Grundlagen für Schutz und Bewirtschaftung der Grundwasser des Kantons Bern

Seeland: Infiltration aus Hagneckkanal und Alter Aare

Leitung: Wasser- u. Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern
Bearbeitung: Dres. P. Kellerhals und Ch. Haefeli
Geologen SIA/ASIC, Bern

Wasser- u. Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA)

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S

		Seite
1.	EINLEITUNG	9
2.	VERAENDERUNG DER GRUNDWASSERQUALITAET	12
2.1	Menschliche Eingriffe	12
2.2	Landwirtschaftlicher Einfluss	12
2.3	Veränderungen im Bereich des Hagneckkanals	13
2.4	Veränderungen im Gebiet der Alten Aare	13
3.	VERAENDERTE INFILTRATIONSVERHAELTNISSE	21
3.1	Hagneckkanal	21
3.2	Alte Aare	22
4.	INFILTRATION HAGNECKKANAL	27
4.1	Zum Abflussregime des Hagneckkanals	27
4.2	Untersuchungskonzept	27
4.3	Feldarbeiten	28
4.3.1	Messstellennetz	28
4.3.2	Zur Erfassung der Grundwasserströmung	34
4.3.3	Durchflussquerschnitt, F	35
4.3.4	Durchlässigkeit, k	35
4.3.5	Hydraulischer Gradient, i	38
4.3.6	Probeentnahmen	39
4.3.7	Temperaturmessungen	40
4.4	Infiltrationsberechnung	40
4.4.1	Datenauswahl	40
4.4.2	Berechnungsvorgang im Profil	46
4.4.3	Ergebnisse	51
4.4.4	Diskussion	56
4.4.5	Zukünftige Infiltrationsermittlungen	57
4.5	Qualitative Aspekte	60
4.5.1	Isotopenuntersuchungen	60
4.5.2	Temperaturanalysen	61
4.5.3	Chemismus	66

Seite

5. INFILTRATION ALTE AARE 74

5.1 Zum Abflussregime der Alten Aare 74
5.2 Bestimmung der Infiltrationsmenge 74
5.3 Ergebnisse 79
5.4 Qualitative Untersuchungen 80

6. GRUNDWASSERDARGEBOT 85

7. SANIERUNGSMASSNAHMEN 88

7.1 Hagneckkanal 88
7.2 Gebiet der Alten Aare 88

8. SCHLUSSFOLGERUNGEN 93

VERZEICHNIS DER FIGUREN

1.1 Hydrogeologische Gebietsübersicht 11

2.1 Menschliche Eingriffe 14

2.2 Entwicklung der Nitratkonzentration in den Fassungen WV Aarberg und SWG Worben (1951-86) 15

2.3 Zunahme der Nitratkonzentration in der Fassung Gimmiz 1 und Betrieb der Grundwasser-Anreicherungsanlage 16

2.4 Sauerstoffgehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86) 17

2.5 Eisengehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86) 18

2.6 Mangangehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86) 19

2.7 Karbonathärte (°f) im Grundwasser (1955-86) 20

3.1 Quer- und Längsprofil der Kanalsohle vor und nach der Ausbaggerung 23

3.2 Kanal- und Grundwasserstände vor und nach der Ausbaggerung (schematisch) 24

3.3 Grundwasserstände vor und nach der Ausbaggerung 25

3.4 Typisches Grundwasserisohypsenbild im Bereich des Hagneckkanals (5.7.86, 11.00 Uhr) 26

		Seite
4.1a	Abfluss-Dauerkurve der Aare bei Hagneck (Wochenmittel 1977-82)	29
4.1b	Abfluss der Aare bei Hagneck (Monatsmittel 1977-82)	30
4.2	Wasserstands-Dauerkurve des Hagneckkanals auf der Höhe der Anreicherungsanlage (Piezometer Nr. 104, Tagesmittel 1977-82)	31
4.3	Wasserstandsschwankungen im Kanal und korrespondierende Druckwellenfortpflanzung im Grundwasser (Höhe Anreicherungsanlage Piezometer Nr. 104, 106 und 108)	32
4.4	Situation des Messstellennetzes im Kanalgebiet mit den Bilanzierungsprofilen bzw. -abschnitten Nr. 1 - 6	33
4.5	Durchlässigkeitsverteilung entlang des rechten Kanalufers	36
4.6	Profil k-Werte (Flowmetermessungen)	37
4.7a	Durchlässigkeitsprofile im Profil Nr. 4	41
4.7b	Piezometereinbau im Profil Nr. 4	42
4.7c	Strömungsbild (Potentialverteilung) im Profil Nr. 4	43
4.8	Lage der ausgewählten Bilanzierungsdaten bezüglich der Wasserstands-Dauerkurve (Fig. 4.2)	44
4.9	Berechnung der Infiltration anhand eines Fallbeispieles (Profil 4, 27.10.86, 10.00 Uhr)	45
4.10	Durchlässigkeitsverteilung im Profil Nr. 4 (diskretisiert für EDV-Auswertung)	48
4.11	Berechnete Potentialverteilung im Profil Nr. 4 vom 27.10.86, 10.00 Uhr	49
4.12	Kinematische Zähigkeit des Wassers in Abhängigkeit zur Temperatur	50
4.13	Korrelation Kanalpegel/Infiltrationsmenge	53
4.14	Durchschnittliche Niveaudifferenz zwischen Kanal- und Grundwasserstand (Profil 1 - 6), verglichen mit der Infiltrationsleistung	54
4.15	Niveaudifferenz zwischen Kanal- und Grundwasserstand im Profil 3, verglichen mit der gesamten Infiltrationsleistung a) temperaturkorrigiert, b) nicht temperaturkorrigiert	55

		Seite
4.16	Infiltrations- und Exfiltrationsdauerkurve (Profile 1 - 6)	58
4.17	Wasseraustausch zwischen Kanal und Grundwasserleiter vom Kraftwerk Aarberg bis zur Walperswiler Brücke	59
4.18	Anteil Aareinfiltrat im Untersuchungsgebiet aufgrund des Sauerstoffisotopen-Verhältnisses im Grundwasser	62
4.19	Nitratgehalt a), Gesamthärte b), Sauerstoff-18 Konzentration c) im Uferbereich (14./15.8.86)	63
4.20	Temperaturisoplethen im Profil 4 (1986/87)	64
4.21	Jahreszeitliche Verteilung der Karbonathärte, Chlorid- und Nitratkonzentrationen (1977-82) im Kanal	68
4.22	Jahreszeitliche Verteilung der Karbonathärte, Chlorid- und Nitratkonzentrationen in der Fassung Gimmiz 1 (1977-82)	69
4.23	Konzentrationsschwankungen der Karbonathärte und des Nitratgehalts im Kanal und Grundwasser des rechten Uferbereiches (1986/87)	72
4.24	Isoplethen der Karbonathärte im Profil 1 und 4 (1986/87)	73
5.1	Abflussdauerkurve der Alten Aare bei Aarberg (Tagesmittel 1984)	75
5.2	Längsprofil entlang der Alten Aare (1:25'000/100)	76
5.3	Querprofile im Bereich der Alten Aare	77
5.4	Abflussmessstellen (Kampagne August 1987)	78
5.5	Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss bei Q = 4.0 m^3/s (Pegel Lyss)	82
5.6	Beziehung zwischen Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss und dem Wasserstand (Pegel Lyss)	83
5.7	Beziehung zwischen Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss und der Abflussmenge (Pegel Lyss)	84
7.1	Oxidierbarkeit (mg $KMnO_4$ - Verbrauch/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)	90
7.2	Ammoniumgehalt (mg/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)	91
7.3	Mangangehalt (mg/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)	92

VERZEICHNIS DER ZITIERTEN LITERATUR

BOSSET, E., RUTSCH, R.F., TRUEB, E. (1966): Kraftwerk Aarberg, Beurteilung der Grundwasserfragen; Bericht über den Status quo mit Prognose der Auswirkungen des Endausbaus. - Baudirektion des Kantons Bern.

FREEZE, R.A. (1969): Theoretical Analysis of Regional Groundwater Flow, Dept. of Energy, Mines and Resources of Canada, Inland Waters Branch, Scientific Series No. 3.

SIEGENTHALER, U., SCHOTTERER, U. und OESCHGER, H., (1983): Sauerstoff-18 und Tritium als natürliche Tracer für Grundwasser. - Gas-Wasser-Abwasser 63/9: 477 - 483.

WALTON, W.C. (1970): Groundwater Resources Evaluation. - Mc Graw-Hill Series in Hydroscience and Hydrosystems Engineering.

WASSER UND ENERGIEWIRTSCHAFTSAMT DES KANTONS BERN / 1976: Hydrogeologie Seeland, Bearbeitung: Kellerhals, P. und Tröhler, B. - WEA.

INFILTRATION AUS HAGNECKKANAL UND ALTER AARE

1. EINLEITUNG

Anlass für die vorliegenden Untersuchungen bildete die Verschlechterung der Grundwasserqualität, namentlich ab anfangs der 70er-Jahre, die sich vor allem zwischen Aarberg und Gimmiz bemerkbar machte. Als Ursache für die zunehmende Mineralisierung des Grundwassers, insbesondere die starke Zunahme des Nitratgehaltes, lagen zwei mögliche Ursachen im Vordergrund. Einerseits ein zu grosser Eintrag an Düngestoffen, wie er in den meisten Grundwasservorkommen des Mittellandes beobachtet werden kann. Anderseits eine verminderte Zufuhr von Aareinfiltrat infolge Ausbaggerung des Hagneckkanals und möglicherweise Kolmatierung des Flussbettes.

Die mit dem Ausbau des Kraftwerks Aarberg 1967/68 erforderliche Tieferlegung des Aarebettes liess schon während der Planungsphase Befürchtungen eines Infiltrationsverlustes aufkommen (BOSSET, RUTSCH, TRUEB: 1966). Deshalb wurde in Kanalnähe zwischen Aarberg und Gimmiz eine künstliche Grundwasser-Anreicherungsanlage gebaut und 1971 in Betrieb genommen. Aus verschiedenen Gründen entsprach ihre Leistung jedoch nicht den Erwartungen. Ihr Betrieb wurde deshalb 1979 eingestellt.

Um die Ursache der Wasserqualitätsverschlechterung, die sich namentlich in den Fassungen Gimmiz des Wasserverbundes Seeland bemerkbar machte, genau abzuklären, erteilte das Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern (WEA) am 26. April 1985 dem Geologiebüro Dres, Kellerhals und Haefeli, Bern, den Auftrag, die notwendigen hydrogeologischen Untersuchungen vorzunehmen. Als Grundlage und Richtlinie für den Untersuchungsablauf diente das Programm vom 10. September 1984.

Aus der erwähnten Problemstellung ergaben sich folgende, nach Prioritäten geordnete Untersuchungsziele:

- Die Infiltrationsverhältnisse entlang des Hagneckkanals und der Alten Aare sind mengenmässig möglichst exakt zu erfassen und allfällige Tendenzen sind abzuklären.

- Die Ursache der Grundwasserqualitätsverschlechterungen sind genau zu ermitteln und Sanierungsmassnahmen müssen ausgearbeitet werden.

- Das Grundwasserdargebot ist, soweit dies der Untersuchungsablauf zulässt, zu bestimmen.

Das Untersuchungsgebiet, mit Schwerpunkt Hagneckkanal und Alte Aare, wurde auf die Region zwischen Kanal und dem Talengnis von Unterworben - Aumatt/Busswil beschränkt (Fig. 1.1).

Der Untersuchungsablauf erfolgte nach folgendem Zeitplan:

1985	:	1. Phase	Vorabklärungen	(6 Monate)
1986/87	:	2. Phase	Hauptuntersuchungen	(24 Monate)
1988	:	3. Phase	Synthese und Bericht	(6 Monate)

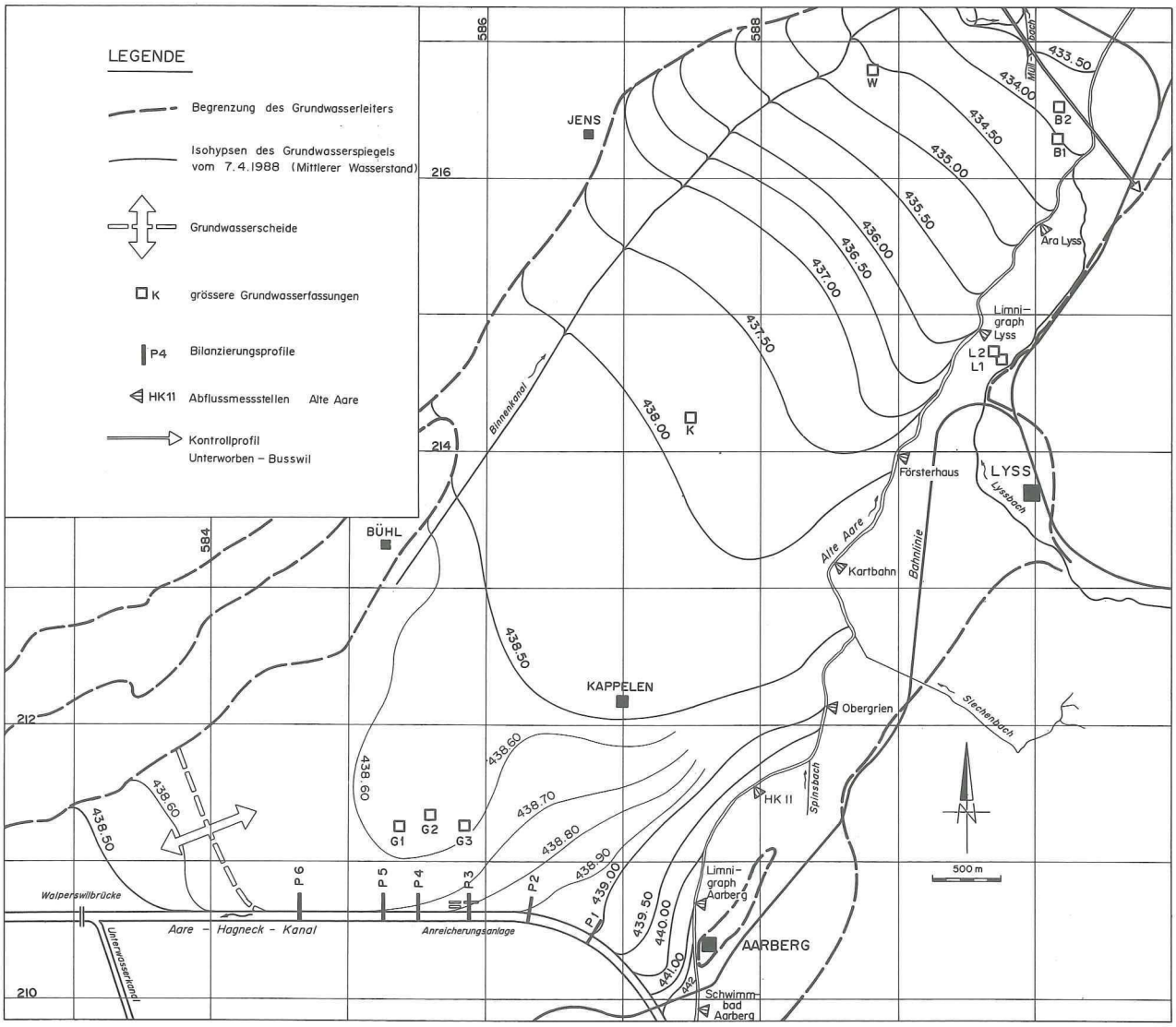
In Anbetracht des grossen Interesses, das der Studie entgegengebracht wurde, erfolgten halbjährliche Berichterstattungen und Besprechungen mit den direkt Betroffenen und ihren Experten. Dabei wurde das Programm verschiedentlich modifiziert. Als besonders dringlich wurden die Sanierungsmassnahmen erachtet, so dass das Problem in einem separaten Vorbericht (4. Februar 1988) behandelt werden musste.

Nebst den zahlreichen, aufwendigen Felduntersuchungen dienten für die vorliegende Studie der WEA-Bericht "Hydrogeologie Seeland" (1974) und die sehr umfangreichen Daten aus den Archiven der Bernischen Kraftwerke (BKW), des Wasserverbundes Seeland, des Gas- und Wasserwerks der Stadt Biel als Unterlage. Da im obigen Seeland-Bericht die allgemeinen geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse eingehend behandelt wurden, konnte in der vorliegenden Studie auf eine entsprechende Darstellung verzichtet werden.

Die Arbeiten standen unter der Leitung von Dr. G. della Valle, Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern. Die Untersuchungen wurden vom betrauten Geologiebüro durch Dr. Ch. Haefeli mit Dr. J. Wanner und Dr. P. Bossart unter der Mithilfe von D. Baccala und V. Messerli durchgeführt.

Die chemischen Analysen besorgte das Labor des Kantonschemikers. Die Isotopenuntersuchungen wurden von Dr. U. Siegenthaler und K. Haenni vom Physikalischen Institut der Universität Bern ausgeführt.

Fig. 1.1 Hydrogeologische Gebietsübersicht



2. VERAENDERUNG DER GRUNDWASSERQUALITAET

2.1 Menschliche Eingriffe

Figur 2.1 vermittelt einen schematischen Ueberblick über die ab den 60er-Jahren erfolgten menschlichen Eingriffe im Bereich des Untersuchungsgebietes. Diese hatten zum Teil sehr nachhaltige Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt und insbesondere auf die Grundwasserqualität, die noch heute anhalten. Ein Ziel der vorliegenden Studie war es, die verschiedenen Einflüsse auseinander zu halten und die Ursachen der Qualitätseinbussen zu ermitteln.

Im obigen Schema nicht dargestellt ist die landwirtschaftliche Bewirtschaftung des Bodens, die sich im Lauf der letzten Jahrzehnte stark verändert hat und die Grundwassergüte generell beeinflusste.

Im Bereich der Alten Aare übte vor allem das Abwasser aus der Zuckerfabrik Aarberg (ZRA) und untergeordnet die Dotierwassermenge der Alten Aare einen entscheidenden Einfluss auf die Grundwasserqualität aus, während sich die Vertiefung des Hagneckkanals vor allem zwischen Aarberg und Gimmiz quantitativ und damit indirekt auch qualitativ auf das Grundwasser auswirkte.

2.2 Landwirtschaftlicher Einfluss

Eine zunehmende Mineralisierung des Grundwassers durch die landwirtschaftliche Düngung, wie sie landesweit beobachtet werden kann, ist auch im Untersuchungsgebiet feststellbar. Der Nitratgehalt wird dabei häufig als Massstab für den Düngemitteleintrag ins Grundwasser verwendet.

Ein gutes Beispiel dazu liefert das Grundwasserpumpwerk des Gemeindeverbandes der Seeländischen Wasserversorgung (SWG) in Worben. Gemäss den Sauerstoffisotopenuntersuchungen (Kap. 4.5.1) wird diese Fassung überwiegend durch lokal gebildetes Grundwasser angespiesen, d.h. Einflüsse der Aareinfiltration sind kaum erkennbar. Ab Ende der 50er-Jahre hat sich der Nitratgehalt im gepumpten Grundwasser innerhalb von 30 Jahren von ca. 12 mg/l auf ca. 24 mg/l verdoppelt (Fig. 2.2). Zu Beginn der 70er-Jahre war der Nitratgehalt bei ca. 17,5 - 18,0 mg/l angelangt, so dass der Anstieg ab dieser Zeit für die letzten 15 Jahre (bis 1986) noch etwa 35 % betrug. Die vereinzelten Nitratdurchbrüche mit Spitzen bis über 30 mg/l können durch unsachgemässe Düngung und Auswaschungen von Stickstoff in brachliegenden Böden im unmittelbaren Einzugsgebiet der Fassung gedeutet werden. Sie sind für die Beurteilung der gesamthaften Mineralisierung nicht relevant.

Die Auswirkung der Bodenbewirtschaftung auf das Grundwasser soll in diesem Bericht nicht weiter verfolgt werden. Für die nachstehenden Ausführungen dient die Entwicklung des Nitratgehaltes im Pumpwerk Worben als Referenz, um den Einfluss von anderen Eingriffen abschätzen zu können.

2.3 Veränderungen im Bereich des Hagneckkanals

Wird die Entwicklung des Nitratgehalts im alten Grundwasserpumpwerk Aarberg betrachtet (Situation Fig. 1.1), so fällt auf, dass sich die jährlichen Tiefstwerte während 20 Jahren, d.h. seit Beginn der 50er- bis anfangs der 70er-Jahre nicht verändert haben und im allgemeinen zwischen 4 und 6 mg/l lagen (Fig. 2.2). Obwohl anschliessend nur zum Teil rudimentäre Messergebnisse vorliegen, ist ein Anstieg ab 1972 auf Werte über 10 mg/l unverkennbar. Die hohen, meist im ersten Halbjahr auftretenden Nitratkonzentrationen sind auf spezielle Anspeisungsverhältnisse zurückzuführen (Kap. 4.5.3).

Die Fassungen des Wasserverbundes Seeland (WVS) in Gimmiz (Inbetriebnahme 1970) zeigen innerhalb von 15 Jahren eine Nitratzunahme von über 200 %. Beim Pumpwerk Gimmiz 1 stiegen die Tiefstwerte von 5 - 7 mg/l (1972) auf 15 - 17 mg/l (1986) an (Fig. 2.3). Parallel dazu war gesamthaft eine Mineralisationszunahme feststellbar. So stieg z.B. die Karbonathärte bei den 3 WVS-Fassungen in Gimmiz während der gleichen Zeitspanne um etwa 50 %.

Wird die Veränderung des Grundwasserchemismus im Kanalbereich mit derjenigen beim Pumpwerk SWG Worben verglichen, so fällt auf, dass ab Beginn der 70er-Jahre die Mineralisationszunahme, insbesondere der Nitratanstieg im Kanalbereich bedeutend höher war als im Gebiet Worben. Ein Umstand, der nicht der landwirtschaftlichen Bodennutzung zugeschrieben werden kann, besitzen doch die Fassungen Gimmiz und Aarberg ein relativ kleines Einzugsgebiet, da sie vor allem von Süden, d.h. vom Kanal her angespiesen werden. Somit müsste sich der Landwirtschaftsbetrieb eher geringer als bei Worben auswirken.

Wie die hydraulischen Untersuchungen zeigten, ist die Ursache der unverhältnismässig starken Mineralisation des Grundwassers in Kanalnähe eindeutig auf eine verminderte Infiltration von Aarewasser zurückzuführen (Kap. 3.1).

2.4 Veränderungen im Gebiet der Alten Aare

Die Versickerung der Abwässer aus der Zuckerfabrikation westlich und östlich der Alten Aare unterhalb Aarberg führte namentlich durch den Eintrag von organischen Stoffen zu einer massiven Sauerstoffzehrung im Grundwasser. Damit wurden zwangsläufig Reduktionsbedingungen geschaffen, die Eisen und Mangan in Lösung brachten. Als Folge davon war der Grundwasserstrom zwischen Aarberg und Busswil auf einem Gebiet von mehreren km^2 namentlich während der 50er- und 60er-Jahre nicht mehr nutzbar, so dass verschiedene Fassungen, so auch diejenigen der Stadt Biel, stillgelegt werden mussten. Durch verschiedene Vorreinigungsmassnahmen durch die ZRA (Fig. 2.1) und durch die Erhöhung der Dotierwassermenge der Alten Aare konnte eine allmähliche Rückbildung der Kontaminationsfahne erzielt werden. Die Figuren 2.4 - 2.6 vermitteln eine Uebersicht über die Entwicklung der Grundwasserverschmutzung in den vergangenen 40 Jahren. Gleichzeitig mit dem Sauerstoffschwund wurde auch das Kohlensäuregleichgewicht im Grundwasser beeinflusst, was eine Aufhärtung zur Folge hatte (Fig. 2.7), die sich jedoch in den letzten Jahrzehnten ebenfalls stark zurückbildete. Nebst den ZRA-Abwässern dürften vor allem im Raum Lyss noch weitere sekundäre Ursachen die Qualität des Grundwassers beeinträchtigt haben, die jedoch mit den in Kraft tretenden neuen Gewässerschutzbestimmungen teilweise eliminiert werden konnten. Es ist jedoch offensichtlich, dass bis heute die Grundwasserverschmutzung in diesem Gebiet nicht unter Kontrolle gebracht werden konnte (Kap. 7.2).

Aus den Figuren 2.4 - 2.7 ist teilweise auch der Chemismus im Kanalgebiet ersichtlich, wobei festgestellt werden kann, dass dieses Gebiet durch die Verschmutzungen im Bereich der Alten Aare nicht tangiert wurde (Kap. 5.3).

Fig. 2.1 Menschliche Eingriffe

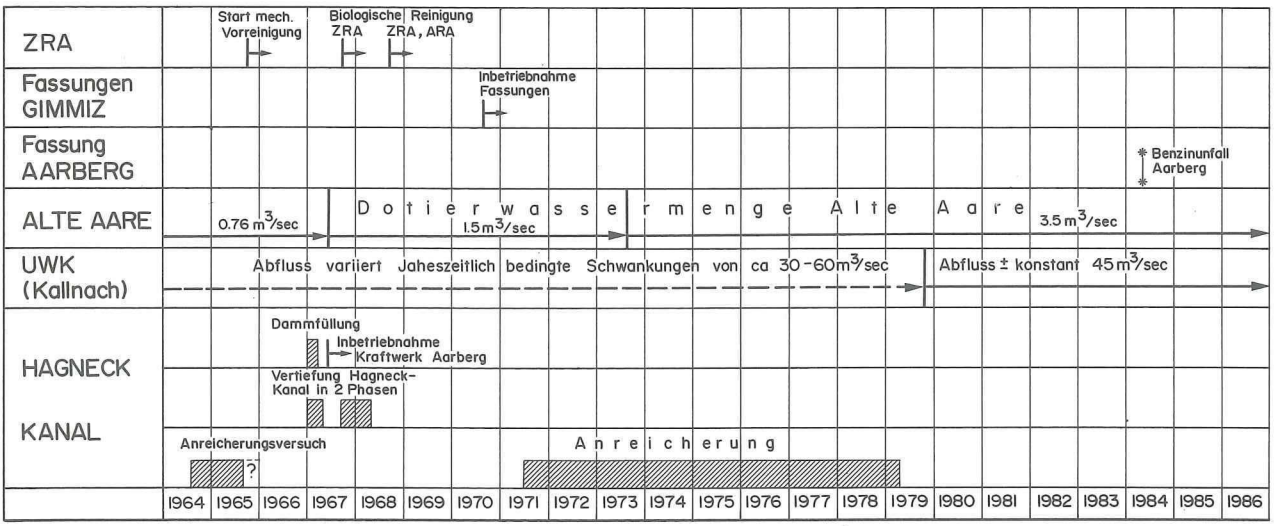


Fig. 2.2 Entwicklung der Nitratkonzentrationen in den Fassungen WV Aarberg und SWG Worben (1951-86).

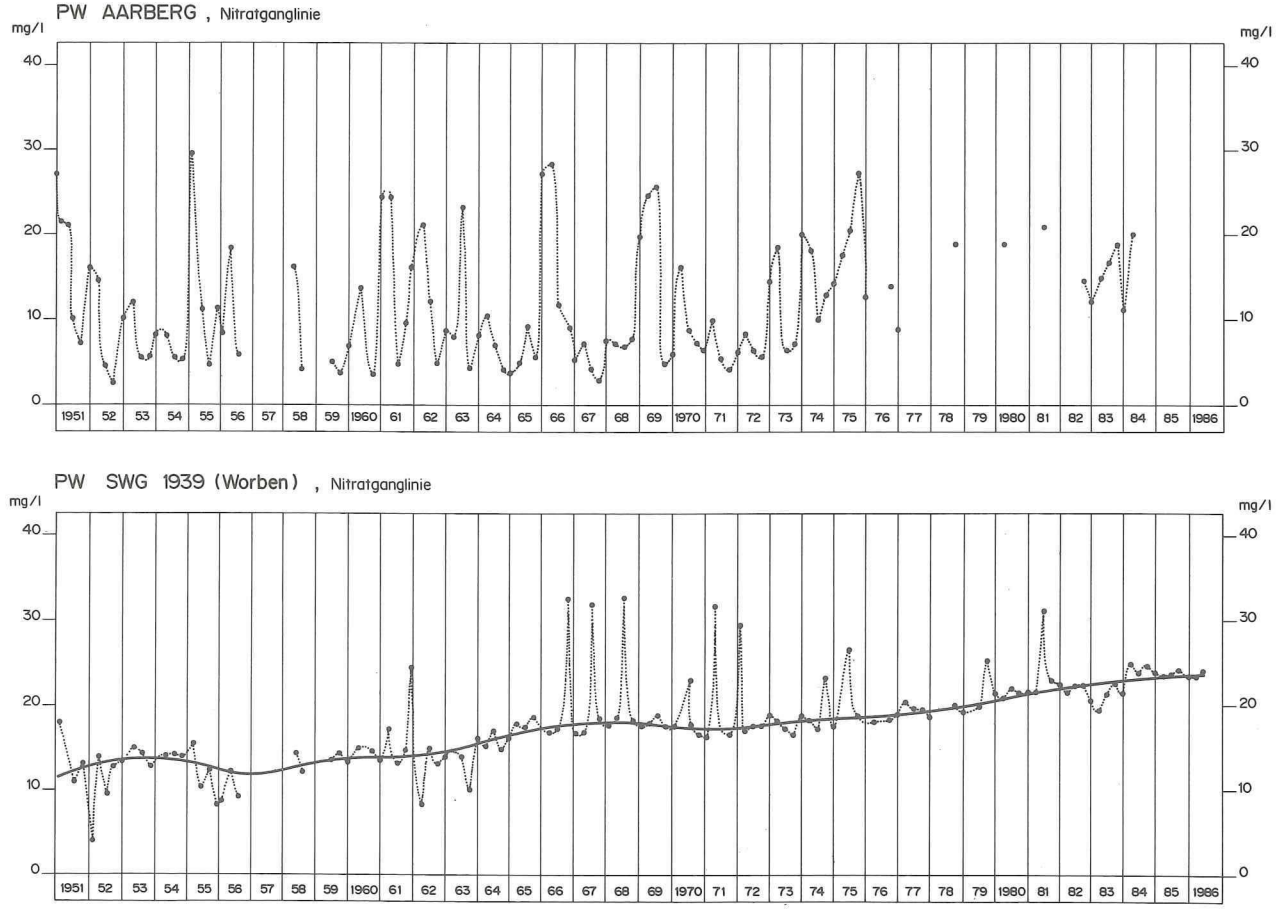


Fig. 2.3 Zunahme der Nitratkonzentration in der Fassung Gimmiz 1 und Betrieb der Grundwasser-Anreicherungsanlage.

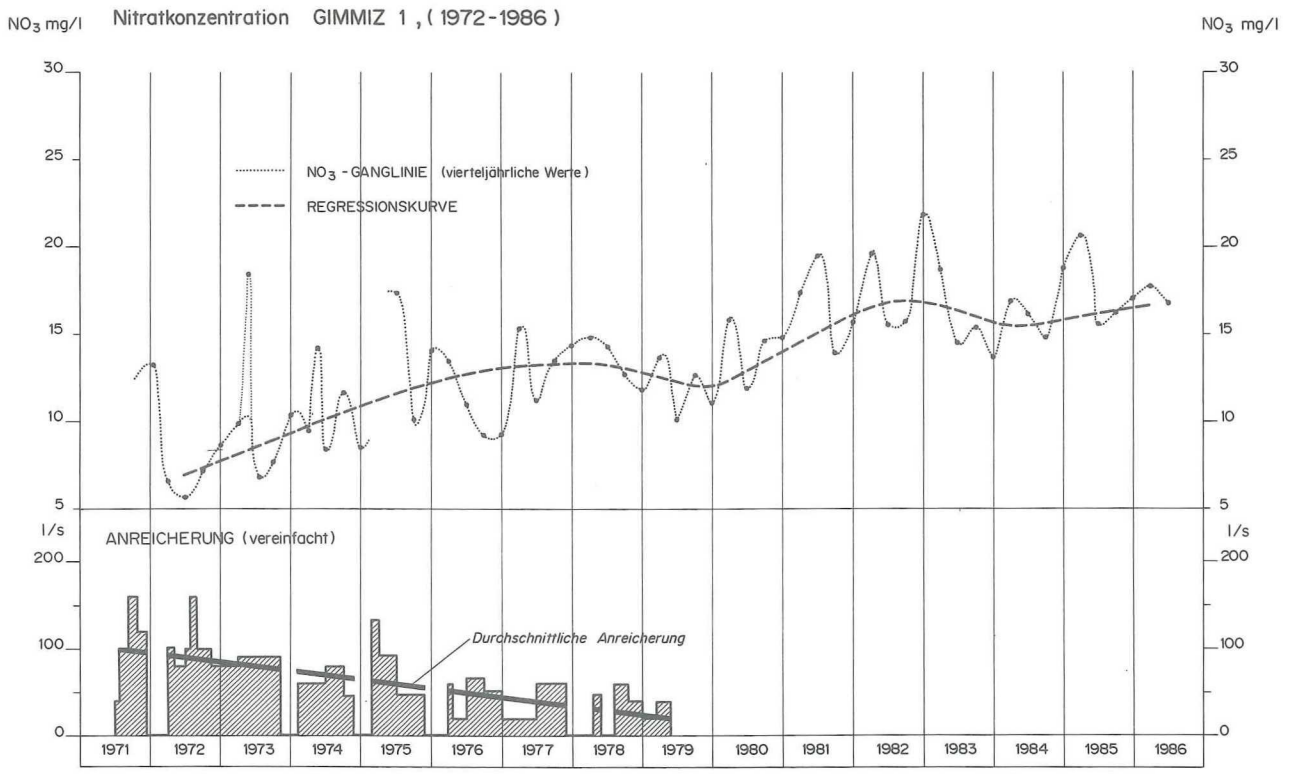


Fig. 2.4 Sauerstoffgehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86)

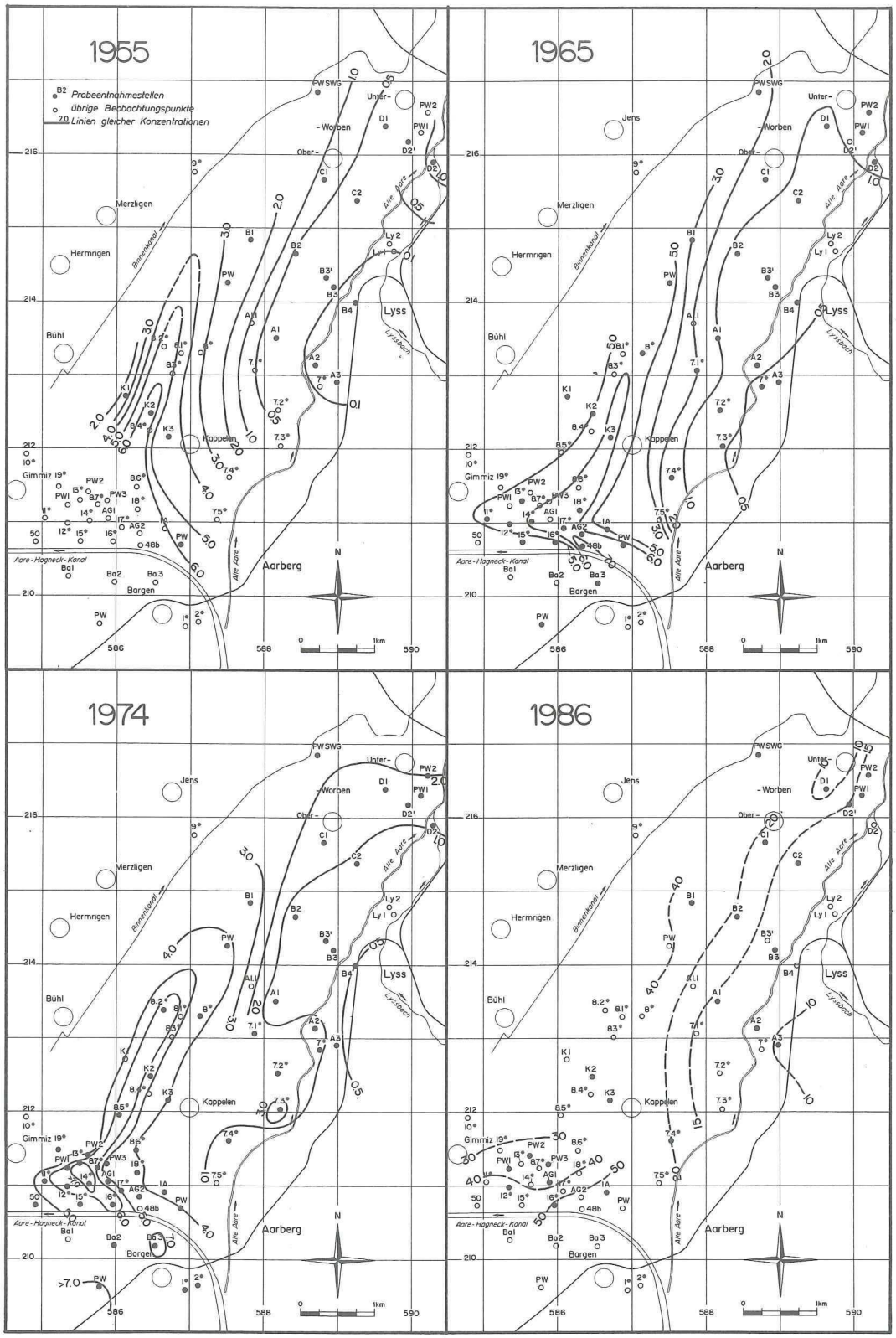


Fig. 2.5 Eisengehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86)

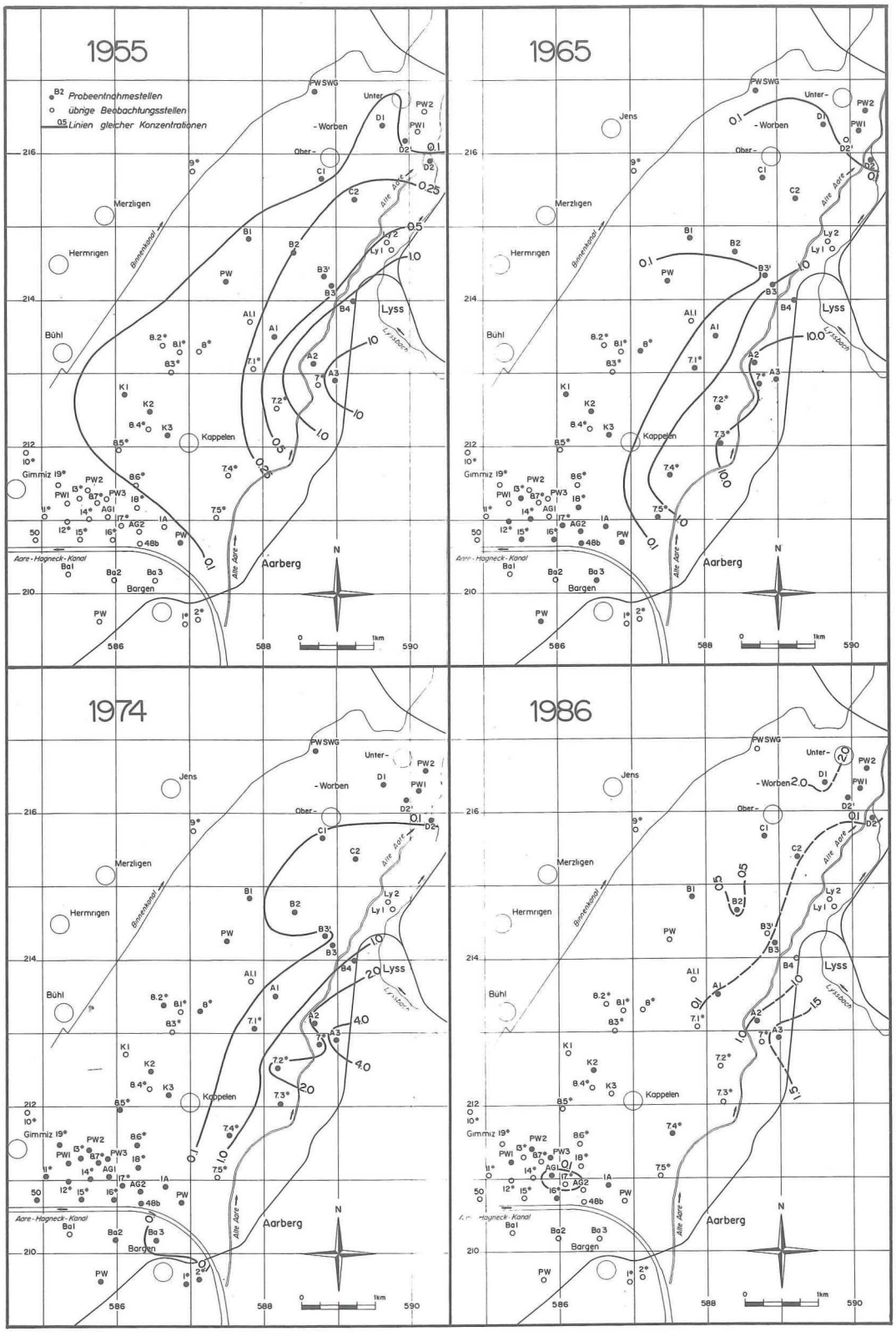


Fig. 2.6 Mangangehalt (mg/l) im Grundwasser (1955-86)

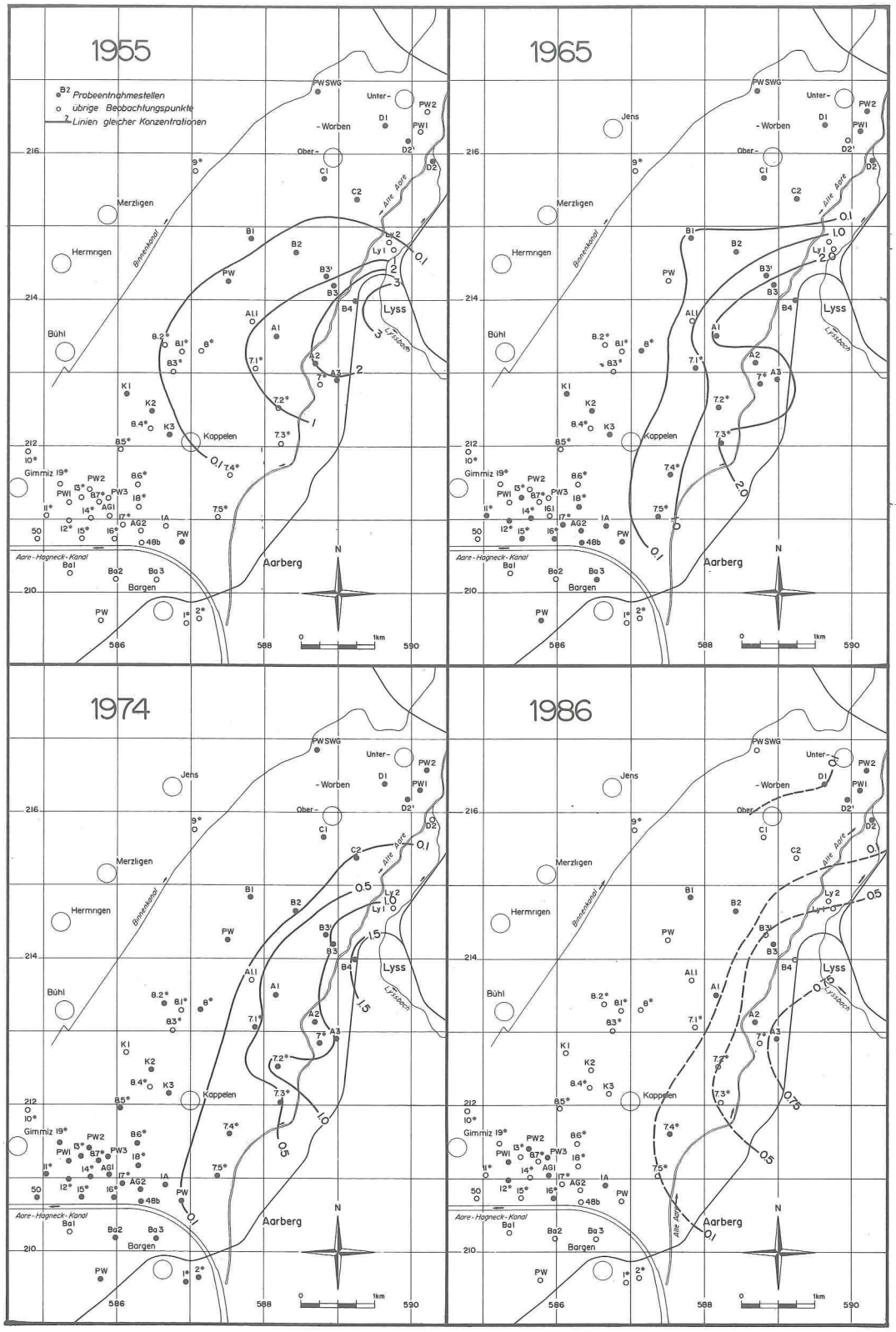
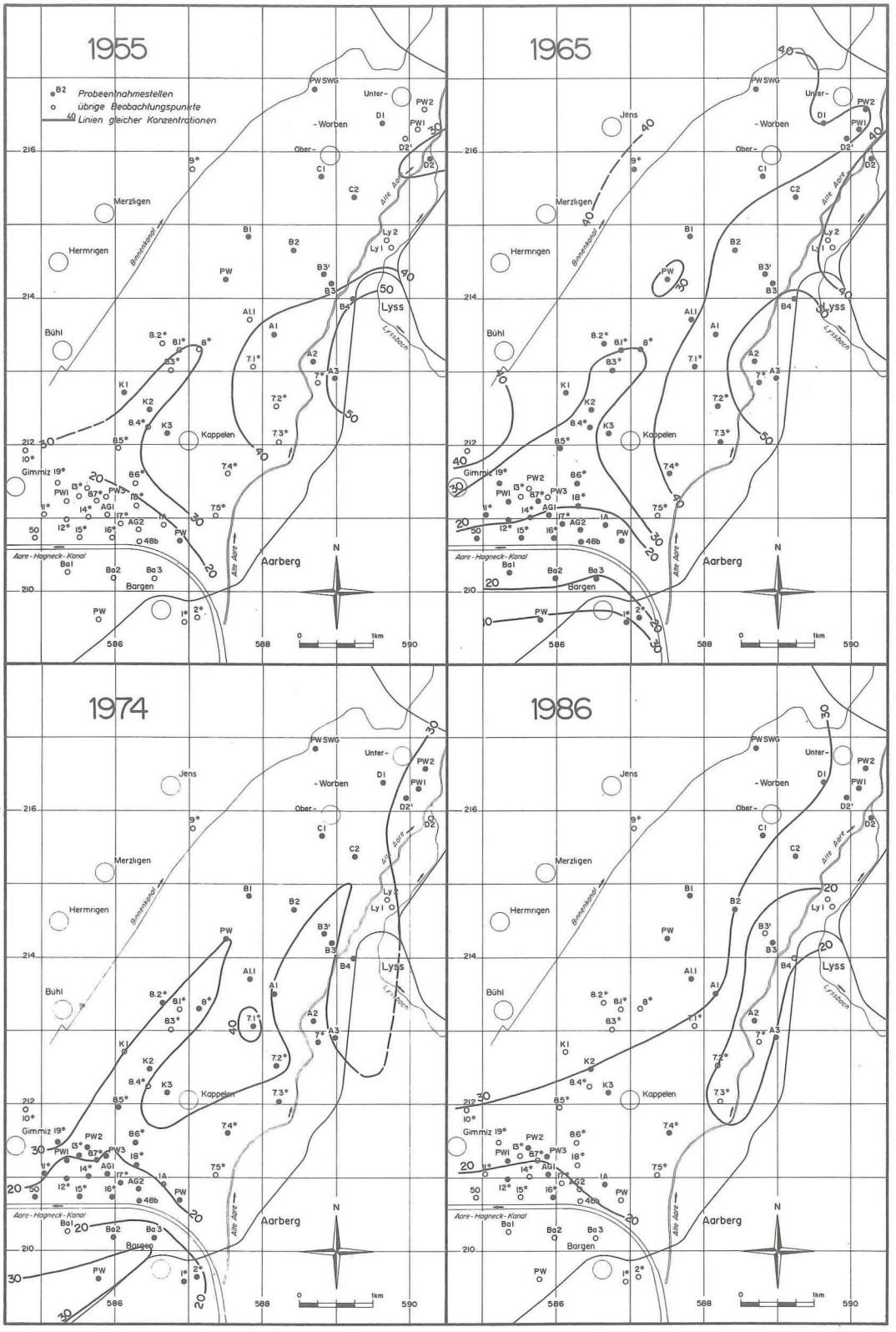


Fig. 2.7 Karbonathärte (°f) im Grundwasser (1955-86)



3. VERAENDERTE INFILTRATIONSVERHAELTNISSE

3.1 Hagneckkanal

Wie eingangs erwähnt, erfolgte mit dem Ausbau des Kraftwerks Aarberg 1967/68 die Tieferlegung des Aarebettes. Da vor den Bauarbeiten keine Erhebungen über die Infiltrationsleistung des Hagneckkanals vorgenommen wurden, mussten für eine Beurteilung einer allfälligen Infiltrationsveränderung die Wasserspiegeldaten vor und nach dem Bau analysiert werden. Leider war das Datenmaterial etwas lückenhaft oder die Messergebnisse waren durch den Betrieb der Anreicherungsanlage gestört, was die Beweisführung nicht erleichterte.

Auf Fig. 3.1 ist das Längsprofil der Kanalsohle für die Jahre 1963, 1970 und 1980 zwischen Aarberg und Unterwasserkanal dargestellt sowie ein Querprofil dazu. Daraus ist ersichtlich, dass die Kanalsohle um 2 - 4 m ausgebaggert wurde, was ein Absinken des Flusswasserspiegels von einer ähnlichen Grössenordnung zur Folge hatte. Auf der Höhe der Anreicherungsanlage erreichte die Differenz des Kanalspiegels vor und nach der Ausbaggerung bei Mittelwasser ca. 2.3 m und bei Niederwasser ca. 1.8 m.

Auf den angrenzenden Grundwasserspiegel, Piezometer 109, hatte dies folgende Auswirkungen (siehe auch Fig. 3.2).

Wasserstand:		Mittel	Nieder
vor 1967 :	Kanal *)	442.1 m	440.7 m
	Grundwasser *)	440.3 m	439.2 m
	Differenz	1.8 m	1.5 m
nach 1968 :	Kanal *)	439.8 m	438.9 m
	Grundwasser *)	439.3 m	438.7 m
	Differenz	0.5 m	0.2 m

*) Durchschnittswerte

Der Spiegeldifferenz zwischen dem Kanal und dem Grundwasser, die nicht direkt dem Grundwassergefälle gleichgesetzt werden kann (Kap. 4.2), aber doch einen Parameter für dasselbe darstellt, verringerte sich somit von 1.8 m auf 0.5 m und von 1.5 m auf 0.2 m, also um ein Mehrfaches. Dadurch war ein Rückgang der Infiltrationsleistung unvermeidlich. Da indessen mit der Ausbaggerung der Kanalsohle auch die Kolmatierungsschicht zerstört wurde, die sich im Laufe der Jahre gebildet hatte, machte sich der Infiltrationsverlust erst nach längerer Zeit bemerkbar, d.h. erst nachdem sich eine neue Abdichtungsschicht gebildet hatte. Unmittelbar nach der Ausbaggerung kompensierte die nun erhöhte Durchlässigkeit der Kanalsohle die geringere Niveaudifferenz Kanal/Grundwasser. Der Gradient des Grundwasserspiegels veränderte sich deshalb im Kanalbereich

zunächst kaum. Figur 3.3 zeigt die Grundwasserspiegellage zwischen den Piezometern 14* und 16* 1965 und 1966 vor der Ausbaggerung sowie 1970 bzw. 1980, 1981 und 1982 nach der Kanalvertiefung (jährliche Durchschnittswerte). 1970, also 2 - 3 Jahre nach den Bauarbeiten hatte sich die Niveaudifferenz zwischen 14* und 16* noch nicht verändert. Zu Beginn der 80er-Jahre betrug der Gradient zwischen den beiden Piezometern noch etwa 1/3 des ursprünglichen Wertes, was einer entsprechenden Verringerung des Grundwasserabflusses gleichkommt und ein Mass für den Infiltrationsrückgang darstellt.

Diesbezüglich sollen die damaligen Experten BOSSET, RUTSCH und TRUEB (1966) zitiert werden, die den Lauf der Entwicklung vorausgeahnt hatten: "Unmittelbar nach erfolgter Ausbaggerung und Absenkung des Unterwassers (zweite Ausbauetappe) sind ebenfalls keine wesentlichen Veränderungen im angrenzenden Grundwasser zu erwarten. Auf die Dauer sind indessen ähnliche Veränderungen zu erwarten, wie sie bei dem aus dem Stauraum des Kraftwerks Rheinau gespiesenen Grundwasser beobachtet werden können. Es muss angenommen werden, dass es zu einer langsam fortschreitenden Zunahme der Filterverluste und damit zu einer langsam fortschreitenden Abnahme der Infiltrationsleistung kommen wird."

Figur 3.4 vermittelt ein typisches Isohypsenbild des Grundwasserspiegels im Kanalbereich, wie es sich heute bei mehr oder weniger stabilem Flussbett mit Kolmatierungsschicht und Längsdrainage ergibt (Kap. 4.3.5). Auffallend ist die Grundwasserscheide, die sich je nach Wasserstandsverhältnissen stromauf- und abwärts verschiebt, wobei im Normalfall die Infiltration bei weitem überwiegt. Unter extremen Bedingungen ist indessen eine Exfiltration auf der gesamten Kanalstrecke möglich.

3.2 Alte Aare

Die relativ geringe Abflussmenge der Alten Aare erlaubt es, eine allfällige Infiltration mittels Abflussmessungen quantitativ zu erfassen. Ohne dem Kap. 5 vorgreifen zu wollen, kann hier festgehalten werden, dass die Infiltrationsmenge klar vom Abfluss der Alten Aare abhängig ist. Demzufolge mussten die 1967 von 0.76 m^3/s auf 1.5 m^3/s und 1973 von 1.5 m^3/s auf 3.5 m^3/s erhöhten Dotierwassermengen eindeutig eine vergrösserte Infiltration bewirkt haben. Aufgrund der abschnittsweise erfolgten Abflussmessungen kann angenommen werden, dass auch früher der überwiegende Infiltrationsanteil auf den Flussabschnitt nördlich der Autobahnbrücke (Obergrien) entfiel. Im Bereich von Aarberg blieb die Infiltration der Alten Aare sehr bescheiden und beeinflusst die hydraulische Wechselwirkung zwischen Hagneckkanal und Grundwasser in keiner Weise.

Fig. 3.1 Quer und Längsprofil der Kanalsohle vor und nach der Ausbaggerung

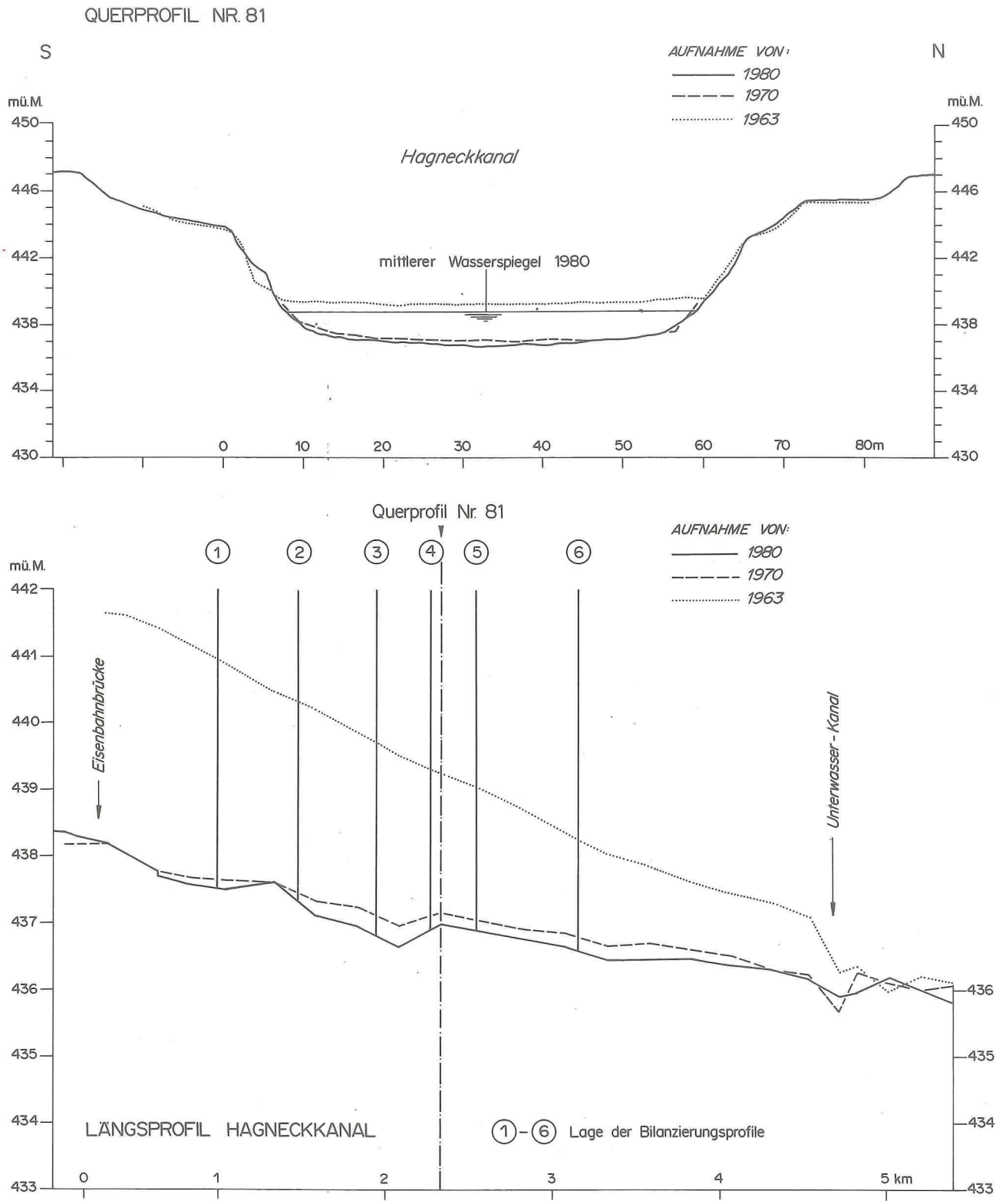


Fig. 3.2 Kanal und Grundwasserstände vor und nach der Ausbaggerung (schematisch)

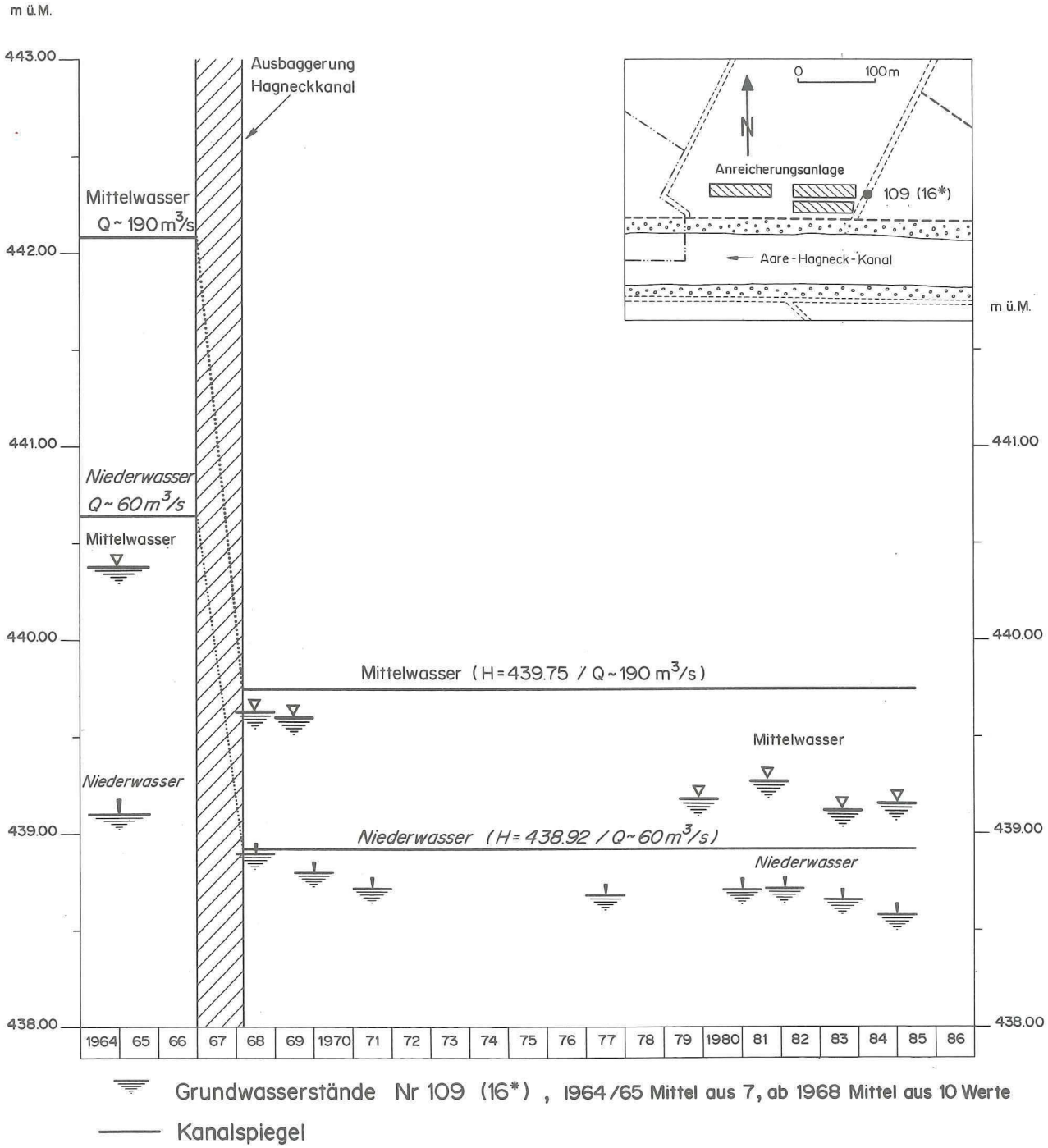


Fig. 3.3 Grundwasserstände vor und nach der Ausbaggerung

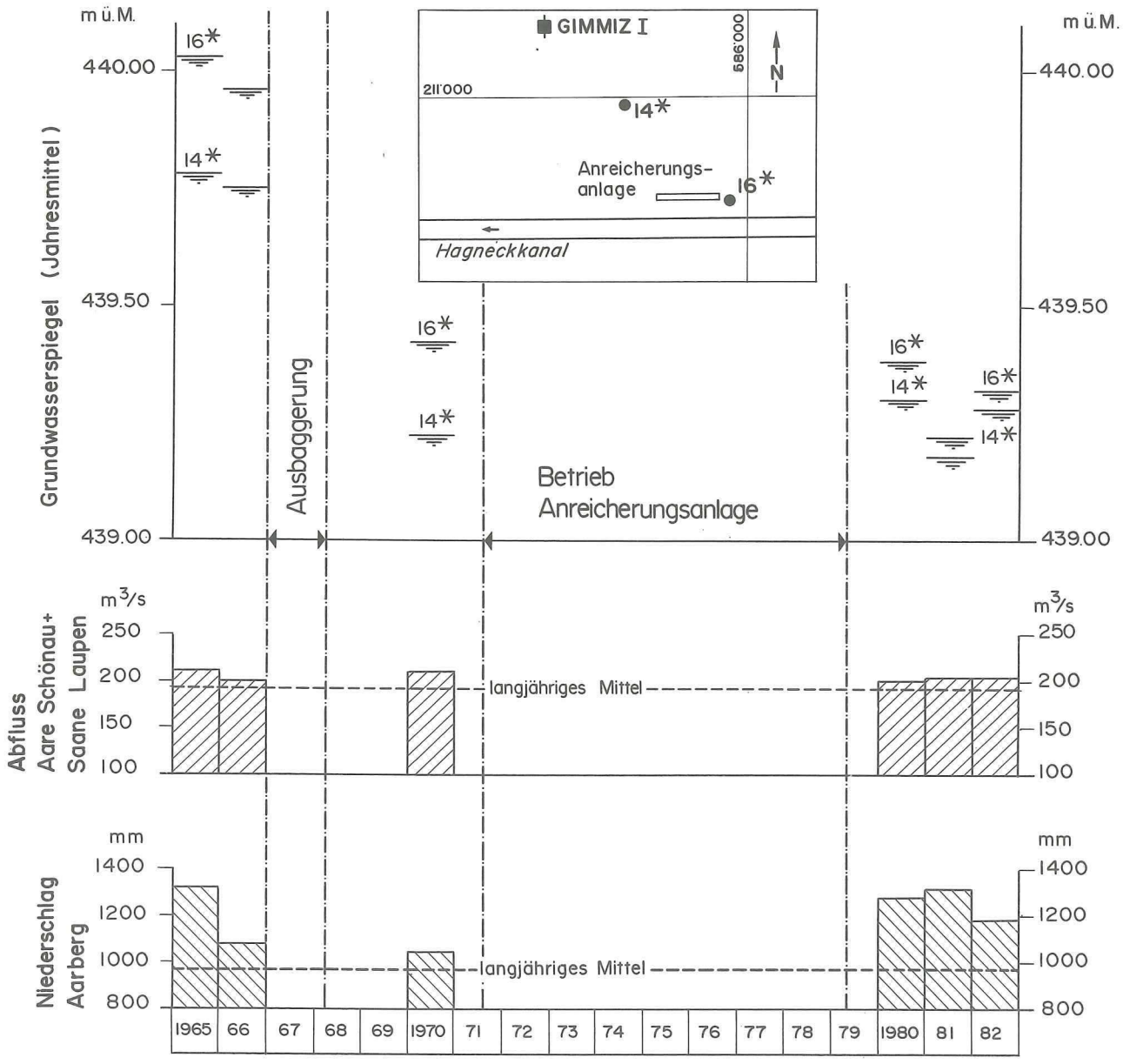
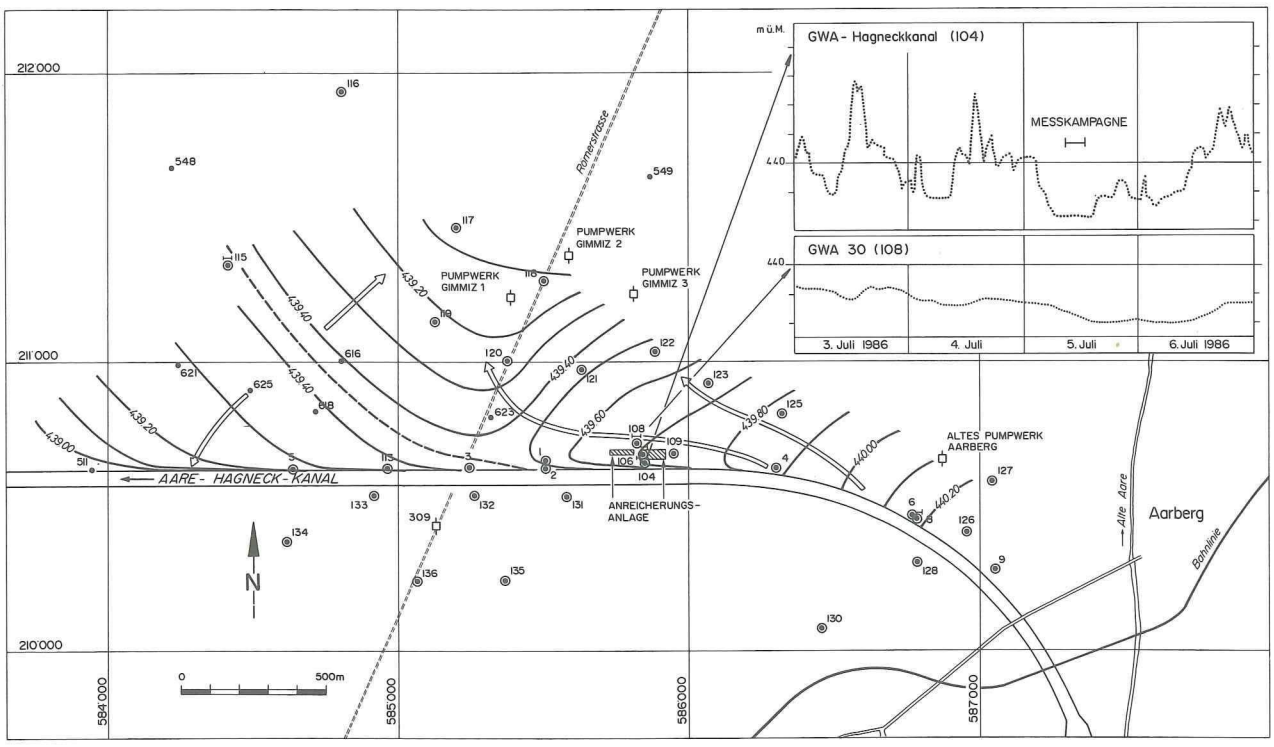


Fig. 3.4 Typisches Grundwasserisohypsenbild im Bereich des Hagneckkanals (5.7.1986, 11.00 Uhr).



4. INFILTRATION HAGNECKKANAL

4.1 Zum Abflussregime des Hagneckkanals

Die jährliche Abflussmenge der Aare bei Hagneck beträgt im Mittel 180 - 190 m^3/s (Fig. 4.1a). Darin ist der Zufluss aus dem Unterwasserkanal Kallnach enthalten, der ab 1980 mit 45 m^3/s meist konstant gehalten wird (Fig. 2.1). Somit erreicht die durchschnittliche Abflussmenge unterhalb Aarberg bis zur Einmündung des Unterwasserkanals ca. 120 - 150 m^3/s.

Die jahreszeitlichen Schwankungen sind trotz den mehrfachen Flussregulierungen ziemlich ausgeprägt. So variiert das Monatsmittel bei Hagneck etwa zwischen 100 und 400 m^3/s (Fig. 4.1b). Die Extremwerte (Tagesmittel) können jedoch 600 m^3/s über- und 50 m^3/s unterschreiten.

Dementsprechend ist eine grosse Variation des Flusswasserspiegels im relativ schmalen Hagneckkanal zu verzeichnen. Auf der Höhe der alten Anreicherungsanlage lagen die extremen Wasserstände für die Periode 1977 - 1982 zwischen den Koten 438.36 m und 443.40 m, was einen Schwankungsbereich von etwa 5 m ergibt (Fig. 4.2). 90 % der Zeit liegt jedoch der Flusswasserspiegel innerhalb eines Schwankungsbereiches von 2 m.

Im allgemeinen sind, entsprechend der Schleusenregulierung beim Kraftwerk Aarberg, Tagesschwankungen von > 1 m zu verzeichnen (Fig. 4.3). Einen starken Einfluss auf das Abflussgeschehen üben jedoch auch die weiter stromaufwärts liegenden Kraftwerke, insbesondere das Saanekraftwerk Schiffenen aus, so dass die Mittagsspitze sich erst nach 14.00 Uhr im Hagneckkanal bemerkbar macht.

4.2 Untersuchungskonzept

In Anbetracht der grossen Abflussmenge mit den beträchtlichen lang- und kurzfristigen Schwankungen ist es offensichtlich, dass mittels Abflussmessungen im Hagneckkanal allfällige In- und Exfiltrationen nicht ermittelt werden können. Der Messfehler würde die Grössenordnung derselben übersteigen. Der Wasseraustausch zwischen Fluss- und Grundwasser kann somit quantitativ nur indirekt durch Grundwasserströmungsberechnungen bestimmt werden. Dazu sind jedoch primär die Parameter der Darcy-Gleichung im Kanalbereich notwendig:

$$Q = k \cdot i \cdot F \qquad (4.1)$$

dabei sind
- Q : Abfluss, m^3/s
- k : Durchlässigkeitsbeiwert, m/s
- i : hydraulisches Gefälle (Gradient)
- F : Durchflussquerschnitt, m^2

Zusätzlich sind jedoch einige Aspekte in Betracht zu ziehen, die in der Berechnung berücksichtigt werden müssen:

Bildet der Hagneckkanal eine Wasserscheide oder wird er von Grundwasser unterströmt?

- Da die Grundwasserströmung in der Kanalnähe eine nicht zu vernachlässigende vertikale Komponente besitzt, sollte die Anisotropie des Grundwasserleiters bekannt sein.

- Je nach Wasserstand ändert nicht nur der Gradient, sondern auch die Fliessrichtung des Grundwassers, wobei diese bezüglich des Kanalufers grundsätzlich jeden Winkel annehmen kann.

- Da die Temperatur der Aare grossen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen ist, muss die Viskosität des Wassers berücksichtigt werden.

Damit wird aufgezeigt, dass eine einigermassen zuverlässige Ermittlung des Wasseraustausches nur mit verschiedenen Untersuchungsmethoden und grösserem Aufwand möglich war. Wobei jedoch immer die Verhältnismässigkeit zwischen Aufwand und angestrebter Genauigkeit gewahrt werden musste, was sich automatisch durch den Kreditrahmen ergab.

Die hydraulischen Felduntersuchungen und Berechnungen im Kanalbereich wurden durch Temperaturmessungen, chemische Analysen und Isotopenabklärungen unterstützt, wobei auch Computermodelle zum Einsatz kamen. Generell wurde wie folgt vorgegangen: Der zentrale, ca. 2.7 km lange Kanalabschnitt, über den sich zum überwiegenden Teil die Infiltration abspielt, wurde gemäss dem Aufbau des Grundwasserleiters in sechs Abschnitte aufgeteilt. In jedem Abschnitt wurde an repräsentativer Stelle ein Profil (Piezometernest) installiert. In den einzelnen Profilen (1 - 6) erfolgten aufgrund der Felderhebungen detaillierte Infiltrationsberechnungen, die auf die entsprechenden Abschnitte übertragen wurden (Fig. 4.4, Kap. 4.3 und 4.4).

4.3 Feldarbeiten

4.3.1 Messstellennetz (Fig. 4.4)

Für das hydrologische Jahr 1986/87, der vorgesehenen Messperiode, standen im nordseitigen Kanalbereich folgende Messpunkte zur Verfügung:

- 27 Bohrungen mit Piezometer, teilweise mehrfach bestückt. Davon wurden 9 Bohrungen im Rahmen der vorliegenden Studie ausgeführt.

- 29 gerammte Piezometerrohre Ø 1 1/4" (neu)

- 2 Grundwasserschächte (bestehend)

- 6 Kanalpegel (neu)

- 3 Limnigraphen für Kanalspiegelmessungen
  (1 bestehender der BKW und 2 neue pneumatische)

- 5 Limnigraphen für Grundwasserspiegelmessungen
  (2 bestehende der BKW und 3 neue)

Für Vergleichsmessungen standen im südseitigen Kanalbereich 15 Messpunkte zur Verfügung.

Fig. 4.1a Abfluss-Dauerkurve der Aare bei Hagneck (Wochenmittel 1977-82)

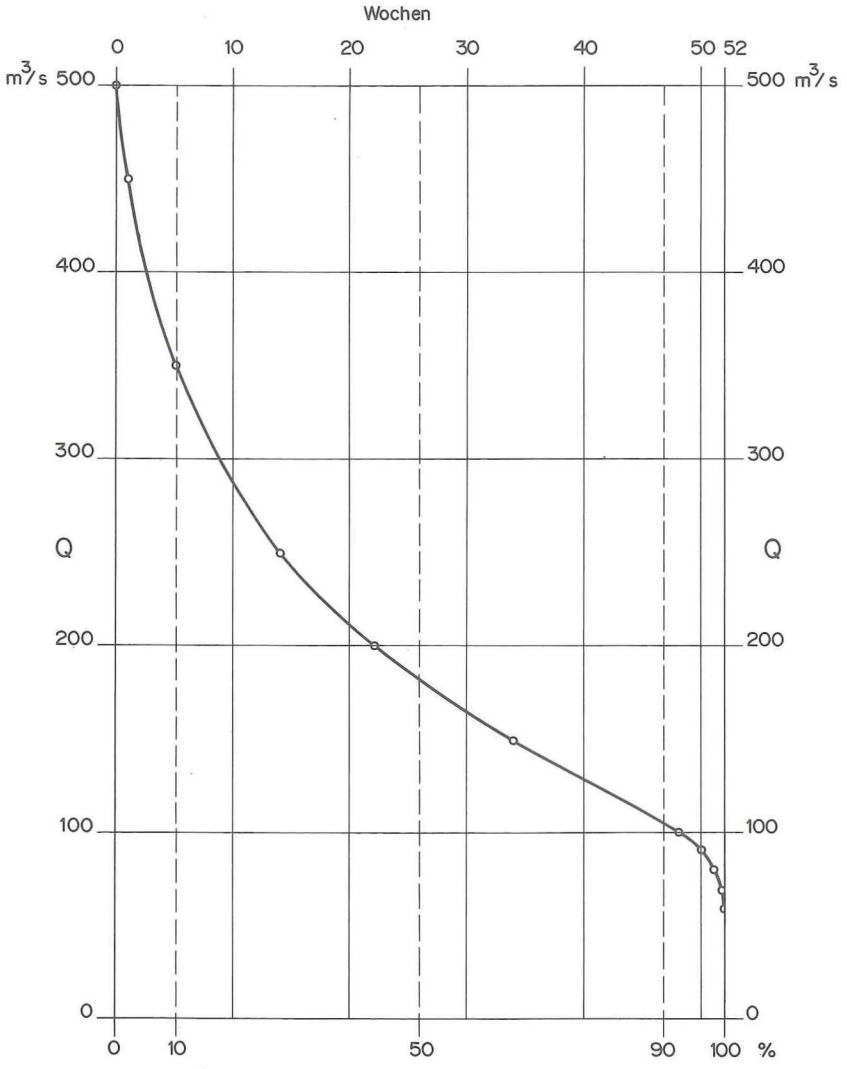


Fig. 4.1b Abfluss der Aare bei Hagneck (Monatsmittel 1977-82)

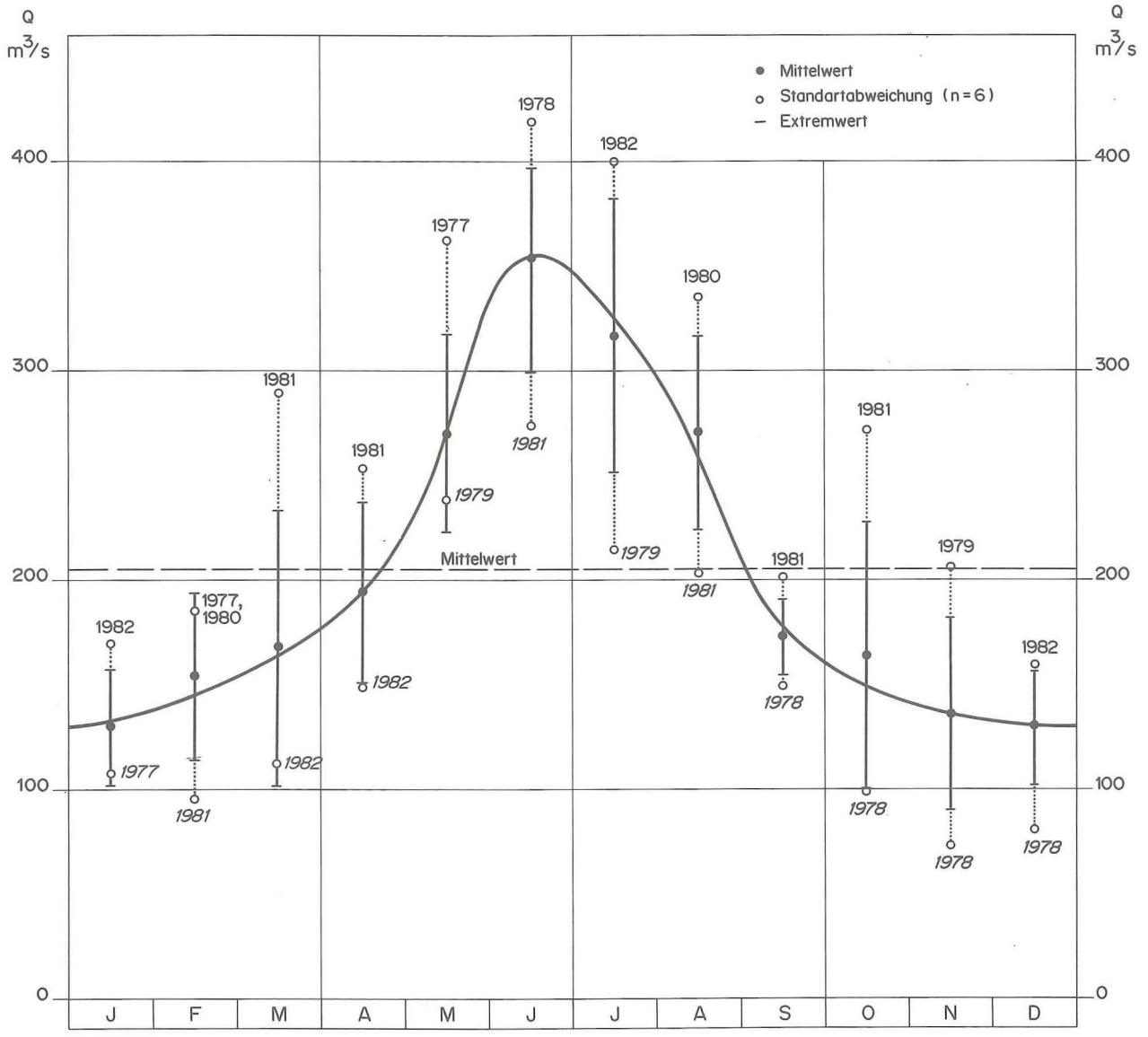


Fig. 4.2 Wasserstands-Dauerkurve des Hagneckkanals auf der Höhe der Anreicherungsanlage (Piezometer Nr. 104, Tagesmittel 1977-82)

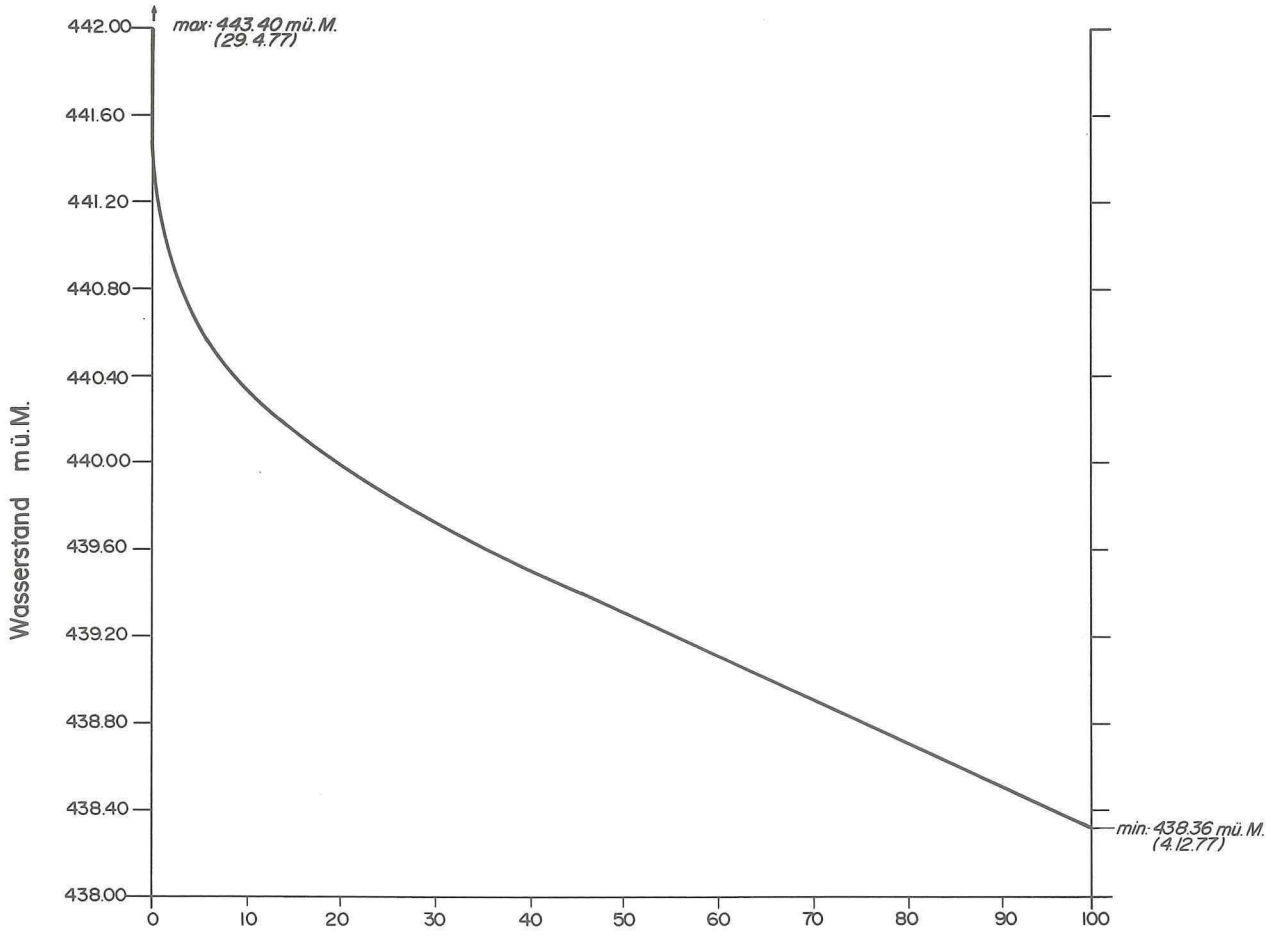


Fig. 4.3 Wasserstandsschwankungen im Kanal und korrespondierende Druckwellenfortpflanzung im Grundwasser
(Höhe Anreicherungsanlage Piezometer Nr. 104, 106 und 108)

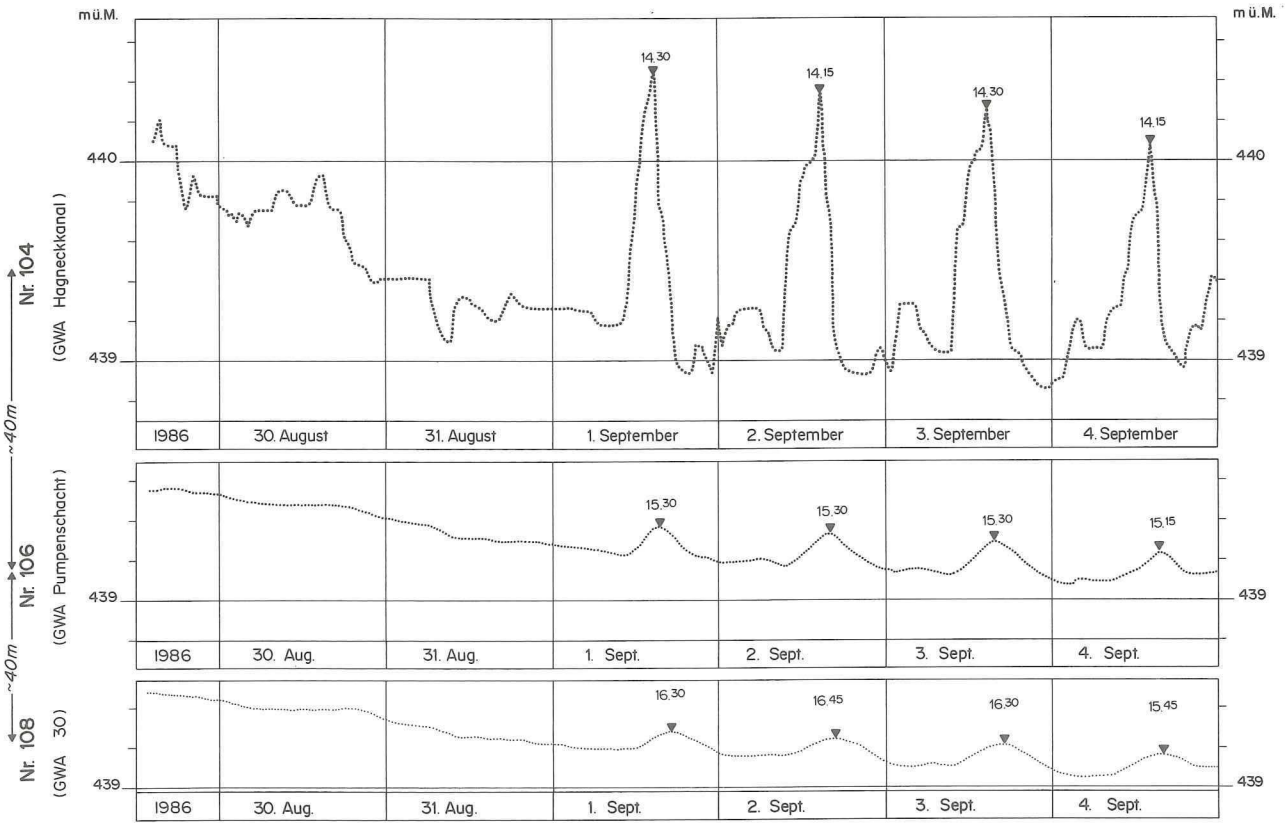
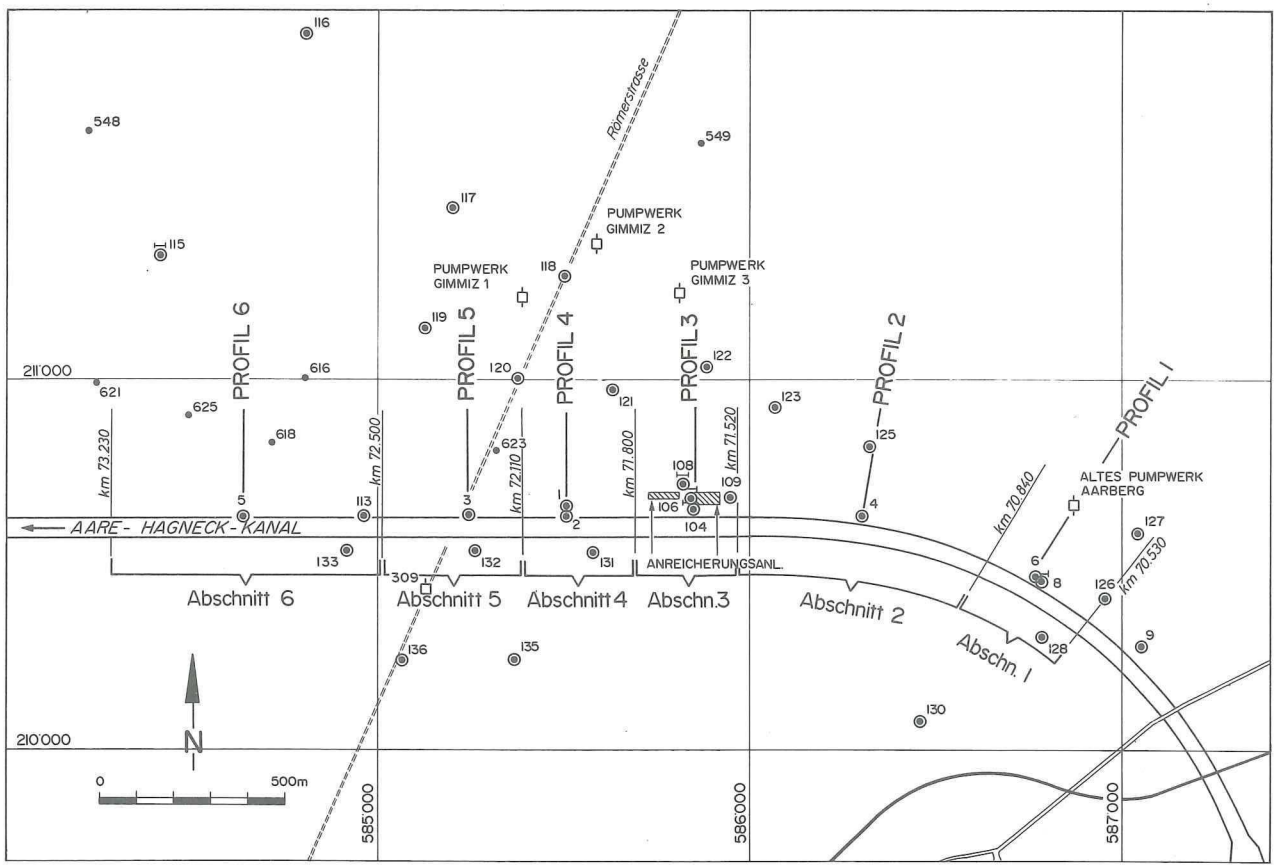


Fig. 4.4 Situation des Messstellennetzes im Kanalgebiet mit den Bilanzierungsprofilen bzw. -abschnitten Nr. 1 - 6.



4.3.2 Zur Erfassung der Grundwasserströmung

Die einzelnen, für die Infiltrationsberechnungen erforderlichen Parameter wurden mit Hilfe von folgenden Methoden bestimmt:

Durchflussquerschnitt, F:

- bestehende Bohrungen
- elektromagnetische Messungen (VLF)
- neue Bohrungen

Durchlässigkeit, k:

- bestehende Pumpversuche
- Flowmeter
- neue Bohrungen und Piezometer mit Pumpversuchen

Hydraulischer Gradient, i:

- Grundwasserspiegel zwischen Beobachtungspunkten
- Potentialverteilung übers Profil bei verschiedenen Wasserständen

Während F und k mehr oder weniger als konstante und nur geringfügig von der Lage des Wasserspiegels abhängige Grössen betrachtet werden konnten, stellte i einen ausgeprägten variablen und deshalb nicht leicht bestimmbaren Parameter dar. Seine Erfassung war dementsprechend aufwendig.

Um den komplizierten Grundwasser-Strömungsverhältnissen in unmittelbarer Kanalnähe aus dem Weg zu gehen, müsste die Infiltration aus dem Grundwasserabfluss in einiger Entfernung vom Kanal (z.B. 100 m) berechnet werden und nicht direkt im Infiltrationsbereich. Aus folgenden Gründen wurde jedoch auf diese Vereinfachung verzichtet:

- Nur die Hydrodynamik im Uferbereich liefert zuverlässige Angaben über den tatsächlichen Grund- und Flusswasseraustausch.

- Flussbettabdichtungen oder natürlich ausgebildete Drainagen hinter dem Uferverbau (Längsdrainage) können den Wasseraustausch nachhaltig beeinflussen. Das Erkennen derselben ist deshalb unerlässlich. So können Längsdrainagen auch den Grundwasserleiter entwässern oder infiltriertes Flusswasser unterstrom exfiltrieren lassen.

- Die Grundwasserneubildung durch Niederschläge sollte möglichst wenig interferieren.

- Die Qualität des Infiltrats (chemische Zusammensetzung, Temperatur, Sauerstoffisotopen) sollte mit denselben Beobachtungsrohren wie für die Potentialmessungen unverfälscht erfasst werden können.

4.3.3 Durchflussquerschnitt, F

Zur Interpolation des geologischen Aufbaus zwischen den Bohrungen und zur Ermittlung der neuen Bohrstandorte wurden entlang des Hagneckkanals elektromagnetische Messungen, sogenannte VLF-Messungen (VLF für "very low frequency") durchgeführt. Die Anwendung der VLF-Methode zur vertikalen Widerstandskartierung macht sich den Umstand zunutze, dass gewisse Radiosender permanente Leitsignale im Frequenzbereich von 13 - 25 kHz ausstrahlen, so dass ein elektromagnetisches Energiefeld praktisch überall zur Verfügung steht. Je nach gewählter Frequenz ergibt sich die Eindringtiefe, die bis zu 70 m erreichen kann.

Insgesamt wurden über 1'500 Messungen durchgeführt, meist kanalparallel in verschiedenen Abständen zum Ufer, aber auch in senkrechten Profilen dazu. Mit total 15 Bohrungen im Uferbereich konnte damit ein zuverlässiger Querschnitt des Grundwasserleiters entlang der N-Seite des Hagneckkanals erhalten werden (Fig. 4.5). Die Kontinuität des Grundwasserleiterquerschnittes war durch 10 weitere bestehende Bohrungen innerhalb eines 300 m breiten Uferbereiches verifizierbar.

4.3.4 Durchlässigkeit, k

Damit den verschiedenen Bodenschichten ein repräsentativer Durchlässigkeitsbeiwert zugeordnet werden konnte, wurden in allen Bohrungen im Kanalbereich, die mit einem Filter von mindestens 5"-Durchmesser versehen waren, sogenannte Flowmetermessungen durchgeführt (siehe auch Kap. 3.3.4). D.h. im Bohrloch wurde mittels einer Pumpe eine Strömung erzeugt, wobei mit Hilfe eines Messflügels die Wassereintrittsmenge pro Tiefenstufe (in der Regel alle m) und der Durchlässigkeitskoeffizient bestimmt wurden. Damit konnten die Durchlässigkeitsverteilung und die mittlere Durchlässigkeit übers Profil erhalten werden.

Die generelle Durchlässigkeitsverteilung entlang des Kanals ist aus Fig. 4.6 ersichtlich. Auffallend ist die sehr grosse Variationsbreite sowohl innerhalb der einzelnen Profile wie auch dem Kanal entlang. So erreicht die Transmissibilität (Durchlässigkeitsbeiwert x Mächtigkeit) bei den Bohrungen HK1 und HK3 etwa das Zehnfache des Gebietes bei den Bohrungen HK4 und HK6. Erwähnenswert sind zudem die trendlose Durchlässigkeitsverteilung innerhalb der einzelnen Bohrprofile, die eine Korrelation zwischen den einzelnen Bohraufschlüssen verunmöglicht, sowie die sehr hohen k-Werte ($> 2.10^{-2}$ m/s) einzelner Schichten.

Innerhalb des Grundwasserleiters existieren keine durchgehenden schlechtdurchlässigen Schichten, die einen hydraulischen Stockwerkbau bewirken würden. Reine Silt- oder Toneinschaltungen treten nicht auf. Gegen die Basis zu wird der Grundwasserleiter zunehmend sandiger, wobei auch der Siltanteil zunimmt. Eine ausgeprägte Staueroberfläche existiert deshalb nicht. Diese wurde vielmehr etwas willkürlich mit dem Ausbleiben der Kieskomponenten und dem Absinken des k-Wertes unter 1.10^{-4} m/s gezogen (Fig. 4.5).

Fig. 4.5 Durchlässigkeitsverteilung entlang des rechten Kanalufers

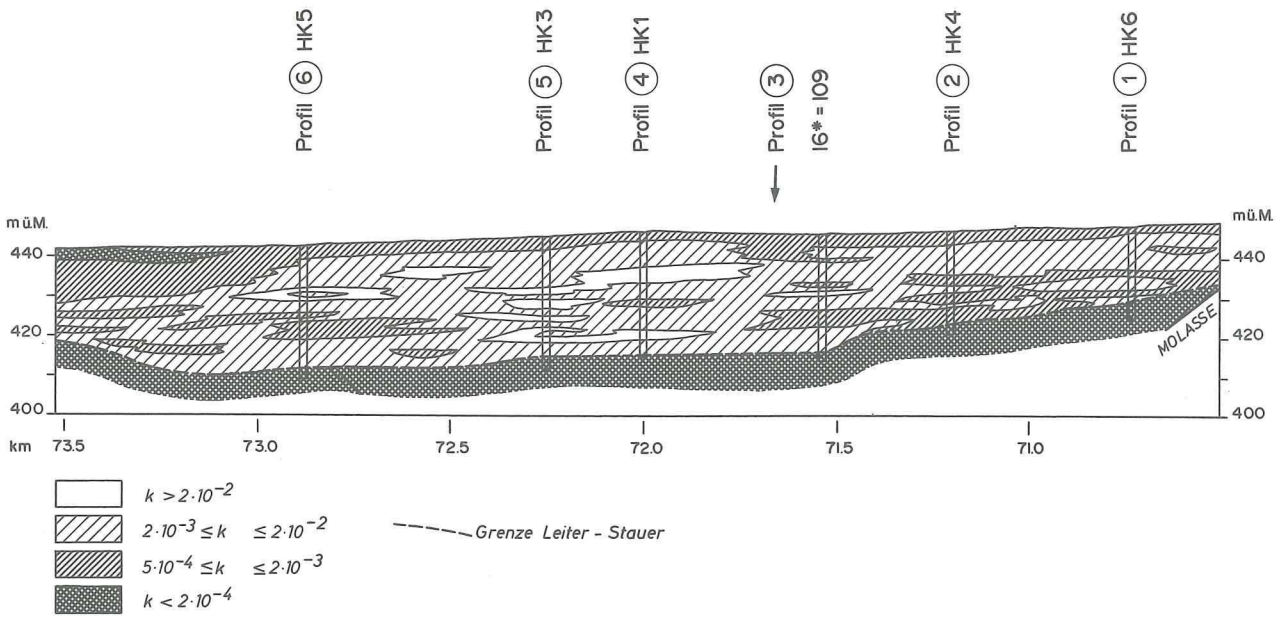
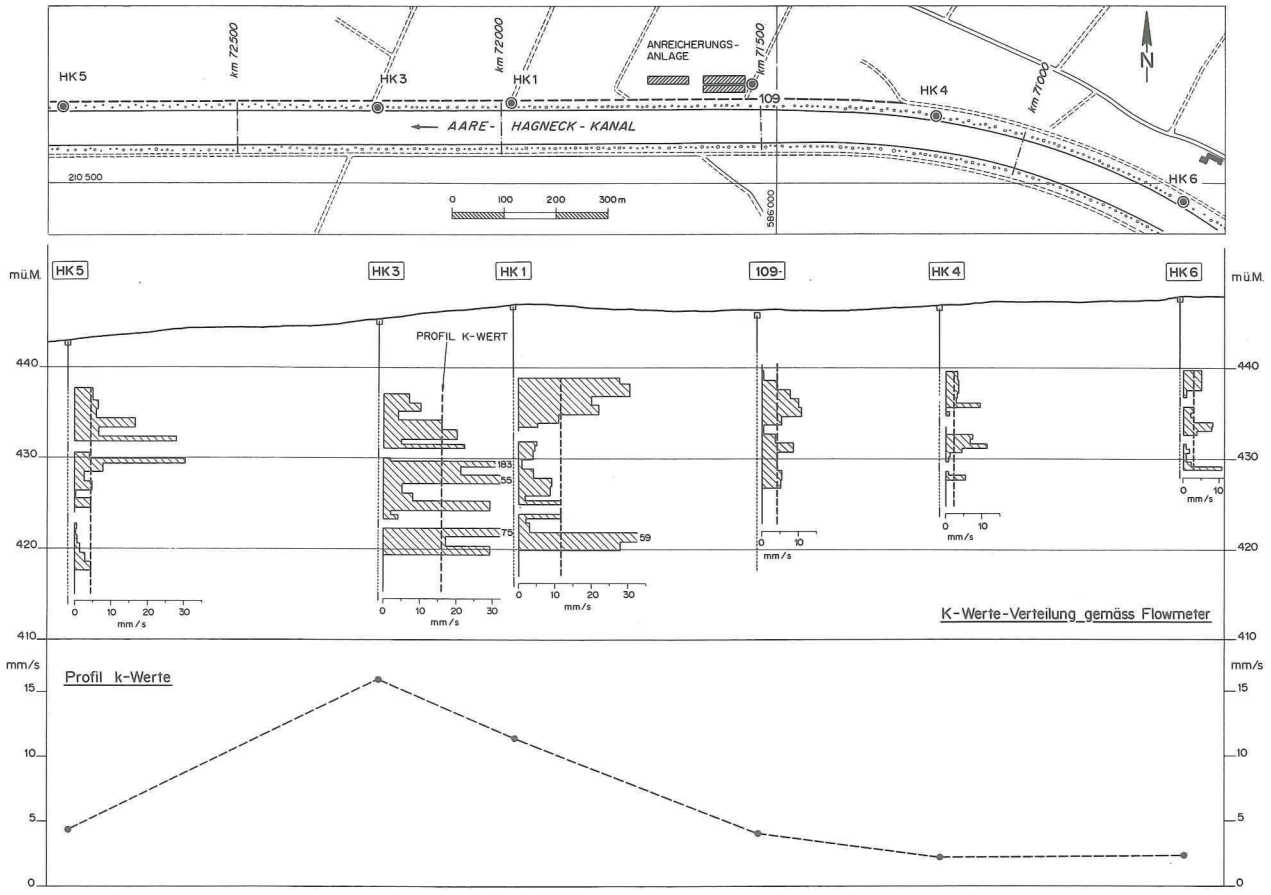


Fig. 4.6 Profil k-Werte (Flowmetermessungen)



4.3.5 Hydraulischer Gradient, i

Feldinstallationen

Die Messeinrichtungen zur Bestimmung des Gradienten hatten auch für die Ermittlung der Mächtigkeit und Durchlässigkeit des Grundwasserleiters für Temperaturmessungen sowie zur Entnahme von isolierten Wasserproben zu dienen. Die Feldinstallationen mussten dementsprechend konzipiert werden.

Insgesamt wurden aufgrund der bestehenden Unterlagen, den VLF-Messungen sowie den Platzverhältnissen sechs sogenannte Piezometernester oder Profile in einem Uferabstand von ca. 2 - 25 m installiert.

Ein Beispiel dazu ist aus Figur 4.7a ersichtlich. Das Profil 4 besteht aus den zwei neuen Bohrungen HK1 und HK2 mit isolierten Piezometern sowie aus der bestehenden Bohrung Nr. 111, dem gerammten Piezometer Nr. 507 sowie einem Kanalpegel.

Um ein Maximum an Informationen zu erhalten, wurden die neuen Bohrungen wie folgt ausgeführt und bestückt (Figur 4.7b):

- Bohrung mit Enddurchmesser > 220 mm in die Stauerschichten
- Geologische Aufnahme des Bohrprofils
- Filtereinbau PVC, Ø 6" mit Schlammsack, Grundwasserleiter bis auf 2 Abschnitte von 1 m (im Bereich von relativ gering durchlässigen Horizonten) durchgehend verfiltert, im Ringraum Kies 4 - 8 mm, bei den abgeblindeten Strecken Sand 1 - 4 mm. Gleichzeitig Einbau im Ringraum: 1"-Rohr PVC vollwandig bis Endtiefe und 2"-Rohr PVC gelocht bis ca. 2 m unter Grundwasserspiegel (oberster Horizont).
- Pumpversuch
- Flowmetermessungen bei stabilem Kanalspiegel, das Durchlässigkeitsprofil ergibt den weiteren Einbau (nachstehend).
- Einbau von zwei 2"-Rohren PVC im 6"-Filterrohr, die untersten, über 2 m gelochten Strecken gelangen in den Bereich der bestdurchlässigen Schichten.
- Filterschüttung im 6"-Rohr (Abfolge von unten nach oben): Sand 0 - 1 mm, Sand 1 - 4 mm, Kies 4 - 8 mm (Filter 2"-Rohr unterster Horizont), Sand 1 - 4 mm, Sand 0 - 1 mm, Sand 1 - 4 mm, Kies 4 - 8 mm (Filter 2"-Rohr mittlerer Horizont), anschliessend wieder Sand/Kies-Abfolge.

Die Bohrung bzw. die installierten Piezometerrohre hatten folgenden Anforderungen zu genügen:

- Durchgehendes Durchlässigkeitsprofil
- Punktförmige Potentialmessungen
- Isolierte Probenentnahmen
- Repräsentative Temperaturmessungen

Eingehende Vorabklärungen und Modellversuche mittels Sandeinschwemmungen ergaben, dass mit dem oben beschriebenen Vorgehen im vorliegenden Grundwasserleiter vertrauenswürdige Ergebnisse erwartet werden konnten. Die auf den verschiedenen Horizonten eingebrachte Feinsandmenge (Körnung 0 - 1 mm) überstieg jeweils das berechnete Volumen um das 4- bis 5-fache. D.h. der Feinsand füllte nicht nur die Poren des entsprechenden Horizontes im umgebenden Ringraum auf, sondern wurde zusätzlich in den Grundwasserleiter eingeschwemmt. Da der Grundwasserleiter keine Silteinschaltungen enthält, sondern durchgehend aus mehr oder weniger sandigem, sauberem bis siltigem Kies besteht, war die Durchlässigkeit der eingebrachten Abdichtung eindeutig geringer als die der umgebenden Schicht. Damit war die angestrebte Isolationswirkung erfüllt, was Potentialmessungen und Wasseranalysen bestätigten.

Messungen

Es ist offensichtlich, dass in Kanalnähe bei ausgeprägten vertikalen Strömungskomponenten nicht nur oberflächlich die Lage des Grundwasserspiegels gemessen werden darf, um das hydraulische Gefälle zu bestimmen. Die Strömung muss in diesem Gebiet vielmehr dreidimensional erfasst werden.

Ein Beispiel mit der daraus abgeleiteten Grundwasserströmung ist aus Fig. 4.7c ersichtlich. Bezüglich der hydraulischen Potentiale und der sich ergebenden Gradienten sind namentlich folgende Punkte bemerkenswert:

- Abrupter Abfall des Wasserspiegels von 439.46 m im Kanal auf 438.77 m im nur 2 m von der Wasserlinie entfernten Piezometer Nr. 507 (Kolmatierungseffekt).

- Eindeutige Grundwasseranströmung von der Landseite im Uferbereich. Der Grundwasserspiegel liegt bei Nr. 507 5 cm tiefer (!) als bei der 6 m entfernten Bohrung Nr. HK2, was ein Gefälle von knapp 1 % ergibt (Effekt Längsdrainage).

- Die vertikalen Potentialdifferenzen (z.B. Bohrung HK2 9 cm auf 16 m Tiefe) ergeben kräftige vertikale Strömungskomponenten, die im Bereich der Bohrungen HK2 und HK1 die Horizontale um ein Mehrfaches übersteigen (typisches Infiltrationsbild).

Potentialmessungen wurden während dem gesamten hydrologischen Jahr 1986/87 wöchentlich in den Piezometernestern und 14-tägig im weiteren Kanalbereich ausgeführt. Der repräsentative Wert von diesen Messungen bezüglich kurz- und langfristigen Wasserspiegelschwankungen wurde mittels drei Limnigraphenpaaren (Grundwasserspiegel und Kanalspiegel), die bei den Profilen 1, 4 und 6 installiert waren, überprüft (Fig. 4.4).

4.3.6 Probeentnahmen

Während dem hydrologischen Jahr 1986/87 wurden die Piezometer der Profile 1, 4 und 6 (Fig. 4.4) sowie die Aare an 2 Stellen monatlich beprobt. Die Analyse beschränkte sich auf die Bestimmung der Karbonathärte, der Chloride, des Nitrats und des Sulfats. Infolge des grossen Flurabstandes erfolgte die Probeentnahme in den 2"-Rohren meist mittels einer speziellen Tauchpumpe.

Nebst dieser Beprobung wurden im Kanalbereich weitere Wasserproben in Verbindung mit zwei Chemie-Grosskampagnen erhoben. Zudem erfolgten zu ausgewählten Zeitpunkten die Entnahme von Proben für die Bestimmung der Sauerstoffisotopen durch das Physikalische Institut der Universität Bern.

Diese Erhebungen, denen verschiedene Voruntersuchungen vorangegangen waren, wurden namentlich zur Abklärung folgender Punkte durchgeführt:

- Bis in welche Tiefe des Grundwasserleiters macht sich die Infiltration qualitativ bemerkbar.
- Bildet der Hagneckkanal eine hydraulische Barriere oder wird er unterströmt.
- Ergeben sich qualitative Anzeichen von Exfiltrationen.
- Zusammensetzung des Uferfiltrats im Hinblick auf einen Fassungsbau in Ufernähe (zu diesem Zweck wurden vereinzelte Trinkwasseranalysen durchgeführt).

4.3.7 Temperaturmessungen

In der Regel wurden alle 2 Wochen Temperaturmessungen in den Profilen 1 - 6 und der Aare durchgeführt. Um allfälligen Konvektionsströmungen in den Piezometern zu entgehen, erfolgten die Messungen nur in den speziell dafür versetzten vollwandigen 1"-Rohren aus PVC mittels eines Temperaturlichtlotes. Die Temperaturmessungen wurden namentlich zur Erfassung der Viskosität des Wassers vorgenommen sowie um zusätzliche Anhaltspunkte über die Infiltrationsdynamik zu erhalten.

4.4 Infiltrationsberechnung

4.4.1 Datenauswahl

Da das Abflussregime der Aare vor allem kurzfristig stark variiert (Kap. 4.1, Fig. 4.3), mussten zunächst an Hand der Limnigraphenaufzeichnungen die von starken Tagesschwankungen betroffenen Potentialmessungen eliminiert werden. Es ist offensichtlich, dass nur Daten verwendet werden konnten, die bei stabilen Wasserständen erhoben wurden. Weil sich der Kraftwerksbetrieb aus verschiedenen Gründen nicht im voraus programmieren lässt, war diesbezüglich kaum eine gezielte Datenerhebung möglich. Von den über 50 wöchentlichen Messkampagnen entsprachen nur 9 den Anforderungen. Diese sogenannten "Rotpunktdaten" wurden in jedem der sechs Profile detailliert ausgewertet. Die Verteilung dieser Daten bezüglich der Jahreszeit und des Wasserstandes ist aus Figur 4.8 ersichtlich.

Fig. 4.7a Durchlässigkeitsprofile im Profil Nr. 4

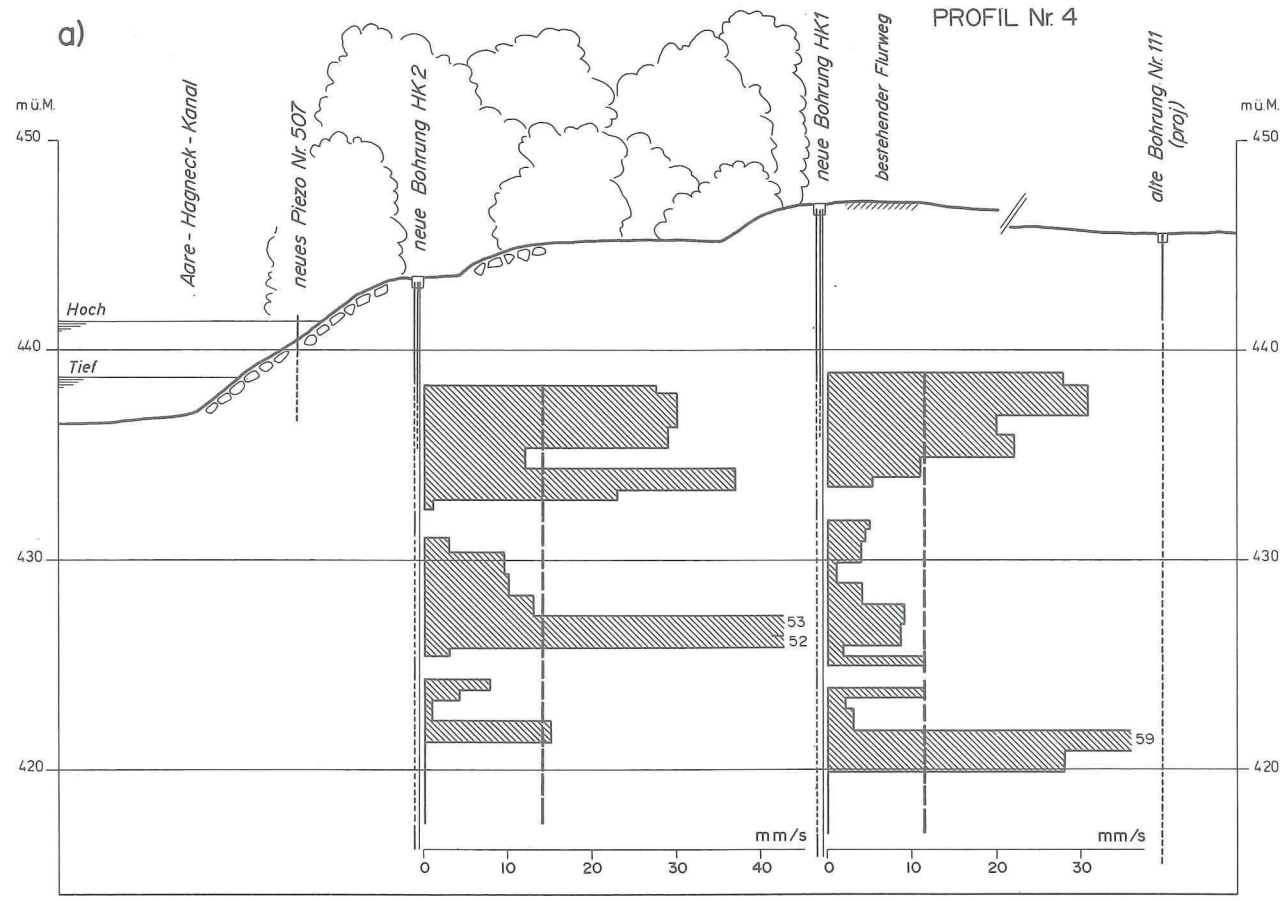


Fig. 4.7b Piezometereinbau im Profil Nr. 4

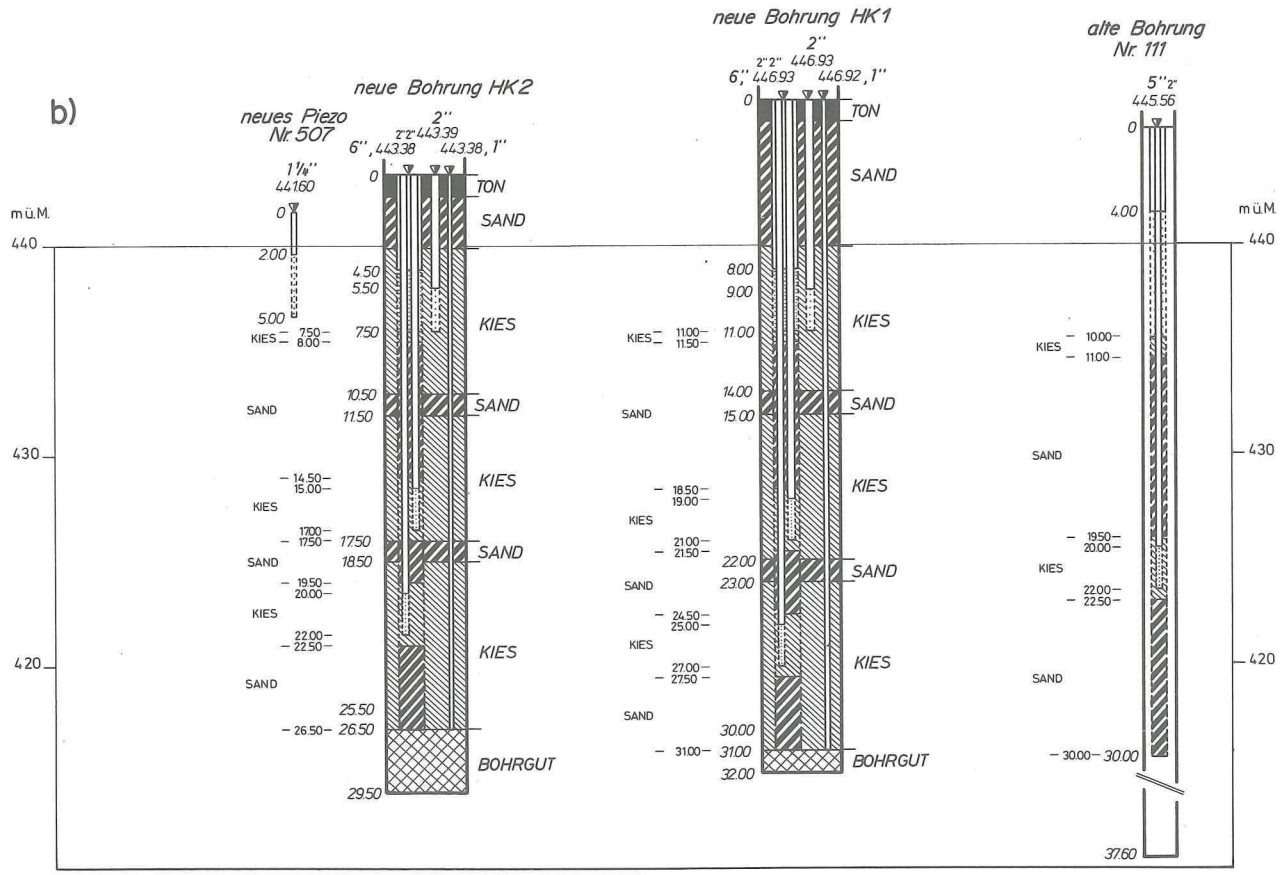


Fig. 4.7c Strömungsbild (Potentialverteilung) im Profil Nr. 4

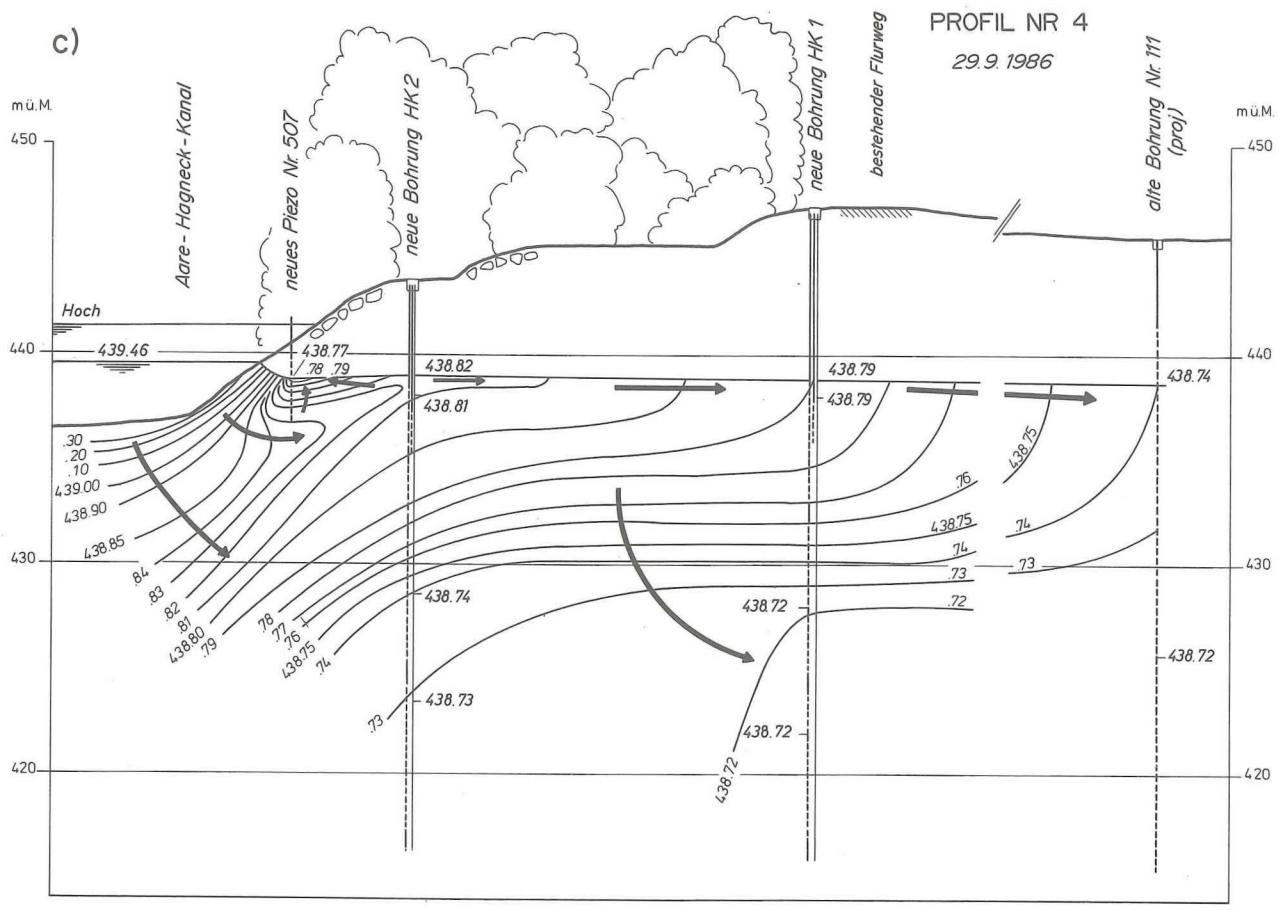


Fig. 4.8 Lage der ausgewählten Bilanzierungsdaten bezüglich der Wasserstands-Dauerkurve (Fig. 4.2)

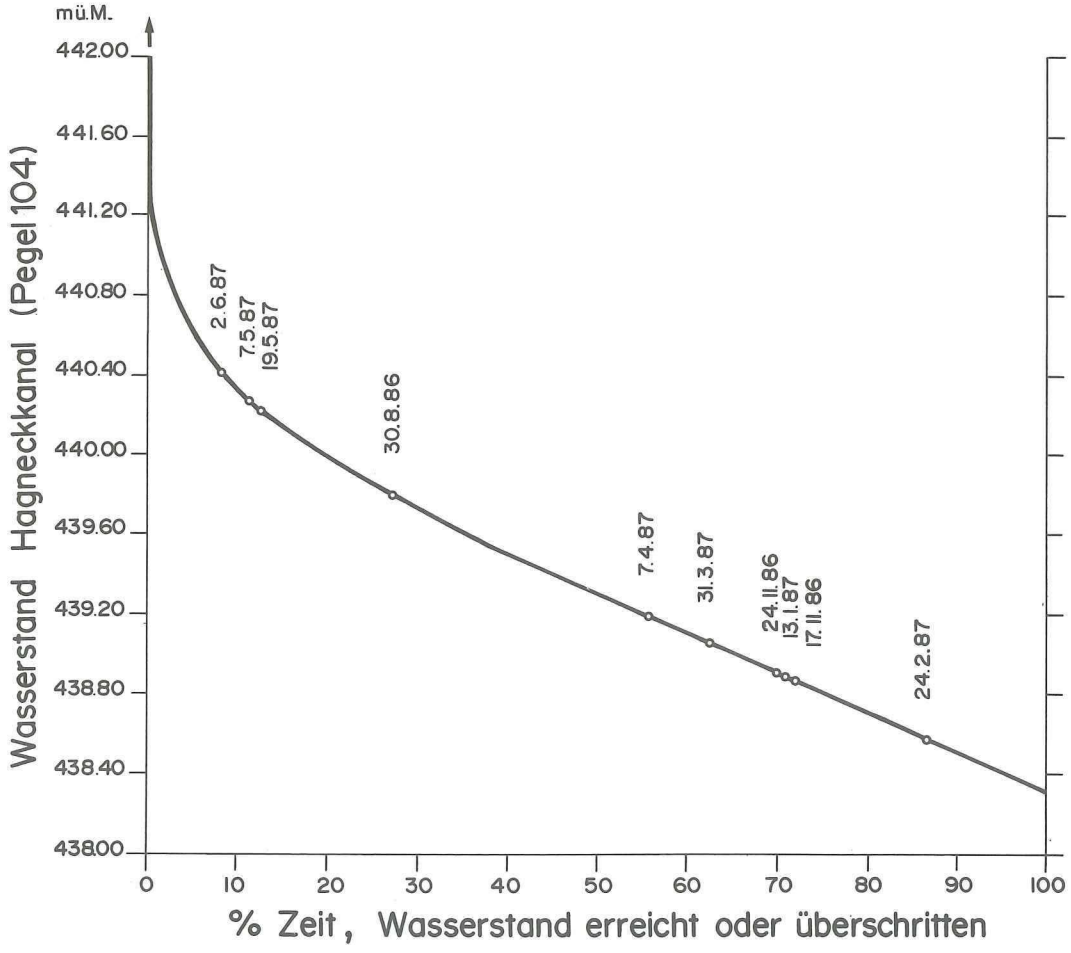
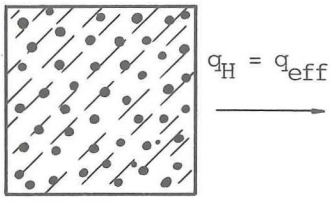


Fig. 4.9 **Berechnung der Infiltration anhand eines Fallbeispieles (Profil 4, 27.10.1986, 10.00 Uhr)**

Felddaten: $J_H = 1.08 \times 10^{-3}$, $J_V = 5.4 \times 10^{-3}$
$K_H = 12.7 \times 10^{-3} m/s$
$\alpha = 20^o$
$h = 25\ m$
$T_{HK} = 12.6^o\ C$

---

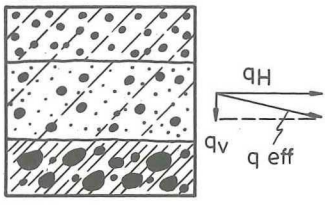
① Annahme: isotroper Grundwasserleiter
nur horizontaler Gradient J_H
horizont. Durchlässigkeit = vertik. Durchlässigkeit $K_H = K_V$
Keine geometrische Korrektur $\alpha = 0$



$$q_{eff}^{①} = h \cdot J_H \cdot K_H = 0.343\ l/s$$

---

② Annahme: anisotroper Grundwasserleiter
$J_H/J_V = 0.2$ $(J_V > J_H)$!!
$K_H/K_V = 10$
$\alpha = 0^o$



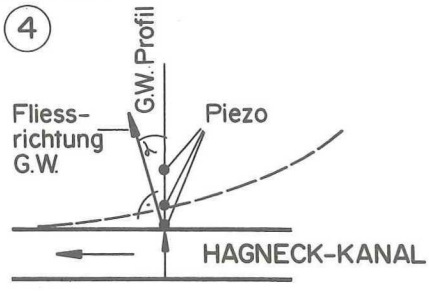
$$q_{eff}^{②} = \sqrt{q_H^2 + q_V^2} = h \sqrt{J_H^2 \cdot K_H^2 + J_V^2 \cdot K_V^2} = 0.383\ l/s$$

---

③
- Streifenkorrektur (flow-Meter-Bereichs-K-Werte) $K_H = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} K_H i$
- K_V-Eichung gemäss Computerprogramm NUM-5G
- Gradientenverteilung auf PLOTH $q_{eff} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} qi$

---

④

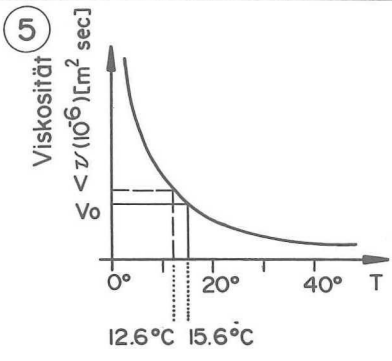


α - Korrektur (Geometrie)

$$q_{eff}^{④} = \frac{1}{\cos \alpha} \cdot q_{eff}^{②} = 0.408\ l/s$$

---

⑤



Viskositäts-Korrektur $\frac{Vo}{V} = 0.92$

$$q_{eff}^{⑤} = \frac{Vo}{V} \cdot q_{eff}^{④} = 0.375\ l/s$$

4.4.2 Berechnungsvorgang im Profil

Der Berechnungsvorgang mit den zu berücksichtigenden Punkten wurde unter Kapitel 4.2 kurz erläutert. Im einzelnen wurde bei jedem Profil wie folgt vorgegangen (Beispiel Fig. 4.9):

1. Berechnung der Infiltrationsmenge unter möglichst vereinfachten Annahmen (Grundwasserleiter isotrop, $\pm$ horizontaler Gradient, Strömung senkrecht zum Kanal, Temperatur 15.6° C) innerhalb eines 1 m breiten Strömungskanals.

   q_1 Beispiel = 0,343 l/s

2. Berücksichtigung der vertikalen Strömungskomponenten, i_v, und Ermittlung des resultierenden Gradienten:

   $$i_r = \sqrt{i_h^2 \cdot i_v^2} \qquad (4.2)$$

   Berechnung des vertikalen k-Wertes, bzw. der Anisotropie k_h/k_v mittels Computerprogramm NUM-5G (FREEZE-WITHERSPOON, 1969). Das Programm NUM-5G berechnet die vertikale Potentialverteilung im Grundwasserleiter. Eingegeben wird das geologische Profil mit Schichtgrenzen und horizontalen k-Werten (je Schicht) gemäss Bohrprofil und Flowmetermessungen sowie der Wasserspiegel (Fig. 4.10).

   Die Eichung des Modells erfolgt mit Hilfe der punktförmig gemessenen Potentiale, wobei die angenommenen K_v-Werte so lange verändert werden, bis eine zufriedenstellende Uebereinstimmung zwischen den gemessenen und den berechneten Potentialen erreicht wird. Ein Beispiel einer simulierten Potentialverteilung (Aequipotentiallinien) ist aus Figur 4.11 ersichtlich.

   Die zahlreichen Simulationen ergaben eine durchschnittliche Anisotropie übers Profil von

   k_h/k_v = 10.1 10

   Damit resultierte eine Strömung von

   $$q_2 = \sqrt{q_h^2 + q_v^2} \qquad (4.3)$$

   $$= h \sqrt{(i_h^2 \cdot k_h^2) + (i_v^2 \cdot k_v^2)} \qquad (4.4)$$

   q_2 Beispiel = 0,383 l/s

3. "Streifenkorrektur" und schichtspezifische k_v-Eichung (im vorliegenden Beispiel nicht durchgeführt).

4. Die Fliessrichtung des Grundwassers wechselt je nach den vorliegenden Infiltrationsverhältnissen, d.h. sie ist auch in Aarenähe meist nicht senkrecht zum Kanalufer. Je nach Verlauf der Grundwasserspiegel-Isohypsen muss daher eine Geometrie-Korrektur vorgenommen werden ("Anstellwinkel"):

$$q_4 = \frac{1}{\cos \alpha} \; q_3 \qquad (4.5)$$

q_4 Beispiel = 0.408 l/s

5. Die Viskosität, V, des Wassers kann die Infiltrationsmenge nachhaltig beeinflussen. Die Felddurchlässigkeit, k, gilt in der Regel für eine Temperatur von 60° F, d.h. 15.6° C (WALTON 1970). Die Abhängigkeit der Zähflüssigkeit des Wassers von der Temperatur ist auf Figur 4.12 dargestellt. Die Temperaturschwankungen reichen in der Aare von ca. 1° - 20°C und somit über eine Viskositätsspanne von ca. 1.0 - 1.7 $m^2/s \cdot 10^{-6}$. Gegenüber der Referenztemperatur von 15.6° C kann dies die berechnete Infiltrationsmenge im Extremfall um +13 % bzw. -48 % beeinflussen. Da indessen im Boden eine Temperaturdämpfung und eine gewisse "Homogenisierung" des Infiltrats stattfindet, fallen die vorzunehmenden Korrekturen etwas weniger extrem aus, können indessen immer noch zwischen +10 % und -40 % reichen:

$$q_5 = \frac{Vo}{V} \; q_4 \qquad (4.6)$$

q_5 Beispiel = 0.375 l/s

6. Wie erwähnt (Kap. 4.2), ist jedes der 6 Profile für einen bestimmten Kanalabschnitt repräsentativ (Fig. 4.4). Die im Profil ermittelte Infiltrationsmenge, q_5, wird für den entsprechenden Kanalabschnitt mit der Länge, l, extrapoliert:

$$Q = q_5 \cdot l \qquad (4.7)$$

Die Summe aller Infiltrationsmengen je Abschnitt ergibt die Gesamtinfiltrationsmenge an einem bestimmten Datum:

$$Q_{tot} = \Sigma \; Q_{1-6} \qquad (4.8)$$

7. Obige Berechnung wird für sämtliche Rotpunktdaten durchgeführt, d.h. für möglichst verschiedene Wasserstände bzw. Niveaudifferenzen zwischen Fluss- und Grundwasserspiegel.

8. Die berechneten Infiltrationsmengen werden mit den Niveaudifferenzen zwischen Hagneckkanal und Grundwasser korreliert.

9. Es wird eine Dauerkurve für das hydrologische Jahr 1986/87 für die Niveaudifferenzen bzw. die korrespondierenden Infiltrationsmengen erstellt. Damit wird die Infiltrationsverteilung übers Jahr und durch Integration die durchschnittliche Jahresinfiltration bzw. -exfiltration erhalten.

Fig. 4.10 Durchlässigkeitsverteilung im Profil Nr. 4
(diskretisiert für EDV-Auswertung)

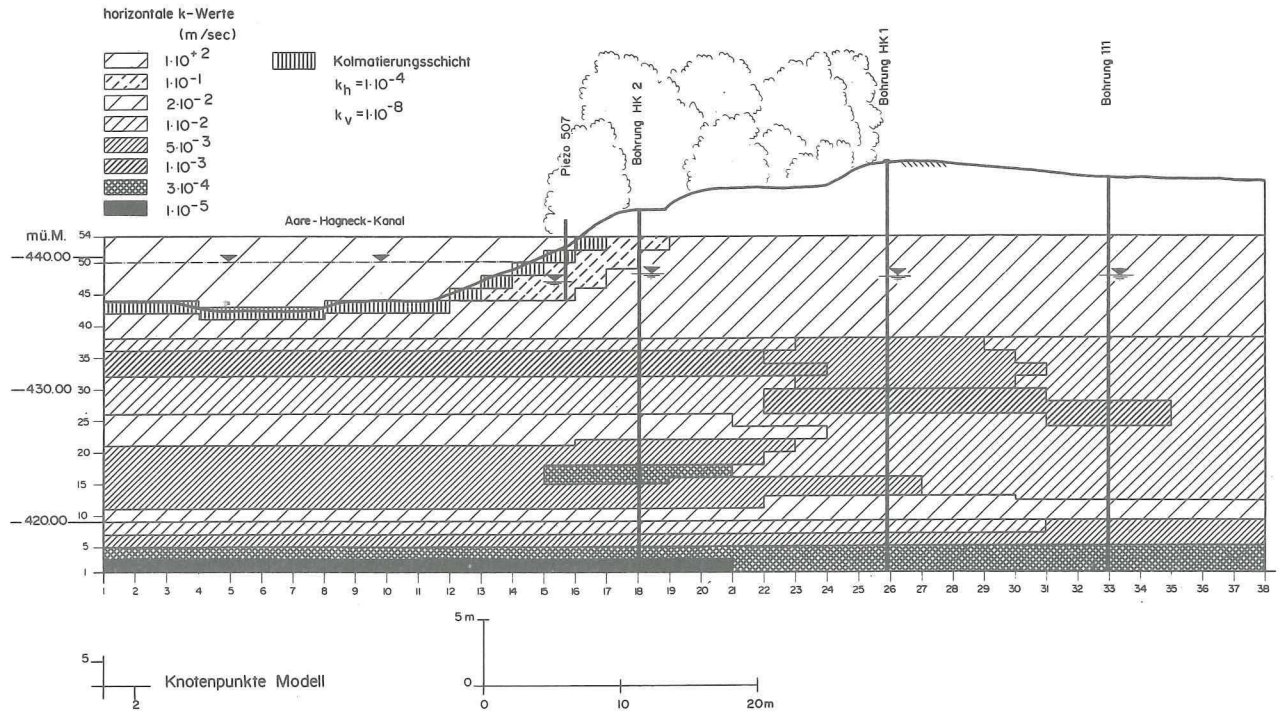


Fig. 4.11 Berechnete Potentialverteilung im Profil Nr. 4 vom 27.10.86, 10:00 Uhr

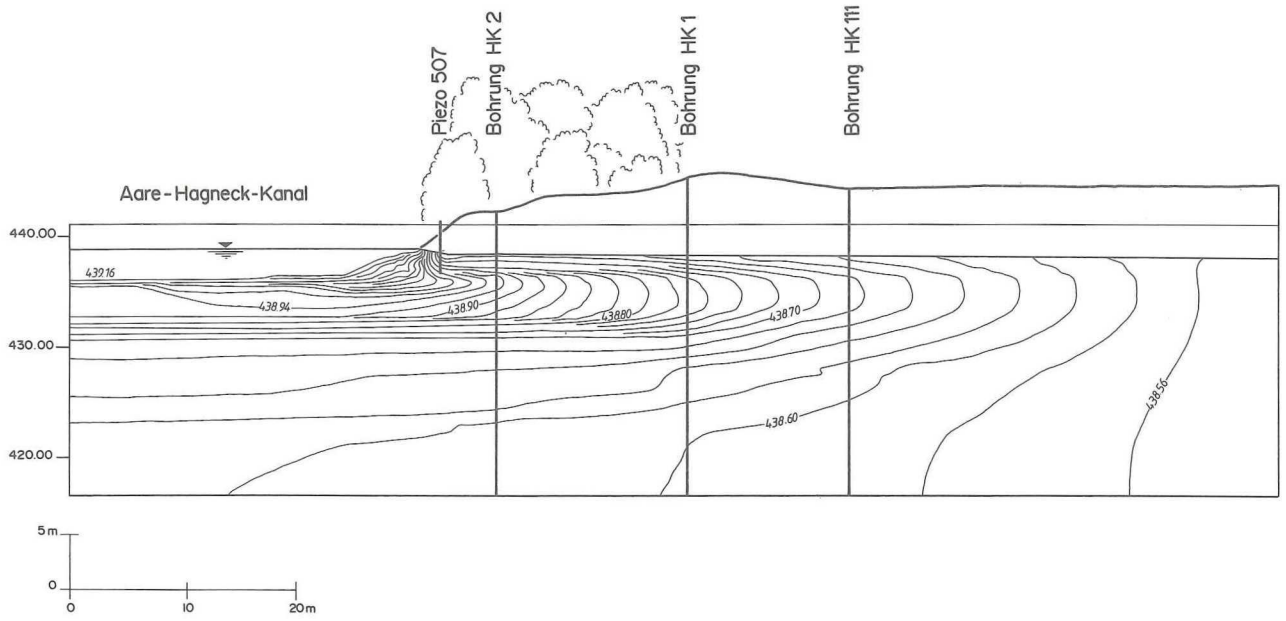
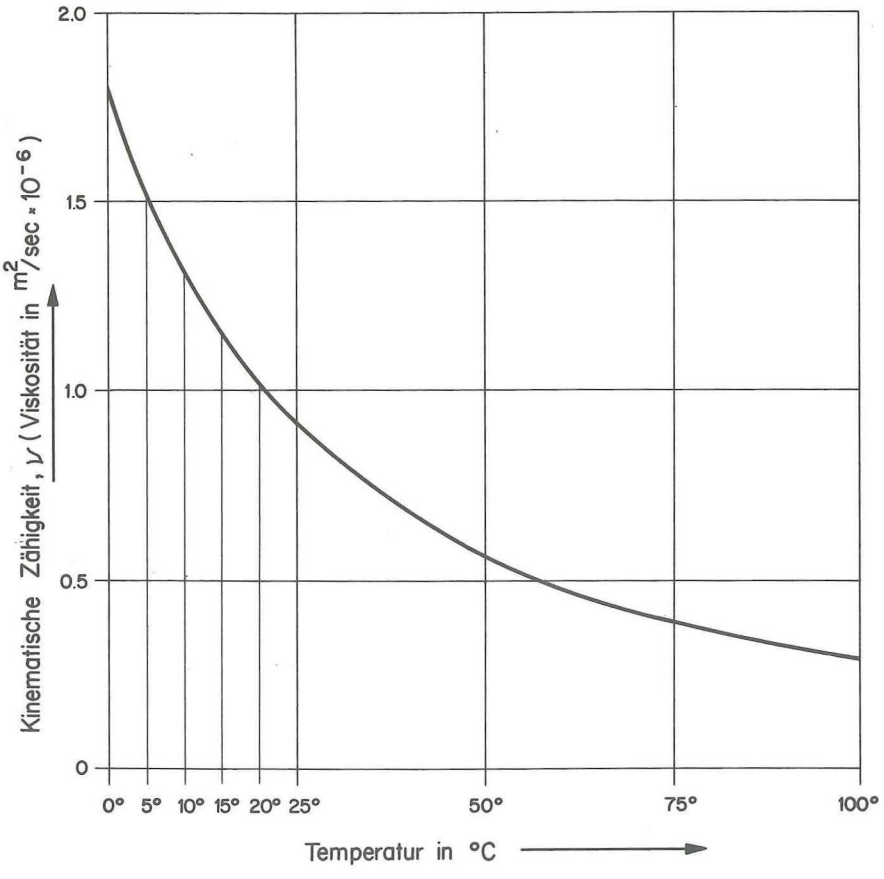


Fig. 4.12 Kinematische Zähigkeit des Wassers in Abhängigkeit zur Temperatur



4.4.3 Ergebnisse

Die Kanalabschnitte, für die die einzelnen Profile als repräsentativ erachtet werden, besitzen folgende Abmessungen (Fig 4.4):

Profil 1 :	310 m	Abschnitt 1
Profil 2 :	680 m	Abschnitt 2
Profil 3 :	280 m	Abschnitt 3
Profil 4 :	310 m	Abschnitt 4
Profil 5 :	390 m	Abschnitt 5
Profil 6 :	730 m	Abschnitt 6
Total 1 - 6:	2'700 m	Uferstrecke

Diese Uferstrecke von 2'700 m deckt die mittlere Partie des Hagneckkanals ab, wo die grösste Grundwasserleitermächtigkeit und die höchste Durchlässigkeit auftritt (Fig. 4.5 und 4.6). Stromaufwärts von Abschnitt 1 bis zum Kraftwerk Aarberg beträgt die Mächtigkeit des Grundwasserleiters < 5 m und die Durchlässigkeit reduziert sich auf $< 2.10^{-3}$ m/s. Stromabwärts von Abschnitt 6 (Gebiet Walperswilbrücke) weist der Grundwasserleiter immer noch eine Mächtigkeit von 15 - 20 m auf, die mittlere Durchlässigkeit geht aber auf $< 1.10^{-3}$ m/s zurück; zudem ist in diesem Gebiet das hydraulische Gefälle meist sehr flach. Der Wasseraustausch zwischen Kanal und Grundwasser spielt sich daher zu > 80 % auf der analysierten Uferstrecke (Abschnitte 1 - 6) ab.

Bei einem relativ tiefen und hohen Kanalwasserstand bzw. bei geringen und grossen Niveaudifferenzen zwischen Fluss- und Grundwasserspiegel erreichte die Infiltration z.B. folgende Werte in l/s (Abschnitt 1 - 6):

Datum	13.01.87		02.06.87	
Kanalspiegel (HK104)	438.92 m		440.41 m	
Abschnitt	pro m	total pro Abschnitt	pro m	total pro Abschnitt
1	0.019	5.89	0.161	49.91
2	0.016	10.88	0.132	89.76
3	-0.064	-17.92	0.127	35.56
4	0.047	14.57	0.309	95.79
5	0.134	52.26	0.530	206.70
6	-0.052	-37.96	0.107	78.11
Total Infiltration		83.60		555.83
Total Exfiltration		-55.88		----
Bilanz	0.010	27.72	0.210	555.83

Am 13.01.87 waren die gemessenen Potentialdifferenzen im Uferbereich sehr gering und stark von der sogenannten Längsdrainage beeinflusst, was nicht nur stromabwärts beim Abschnitt 6 zu Exfiltrationen führte, sondern auch vorübergehend beim Abschnitt 3.

Im Verlauf des hydrologischen Jahres 1986/87 entsprachen, wie erwähnt, 9 Messkampagnen den Anforderungen an relativ konstante Wasserspiegelverhältnisse. Die nach dem aufwendigen Berechnungsvorgang (Kap. 4.4.2) ermittelten rechtsufrigen Infiltrationsmengen sind nachstehend aufgeführt (Rotpunktdaten):

Datum	Infiltrationsmenge	Kanalspiegel
17.11.1986	470	438.92
24.11.1986	400	438.95
13.01.1987	28	438.92
24.02.1987	68	438.77
31.03.1987	203	439.09
07.04.1987	329	439.12
07.05.1987	309	440.27
19.05.1987	451	440.24
02.06.1987	555	440.41

Es ist offensichtlich, dass die Infiltration nicht allein vom Kanalpegel, sondern ebenso vom Grundwasserstand, d.h. vom Gradient abhängig ist. Die schlechte Korrelation zwischen dem Kanalpegel allein und der Infiltrationsmenge illustriert dies deutlich (Fig. 4.13). Wird dagegen die durchschnittliche Niveaudifferenz zwischen Kanal- und Grundwasserspiegel mit der berechneten Infiltrationsmenge verglichen (Rotpunktdaten), so wird erwartungsgemäss eine recht gute Korrelation erhalten (Fig. 4.14). Aufgrund dieser Beziehung kann somit mit wenig Aufwand die rechtsufrige Infiltrationsmenge durch einfache Differenzmessungen ermittelt werden. Wie die Figur 4.15 zeigt, lässt sich ohne namhafte Genauigkeitseinbusse der Berechnungsprozess noch weiter abkürzen, indem nur noch die Niveaudifferenz im Profil 3 als Referenz verwendet wird. Für den vorliegenden Bericht wurde die temperaturkorrigierte Kurve verwendet (Fig. 4.15a), während für zukünftige Ermittlungen die nicht temperaturkorrigierte Kurve (Fig. 4.15b) verwendet werden muss und erst anschliessend mittels Fig 4.12 die Korrektur vorzunehmen ist. (Da die meisten "Rotpunktdaten" auf die kalte Jahreszeit entfielen, ergab sich eine Korrektur von durchschnittlich 20 % (Referenztemperatur 15.6° C), während bei der mittleren Kanaltemperatur von 10.7° C für das hydrologische Jahr 1986/87 nur eine durchschnittliche Korrektur von 13 % notwendig gewesen wäre).

Mit Hilfe der Niveaudifferenz-Dauerkurve (Tagesmittel) für das hydrologische Jahr 1986/87 (Fig. 4.16) kann durch Integration die durchschnittliche Niveaudifferenz (positiv und negativ) bestimmt werden und mittels Figur 4.15 die mittleren Infiltrations- bzw. Exfiltrationsmengen. Diese betragen für das hydrologische Jahr 1986/87 für die Abschnitte 1 - 6:

Infiltration	270 l/s
Exfiltration	25 l/s

Dazu kommen noch die Wasseraustauschmengen für die Strecken zwischen Kraftwerk Aarberg und Abschnitt 1 sowie zwischen Abschnitt 6 und Gebiet Walperswil (Verboust).

Fig. 4.13 Korrelation Kanalpegel/Infiltrationsmenge

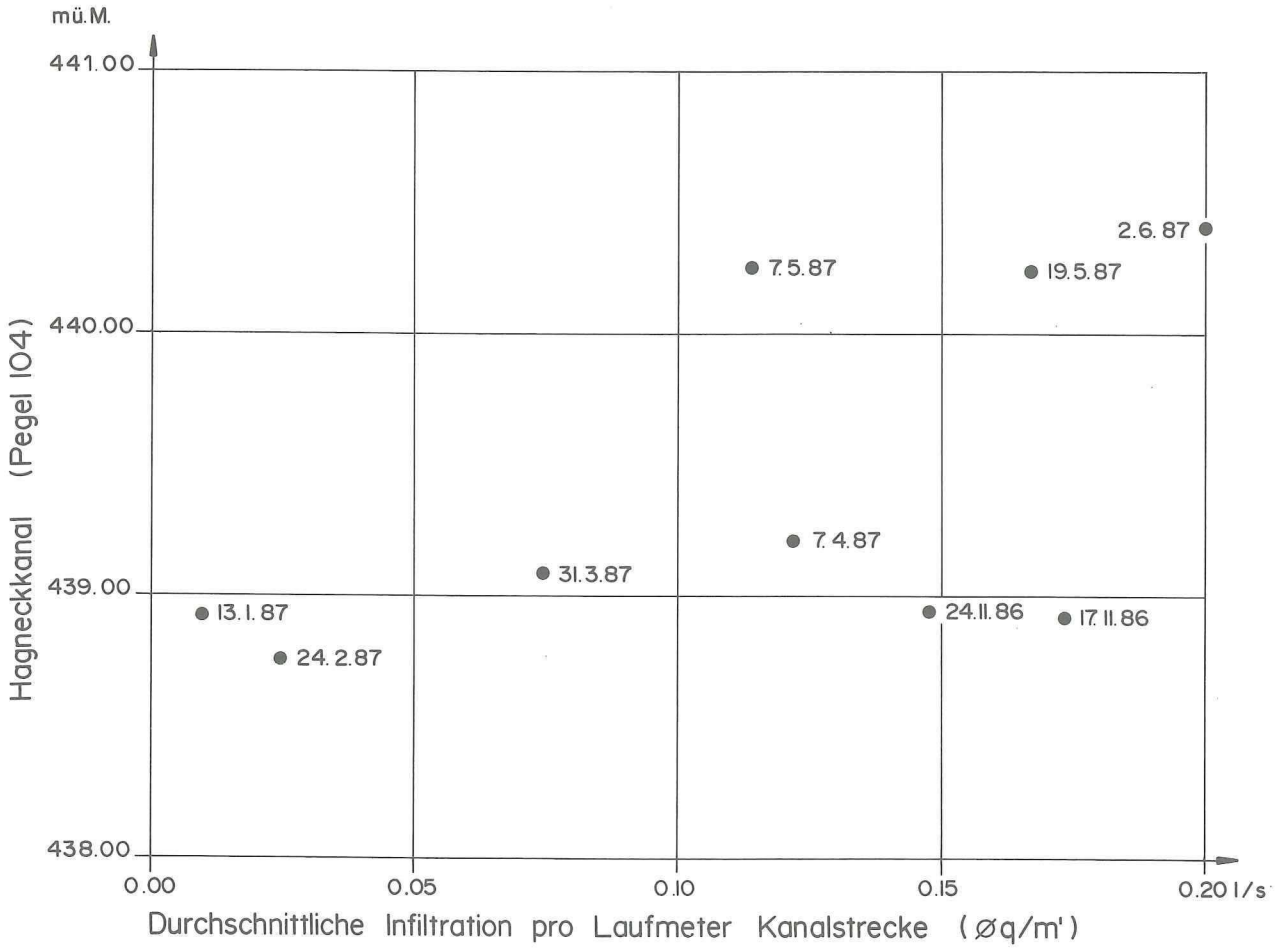


Fig. 4.14 Durchschnittliche Niveaudifferenz zwischen Kanal- und Grundwasserstand (Profil 1 - 6) verglichen mit der Infiltrationsleistung

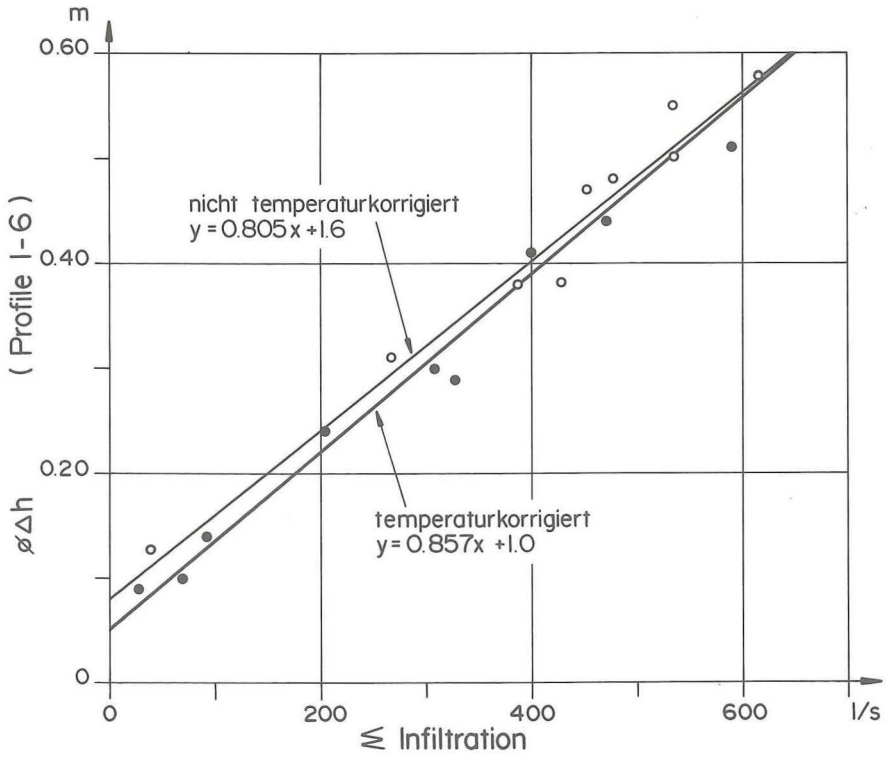
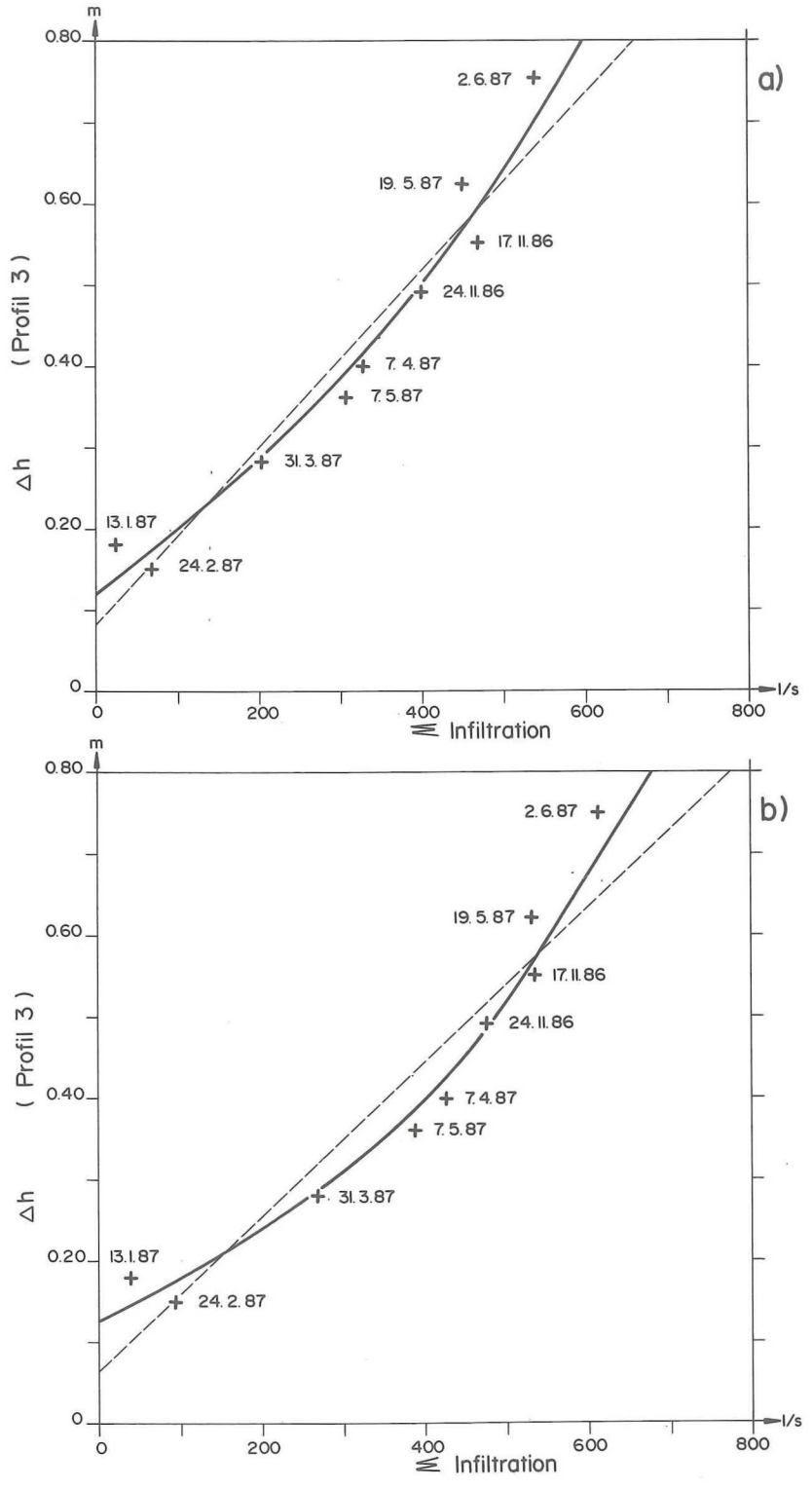


Fig. 4.15 Niveaudifferenz zwischen Kanal- und Grundwasserstand im Profil 3, verglichen mit der gesamten Infiltrationsleistung
a) temperaturkorrigiert, b) nicht temperaturkorrigiert



Unmittelbar unterhalb des Kraftwerkes herrschen ständig Exfiltrationsbedingungen vor (Grundwasserumfluss der Staustufe). Diese Exfiltration wird aber bilanzmässig nicht berücksichtigt, da es sich um einen hydraulischen Kurzschluss handelt, der das Grundwasserregime in keiner Weise beeinflusst. Anschliessend bis zum Abschnitt 1 treten bei mittleren und hohen Aarewasserständen Infiltrationsbedingungen auf, wobei das Grundwasser im Mittel mit etwa 25 l/s angereichert werden dürfte. Namentlich während der Monate Januar - März stellen sich bei tiefem Aarewasserstand Exfiltrationsverhältnisse ein, die einen mittleren Grundwasserrückfluss in der Grössenordnung von etwa 10 l/s bewirken.

Unter extremen Bedingungen reicht das untere "In-/Exfiltrationsscharnier" bis unterhalb der Walperswilerbrücke (ca. 10 - 12 % der Zeit). Für die unterhalb des Abschnittes 6 verbleibende Flussstrecke wurde die durchschnittliche Infiltration auf 10 l/s und die mittlere Exfiltrationsrate auf 30 l/s berechnet.

Für den rechtsseitigen Hagneckkanal zwischen Kraftwerk Aarberg und Walperswil (Verboust) ergibt sich somit folgende Wasseraustauschbilanz für das hydrologische Jahr 1986/87:

Infiltration	305	l/s
Exfiltration	65	l/s
Infiltration netto	240	l/s

4.4.4 Diskussion

Gemäss Figur 4.16 dominierte zu etwa 80 % der Zeit die Infiltration, während an den übrigen Tagen die Exfiltration überwog. Mengenmässig erreichte die Infiltration knapp 90 % der ausgetauschten Wassermenge auf den Berechnungsabschnitten 1 - 6 und gesamthaft gut 80 %. In den obigen Zahlen ist die Wassermenge, die in die Längsdrainage strömt, nicht eingeschlossen, da diese vor allem eine Umverteilung im Ufergürtel vornimmt. Einerseits nimmt die Längsdrainage Wasser direkt aus dem Kanal auf, um es weiter stromabwärts wieder in diesen abzugeben (Kurzschluss). Anderseits fliesst ihr bei bestimmten Wasserständen aus dem Ufergürtel Grundwasser zu. Was sich in diesem schmalen Uferstreifen abspielt, ist somit für die Grundwasserbilanzierung von untergeordneter Bedeutung.

Die In- und Exfiltrationshäufigkeit entlang des Kanals ist aus Figur 4.17 ersichtlich. In dieser Darstellung wurde unterschieden zwischen der direkten Exfiltration in den Kanal und der Exfiltration über die Längsdrainage, wobei die lokalen Verhältnisse im Ufergürtel speziell analysiert wurden. Massgebend ist die Linie, die die Exfiltration in die Längsdrainage und den Kanal darstellt. Bei Profil 6 herrschten z.B. während etwa 4 Monaten im hydrologischen Jahr 1986/87 Exfiltrationsverhältnisse vor. Die geringste Exfiltration findet bei Profil 2 statt, während sie stromaufwärts wieder zunimmt (Kap. 4.5.3).

Die in Kapitel 4.4.3 bestimmten In- und Exfiltrationsmengen sind nur für das hydrologische Jahr 1986/87 gültig, das gegenüber den Durchschnittswerten einen um 28 % zu hohen Niederschlag (Station Aarberg) und um 11 % zu hohen Aareab-

fluss (Station Hagneck) aufwies. Nicht nur der Kanalpegel lag somit höher als normal, sondern auch der Grundwasserspiegel infolge der grösseren lokalen Niederschläge. Wie weit sich dies auf den Wasseraustausch zwischen Kanal und Grundwasser auswirkte, lässt sich nur schwer quantifizieren. Bezüglich der hydraulischen Gradienten als massgebende Grösse dürften die beidseitig erhöhten Wasserstände keine allzu grosse tendenzielle Verschiebung verursacht haben. In Anbetracht der übrigen Unsicherheiten, die den Berechnungen anhaften, wird deshalb auf eine Korrektur, die infolge der fehlenden Daten weitgehend fiktiv sein müsste, verzichtet.

Aufgrund der für das hydrologische Jahr 1986/87 erfolgten Berechnungen ist die Infiltration sehr grossen Schwankungen unterworfen. Die Nettoinfiltrationsmenge kann 600 l/s überschreiten, im Extremfall aber auch negativ sein (überwiegende Exfiltration).

4.4.5 Zukünftige Infiltrationsermittlungen

Aufgrund der oben abgeleiteten Beziehung zwischen Infiltration und Gefälleunterschied lässt sich in Zukunft mit einem Minimalaufwand die rechtsufrige Infiltrationsmenge auf einfache Weise bestimmen. Dabei wird wie folgt vorgegangen:

1. Abwarten stabiler Wasserstandsverhältnisse im Kanal (mind. 6 Stunden)

2. Ablesung der Limnigraphen HK 104 (Kanal) und HK 105 (Grundwasser) und Bestimmung der Wasserspiegeldifferenz, h.

3. Temperaturmessung im Kanal

4. Ermittlung der Infiltrationsmenge mittels Korrelationskurve (Fig. 4.15b)

5. Temperaturkorrektion gemäss Fig. 4.12

Diese Methode setzt unveränderte Infiltrationsbedingungen im Untergrund voraus, was 20 Jahre nach der Tieferlegung des Hagneckkanals erwartet werden kann. Es ist indessen nicht ausgeschlossen, dass z.B. noch ein gewisser Kolmatierungsprozess stattfindet. Mit Hilfe der nun vorhandenen Messinstallationen lassen sich zukünftige Veränderungen, die den Wasseraustausch beeinflussen, jederzeit wahrnehmen.

In Anbetracht der siedlungswasserwirtschaftlichen Bedeutung der Kanal-Infiltration scheinen deshalb periodische Kontroll- und Eichmessungen unbedingt erforderlich. Gleichzeitig sollten allfällige Unterhaltsarbeiten am Messstellennetz (Profile 1 - 6) vorgenommen werden, um einen erneuten Beweisnotstand zu verhindern. Zweckmässig wären zwei Messungen pro Jahr bei möglichst unterschiedlichen Wasserstandsverhältnissen. Damit könnten u.U. auch gewisse Rückschlüsse über allfällige Infiltrationsveränderungen in den letzten Jahren gezogen werden. Der dafür notwendige Gesamtaufwand ist dank der abgeleiteten Berechnungsmethode bescheiden.

Fig. 4.16 Infiltrations- und Exfiltrationsdauerkurve (Profile 1 - 6)

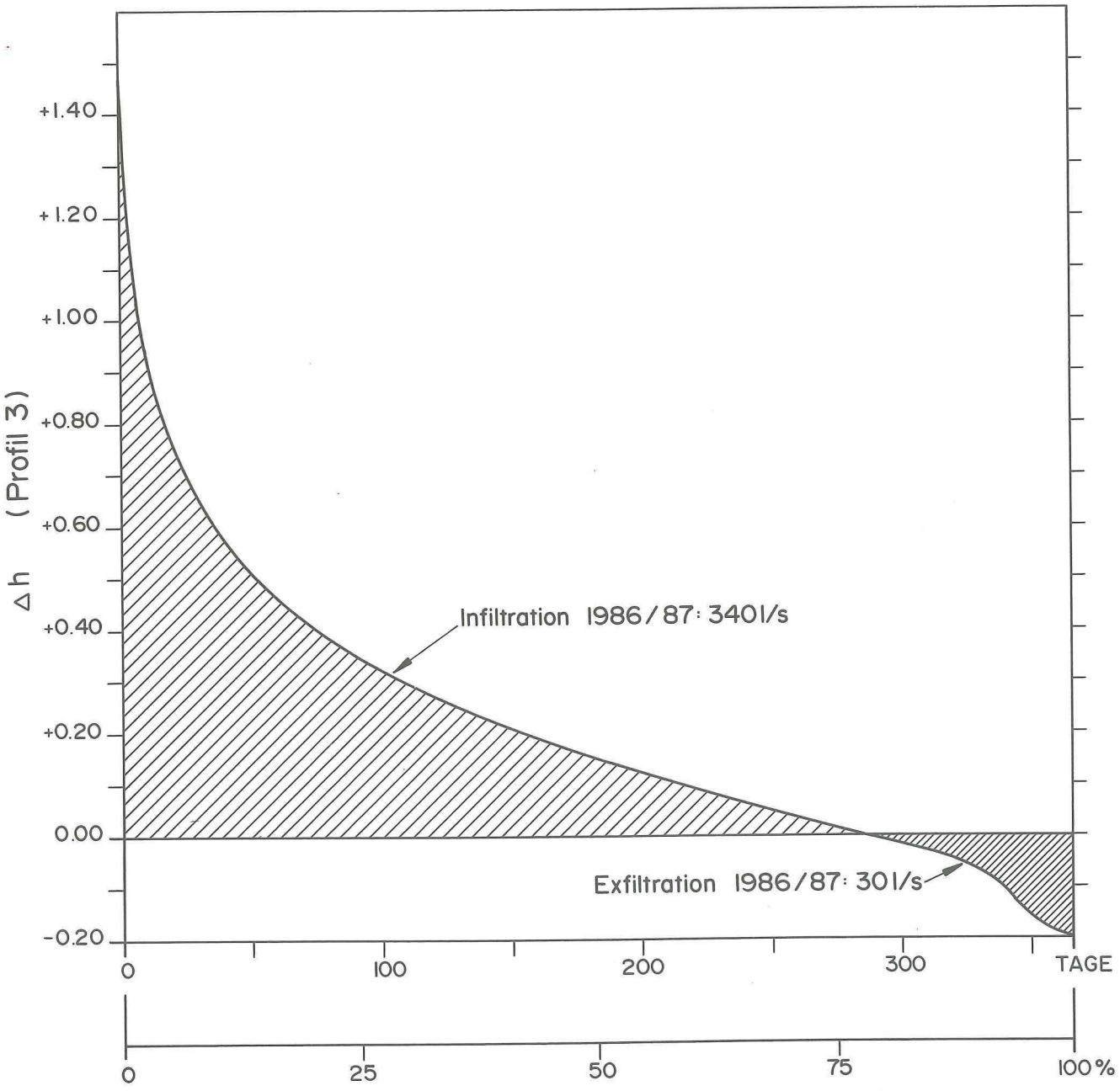
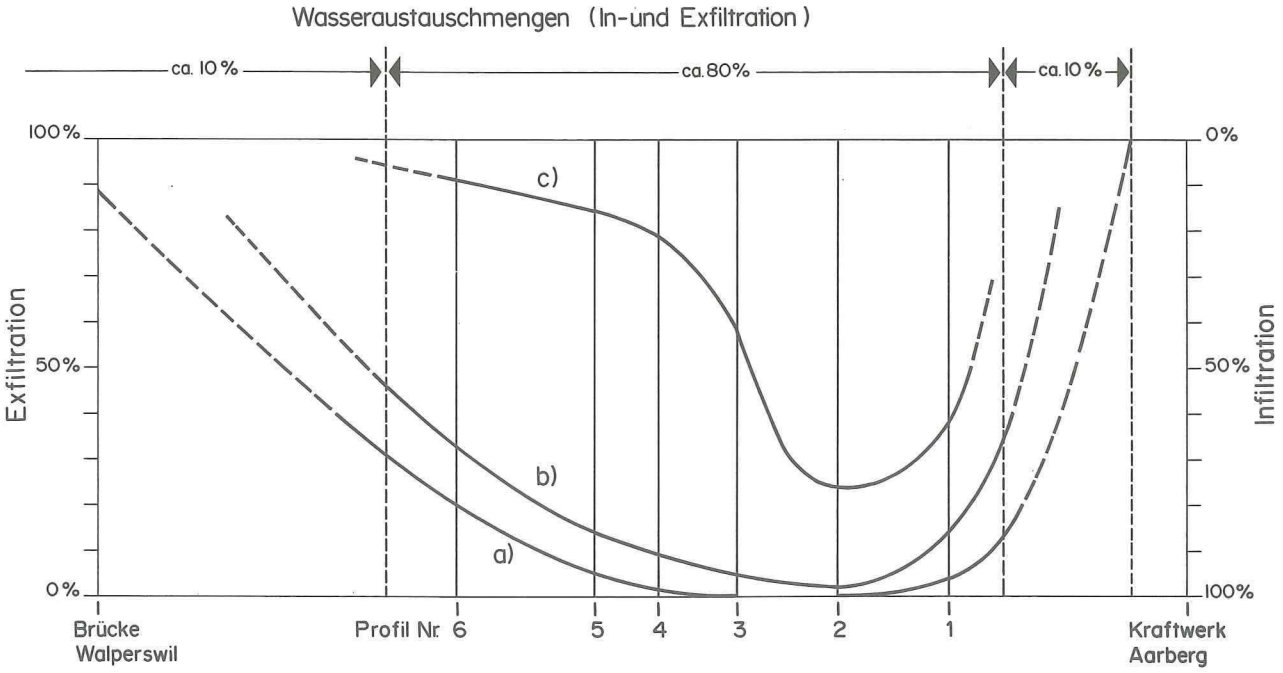


Fig. 4.17 Wasseraustausch zwischen Kanal und Grundwasserleiter vom Kraftwerk Aarberg bis zur Walperswiler Brücke.



a) direkte Exfiltration in Kanal (Kanalstand = G.W. - Spiegel)
b) Exfiltration in Kanal über Längsdrainage
c) Partielle Exfiltration innerhalb eines 10-20m breiten Ufergürtels

4.5 Qualitative Aspekte

4.5.1 Isotopenuntersuchungen

Mit Hilfe von Sauerstoffisotopen-Konzentrationen im Grundwasser kann auf die Anspeisung zurückgeschlossen werden, sofern das Einzugsgebiet des infiltrierenden Oberflächengewässers bedeutend über dem Seeland liegt. Dies ist mit der Aare und dem Nebeneinzugsgebiet der Saane deutlich der Fall, das bei einer mittleren Einzugsgebietshöhe von etwa 1'500 m.ü.M. mehr als 1'000 m über dem Seeland liegt.

Nachstehend sei kurz auf die Methode der Sauerstoff-Isotopenmessungen eingegangen. Die Grundzüge können u.a. der Publikation von U. SIEGENTHALER, U. SCHOTTERER und H. OESCHGER (1983) entnommen werden. In der Natur zeichnet sich ein Bruchteil der Wassermoleküle dadurch aus, dass sie statt einem Sauerstoff-16-(^{16}O) ein schweres Sauerstoff-18-Atom (^{18}O) eingebaut haben. Die Konzentration des Isotops ^{18}O in den Niederschlägen und damit auch im Grund- und Oberflächenwasser variiert etwas; insbesondere nimmt sie mit zunehmender Höhe über Meer ab. Der mittlere Gradient beträgt etwa -0.15 bis -0.30 ‰ pro 100 m.

Die ^{18}O-Konzentration einer Wasserprobe wird angegeben als Delta-Wert in Promillen:

$$\delta^{18}O = \frac{(^{18}O/^{16}O)\ \text{Probe} - (^{18}O/^{16}O)\ \text{Standard}}{(^{18}O/^{16}O)\ \text{Standard}} \times 1'000\ ‰$$

also als Abweichung vom Verhältnis von Sauerstoff-18 zu Sauerstoff-16 im Standard, wobei Meerwasser als Standard dient (SMOW = Standard Mean Ocean Water). Natürliches Wasser in unseren Regionen hat meist ein negatives $\delta^{18}O$, d.h. es ist ^{18}O-ärmer als Meerwasser.

Die ^{18}O-Höhenbeziehung ist einer Streuung unterworfen, weil sie u.a. von meteorologischen und topographischen Gegebenheiten abhängt. So werden in Tälern, die im Regenschatten umgebender Bergketten stehen, negativere $\delta^{18}O$-Werte beobachtet als anderswo.

Aufgrund der zahlreichen Wasseranalysen können für das Seeland die folgenden ungefähren $\delta^{18}O$-Mittelwerte angegeben werden:

- Niederschlag: - 10.1 ‰
- Aare : - 12.8 ‰

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt über 100 Wasserproben erhoben und durch U. SIEGENTHALER und K. HAENNI des Physikalischen Instituts der Universität Bern analysiert. Die Auswertung und Gewichtung der Ergebnisse ermöglichte die gebietsmässige Darstellung des mittleren Aareinfiltratanteils (Fig. 4.18). Deutlich kommen dabei die Hauptinfiltrationszonen zum Vorschein, wobei sich das rechte Ufer des Kanals klar vom linken abhebt. Ebenfalls eindeutig sind die Infiltrationsverhältnisse entlang der Alten Aare ersichtlich, die mit den Abflussmessungen im Einklang stehen (Kap. 5.3). Gemäss den Isotopenverhältnissen beziehen die nachstehenden Fassungen etwa folgenden Anteil an Aareinfiltrat:

Gimmiz 1	50 - 60 %
Gimmiz 2	30 - 50 %
Gimmiz 3	60 - 70 %
SWG Worben	< 25 %
PW Kappelen	20 - 30 %
PW Aarberg (neu)	> 75 %

Mehrmals beprobt wurden auch die Profile 1 - 6 entlang des Hagneckkanals, wobei jeweils isolierte Proben aus den verschiedenen Tiefenstufen erhoben wurden. Die Ergebnisse waren in der Regel identisch, indem das Grundwasser im Uferbereich in jeder Tiefe bis in den Stauerbereich mit > 90 % aus Aareinfiltrat bestand. Damit war erwiesen, dass der Kanal eine hydraulische Barriere bildet und nicht vom linksufrigen Gebiet her unterströmt wird. Dies wurde auch durch Probeerhebungen auf der Südseite des Kanals erhärtet. Eine etwas detaillierte Darstellung der ^{18}O-Konzentrationen im Bereich des Kanals ist aus Figur 4.19 ersichtlich.

4.5.2 Temperaturanalysen

Grundwasser-Temperaturmessungen sind im allgemeinen sehr einfach auszuführen, dies gilt auch für vertikale Temperaturprofile im Grundwasserleiter. Häufig wird jedoch der Dichteströmung in den Beobachtungsproben zu wenig Beachtung geschenkt, so dass das spezifisch leichtere Wasser, unabhängig von der Umgebungstemperatur, immer oben aufschwimmt. Die Reibung, als der Dichteströmung entgegengesetzte Kraft, verhindert jedoch in genügend engen Rohren diesen Vorgang. Daher wurden sämtliche Temperaturprofile in den speziell dafür versetzten 1"-Rohren vorgenommen (Kap. 4.3.5, Fig. 7b). Wie die ausgeführten Temperaturprofile zeigten, unterblieb darin die Konvektionsströmung (Fig. 4.20).

In der Regel wurden in den Profilen 1 - 6 entlang des Hagneckkanals wöchentliche Temperaturprofile mit einem Messintervall von 1 - 2 m aufgenommen, zudem wurde die Temperatur des Kanals gemessen. Die Ergebnisse wurden als Isoplethen dargestellt, d.h. eine zeit- und tiefenabhängige Aufzeichnung unter Verbindung gleicher Temperaturwerte miteinander (Fig. 4.20). Damit liess sich der Schwankungsbereich, die Dämpfung und die zeitlich verzögerte Ausbreitung der Temperatur sowie die Einschichtung des Grundwassers im Uferbereich illustrieren. Obschon sich die Temperatur im Grundwasser infolge des Wärmeaustausches mit dem Gestein weit weniger rasch ausbreitet als der Stofftransport, widerspiegelt sie trotzdem bis zu einem bestimmten Grad die Dynamik der Grundwasserströmung. Am besten sind die Verhältnisse im Profil 4 mit den Bohrungen HK2 und HK1 sichtbar, die etwa 6 m bzw. 21 m von der mittleren Wasserlinie des Kanals entfernt sind. Folgende, für die hydrothermalen Verhältnisse im Uferbereich typischen Vorgänge lassen sich aus der Figur 4.20 herauslesen:

Fig. 4.18 Anteil Aareinfiltrat im Untersuchungsgebiet aufgrund des Sauerstoffisotopen-Verhältnisses im Grundwasser

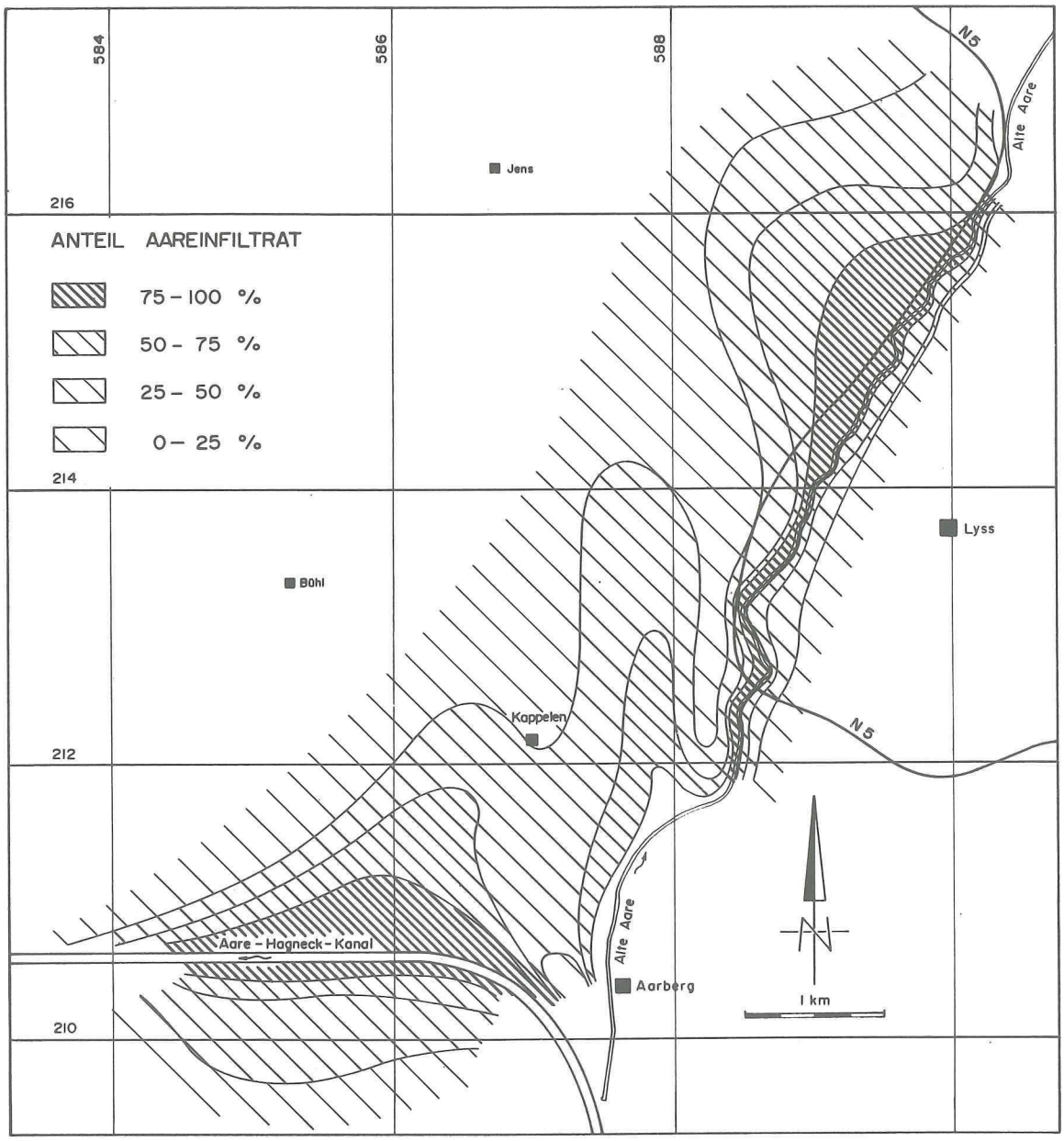


Fig. 4.19 Nitratgehalt a), Gesamthärte b), Sauerstoff-18 Konzentration c) im Uferbereich (14./15.8.1986)

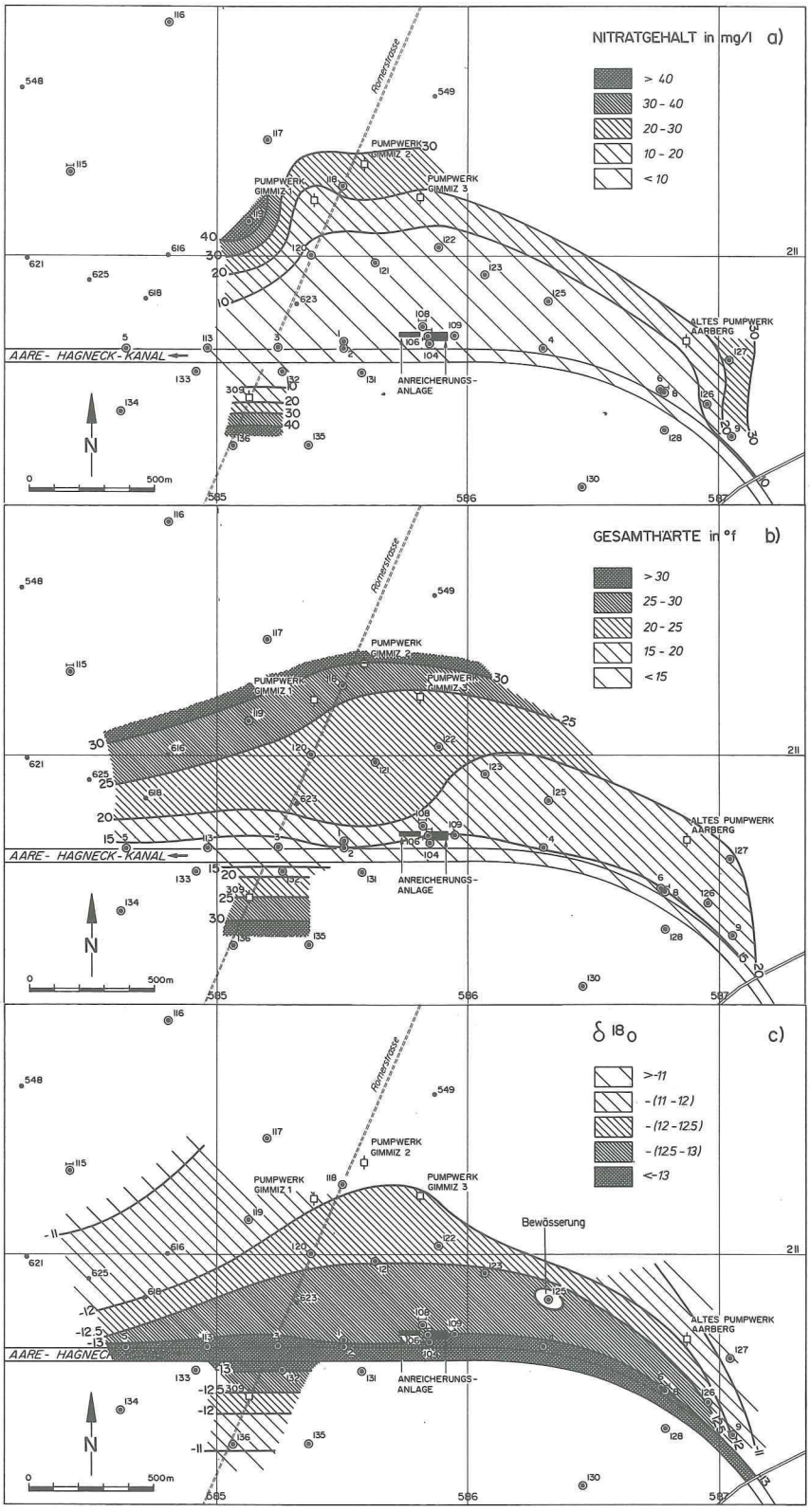
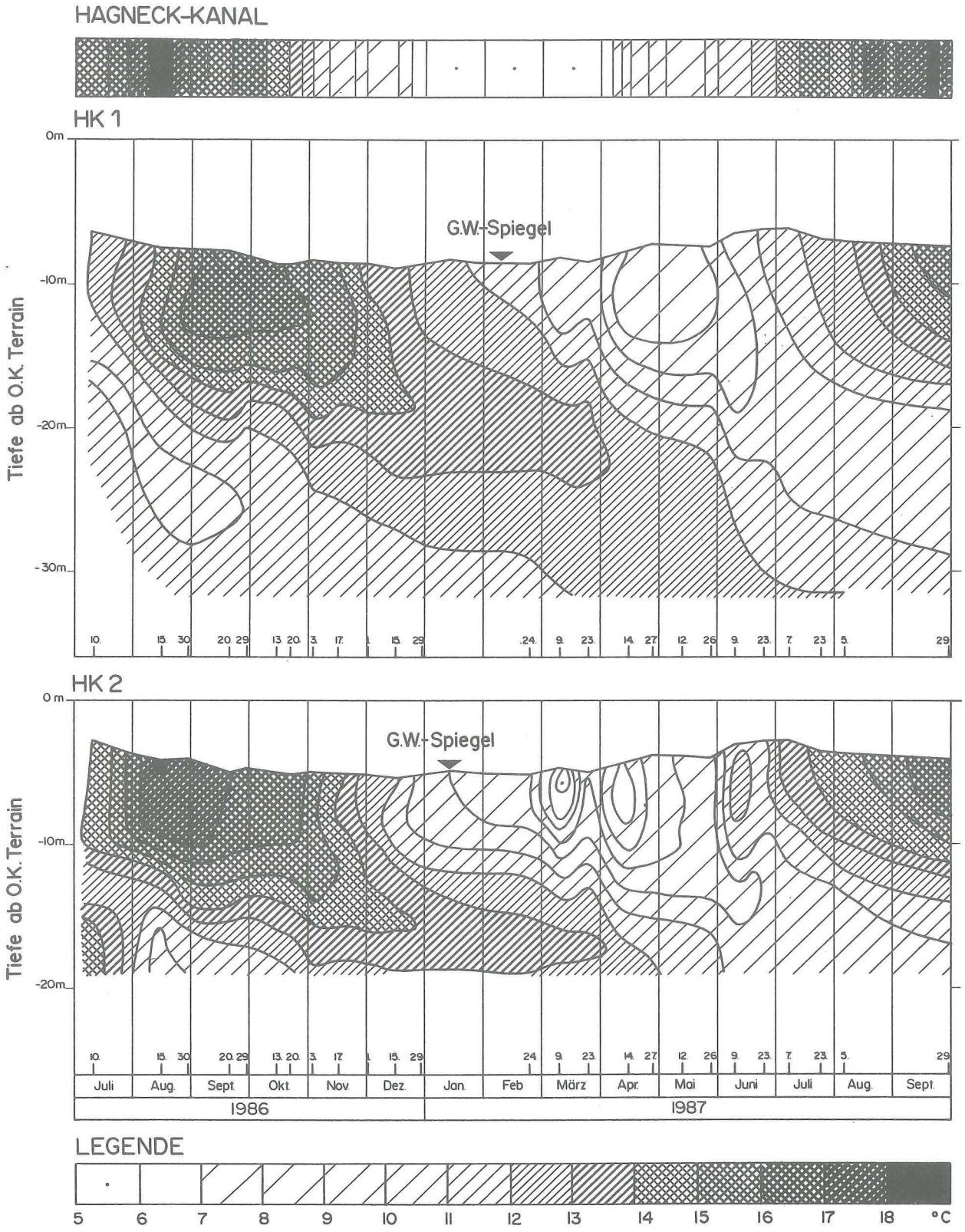


Fig. 4.20 Temperaturisoplethen im Profil 4 (1986/87)



- Temperaturschwankung: Der Schwankungsbereich betrug im gesamten Grundwasserleiter vom Juli 1986 bis September 1987 bei HK2 12.1° C (5.9 - 18.0° C) und bei HK1 8.1° C (8.3 - 16.4° C).

- Temperaturdämpfung Kanal/Grundwasser, minimal: Sommer: HK2 1.7° C (19.7/18.0), HK1 3.5° C (19.7/16.2) - Winter: HK2 2.3° C (3.6/5.9), HK1 4.7° C (3.6/8.3). Im untersten Teil des Grundwasserleiters wird die Dämpfung derart gross bzw. die Infiltrationsdynamik so abgeschwächt, dass die saisonale Temperaturschwankung < 1° C erreicht (HK1).

- Phasenverschiebung Temperaturextreme: Sommer: HK2 ca. 10 Tage, HK1 ca. 40 - 70 Tage - Winter: HK2 ca. 80 - 90 Tage, HK1 ca. 100 - 130 Tage. Infolge des im Winter vorherrschenden tiefen Aarestandes und dem damit verbundenen geringen hydraulischen Gefälle wird die Infiltration stark abgeschwächt, was durch die vergrösserte Viskosität des Wassers noch unterstrichen wird.

- Allgemeine Strömungsdynamik: Entsprechend der Tiefe des Kanaleinschnittes findet die Infiltration vor allem in den obersten Metern des Grundwasserleiters sowie in den gutdurchlässigen Bereichen statt.

- Einschichtungsvorgänge: Unabhängig von der Dichte des Wassers findet eine Einschichtung des Infiltrats statt, die der Hauptgrundwasserströmung (Potentialgefälle) folgt. Die Anisotropie des Grundwasserleiters unterbindet eine Konvektionsströmung.

- Exfiltrationsvorgänge: Ein eindeutiger Exfiltrationsvorgang konnte Ende März 1987 im HK2 erfasst werden, indem die Temperatur kurzfristig um etwa 3° C anstieg und wieder absank, was sich im HK1 nur undeutlich abzeichnete (Δ T ca. 0.5° C).

Die beobachtete Thermodynamik der Infiltrationsströmung wird namentlich durch die Längsdrainage entlang dem Kanalufer stark beeinflusst, was die obigen Aussagen etwas relativiert:

- Teilweise gelangt Infiltrat erst in den Grundwasserleiter, nachdem es der Längsdrainage bis zu mehreren 100 m gefolgt ist (häufig im Winter).

- Bei starken Niveaudifferenzen zwischen Kanal und Grundwasser wird die Längsdrainage überspielt (teilweise im Sommer).

- Die Tiefenwirkung der Längsdrainage ist auf die obersten Meter des Grundwasserleiters beschränkt.

- Unabhängig von der Längsdrainage variiert die Fliessrichtung ("Anstellwinkel", Kap 4.4.2) im Uferbereich, d.h. sie ist vom hydraulischen Gefälle abhängig.

4.5.3 Chemismus

Hagneckkanal

Der Chemismus des Aarewassers ist abhängig von der Wasserführung und der Jahreszeit. Infolge der zahlreichen Seen und Speicherbecken findet jedoch eine starke Dämpfung der Konzentrationsschwankungen statt. Figur 4.21 illustriert den Schwankungsbereich für die Karbonathärte, den Chlorid- und Nitratgehalt.

Mit einer mittleren spezifischen Leitfähigkeit von 280 µS/cm bei 20° C ist das Aarewasser in Anbetracht des ausgedehnten Einzugsgebietes nur wenig mineralisiert. Gegenüber reinen Mittellandflüssen fällt vor allem der niedere Nitratgehalt positiv auf.

Die generelle Zusammensetzung des Aarewassers ist aus nachstehender Tabelle ersichtlich:

Komponenten		Konzentration
Karbonathärte	°f	9 - 17
Chloride	mg/l	2 - 12
Sulfate	mg/l	24 - 38
Nitrate	mg/l	2 - 8
Nitrite	mg/l	0.01 - 0.07
Ammonium	mg/l	0.01 - 0.2
Gesamtphosphor	mg/l	0.02 - 0.12
Oxidierbarkeit	mg KMnO4/l	5 - 9
Eisen	mg/l	< 0.01
Mangan	mg/l	< 0.05
Sauerstoffsättigung	%	80 - 110
Leitfähigkeit	µS/cm	200 - 360
Temperatur	° C	2 - 23

Das Infiltrat kann demnach in seiner Zusammensetzung beträchtlich variieren. Der Chemismus eignet sich deshalb schlecht für quantitative Abschätzungen des Infiltratanteils im Grundwasser. Dies umso mehr, als die Wasserpassage im Untergrund sofort von Mineralisationsprozessen begleitet ist. Im Gegensatz dazu stellen die Sauerstoffisotopen praktisch inerte Tracer dar, die auch nicht merklich sorbiert werden (Kap. 4.5.1).

Grundwasser

Auch beim Grundwasser sind saisonale Konzentrationsschwankungen zu beobachten, die aber einen recht verschiedenen Ursprung haben können:

- unterschiedlicher Chemismus des Infiltrats
- schwankender Infiltratanteil
- lokale Grundwasserneubildung (Niederschläge)
- landwirtschaftliche Bodennutzung
- Grundwasserförderung

Ein Beispiel dazu zeigen die Karbonathärte-, Chlorid- und Nitratganglinien der Fassung Gimmiz 1 (Fig. 4.22), die einen Infiltratanteil von etwa 50 - 60 % (Kap. 4.5.1) besitzt. Es ist klar, dass in diesem Fall die Konzentrationsschwankungen nicht interpretiert werden können.

Wie zu erwarten war, nimmt mit zunehmender Distanz zum Hagneckkanal die Mineralisation des Grundwassers rasch zu (Fig. 4.19b und c). Infolge des landwirtschaftlichen Einflusses verhält sich die Konzentrationszunahme des Nitratgehaltes und der Karbonathärte recht unterschiedlich. Auffallend ist aber bei beiden Komponenten das landwärts gerichtete starke Mineralisationsgefälle, das auch von den Sauerstoffisotopen angezeigt wird. Wahrscheinlich dürften die Fassungen Gimmiz 1 - 3 teilweise dafür verantwortlich sein, da sie auch landseitiges Grundwasser ansaugen.

Jedes Profil entlang des Hagneckkanals war mit 2"-Piezometern bestückt (Fig. 7b) das die Entnahme von isolierten Wasserproben aus drei verschiedenen Tiefen mittels einer speziellen Tauchpumpe erlaubte. Damit war es möglich, die In- bzw. Exfiltrationsverhältnisse auch qualitativ zu überprüfen. Wie schon die Sauerstoffisotopen zeigten, waren zwischen den einzelnen Tiefenstufen häufig keine allzu grossen Mineralisationsunterschiede zu erwarten. Starke In- und Exfiltrationen kamen aber, wie nachstehende Beispiele zeigen, deutlich zum Ausdruck.

Grosse Variationen waren erwartungsgemäss vor allem in den obersten und untersten Profilen, wo öfters Exfiltrationen auftreten, feststellbar.

Fig. 4.21 Jahreszeitliche Verteilung der Karbonathärte, Chlorid- und Nitratkonzentrationen (1977-82) im Kanal

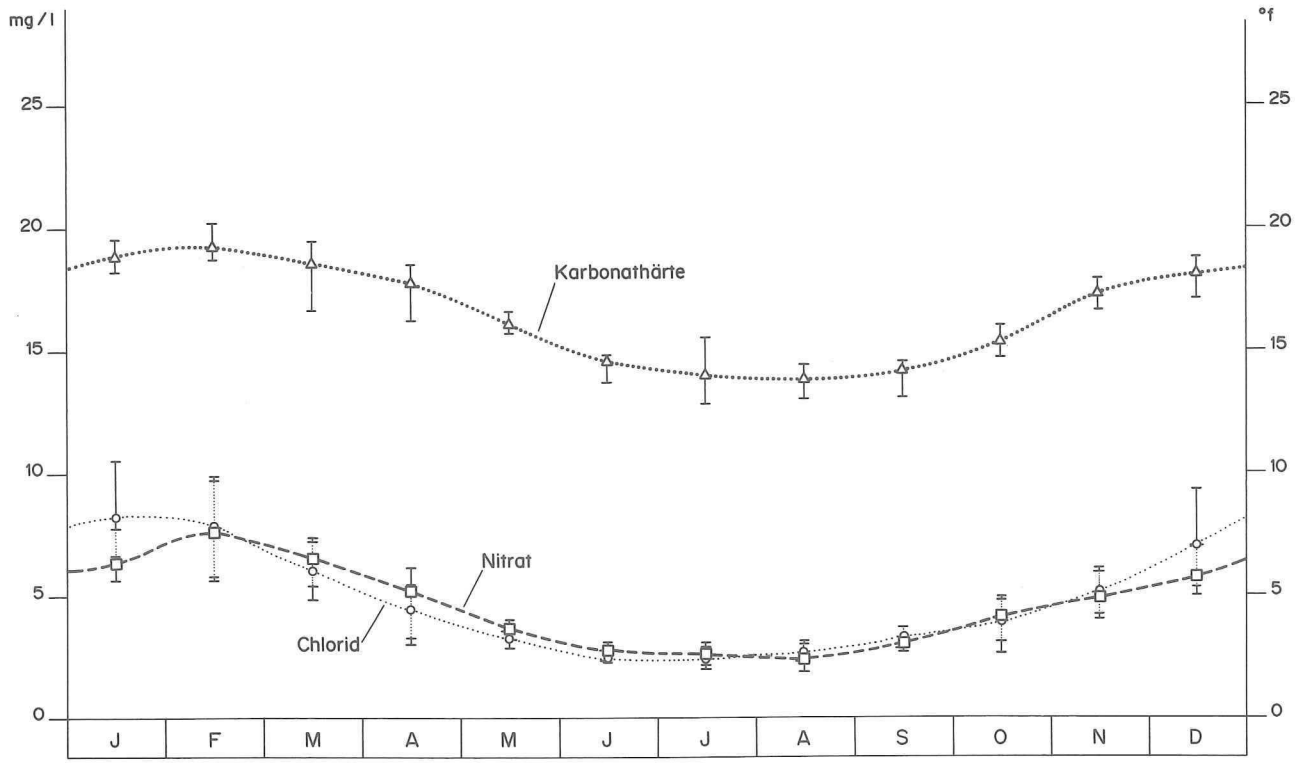
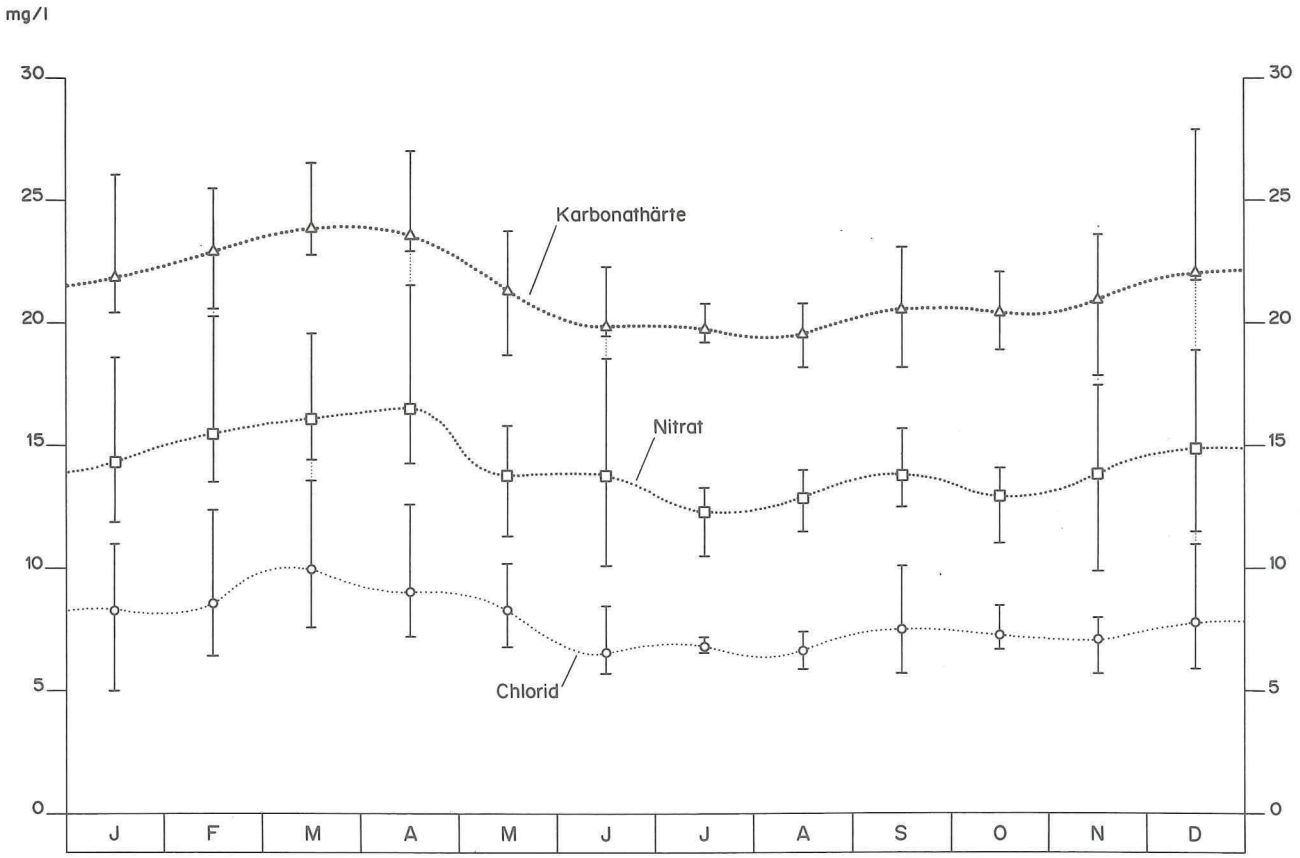


Fig. 4.22 Jahreszeitliche Verteilung der Karbonathärte, Chlorid- und Nitratkonzentrationen in der Fassung Gimmiz 1 (1977-82)



Infiltrationsverhältnisse:

14.8.86

Komponenten	GH °f	Cl mg/l	NO_3 mg/l	SO_4 mg/l
Aare	12.6	4	5	26
Profil 1/I	15.4	3	4	25
II	13.8	3	4	26
III	15.6	3	5	27
Profil 2/I	17.9	3	?	25
II	13.5	3	3	25
III	15.8	3	5	27
Profil 4/I	16.7	3	3	25
II	15.6	3	4	26
III	17.1	4	4	28
Profil 5/I	14.0	4	4	25
II	15.3	3	4	26
III	16.5	4	6	29
Profil 6/I	13.8	3	4	25
II	16.2	4	4	27
III	17.5	4	6	30

Exfiltrationsverhältnisse:

Komponenten	26.1.87 KH °f	Cl mg/l	NO_3 mg/l	SO_4 mg/l	30.9.87 KH °f	Cl mg/l	NO_3 mg/l	SO_4 mg/l
Aare	13.8	6	5	35	11.3	3	5	25
Profil 1/I	18.6	8	12	28				
II	15.2	7	8	31				
III	16.1	7	9	31				
Profil 6/I	17.9	7	11	26	20.7	7	23	26
II	13.3	4	5	28	13.6	3	6	30
III	14.0	4	5	29	13.9	3	6	30

(I = hoch, II = mittel, III = tief)

Die im Profil 1 feststellbaren Exfiltrationstendenzen stimmen mit den jeweiligen Nitratanstiegen im Winterhalbjahr im 200 m entfernten alten Pumpwerk Aarberg überein (Fig. 2.2). Bei sehr tiefem Aarewasserstand reicht die Exfiltration unterhalb des Stauwehrs Aarberg bis in den Bereich des Profils 1, was logischerweise eine vorübergehende Qualitätsverschlechterung des Grundwassers zur Folge hat. Hydraulisch ist diese Tendenz im Profil 1 nur selten klar ersichtlich, sie manifestiert sich eher durch eine flache Druckverteilung.

Die Nitrat- und Karbonatschwankungen im Uferbereich (Durchschnittswerte übers Profil) für das hydrologische Jahr 1986/87 und die Konzentrationen im Kanalwasser sind in Figur 4.23 dargestellt. Dabei fallen vor allem folgende Punkte auf:

- die saisonalen Schwankungen im Aare- wie im Grundwasser
- die unverhältnismässig starke Mineralisierung im Profil 1 während den Wintermonaten (Exfiltration!)
- der ähnlich grosse Schwankungsbereich im Grund- wie im Kanalwasser, mit Ausnahme der Karbonathärte im Sommerhalbjahr (zunehmende Aufhärtung im Boden durch CO_2-Eintrag aus der Vegetationszone, vereinzelte Exfiltrationen)
- keine deutliche Phasenverschiebung zwischen den Konzentrationen in Aare- und Grundwasser (im Gegensatz zur Temperatur, Kap. 4.5.2)

Aehnlich wie die Temperatur (Fig. 4.20), ist die jahreszeitliche Entwicklung der Karbonathärte im Profilschnitt dargestellt (Fig. 4.24). Zur Darstellung der Isoplethen standen Analysen aus drei verschiedenen Entnahmetiefen zur Verfügung. Auch hier kommt die Grundwasserdynamik zum Ausdruck. Während sich beim Profil 4 die Strömungsänderungen vor allem in den obersten Metern des Grundwasserleiters abspielen, beanspruchen sie bei Profil 1 die gesamte Mächtigkeit. So variiert die Karbonathärte beim Profil 4 15 - 17 m unter dem Grundwasserspiegel nur zwischen 12.7 und 13.7 °f, während die Variationsbreite einige Meter unter dem Wasserspiegel 11.5 - 16.0 °f erreicht (Kanal 10.4 - 16.9 °f). Exfiltrationstendenzen, die auch hydraulisch durch Potentialunterschiede belegt werden können, sind im Profil 4 anfangs Dezember 1986, Ende März und Ende Juli 1987 erkennbar.

Beim Profil 1 variiert die Karbonathärte im obersten, mittleren und untersten Teil des Grundwasserleiters etwa gleich stark: 13.3 - 19.2 °f, 11.3 - 17.2 °f, 12.5 - 19.1 °f. Die Strömung erfasst das Profil gleichermassen. Auffallend sind hier vor allem zwei Phänomene: Die ausgesprochene Exfiltrationstendenz Januar - März 1987 mit einem Höhepunkt Ende März und einer anschliessenden deutlichen Strömungsumkehr (Infiltration!), sowie die offenbar gegenläufige Strömung im September 1987 (oben Exfiltration, Mitte und unten Infiltration). Nur der oberste Teil des Grundwasserleiters scheint öfters von Exfiltrationen beeinflusst zu werden.

Fig. 4.23 Konzentrationsschwankungen der Karbonathärte und des Nitratgehalts im Kanal und Grundwasser des rechten Uferbereiches (1986/87)

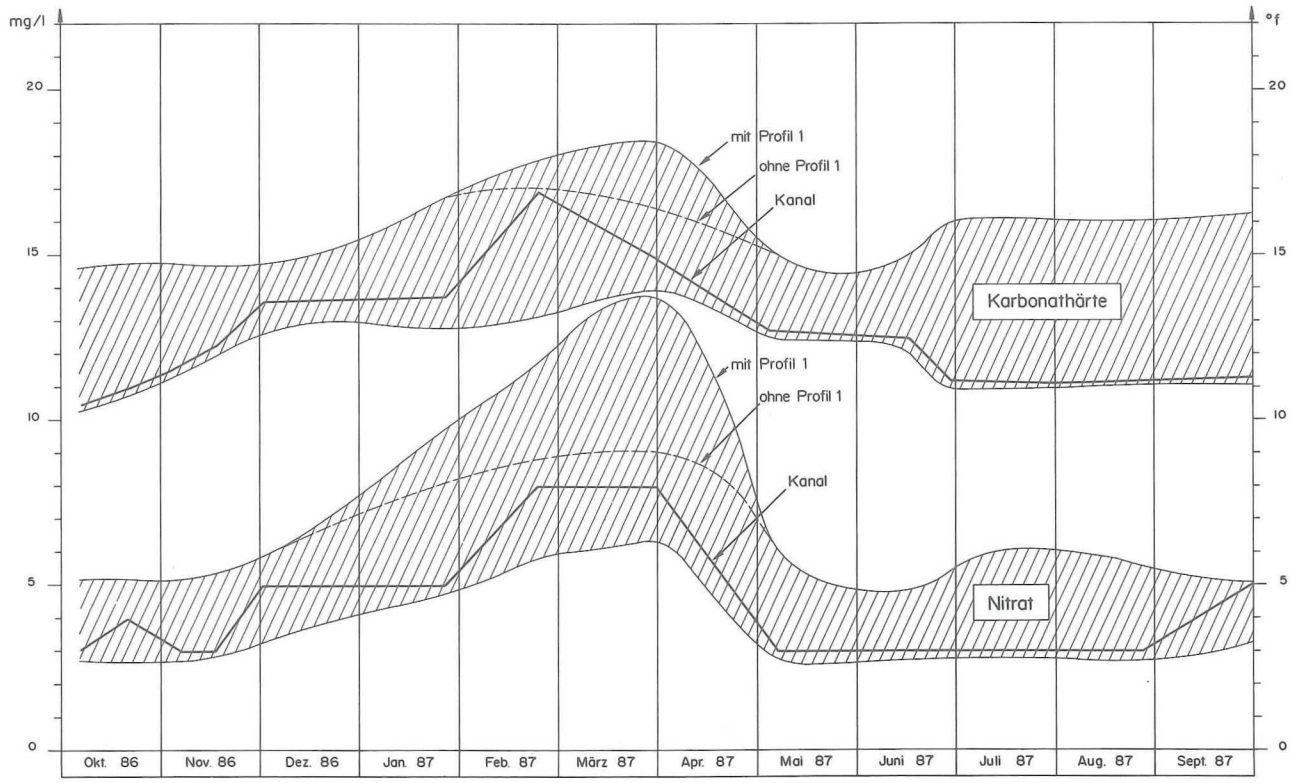
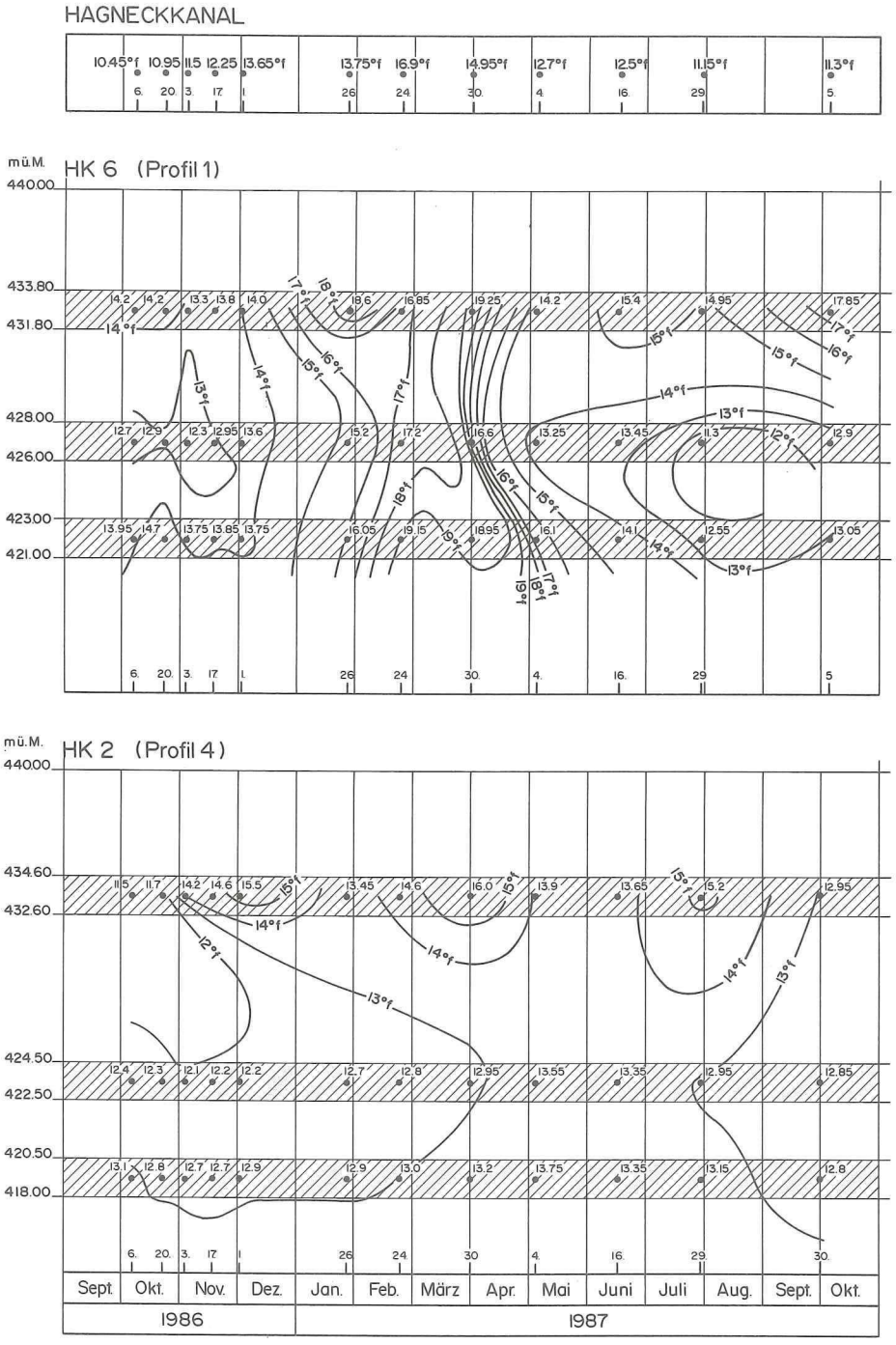


Fig. 4.24 Isoplethen der Karbonathärte im Profil 1 und 4 (1986/87)



5. INFILTRATION ALTE AARE

5.1 Zum Abflussregime der Alten Aare

Der alte Aarelauf wird durch ein Auslaufbauwerk, das sich unmittelbar stromaufwärts der Sperrstelle Aarberg befindet, gespiesen. In den vergangenen Jahren wurde die Dotierwassermenge verschiedentlich erhöht (Fig. 2.1), sie ist nun auf 3.5 m^3/s reglementiert. In letzter Zeit erreichte sie jedoch effektiv im Durchschnitt über 4 m^3/s. Im Jahr 1985 z.B. betrugen die extremen Tagesmittelwerte 3.67 m^3/s und 6.20 m^3/s. Eine Abfluss-Dauerkurve für das Jahr 1984 ist in Figur 5.1 dargestellt.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes, d.h. zwischen Aarberg und Lyss, ändert sich der Abfluss nur geringfügig. An Oberflächengewässern münden nur der Spins- und der Siechenbach ein, zwei Wasserläufe mit einem bescheidenen Einzugsgebiet, die in der Regel die Infiltration der Alten Aare ins Grundwasser nicht zu kompensieren vermögen. Die Abflussmenge ist deshalb in Lyss meist kleiner als bei Aarberg.

Wie das Längsprofil entlang der Alten Aare zeigt (Fig. 5.2), liegt der Grundwasserspiegel meist unter der Flusssohle. Nur auf kurzen Strecken, beim Schwimmbad Aarberg sowie zwischen Försterhaus und Limnigraph Lyss reicht er in den Bereich des Flusswasserspiegels. Dies sind auch die Abschnitte, wo unter speziellen Bedingungen eine Exfiltration möglich wäre. Im allgemeinen ist es jedoch so, dass auf diesen Strecken eine hydraulisch angeschlossene Infiltration vorherrscht, während sie sonst vorwiegend perkolativen Charakter hat, wie dies in Figur 5.3 dargestellt ist.

5.2 Bestimmung der Infiltrationsmenge

Die vorliegenden Abflussmengen der beiden durch die Landeshydrologie betreuten Stationen Aarberg und Lyss zeigen, dass die Infiltration die Grössenordnung von 10 - 15 % des Abflusses erreicht. Unter diesen Bedingungen, Messfehler << Infiltration, ist es möglich, die Infiltrationsmenge direkt durch Abflussmessungen zu bestimmen.

Mittels einer Anzahl von koordinierten Abflussmessungen wurde im August und September 1987 die Infiltration in Abhängigkeit von der Abflussmenge an acht Stellen bestimmt (Fig. 5.4). Um möglichst genaue Ergebnisse zu erzielen, wurde dabei wie folgt vorgegangen:

- Messungen unter konstanten Bedingungen (kein Niederschlag 72 Std vor und während den Messungen, gleichbleibende Dotierwassermenge 48 Std vor und während den Messungen).

- Simultanmessungen durch 3 Equipen am gleichen Tag, wobei zur Ausmerzung individueller Fehler Messungen an einer Messstelle (Limnigraph Obergrien) durch alle 3 Equipen vorgenommen wurden.

- Doppelmessungen an allen Messstellen (morgens und nachmittags).

Fig. 5.1 Abflussdauerkurve der Alten Aare bei Aarberg (Tagesmittel 1984)

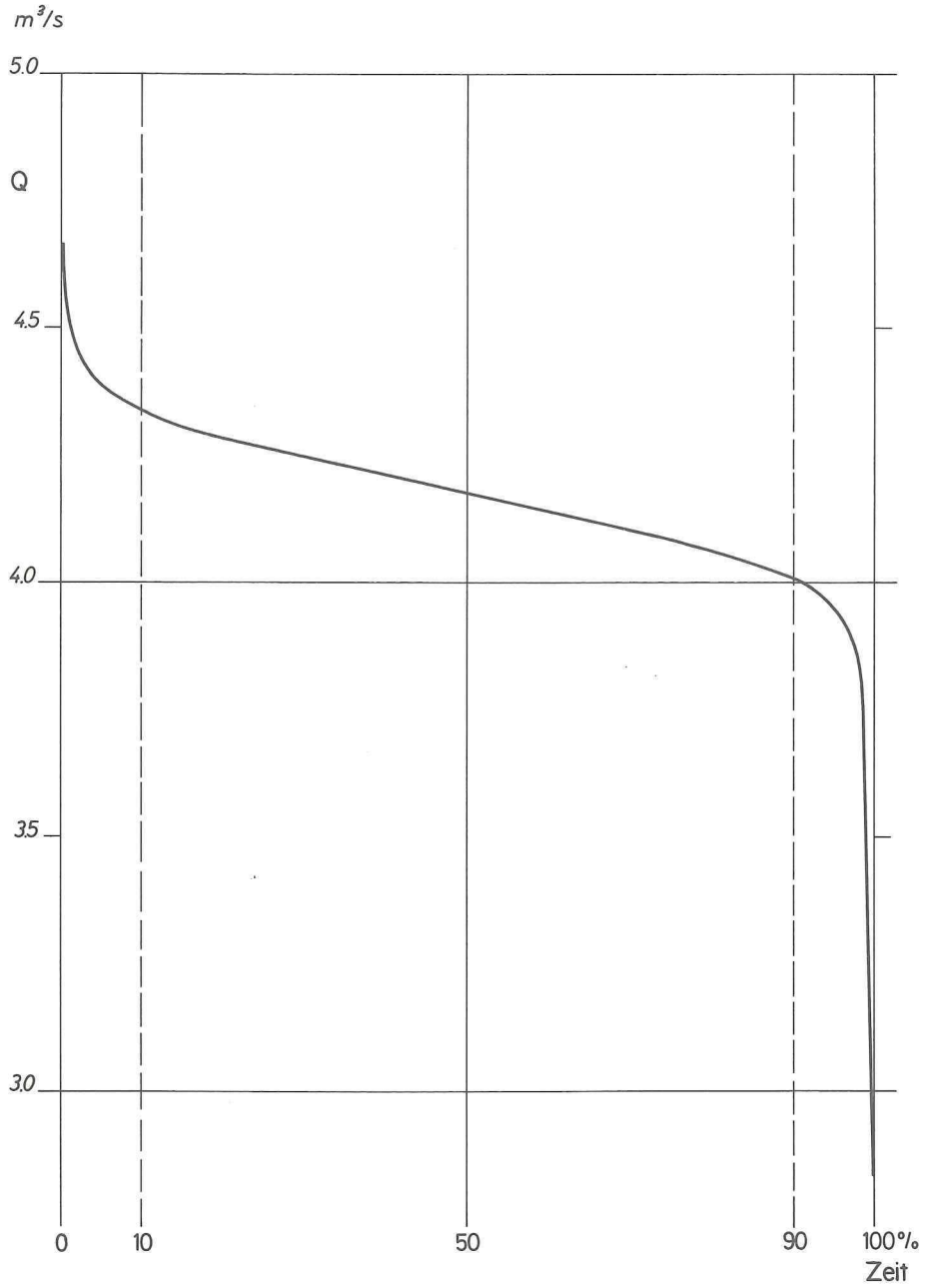


Fig. 5.2 Längsprofil entlang der Alten Aare (1:25'000/100)

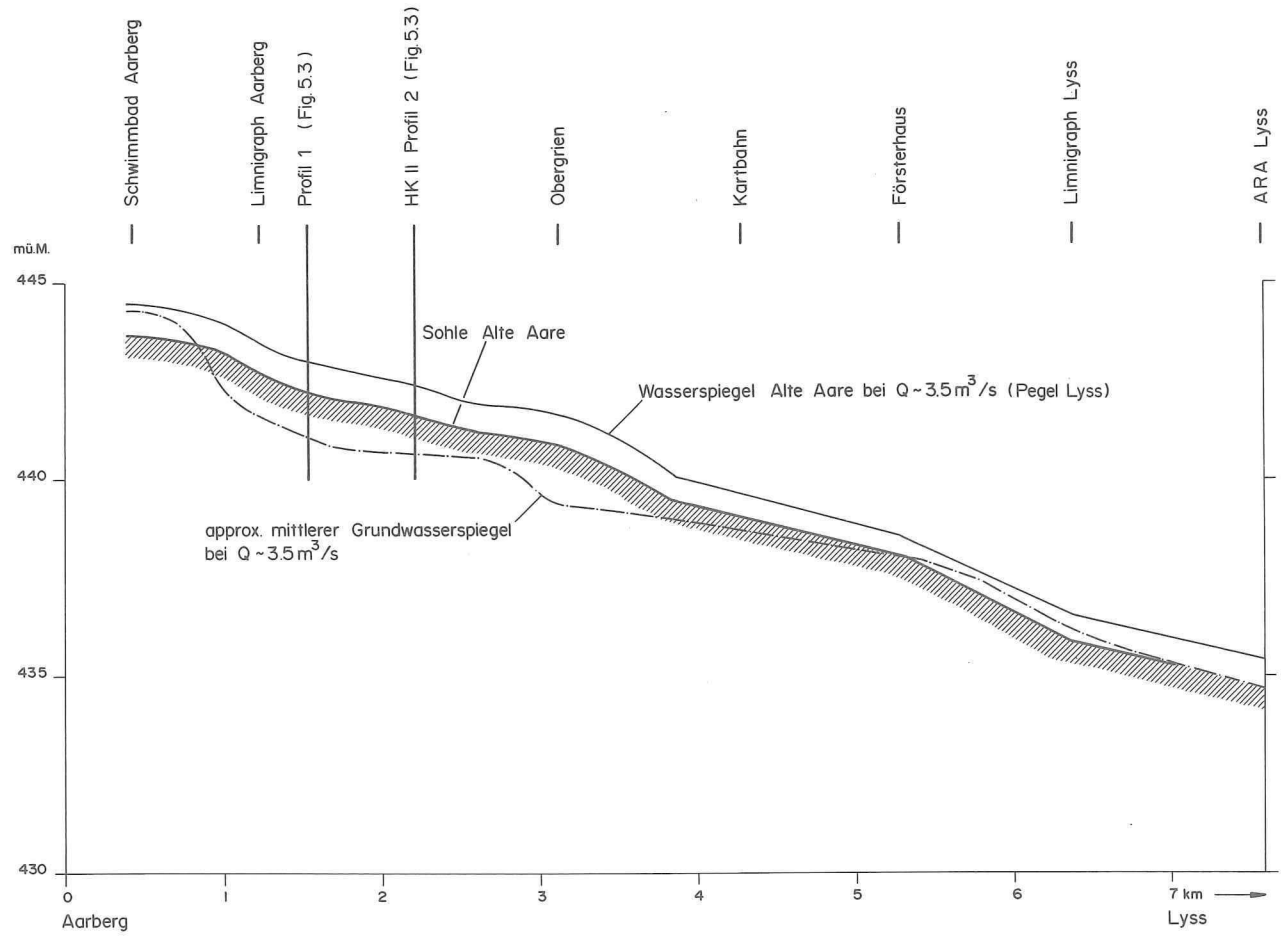
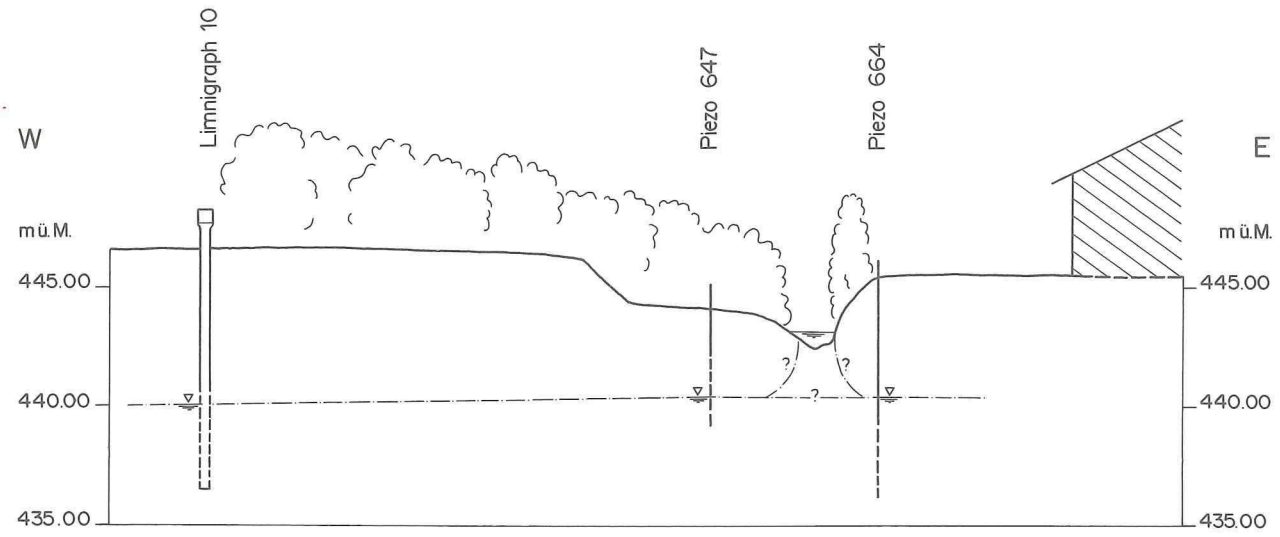


Fig. 5.3 Querprofile im Bereich der Alten Aare

PROFIL 1



PROFIL 2

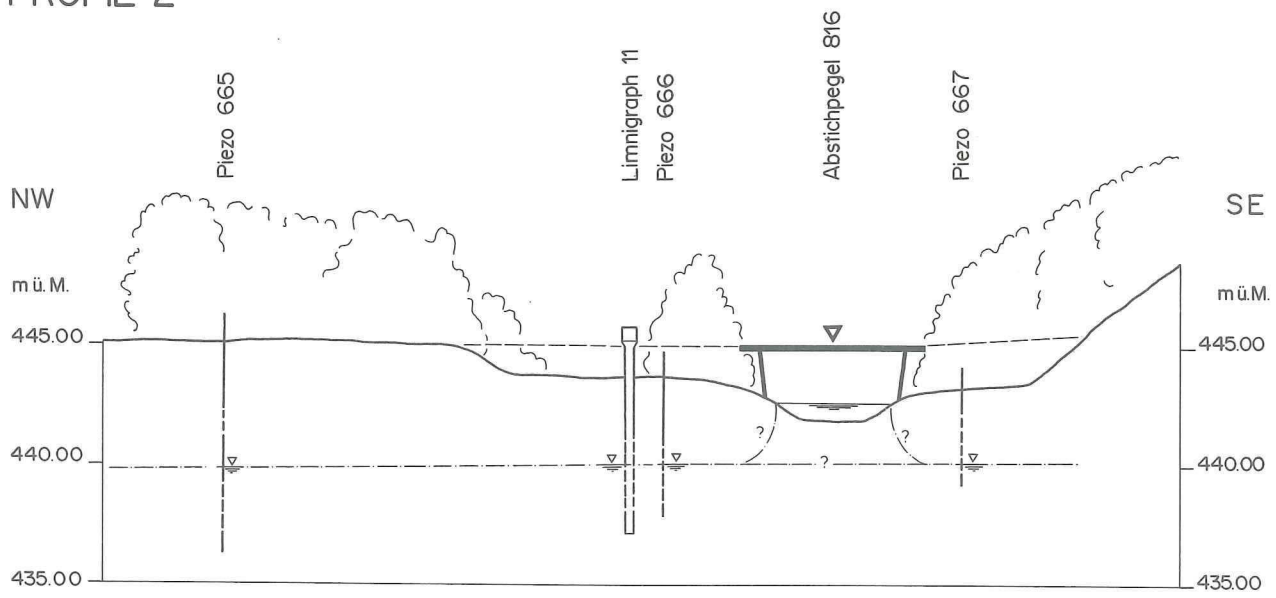
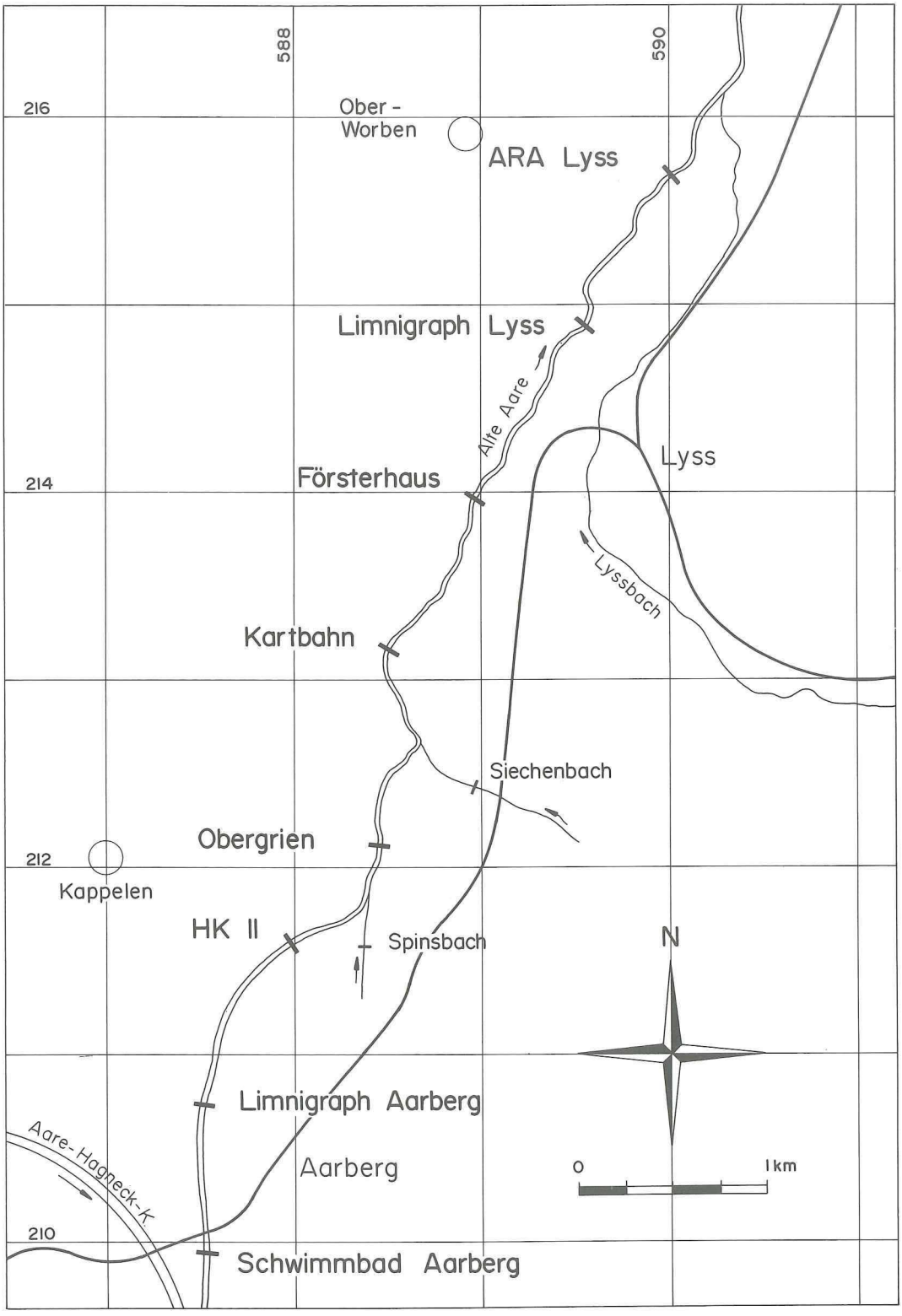


Fig. 5.4 Abflussmess-Stellen (Kampagne August 1987)



- Flügelmessungen durch Landeshydrologie, Tauchstabmessungen durch WEA und Büro Kellerhals + Haefeli.

- Auswertung mittels EDV (Landeshydrologie und WEA).

Die Messungen erfolgten bei folgenden Abflussmengen und Grundwasserspiegelständen (erhöhter Mittelwasserstand):

Station Lyss - 589/214.36			Obergrien - 588/212.41	Waldschneise - 588/214.2
14.8.87	=	3'980 l/s	439.39 m	437.48 m
17.8.87	=	1'230 l/s	439.32 m	437.42 m
20.8.87	=	510 l/s	439.24 m	437.36 m
21.9.87	=	5'730 l/s	439.08 m	437.20 m
langjähriges Mittel			438.95 m	437.22 m

Gleichzeitig wurden auch die Oberflächenwasserflüsse, insbesondere der Spins- und der Siechenbach gemessen sowie die übrigen Einleitungen (Drainagen, Abwasser etc.) kontrolliert.

Dank dem Entgegenkommen der BKW war es möglich, ein derartig abgestuftes Messprogramm durchzuführen. Da zur gleichen Zeit Untersuchungen über Fauna und Flora im Gebiet der Alten Aare stattfanden, wurden die ausserordentlichen Abflussverhältnisse auch für naturkundliche Beobachtungen genutzt (Fischereiinspektorat des Kantons Bern).

5.3 Ergebnisse

Die Endresultate sind in den Figuren 5.5 - 5.7 dargestellt und lassen sich wie folgt kommentieren:

- Auf der gesamten Flussstrecke zwischen Schwimmbad Aarberg und ARA Lyss findet keine Exfiltration statt.

- Der überwiegende Teil der Infiltration, ca. 80 %, erfolgt zwischen Försterhaus und Limnigraph Lyss. Die restlichen 20 % verteilen sich auf die übrigen Abschnitte, wobei zwischen Obergrien und Försterhaus keine signifikante Infiltration zu verzeichnen ist (Fig. 5.5).

- Trotz den Grundwasserspiegelunterschieden zwischen den einzelnen Messtagen von maximal ca. 0.30 m (bei einem Schwankungsbereich von 2.0 - 2.5 m) wird eine ziemlich harmonische Beziehung zwischen Infiltration und Pegelstand (Fig. 5.6) bzw. Abfluss Alte Aare erhalten (Fig. 5.7).

- Bei einem mittleren Grundwasserstand und einer durchschnittlichen Dotierwassermenge von ca. 4.0 - 4.3 m^3/s (Mittel der letzten Jahre) beträgt die gesamte Infiltration bis zur ARA Lyss ca. 480 l/s.

- Die Dotierwassermenge hat auf die Grundwasserverhältnisse der Region Lyss einen nachhaltigen Einfluss, dagegen dürfte sie für das Gebiet Aarberg - Kappelen weder grössere qualitative noch quantitative Auswirkungen haben.

Wie beim Hagneckkanal ist auch hier die Infiltrationsmenge von der Viskosität des Wassers, d.h. von der Temperatur abhängig (Fig. 4.12). Während der Abflussmesskampagne im August 1987 lag die Wassertemperatur um 20° C, im Winter sinkt sie dagegen unter 5° C, was eine Zunahme der kinematischen Zähigkeit um etwa 50 % zur Folge hat. Bei einer mittleren Abflussmenge schwankt demzufolge die gesamte Infiltrationsrate zwischen ca. 480 l/s im Sommer und ca. 320 l/s im Winter. Geht man von einer mittleren jährlichen Wassertemperatur von etwa 11° C aus, so beträgt die durchschnittliche Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und ARA Lyss ca. 370 l/s.

Extrem hohe Grundwasserstände bewirken namentlich auf dem Abschnitt Försterhaus - Limnigraph Lyss Exfiltrationen, die jedoch selten auftreten und schwierig zu beziffern sind. Während einer Hochwasserperiode ist es jedoch möglich, dass die Bilanz zwischen Aarberg und ARA Lyss zu Gunsten der Exfiltration ausfällt. Die im Hydrographischen Jahrbuch des Kantons Bern veröffentlichte Differenzbildung zwischen den Stationen Aarberg und Lyss darf jedoch aus verschiedenen Gründen (Zuflüsse von Oberflächenwasser, instabile Abfluss- und Witterungsbedingungen) nicht mit der effektiven In- und Exfiltrationsmenge gleichgesetzt werden.

Innerhalb der untersuchten Flussstrecke besitzen die weitgehend verlandeten Altwasserläufe praktisch keinen Einfluss auf die hydraulische Wechselbeziehung Grundwasser/Alte Aare. Nur bei hohem Grundwasserstand werden die Giessen stromabwärts vom Försterhaus Lyss stärker reaktiviert und dienen als Vorfluter für das Grundwasser (Kap. 6).

Unter Würdigung aller Verhältnisse kann die mittlere Infiltrationsrate zwischen Aarberg und ARA Lyss in den letzten Jahren auf 350 l/s veranschlagt werden.

5.4 Qualitative Untersuchungen

Da das Niveau der Alten Aare praktisch ständig über dem Grundwasserspiegel liegt - nur im Bereich des Flussabschnittes Försterhaus und Limnigraph Lyss ist unter extremen Bedingungen eine Exfiltration möglich - bleibt der Chemismus des Flusses zwischen Aarberg und Lyss sehr konstant. Die zahlreichen Wasserläufe (Drainagen, Abwasser etc.) fallen im Vergleich zur Abflussmenge der Alten Aare nicht ins Gewicht. Die am 29. Juli 1987 erhobenen und durch das Gewässerschutzlaboratorium analysierten Wasserproben ergaben folgende Ergebnisse:

		Aare BKW	Pegel Aarberg	Pegel Lyss
Leitfähigkeit	µS/cm	235	235	225
Nitrat	mg/l	3.5	3.5	3.5
Nitrit	mg/l	0.06	0.06	0.06
Ammonium	mg/l	0.22	0.21	0.42
Orthophosphat	mg/l	0.03	0.02	0.04
O_2 - Sättigung	%	101.2	101.2	97.6
BSB_5	mg/O_2/l	1.23	0.92	1.02

Von den analysierten Parametern fällt nur der veränderte Ammoniumgehalt beim Pegel Lyss auf, der auf die verschiedenen Schmutzwassereinläufe zurückzuführen ist. Erst durch den ARA-Einlauf unterhalb Lyss verändert sich der Chemismus des Wassers nachhaltig, wobei die Stickstoff- und Phosphatwerte auf ein Mehrfaches ansteigen. Bis Lyss kann somit die Zusammensetzung des Wassers der Alten Aare als konstant betrachtet und mit derjenigen des Hagneckkanals gleichgesetzt werden. Eine Kontamination von Grundwasser durch infiltrierendes Aarewasser ist deshalb auf dem untersuchten Gebietsabschnitt nicht zu befürchten. Dies geht ebenfalls deutlich aus den Grundwasseranalysen hervor (Kap. 7.2).

Fig. 5.5 Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss bei Q = 4.0 m^3/s (Pegel Lyss)

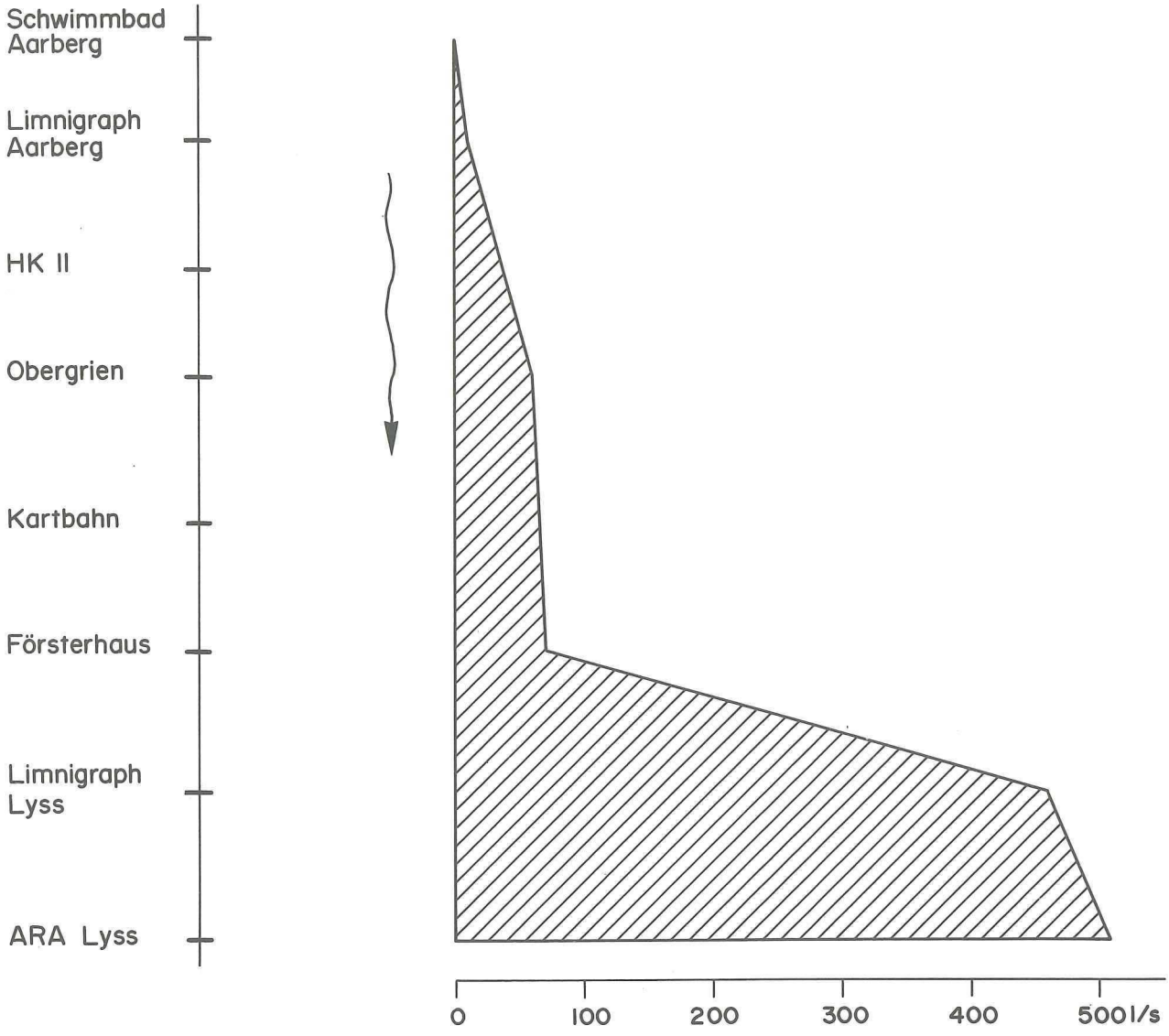


Fig. 5.6 Beziehung zwischen Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss und dem Wasserstand (Pegel Lyss)

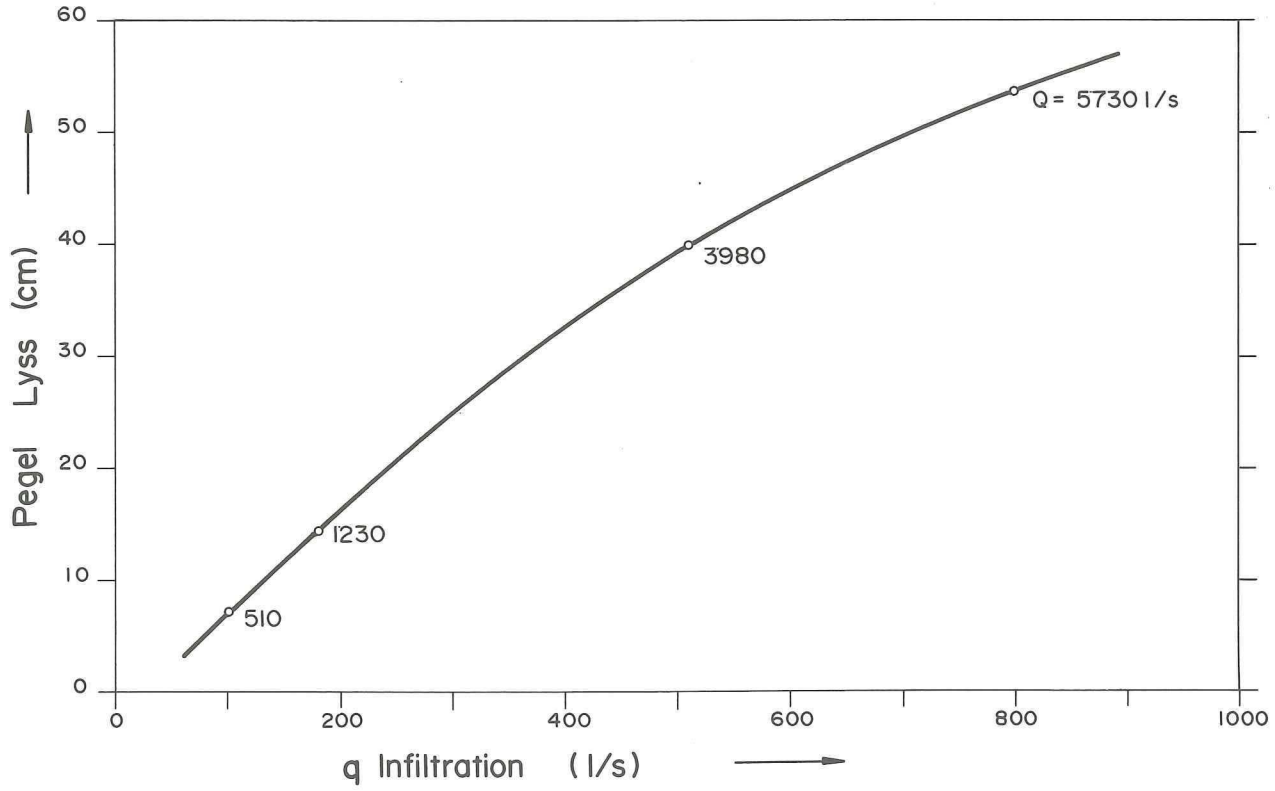
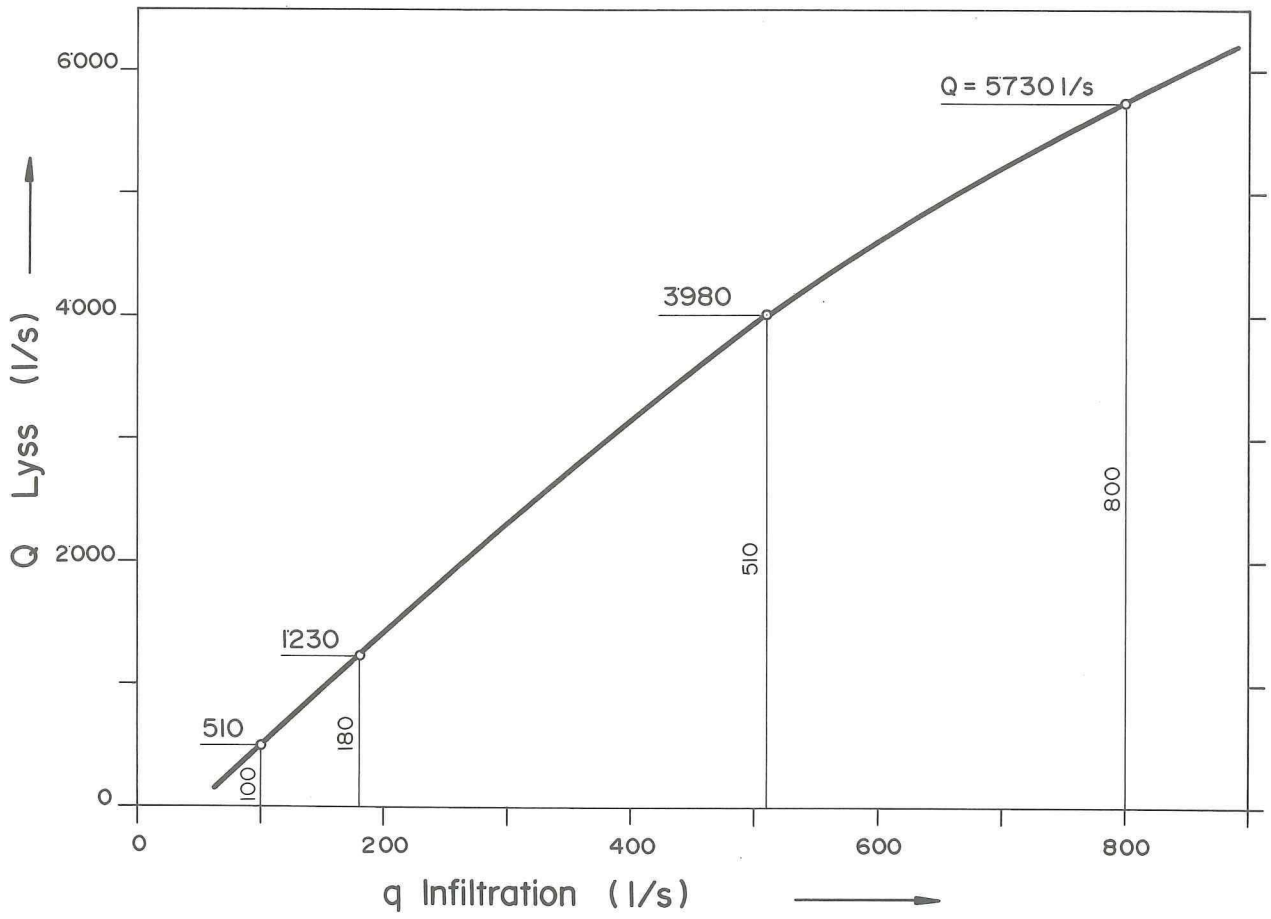


Fig. 5.7 Beziehung zwischen Infiltrationsleistung der Alten Aare zwischen Aarberg und Lyss und der Abflussmenge (Pegel Lyss)



6. GRUNDWASSERDARGEBOT

Zur Ermittlung der Grundwasserbilanz im Untersuchungsperimeter müssen folgende Grössen bekannt sein:

a) Infiltration (Exfiltration) Hagneckkanal
b) Infiltration (Exfiltration) Alte Aare
c) Exfiltration (Infiltration) Nebengewässer der Alten Aare
d) Grundwasserabfluss Kontrollprofil Unterworben - Aumatt/Busswil
e) Fördermenge Grundwasserfassungen
f) Grundwasserneubildung durch Niederschläge
g) Hangwasserzuflüsse

Aus den vorangehenden Kapiteln 4 und 5 sind a) und b) schon bekannt.

c) Exfiltration Nebengewässer:

Da das Untersuchungsgebiet den Lyssbach nicht einschliesst, verbleiben nur der Binnenkanal und der Mülibach als die einzigen namhaften Gewässer, die mit dem Grundwasser in enger hydraulischer Verbindung stehen. In niederschlagsarmen Zeiten werden beide Wasserläufe praktisch ausschliesslich durch Grundwasser angespiesen. Durch Abflussmessungen auf der Höhe des Kontrollprofils kann somit die Nettoexfiltration erfasst werden, ohne dass allfällige Infiltrationen weiter stromaufwärts eine Verfälschung der gesamten Grundwasserbilanz ergeben.

Die Giessen der Alten Aare in der Fencheren und im oberen Müligrien weisen bei niederen und mittleren Wasserständen einen sehr geringen Abfluss auf.

Aufgrund von Abflussmessungen bei verschiedenen Wasserständen konnte die Gesamtexfiltration bei mittlerem Grundwasserspiegel ermittelt werden (Referenzlimnigraphen: Mühlestrasse Worben 589/216.15 und Moos-Jens 587/215.11), was folgende Werte ergab:

- Binnenkanal	321 l/s
- Mülibach	114 l/s
- Giessen der Alten Aare	10 l/s
Total Exfiltration	435 l/s

d) Grundwasserabfluss Kontrollprofil:

Im 2'150 m langen Kontrollprofil standen 7 Bohrungen und 2 Horizontalfilterbrunnen für die Berechnung der Grundwassermenge zur Verfügung. Von sämtlichen, bis in den Stauer reichenden Bohrungen lagen Kleinpumpversuche vor, in 4 konnten zusätzlich Flowmetermessungen vorgenommen werden. Von den Brunnen existierten die Ergebnisse aus Grosspumpversuchen. Für die Ermittlung des Gradienten wurden vor allem die Resultate der Messkampagne vom 7. April 1987 verwendet. Die Voraussetzungen waren damit vorhanden, den Abfluss im Grundwasserleiterquerschnitt mit zufriedenstellender Genauigkeit zu erfassen. Bei Mittelwasserstand betrug der Grundwasserabfluss:

87 l/s

e) Fördermenge Grundwasserfassungen:

Im hydrologischen Jahr 1986/87 betrug die geförderte Wassermenge der Trinkwasserfassungen Gimmiz 1 - 3, SWG Worben, Worben-Grien 1 und 2, Lyss 1 und 2 und Kappelen insgesamt:

210 l/s

Dazu kommt die Entnahme aus Bewässerungsbrunnen, worüber jedoch keine Daten vorliegen. Laut Konzessionsbehörde existieren etwa 150 Bewässerungsfassungen (nicht registrierte eingeschlossen), die in Betrieb sind. Unter der sehr approximativen Annahme, dass diese durchschnittlich während 60 Tagen im Jahr je 3 l/s fördern, ergibt dies total:

74 l/s

f) Grundwasserneubildung durch Niederschläge:

Da sich die Umweltbedingungen seit dem WEA-Bericht Seeland 1976 für die Niederschlagsinfiltration kaum verändert haben, wird, wie eingangs erwähnt (Kap. 1), auf die für das Jahr 1972 berechnete Grundwasserneubildung zurückgegriffen und für ein durchschnittliches Niederschlagsjahr angeglichen (Station Aarberg 1972: 863 mm, Mittel: 982 mm). Diese beträgt für das vorliegende Untersuchungsgebiet (Verdunstung von Grundwasser berücksichtigt) netto etwa:

189 l/s

g) Gemäss WEA-Bericht Seeland 1976 erreicht der durchschnittliche Hangwasserzufluss etwa (korrigiert für ein Durchschnittsjahr):

27 l/s

Die Grundwasserbilanz bei einem mittleren Wasserstand im hydrologischen Jahr 1986/87 beträgt somit für den Untersuchungsperimeter:

Zu- und Wegflüsse	+l/s	-l/s	%
Hagneckkanal Infiltration netto	+240		30
Alte Aare Infiltration netto	+350		44
Nebengewässer Exfiltration netto		-435	54
Grundwasserabfluss Kontrollprofil		- 87	11
Entnahme Trinkwasserfassungen		-210	26
Entnahme Bewässerungen		- 74 *)	9
Niederschlagsinfiltration netto	+189 *)		23
Hangwasserzuflüsse	+ 27 *)		3
Total	+806	-806	200%

*) Genauigkeit etwa ± 30 %

Die mit einem *) bezeichneten Werte müssen als "Manövriermasse" verstanden werden, die nicht direkt überprüft werden kann, jedoch grössenordnungsmässig richtig sein dürfte. Sie beträgt ca. 26 % der Zu- und ca. 9 % der Wegflüsse.

Vergleich mit den Verhältnissen aus dem Jahre 1973:

Aus dem WEA Seeland-Bericht 1976 liegen folgende vergleichbare Messgrössen für mittlere Wasserstandsverhältnisse bzw. für das Jahr 1973 vor:

- Infiltration Alte Aare bei einer Dotierwassermenge von ca. 1.5 m^3/s — 170 l/s
- Exfiltration Nebengewässer — 340 l/s
- Grundwasserabfluss Kontrollprofil — 80 l/s
- Entnahme Trinkwasserfassungen — 250 l/s

Demzufolge hat dank der auf > 3.5 m^3/s erhöhten Dotierwassermenge der Alten Aare die Infiltration um 180 l/s zugenommen. Dagegen ist die Exfiltration in die Nebengewässer nur um 95 l/s gestiegen und der Abfluss im Kontrollprofil um 7 l/s. Wird zudem die frühere, um 40 l/s grössere Grundwasserentnahme für Trinkwasserzwecke berücksichtigt, so ergibt sich heute gegenüber 1973 ein relatives Grundwasserdefizit von mehr als 100 l/s. Unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten, die diesem Vergleich anhaften (Bewässerung, Mittelwasserstand etc.), wird damit doch der eingangs festgestellte Infiltrationsrückgang des Hagneckkanals bestätigt (Kap. 2.3 und 3.1).

Dank der erhöhten Infiltrationsleistung der Alten Aare kam es gesamthaft nicht zu einer effektiven Verminderung des Grundwasserdargebots, aber zu einer Umverteilung mit den bekannten qualitativen Einbussen und Verbesserungen.

7. SANIERUNGSMASSNAHMEN

7.1 Hagneckkanal

Durch geeignete Kompensationsmassnahmen soll die frühere Infiltrationsleistung des Hagneckkanals wieder erreicht werden, um die Grundwasserqualität soweit als möglich auf ihren ursprünglichen Zustand anzuheben. Als zweckmässigste Lösung drängt sich eine künstliche Grundwasseranreicherung auf, wie dies grundsätzlich schon in den Konzessionsbestimmungen der BKW vorgesehen war. Untersuchungen und Vorschläge dazu wurden im Vorbericht "Grundwasseranreicherung" vom 4. Februar 1988 und im Nachtrag vom 17. Februar ausgearbeitet. Folgende drei Varianten wurden mittels eines hydraulischen Computermodells simuliert:

- Entnahme von Rohwasser (Aarewasser), das an geeigneter Stelle versickert wird

- Entnahme und Versickerung von Uferfiltrat an möglichst optimalen Stellen

- Entnahme von Grundwasser in Kanalnähe und direkte Anspeisung des Versorgungsnetzes oder Mischung mit dem Wasser aus den Fassungen Gimmiz 1 und 3.

Aus verschiedenen Gründen wurde die letzte Variante nicht weiter verfolgt. Trotz zahlreichen Simulationsberechnungen konnte die voraussichtliche Grundwasserqualität, die eine Fassung im Uferbereich liefert, nicht schlüssig ermittelt werden. Namentlich war nicht klar, wie weit die Infiltration durch den Absenkungstrichter induziert werden kann und wie gross der Anteil der landseitigen Anströmung sein wird. Es wurde deshalb beschlossen, eine Probefassung an bestmöglichem Standort zu bauen und längere Pumpversuche bei verschiedenen Wasserständen durchzuführen. Je nach den erzielten Ergebnissen soll sodann entschieden werden, ob Uferfiltrat oder gefiltertes Rohwasser (aufwendig!) versickert werden soll.

Da sich das Aareinfiltrat qualitativ nicht verändert hat, dürften die geplanten Massnahmen die angestrebte Qualitätsverbesserung in den WVS-Fassungen (Gimmiz 1 - 3) und im übrigen Grundwasserstrom ohne grössere Probleme erbringen.

7.2 Gebiete der Alten Aare

Im Gegensatz zum Hagneckkanal, wo die Ausbaggerung zu einem Infiltrationsrückgang führte, hatte die Erhöhung der Dotierwassermenge der Alten Aare eine deutliche Infiltrationszunahme zur Folge. Gemäss den erfolgten Abflussmessungen dürfte namentlich in der Region Lyss nun die zwei- bis dreifache Wassermenge gegenüber dem Zustand vor 1967 infiltrieren. Damit ist nicht nur das Grundwasserdargebot in diesem Gebiet erhöht worden, sondern auch die Grundwasserqualität wurde angehoben, was sich z.B. in der verminderten Karbonathärte (Fig. 2.7) wiederspiegelt.

Trotz verschiedener Sanierungsmassnahmen durch die Zuckerfabrik Aarberg (ZRA) hat sich indessen bis heute kein befriedigender gütemässiger Zustand eingestellt. Wie die Resultate der Chemiekampagne vom August 1987 zeigen (Fig. 7.1 - 7.3), wird das Grundwasser nördlich von Aarberg immer noch massiv kontaminiert. Da die Aare in diesem Gebiet praktisch kolmatiert ist, hat sie keinen Einfluss auf die Verbreitung der Verschmutzungsfahnen, die den Flusslauf hindernislos unterströmen. Erst mit der Infiltration der Alten Aare im Gebiet von Lyss kommt es zu einem Abbau der Grundwasserkontamination.

Ohne Zweifel müssen für die anhaltende Grundwasserverschmutzung sogenannte Altlasten (vornehmlich alte Deponien) verantwortlich gemacht werden. Durch das Einsickern von organisch stark belastetem Wasser findet vor allem eine Sauerstoffzehrung statt, was z.B. Ammonium, Eisen und Mangan freisetzt. Anderseits werden jedoch noch heute grossflächige Absetzbecken von der ZRA verwendet, die nachweislich nicht dicht sind. Eine Analyse von Sickerwasser, das in die Alte Aare floss, zeigte am 21. August 1987 folgende Zusammensetzung (Analyse durch das kantonale Gewässerschutzlabor) :

pH		8.32
Permanganatverbrauch	mg/l	240 (!)
DOC	mg C/l	19
Ammoniumsalze	mg NH_4/l	0.632
Nitrit	mg NO_2/l	0.423
Nitrat	mg NO_3/l	1.6
Chlorid	mg Cl/l	2.7
Sulfat	mg SO_4/l	6.0
Karbonathärte	mVal/l	10.0

Dabei fällt vor allem die sehr grosse, oben erwähnte organische Belastung auf, die z.B. den Grenzwert für Trinkwasser um das 40-fache überschreitet.

Fig. 7.1 Oxidierbarkeit (mg $KMnO_4$ - Verbrauch/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)

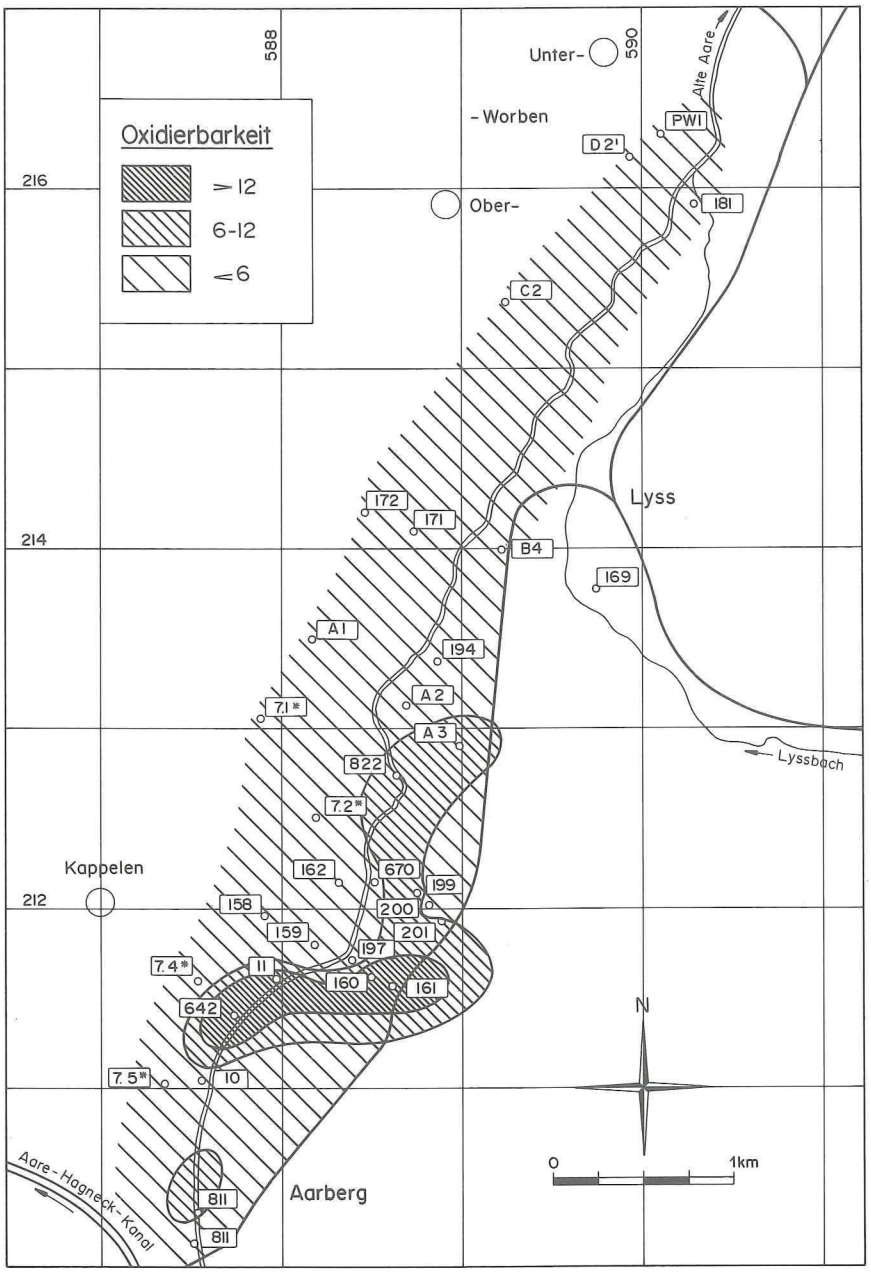


Fig. 7.2 Ammoniumgehalt (mg/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)

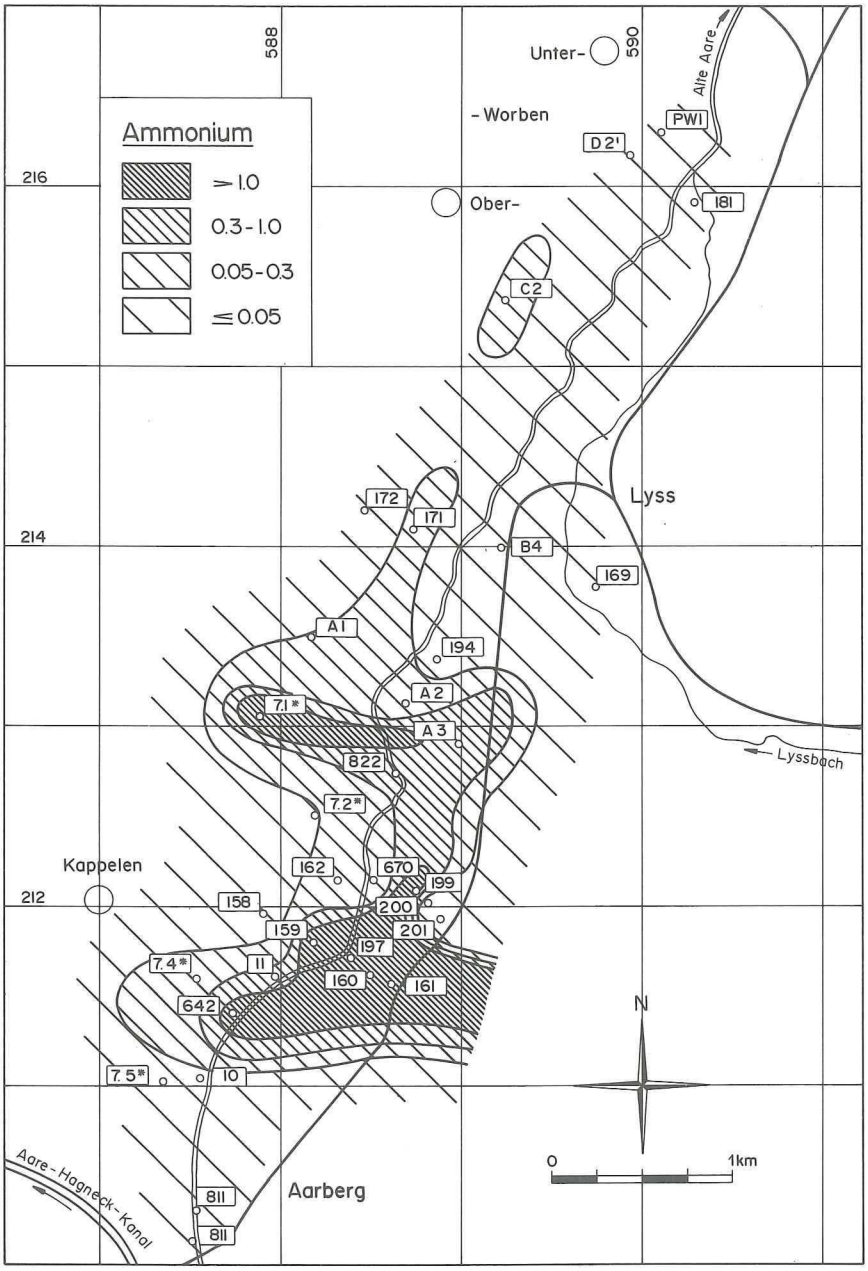
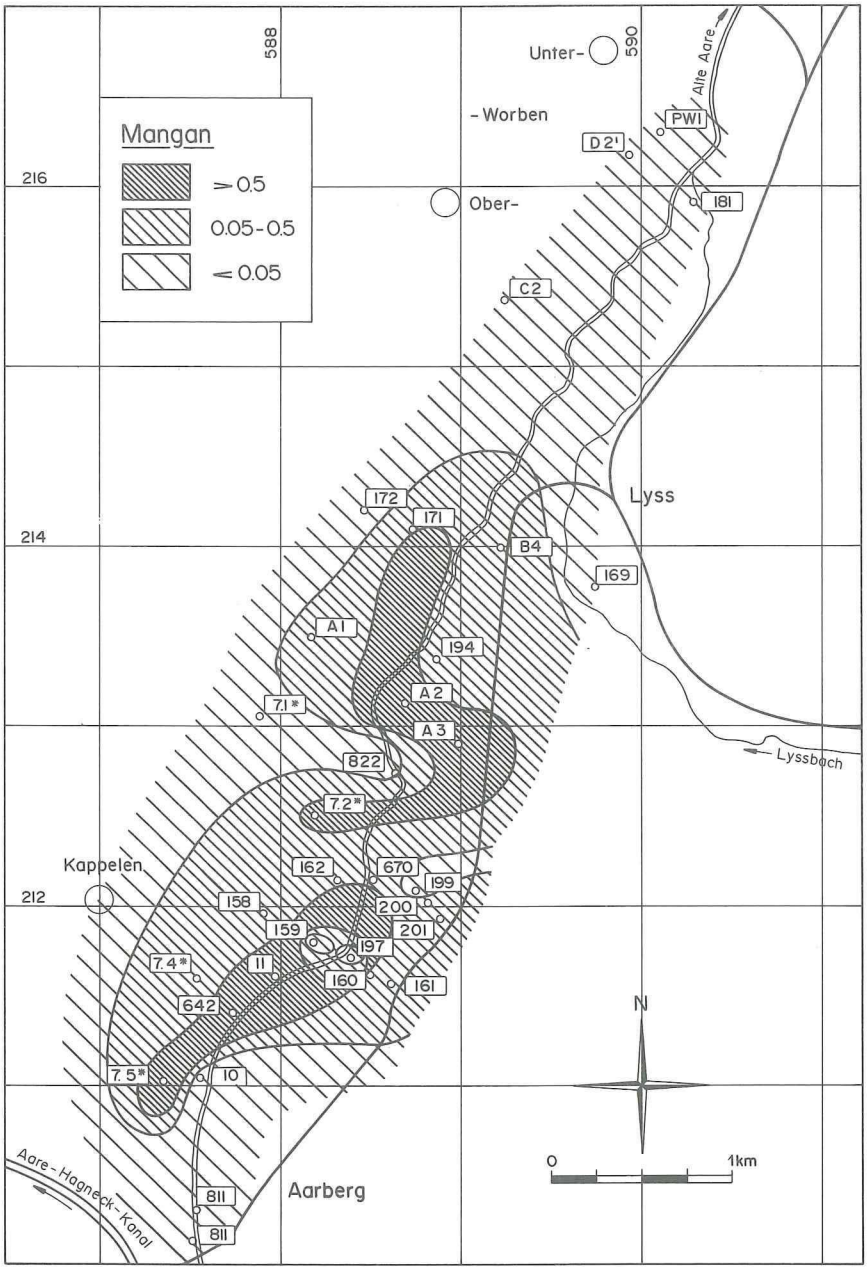


Fig. 7.3 Mangangehalt (mg/l) im Grundwasser zwischen Aarberg und Lyss (August 1987)



8. SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Als logische Konsequenz hat die Vertiefung des Hagneckkanals und Absenkung des Flusswasserspiegels (1967/68) langfristig zu einer Infiltrationsverminderung geführt, wie dies die Expertenkommission BOSSET, RUTSCH und TRUEB vorausgesehen hatte. Auswirkungen: Grundwasser-Qualitätsverschlechterung und -Dargebotsverminderung im Raum Aarberg-Kappelen-Gimmiz.

2. Der Hagneckkanal bildet eine hydraulische Barriere, deren Wirkung bis zur Sohle des Grundwasserleiters reicht.

3. Durchschnittlich beträgt zwischen Aarberg und Walperswil für das hydrogeologische Jahr 1986/87 die nördlich gerichtete Kanal-Infiltration 305 l/s und die Exfiltration 65 l/s (Nettoinfiltration 240 l/s). Davon gelangen je nach Strömungsverhältnissen 40 - 70 % in die Trinkwasserbrunnen Gimmiz 1 - 3.

4. Aufgrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse kann der Infiltrationsrückgang des Hagneckkanals mittels einer optimal plazierten Anreicherungsanlage voll kompensiert werden.

5. Die Infiltrationsleistung der Alten Aare beträgt bei der Dotierwassermenge der letzten Jahre (> 3.5 m^3/s) im Durchschnitt 350 l/s und konzentriert sich vor allem auf den Raum Lyss.

6. Dank der grösseren Infiltrationsleistung der Alten Aare - die Erhöhung der Dotierwassermenge um gut 2 m^3/s brachte eine Steigerung um ca. 180 l/s - kam es im Untersuchungsperimeter gesamthaft nicht zu einer Verminderung des Grundwasserdargebots, aber zu einer qualitativen Umlagerung (Einbussen im Bereich des Hagneckkanals, Verbesserungen im Raum Lyss).

7. Das Grundwasser wird namentlich durch Altlasten unterhalb Aarberg massiv verunreinigt, was Auswirkungen bis nach Busswil hat.

8. Sanierungsmassnahmen durch die Zuckerfabrik Aarberg (ZRA) und die Erhöhung der Dotierwassermenge der Alten Aare haben die Grundwasserverschmutzung zwischen Aarberg und Lyss in den letzten beiden Jahrzehnten vermindert.