung der intensiven Abstandsgeschwindigkeiten werden nur die ersten Maxima berücksichtigt. Mit Werten zwischen 12 und 24 m/d liegen diese Geschwindigkeiten knapp um den Faktor zwei tiefer als diejenigen aus dem Uraninversuch.

Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit kann nur für die Strecke G 064 - G 269 und nur überschlägig berechnet werden, da sowohl ein vollständiger Tracerdurchgang als auch detaillierte Förderleistungszahlen fehlen. Mit ca. 14 m/d liegt sie nur wenig tiefer als jene des Gebietes östlich des Brunnbaches.

Tab. 20: Fließgeschwindigkeiten aus dem Eosinversuch.

	V_a max [m/d]	V_a int [m/d]	V_a med [m/d]
G 064-269	44	24	~ 14
G 269-041	24	12	-
G 064-269 -041	29	15	-

3.2.1.5. Tinopal (W. KASS, Ch. LEIBUNDGUT)

Dieser Markierstoff wurde unmittelbar nach dem Eosin in das Pegelrohr G 064 eingegeben. Im Unterschied zum bisherigen Einsatz von Tinopalen wurde hier dieser Markierstoff in flüssiger Form verwendet.

Die geringe Löslichkeit der Tinopale hatte in früheren Versuchen zu Schwierigkeiten bei der Einspeisung (besonders bei engen Piezometerrohren) geführt, da nur eine dickflüssige Suspension zu erzielen war. Die Ciba-Geigy AG in Basel konnte in der Folge die Löslichkeit verbessern. Das Tinopal ABP ist heute faßweise in flüssiger Form erhältlich.

Die Verwendung von Tinopal hatte in erster Linie methodischen Charakter. Neben dem bewährten Eosin konnte so die Verwendbarkeit dieses neueren Markierstoffes getestet werden. Während das Eosin in deutlicher Konzentration in der Fassung G 269 erschien, konnte Tinopal nie mit Sicherheit nachgewiesen werden. Dies lag einerseits an der, wie sich nachträglich erwies, zu geringen Einspeisemenge, da eine solch große Verdünnung nicht erwartet worden war. Aus dem Konzentrationsmaximum von Eosin beim Durchgang im G 269 konnte eine theoretische Maximalkonzentration von ca. 0,2 mg/m³ für Tinopal ABP errechnet werden. Dies liegt im Bereich der Nachweisgrenze. Diese problematische Konzentration wurde durch einen hohen und stark schwankenden Untergrund an Fluoreszenzen in den Wellenlängenbereichen von Tinopal ABP zusätzlich belastet. Diese „natürliche“ Fluoreszenz dürfte aus versickerten Abwässern stammen, die mit optischen Aufhellern angereichert sind, wie sie heute massenweise in den Waschmitteln verwendet werden.

3.2.2. Übrige lösliche Tracer

3.2.2.1. Borax (W. KASS)

Bor als hydrologisches Markierungsmittel wurde im Versuchsgebiet Langetental zum erstenmal eingesetzt. In der Natur kommt Bor als Spurenstoff auch im Grundwasser vor. Nach neueren Untersuchungen tritt Bor in undissoziierter Form überwiegend als Orthoborsäure H₃BO₃ auf. Früher nahm man an, daß im Wasser die haupt-

sächlichste Zustandsform die Metaborsäure HBO_2 sei. Da die meisten Wasseranalysen Bor als Metaborsäure ausweisen, wird auch hier diese Form verwendet.

Grund- und Flußwässer enthalten in unbelastetem Zustand etwa $25 \text{ mg/m}^3 \text{ HBO}_2$. Höhere Werte kommen vor allem bei Wässern vor, die durch Salzlager beeinflusst sind. Ferner enthalten Flußwässer, die reichlich Abwässer aufnehmen müssen, mitunter Metaborsäurekonzentrationen bis 2 mg/l . Diese Borsäure stammt aus Waschmitteln, wo Perborate als Sauerstoffträger zugesetzt sind. In großer Verdünnung hydratisieren die Natriumsalze und bilden die nicht dissoziierte Borsäure. Da diese elektrisch neutral ist, unterliegt sie bei der Untergrundpassage so gut wie keiner Wechselwirkung mit dem durchströmten Grundwasserleiter.

Diese Eigenschaft benutzt man erfolgreich bei der Bestimmung der Anteile von Oberflächenwasser in Brunnen in Ufernähe stark abwasserbelasteter Flüsse. Dort wirkt die Borsäure als unabsichtlich zugesetzter „natürlicher“ Markierungsstoff. Es lag daher nahe, Borsäure auch einmal gezielt in einem Versuch einzusetzen. Der Versuch gelang nicht mit voll befriedigendem, jedoch ausreichendem Erfolg.

Zum Einsatz kommt zweckmäßigerweise Borax von technischem Reinheitsgrad ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \times 10\text{H}_2\text{O}$). Die Löslichkeit in Wasser ist schlechter als die von Steinsalz; sie beträgt bei 10°C $16,2$ und bei 20°C $25,2 \text{ g/l}$. Wichtig ist, daß die Borsäure in jenen Konzentrationen, in denen sie bei Markierungsversuchen auftritt, hygienisch völlig unbedenklich ist.

Eine gewisse Einschränkung bei Markierungsversuchen ist die etwas schwierige analytische Bestimmung für die in Frage kommenden Spurenkonzentrationen. Für Reihenuntersuchungen ist die kolorimetrische Bestimmungsmethode nach F. DIETZ (1976) geeignet. Die dort beschriebene schwierige Herstellungsmethode des empfindlichen Reagenzes Azomethin erübrigt sich, weil es inzwischen im Chemikalienhandel erhältlich ist. Bei genauem Arbeiten erreicht man eine Erfassungsgrenze von $10 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$.

Um nicht unnötige Untersuchungen durchführen zu müssen, konnte ein eingeschränktes Untersuchungsprogramm aufgestellt werden. Da im Rohr G 276 das Borax unmittelbar nach dem Uranin eingegeben wurde, konnte die Untersuchung auf die wahrscheinlichen Hauptaustritte G 278, 085, 207, 208, 209 und 210 beschränkt werden. Tabelle 21 gibt Aufschluß über den Untersuchungsumfang.

Tab. 21: Übersicht über die Untersuchungen auf Borsäure beim kombinierten Markierungsversuch Langetental vom 28. April 1979 (Analytiker: G. EMMERLING).

Beobachtungsstelle	Untersuchungszeitraum	Probenanzahl	Bemerkungen zum Untersuchungsergebnis
G 278	28. April bis 26. Nov.	42	Einzigster nachweisbarer Austritt
G 085	19. Mai bis 10. Juli	7	ständig unter $20 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$
G 207	19. Juni bis 10. Juli	3	ständig unter $10 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$
G 208	28. April bis 3. Dez.	33	ständig unter $11 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$
G 209	5. Juni bis 26. Nov.	15	ständig unter $15 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$
G 210	19. Juni bis 10. Juli	3	ständig unter $13 \text{ mg HBO}_2/\text{m}^3$
gesamte Probenmenge		103	

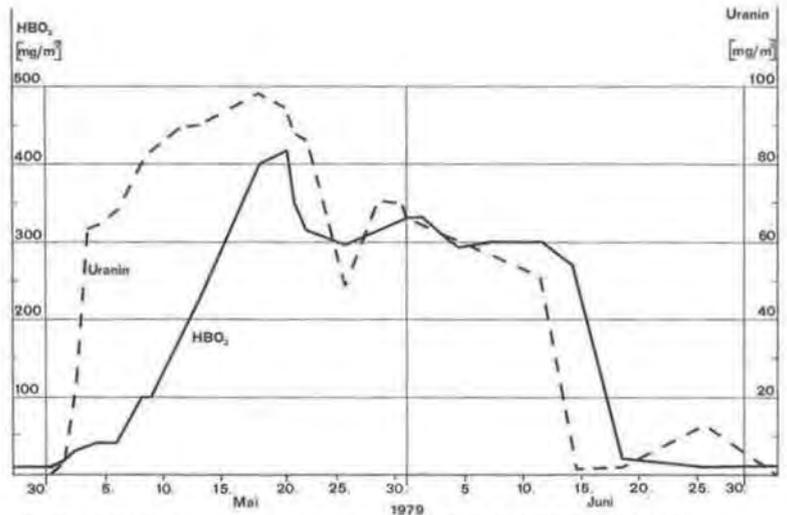


Fig. 34: Durchgangskurven von Metaborsäure und Uranin in der Meßstelle G 278.

Fig. 34 zeigt die Durchgangskurve der Borsäure im Beobachtungsrohr G 278. Praktisch gleichzeitig mit dem Uranin tritt auch die Borsäure Anfang Mai auf. Wie beim Uranin sind 2 Maxima zu verzeichnen.

Vergleicht man die Höchstkonzentration von Uranin (98 mg/m^3) mit der höchsten Erhöhung der Borsäure über die Grundlast ($420 - 10 = 410 \text{ mg/m}^3$) und setzt diese Werte in Beziehung zu den Eingabemengen, so wird ersichtlich, daß die Borsäure nur geringe Wechselwirkung mit dem Untergrund hat:

Einspeismengen HBO₂-Äquivalente: Uranin = $59 : 10 \text{ (kg)} = 5,9$

Höchstkonzentrationen (Nettobeträge) HBO₂: Uranin = $410 : 98 \text{ (mg/m}^3\text{)} = 4,3$

Beim Beobachtungsrohr G 209 betrug die höchste Uraninkonzentration 14 mg/m^3 . Theoretisch hätte, gemessen am Uranin, eine Borsäurekonzentration von 80 mg/m^3 auftreten müssen. Da jedoch bereits beim Beobachtungsrohr G 278 gegenüber dem theoretischen Wert nur 73% festgestellt wurden, ist für die weitere Fließstrecke G 276-209 eine weitere Verminderung durchaus wahrscheinlich, so daß die ankommende Borsäurewelle unter der exakt analytischen Erfassbarkeit blieb.

Immerhin zeigte der Versuch, daß Borsäure zwar kein sehr empfindlicher, jedoch in besonderen Fällen als ein zusätzlicher Markierungsstoff durchaus geeignet ist.

3.2.2.2. Natriumchlorid (Ch. LEIBUNDGUT)

Mit dem Einsatz von NaCl wurde das Ziel verfolgt, diesen Markierstoff mit den Fluoreszenztracern bei Verwendung auf lange Distanzen zu vergleichen. Dazu wurde das Kochsalz in die mutmaßliche Abflußfahne des Uraninversuches bei G 209 eingegeben. Der weit höheren Nachweisgrenze von NaCl zu den Fluoreszenztracern wurde mit der kürzesten Distanz dieses Versuches Rechnung getragen. Die Analyse des NaCl erfolgte titrimetrisch auf Chlorid im Labor des Geographischen Instituts der Universität Bern.

Trotz der hohen Eingabemenge von rund 15 m³ Salzsole konnten an keiner Beobachtungsstelle signifikant erhöhte Chloridwerte nachgewiesen werden. Beprobte wurden sämtliche möglichen Stellen talauswärts der Linie G 209 bis G 210.

Als einzige Beobachtungsstelle zeigt G 208 eine schwache Reaktion. Unter Zuhilfenahme des Uranindurchganges bei G 208 kann der wahrscheinliche Beginn eines möglichen Chloriddurchganges auf Anfang Mai gelegt werden. Ein Vergleich der Chloridwerte ist in Tab. 22 zu finden. Für die Periode eines wahrscheinlichen Chloriddurchganges in G 208 vom 8. Mai bis 12. Juni 1979 ist tatsächlich ein leicht erhöhter Mittelwert gegenüber der vor- und dahinterliegenden Periode festzustellen. Bei einer natürlichen Jahresschwankung von rund 2 mg/l und unter Berücksichtigung der Analysengenauigkeit möchten wir dieses Resultat zwar als Hinweis und Indiz, nicht aber als signifikanten Tracerdurchgang verstanden haben.

Tab. 22: Vergleich der Chloridwerte vor und nach dem 8. Mai 1979 bei G 208.

27. 4.-7. 5. 79	$\bar{x} = 12,5 \text{ mg/l}$ $s = 0,15$
8. 5.-12. 6. 79	$\bar{x} = 13,2 \text{ mg/l}$ $s = 0,31$
15. 6.-2. 11. 79	$\bar{x} = 12,7 \text{ mg/l}$ $s = 0,69$

Unter Annahme des günstigsten Falles ein kompakten Natriumchloriddurchganges innerhalb von sechs Monaten in G 109 ergibt sich aus den rund 2700 kg eingespeisten Chlorid-Ionen ein Bereich von gemittelt 1,5–2 mg/l Chlorid bzw. einer solchen Erhöhung des natürlichen Chloridwertes. Da eine Dispersionsverteilung mit Sicherheit anzunehmen ist, könnten theoretisch Maximalwerte von 4–6 mg/l zusätzlichen Chlorids erwartet werden.

Diese Größen werden nun aber in der Fassung Roggwil nicht erreicht. Eine ähnliche Aufteilung nach dem wahrscheinlichen Tracerdurchgang, abgeleitet aus dem Uraninversuch, zeigt, daß der Mittelwert der Chloridgehalte vom 3. April bis 30. Juni 1979 mit 12,6 mg/l gleich groß ist wie in der Periode 1. Juli 1979 bis 8. Jänner 1980. Nachher sinkt der Chloridgehalt sogar noch. Einzig in den Proben vom 20. November bis 11. Dezember 1979 treten in 3 Proben leicht erhöhte Chloridgehalte auf. Also auch hier bestenfalls ein Hinweis auf einen Chloriddurchgang. Es könnte die eben noch meßbare Spitze des Durchganges sein.

Aus dem Ergebnis des „Chloriddurchganges“ bei G 208 in Zusammenschau mit den Resultaten des Uraninversuches kann gefolgert werden, daß die bei G 209 eingespeiste Salzsole recht direkt in die südöstlich davon verlaufende Abflußrinne im Aquifer hinabgeflossen ist. G 208 wurde deshalb nur noch randlich erreicht (vgl. Fig. 54, Kap. 3.4.).

Diese Längsrinne ist offenbar gewellt, so daß die spezifisch schwerere Natriumchloridwolke teilweise in Vertiefungen zurückgehalten wurde. Die an sich schon zu erwartenden schwachen Chloridkonzentrationen wurden damit unter die Nachweisgrenze verdünnt. Diese Interpretation wird gestützt durch die Tatsache, daß der Salztracer aus dem Bereiche G 209 auch wirklich abgeflossen ist, wie die Werte der Tabelle 23 beweisen. Das Chlorid erreicht bereits im August 1979 wieder den natürlichen Pegel.

Tab. 23: Chloridgehalte in der Einspeisestelle G 209.

28. 4. 1979	ca. 100 g/l
15. 6.	19,5 mg/l
11. 7.	14,4
26. 8.	12,6
25. 9.	12,3
26. 11.	11,5
7. 2. 1980	12,1

In Richtung Grunholz und Brunnmatten kann die Sole nicht abgefließen sein. Nicht nur die Uraninresultate und das Gefälle sprechen dagegen, auch die Chloridwerte der umgebenden Stationen zeigen keinerlei Reaktion. Die Schlußfolgerung, daß die Tracerwolke der südöstlichen Rinne zugefließen ist, ordnet sich deshalb in die übrigen Resultate ein.

Zur Kontrolle der gesamthaft unsicheren Chloridresultate wurde die andere Komponente des Kochsalzes, das Natrium, ebenfalls untersucht. Im Labor des Instituts für Geothermie und Hydrogeologie am Forschungszentrum Graz analysierte P. RAMSPACHER total 178 Proben der die Einspeisestelle umgebenden Beobachtungsrohre. Die Ergebnisse sind dieselben wie beim Chlorid. Ein Natrium-Tracerdurchgang ist nirgends festzustellen. Bei G 208 ist nach dem 20. Mai 1979 eine leichte Konzentrationserhöhung festzustellen. Ebenso treten einzelne erhöhte Werte bei G 109 während der möglichen Durchgangsphase auf.

Interessant ist der einzige signifikant erhöhte Natriumwert bei der Beobachtungsstelle G 207. Bei einem Grundwert um 8 mg/l Natrium steigt dieser Wert in der Probe vom 26. Juni 1979 auf 24,9 mg/l an. Übereinstimmend treten an dieser Meßstelle an diesem Datum bei allen Markierstoffen stark erhöhte Werte auf.

3.2.2.3. Indium (H. BEHRENS)

Grundlagen

Indium wird in der chemischen Form des ADTE-Komplexes als Tracer eingesetzt. Solche Komplexe liegen als Anionen vor und zeigen so gute Tracereigenschaften auch in Porengrundwasserleitern, wenn ihre Komplexstabilität hoch ist; beim Indium ist diese Voraussetzung erfüllt (Komplexbeständigkeitskonstante: 10^{25}). Die Indiumbestimmungen erfolgten an Wasserproben von 100 ml durch Aktivierung mit Neutronen. Es wurde ein Verfahren angewandt, bei dem das Indium zur Präparation der Bestrahlungsproben und zur Ausschaltung von störenden Wasserinhaltsstoffen durch Mitfällung aus den Wasserproben abgetrennt wird. Die Nachweisgrenze lag bei den Proben aus dem Langetentalgebiet (100 ml) bei 0,1 ng Indium entsprechend einer Konzentration von 0,001 mg/m³. Die hohe Nachweisempfindlichkeit und die Tatsache, daß Indium über der Nachweisgrenze in den untersuchten Wasserproben von Natur aus nicht vorkommt, erlaubten den Einsatz einer verhältnismäßig kleinen Tracermenge (siehe Einspeiseprotokoll, Tab. 15).

Meßergebnisse

Indiumbestimmungen wurden an Proben derjenigen Meßstellen vorgenommen, die im möglichen Abflußbereich vom Eingabepiegel G 209 aus lagen. Es waren dies die Meßstellen G 207, G 208, G 210, G 211 und G 085. Eindeutig wurde Indium im Pegel G 208 nachgewiesen; die gemessenen Konzentrationen sind in Fig. 30 dargestellt. Da leider in der Probenserie einige Lücken aufgetreten waren, liegt die Durchgangskurve der Meßstelle G 208 nicht vollständig vor. Der Tracer trat verhältnismäßig spät, in der Zeit zwischen dem 10. Juli und dem 17. August 1979 erstmalig auf; der Beginn des Tracerdurchgangs konnte aus den oben angeführten Gründen nicht erfaßt

werden. Vom 17. August 1979 an zeigen die Tracerkonzentrationen eine abnehmende Tendenz. Weiterhin konnten in der Meßstelle G 207 von Mitte bis Ende September 1979 nicht ganz sicher bestätigte Spuren von Indium (Meßwerte an der Nachweisgrenze) gefunden werden.

Verglichen mit dem Durchgang des in G 276 eingespeisten Uranins, das auch in den Pegeln G 209 und G 208 nachgewiesen wurde, und den daraus berechneten Grundwasserfließgeschwindigkeiten hätte das Indium von G 209 aus wesentlich früher die Meßstelle G 208 erreichen müssen, als es tatsächlich nachgewiesen wurde. Eine Erklärung für dieses Ergebnis ist darin zu sehen, daß die Spitze und eventuell auch noch das Zentrum der „Tracerwolke“ des Indiums bei ihrer zunächst geringen transversalen Ausdehnung vorerst an der Meßstelle G 208 vorbeigeflossen ist. Erst durch Änderungen der hydrologischen Randbedingungen ist die Tracerwolke dann zusätzlich zu ihrem Transport in der Hauptfließrichtung (NNE) seitlich versetzt worden, so daß sie erst mit ihrem hinteren Teil die Meßstelle G 208 erreicht hat.

Solche überlagerten Bewegungen des Grundwassers können auch als Fließrichtungsänderungen des Grundwassers während der Versuchszeit angesehen werden. Ihr Einfluß auf den Tracertransport (der ja die Grundwasserbewegung erkennbar macht) kann nur mit einem dichten Netz von Beobachtungspiegeln erfaßt werden, wie es hier nicht vorlag.

Diese Betrachtungen stehen nicht im Widerspruch zu der Tatsache, daß das Uranin sowohl in Pegel G 209 wie in G 208 nachgewiesen wurde. Auf dem Wege von G 276 bis G 209 wurde das Uranin bereits so weit transversal dispergiert, daß es G 209 wie G 208 erreichen konnte; dagegen lag das Indium in G 209 noch praktisch punktförmig vor. Schließlich gehen diese Betrachtungen auch konform mit den temporären Veränderungen des Grundwasserspiegels, wie sie aus Fig. 42 und 44 des Kap. 3.3.3.1. („Einbohrlochmessungen“) ersichtlich sind.

3.2.3. Ergebnisse des Fluoreszenztracernachweises mittels Aktivkohle (F. BAUER, W. PERLEGA)

Die Aktivkohlemethode (F. BAUER, 1967, 1972; W. PERLEGA, 1976) wurde im Rahmen dieses Markierungsversuches eingesetzt, um allenfalls auch noch schwache, durch Direktmessung von Wasserproben nicht mehr erfaßbare Fluoreszenztracergehalte qualitativ nachweisen zu können. Außerdem sollte überprüft werden, wieweit sich die Aktivkohlemethode zur Feststellung von Fluoreszenztracern in den hier zu beobachtenden Brunnen und Bohrlöchern mit nur geringer Wasserbewegung eignet.

Bereits vor Versuchsbeginn wurde ein Teil der Beobachtungsstellen des Versuchsprogrammes mittels Aktivkohle zur Erfassung des natürlichen Fluoreszenzbackgrounds und allfälliger Farbstoffaustritte untersucht (Blindproben).

Nach den Einspeisungen wurden die Aktivkohlesäckchen in den Beobachtungsstellen nach einem vom Geographischen Institut Bern festgelegten Plan über unterschiedliche Zeiträume exponiert.

Die Exponierung der Aktivkohlesäckchen in den Beobachtungsstellen erfolgte durch Mitarbeiter des Geographischen Instituts Bern, die Untersuchung der Kohleproben auf Fluoreszenztracergehalte wurde von der Bundesanstalt für Wasserhaushalt von Karstgebieten in Wien durchgeführt.

3.2.3.1. Methodik der Aktivkohleprobenuntersuchung

Da im Rahmen dieses Versuchsprogrammes nur die Fluoreszenztracer Tinopal ABP flüssig, Uranin und Eosin eingespeist worden waren, mußten die entnommenen Aktivkohleproben nur auf diese drei Tracer untersucht werden. Es erübrigte sich daher ein wesentlicher Teil der Auftrennungsverfahren.

Die Extraktion der Aktivkohleproben erfolgte vorerst routinemäßig mittels N-N-Dimethylformamid (= DMF). Hierbei werden je 0,5 Gramm getrockneter Aktivkohle mit 6,0 ml ammoniakalischem 80 vol%igem DMF versetzt und in der Folge zeitweise geschüttelt. Nach einer 90minütigen Extraktionsdauer wurden die Proben spektralfluorimetrisch untersucht (siehe auch W. PERLEGA, 1976).

Die Fluoreszenzspektren der Extrakte wurden mit einem Spektralfluorimeter AMINCO SPF 500 RATIO nach der von H. BEHRENS (1971, 1973) beschriebenen Methode mit gleichzeitigem Vorschub beider Monochromatoren bei einem konstanten Abstand zwischen Anregungs- und Emissionswellenlänge aufgenommen (Wellenlängenabstand 25 nm).

Wenn in einer Aktivkohleprobe ausreichende Mengen der bei diesem Versuch verwendeten Fluoreszenztracer Tinopal ABP flüssig, Uranin oder Eosin enthalten sind, können diese im nach obiger Vorschrift hergestellten ammoniakalischen DMF-Extrakt spektralfluorimetrisch nachgewiesen werden.

Liegen in einem Extrakt jedoch Uranin und Eosin in stark unterschiedlichen Konzentrationen vor, ist die spektralfluorimetrische Identifizierung des in schwächerer Konzentration vorliegenden Fluoreszenztracers infolge gegenseitiger spektraler Überlagerung meist nur nach Durchführung einer geeigneten Auftrennung möglich (W. PERLEGA, 1976).

Tinopal (wie optische Aufheller im allgemeinen) wird infolge seiner spektralen Lage durch Uranin oder Eosin in seiner Nachweisbarkeit nicht beeinträchtigt und stört auch nicht deren Nachweis. Der Tinopal-Nachweis wird jedoch in der Regel durch einen hohen natürlichen Fluoreszenzbackground bedeutend beeinträchtigt.

Eine den Nachweis des Eosins störende Uranin-Fluoreszenz kann dadurch umgangen werden, daß eine Aktivkohleprobe mit nicht ammoniakalischem 80 vol%igem DMF extrahiert wird. Im Extrakt ist dann die Uraninfluoreszenz gelöscht, während Eosin normal spektralfluorimetrisch nachweisbar ist.

Für den Nachweis von Uranin neben hohen Eosingehalten liegt derzeit noch keine befriedigende Methode vor. Durch hohe Eosinkonzentrationen kann daher der Nachweis schwächerer Uraningehalte verhindert werden.

Unter Anwendung der oben beschriebenen Nachweisverfahren und unter Berücksichtigung des natürlichen Fluoreszenzbackgrounds ergab sich für die DMF-Extrakte der Aktivkohleproben dieses Versuchsprogrammes sowohl für Uranin als auch für Eosin eine Nachweisgrenze von 0,1 mg/m³. Die Nachweisgrenze des (bei diesem Versuch in den Kohleproben nicht nachweisbaren) Tinopal ABP flüssig wäre im DMF-Extrakt bei etwa 1000–5000 mg/m³ gelegen.

Diese Werte geben nur die Konzentrationen in den Kohleextrakten an und können keinesfalls zu den in den Wasserproben mittels Direktmessung festgestellten Konzentrationen in direkte Beziehung gesetzt werden. Dies gilt auch für die in Fig. 35 und 36 angeführten Konzentrationsangaben.

3.2.3.2. Untersuchungsergebnisse

Im Rahmen dieses Versuchsprogrammes wurden der Bundesanstalt für Wasserhaushalt von Karstgebieten von 43 Beobachtungsstellen insgesamt 467 Aktivkohleproben (davon 32 Blindproben) zur Untersuchung übermittelt.

Bereits in den Blindproben, die nur von 15 Beobachtungsstellen vorlagen, waren fallweise Fluoreszenzen, die denen der eingespeisten Tracer gleichen, wie auch andere (nicht interpretierbare) Fluoreszenzen feststellbar. Es lag somit bei einzelnen Beobachtungsstellen eine Grundlast an Fluoreszenztracern vor, die von früheren Markierungsversuchen oder sonstigen Immissionen stammen kann. Durch eine derartige Grundlast wird eine Deutung der nach den Tracer-Einspeisungen 1979 gemess-

senen Fluoreszenzen als von diesen stammend erschwert und kann in manchen Fällen überhaupt verhindert werden. Tracernachweise an jenen 28 Beobachtungsstellen, von denen keine Blindproben vorliegen, können im Hinblick auf eine mögliche, nicht erfaßte Grundlast nur dann mit hoher Wahrscheinlichkeit den Einspeisungen 1979 zugeordnet werden, wenn nach den Einspeisungen außergewöhnlich hohe bzw. ansteigende Konzentrationen feststellbar waren.

Innerhalb der Beobachtungsreihen von einzelnen Beobachtungsstellen waren die Aktivkohlesäckchen über unterschiedlich lange Zeiträume exponiert gewesen, was eine verschieden starke Anreicherung der Tracer in der Aktivkohle und damit (selbst bei gleichbleibender Tracerkonzentration im Wasser) stark unterschiedliche Tracerkonzentrationen in den Extrakten zur Folge gehabt haben kann. Dadurch können Tendenzen der Änderung der Tracerkonzentration (wie z. B. Konzentrationsanstiege) vorgetäuscht werden, die im Wasser nicht auftraten. Überdies lagen von einzelnen Beobachtungsstellen keine durchgehenden Aktivkohleserien bzw. nur einige wenige Aktivkohleproben vor, was ebenfalls die Erfassung von vorhanden gewesenen Konzentrationstrends erschwert oder unmöglich macht.

Eine weitere Schwierigkeit ergibt sich aus der Methode selbst: Üblicherweise werden die Aktivkohlesäckchen derart in fließende Gewässer eingehängt, daß eine gute Durchströmung und damit eine optimale Anreicherung mit den im Wasser enthaltenen Fluoreszenztracern gewährleistet ist. Bei diesem Versuchsprogramm mußten jedoch die Aktivkohlesäckchen überwiegend in Brunnen oder Bohrlöcher mit nur geringer Wasserbewegung eingehängt werden, was eine verminderte Anreicherung zur Folge gehabt haben kann. Überdies konnte schon im Zuge anderer Versuchsprogramme beim Aktivkohle-Einsatz in Bohrlöchern festgestellt werden, daß sich die in den Aktivkohle-Extrakten vorliegenden Tracerkonzentrationen mit der Einhängtiefe beträchtlich ändern können, was sowohl in einer Schichtung des Grundwasserkörpers als auch in der streckenweise unterschiedlichen Perforation der Verrohrung begründet sein kann. Es kann also z. B. bei gleichbleibenden Tracerkonzentrationen in den einzelnen Schichten des Grundwasserkörpers bei zeitlich aufeinanderfolgenden, unterschiedlichen Einhängtiefen der Aktivkohlesäckchen zu einer unterschiedlich hohen Traceranreicherung kommen, wodurch tatsächlich im Wasser nicht vorhanden gewesene Konzentrationsschwankungen vorgetäuscht werden können.

Die Ergebnisse der Untersuchung der Aktivkohleproben sind in Tab. 24 zusammenfassend dargestellt. In dieser Tabelle sind für jede der mit Aktivkohle bestückten Beobachtungsstellen die Anzahl der Blindproben und die Anzahl der nach der Einspeisung exponierten Proben sowie der Beobachtungszeitraum nach den Einspeisungen (ohne Blindproben) angegeben. Die nachgewiesenen Fluoreszenztracer sind ohne Konzentrationsangaben ausgewiesen, da die Aktivkohlemethode im allgemeinen keine quantitativen Aussagen gestattet, und im Rahmen dieses Versuchs schon durch verschieden lange Expositionsdauer der Kohlesäckchen und der dadurch bedingten unterschiedlich starken Traceranreicherung ein von den tatsächlichen Verhältnissen abweichendes Bild entstehen könnte. Unter „Tracergehalte in Blindproben“ sind die in Blindproben vereinzelt nachgewiesenen Tracer ausgewiesen. Als „Tracergehalte als Grundlast“ ist ein durchgehender Tracergehalt gleichbleibender Größenordnung während der gesamten Beobachtungsdauer (also auch nach den Einspeisungen) zu verstehen, der nicht den Einspeisungen 1979 zugeordnet werden kann. Diesen Tracernachweisen sind die „Nachweise eingespeister Tracer“ gegenübergestellt, die in „unsicher“ und „wahrscheinlich bis sicher“ unterteilt sind. Unter „unsicher“ wurden jene Tracernachweise zusammengefaßt, die aufgrund gleich hoher Tracergehalte in den Blindproben oder fehlender Blindproben nicht eindeutig den Einspeisungen 1979 zugeordnet werden können, oder die schon wegen der geringen Konzentrationen nicht

als signifikant angesehen werden können. Als „sicher“ sind jene deutlichen Nachweise zu verstehen, die nach einer Reihe von negativen Proben möglich waren. Als „wahrscheinlich“ gelten jene Nachweise, die aufgrund der Höhe der Konzentrationen oder des Konzentrationsverlaufes eine Herkunft von den Einspeisungen 1979 als möglich erscheinen lassen.

Hier muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß selbst deutliche Anstiege von Tracergehalten nach den Einspeisungen allein nicht gestatten, diese Traceranstiege den Einspeisungen 1979 zuzuschreiben. Als deutliches Beispiel hierfür sei der Eosin-nachweis bei G 271 angeführt, wo von Jänner bis April 1979 relativ hohe Eosingehalte (bis 45 mg/m^3 Extrakt), von Ende April bis Ende September 1979 deutlich geringere Eosingehalte und von Anfang September bis Mitte März wieder merklich höhere Eosingehalte nachweisbar waren (Fig. 36). Da die am Ende der Beobachtungsreihe nachgewiesenen Konzentrationen niedriger waren als die vor den Einspeisungen festgestellten, kann der im September 1979 erfolgte Konzentrationsanstieg nicht den Einspeisungen von April 1979 zugeordnet werden. Die höheren Konzentrationen zu Beginn und Ende der Beobachtungsserie von G 271 können auch dadurch verursacht worden sein, daß in diesen Zeitabschnitten die Kohlesäckchen weitaus länger im Wasser exponiert waren als im Sommer 1979 und damit (selbst bei gleichbleibenden Tracerkonzentrationen im Wasser) eine höhere Anreicherung in der Aktivkohle erfolgt sein könnte.

Damit soll auch gezeigt werden, daß bei den im Untersuchungsgebiet an vielen Stellen nachgewiesenen, von früheren Markierungsversuchen stammenden Tracergehalten eigentlich keiner der nach den Einspeisungen 1979 festgestellten Tracergehalten mit Sicherheit diesen Einspeisungen zugeordnet werden kann, wenn nicht eine entsprechende Reihe von negativen Blindproben vorliegt. Das heißt, daß auch die in der Tabelle 24 als „sicher bis wahrscheinlich“ angeführten Nachweise in manchen Fällen (vor allem beim Fehlen von Blindproben) nicht als zweifelsfrei gesichert angesehen werden können.

Soweit es zur Erläuterung der Tab. 24 nötig schien, sind die Tracernachweise an einzelnen Beobachtungsstellen im folgenden Text beschrieben bzw. in Fig. 35 und 36 dargestellt.

Nachweise von Uranin (siehe Fig. 35 und Tab. 24)

- G 101: Nach 6 negativen Proben (Ende April – Ende Juni) folgten eine unsichere und dann einige positive Proben. Da diese Beobachtungsstelle nahe der von einer bedeutenden Uranin-Grundlast beeinflussten Beobachtungsstelle G 205 liegt, könnte der bei G 101 festgestellte Uraningehalt allenfalls von einem früheren Markierungsversuch stammen.
- G 109: Nach negativen Proben (Jänner–Juni 1979) erfolgte ein signifikanter Anstieg. Eine Nachkontrolle anfangs 1981 ergab noch immer deutliche Uraningehalte.
- G 117: Nach negativen Proben (Mai–Juli 1979) und einer unsicheren Probe (Juli–September) folgten 2 deutlich positive Proben.
- G 205: Die vor der Einspeisung entnommenen 2 Proben hatten höhere Uraningehalte als die nach der Einspeisung entnommene Probe. Es handelt sich hier wahrscheinlich um eine von einem früheren Versuch stammende Uranin-Grundlast.
- G 207: Nach 8 negativen Proben folgten von Juni–August 1979 3 positive Proben. Von August–November waren in 3 Proben unsichere Gehalte festzustellen.
- G 208: Nach negativen Proben (Jänner–Mai 1979) erfolgte ein ausgeprägter Tracerdurchgang.

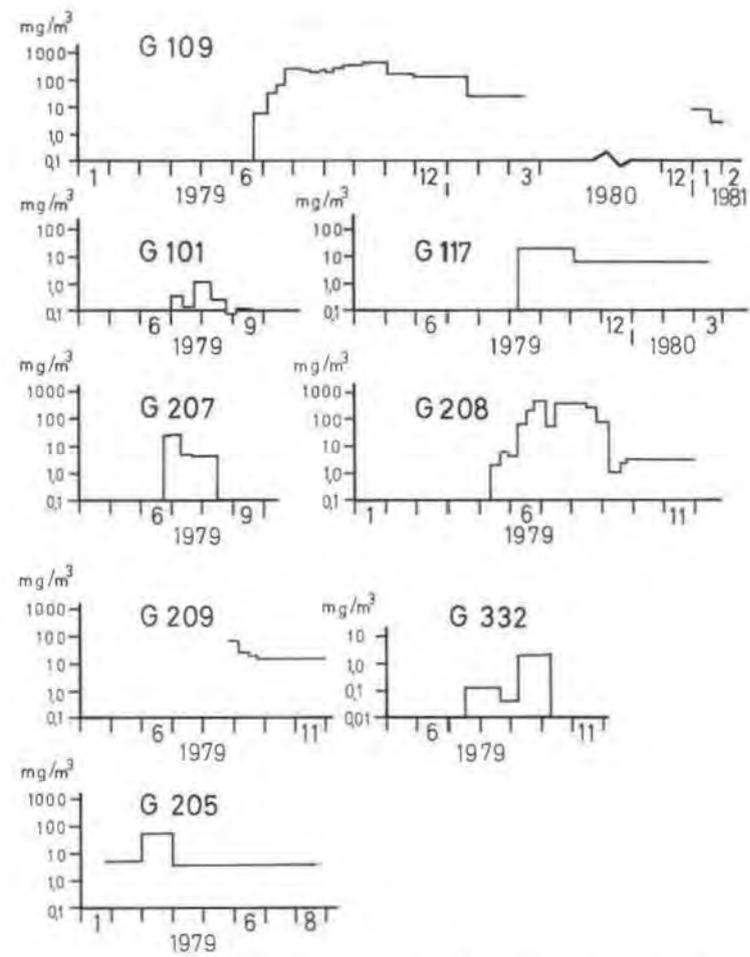


Fig. 35: Uraninnachweise in den Aktivkohleextrakten. Die Längen der horizontalen Linien geben die Einhängdauer der Aktivkohlesäckchen im Wasser an. Die hier angegebenen Konzentrationen können nicht direkt zu den in Wasserproben mittels Direktmessung festgestellten Konzentrationen in Beziehung gesetzt werden (siehe auch Erläuterungen im Text).

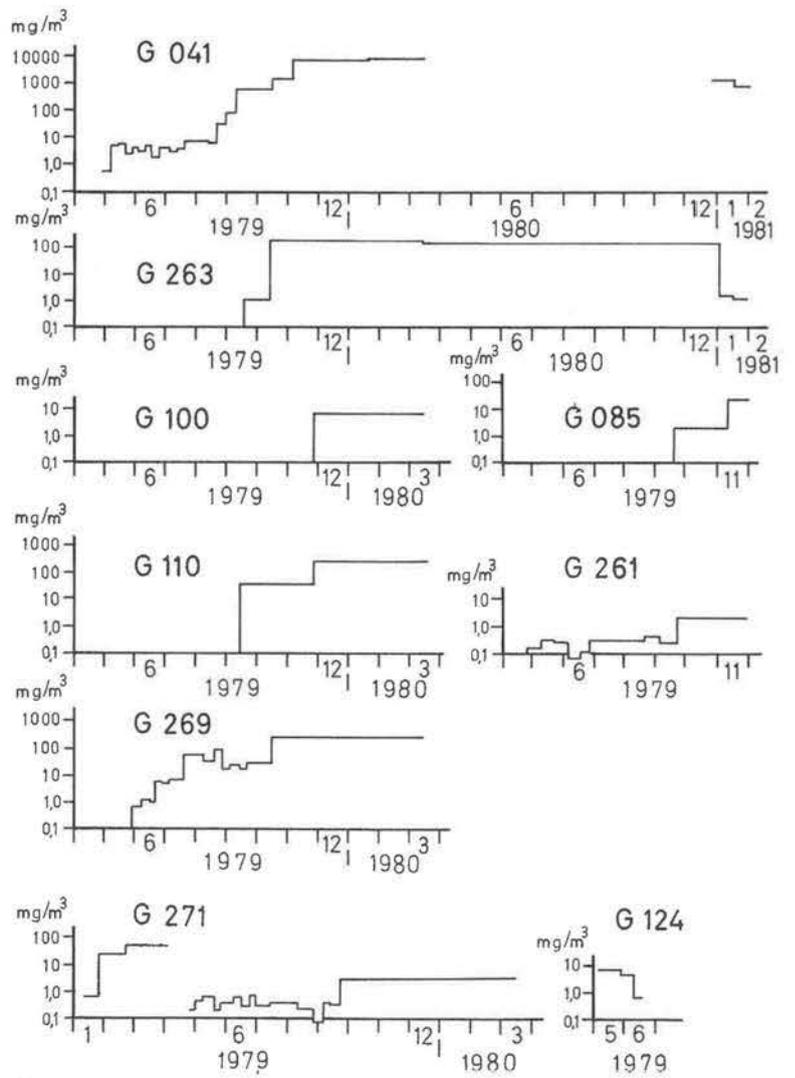


Fig. 36: Eosinnachweise in den Aktivkohleextrakten (siehe auch Erläuterungen zu Fig. 35).

G 209: Die 4 vorliegenden Proben erfaßten das Abklingen des durch Direktmessung festgestellten Tracerdurchganges.

G 332: Nach 4 unsicheren und einer negativen Probe folgten 3 positive Proben und dann wieder eine negative Probe.

Die übrigen in Tabelle 24 als „unsicher“ angegebenen Uraningehalte liegen nur in (z. T. fallweisen) Spuren vor.

Tab. 24: Nachweise von Uranin und Eosin in den Aktivkohleproben. m. U. = mit Unterbrechung; X = keine Probe vorhanden; UR = Uranin; EOS = Eosin; () = unsichere Spuren; ? = Zuordnung zur Einspeisung 1979 unsicher. Weitere Erläuterungen siehe im Text.

Beobach- tungs- stellen- nummer	Probenzahl Blind- nach Einspei- sung	Beobachtungszeitraum (ohne Blindproben)	Tracergehalt in Blind- proben	als Grund- last	Nachweise einge- speister Tracer un- sicher	wahr- scheinlich bis sicher
A 010	X	2	79 08 28 - 79 09 14	X		UR
A 015	X	14	79 04 27 - 79 11 29 m. U.	X		UR
A 020	X	14	79 04 29 - 79 11 02 m. U.	X		UR
A 051	X	10	79 04 28 - 79 09 14 m. U.	X		UR
A 052	X	17	79 04 29 - 79 09 14	X	UR/EOS	EOS
A 053	X	16	79 04 29 - 79 09 14	X	UR/EOS	EOS
G 025	1	11	79 04 27 - 79 07 10		EOS	
G 041	X	22	79 04 30 - 81 02 01 m. U.	X	EOS	EOS
G 061	X	2	79 09 11 - 79 10 12	X		EOS
G 064	1	X		EOS	X	X
G 067	X	8	79 04 27 - 79 06 26	X		UR
G 085	X	9	79 04 27 - 79 11 29 m. U.	X		EOS
G 100	X	11	79 05 01 - 80 03 14	X		EOS
G 101	X	14	79 04 30 - 79 09 11	X		UR?
G 106	4	20	79 04 30 - 81 02 01 m. U.	(UR)		UR
G 109	2	21	79 04 30 - 81 02 01 m. U.			UR
G 110	X	12	79 05 01 - 80 03 14 m. U.	X		EOS
G 117	X	8	79 05 04 - 80 03 14	X		UR
G 124	X	3	79 05 04 - 79 06 12	X		EOS?
G 130	X	7	79 04 04 - 79 11 29	X		
G 201	2	1	79 03 31 - 79 08 24	(UR)		
G 205	2	1	79 03 31 - 79 08 24		UR	
G 207	X	14	79 05 01 - 79 11 29	X		UR
G 208	3	15	79 04 28 - 79 11 29			UR
G 209	X	4	79 08 28 - 79 11 29	X		UR
G 210	X	14	79 04 28 - 79 11 29	X		UR
G 261	X	12	79 04 30 - 79 11 29	X	EOS	EOS
G 263	X	16	79 04 03 - 81 02 01 m. U.	X		EOS
G 249	2	1	79 04 30 - 79 05 04			
G 269	1	19	79 04 28 - 80 03 14 m. U.			EOS
G 270	X	14	79 04 28 - 80 03 14 m. U.	X		UR
G 271	4	17	79 04 27 - 80 03 14	EOS	EOS	
G 273	2	17	79 04 28 - 79 08 18	(EOS)		
G 274	X	13	79 04 27 - 79 09 18	X		UR
G 275	X	2	79 05 01 - 79 05 10	X		UR
G 283	4	1	79 04 30 - 79 06 19			
G 285	X	1	79 09 11 - 79 09 18	X		EOS
G 329	X	4	79 06 10 - 79 09 18	X		
G 332	X	10	79 05 04 - 79 11 29	X		UR
G 385	X	2	79 06 05 - 79 09 18	X		
G 389	1	19	79 04 27 - 80 03 14			
G 390	1	16	79 04 27 - 79 10 12			

Nach mündlicher Mitteilung von Dr. Ch. LEBUNDGUT (Geogr. Institut Bern) liegen die Beobachtungsstellen G 067, G 101, G 106, G 201, G 205, G 207 und G 332 im Abflußbereich früherer Uranin-Einspeisungen. In diesen Beobachtungsstellen festgestellte Uraningehalte können daher von diesen früheren Versuchen stammen.

Wie bereits in Abschnitt 3.2.3.1. ausgeführt wurde, ist ein Nachweis geringer Uraningehalte neben hohen Eosingehalten mangels geeigneter Trennverfahren nicht möglich. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, daß in Wässern mit hohen Eosingehalten nicht nachweisbare geringe Uraningehalte vorliegen.

Nachweise von Eosin (siehe Fig. 36 und Tab. 24)

- A 052 und 053: Nach einer Reihe von Proben mit einer ziemlich gleichbleibenden Grundlast von Uranin und Eosin erfolgte ab Mitte August ein signifikanter Eosinanstieg.
- G 041: Nach 13 Proben mit einer deutlichen und ziemlich gleichbleibenden Eosin-Grundlast trat Mitte August ein signifikanter Eosin-Anstieg ein. Die Anfang 1981 entnommenen Kontrollproben zeigten noch bedeutende, jedoch fallende Eosingehalte. Da die erste Aktivkohleprobe, die erst am 30. April 1979 (nach der Einspeisung) exponiert worden war, die geringsten Eosingehalte zeigte, und da andererseits keine Blindproben vorliegen, die eine Grundlast bestätigen, könnten allenfalls auch die in den ersten 13 Proben nachgewiesenen Eosingehalte den Einspeisungen 1979 zugeordnet werden.
- G 061: Von den zwei vorliegenden Proben zeigte die zweite (18. September bis 12. Oktober) einen deutlichen Eosingehalt (129 mg/m³ Extrakt).
- G 085: Nach einer Reihe von negativen Proben waren in den letzten beiden Proben (Mitte September bis Ende November 1979) deutlich steigende Eosingehalte feststellbar.
- G 100: Nach 9 negativen Proben und einer unsicheren Probe wies die letzte Probe (Ende November 1979 bis Mitte März 1980) deutliche Eosingehalte auf.
- G 110: Nach einer Reihe negativer Proben und einer Beobachtungslücke waren in den letzten beiden Proben (11. September 1979 bis 4. März 1980) beträchtliche Eosingehalte feststellbar.
- G 124: Die vorliegenden 3 Proben (5. Mai bis 12. Juni 1979) mit fallenden Eosingehalten können mangels Blindproben nicht mit Sicherheit den Einspeisungen 1979 zugeordnet werden.
- G 261: Die ersten 8 Proben lassen z. T. auf eine Eosingrundlast um 0,2 mg/m³ Extrakt schließen. Die letzte Probe (18. September bis 29. November 1979) weist demgegenüber einen Gehalt von 2 mg/m³ Extrakt auf, woraus allenfalls auf einen Austritt des eingespeisten Eosins geschlossen werden könnte.
- G 263: Nach einer Reihe negativer Proben konnten in den fünf letzten Proben (Mitte September 1979 bis Anfang Februar 1981) deutliche Eosingehalte festgestellt werden. Die hohen Eosingehalte in den Proben von Mitte Oktober 1979 bis Ende Dezember 1980 können auf die mehrmonatige Einhängdauer zurückzuführen sein.
- G 269: Nach einer Reihe negativer Proben setzte ab Ende Mai 1979 ein deutlicher Eosinanstieg ein.
- G 271: Da bereits die vor der Einspeisung festgestellten Konzentrationen höher lagen als die nach der Einspeisung, kann aus dem vorliegenden Konzentrationsgang keinesfalls auf einen Durchgang des eingespeisten Eosins geschlossen werden (siehe auch Erläuterungen im allgemeinen Teil).
- G 285: Die einzige vorliegende Probe (11.-18. September 1979) wies hohe Eosingehalte (370 mg/m³ Extrakt) auf.

Nach mündlicher Mitteilung von Dr. Ch. LEIBUNDGUT (Geogr. Institut Bern) liegen die Beobachtungsstellen G 025, G 064, G 124, G 261 und G 271 im Abflußbereich früherer Eosin-Einspeisungen. In diesen Beobachtungsstellen festgestellte Eosinhalte können daher von diesen früheren Versuchen stammen.

Nachweise optischer Aufheller

Der optische Aufheller Tinopal ABP flüssig konnte in keiner der übermittelten Aktivkohleproben nachgewiesen werden. Dies wird, wie spätere Laboruntersuchungen gezeigt haben, vor allem in seiner äußerst schlechten Nachweisbarkeit (Nachweisgrenze in den Extrakten um 1000–5000 mg/m³) begründet sein. Überdies unterliegt dieser Tracer einer Zersetzung durch Lichteinwirkung, was sich in einer ständigen Abnahme der Fluoreszenzintensität während der Messung äußert.

In einem großen Teil der Proben konnten zwar Fluoreszenzen ähnlich denen optischer Aufheller nachgewiesen werden, bei denen es sich jedoch (wegen der abweichenden Fluoreszenzmaxima) keinesfalls um das eingespeiste Tinopal ABP flüssig gehandelt haben kann. Derartige Fluoreszenzen waren

- a) in mehr als 50% der Proben nachweisbar bei
A 010, A 015, A 020, G 025, G 208, G 210, G 261, G 271, G 273, G 274, G 275, G 329;
- b) in weniger als 50% der Proben nachweisbar bei
A 051, G 061, G 067, G 130, G 201, G 205, G 207, G 269, G 270, G 332, G 385, G 389, G 390;
- c) in keiner oder nur einer Probe nachweisbar bei
A 052, A 053, G 041, G 064, G 085, G 100, G 101, G 106, G 109, G 110, G 117, G 124, G 209, G 263, G 249, G 283, G 285.

3.2.4. Vergleich der Resultate aus den Aktivkohlemessungen und der Direktmessung (Ch. LEIBUNDGUT)

Uranin

Die Resultate aus der Direktmessung werden durch die Aktivkohleuntersuchungen generell bestätigt (Fig. 37). Die Hauptabflußrinne, markiert durch die Beobachtungsstellen G 278–G 209–G 208–G 109, tritt wiederum hervor.

Das obere Grunholz, in das episodisch uranhaltiges Wasser aus der Hauptabflußrinne übergetreten ist, reagiert positiv. Dieses Resultat kann aber nur im Verband mit den Direktmessungsergebnissen richtig interpretiert werden. Diese zeigen, daß nur episodisch Uranin in G 207 auftrat und kein eigentlicher Tracerdurchgang stattfand. Die Expositionsdauer der Aktivkohlesonden von Tagen oder Wochen läßt dann diese einzelnen Tracerstöße als mittlere Konzentration über diesen Zeitabschnitt erscheinen.

Die Beobachtungsstellen G 205, G 101 und G 106 zeigen ebenfalls einen positiven Aktivkohlebefund, doch waren in diesem Gebiet noch Uraninreste aus früheren Versuchen (Grundlast) vorhanden. Es ergab sich kein zwingender Hinweis auf einen Austritt des bei G 276 eingespeisten Uranins. Diese gleiche Ursache dürfte auch der Grund für die fraglich positiven Werte der Meßstellen G 275, G 274 und G 210 sein.

Eosin

Die Resultate der Direktmessung und der Aktivkohlemethode decken sich im wesentlichen. Die Hauptabflußachse G 064–G 269 (G 285)/G 061–G 041 – unterste Brunnmatt wird bestätigt.

Als zusätzlich positiv reagierende Stelle gegenüber der Direktmessung treten G 100 und G 110 heraus. Damit wird der Abströmbereich aus diesem Versuch gegen-

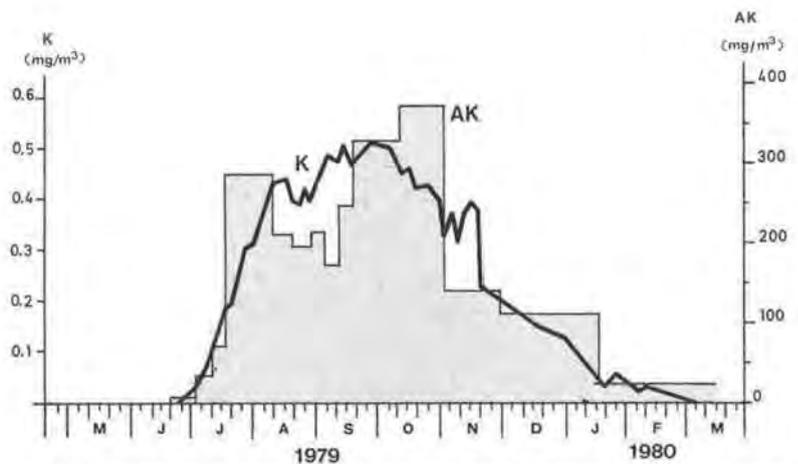


Fig. 37: Vergleich der Uraninganglinien Direktmessung und Aktivkohle in G 109. K = durch Direktmessung ermittelte Konzentration, AK = Aktivkohlemessung.

über der Direktmessung leicht erweitert. Die positive Reaktion in diesem Bereich entspricht aber hydrologisch den Erwartungen und zeigt einmal mehr den Wert der Aktivkohlemethode bei geringsten Tracerkonzentrationen. Bei G 085, G 261 und G 263 ergaben die Direktmessungen nur einen unvollständigen, schwachen und schwer deutbaren Eosindurchgang, so daß das Resultat der Aktivkohlemethode eine wertvolle Bestätigung darstellt.

Die Aktivkohlemethode-Resultate bestätigen ebenfalls, daß in der Versuchsperiode kein Wasser aus der unteren Brunnmatt in die Terrasse von Roggwil übergetreten ist. Immerhin scheint im Grenzsäum entlang der Terrassenkante eine gewisse Wechselwirkung zu bestehen, haben doch die am Terrassenrand liegenden Beobachtungsstellen G 100 und G 110 schwach reagiert.

Im Raume südlich Lotzwil wurden im August und Dezember 1975 gesamthaft 4 kg Uranin und 7,5 kg Eosin in das Grundwasser eingespeist, im September 1976 nördlich von Lotzwil 3,3 kg Uranin.

Nach dem Stand der heutigen Kenntnisse sind die noch vorhandenen Grundlasten, die größtenteils nur im Meßbereich der Aktivkohlemethode liegen, und die aus diesen früheren Versuchen stammen, räumlich „richtig“ verteilt. Das heißt, daß sich die Abflußbereiche aus den früheren Versuchen mit den in diesem Versuch gefundenen Abflußbereichen decken. Wie G 025 zeigt, sind dabei diese Abströmbereiche naturgemäß breiter, da die Einspeisungen weiter talaufwärts erfolgten.

3.3. Einbohrlochversuche (W. DROST, Ch. LEIBUNDGUT, H. R. WERNLI)

3.3.1. Methodische und technische Grundlagen der Einbohrlochmethoden zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers

Die natürliche Grundwasserströmung im Porengrundwasserleiter ist im allgemeinen eine laminare Fließbewegung, deren Geschwindigkeit dem hydraulischen Gradienten proportional ist (Gesetz von Darcy):

$$v_r = K \cdot I \quad (1)$$

- v_f = Filtergeschwindigkeit des Grundwassers oder spezifischer Grundwasserabfluß
- k = hydraulische Leitfähigkeit des Grundwasserleiters oder Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens
- i = Gefälle des Grundwasserspiegels.

Der Grundwasserabfluß Q ist das Produkt

$$Q = v_f \cdot F = k \cdot i \cdot F \quad (2)$$

F = Einheitsfläche, die senkrecht zur Fließrichtung des Grundwassers steht.

Die Filtergeschwindigkeit v_f ist eine fiktive Größe, die zu der wahren Grundwassergeschwindigkeit v im Porenraum in der folgenden Beziehung steht

$$v_f = v \cdot P \quad (3)$$

P = effektive Porosität des Grundwasserleiters.

Zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers dienen Einbohrlochmethoden. Ihre Anwendung setzt voraus, daß der Grundwasserleiter in seiner ganzen Mächtigkeit oder teilweise im gewünschten Horizont durch eine vertikale Pegelbohrung erschlossen ist. Diese soll mit einem Filterrohr und Filterkies so ausgebaut sein, daß die Grundwasserbewegung durch sie sandfrei bei geringem Filterwiderstand erfolgt.

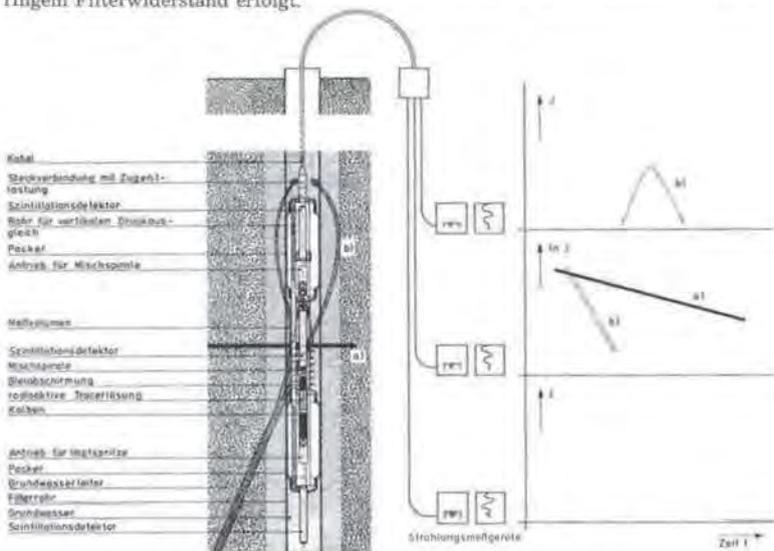


Fig. 38: Tracersonde zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit des Grundwassers mit schematisierten Messergebnissen.

- a) Das Grundwasser strömt horizontal durch das Meßvolumen: Aus der Steigung des Verdünnungslogs ergibt sich die Filtergeschwindigkeit.
- b) Eine vertikale Grundwasserströmungskomponente transportiert Tracer aus dem Meßvolumen nach oben ab: Das Ergebnis wird verworfen.

Die Bestimmung der Filtergeschwindigkeit v_f erfolgt nach dem Verdünnungsverfahren. Voraussetzungen für diese Methode sind eine ständige homogene Verteilung der Tracerlösung sowie stationärer und horizontaler Grundwasserdurchfluß im Filterrohr. Diese Voraussetzungen werden bei der Messung durch die in Fig. 38 skizzierte Tracersonde realisiert. In deren zentralen Teil, dem Meß- oder Verdünnungsvolumen, wird der Tracer injiziert, durch die Mischvorrichtung laufend homogen verteilt und durch den Detektor registriert. Das Meßvolumen im Filterrohr wird durch die Packer nach oben und unten abgedichtet. Eventuelle Vertikalströmungen im Filterrohr werden durch das Druckausgleichsrohr kurzgeschlossen und somit vom Verdünnungsprozeß im Meßvolumen separiert. Treten dennoch Umläufigkeiten im Filterkies auf, so werden sie durch Kontrolldetektoren in beiden Packern angezeigt.

Meßergebnis ist das Verdünnungslog, aus dessen Steigung sich die Filtergeschwindigkeit v_f bestimmen läßt

$$v_f = \frac{\pi r}{2 \alpha l} \ln \frac{c_0}{c} \quad (4)$$

c_0 = Tracerkonzentration zur Zeit $t = 0$

c = Tracerkonzentration zur Zeit t

r = Innenradius des Filterrohres

α = α -Wert; Korrekturfaktor, der die Verzerrung des ursprünglich geradlinigen Grundwasserströmungsfeldes durch Bohrung und Sonde sowie die Reduzierung des Verdünnungsvolumens durch Sondenteile berücksichtigt. Bei einer korrekt ausgebauten Bohrung ist $\alpha \approx 2,5$.

Die Tracersonde mißt Filtergeschwindigkeiten im Bereich $0,05 \text{ m/d} \leq v_f \leq 50 \text{ m/d}$. Die Meßgenauigkeit hängt von der Auflösung des Verdünnungslogs ab und ist im allgemeinen besser als $\pm 10\%$. Bei sehr kleinen Geschwindigkeiten ($v_f \leq 0,05 \text{ m/d}$) wird die Verdünnung von der Diffusion des Tracers überlagert. Bei großen Geschwindigkeiten ($v_f \geq 50 \text{ m/d}$) schlägt im Bereich des Filterrohres die laminare Grundwasserbewegung in eine turbulente um, so daß das Gesetz von Darcy nicht mehr gültig ist. Korrekturen für Diffusion und Turbulenz müssen experimentell erarbeitet werden und sind sehr aufwendig.

Methodisch verknüpft mit der Messung der Filtergeschwindigkeit ist die Messung der Fließrichtung des Grundwassers. Ihr Prinzip besteht darin, daß der in den Grundwasserleiter abgeflossene radioaktive Tracer mit einer richtungsempfindlichen Sonde geortet werden kann. Eine solche Sonde ist in Fig. 39 dargestellt, bei der ein kollimierter Strahlungsdetektor im Filterrohr um eine vertikale Achse gedreht wird. Als Kollimator dient eine geschlitzte Bleiabschirmung. Die Orientierung der Kollimatoröffnung erfolgt durch den Kompaß, Meßergebnis ist das Richtungslog, das sich bei Drehung der Kollimatoröffnung um 360° ergibt. Das Maximum des Logs gibt die Fließrichtung des Grundwassers an. Die Meßgenauigkeit hängt von der Auflösung der Extrema des Logs ab und ist im allgemeinen besser als $\pm 20^\circ$. Bei kleinen Filtergeschwindigkeiten $v_f \leq 0,05 \text{ m/d}$ verschlechtert die radial wirkende Diffusion der Tracerlösung das Richtungsdiagramm, eine prinzipielle Einschränkung bei großen Filtergeschwindigkeiten existiert nicht.

Die Messung der Fließrichtung wird im allgemeinen an die Filtergeschwindigkeitsmessung angeschlossen, wenn die Tracerlösung aus dem Verdünnungsvolumen ausgetreten ist. Aus diesem Grunde ist in neueren Tracersonden der kollimierte Strahlungsdetektor im Meßvolumen integriert.

Als Tracer wird der radioaktive Stoff Brom-82 in NH_4Br -Lösung verwendet. Er wird im Meßvolumen der Tracersonde in einer Konzentration von $4 \cdot 10^{-4} \text{ Mol/l}$ ein-

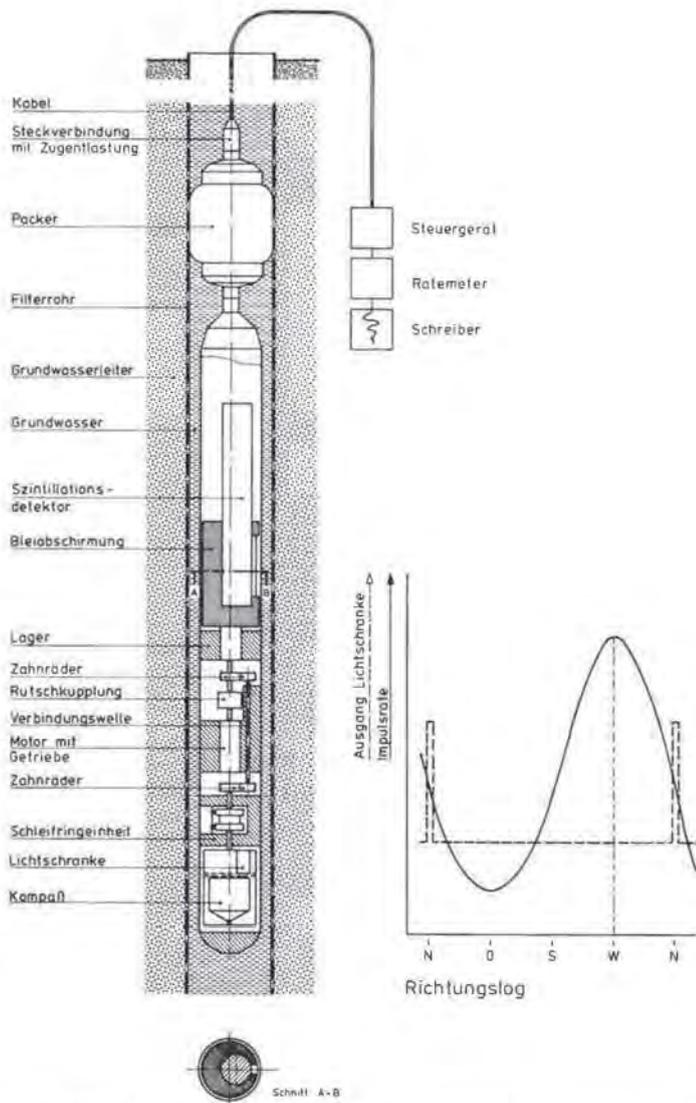


Fig. 39: Sonde zur Bestimmung der Fließrichtung des Grundwassers mit einem Richtungslog als Meßergebnis.

gebracht, so daß keine Abdrift durch Dichtekonvektion erfolgt. Die Eingabemenge der Tracerlösung ist kleiner als ein ml, so daß keine Störung der hydraulischen Randbedingungen auftritt. Brom-82 fließt mit der gleichen Geschwindigkeit wie das Grundwasser und wird nicht am Filterrohr oder im Filterkies absorbiert. Seine Dosierung pro Meßpunkt beträgt je nach Filterrohrdurchmesser 2 bis $8 \cdot 10^5$ Bq, wobei die Anfangskonzentration im Meßvolumen kleiner als 10^{-6} Bq/m³ ist und damit die nach der Schweizer Verordnung über den Strahlenschutz für Brom-82 festgelegte maximal zulässige Konzentration in Wasser unterschreitet. Brom-82 ist ein relativ kurzlebiger radioaktiver Stoff mit einer Halbwertszeit von 35,9 h, so daß eine Wiederholung von Experimenten schon bald möglich ist.

Die methodischen und experimentellen Grundlagen der Einbohrlochmethoden sind in den letzten Jahrzehnten sorgfältig erarbeitet worden. Detaillierte Beschreibungen der Methoden sind gegeben durch W. DROST (1971), D. KLOTZ (1971), W. DROST et al. (1972) und H. MOSER & W. RAUERT (1980).

3.3.2. Versuchsanordnung

Im Rahmen des kombinierten Markierungsversuches stellte die Meßkampagne mit dem Einbohrlochverfahren in zwei Teilgebieten eine wertvolle Ergänzung dar. Die in einigen Zonen geringe Aufschlußdichte, die beim Großversuch gewisse Erschwerisse brachte, war einer der Gründe für den Einsatz dieses Verfahrens.

Die eigentliche Einbohrlochkampagne wurde im Spätherbst 1979 durch eine Feld-equipe des GSF-Instituts für Radiohydrometrie in München in Zusammenarbeit mit dem Geographischen Institut der Universität Bern durchgeführt, das für die hydrologische Seite verantwortlich war. Mit dem Versuch wurde ein Vergleich der bisherigen Resultate aus Wasserhaushaltsuntersuchungen und Tracerversuchen mit den Resultaten aus den Einbohrlochmessungen bzw. eine Ergänzung der bisherigen Daten und Erkenntnisse angestrebt.

Im Bereiche der durch die Wiesenbewässerung beeinflussten Grundwasserträger herrschen zudem günstige Voraussetzungen, um in einer kurzen Meßkampagne von einigen Tagen bei verschiedenen Grundwasserständen Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit bestimmen zu können. Durch Bewässerung kann kurzfristig ein starkes Ansteigen des Grundwasserspiegels bewirkt werden. Als Testgebiete wurden die Schotteraquifere „Lotzwil“ südlich von Langenthal und „Grunholz“ südwestlich von Roggwil ausgewählt (Fig. 40).

Der Versuch läßt sich in verschiedene Phasen gliedern (Fig. 41):

- a) Vor- oder Ruhephase mit natürlichen hydrologischen Verhältnissen ohne Bewässerungseinflüsse.
- b) Hochphase mit stark erhöhten Grundwasserständen nach zwei bis drei Tagen Bewässerungsinfiltrationen.
- c) Nachphase im Bereich der abfallenden Grundwasserstände nach Beendigung der Bewässerung.

3.3.3. Versuch im Testgebiet Grunholz

3.3.3.1. Bewässerung und Auswirkung auf das Grundwasser

Der Grundwasserstand im Grunholz wies Anfang November 1979 Niedrigwasserstand auf. Erste Bewässerungen führten bis Mitte November zu Mittelwasserstand im Grundwasser (Fig. 13). Hier wurde bei leicht fallendem Grundwasserstand Ende November die Meßkampagne aufgenommen.

Gemäß dem Versuchsziel wurde nach der ersten Meßkampagne im Ruhezustand das Grundwasser im Testgebiet durch Bewässerungsinfiltrationen gespeist. Als Folge davon kam es zu unterschiedlichen Anhebungen des Grundwasserspiegels im Bereich

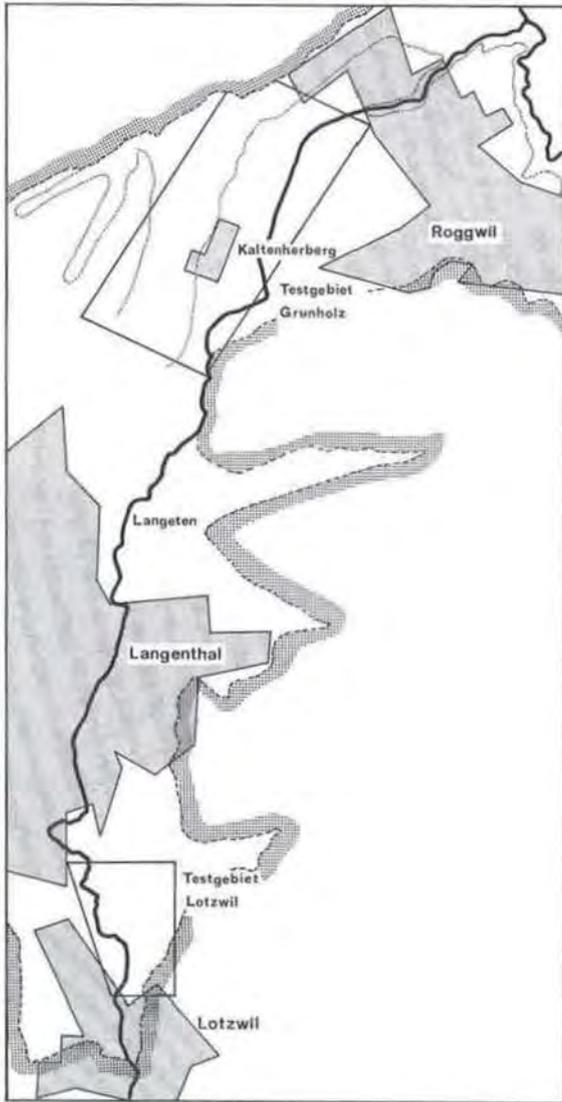


Fig. 40: Lageskizze der Testgebiete für die Einbohrlochmessung.

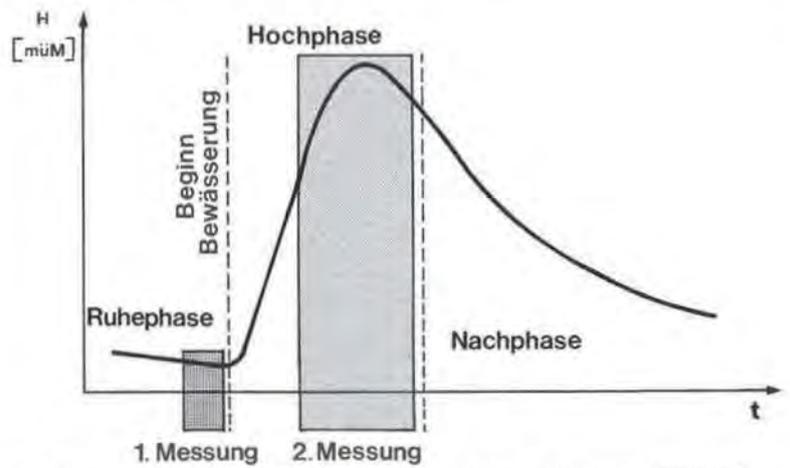


Fig. 41: Durchgang einer bewässerungsbedingten Grundwasserspiegelschwankung, ausgedrückt im Schema der Meßphasen der Einbohrlochmethode.

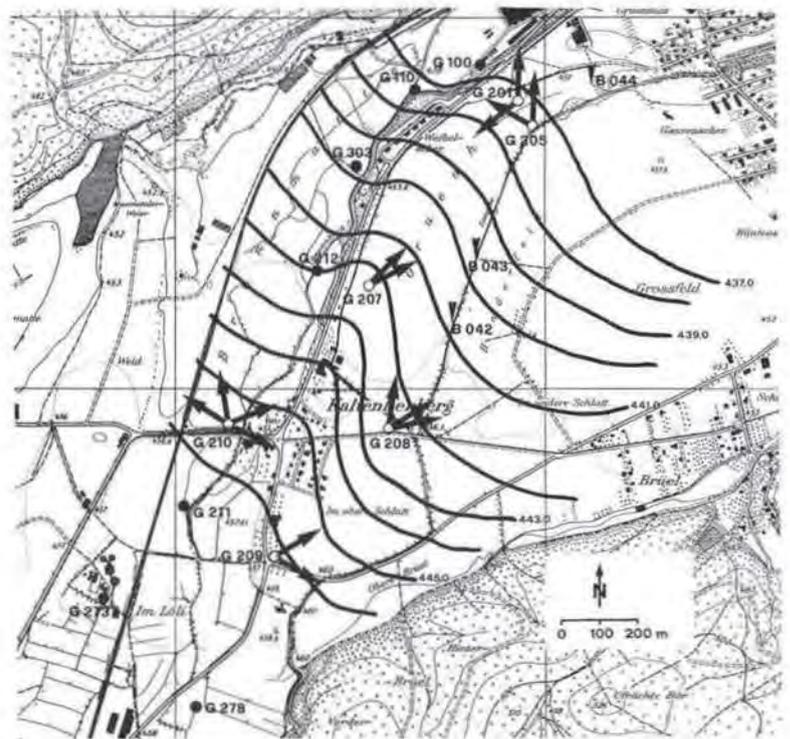


Fig. 42: Grundwasserisohypsenplan und durch Einbohrlochmessungen im Bereich der Meßstellen in verschiedenen Tiefen ermittelte Grundwasserfließrichtungen im Testgebiet Grunholz während der Ruhephase (26. November 1979, siehe Fig. 41).

der verschiedenen Meßstellen und damit auch zur Veränderung des Grundwasserfließverhaltens (Fig. 41).

Die Bewässerung erfolgte über das vorhandene Bewässerungssystem. Die Einlaufkanäle und der Rücklaufkanal für das Überwasser sind mit Linnigraphen bestückt, so daß die Bewässerungsmengen gemessen werden können (Fig. 42, 44).

Aus Rücksicht auf die Landwirtschaft, die noch das letzte Grünfutter auf den Matten stehen hatte, durfte sowohl mengenmäßig wie flächenmäßig nur beschränkt bewässert werden. Durch die notwendigen Manipulationen an den Schiebern ergab sich besonders tagsüber eine recht große Variabilität der Bewässerungsmengen im zeitlichen Verlauf (Fig. 43). Gesamthaft wurden die Beschickungsmengen zusehends etwas gesteigert. Mit einer konstanten Zulaufmenge von $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ erreichten sie vom 28. Nov., 18.00 Uhr, bis 29. Nov., 14.00 Uhr, die größte Intensität.

Auch räumlich blieb die Bewässerung nicht über die ganze Versuchsdauer konstant. Hier können zwei Abschnitte unterschieden werden. In einer ersten Phase vom 27. Nov., 9.30 Uhr, bis 30. Nov., 10.00 Uhr, standen die Mattenflächen bei G 208, in der SE-Ecke des Grunholzes und das unterste Grundholz unter Wasser (Fig. 44). In der zweiten Phase erhielt der nördliche Teil fast kein Wasser mehr, statt dessen wurde im obersten Grunholz die Westseite, oberhalb G 207, sehr stark überflutet. Die Verhältnisse um G 208 blieben unverändert. Im östlichen unteren Grunholz, oberhalb G 205, erhielt eine kleinere Wiesenfläche am 28. und 29. November je einen kurzen Bewässerungsstoß.

Dazu kommt zu Beginn und am Ende je eine Einfahr- bzw. Auslaufphase. Das Bewässerungswasser verteilt sich erst nach und nach über die gesamte Fläche. Es wird schließlich ein Gleichgewichtszustand erreicht zwischen zugeführter Wassermenge, Versickerungsrate und Überwasser. Die Phasenverschiebung zwischen Schleusenöffnung bei B 040 und dem Ansprechen des Überwasserpegels B 044 zeigt, daß in die-

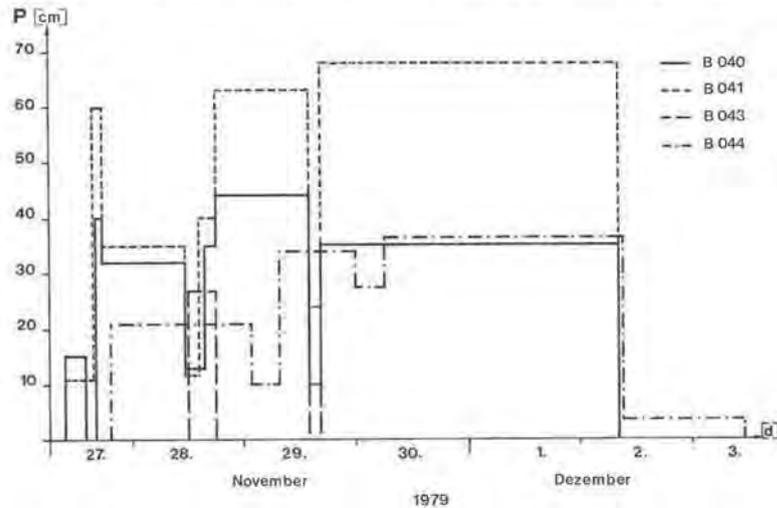


Fig. 43: Variabilität der Bewässerung im Testgebiet Grunholz vom 26. November bis 3. Dezember 1979. P = Pegelstand.

sem Falle rund 22 Stunden für das „Einfahren“ nötig waren. Die Auslaufphase dauerte sogar 27 Stunden (Fig. 43).

Von der im Grunholz rund 28 ha großen Bewässerungsfläche wurden rund 9 ha oder 32% bewässert. Bei einer Netto-Bewässerungsmenge von $0,56 \text{ m}^3/\text{s}$ entspricht dies einer durchschnittlichen Infiltrationsmenge von $0,54 \text{ m/d}$. Diese gegenüber den Normalwerten von rund 2 m/d in diesem Gebiet geringe mittlere Infiltrationsrate zeigt, daß gesamthaft nur eine schwache Bewässerung stattgefunden hat.

Die Auswirkungen der sich ändernden Bewässerungsverteilungen können an unterschiedlichen Pegelanstiegen verfolgt werden. So steigt beispielsweise G 207 bis zum 29. November eher schwach, um dann aber deutlich auf die neue Bewässerungssituation ab 30. November zu reagieren.

Die Bewegungen des Grundwasserspiegels an den verschiedenen Meßstellen sind in Fig. 45 in Ganglinienform dargestellt. Grundsätzlich ergibt sich überall das erwar-

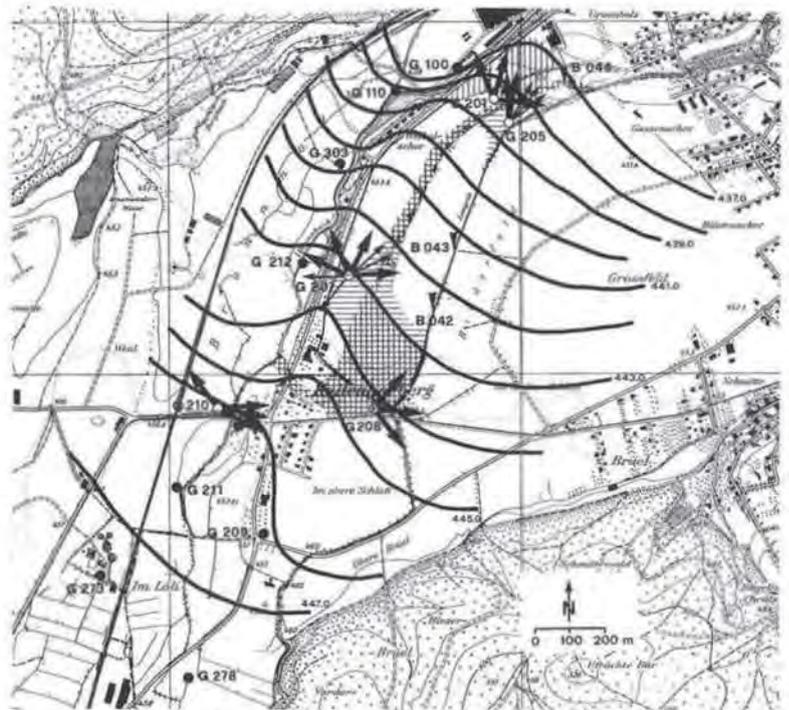


Fig. 44: Grundwasserisohypsenplan und durch Einbohrlochmessungen im Bereich der Meßstellen in verschiedenen Tiefen (dicke Pfeile; dünne Pfeile = 2 m Messung bei Hochstand) ermittelte Grundwasserfließrichtungen im Testgebiet Grunholz während der Hochphase (30. November 1979, siehe Fig. 41). Senkrecht schraffiert = bewässerte Flächen vom 27. November, 9.30, bis 30. November, 10.00 Uhr; waagrecht schraffiert = bewässerte Flächen vom 30. November 10.00, bis 2. Dezember, 8.30 Uhr; gerastert = bewässerte Flächen vom 27. November, 9.30, bis 2. Dezember 8.30 Uhr.

tete Bild, das der Versuchsanordnung zugrunde gelegt worden war: der natürliche Grundwasserspiegel (Ruhephase) wird durch Bewässerung schnell stark angehoben (Hochphase) und sinkt nach Beendigung der Bewässerung zuerst schnell, dann langsamer wieder ab (Nachphase).

Entsprechend der sich ändernden räumlichen und zeitlichen Verteilung der Bewässerung sind die Reaktionen im Grundwasser unterschiedlich. Obgleich eine Bewässerung in bescheidenem Ausmaße erfolgte, vermochte sie doch gebietsweise einen Jahreshochstand zu provozieren, wie das Beispiel der Meßstelle G 207 zeigt (Fig. 13).

Die Gefällsverhältnisse zwischen den einzelnen Beobachtungsrohren vom Ruhezustand bis zur Hochphase ändern sich zwar, die Gefälle bleiben aber gleichsinnig. Eine Ausnahme bilden die nahe beieinanderliegenden Piezometerrohre G 201–G 205. Hier kommt es zu einer Gefällsumkehrung.

Für die Grundwasserspiegel vom 26. und 30. November 1979 sind die Isohypsen in Fig. 42 und 44 konstruiert. Obwohl sie die beiden Extremsituationen wiedergeben, zeigen sie ein bemerkenswert ähnliches Bild. Eine deutliche Veränderung ergibt sich eigentlich nur im Bereiche von G 208. Hier wird die am 26. November ausgeprägt erscheinende Rinne aufgefüllt, der Grundwasserspiegel verflacht sich.

Dieses hier gezeichnete Bild ist die Folgerung aus den Messungen an den wenigen zur Verfügung stehenden Beobachtungspunkten, verbunden mit den früheren Kenntnissen. Detailliertere Aussagen können über die Isohypsen nicht gemacht werden, die beschränkte Anzahl der Meßstellen läßt keine feinere Konstruktion zu. Insbesondere kann über die offenbar labilen Strömungsverhältnisse im Randbereich der

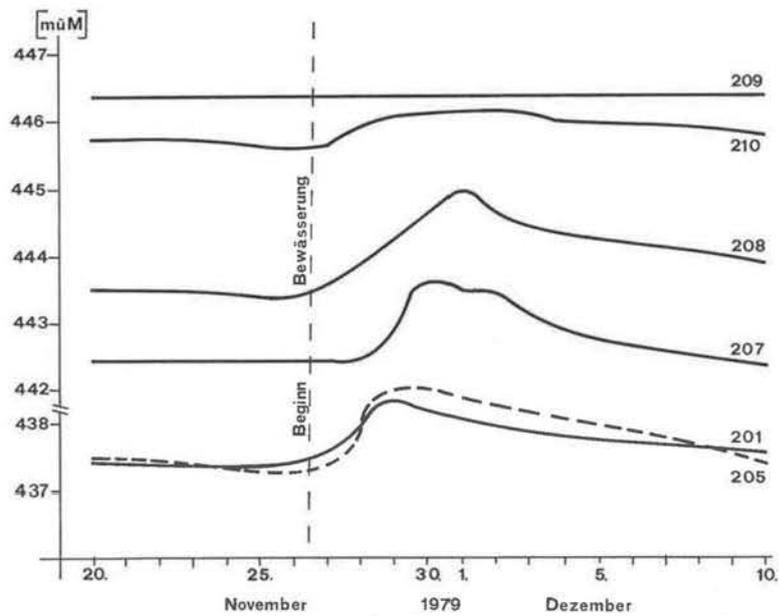


Fig. 45: Ganglinien der Grundwasserspiegel in den Einbohrlochmeßstellen während des Bewässerungsversuches im Testgebiet Grunholz.

Terrasse, auf der Linie G 210–G 207–G 201, nur mit den Grundwasserspiegelwerten keine genauere Antwort gegeben werden.

3.3.3.2. Resultate und Interpretation der Einbohrlochmessungen

Die Messungen bei Ruhezustand wurden am 27. 11. 1979, jene bei Grundwasserhochstand am 29. 11. 1979 durchgeführt. Bei Hochstand wurde im Beobachtungsrohr G 205 während der Einbohrlochmessung ein Anstieg des Grundwassers gemessen, so daß die Messung wiederholt wurde. Da im Beobachtungsrohr G 207 der Grundwasserspiegel am 30. November nochmals um rund einen halben Meter angestiegen war, erfolgte hier auch eine zweite Hochstandmessung. Demgegenüber wurde in G 209 nur im Ruhezustand gemessen, da der Grundwasserspiegel in dieser Meßstelle nur unmerklich auf die Wässerung reagierte. Die Resultate der Einbohrlochmessungen sind in Tab. 25 dargestellt.

Entsprechend dem generellen Gefälle strömt das Grundwasser im Bereich der Roggwiler-Terrassenschotter nach Nordosten ab. Das Gefälle, berechnet aus den Grundwasserspiegeln in den einzelnen Beobachtungsrohren, ändert sich kaum; es betrug bei Ruhezustand $I = 8,5\%$ und bei Hochstand $I = 7,7\%$. Das Grundwasser in der von den Roggwiler-Terrassenschottern hydrologisch separierten Brunnmattensenke fließt in deren oberen Bereich nach Norden und dreht im unteren Bereich nach Nordosten. Diese aus den Isohypsen abzulesenden Strömungsverhältnisse werden durch die Resultate der Einbohrlochmessungen nicht generell bestätigt (Fig. 42 und 44). In den einzelnen Meßrohren wurden die folgenden Beobachtungen gemacht:

- G 201: In diesem am Westrand der Terrassenschotter liegenden Pegel wird durch die Ruhezustandsmessungen ein Abfluß des stauernahen Grundwassers nach Westen zur Brunnmatte hin nachgewiesen. Dagegen fließt das Wasser direkt unterhalb des Grundwasserspiegels nach Norden ab. Durch die Wässerung wird das Wasser im unteren Horizont nach Osten gedreht, während im oberen Horizont die Fließrichtung nach Norden erhalten bleibt. Die ermittelten Filtergeschwindigkeiten werden im oberen Horizont von $v_f = 0,15$ m/d bei Ruhezustand durch die Wässerung auf $v_f = 0,3$ m/d verdoppelt. Im unteren Horizont sind die gemessenen Werte mit $v_f = 2$ m/d vor bzw. $v_f = 3,5$ m/d vor und während der Wässerung erheblich größer als im oberen Horizont. Nach diesen Befunden scheint der Grundwasserleiter im Bereich dieser Meßstelle eine Stockwerkstrennung aufzuweisen, wobei das Wasser im unteren Stockwerk abtrünnig zur Hauptabflußrichtung werden kann.
- G 205: Nach den Einbohrlochmessungen wird das Grundwasser im Bereich dieser Meßstelle von der Wässerung nicht signifikant beeinflusst. Es fließt nach N ab, wobei die Filtergeschwindigkeiten zwischen $0,3$ m/d $\leq v_f \leq 6,8$ m/d streuen. Erst während der zweiten Messung bei Hochstand wird ein Abdrängen des Grundwasserstroms bei gleichzeitiger Geschwindigkeitsverlangsamung beobachtet, was jedoch durch Pumpbetrieb in dem ca. 6 m entfernten Brunnen G 101 bedingt ist. Aus diesem Grunde werden die Ergebnisse der zweiten Hochstandmessung nicht weiter verwertet.
- G 207: Vor Wasserbeginn fließt das Grundwasser mit einer durchschnittlichen Fließrichtung $\bar{R}_i = 53^\circ \pm 41^\circ$ mit großer Geschwindigkeit $2,7$ m/d $\leq v_f \leq 27$ m/d nach NE ab. Durch die Wässerung werden im Bereich dieser Meßstelle in einigen Horizonten zur Hauptabflußrichtung abtrünnige Fließbewegungen zur Brunnmatte hin induziert, die bei verschiedenen Grundwasseranstiegen nicht horizontbeständig sind. Anscheinend wird durch die Wässerung eine an eine Molasserinne gebundene Bodenströmung zuerst nach W abgelenkt und später mit steigendem Grundwasserspiegel wieder in die ur-

Tab. 25: Langetental, Untere Matten. Ergebnisse der radiohydrometrischen Untersuchungen zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers vom 27. bis 30. 11. 1979.

v_f = Filtergeschwindigkeit des Grundwassers, Einheit: m/d; R_i = Fließrichtung des Grundwassers, Einheit: N ... ° E, E = 90°, S = 180°, W = 270°, N = 360°; ROK = Rohroberkante (Meßpunkt); Gwsp. = Grundwasserspiegel nach der Bewässerung pro Pegel jeweils am Anfang und Ende der Messung registriert.

Meß- stelle	ROK m ü M	Datum	Uhr- zeit	Gwsp.		Meßtiefe m ab ROK	v_f		R_i N...° E
				m ab ROK	m ü M		m/d		
G 201	451,30	27. 11.	14.00-	14,00	437,30	14,5	0,15 ± 0,05	360 ± 10	
			18.00			16,0	2,00 ± 0,50	230 ± 10	
		29. 11.	14.30-	12,88	438,42	13,5	0,30 ± 0,10	340 ± 10	
			17.30	12,84	438,46	14,5	0,30 ± 0,15	20 ± 10	
G 205	452,29	27. 11.	15.00-	14,75	437,54	16,0	3,50 ± 1,50	100 ± 30	
			18.00			15,5	5,30 ± 0,10	360 ± 40	
		29. 11.	11.00-	14,18	438,11	16,5	1,30 ± 0,20	300 ± 40	
			13.00	14,14	438,15	15,5	0,30 ± 0,15	360 ± 50	
			14.30-	14,00	438,19	16,5	6,80 ± 1,10	10 ± 50	
		16.30	13,92	438,27	14,5	0,20 ± 0,10	50 ± 50		
			15,5	0,20 ± 0,10	40 ± 30				
G 207	455,65	27. 11.	11.00-	13,00	442,65	16,5	2,20 ± 0,30	30 ± 30	
			13.00			13,5	2,70 ± 0,90	50 ± 40	
		29. 11.	11.00-	12,56	443,09	14,5	27,00 ± 2,00	50 ± 30	
			13.00	12,58	443,07	16,0	12,00 ± 3,00	60 ± 40	
			13,0	5,10 ± 0,80	90 ± 10				
		30. 11.	17.00-	12,00	443,65	14,5	6,30 ± 2,00	30 ± 40	
			19.00	11,98	443,67	14,5	43,00 ± 15,00	340 ± 50	
			13,0	3,90 ± 0,40	60 ± 40				
			13,5	19,00 ± 2,00	220 ± 50				
			14,5	12,00 ± 1,50	270 ± 30				
			16,0	18,50 ± 0,10	50 ± 50				
G 208	456,90	27. 11.	8.00-	13,27	443,63	13,8	1,60 ± 0,50	10 ± 50	
			11.00			14,8	3,70 ± 2,10	60 ± 50	
		29. 11.	8.30-	12,88	444,02	15,8	0,30 ± 0,20	80 ± 10	
			10.30	12,80	444,10	13,8	25,00 ± 5,00	40 ± 20	
			14,8	1,00 ± 0,15	90 ± 30				
G 209	458,01	27. 11.	9.00-	11,78	446,23	13,8	0,60 ± 0,30	140 ± 20	
			12.00			12,5	0,60 ± 0,05	60 ± 30	
		29. 11.	8.00-	5,76	443,86	13,0	3,30 ± 0,60	60 ± 30	
			10.30	5,76	443,86	14,0	7,80 ± 1,30	120 ± 40	
			14,5	0,80 ± 0,20	60 ± 40				
G 210	449,62	27. 11.	12.00-	5,84	443,78	6,3	1,80 ± 0,10	120 ± 50	
			15.00			7,0	4,00 ± 0,40	70 ± 40	
		29. 11.	8.00-	5,76	443,86	8,0	7,30 ± 1,00	300 ± 60	
			10.30	5,76	443,86	9,0	3,60 ± 0,50	350 ± 40	
			6,3	2,00 ± 0,60	100 ± 40				
			7,0	3,70 ± 0,60	90 ± 20				
			8,0	5,40 ± 0,10	120 ± 30				
			9,0	1,50 ± 0,50	310 ± 30				

sprüngliche Richtung eingespart. Dabei kommt es teilweise zu einem Zusammenbruch der Fließgeschwindigkeit, was offenbar durch die verschiedenen Fließrichtungen im Pegel und der damit verbundenen Reibung bedingt ist. Direkt unterhalb des Grundwasserspiegels fließt das Grundwasser immer nach NE ab, wobei die Filtergeschwindigkeiten durch die Wässerung bis auf das Doppelte des Wertes im Ruhezustand angehoben werden.

Im Bereich dieser Meßstelle werden die größten Filtergeschwindigkeiten im Grünholz nachgewiesen. Sie können durch die Wässerung mit $3,9 \text{ m/d} \leq$

$v_f \leq 43$ m/d fast doppelt so große Werte wie beim Ruhezustand erreichen. Sie müssen ihre Ursache in einer großen Durchlässigkeit des Aquifers in dieser Zone und eventuell in der Lage der Meßstelle am Rande der Niederterrasse zur Brunnmattsenke haben.

- G 208: Im Ruhezustand fließt das Grundwasser mit $\bar{R}_i = 50^\circ \pm 55^\circ$ nach NE ab. Die gemessenen Filtergeschwindigkeiten schwanken zwischen $0,3 \text{ m/d} \leq v_f \leq 3,7 \text{ m/d}$. Durch die Wässerung wird das Grundwasser mit $R_i = 90^\circ \pm 52^\circ$ in allen Schichten nach Osten abgedreht. Die Filtergeschwindigkeiten erhöhen sich auf $0,6 \text{ m/d} \leq v_f \leq 25 \text{ m/d}$ und werden im Mittel von $\bar{v}_f = 1,9 \text{ m/d}$ auf $\bar{v}_f = 8,9 \text{ m/d}$ vervierfacht. Im Bereich dieser Meßstelle wird deutlich ein Verdrängungseffekt sichtbar. Das einsinkende Wasser drängt das ursprüngliche Grundwasser zur Seite und fließt nur geringfügig an dessen Oberfläche ab.
- G 209: Diese Meßstelle wird durch die Wässerung nicht beeinflusst. Das Grundwasser fließt hier mit $\bar{R}_i = 75^\circ \pm 47^\circ$ mit Filtergeschwindigkeiten von $0,6 \text{ m/d} \leq v_f \leq 7,8 \text{ m/d}$ in östlicher Richtung ab. Dies bedeutet, daß hier das aus S bis SW anströmende Grundwasser in das Großfeld eingespeist wird.
- G 210: Diese Meßstelle steht in der Brunnmatte und gehört somit nicht zur hydrologischen Provinz der anderen Meßstellen. Nach den Einbohrlochresultaten bei Ruhe- und Hochstand fließt hier Wasser mit Filtergeschwindigkeiten $1,8 \text{ m/d} \leq v_f \leq 5,1 \text{ m/d}$ zum Grunholz. Beide Meßreihen weisen jedoch auch Abfluß nach NW mit Filtergeschwindigkeiten von $1,5 \text{ m/d} \leq v_f \leq 7,3 \text{ m/d}$ nach. Die Wasserbewegung im Bereich dieser Meßstelle wird anscheinend durch Dränung des Brunnbaches beeinflusst, dessen Wasserführung nicht konstant war.

Nach diesen Befunden sind die in den Meßstellen G 201, G 205, G 207 und G 208 gewonnenen Ergebnisse repräsentativ für die Grundwasserströmungsverhältnisse im Grunholz. Bei Ruhezustand fließt das Grundwasser mit $\bar{R}_i = 39^\circ \pm 48^\circ$ nach Nordosten. Dieser Wert für die mittlere Abflußrichtung wird durch die Wässerung kaum verändert. Er beträgt bei Wässerung $\bar{R}_i = 45^\circ \pm 60^\circ$. Bei beiden Randbedingungen fließt Grundwasser in einzelnen Horizonten am Westrand der Terrassenschotter abtrünnig zur Hauptflußrichtung zur Brunnmatte hin ab.

Entsprechend dem in Fig. 46 dargestellten Histogramm wird die Streuung der Flußrichtungen durch die Wässerung größer. Vor der Wässerung schwanken die gemessenen Flußrichtungen in Hauptabflußrichtung zwischen N und E, während der Wässerung zwischen NNW und SE. Hier sprechen die Einbohrlochresultate auf die flächenmäßig unterschiedlich verteilten Wässerungsinfiltrationen und die resultierenden kleinflächigen starken Deformierungen der Grundwasseroberfläche an, die im Isohypsenbild nicht erkannt werden.

Die in den für das Grunholz repräsentativen Meßstellen gemessenen Filtergeschwindigkeiten des Grundwassers in der Hauptabflußrichtung zeigen eine große Varianz in ihren Werten sowohl zwischen den einzelnen Meßstellen als auch innerhalb der einzelnen Beobachtungsrohre, was auf einen stark inhomogenen Aquifer hinweist. Bei Ruhezustand streuen die Filtergeschwindigkeiten zwischen $0,15 \text{ m/d} \leq v_f \leq 27 \text{ m/d}$ und bei Hochstand zwischen $0,3 \text{ m/d} \leq v_f \leq 43 \text{ m/d}$ (Fig. 47). Bei Ruhezustand beträgt die mittlere Filtergeschwindigkeit im Grunholz $\bar{v}_f = 6,2 \text{ m/d}$. Hierzu liegen als Vergleich zwei aus den Ergebnissen von Markierungsversuchen berechnete Filtergeschwindigkeiten vor:

Versuch im unteren Grunholz 1973
(Ch. LEIBUNDGUT 1975)
Markierungsversuch 1979/80 mit Uranin

$\bar{v}_f = 2,1 \text{ m/d}$
 $\bar{v}_f = 5,3 \text{ m/d}$

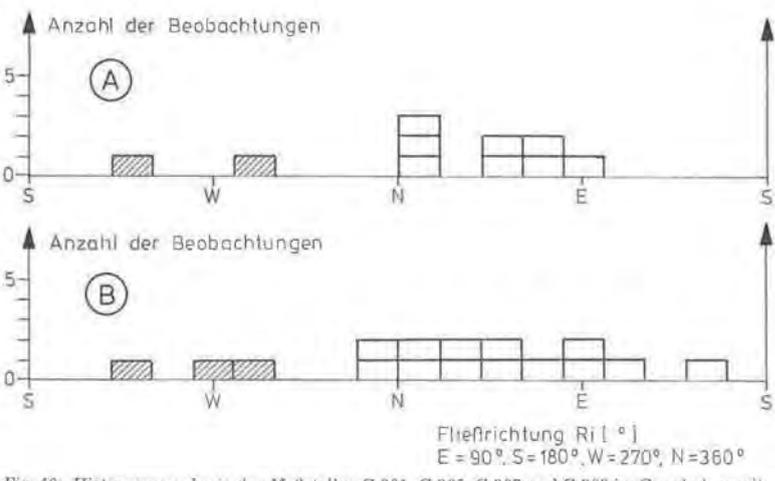


Fig. 46: Histogramme der in den Meßstellen G 201, G 205, G 207 und G 208 im Grünholz ermittelten Fließrichtungen R_i des Grundwassers (A) vor und (B) während der Wässerung. Schraffiert: zur Hauptabflußrichtung abtrünnige Fließrichtungen zur Brunnenmatte hin.

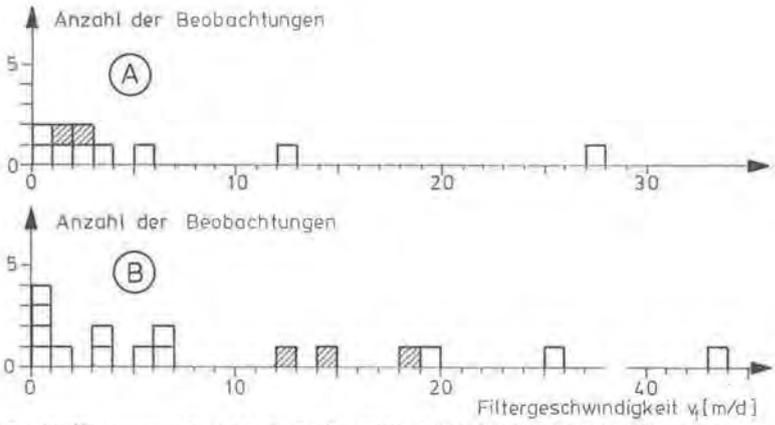


Fig. 47: Histogramme der in den Meßstellen G 201, G 205, G 207 und G 208 im Grünholz ermittelten Filtergeschwindigkeiten v_f des Grundwassers (A) vor und (B) während der Wässerung. Schraffiert: an abtrünnige Fließrichtungen gebundene Filtergeschwindigkeitswerte.

Diese beiden Resultate sind über größere Distanzen bei zeitweiligen Beeinflussungen des Grundwasserspiegels gewonnen worden.

Bei Hochstand beträgt die mittlere Fließgeschwindigkeit $v_f = 8,8$ m/d und ist somit etwas größer als in der Ruhephase. Rein rechnerisch ergibt sich nach dem Gesetz von Darcy, daß der Aquifer mit $K = 1,3 \cdot 10^{-2}$ m/s während der Wässerung eine größere Durchlässigkeit als im Ruhezustand mit $K = 8,5 \cdot 10^{-3}$ m/s hat. Diese fiktive Zunahme läßt sich dadurch erklären, daß erstens durch die Erhöhung des Grundwasserspiegels während der Bewässerung der Fließquerschnitt im Aquifer durch eine hydraulisch gut leitfähige Bodenschicht vergrößert wird, und daß zweitens die Zunahme der Geschwindigkeit bei Wässerung im wesentlichen von der Vergrößerung des Grundwasserabflusses im Bereich der Meßstelle G 208 herrührt. Infolge der Unvollkommenheit des Meßstellennetzes liegen hier nur ungenügende Kenntnisse über das lokale Grundwassergefälle vor, es kann bei Wässerung und der dabei nachgewiesenen Grundwasserverdrängung erheblich größer sein als angenommen.

Hier im südlichen Teil des Grunholzes wird augenscheinlich Wasserwasser in den östlichen Grundwasserstrom abgeleitet. Im nördlichen Grunholz dagegen fließen aufgrund der Ergebnisse der Einbohrlochmessungen bei einer Wässerung keine nennenswerten Wasserbeiträge nach Osten und somit zum G 109.

Die Filtergeschwindigkeiten, die an abtrünnige Fließrichtungen zur Brunnmatte hin gebunden sind, betragen im Ruhezustand im Bereich der Meßstellen G 201 und G 205 $1,3$ m/d $\leq v_f \leq 2$ m/d und werden während der Wässerung im Bereich von G 207 mit 12 m/d $\leq v_f \leq 19$ m/d beobachtet. Demnach müssen die Wässerungen Auswirkungen auf die Fassungen an der westlichen Terrassenkante (G 100 und 110) sowie beim Grundwasseraufstoß G 085 haben. Ebenfalls sind im Norden bei der Fassung G 106 Beeinflussungen zu erwarten (Lage der beprobten Stellen s. Fig. 42).

3.3.3.3. Die Änderung der Wasserbeschaffenheit im Vergleich zu den Resultaten aus den Einbohrlochmessungen

Die mengenmäßig bedeutenden Infiltrationen aus der Wiesenbewässerung lassen ebenfalls eine Beeinflussung der Grundwasserqualität erwarten. Es war daher naheliegend, die zum Zwecke der Grundwasserspiegel-Anhebung vorgenommene Bewässerung auch zu Wasserbeschaffenheitsuntersuchungen auszunützen. Die Untersuchungen wurden von H. R. WERNLI im Rahmen seiner Diplomarbeit durchgeführt (H. R. WERNLI, 1981).

Die allgemeinen Charakteristika der Wasserbeschaffenheit im Langetental sind bekannt, ebenso die Zusammenhänge Oberflächengewässer – Bewässerung – Grundwasser (vgl. Kap. 2). Im Rahmen der Auswertung des Einbohrlochversuches geht es nicht um die Wasserbeschaffenheit an sich. Vielmehr sollen die Variationen der einzelnen Komponenten im Vergleich mit den Resultaten der Einbohrlochmessungen betrachtet werden. Die chemischen Komponenten werden gewissermaßen als natürliche Tracer genutzt.

Zur Kennzeichnung der Wasserbeschaffenheit wurden folgende Komponenten gemessen:

- Temperatur und pH-Wert
- Sauerstoff und Sättigungsgrad
- Gesamthärte, Karbonathärte, Chlorid, Sulfat und Nitrat
- Calcium, Ammonium und Orthophosphate
- Schwermetalle.

Die Auswirkungen der Bewässerung auf Grundwasserspiegel, Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit sind im vorangehenden Kapitel beschrieben. Prinzipiell kann wieder vom gleichen Ablauf im Grundwassergeschehen ausgegangen werden: der

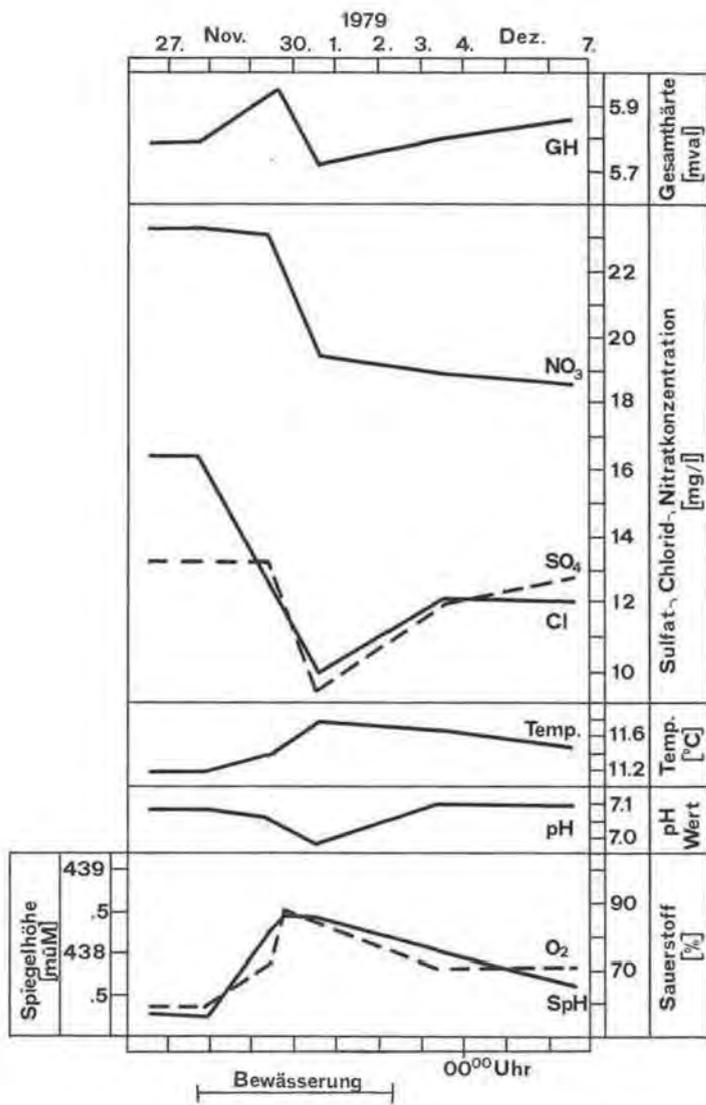


Fig. 48: Verlauf der Wasserbeschaffenheit und zugehörigen Grundwasserspiegel an der Messstelle G 201 während des Bewässerungsversuches im Testgebiet Grunholz.

Ruhephase schließt sich nach Einsetzen der Bewässerung ein starker Grundwasserspiegelanstieg an (Hochphase), der nach Beendigung der Bewässerungsinfiltrationen wieder langsamer als im ansteigenden Ast zu sinken beginnt.

Sowohl Fließrichtungen als auch Fließgeschwindigkeiten weisen bei den einzelnen Meßstellen beträchtliche Abweichungen auf. Gerade diese starke Differenzierung könnte den Vergleich Einbohrlochresultate - Wasserbeschaffenheit erleichtern.

Der Verlauf der Ionenkonzentrationen sowie Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigungsindex und Spiegelhöhen sind in Tab. 26 zusammengestellt. Die Beschaffenheitsänderungen waren örtlich wie zeitlich und für die einzelnen Komponenten verschieden, im allgemeinen aber gering.

Das Ausmaß einer Beeinflussung hängt natürlich auch von der Input-Konzentration des Wasserwassers ab. Bei einer reinen Mischung zwischen Grund- und Wasserwasser, also ohne andere Prozesse, müßten die neuen Beschaffenheitswerte irgendwo zwischen jenen der Ausgangswässer liegen. Dies ist nicht immer der Fall, die dafür verantwortlichen Vorgänge werden nachstehend beschrieben.

Im einzelnen sind folgende Effekte beobachtet worden:

1. Anfängliche Erhöhung (oder zirka Gleichbleiben) und spätere Erniedrigung der Fracht. Dies zeigt sich bei Gesamt- und Karbonathärte sowie beim Sulfat. Verantwortlich dafür muß ein Ausschwemmen der zurückbleibenden Komponenten sein, und zwar durch das Wasserwasser von oben her und eventuell durch das steigende Grundwasser von unten her. Bei genügender Fließgeschwindigkeit wird diese konzentriertere Lösung abgeführt, anschließend kommt dann die verdünnende Wirkung des Wasserwassers zum Tragen. Beim Rohr G 201 zeigt sich dies, mit Ausnahme der Karbonathärte, besonders deutlich (Fig. 43). Bei der nächsten Kampagne am 3. Dezember, einen Tag nach Beendigung der Wässerung, ist bei G 201 bei der Gesamthärte bereits wieder ein Anstieg zu verzeichnen. Die Gesamthärte reagiert somit schnell auf Wässerungseinflüsse. Beim Sulfat ist der Zyklus Grundwert - Zunahme (bzw. Gleichbleiben) - Abnahme - Zunahme wegen der kurzen Versuchsdauer nicht überall vollständig wie bei G 201, die Daten implizieren jedoch das Vorhandensein des gleichen Verlaufes wie bei der Gesamthärte, jedoch zeitlich etwas vorgeschoben. Der Vergleich zwischen der Langeten und dem Wasserwasser (Probenstelle B 044) liefert den deutlichsten Hinweis für diese Lösungsvorgänge; Auf dem oberirdischen Weg von 800 m erhöhten sich die Gesamthärte, Karbonathärte und die Sulfatkonzentration, Nitrate und Chloride wurden keine gelöst (Tab. 26).

Tab. 26: Die gemessenen Wasserbeschaffenheitsparameter und zugehörigen Spiegelhöhen während des Bewässerungsversuches im Testgebiet Grunholz.

Meßstelle Nr. Datum	GH °fH (mval/l)	KH °fH (mval/l)	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Temp. °C	pH	O ₂ %	Spiegel- höhe m ü M
G 205									
26. 11. 1978	29,3 (5,8)	25,9 (5,2)	16,9	11,5	23,8	11,7	7,08	66,2	437,33
29. 11.	29,2 (5,8)	26,1 (5,2)	14,7	14,2	23,1	11,3	7,06	64,8	437,90
G 201									
26. 11.	28,9 (5,8)	25,0 (5,0)	16,5	13,3	23,4	11,2	7,08	59,8	437,30
29. 11.	29,7 (5,9)	26,6 (5,3)	12,9	13,3	23,2	11,4	7,06	74,0	438,28

Meßstelle Nr. Datum	GH °FH (mval/l)	KH °FH (mval/l)	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	Temp. °C	pH	O ₂ %	Spiegel- höhe m ü M
30. 11.	28,6 (5,7)	26,1 (5,2)	10,0	9,5	19,5	11,8	6,98	87,8	438,42
3. 12.	29,1 (5,8)	26,4 (5,3)	12,3	12,0	19,0	11,7	7,11	72,6	438,06
6. 12.	29,3 (5,8)	26,7 (5,3)	12,2	12,8	18,7	11,5	7,10	74,4	437,64
G 207									
26. 11.	28,9 (5,8)	25,4 (5,1)	15,2	13,0	25,0	11,2	7,09	55,7	442,40
29. 11.	29,2 (5,8)	26,6 (5,3)	12,3	13,0	21,0	11,3	7,05	72,3	442,78
3. 12.	29,2 (5,8)	26,5 (5,3)	11,7	12,0	20,7	12,4	7,07	76,1	443,23
6. 12.	29,1 (5,8)	25,9 (5,2)	14,7	10,8	24,1	11,9	7,08	80,6	442,65
G 208									
26. 11.	28,8 (5,7)	25,7 (5,1)	11,7	9,7	22,1	9,3	7,15	69,0	443,65
29. 11.	30,2 (6,0)	27,4 (5,5)	12,2	13,2	22,5	9,4	7,06	72,8	443,65
3. 12.	29,7 (5,9)	26,7 (5,3)	11,6	10,0	22,3	9,9	7,09	70,5	444,44
G 101									
26. 11.	29,1 (5,8)	25,7 (5,1)	15,1	12,0	23,9	11,5	7,12	—	—
29. 11.	29,1 (5,8)	25,8 (5,1)	14,8	13,2	23,4	11,4	7,07	—	—
Wässer- Wasser B 044									
28. 11.	24,1 (4,8)	21,5 (4,3)	11,0	10,8	21,9	5,4	8,33	—	—
Langete									
28. 11.	23,8	21,1	11,1	9,0	22,1	6,4	8,30	97,7	—

2. Abnahme der Fracht von Anfang an: Dieser Effekt zeigt sich am deutlichsten beim Chloridgehalt, da bei diesem der anfängliche Unterschied zwischen Grundwasser und Wasserwasser am größten ist. Der Chloridgehalt sinkt während der Wasserung proportional zum Spiegelanstieg, von Anfang an wirkt sich also die Verdünnung durch das 11 mg/l Cl⁻ enthaltende Wasserwasser aus. Offensichtlich fehlt hier die bei anderen Komponenten beobachtete anfängliche Konzentrierung durch Ausschwemmung, dies trotz der leichten Löslichkeit der gewöhnlich im Wasser vorkommenden Chloridverbindungen.

Das bedeutet, daß Chloride in diesem Aquifer höchstens in kleinen Mengen vorkommen. Zudem weisen auch die Quellen der Umgebung (Rütibrunnen, Bohärdliquellen) wie überhaupt alle anthropogen unbeeinflussten Quellen des Langentales nur geringe Konzentrationen von 2 bis 4 mg/l auf. Die Chloridwerte im Grundholz sind also nicht geologisch bedingt, sondern offensichtlich antropogen verursacht (geschätzter Grundwert für die ganze Region Langenthal: 4 bis 6 mg/l). Der Chloridgehalt könnte somit als Belastungsindikator verwendet werden.

Der Jahresgang der Nitratwerte von G 106 zum Beispiel zeigt Maxima im Februar und November, zurückzuführen auf die Frühlingsausschwemmung und das Freiwerden der Nährstoffe im Herbst. Bei der Interpretation der Nitratwerte ist also Zurückhaltung angebracht. Zwar weist auch das Chlorid einen Jahresgang auf, doch sind die auftretenden Änderungen beim Versuch so deutlich, daß eher auf eine reine Verdünnung geschlossen werden kann.

3. Steigender Sauerstoffsättigungsindex (prozentualer Sauerstoffanteil am Sättigungswert): Dieser Indexwert nimmt besonders bei den Stellen mit niedrigen Ausgangswerten, also bei G 201 und G 207, schnell und stark zu, dies bei sich nicht stark ändernden Grundwassertemperaturen (Tab. 26, Fig. 48). Zwar bringt das 5,4° C kalte und sauerstoffgesättigte Wasser dem Grundwasser eine Zunahme, eine einfache Mischungsrechnung (ausgeführt für G 201 für den 30. 11.) hat jedoch gezeigt, daß hierfür der Anteil des Wasserwassers drei Tage nach Versuchsbeginn einer Wassersäule von 5 bis 6 m entsprechen müßte. Dies ist bei G 201 nicht der Fall; es muß also noch eine andere Ursache geben. Allerdings ist unbekannt, was für ein Wasser effektiv im Rohr gemessen wurde, ob hauptsächlich Wasserwasser (dafür spricht der gesunkene Chloridgehalt, dagegen spricht aber die gestiegene Temperatur) oder eher eine Mischung von bestehendem und frisch zugeführtem Wasser. Sicher beruht der gestiegene Sauerstoffgehalt auf zwei Prozessen:
 - Auspressen der Bodenluft
 - Hohe Sauerstoffzufuhr durch kaltes und gesättigtes Wasserwasser.
4. Steigende Temperatur, sinkender pH-Wert: Tab. 26 zeigt für die Rohre G 201, 207 und 208 steigende Temperaturen während der Wässerung, am deutlichsten erkennbar bei G 201 am 30. 11. 1979. Nach Beendigung der Wässerung sinken die Temperaturen wieder, ein Einfluß des während der Wässerung ja andauernden unterirdischen Zuflusses zum Wassergebiet ist somit unwahrscheinlich. Eine direkte Erklärung für den Temperaturanstieg trotz Wässerung mit 5 bis 7° C kaltem Wasser ist nur für das Rohr G 208 möglich. Hier dürfte das Hinüberpressen vom allgemein wärmeren Grunholzer Grundwasser dafür verantwortlich sein. Dieser Vorgang wurde bereits in Abschn. 3.3.3.2. beschrieben. Zur Übersicht sind die Temperaturen von G 207 als Vertreter des Grunholzer Wassers sowie von G 208 nochmals aufgeführt:

	26. 11. ° C	29. 11. ° C	3. 12. ° C	6. 12. ° C
G 207	11,2	11,3	12,4	11,9
G 208	9,3	9,4	9,9	-

Für die steigenden Temperaturen von G 201 und G 207 ist die Interpretation schwieriger. Eventuell werden durch die Wässerung wärmere Wassermassen in Bewegung gesetzt oder aufgewirbelt. Da jeweils im ganzen Rohr eine Temperaturzunahme erfolgt (Temperaturen 1 m ü. Stauer gemessen, aber nicht tabelliert), müßten dies sehr große Wassermassen sein. Dies ließe indirekt den Schluß zu, daß die Temperaturen im Aquifer allgemein höher sind (gilt für Winter) als jene im Rohr, daß also mit einer Messung im Rohr nicht die wahren Werte erfaßt werden.

Allerdings heißt das noch nicht, daß durch das Wasserwasser lediglich wärmeres, autochthones Grundwasser ins Rohr gepreßt wird. Dagegen spricht, wie erwähnt, der rasch sinkende Chloridgehalt im Rohr, welcher in diesem Ausmaß nur durch direkte Verdünnung durch das Wasserwasser zustande kommen kann. Vielmehr scheint es so

zu sein, daß sich das Wasser beim Durchsickern durch den als Wärmespeicher wirkenden Schotter erwärmt.

Für den sinkenden pH-Wert (Tab. 26) ist vermutlich ein erhöhter CO₂-Gehalt verantwortlich, welcher seine Ursache im bereits erwähnten Auspressen der Bodenluft hat. Nach Versuchsende steigt der pH-Wert wieder an.

3.3.4. Versuch im Testgebiet Lotzwil

3.3.4.1. Bewässerung und Auswirkung auf das Grundwasser

Das Untersuchungsgebiet stellt einen Randbereich des ausgedehnten Grundwasserträgers und Grundwasservorkommens von Langenthal – Bützberg – Aarwangen – Roggwil dar. Dieser Grundwasserträger ist hauptsächlich aus Schottern fluvio-glazialer Bildung, den sogenannten Niederterrassenschottern, aufgebaut. Diese zeichnen sich durch eine gute bis sehr gute Durchlässigkeit als geeigneter Grundwasserträger aus. Das Untersuchungsgebiet zwischen Langenthal und Lotzwil liegt im Übergangsbereich der Niederterrassenschotter zu den alluvialen Flußschottern der Langeten talaufwärts. Die Durchlässigkeit kann ebenfalls hoch sein, wie aus früheren Untersuchungen hervorgeht (Ch. LEIBUNDGUT und V. BINGGELI, 1975, 1976); sie kann aber auch recht tief sein, wie die Arbeiten südlich von Lotzwil zeigten (Ch. LEIBUNDGUT und V. BINGGELI, 1976). Ein unterschiedlicher Aufbau des Grundwasserträgers im Langetental läßt generell auch eine unterschiedliche Durchlässigkeit und damit eine unterschiedliche Eignung als Grundwasserträger erwarten.

Auch vom geologischen Untergrund her, der als Stauer für das Grundwasser wirkt, liegt das Untersuchungsgebiet in einer Übergangszone. Während das nördlich anschließende Niederterrassenschotterfeld von den Mergeln des Aquitans unterlagert wird, geht der Grundwasserstauer im Untersuchungsgebiet in die Sandsteine des Burdigaliens (obere Meeresmolasse) über. Zwischen den grundwasserführenden Schottern und dem stauenden Fels der Molasse liegt meist eine Übergangszone von aufgearbeiteter Molasse beziehungsweise von Grundmoränenmaterial vor.

Aus den bisher unveröffentlichten hydrologischen Karten geht hervor, daß der Molasseuntergrund im Bereich nordöstlich Dennli jäh ansteigt. Das tiefe Schotterbecken von Langenthal geht am eigentlichen Ausgang des Langetentales rasch in ein relativ seichtes Becken von wenigen Metern Mächtigkeit über.

Bei zwar unterschiedlicher Mächtigkeit weist der Grundwasserträger aber doch an allen Aufschlüssen einen recht einheitlichen Aufbau auf. Von oben nach unten sind es: Bodenschicht (Humus) – Schotterkörper (Kies-Sand-Gemische) – Molassefels (Mergel oder Sandstein).

In der Nord-Süd-verlaufenden Längsachse ist der Grundwasserträger durch eine ausgeprägte Rinne, welche durch die Bohrung Nr. 7 belegt wird, gekennzeichnet. Eine zweite, wesentlich schwächere Rinne zieht östlich der Langeten in Richtung Allmen (Fig. 49).

Im hydrologischen Jahr 1979 liegt der mittlere Jahresstand des Grundwasserspiegels etwa beim langjährigen Mittel. Die Einbohrlochkampagne wurde bei einem hohen Mittelwasserstand begonnen und – als Folge der Bewässerung – mit einem Maximalstand abgeschlossen.

Analog dem Vorgehen im Testgebiet Grunholz wurde auch hier nach Messung des Grundwasserstandes mit der Bewässerung begonnen, um den Grundwasserspiegel anzuheben. Die Irrigation erfolgte ebenfalls über ein bestehendes Bewässerungssystem.

Die Zuflußmengen im Hauptbewässerungsgebiet östlich der Langeten wurden über die bestehende Linnigraphenstation (B 049) gemessen. Sie betragen rund 500 l/s bei

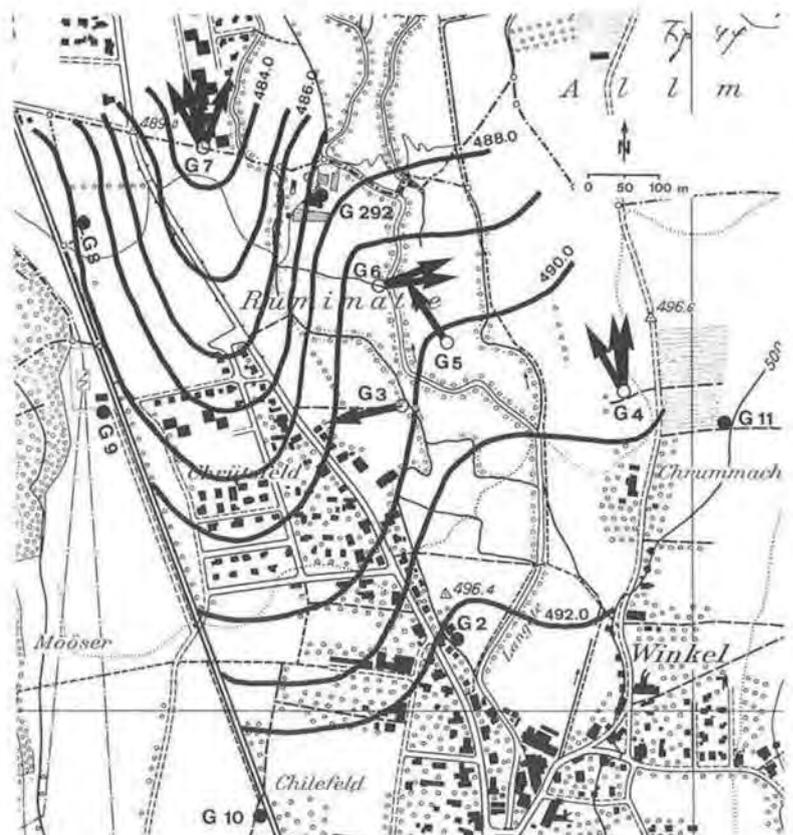


Fig. 49: Grundwasserisohypsenplan und durch Einbohrlochmessungen in verschiedenen Tiefen (Pfeile) im Bereich der Meßstellen ermittelte Grundwasserfließrichtungen im Testgebiet Lotzwil während der Ruhephase (28. November 1979).

recht gleichmäßiger Wasserführung. Die Bewässerung westlich der Langeten war demgegenüber mit 10–20 l/s unbedeutend. Diese Menge versickerte vollständig. Im östlichen Bewässerungsgebiet können die Rücklaufmengen hydrometrisch nicht voll erfaßt werden. Überschlägige Messungen ergaben einen Überwasseranteil von $\frac{2}{3}$ – $\frac{3}{4}$ der Einlaufmengen. Zur Versickerung dürften somit rund 150 l/s gekommen sein (Fig. 49).

Die Isohypsenkarte vom 28. November (Fig. 49) zeigt deutlich die Süd-Nord-verlaufende Hauptabflußrinne und die östlich der Langeten in gleicher Richtung ziehende Nebenrinne. Diese verflacht sich nach Norden zu allmählich. In diesen Rinnen wird das Wasser von Süden nach Norden abgeführt, während von den Rinnenflanken

her das Wasser diesen Rinnen zufließt. Lokal können sich diese mittleren Abströmverhältnisse bei Spiegeländerungen etwas ändern. Zwischen den Beobachtungsstellen der Piezometer Nr. 4 und Nr. 5 strömt das Wasser generell in Talachsen-Richtung mit einer leichten Trift nach Westen. Die aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse und der Grundwasserspiegelbeobachtungen gefundenen Abströmverhältnisse des Grundwassers werden gestützt durch die Ergebnisse von zwei früheren Markierversuchen.

Die Karte des nachfolgenden Hochstandes am 30. 11. 1979 (Fig. 50) läßt diese Rinne wieder ausgeprägt erscheinen. Durch die Bewässerung baut sich im Grundwasser im Bereich der Meßstelle Nr. 5 ein Rücken auf, der die Gefällsverhältnisse recht deutlich zu ändern vermag. Das Grundwasser fließt bei dieser Situation aus dem Bereich der Meßstelle Nr. 5 nach drei Seiten hin ab.

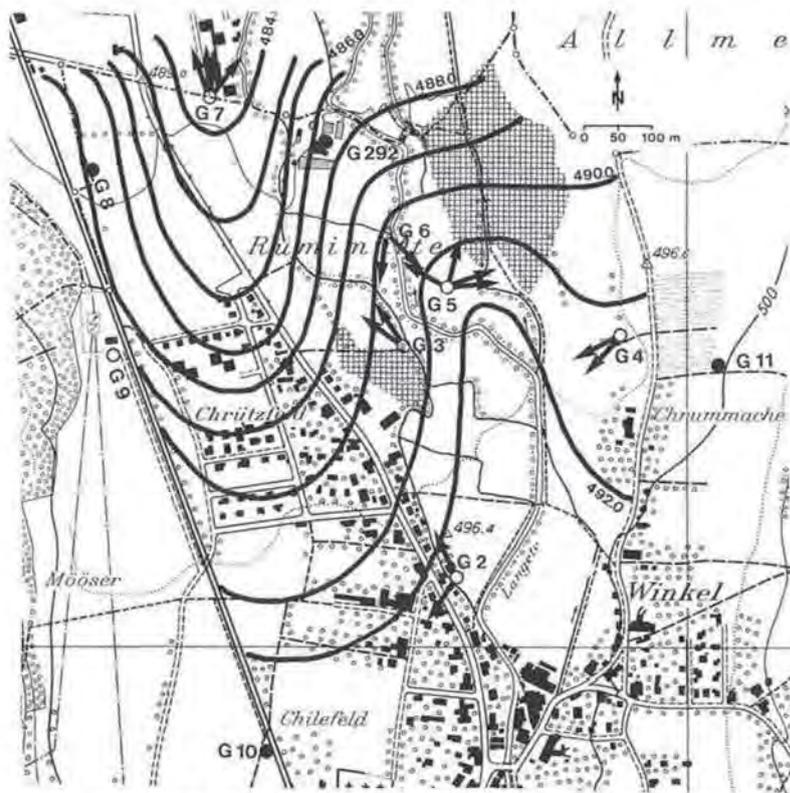


Fig. 50: Grundwasserisohypsenplan und durch Einbohrlochmessungen in verschiedenen Tiefen (Pfeile) im Bereich der Meßstellen ermittelte Grundwasserfließrichtungen im Testgebiet Lotzwil während der Hochphase (30. November 1979). Die Rasterflächen zeigen die räumliche Verteilung der Bewässerung während des Versuches.

Zwischen den Meßstellen Nr. 4 und 5 kommt es zu einer deutlichen Gefällsumkehr!
Gefälle am 28. 11. 79 (Ruhestand): -2,75‰,
Gefälle am 30. 11. 79 (Hochstand): +2,85‰.

3.3.4.2. Resultate und Interpretation der Einbohrlochmessungen

Die Messungen des Ruhezustands wurden im Testgebiet Lotzwil am 28. 11., jene der Grundwasserhochstände am 30. 11. 1979 durchgeführt. Die Ergebnisse der Einbohrlochmessungen sind in der Tabelle 27 zusammengestellt. Entsprechend den in Fig. 49 und 50 dargestellten Isohypsen fließt das Grundwasser im Bereich der Hauptrinne talauswärts nach Norden. Durch die Wässerung wird das Gefälle geringfügig von $I = 9,8‰$ auf $I = 10,1‰$ angehoben. Die Hauptrinne wird weiter durch Zufluß aus der östlichen Rinne gespeist, so daß sich gesamthaft ein resultierender Abfluß nach Nordwesten ergibt. Im Bereich der östlichen Rinne betrug das Gefälle im Ruhezustand $I = 6,2‰$, es wird durch die Wässerung auf $I = 9,7‰$ vergrößert.

Diese generellen Strömungsverhältnisse wurden durch die Resultate der Einbohrlochmessungen nicht durchwegs bestätigt. In den einzelnen Meßstellen wurden die folgenden Beobachtungen gemacht (vgl. Tab. 27):

- G 2 In dieser am Südrand des Untersuchungsgebietes gelegenen Meßstelle wird anscheinend durch lokale Infiltration von Langetenwasser ein Abfluß nach Süden induziert, wobei die gemessenen Filtergeschwindigkeiten zwischen $0,2 \text{ m/d} \leq v_f \leq 0,9 \text{ m/d}$ liegen.
Diese Meßstelle wird nicht oder nur unmerklich von der Wässerung beeinflusst; allerdings wird während der Wässerung direkt unterhalb des Grundwasserspiegels eine Fließrichtung mit $R_f = 330^\circ$ in der Hauptabflußrichtung nachgewiesen.
- G 3 Bei Ruhezustand wird in dieser Meßstelle eine Grundwasserströmung mit $1,1 \text{ m/d} \leq v_f \leq 4,6 \text{ m/d}$ in westlicher Richtung nachgewiesen. Hier fließt Wasser aus der östlichen Nebenrinne in die Hauptrinne. Während der Wässerung schlägt die Fließrichtung nach NW um, und die Filtergeschwindigkeiten liegen zwischen $1,4 \text{ m/d} \leq v_f \leq 9,9 \text{ m/d}$.
- G 4 Vor der Wässerung fließt im Bereich dieser Meßstelle das Grundwasser mit $0,1 \text{ m/d} \leq v_f \leq 3,6 \text{ m/d}$ zwischen NW und N ab. Während der Wässerung bildet sich hier anscheinend ein Rückstau aus, der das Grundwasser bei einer gleichzeitigen Geschwindigkeitsverlangsamung nach SW umlenkt.
- G 5 Während der Ruhephase wird hier ein Grundwasserabfluß mit $1,6 \text{ m/d} \leq v_f \leq 2,2 \text{ m/d}$ nach NW nachgewiesen. Eine Fließrichtung nach S unterhalb des Grundwasserspiegels kann nur als Ausreißer verstanden werden. Durch die Wässerung werden die Fließrichtungen zwischen NW und E aufgefächert, und die Filtergeschwindigkeiten werden mit $1,2 \text{ m/d} \leq v_f \leq 5,3 \text{ m/d}$ erheblich größer als vor der Wässerung.
- G 6 Kein auswertbares Ergebnis durch Einfluß einer Tiefundierung in Lotzwil.
- G 7 Diese am nördlichen Talende und weit außerhalb des eigentlichen Wässerungsgebietes liegende Meßstelle zeigt keine Aufstockung der Grundwasseroberfläche während der Wässerung. Folgerichtig sind hier die ermittelten Fließrichtungen innerhalb ihrer Fehlergrenzen vor und während der Wässerung nahezu gleich. Dennoch werden während der Wässerung größere Filtergeschwindigkeiten beobachtet als vorher. Sie streuen in der Ruhepause zwischen $3 \text{ m/d} \leq v_f \leq 24 \text{ m/d}$ und sind im Mittel $\bar{v}_f = 8,7 \text{ m/d}$. Die entsprechenden Werte bei Wässerung betragen $3,5 \text{ m/d} \leq v_f \leq 35 \text{ m/d}$ und $\bar{v}_f = 12 \text{ m/d}$. Diese Zunahme der Geschwindigkeit findet vornehmlich direkt unterhalb des Grundwasserspiegels statt, in den stauernahen Schichten bleiben die Werte praktisch gleich.

Tab. 27: Langental, Obere Matten. Ergebnisse der radiohydrometrischen Untersuchungen zur Bestimmung der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers vom 28. bis 30. 11. 1979.

v_f = Filtergeschwindigkeit des Grundwassers, Einheit: m/d; R_i = Fließrichtung des Grundwassers, Einheit: N ... ° E, E = 90°, S = 180°, W = 270°, N = 360°; OK = Oberkante; Gwsp. = Grundwasserspiegel nach der Bewässerung pro Pegel jeweils am Anfang und Ende der Messung registriert; Terr. = Terrain.

Meß- stelle	OK m ü M	Terr.	Datum	Uhr- zeit	Gwsp.		Meßtiefe m ab Terr.	v_f		R_i N ... ° E
					m ab Terr.	m ü M		m/d		
G 2	497,25	28. 11.	15.00-	18.00	4,29	492,96	4,7	0,20 ± 0,10	170 ± 10	
					4,22	493,03	4,5	0,30 ± 0,02	330 ± 20	
G 3	492,57	28. 11.	11.00-	13.00	4,22	493,03	5,0	0,90 ± 0,05	200 ± 40	
					2,40	490,17	3,0	4,60 ± 0,50	260 ± 50	
G 4	494,03	28. 11.	14.00-	18.00	1,80	490,77	3,5	1,10 ± 0,20	260 ± 20	
					1,80	490,77	2,5	9,90 ± 1,40	310 ± 40	
G 5	493,55	28. 11.	11.00-	14.30	2,95	491,08	3,5	1,40 ± 0,40	330 ± 20	
					2,95	491,08	3,3	0,90 ± 0,10	330 ± 60	
G 6	492,01	28. 11.	8.00-	10.30	2,43	491,60	4,0	3,60 ± 1,00	360 ± 50	
					2,40	491,63	5,0	0,10 ± 0,02	350 ± 60	
G 7	489,60	28. 11.	8.00-	10.30	3,10	490,45	3,6	0,40 ± 0,10	230 ± 40	
					3,10	490,45	4,0	1,70 ± 0,20	230 ± 20	
G 8	493,55	30. 11.	10.30-	15.00	1,51	492,04	5,0	0,10 ± 0,04	240 ± 30	
					1,51	492,04	4,2	2,20 ± 1,40	320 ± 60	
G 9	492,01	30. 11.	8.00-	10.00	1,51	492,04	5,0	1,60 ± 0,70	320 ± 10	
					2,51	489,50	2,5	5,30 ± 1,10	300 ± 40	
G 10	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	2,51	489,50	3,6	3,60 ± 0,60	70 ± 60	
					2,51	489,50	4,2	1,20 ± 0,10	60 ± 60	
G 11	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	5,0	1,20 ± 0,20	10 ± 60	
					5,80	483,80	3,4	9,20 ± 1,60	70 ± 60	
G 12	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	4,0	13,80 ± 1,20	70 ± 50	
					5,80	483,80	4,5	2,50 ± 0,60	80 ± 60	
G 13	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	2,51	489,50	3,4	23,00 ± 3,40	190 ± 10	
					2,51	489,50	4,0	20,00 ± 5,00	140 ± 50	
G 14	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	4,5	4,20 ± 0,70	190 ± 10	
					5,80	483,80	6,3	24,00 ± 5,00	20 ± 20	
G 15	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	7,0	4,70 ± 1,10	350 ± 40	
					5,80	483,80	8,0	3,00 ± 0,20	340 ± 40	
G 16	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	9,0	6,40 ± 1,30	340 ± 40	
					5,80	483,80	10,0	5,30 ± 1,00	330 ± 40	
G 17	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	6,3	35,00 ± 10,00	360 ± 30	
					5,80	483,80	7,0	9,00 ± 2,00	340 ± 20	
G 18	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	8,0	3,50 ± 0,80	340 ± 20	
					5,80	483,80	9,0	6,90 ± 1,40	40 ± 40	
G 19	489,60	30. 11.	8.00-	10.45	5,80	483,80	10,0	5,70 ± 1,70	350 ± 40	
					5,80	483,80	10,0	5,70 ± 1,70	350 ± 40	

Das teilweise komplexe Strömungsverhalten des Grundwassers im Bereich der einzelnen Meßstellen drückt sich auch in dem in Fig. 51 dargestellten Histogramm der Fließrichtungen vor und während der Wässerung aus. Während sich die Majorität der Werte um die nördliche Hauptabflußrichtung gruppiert, zeigen sich jeweils 7 Werte hierzu abtrünnig. Der talauswärtige Abfluß erfolgt gesamthaft mit $R_i = 342^\circ \pm 50^\circ$ während der Ruhephase. Diese mittlere Abflußrichtung im Gebiet wird durch die Wässerung kaum beeinflusst, sie beträgt hier $R_i = 357^\circ \pm 58^\circ$. Während der Wässerung weisen die Werte in Hauptabflußrichtung allerdings eine größere Varianz auf, sie streuen zwischen NW und E. Das ist im wesentlichen durch die Auffächerung der Werte bei der Meßstelle Nr. 5 bedingt.

Die an diese Fließrichtungen gebundenen Filtergeschwindigkeiten sind in ihrem

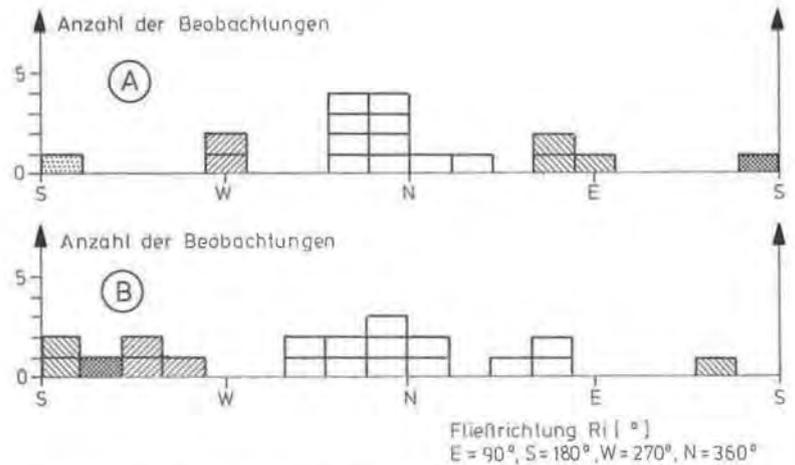


Fig. 51: Histogramme der in den Meßstellen G 2 bis G 7 ermittelten Fließrichtungen R_i des Grundwassers (A) vor und (B) während der Wässerung. Zur Hauptabflußrichtung als abtrünnig nachgewiesene Fließrichtungen in den Meßstellen G 2 (gerastert), G 3 vor und G 4 während der Wässerung (Schraffur von rechts oben nach links unten), G 5 (punktiert) und G 6 (Schraffur von links oben nach rechts unten).

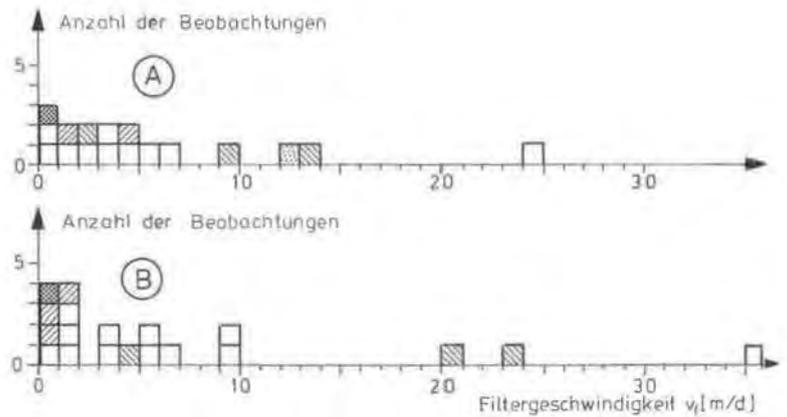


Fig. 52: Histogramme der in den Meßstellen G 2 bis G 7 ermittelten Filtergeschwindigkeiten v_f des Grundwassers (A) vor und (B) während der Wässerung. An abtrünnige Fließrichtungen gebundene Filtergeschwindigkeitswerte in den Meßstellen G 2 (gerastert), G 3 vor und G 4 während der Wässerung (Schraffur von rechts oben nach links unten), G 5 (punktiert) und G 6 (Schraffur von links oben nach rechts unten).

Histogramm in Fig. 52 dargestellt. Sie betragen während der Ruhepause im Mittel $\bar{v}_f = 5,2$ m/d, und dieser Wert in der Hauptabflußrichtung wird während der Wässerung auf $\bar{v}_f = 6,9$ m/d gesteigert. Die in diesem Gebiet gemessenen Filtergeschwindigkeiten variieren über mehr als zwei Größenordnungen.

Eine mehr detaillierte Betrachtung der Meßwerte in beiden Rinnen zeigt, daß in der Hauptrinne durch die am nördlichen Talende stehende Meßstelle 7 die größten Geschwindigkeiten des Gesamtgebietes nachgewiesen werden. Der Untergrund scheint hier grob durchlässig zu sein. Er vermag in seiner oberen wasserführenden Schicht während der Wässerung Grundwasser mit erheblich größeren Filtergeschwindigkeiten als vorher abzuleiten, ohne daß sich das Gefälle und die Grundwasserfließrichtung geändert haben.

Ohne Berücksichtigung der im Bereich der östlichen Nebenrinne nachgewiesenen abtrünnigen Fließrichtungen fließt hier das Grundwasser in der Ruhephase mit einer mittleren Filtergeschwindigkeit $\bar{v}_f = 1,7$ m/d mit $\bar{R}_i = 338^\circ \pm 56^\circ$ nach NNW ab. Durch die Wässerung erfolgt ein allerdings nicht signifikantes Abdrehen der mittleren Fließrichtung mit $\bar{R}_i = 356^\circ \pm 69^\circ$ nach N, wobei gleichzeitig die mittlere Filtergeschwindigkeit bei größerem Gefälle auf $\bar{v}_f = 3,3$ m/d ansteigt.

Aus dem mittleren v_f -Wert lassen sich nach dem Gesetz von Darcy unter Berücksichtigung des lokalen Gefälles pro Meßstelle die mittleren hydraulischen Leitfähigkeiten angeben. Die Werte sind für die Bedingungen der Ruhephase berechnet worden und in Tab. 28 aufgelistet. Vergleicht man sie mit den Ergebnissen, die aus Kleinpumpversuchen gewonnen wurden, so sind die Einbohrlochwerte ca. 2- bis 4fach größer als die aus der Wasserspiegelabsenkung berechneten. Beide Wertegruppen stehen somit in guter Übereinstimmung zueinander. Der Unterschied ist durch den verschiedenen Maßstab der beiden Verfahren bedingt. Durch die Einbohrlochmethode wird der horizontale Grundwasserstrom gemessen, durch den Pumpversuch jedoch die resultierende aus horizontaler und vertikaler hydraulischer Leitfähigkeit des Aquifers. Die letztere ist ca. 10- bis 20mal kleiner als die horizontale.

Die mit diesen unterschiedlichen Verfahren ermittelten hydraulischen Leitfähigkeiten und insbesondere die teilweise große Varianz der Filtergeschwindigkeitswerte zeigen, daß der lithologisch als einheitlich aufgebaut anzusehende Aquifer in bezug auf seine Durchlässigkeit sehr inhomogen ist.

Tab. 28: *Hydraulische Leitfähigkeiten K im Gebiet Lotzwil, welche a) aus dem Mittelwert der Filtergeschwindigkeit pro Meßstelle berechnet und b) durch Kleinpumpversuche ermittelt wurden.*

Meßstelle Nr.	K in 10^{-3} m/s	
	a)	b)
3	4,1	0,1
4	4,2	1,4
5	4,2	1,0
7	14,0	6,8

3.3.4.3. Die Änderung der Wasserbeschaffenheit im Vergleich zu den Resultaten aus den Einbohrlochmessungen

Die Versuchsanordnung war grundsätzlich dieselbe wie im Grunholz. Während aber dort Flurabstände von 12 m vorlagen, liegen diese hier nur im Bereich zwischen 2,30–3,20 m.

Im engeren Bereich des Wasserareals liegen die Piezometerrohre G 3, 5 und 6. Aus der Interpretation der hydrometrischen Daten kann man auf ein rasches, deutliches Reagieren der Beschaffenheit auf die Wässerung schließen.

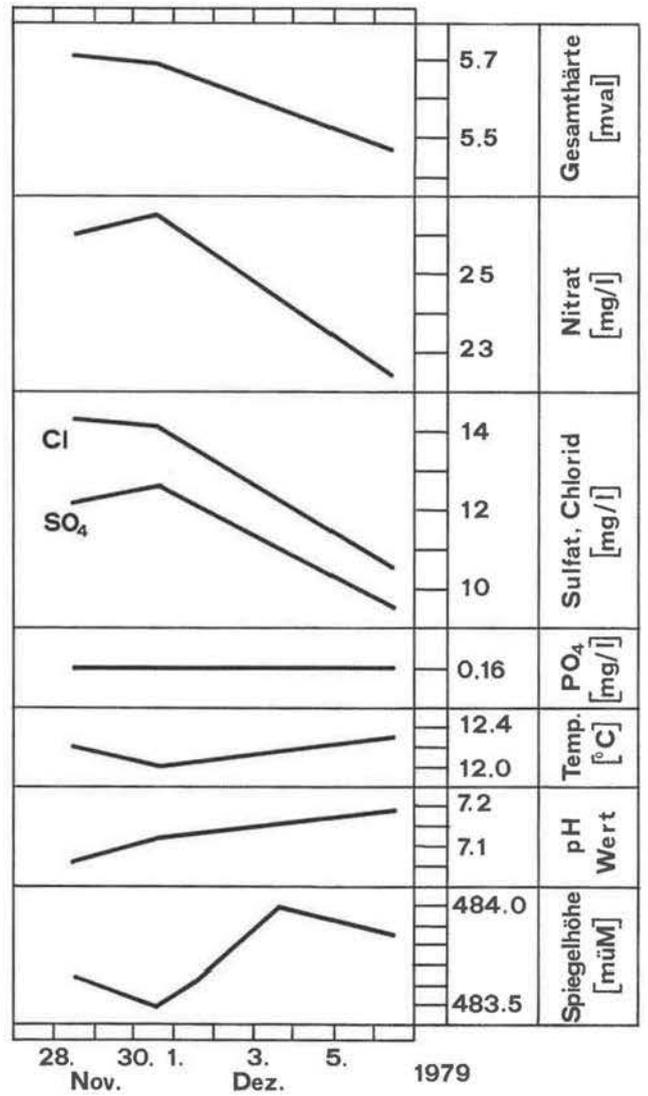


Fig. 53: Verlauf der Wasserbeschaffenheit und zugehörigen Grundwasserspiegel in der Meßstelle G 7 während des Bewässerungsversuches im Testgebiet Lotzwil.

Die Werte der Ionenkonzentrationen sowie Temperatur, pH-Wert und Spiegelhöhen sind in Tab. 29 zusammengestellt, und in Fig. 53 wird der Verlauf der Wasserbeschaffenheit in der Meßstelle G 7 während des Bewässerungsversuchs dargestellt.

Auf den ersten Blick ist der zeitliche Verlauf der Werte von Rohr zu Rohr verschieden und läßt sich in kein Schema einfügen. Deshalb werden die verschiedenen Parameter zuerst einzeln betrachtet.

1. Gesamt- und Karbonathärte

Wie im Grunholz Zyklus Grundwert – Zunahme – Abnahme bei G 3 und G 6. Die Ursachen sind Ausschwemmungen, welche bei G 5 aber nicht zu beobachten sind. Hier erfolgte der stärkste Spiegelanstieg innerhalb von zwei Tagen, die Ausschwemmung könnte also schon am 29. 11. 1979, einen Tag nach Wasserbeginn, stattgefunden haben (an diesem Tag keine Probennahme in Lotzwil).

2. Chloride

Varianzen gering. Grund: Inputwerte des Wasserwassers ähnlich denen des autochthonen Grundwassers. Ausschwemmungen nicht zu beobachten.

3. Sulfate

Überall deutlich der Zyklus Grundwert – Zunahme – Abnahme wie bei den Härten. Da bei G 5 der Sulfatanstieg am 30. 11. 1979 zu sehen ist, während der Härteanstieg einen Tag vorher vermutet wurde, bestätigt sich die verzögerte Ausschwemmung der Sulfate.

4. Nitrate

Zusätzlich sind hier wie beim Chlorid die Werte der Langeten ähnlich wie jene des autochthonen Grundwassers. Größere Ausschwemmung bei G 3 am 30. 11. 1979. Damit bestätigt sich für die Nitrate die Zwischenstellung zwischen ausgeschwemmten (Härten, Sulfate) und nicht ausgeschwemmten (Chloride) Komponenten.

5. Phosphate

Bei G 3 Ansteigen, bei G 5 Sinken, bei G 6 keine wesentlichen Änderungen. Bei G 6 ist zu berücksichtigen, daß neben dem Einfluß der Wässerung auch eine permanente Langeteninfiltration besteht. Bei dieser Infiltration passiert das Langetenwasser keine Humusschicht, es könnte also nur vom Aquifer beeinflußt werden. Da die Phosphatwerte des Grundwassers fast gleich wie jene der Langeten sind und sich während der Wässerung kaum ändern, kann man vermuten, daß allgemein Phosphate im Aquifer weder ausgeschwemmt noch sorbiert werden.

Tab. 29: Die gemessenen Wasserbeschaffenheitsparameter und zugehörigen Spiegelhöhen während des Bewässerungsversuchs im Testgebiet Lotzwil.

Meßstelle Nr. Datum	GH °fH (mval/l)	KH °fH (mval/l)	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	PO ₄ ⁻⁻⁻⁻ mg/l	Temp. °C	pH	Spiegel- höhe m ü M
G 3									
28. 11. 1979	25,4 (5,1)	22,7 (4,5)	10,2	11,0	20,6	0,08	8,9	7,09	490,19
30. 11. 1979	26,3 (5,2)	23,0 (4,6)	9,5	12,3	27,1	0,12	9,2	7,09	490,78
3. 12. 1979	25,2 (5,0)	22,3 (4,4)	9,5	12,0	23,7	0,10	9,9	7,15	490,89
6. 12. 1979	24,6 (4,9)	21,8 (4,3)	10,2	9,2	22,6	0,08	9,6	7,16	490,44
G 5									
28. 11. 1979	23,9 (4,8)	21,1 (4,2)	10,8	9,0	21,9	0,43	9,8	7,15	490,33

Meßstelle Nr. Datum	GH °FH (mval/l)	KH °FH (mval/l)	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Temp. °C	pH	Spiegel- höhe m ü M
30. 11. 1979	23,9 (4,8)	21,2 (4,2)	9,6	10,8	21,5	0,23	10,9	7,15	492,02
3. 12. 1979	23,8 (4,8)	21,1 (4,2)	10,5	9,8	22,4	0,26	10,5	7,15	492,13
6. 12. 1979	24,5 (4,9)	21,9 (4,4)	9,9	9,0	21,3	0,28	9,3	7,15	491,02
G 6									
28. 11. 1979	23,8 (4,7)	21,0 (4,2)	10,3	9,1	23,9	0,62	6,6	7,68	489,40
30. 11. 1979	25,0 (5,0)	22,1 (4,4)	10,0	11,5	23,7	0,61	6,0	7,50	490,00
3. 12. 1979	24,9 (5,0)	22,1 (4,4)	10,4	10,3	23,3	0,61	6,6	7,66	490,06
6. 12. 1979	24,8 (4,9)	22,0 (4,4)	10,8	9,0	24,5	0,68	8,4	7,62	489,69
G 4									
28. 11. 1979	35,6 (7,1)	30,2 (6,0)	23,5	12,3	34,5	0,02	11,0	6,95	491,03
30. 11. 1979	35,1 (7,0)	29,5 (5,9)	26,0	16,0	33,9	0,26	10,9	6,96	491,54
3. 12. 1979	30,5 (6,1)	26,9 (5,4)	15,4	10,3	26,3	<0,02	9,4	7,09	492,01
6. 12. 1979	30,4 (6,1)	27,1 (5,4)	14,9	9,3	24,5	0,02	10,3	7,16	491,70
G 7									
28. 11. 1979	28,6 (5,7)	25,1 (5,0)	14,3	12,2	26,0	0,16	12,2	7,08	483,63
30. 11. 1979	28,4 (5,7)	24,9 (5,0)	14,1	12,7	26,5	0,16	12,0	7,12	483,49
6. 12. 1979	27,3 (5,4)	24,7 (4,9)	10,6	9,5	22,4	0,16	12,3	7,18	483,87
Langeten									
30. 11. 1979	23,9 (4,8)	21,0 (4,2)	10,1	8,5	22,5	0,63	6,2	-	-

Da aber bei G 5 der Phosphatwert trotz hohem Input sinkt, muß die Sehwirkung bei der Bodenpassage (Humusschicht) des Wassers gesucht werden. Bei G 5 muß das den Grundwasserkörper erreichende Wasser einen Phosphatgehalt von < 0,23 mg/l aufweisen, sonst wäre die verdünnende Wirkung nicht mehr möglich. Bei G 3 muß die Konzentration > 0,12 mg/l betragen, sonst könnte der Wert nicht ansteigen. Von den 0,63 mg/l der Langeten bleiben also 0,40–0,50 mg/l Phosphat im Boden zurück.

6. Temperatur, pH-Wert:

Bei G 3 und G 5 könnte die Temperaturzunahme auf der für das Grunholz postulierten Erwärmung im Aquifer beruhen. Bei G 6 ist wegen der Langeteninfiltration eine Interpretation nicht sinnvoll.

Beim pH-Wert sind keine sinkenden Werte wie im Grunholz zu sehen: Bei G 3 ist der pH-Wert steigend und bei G 5 gleichbleibend. Bei G 6 zeigt sich wieder die Langetenbeeinflussung. Ursache für dieses Verhalten könnte das wegen des geringeren Flurabstandes kleinere auspreßbare Volumen CO₂-haltiger Bodenluft sein,

zudem die direkte Auswirkung des Wasserwassers wegen des geringen Flurabstandes (Wasserwasser Roggwil: pH = 8.33).

Zusammengefaßt zeigen sich also die gleichen Prozesse wie im Grundholz:

- Ausschwemmungen bei den Härten und dem Sulfat,
- reine Mischvorgänge beim Chlorid,
- Mittelstellung des Nitrats,
- Temperaturen steigend.

Zusätzlich wurde festgestellt, daß der Boden (Humusschicht) eine starke Seihwirkung auf die Phosphate ausübt, und zwar außerhalb der Vegetationszeit.

Ein unterschiedliches Verhalten gegenüber dem Grundholz zeigte sich nur beim pH-Wert, welcher hier ansteigt oder mindestens gleichbleibt. Die Ursache dafür wurde im geringeren Flurabstand vermutet.

Das eingangs postulierte starke Reagieren der Beschaffenheit hat sich nur teilweise bestätigt, da bei einigen Komponenten die Unterschiede zwischen autochthonem Grundwasser und Wasserwasser gering waren.

3.4. Zusammenfassung der Markierversuche (Ch. LEIBUNDGUT)

Anders als bei früheren Versuchen im Porengrundwasser, die im Rahmen der Arbeitsgruppe durchgeführt wurden (Rheintal 1971 und Saviniatal 1975 durch W. KÄSS), wurden in diesem kombinierten Markierversuch verschiedene künstliche Tracer auf lange Distanzen eingesetzt. Die Versuchsanordnung glich eher der bei konventionellen Karstuntersuchungen mit den typischen Merkmalen großer Distanzen und der Impfung verschiedener Wasserkörper. Das methodische Ziel bestand somit einmal darin, eine Gruppe von Markierstoffen auf ihre Einsatzgrenzen bezüglich der Entfernung in Lockergesteinsmassen zu testen. Weiters wurden neue (Borax) oder wenig bekannte (Tinopal) Markierstoffe neben bewährten eingesetzt, um so die neueren Stoffe beurteilen zu können. Die bewährten Tracer Uranin und Eosin wurden auf die längeren Distanzen gesetzt, das allgemein schwächere Kochsalz auf die kleinste Entfernung.

Mit der methodischen Zielsetzung ließ sich ohne Schwierigkeiten eine regional-hydrologische verbinden. Die Markierung von drei mutmaßlich unterschiedlichen Grundwasserzonen ließ ein hydrologisch und wasserwirtschaftlich wertvolles Resultat erwarten. Die Einspeisstellen lagen im Hardgebiet (G 064), in den unteren Wassermatten von Langenthal (G 276) und in der Grundwassergrenzzone Schlatt (G 209).

Eine gewisse Einschränkung aus methodischer Sicht stellten die noch vorhandenen Spuren von Fluoreszenztracern aus früheren Versuchen dar. Da es sich aber um Größenordnungen handelte, die nur im Meßbereich der Aktivkohlemethode lagen, und die zudem konstante Grundlasten darstellten, ergaben sich kaum störende Folgen für diesen neuesten Versuch. Gleichzeitig brachten aber diese noch vorhandenen Spuren früherer Versuche wertvolle Bestätigungen der neuen Resultate und sehr interessante Hinweise in methodischer und hydrologischer Richtung.

Aus methodischer Sicht liegt der Beweis vor, daß Fluoreszenztracer offenbar über mehrere Jahre im Porengrundwasser nachgewiesen werden können. Die früheren Versuche liegen drei bis fünf Jahre zurück. Die Einspeisungen erfolgten talaufwärts im Raume Lotzwil. Mit einer geeigneten Versuchsanordnung lassen sich also offensichtlich mit Fluoreszenztracern auch Langzeituntersuchungen auf große Entfernungen im Kilometerbereich im Porengrundwasser durchführen. Andererseits können solche Versuche die weitere Anwendung von gleichen Markierstoffen im Gebiet auf Jahre hinaus blockieren oder zumindest beeinträchtigen.

Aus hydrologischer Sicht stehen wir vor der Tatsache, daß Grundwasser, das sich vor drei bis fünf Jahren im Raume Lotzwil befand, heute noch immer im Aquifer des unteren Langetentales abfließt. Eine weitere Besprechung dieses interessanten Phänomens erfolgt im Kapitel 4.

Räumliche Verteilung der markierten Grundwässer

In Fig. 54 sind die Abströmbereiche der einzelnen Markierstoffe eingezeichnet. Aus allen drei Eingabestellen haben sich recht eindeutige Hauptabflußachsen herausgeschält. Uranin und Borax sind von G 276 über G 278 durch das Großfeld zum Terrassenrand bei G 109 in einer offensichtlich schmalen Abflußrinne abgeflossen. Das Borax fiel nach der Beobachtungsstelle G 278 unter die Nachweisgrenze. Aus den Tracerdurchgängen und Konzentrationen bei G 209 und G 208 kann geschlossen werden, daß diese beiden Meßstellen nur randlich in der genannten Abflußrinne liegen. Der episodische Abfluß von Grundwasser aus der Hauptabflußrinne in das obere Grundholz (G 207) steht mit den Bewässerungsinfiltrationen in Zusammenhang. Die wichtige Impfung des Grundwassers bei G 209 im Grenzbereich zweier Grundwasserprovinzen erbrachte zwar kein sicheres Resultat, da beide eingegebenen Markierstoffe, Kochsalz und Indium, sich nur in der Meßstelle G 208 noch nachweisen ließen, dann

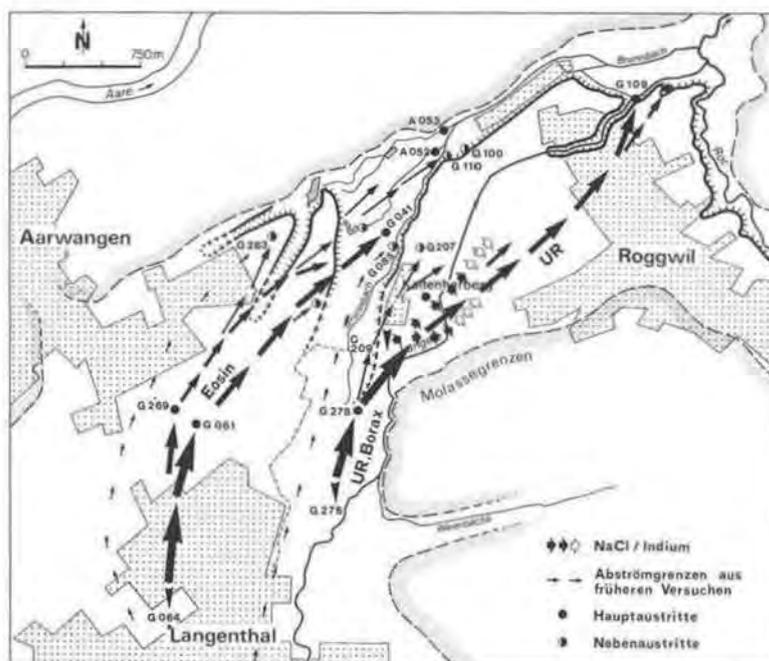


Fig. 54: Zusammenfassende Darstellung der aus den Markierungsversuchen ermittelten Fließwege des markierten Grundwassers. Einspeistellen: G 054 Eosin und Tinopal, G 276 Uranin (UR) und Borax, G 209 Natriumchlorid und Indium.

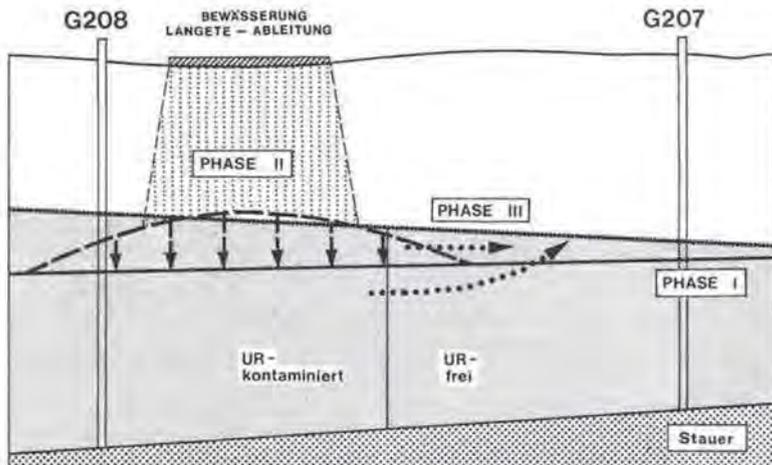


Fig. 55: Schematisches Modell zur Erklärung der episodisch auftretenden Uraningehalte in der Beobachtungsstelle G 207. Einzelne „Pakete“ des im Bereich G 208 uraninhaltigen Grundwasserstromes werden zeitweise durch Bewässerungsinfiltrationen in Richtung G 207 abgedrängt. An dieser Meßstelle liegt dann ein Mischwasser aus diesem abgedrängten und dem infiltrierten Wasser vor.

aber bis G 109 unter die Nachweisgrenze fielen. Die Tatsache aber, daß weder Natriumchlorid noch Indium in den Meßstellen des Grunholzes oder der Brunnmatten aufgetreten ist, bestätigt die aus dem Uraninversuch gewonnenen Erkenntnisse. Die spezifisch schwere Natriumchlorid-Sole und in ihrem Sog wohl auch Indium sind von der Eingabestelle G 209 aus direkt in die tiefer gelegene östliche Abflurrinne hinuntergeflossen. Dabei vermochten sie das randlich gelegene G 208 gerade noch zu streifen. Die Konzentration des Kochsalzes und des Indiums genügte dann aber nicht mehr, um im weit entfernten Quellaustritt G 109 noch einen signifikanten Tracerdurchgang zu erzeugen. Aus beiden Versuchen (Uranin/Borax und Kochsalz/Indium) muß aber auf eine recht scharfe Grenze einer östlichen und westlichen Grundwasserprovinz, ungefähr auf der Linie des Brunnbaches, geschlossen werden.

Ebenfalls eine deutliche Hauptabflußachse ergab sich aus der Eosin-Impfung im Bereich G 064 im Hard/Langenthal. Über G 269/G 061 fließt der Hauptstrom des Wassers der Brunnmatt zu und tritt dort im mittleren Abschnitt im Bereich des Quellaustrittes G 041 großteils zutage. Schwächer reagierende Beobachtungsstellen wie G 263, G 100 und andere treten als Nebenaustritt auf und zeigen, daß das Wasser aus der Unterhardregion im ganzen Talquerschnitt von der Fassung Wynau (G 263) am westlichen Talrand bis an den Terrassenrand bei den Industriefassungen Gugelmann (G 100, G 110) in der unteren Brunnmatt zum Abfluß kommt.

Auffallend ist wiederum der lateral begrenzte Abfluß des Grundwassers. Weder die Fassungen der Gemeinde Langenthal im Oberhard (G 270, 389, 390) noch die Industriefassungen G 001 und G 271 hart östlich der gefundenen Abflußbahn haben auf Eosin reagiert. Weiter nördlich erfolgt das Einfließen des Grundwassers in die Brunnmatt erst auf der Höhe der Straße Kaltenherberge-Mumenthal, wie die negative Reaktion der Meßstelle ARA-Langenthal (G 273) zeigt.

Die Grenze zur östlichen Grundwasserprovinz in der Roggwiler Terrasse wird auch durch diesen Versuch bestätigt, in seiner Schärfe entlang des Terrassenrandes sogar deutlicher als bisher angenommen. Die Aktivkohlemethode konnte gerade in diesen Grenzbereichen wertvolle Ergänzungen und Bestätigungen über die Tracerverteilung liefern.

Der aufgrund der Uraninresultate interpretierte Mechanismus über den episodischen Abfluß von Teilen des markierten Wassers ins obere Grunholz ist in Fig. 55 schematisch dargestellt. Die signifikanten Konzentrationen einzelner Proben der Chlorid- und Natriumversuche bestätigen diese Deutung. Die in Intervallen erfolgenden starken Bewässerungsinfiltrationen vermochten durch die Änderung der Druckverhältnisse zeitweise kontaminiertes Wasser aus dem Richtung G 109 fließenden Grundwasserstrom auszupressen und ins oberste Grunholz abzudrängen.

Die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers

Da sich nur wenige Hauptaustrittstellen mit vollständigen Tracerdurchgängen ergaben, konnten nur beschränkt Fließgeschwindigkeiten bestimmt werden. Diese sind in Tab. 30 zusammengestellt.

In methodischer Hinsicht läßt sich nur wenig herauslesen. Borax verhält sich praktisch gleich wie Uranin. Die um eine Größenordnung kleineren Abstandsgeschwindigkeiten des Eosins gegenüber dem Uranin sind in der hydrologischen Situation begründet und nicht im verschiedenartigen Verhalten der beiden Farbtracer. Die hohen maximalen Geschwindigkeiten von über 100 m/d bei Uranin treten nur im Bereich der unteren Matten auf, bis zum Terrassenrand (G 109) sinkt die maximale Abstandsgeschwindigkeit auf die Größenordnung (40–50 m/d) der westlichen Grundwasserprovinz hinunter.

Die intensiven Abstandsgeschwindigkeiten, bestimmt aus dem Konzentrations Scheitel des Tracerdurchgangs, liegen alle im Bereich 20–30 m/d. Als einzige sicher bestimmbare mittlere Abstandsgeschwindigkeit konnte jene der Strecke G 276–G 109 der östlichen Grundwasserprovinz ermittelt werden. Mit 21 m/d liegt sie in der Größenordnung der mittleren Geschwindigkeiten früherer Versuche.

Infolge der hohen organisatorischen Belastung bei solchen Langzeituntersuchungen scheint die einwandfreie Bestimmung der Fließgeschwindigkeit doch einige Schwierigkeiten zu bereiten. Zur Berechnung der Frachten müssen zudem gut meßbare Abflüsse vorhanden sein. Fassungen mit periodischem Pumpbetrieb sind nur bedingt brauchbar.

Tab. 30: Die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers.

Eingabestelle	Markierstoff	Beobachtungsstelle	V _a max [m/d]	V _a int [m/d]	V _a med [m/d]
G 276	Uranin	G 278	144	27	~ 24
		G 208	104	~ 32	~ 23
		G 109	55	~ 20	21
	Borax	G 278	144	25	21
G 209	NaCl/ Indium	G 208	~ 50	~ 4	
G 064	Eosin	G 269	44	24	~ 14
		G 041	24	12	

Eignung der einzelnen Markierstoffe

Die verschiedenen methodischen Aspekte sind bereits in den vorangehenden Kapiteln diskutiert worden, deshalb geben wir hier nur eine kurze Zusammenfassung.

Als bestgeeignete der verwendeten Markierstoffe haben sich Uranin und Eosin ergeben. Sie können im Porengrundwasser auf große Entfernungen und über lange Zeitabschnitte eingesetzt werden.

Ähnlich gute Eigenschaften wie Uranin scheint Borax aufzuweisen. Infolge der geringeren Nachweisempfindlichkeit ist der Einsatz aber eher für kürzere Distanzen bis einige 100 m zu empfehlen. Dem Uranin nicht ebenbürtig und auf lange Distanzen als ungeeignet bzw. weniger geeignet erwiesen sich Natriumchlorid und Indium. Diese Tracer sind aber in anderen Versuchen mit Erfolg auf kurze Distanzen verwendet worden.

Überhaupt kein Nachweis konnte für Tinopal erbracht werden. Der Verwendung von optischen Aufhellern (Tinopalen) als Markierstoffe scheinen deshalb recht enge Grenzen gesetzt zu sein, obschon bessere Erfahrungen aus früheren Versuchen im Karst (F. BAUER, 1976) und im Porengrundwasser (Ch. LEIBUNDGUT, 1975) vorliegen. In weiteren Versuchen muß abgeklärt werden, ob die Gruppe dieser Fluoreszenzfarbstoffe überhaupt als Markierstoffe geeignet ist oder ob Tinopal ABP flüssig speziell ungeeignet ist.

Hydrologische Schlußfolgerungen

Die Markierversuche haben ein teilweise neues und in dieser Art auch gesichertes Resultat über die räumliche Verteilung des Grundwassers und dessen Abströmverhalten ergeben. Obwohl der gesamte Aquifer Bützberg-Langenthal-Aarwangen-Roggwil hydraulisch eine Einheit darstellen dürfte, haben die Markierversuche nun doch deutlich zwei Grundwasserprovinzen westlich und östlich der Brunnbach-Güllenbach-Furche ergeben. Diese Grenze wird in hydraulischer Hinsicht weniger ausgeprägt sein als in bezug auf die Wasserbahnen und das Abfließen des Grundwassers.

Bisher wurde angenommen, daß die (Bewässerungs-)Infiltrationen aus den unteren Matten von Langenthal der Brunnmatt zuströmen und dort als wasserwirtschaftlich nicht nutzbares Quellwasser austreten und wegfließen. Dieser Versuch ergab nun eine Abflußrichtung in die Terrasse von Roggwil hinein, so daß das Grundwasser dort der Trinkwassernutzung zugänglich ist. Der Versuch hat damit über die hydrologische Grenzregion Schlatt/Kaltenherberge weitere Erkenntnisse gebracht.

Anders als bei den meisten Markierversuchen, die nur einen kurzen zeitlichen Ausschnitt beleuchten, dürfen die Resultate dieses Versuches nicht als hydrologische Momentaufnahme gedeutet werden. Die intensive Phase des Versuches erstreckte sich über 7 Monate. Die wichtigsten Stellen wurden über knapp 1 Jahr beobachtet und vier Hauptstellen sogar 2 Jahre. Die Fließgeschwindigkeiten erhalten damit einen gewissen Mittelwertcharakter, und die räumliche Verteilung, wie sie die Markierversuche ergaben, scheint stabilen Charakter zu besitzen. Dies insbesondere auch, weil die Resultate früherer Versuche überall auf eine Bestätigung des jetzigen Resultates hinauslaufen.

4. Interpretation und Zusammenfassung der Resultate des kombinierten Markierversuches im gesamthydrologischen Rahmen

(Ch. LEIBUNDGUT)

In den beschriebenen Untersuchungen zu den hydrologischen Verhältnissen im unteren Langental, insbesondere zum Grundwasser, sind verschiedene Methoden zum Einsatz gekommen.

Wir können deren vier unterscheiden: Isotopenmethode, hydrochemische Untersuchungen, Markierungsversuche und Einbohrlochmethoden. Alle vier eingesetzten Methoden haben im wesentlichen zu gleichen Resultaten geführt. Dies erhöht einerseits die Aussagekraft der aus den einzelnen Resultaten abgeleiteten hydrologischen Schlussfolgerungen und andererseits auch die Eignung der angewendeten Methoden.

Als hervorstechendes Resultat muß die resultierende Zonierung des Grundwassers im Lockergesteins-Aquifer im untersten Langetental bezeichnet werden. Übereinstimmend ergeben sich aus den verschiedenen Untersuchungen **drei große Grundwasserprovinzen**: eine östliche (Roggwiler Terrasse), eine mittlere (Langetental–Unterhard–Brunnmatten) und eine westliche (Oberhard–Mumenthal), wie sie Fig. 56 zeigt.

Die östliche Grundwasserprovinz ist charakterisiert durch die starken Einflüsse der Wiesenbewässerungen und durch Hangwassereinfluß aus der am Ostrand abtauchenden Aquitanmolasse. Das Grundwasser dieses Gebietes fließt praktisch vollständig am Terrassenrand in der Mangeln östlich der Langeten aus dem Aquifer ab. Die Charakteristik der Grundwasserganglinien ist anders als im übrigen Gebiet.

Die mittlere Grundwasserprovinz ist geprägt durch den Grundwasserstrom aus dem Langetental, dessen Einfluß bis in die Brunnmattenske hineinreicht. Es ist Was-

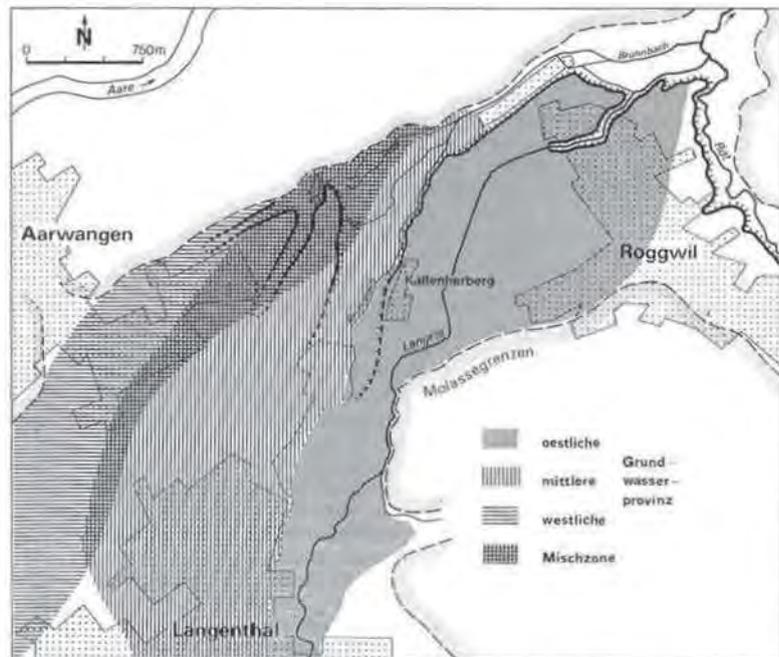


Fig. 56: Grundwasserzonenkarte aufgrund der Synthese der Resultate aller angewendeten Methoden (Umweltisotope, Hydrochemie, Wasserhaushalt, Einbohrlochmessungen und Markierungsversuche).

ser, das durch verstärkten Einfluß aus dem Vorfluter selbst und damit dem oberen Langetental gekennzeichnet ist.

Die westliche Grundwasserprovinz schließlich ist charakterisiert durch Wasser, das aus dem Moränengebiet SW Bützberg und der die Talflanken bildenden Molasse (Aquitain und Stampien) stammen muß, über dessen Herkunft man aber noch wenig weiß. Die Verweilzeiten dieses Wassers sind größer als diejenigen im übrigen Aquifer.

Obwohl auch in den bisherigen Vorstellungen gewisse Eigenständigkeiten einzelner Teile des Aquifers angenommen wurden, war eine derart deutliche Zonierung nicht erwartet worden. Besonders erstaunlich sind die offenbar recht scharfen Grenzen, die insbesondere zwischen der östlichen und mittleren Grundwasserprovinz nachgewiesen wurden. Geologisch-morphologisch fällt diese Grenze mit dem Terrassenrand der Roggwiler-Terrasse bzw. mit dem Lauf des Brunnbaches zusammen. Diese Brunnbach-Furche ist auch südlich der Kaltenherberge Scheidelinie. Die auskeilende Brunnbach-Senke wird dann weiter südlich mehr oder weniger von der Gullenbach-Furche fortgesetzt, die weiterhin die Grenze zwischen östlicher und mittlerer Grundwasserprovinz markiert. Nach den chemischen Ergebnissen und den Markierungsversuchs-Resultaten scheinen höchstens schwache Interferenzen zwischen den beiden Grundwässern zu bestehen. Im Grunholz haben die Einbohrlochresultate dieses Bild bestätigt.

Die Grenze zwischen der mittleren und der westlichen Grundwasserprovinz ist etwas weniger ausgeprägt. Im Gebiet Mumenthal-Mumenthaler Weiher kommt es zu starker Interferenz zwischen den beiden Grundwasserströmen.

Dennoch scheint auch hier der prinzipielle Charakter des Wassers der beiden Grundwasserprovinzen gewahrt zu bleiben. Nach den Deuterium-Resultaten ist das Einzugsgebiet des Bergbaches (A 053), der die westlichste Brunnmatt entwässert, von den Einzugsgebieten der Quellbäche Mattenbach (A 052) und Brunnbach (A 051) abgegrenzt. Zum gleichen Ergebnis kam eine Abflußregime-Untersuchung (Ch. LEIBUNDGUT, 1976).

Zur in der Vergangenheit umstrittenen Frage der hydrologischen Geschlossenheit des Einzugsgebietes La an der Grenze zum Trockental von Bleienbach hin ergaben die Isotopenmessungen ein deutliches Resultat. Das Wasser der Meßstelle G 018 am Eingang des Trockentales scheint lokal gebildet zu werden und deshalb nicht mit dem Grundwasser des Langetentales zusammenzuhängen.

Diese deutliche Zonierung steht teilweise im Widerspruch zu den bisherigen Auffassungen bezüglich der Einheit dieses Aquifers. Insbesondere kennen wir das hydraulisch einheitliche Verhalten auf größere Einwirkungen wie Hochwasser- und Bewässerungsversickerungen. Wasserbeschaffenhheits-Faktoren und Tracerversuche zeigen also Scheidelinien im Aquifer, die hydraulisch nicht bestätigt werden.

Zur Erklärung können wir folgende Modellvorstellungen heranziehen (Fig. 57):

Der Grundwasserstauer weist Rinnen und Rücken auf. Auch in der Längsrichtung liegen Wellen in der Stauoberfläche. Besonders die Rücken weisen stärkere axiale Depressionen auf.

Diese Rücken vermögen den Aquifer in einzelne Abschnitte zu gliedern. Da die Anlage der Strukturen grundsätzlich in der Talrichtung erfolgt, ist es hauptsächlich eine fließrichtungsparelle Scheidung. Über die axialen Depressionen besteht eine hydraulische Verbindung zwischen den einzelnen Aquiferabschnitten.

Damit besteht zwar nicht eine vollständige Grenze zwischen den verschiedenen Teilen des Aquifers, es ist aber doch eine Grenze, die wirksam ist in bezug auf Wasserübertritte quer zur allgemeinen Fließrichtung, über die Rückenlinien hinweg. Dies besonders, wenn lokale Infiltrationen oder Hangwasserinfiltrationen direkt in aus-

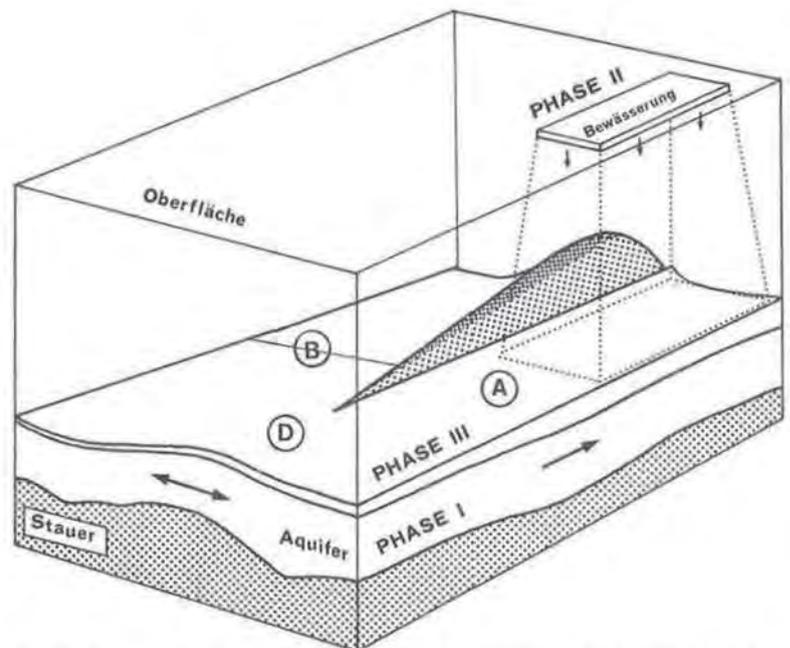


Fig. 57: Schematisches Modell in Blockbildarstellung zur Erklärung der Ausbildung gut abgegrenzter Grundwasserprovinzen bei gleichzeitigem hydraulischen Zusammenhang. In der Phase I strömt das Grundwasser, entsprechend dem Gefälle in beiden Rinnen A und B, die hier Grundwasserprovinzen symbolisieren, talwärts (—). Durch Bewässerungs- oder Hochwasserversickerung wird in der Phase II der Grundwasserspiegel im Aquiferabschnitt A stark angehoben, vermag aber den Stauerücken nicht ganz zu überfluten. Im Bereich der axialen Depression D wirkt der Grundwasserspiegelanstieg in A hydraulisch unmittelbar auf B. Der Übertritt von Wasser bleibt aber begrenzt, da die Durchlässigkeit des Grundwasserträgers in der Längsrichtung (—) größer ist als quer (—) dazu. Das hinübergeflossene Wasser wird schnell in Längsrichtung abgeführt, so daß es lediglich zur Ausbildung eines schmalen Grenzsaumes zwischen den Grundwasserprovinzen kommt, diese aber ausgeprägt erhalten bleiben. Diese Grundstruktur bleibt auch bei weiterem Ansteigen des Grundwasserstandes erhalten. Man könnte somit von einer „Fließrichtungsträgheit eines Grundwasserstromes“ sprechen.

geprägte Abflurrinnen einfließen. Die Markierung des Grundwassers mit Tracern an einem Punkt simuliert eine solche extrem lokal stattfindende Infiltration.

Solches Wasser ist damit bereits von Anfang an an eine Rinne gebunden, ist eingespurt. Die Wasserbeschaffenheit der einzelnen Rinnen (\cong Aquiferabschnitte) hat damit starke Tendenz stabil zu bleiben, weil nur beschränkt Fremdwasser zufließt, bzw. weil starke lokale Infiltrationen (Bewässerung) den Charakter eines solchen Abschnittes weitgehend zu bestimmen vermögen.

Hydraulisch können jedoch bereits relativ kleine Druckunterschiede ausgeglichen werden. Gleichzeitig werden verhältnismäßig geringe Mengen an Wasser von einem

Abschnitt (\cong Grundwasserprovinz) zum anderen übertreten. Da für einen Punkt, wie sie eine Probenentnahmestelle in einem Aquifer darstellt, mengenmäßig die Längsrichtung (Fließrichtung) dominant ist, bleiben solch laterale Übertritte relativ gering, lokal und zeitlich begrenzt.

Es wird sich somit zwischen den einzelnen Grundwasserprovinzen ein Grenzsaum von wechselnder Breite ausbilden. Die gefundenen Grenzen stellen die Mittelachse dieses Grenzsaumes während der Versuchsperiode dar. Besonders bei starken Infiltrationsereignissen ist eine kurzfristige größere Ausdehnung oder Verschiebung des Grenzsaumes möglich. Die Untersuchungen fanden in einer Periode mehrheitlich überdurchschnittlich hoher Grundwasserstände statt. In trockeneren Phasen mit tieferen Wasserständen dürfte die Ausbildung der Grundwasserprovinzen noch relativ stärker sein.

Die geringen Ausbringungsmengen der beiden Farbtracer Uranin und Eosin lassen sich allein mit dieser Modellvorstellung nicht erklären. Beim Uranin sind gesamthaft rund 5% wiedergefunden worden, für Eosin kann 5–10% geschätzt werden. Diese niedrigen Ausbringungsraten widersprechen der Vorstellung, daß das geimpfte Wasser in schmalen Abflußrinnen wegfließt und lokal und eng begrenzt an einem kurzen Terrassenrandabschnitt austritt. Alle anderen Resultate dieser Untersuchungen weisen aber gerade darauf hin.

Für das Resultat können hydrologische Ursachen verantwortlich sein, oder diese müssen im Verhalten der Farbtracer gesucht werden. Die naheliegendste Erklärung für den zweiten Fall wären Sorptionsverluste von Farbstoff an der Aquifermatrix. Dagegen sprechen aber wiederum die vielen Versuche mit den beiden Farbtracern, die eine nahezu bis vollständige Tracerausbeute brachten. Neueste Untersuchungen über das Adsorptionsverhalten von Fluoreszenztracern (Ch. LEIBUNDGUT, 1981) zeigen jedoch, daß in bestimmten Grundwasserträgern Uranin zeitlich beschränkt „adsorbiert“ werden kann. Bei genügendem Wasserangebot wird jedoch der „adsorbierte“ Farbtracer bald wieder frei und kommt damit phasenverschoben zum Abfluß. Die Ursachen sind noch nicht geklärt, doch könnte es sich um den gleichen Effekt handeln, wie wir ihn von Markierversuchen mit Natriumchlorid kennen.

Dieses Kappen des Scheitels der Tracerdurchgangskurve hat für das Uranin eine längere Durchlaufzeit bewirkt, so daß die Konzentration infolge zu starker Verdünnung bald wieder unter die Nachweisgrenze fiel.

Parallel zu diesem Effekt kommt der im Jahre 1979 gesamthaft stetig sinkende Grundwasserspiegel dazu. Ein weiterer Teil des kontaminierten Wassers wurde damit als Haftwasser in den oberen Lagen des Aquifers zurückbehalten. Auch die spätere Remobilisation des Farbtracers genügte nicht mehr, um den Fluoreszenzmeßbereich wieder zu erreichen.

Diese Erklärung steht nicht im Widerspruch zu den hohen Verweilzeiten, die aus den Isotopenuntersuchungen hervorgehen. Neben den offenbar hochdurchlässigen „Abflußrinnen“, die schnell Wasser abzuführen vermögen, liegen weniger durchlässige Schotterpakete mit länger verweilendem Grundwasser. Gesamthaft ergeben sich so lange Verweilzeiten bei vordergründig schnellem Durchfluß des Wassers. Aus den Markierversuchen ergibt sich zuerst einmal eine positive Reaktion aus dem Durchfluß durch die gut leitenden Wasserbahnen. Nur die Gesamtschau (bzw. quantitative Erfassung der Markierstoffe) zeigt anderes hydrologisches Verhalten, wie oben beschrieben, auf. In diese Vorstellung passen ebenfalls die immer noch stattfindenden Farbtracer Austritte aus drei bis fünf Jahre zurückliegenden Versuchen. Die Resultate zeigen deutlich, daß, gleich wie bei den Karstwasseruntersuchungen, auch bei der Untersuchung von Lockergesteinsaquiferen die kombinierte Anwendung von Isotopen und Markiertracern in Zukunft vermehrt zur Anwendung gelangen sollte.

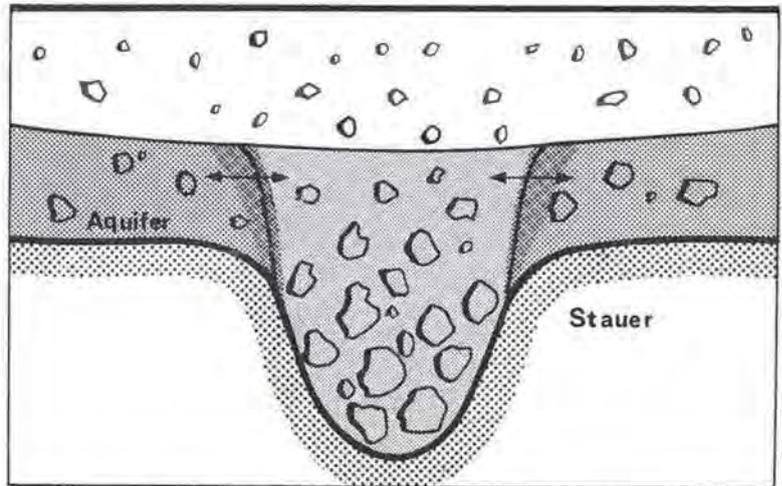


Fig. 58: Schemaskizze (Querschnitt durch den Grundwasserträger) zur Erklärung hoher Fließgeschwindigkeiten im Porengrundwasserleiter bei gleichzeitig hohen mittleren Verweilzeiten des Grundwassers. In mehr oder weniger ausgeprägten Rinnen der Stauer-oberfläche, die mit sehr gut durchlässigem Schottermaterial verfüllt sind, fließt das Grundwasser bevorzugt mit hohen Fließgeschwindigkeiten ab. Durch wechselnde Druckverhältnisse kommt es zu Austauscherscheinungen zwischen dem in den Rinnen abfließenden Wasser und jenem in den weniger durchlässigen Schotterpaketen außerhalb der Rinnenbereiche. Dieses später zum Abfluß kommende Grundwasser speist den Abfluß in den Rinnen mit und erhöht damit das mittlere Alter dieses Wassers.

Fig. 58 stellt schematisch dar, wie man sich den Mechanismus des Abflusses in diesen bevorzugt Wasser leitenden Rinnen in der Staueroberfläche erklärt. Durch die in diesem Gebiet besonders häufigen Spiegelschwankungen wurde das markierte Wasser in den Rinnen immer wieder seitlich in weniger gut durchlässige Schotterpakete ausgepreßt. Dieses Wasser kommt später verzögert ebenfalls hauptsächlich zu den Rinnen hin wieder zum Abfluß.

Die wasserwirtschaftliche Planung der Region wird sich auf die gefundenen Ergebnisse stützen können. Die Existenz von drei gegeneinander abgegrenzten Grundwasserprovinzen mit verschiedener Wasserbeschaffenheit und unterschiedlichen Speisungsmechanismen wird Konsequenzen bezüglich der Ausscheidung von Schutz-zonen haben. Die Wiesenbewässerung als ein dominanter Faktor der Grundwasserspeisung im Untersuchungsgebiet beeinflusst stark die östliche und mittelbar aus dem Langetental heraus auch die mittlere Grundwasserprovinz. Neben der Wassermenge wird auch die Wasserbeschaffenheit günstig beeinflusst. Eine gewisse Korrelation zwischen Wasserbeschaffenheit und Oberflächennutzung ist nicht zu übersehen.

Literatur

- BAUER, F. (1967): Erfahrungen beim Uraninnachweis mit Aktivkohle. Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, Jg. 1966/67, 169-178, Graz.
- BAUER, F. (1972): Weitere Erfahrungen beim Uraninnachweis mit Aktivkohle. Geol. Jb. C2, 19-27, Hannover.
- BAUER, F. (1976): Untersuchungen über die Verwendbarkeit von Tinopal CBS-X als Tracer. Papers of 3. SUWT, 17-26, Ljubljana.
- BAUER, F. et al. (1980): Karsthydrologische Untersuchungen mit natürlichen und künstlichen Tracern im Neuenburger Jura (Schweiz). Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, 32, 5-100, Graz.
- BEHRENS, H. (1971): Untersuchungen zum quantitativen Nachweis von Fluoreszenzfarbstoffen bei ihrer Anwendung als hydrologische Markierungsstoffe. Geologica Bavarica, 64, 120-131, München.
- BEHRENS, H. (1973): Eine verbesserte Nachweismethode für Fluoreszenzindikatoren und ihre Anwendung zur Feststellung von Fließwegen im Grundwasser. Zeitschr. Deutsch. Geol. Ges., Band 124, 535-544, Hannover.
- BEHRENS, H., MOSER, H. & WILDNER, E. (1977): Investigation of groundwater flow with the aid of Indium-EDTA-complex using neutron activation for the determination of the tracer. - J. of Radioanalytical Chemistry, Vol. 38, 491-498.
- BEHRENS, H., MOSER, H. & WILDNER, E. (1977): Detection of Indium-EDTA-tracer by neutron activation analysis in Karst groundwater samples. - Papers of 3. SUWT, 221-232, Ljubljana.
- BINGGELI, V. (1962): Über Begriff und Begrenzung der Landschaft Oberaargau. Jb. d. Oberaargaus, Herzogenbuchsee.
- BINGGELI, V. (1974): Hydrologische Studien im zentralen schweizerischen Alpenvorland, insbesondere im Gebiet der Langefen. Beitr. z. Geologie d. Schweiz, Nr. 22, Bern.
- DIETZ, F. (1976): Die Borkonzentration in Wässern als ein Indikator für die Gewässerbelastung. Das Gas- und Wasserfach, 116, 301-308.
- DROST, W. (1971): Grundwassermessungen mit radioaktiven Isotopen. Geologica Bavarica, 64, 187-196, München.
- DROST, W., MOSER, H., NEUMAJER, F. & RAUERT, W. (1972): Isotopenmethoden in der Grundwasserkunde, Info-Heft d. Büro Eurisotop, 61, Brüssel.
- EISENBRAND, J. (1966): Fluorometrie. Wissenschaftl. Verlagsgesell., Stuttgart.
- FAESSLER, R. (1981): Beitrag zur Erfassung der Bodenwasserverhältnisse am Beispiel des unteren Langetentals. Dipl.-Arb. Geogr. Inst. Univ. Bern.
- GAT, J. (1981): Stable Isotope Hydrology - Deuterium and Oxygen-18 in the Water Cycle. IAEA, Wien.
- JAECKLI, H. & KEMPF, T. H. (1972): Hydrogeologische Karte der Schweiz 1:10.000, Blatt Bözberg-Beromünster, Geotechn. Komm. Zürich.
- KASS, W. (1967): Erfahrungen mit Urzinn bei Färbeversuchen. Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, Jg. 1966/67, Graz.
- KLOTZ, D. (1971): Untersuchung von Grundwasserströmungen durch Modellversuche im Maßstab 1:1. - Geologica Bavarica, 64, München.
- KOVESDI, J. (1981): Hydrologische Untersuchungen im untersten Langetental. Dipl.-Arb. Geogr. Inst. Univ. Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. (1974): Fluoreszierende Markierfarbstoffe in der Hydrologie. Mitt. d. Naturforschenden Ges. in Bern, 31, Band, Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. (1975): Färbeversuche im Grundwasser des Oberaargaus. Jb. d. Oberaargaus, Herzogenbuchsee.
- LEIBUNDGUT, Ch. (1976): Zum Wasserhaushalt des Oberaargaus und zur hydrologischen Bedeutung des landwirtschaftlichen Wiesenbewässerungssystems im Langetental. Beitr. z. Geologie d. Schweiz - Hydrologie, Nr. 23, Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. & BINGGELI, V. (1975): Grundwasseranreicherung mittels Wassermatten im Langetental. Interner Bericht Univ. Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. & BINGGELI, V. (1975): Grundwasseranreicherung der Fassung Madiswil mittels Wassermatten. Interner Bericht Univ. Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. & BINGGELI, V. (1976): Zur Grundwasserhydrologie im Langetental zwischen Lotzwil und Gutenberg. Interner Bericht Univ. Bern.
- LEIBUNDGUT, Ch. HIESIG, P. (1977): Zur Anwendung fluoreszierender Tracer in der Limnologie. Gas, Wasser, Abwasser, Nr. 875/12, Zürich.
- LEIBUNDGUT, Ch. (1981): Zum Adsorptionsverhalten von Fluoreszenztracern. Im Druck.
- MOSER, H. & SAGL, H. (1967): Die Direktmessung hydrologischer Farbttracer im Gelände. Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, Jg. 1966/67, Graz.

- MOSEER, H. & RAJNER, V., RANK, D. & STICHLER, W. (1976): Ergebnisse von Messungen des Gehalts an Deuterium, Sauerstoff-18 und Tritium in Wasserproben des Untersuchungsgebietes im Zeitraum 1972-1975. - Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, 88-107, Graz.
- MOSEER, H., RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. Lehrbuch d. Hydrogeologie, Bd. 8, Borntraeger, Stuttgart.
- PERLEGA, W. (1976): Der Nachweis von Fluoreszenzfarbstoffen mittels Aktivkohle. Papers of 3. SUWT, 195-201, Ljubljana.
- SIEGENTHALER, U. (1971): Sauerstoff-18, Deuterium und Tritium im Wasserkreislauf. Beiträge zu Meßtechnik, Modellrechnung und Anwendungen. Diss. Univ. Bern.
- WERNLI, H. R. (1981): Wasserbeschaffenheit und Raumfaktoren. In Bearbeitung.
- WILTE, W. B. (1967): Modification of fluorescein dye groundwater tracing techniques. Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, Jg. 1966/67, Graz.
- WILSON, I. F. (1968): Fluorometric procedures for dye tracing. Techniques of Water Resources Investigations U. S. Geol. Surv. 3, Ch A 12.
- ZÖTL, J. G. (1974): Karsthydrogeologie. Springer-Verlag, Wien-New York.

Summary

Within the preparing studies for the 4th Symposium on tracer techniques in hydrology, tracer-hydrological investigations in porous groundwater of the "Langental" were carried out during the years 1978 to 1980. By using different hydrological techniques the possibilities and the limits of artificial tracers were tested. The results of these investigations have also given some new information in the field of regional hydrology.

The "Langental" is a typical area of the northalpine Foothills of the Swiss Alps. The drainage area of the "Langental" is situated in the flat molasse of the "Mittelland". The deposits of the valley consist of fluvio-glacial stones. The thickness of these well permeable stones changes from a few metres to twenty metres.

In the 12/13th century the Cistercian monks of the monastery St. Urban started with the irrigation of grassland in order to intensify the agriculture of the valley. That's the reason why a hydrological phenomenon exists in this valley today. Using this kind of irrigation the grassland is inundated by large quantities of water. The soils have a high average permeability from 2 to 3 metres a day. The infiltration of the irrigation influences the groundwater of the lower part of the drainage area of the "Langental". During the period of investigation from 1969-1973 the irrigation contributed nearly 50% to the groundwater recharge. Probably this percentage is still valuable today. The groundwater in the lower part of the "Langental" is very important for the drinking-water supply. Therefore the mentioned connections are not only significant in hydrological point of view, but also in the water economic field. Through the regress of the irrigated area the water supply cannot be considered as secure for the future.

From 1978 to 1980 investigations were made about the waterbalance, about the chemical and isotopical water-quality as a base and completion of the water-tracing.

In the drainage area of the "Langental" hydrological dates have been existed since 1924. Results on the water-balance have been published. The latest period of investigation from 1978 to 1980 was very wet (more than 1300 mm precipitation) and the discharge of the "Langental" has been one of the highest since 1924 (2,7 m³/s). Also the groundwater level was higher than normal. Variable "groundwater regimes" indicate several zones of groundwater.

The chemical investigations essentially included the main components of the groundwaters. The total hardness lies between 4 to 8 mval/litre. The part of Bicarbonate is 80 to 86% of the total anions. The average concentrations of Chloride are 9-20 mg/litre, of Sulfate 8-20 mg/litre and of Nitrate 20-39 mg/litre. These chemical components showed significant zones of the groundwater, which were verified by the other investigations.

The isotope-hydrological investigations gave interesting results on origin and delay time of groundwater in the different parts of the "Langental". In virtue of the isotopical composition different zones were separated.

On the occasion of the combined tracing experiment in April 1979 six tracers were injected directly into the groundwater at three different injection points: Eosin/Tinopal, Sodium-Chloride/Indium and Na-Fluorescein (Uranin)/Borax. Samples had been taken for longer than one year. The injected quantities of the tracers mostly reappeared during this year. In January and February 1981 increased concentrations of the tracers were found at some main springs only.

Among the injected tracers Na-Fluorescein (Uranin) and Eosin showed good results even on long distances in porous groundwater. Borax, used for the first time, stood the test too, but if

should be used for short distances only. Sodium-Chloride was not very successful and the tracer Tinopal ABP, also injected for the first time in porous groundwater, should not be used for this purpose.

The tracing experiments yielded clearly three zones in the groundwater of the lower part of the "Langeten" drainage area. These three zones are sharply limited to each other. The traced groundwater runs off in three well recognized main discharge axes. Lateral dispersion of these axes were not found.

Using the possibility to influence the groundwater artificially by irrigation, two investigations with the single-well technique were made during the winter 1979.

Finally all used techniques showed the same groundwater zones: an eastern groundwater zone in the area of grassland irrigation and of the "Roggwiler Terrasse", a central zone in the "Brunnmatt" as an areal continuation of the groundwater flow of the higher "Langental" and a western zone in the region of "Bützberg-Mumenthal". This predominant result of the investigations surprises by the "sharp" limits of the different zones. There are no interferences between the central and the eastern zone; between the central and the western zone some small interferences exist. These interferences are strongly influenced by infiltration of irrigation and floods.

Models were created to explain the hydraulic connection of independent zones of water-quality.

Résumé

Dans le cadre des études préparatoires au 4^{ème} congrès sur l'utilisation des méthodes de traçeur en hydrologie en 1981 à Berne, des essais sur l'hydrologie des traceurs dans le milieu poreux furent réalisés dans la vallée de la Langeten.

Les facultés et limites de l'utilisation de traceurs artificiels sur de longs parcours dans le milieu poreux purent être étudiées de par l'application de différentes méthodes hydrologiques. Les résultats obtenus apportèrent aussi de nouvelles connaissances en hydrologie régionale.

La vallée de la Langeten peut être considérée comme étant une région-type de l'Avant-Pays des Alpes suisses. Son bassin versant se trouve principalement dans la Molasse du « Mittelland » et les sédiments la remplissant sont composés de couches très perméables de graviers fluvioglaciaux, ayant une épaisseur variant de quelques mètres à vingt mètres.

Nous y trouvons aujourd'hui une curiosité hydrologique due à l'irrigation par ruissellement des prés créé entre le 12^{ème} et le 13^{ème} siècle par les moines de St. Urban, de grandes quantités d'eau approvisionnant les pâturages. La capacité d'infiltration étant de l'ordre de deux à trois mètres par jour, les eaux souterraines de la basse Langeten sont principalement alimentées par les infiltrations découlant de l'irrigation des prés (leur apport entre 1968 et 1973 était de l'ordre de 50%). L'intérêt de ces faits n'est pas seulement hydrologique mais aussi pratique car ces eaux souterraines représentent une ressource d'eau potable considérable, et le ravitaillement de la région est aujourd'hui menacé par le délaissement de l'irrigation des prés.

L'établissement d'un bilan hydrologique et des études sur les qualités tant chimiques qu'isotopiques furent accomplis, servant de base et de complément au multitraçage.

Une série de mesures hydrologiques existe pour la vallée de la Langeten depuis 1924. La période des études, menées entre 1978 et 1980, est l'une des plus riches en précipitations (environ 1300 mm) et écoulement (2,7 m³/s).

Les niveaux des nappes phréatiques, qui se trouvaient aussi au dessus de la moyenne, signalent la présence de différentes zones d'eaux souterraines.

Les études chimiques furent consacrées aux composants principaux des eaux souterraines. Le pourcentage des carbonates de l'hydrogène se situait entre 80 et 86% de la somme des anions, pour une dureté globale de 4 à 7 mval/l. Les concentrations du chlorure variaient entre 9 et 20 mg/l, celles du sulfate entre 8 et 20 mg/l et celles du nitrate entre 20 et 39 mg/l. Ces composants signalaient la présence de différentes zones d'eaux souterraines qui fut confirmée à l'aide des autres études.

Les études des isotopes donnèrent des résultats intéressants sur l'origine et le temps de séjour des eaux dans les différentes parties de la vallée de la Langeten. Les résultats indiquèrent deux zones différentes.

Pendant le multitraçage effectué en avril 1979, six traceurs différents furent injectés directement dans la nappe en trois points: Eosine/Tinopal, Chlorure de Sodium/Indium et Uranine/Borax. L'échantillonnage dura environ un an. La plus grande partie des quantités de traceurs injectés fut restituée durant cette période, mais des concentrations élevées furent encore mesurées à certains points de restitution en janvier et février 1981.

L'Uranine et l'Eosine firent leurs preuves dans le milieu poreux sur de longues distances. Le Borax, étant utilisé pour la première fois, montra de bonnes qualités de traceur, mais son emploi semble devoir se limiter aux distances plus courtes. Le Chlorure de Sodium s'y montra peu approprié et le Tinopal ABP, qui était utilisé pour la première fois dans le milieu poreux, tout à fait inadéquat.

Le multitraçage donna le résultat inattendu d'une division en trois zones d'eaux souterraines nettement délimitées les unes des autres. L'eau marquée se déversait dans des axes d'écoulement principaux, clairement reconnaissables, avec une dispersion latérale minimale.

En profitant de la possibilité de pouvoir influencer temporairement le niveau de la nappe phréatique d'une façon artificielle par irrigation, au début de l'hiver 1979, deux séries de mesures furent accomplies dans les terrains de test Grunholz et Roggwil par la méthode de dilution en puits unique. Ces mesures, tout en confirmant le comportement général de l'écoulement, révélèrent une grande inhomogénéité de l'aquifère.

En ce qui concerne la division de l'eau souterraine en zones, toutes les méthodes utilisées conduisent au même résultat: une zone de l'est aux environs des prés irrigués et de la terrasse de Roggwil, une du milieu en continuation des eaux souterraines affluant de la vallée supérieure de la Langeten à la Brunnmatt et une de l'ouest aux environs de Bützberg-Mumenthal. Le résultat des délimitations claires interzonales était inattendu. Il n'existe pratiquement pas d'interférences entre la zone de l'est et celle du milieu. Elles sont un peu plus importantes entre celle du milieu et celle de l'ouest et sont suscitées par les infiltrations dues aux irrigations et aux crues.

Des modèles furent développés pour expliquer la formation des zones d'eaux souterraines qui restent indépendantes pour leur qualité tout en communiquant hydrauliquement.

Dank

Mein herzlicher Dank richtet sich selbstverständlich zuerst an die Mitglieder der Internationalen Arbeitsgruppe und an die Mitarbeiter im Geographischen Institut der Universität Bern. Ihre Beiträge sind aus dem Bericht zu ersehen.

Dazu können wir eine ganze Reihe weiterer wertvoller Unterstützungen verdanken:

- den Gemeinden im untersten Langetental für die Mitarbeit,
- den industriellen Betrieben der Gemeinde Langenthal (H. P. Bader und H. Burri) für die technische Unterstützung bei der Einspeisung und Probenentnahme,
- der Wasserversorgung Roggwil (H. P. Schüpbach) für die Bereitstellung eines zentralen Materialraumes im Mehrzweckgebäude und weitere Hilfestellungen,
- den Gemeinden Roggwil, Langenthal und Bützberg für die Einladungen der Arbeitsgruppe anlässlich der Feldarbeitskampagnen,
- Herrn Dr. W. Käss für die Markierstoffe Uranin und Borax,
- dem Radiohydrometrischen Institut der GSF in München für den Markierstoff Indium,
- der BASF, Ludwigshafen, Abt. Hochschullieferungen, für den Markierstoff Eosin,
- der Ciba-Geigy AG, Basel, für die Beratung bei der Auswahl des Tinopaltracers,
- dem Kantonalen Wasser- und Energiewirtschaftsamt, Bern, und der Landeshydrologie (Bundesamt für Umweltschutz), Bern, für die Bereitstellung von Datenmaterial,
- H. Aschwanden, V. Baumann, H. J. Bolliger, R. Fässler, J. Petermann, M. Stampfli, R. Weingartner für Feld-, Labor-, Schreib- und Zeichnungsarbeiten,
- Till Harum und Rolf Weingartner für die Übersetzungen,

Verzeichnis der Autoren und Mitarbeiter

- W. Hofrat Dr. F. BAUER, Bundesanstalt für Wasserhaushalt von Karstgebieten, Herrngasse 8, A-1010 Wien 1.
- Dipl.-Ing. H. BEHRENS, Institut für Radiohydrometrie der GSF, Ingolstädter Landstraße 1, D-8042 Neuherberg b. München.
- Dipl.-Phys. W. DROST, Institut für Radiohydrometrie der GSF, Ingolstädter Landstraße 1, 8042 Neuherberg b. München.
- Dr. P. HACKER, Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Geotechnisches Institut, Postfach 8, A-1031 Wien.
- Prof. Dr. H. HÖTZL, Institut für Geologie der Universität Karlsruhe, Kaiserstraße 12, D-7500 Karlsruhe.
- Dr. W. KASS, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstraße 5, D-7800 Freiburg i. Breisgau.
- J. KÖVESDI, Geographisches Institut der Universität Bern, Abt. Gewässerkunde, Hallerstraße 12, CH-3012 Bern.
- Dr. H. P. LEDITZKY, Forschungszentrum Graz, Institut für Geothermie und Hydrogeologie, Elisabethstraße 16, A-8010 Graz.
- Dr. Ch. LEIBUNDGUT, Geographisches Institut der Universität Bern, Abt. Gewässerkunde, Hallerstraße 12, CH-3012 Bern.
- Prof. Dr. V. MAURIN, Institut für Geologie der Universität Karlsruhe, Kaiserstraße 12, D-7500 Karlsruhe.
- Prof. Dr. H. MOSER, Institut für Radiohydrometrie der GSF, Ingolstädter Landstraße 1, D-8042 Neuherberg b. München.
- W. PERLEGA, Bundesanstalt für Wasserhaushalt von Karstgebieten, Herrngasse 8, A-1010 Wien 1.
- Dr. P. RAMSPACHER, Forschungszentrum Graz, Institut für Geothermie und Hydrogeologie, Elisabethstraße 16, A-8010 Graz.
- Ing. V. RAJNER, Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Geotechnisches Institut, Postfach 8, A-1031 Wien.
- Dr. D. RANK, Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Geotechnisches Institut, Postfach 8, A-1031 Wien.
- U. SCHOTTERER, Physikalisches Institut der Universität Bern, Sidlerstraße 5, CH-3012 Bern.
- Dr. U. SIEGENTHALER, Physikalisches Institut der Universität Bern, Sidlerstraße 5, CH-3012 Bern.
- Dipl.-Phys. W. STICHLER, Institut für Radiohydrometrie der GSF, Ingolstädter Landstraße 1, D-8042 Neuherberg b. München.
- H. R. WERNLI, Geographisches Institut der Universität Bern, Abt. Gewässerkunde, Hallerstraße 12, CH-3012 Bern.