

9351

212.2

75KU

**Künstliche Anreicherung
des Grundwassers**

**Alimentation artificielle
des nappes souterraines**

LIBRARY
International Reference Centre
for Community Water Supply

Sonderdruck Nr. 787 aus Gas Wasser Abwasser Nr. 12, 1975, des Schweiz. Vereins
von Gas- und Wasserfachmännern, Zürich

212.2/75KU

Sammlung der Vorträge, welche an der Tagung der
Kommission für Wasserwissenschaft und Wassertechnik des SIA
und des Schweizerischen Vereins von Gas- und Wasserfachmännern
am 27. Juni 1975 in Bern gehalten wurden.

Künstliche Grundwasseranreicherung

Tagung des
Schweizerischen Ingenieur- und Architekten-
Vereins SIA
Kommission für Wasserwissenschaft und Wasser-
technik

und des
Schweizerischen Vereins von Gas- und Wasserfach-
männern SVGW

am 27. Juni 1975 in Bern

Vorträge von Prof. E. Trüeb, Ing. J. Bize, Dr. K. Ha-
berer, Dr. K. H. Schmidt, Dipl.-Ing. A. Casati

Alimentation artificielle des nappes souterraines

Journée d'étude de la
Société suisse des ingénieurs et des architectes SIA
Commission pour la science et la technique hydro-
logiques

et de la
Société suisse de l'industrie du gaz et des eaux
SSIGE

le 27 juin 1975 à Berne

Conférences de Prof. E. Trüeb, Ing. J. Bize, Dr. K.
Haberer, Dr. K. H. Schmidt, Dipl.-Ing. A. Casati

Überblick über die Technik der künstlichen Anreicherung des Grundwassers, insbeson- dere in der Schweiz

Prof. E. TRÜEB, ETH Zürich

Inhaltsübersicht

1. Definition, Zielsetzung und geschichtlicher Rückblick
2. Notwendigkeit der künstlichen Anreicherung in der Schweiz
3. Methoden der künstlichen Anreicherung
 - Wässerwiesen, Furchenstau und Beregnung
 - künstlich angelegte Gräben, Becken oder Teiche
 - Sickergalerien und eingedeckte Sickerkanäle
 - vertikale oder horizontale Schluckbrunnen
4. Konstruktive und betriebliche Hinweise für offene Anreicherungsbecken
5. Gütemässige Hinweise auf Konstruktion und Betrieb von Anreicherungsanlagen
6. Abschlammen von Anreicherungsbecken
7. Regenerieren von Schluckbrunnen
8. Untergrundspeicherung von Trinkwasser
9. Behelfsmässige Anreicherung
10. Literaturverzeichnis

1. Definition, Zielsetzung und geschichtlicher Rückblick

Nach *Frank* [1] ist unter künstlicher Grundwasseranreicherung «die vom Menschen bewusst und planmässig betriebene Vermehrung des Grundwassers» zu verstehen. Diese Definition entspricht der von *Thiem* verwendeten Betrachtungsweise der «künstlichen Erzeugung von Grundwasser». *Frank* unterscheidet direkte und indirekte Methoden der Grundwasseranreicherung. Unter der direkten Grundwasseranreicherung versteht er die gezielte Versickerung von Oberflächenwasser durch Beregnen oder Überfluten der Erdoberfläche, die Infiltration über hergerichtete Gräben, Becken oder Teiche sowie die Versickerung unter der Bodenoberfläche mittels Schluckbrunnen oder Sickergalerien. Unter der indirekten Grundwasseranreicherung versteht er mit *Thiem* die künstliche

Anfachung der Speisung des Grundwassers durch künstliche Absenkung des Grundwasserspiegels von einem Oberflächengewässer her. Demgegenüber definiert die DIN 4046, 1960, Wasserversorgung, Fachausdrücke, die Grundwasseranreicherung folgendermassen: «Künstliche Grundwasserbildung aus oberirdischem Wasser, z. B. mittels Versickerungsbecken oder Schluckschächten.» Andererseits wird dort uferfiltriertes Grundwasser wie folgt definiert: «Wasser, das aus einem oberirdischen Gewässer natürlich oder künstlich durch Ufer oder Sohle in den Untergrund gelangt ist.» Darnach ist wohl zwischen natürlicher und künstlicher Uferfiltration zu unterscheiden, dagegen ist unter künstlicher Grundwasseranreicherung nur die sog. direkte Anreicherung nach Frank zu verstehen. Wir halten die in der DIN 4046 vorgenommene Abgrenzung zwischen Uferfiltration einerseits und künstlicher Anreicherung andererseits als sinnvoll und halten uns im folgenden an diese einschränkende Definition.

Damit ist auch die mit der künstlichen Anreicherung des Grundwassers verfolgte Zielsetzung bereits umschrieben. Zusammenfassend handelt es sich dabei um die künstliche Mehrung des Grundwasserangebotes im Interesse der Deckung des steigenden Bedarfes an Trink- und Brauchwasser.

Obwohl bereits 1875 das Wasserwerk von Chemnitz rund 10000 m³/d über Sandfilterkanäle und Rieselwiesen versickerte, und Thiem 1888 zur Leistungssteigerung für Stralsund – allerdings ohne Erfolg – die künstliche Anreicherung über Becken vorschlug, gilt sein Schüler *Richert* als Erfinder der künstlichen Anreicherung. Er nahm 1898 in Göteborg zwei als Langsandsfilter wirkende Infiltrationsbecken von insgesamt 500 m² Fläche in Betrieb. Die Anreicherungsleistung betrug 1,3 m³/m²·d. Offenbar hat Richert [2] als erster über die mit der künstlichen Anreicherung sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht erzielten guten Erfahrungen schriftlich berichtet.

Im Ruhrgebiet wurde anfänglich die von Thiem empfohlene Uferfiltration zur Leistungssteigerung herangezogen. Da dies auf die Dauer zur Bedarfsdeckung nicht ausreichte, machte man immer mehr von den günstigen Erfahrungen von Chemnitz und Göteborg Gebrauch. 1900 führte Bochum die Anreicherung über Gräben ein. 1901 folgte Remscheid mit Rieselwiesen, 1902 wurde in Essen-Steele, einem Grundwasserwerk der Gelsenwasser, das von Richert entwickelte Verfahren der Anreicherung über Langsandsfilter übernommen. Darnach breitete sich die künstliche Anreicherung in Deutschland in rascher Folge aus, so dass 1921 bereits 19 Anlagen in Betrieb standen. Ein vollständiger Überblick über die Geschichte der künstlichen Anreicherung findet sich bei Frank [1].

In Deutschland haben ohne Zweifel die Untersuchungsergebnisse, die an Langsandsfiltern gewonnen wurden, die künstliche Anreicherung stark gefördert, während verschiedenenorts Bedenken gegen die Gewinnung von Uferfiltrat auftraten, da dabei die Reinigungswirkung

vor allem in der unkontrollierbaren Sohl- und Böschungsschicht abläuft.

In der Schweiz ging 1911 erstmals Basel zur künstlichen Anreicherung über. In den Langen Erlen wurde Wasser aus dem Fluss Wiese über bestockte Flachbecken zur Versickerung gebracht. In der Zwischenzeit fand die künstliche Anreicherung vor allem in den Niederlanden, in Israel und in den USA Eingang. Besonders in den USA steht das Zurückdämmen der Salzwasserintrusion mit Hilfe der künstlichen Anreicherung und die Versickerung gereinigter Abwässer im Vordergrund.

2. Notwendigkeit der künstlichen Anreicherung in der Schweiz

Wird der Bedarf an Trink- und Brauchwasser gemäss der Wasserstatistik des SVGW von 1973, mit der nur rund 60% der Bevölkerung unseres Landes erfasst werden, auf die volle Bevölkerungszahl hochgerechnet und um die Eigenförderung der Industrie, wie sie sich aus der Erhebung des AfU für 1972 ergibt, vermehrt, lassen sich die in Tabelle 1 enthaltenen Angaben herleiten.

Tabelle 1 Wasserbedarf der Schweiz 1972/73.

	Quellwasser	Grundwasser	Oberflächenwasser	Insgesamt
Mio m ³ pro Jahr	430,2	821,9	463,0	1715,1
Prozentanteile	25,1	47,9	27,0	100,0

Daraus geht mit aller Deutlichkeit die überragende Bedeutung hervor, die dem Grundwasser für die Deckung des Bedarfes an Trink- und Brauchwasser in unserem Lande zukommt. Dass dies auch in Zukunft der Fall sein wird, haben eingehende Untersuchungen ergeben, die im Zusammenhang mit den Leitbildstudien des ORL-Institutes der ETHZ* durchgeführt wurden. Darnach dürfte der Trink- und Brauchwasserbedarf der Schweiz im Jahr 2000 rund 2340 Mio m³ pro Jahr betragen, bei einem Grundwasseranteil von etwa 1146 Mio m³ pro Jahr oder 49% [3].

Die betreffenden Studien haben aber auch ergeben, dass die Grundwasservorkommen unseres Landes auf die Dauer nur in der Lage sind, in solchem Umfange Trinkwasser zu liefern, wenn in Gebieten mit unzureichender natürlicher oder künstlicher Speisung aus Fliessgewässern in vermehrtem Masse von der künstlichen Anreicherung Gebrauch gemacht wird. Über potentielle Anreicherungsgebiete gibt die Karte 1:300000 des ORL-Institutes «Grundwasserangebot und Seewassernutzung» von 1970 Auskunft, die Bestandteil des Teilleitbildes Siedlungswasserwirtschaft bildet. Daraus wird ersichtlich, dass sich die potentiellen Anreicherungsgebiete vor allem

* (Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich)

auf die Schotterebenen des schweizerischen Mittellandes erstrecken.

Neben der Deckung des steigenden Wasserbedarfes hat die künstliche Anreicherung aber auch die Aufgabe zu übernehmen, Verluste der natürlichen Speisung des Grundwassers auszugleichen, die auf die verschiedenartigsten zivilisatorischen Aktivitäten zurückzuführen sind, wovon vor allem die Begradigung und Eintiefung von Flussläufen, deren Aufstau und die Versiegelung der Landschaft in urbanen Bereichen zu erwähnen sind.

Auf Nebenaufgaben der künstlichen Anreicherung, wie Zurückdämmen der Salzwasserintrusion im Küstenbereich und die Versickerung von gereinigtem Abwasser, wie dies vor allem in Israel und den USA praktiziert wird, wurde bereits hingewiesen.

3. Methoden der künstlichen Anreicherung

Die Methoden der künstlichen Anreicherung sind recht vielgestaltig. Sie werden vor allem durch die örtlichen hydrogeologischen Gegebenheiten, die Art und Beschaffenheit des Rohwassers, die Grösse und Topographie des zur Verfügung stehenden Geländes sowie die betrieblichen Voraussetzungen beeinflusst bzw. vorbestimmt. In der ORL-Richtlinie, Blatt 516023 von 1970, Richtlinien für die künstliche Anreicherung von Grundwasser, sind die wesentlichsten Methoden zur Anreicherung zusammengestellt. Als solche sind zu betrachten:

- Wässerwiesen (Rieselfelder),
- Furchenstau,
- Verregnung,
- bestockte bzw. bewachsene Teiche,
- Gräben, Becken und Teiche,
- Sickergalerien und eingedeckte Sickerkanäle,
- vertikale oder horizontale Schluckbrunnen.

Darüber hinaus sind jedoch weitere Unterscheidungskriterien zu beachten, welche vor allem die Betriebsmöglichkeiten beeinflussen, wie z. B.:

- Betriebsweise: behelfsmässig oder definitiv,
- Art der Infiltration, direkt oder perkolutiv,
- Grad der Vorreinigung, Reinigungswirkung im Anreicherungschorizont, ohne wesentliche Reinigungswirkung im Anreicherungschorizont,
- Grundwasserleiter unbedeckt, bedeckt oder undicht.

Wässerwiesen, Furchenstau und Beregnung

Dabei handelt es sich offenbar um die ältesten Methoden der künstlichen Anreicherung. Nach Frank [1] soll die Glasgow Waterworks Company bereits 1830 zur künstlichen Anreicherung an den Clyde-River angrenzendes Gelände geflutet haben, nachdem sie schon 1810 zur Gewinnung von Uferfiltrat übergegangen ist.

Diese Verfahren sind dadurch gekennzeichnet, dass das Rohwasser über der bewachsenen Humusschicht ausgebracht wird. Damit werden die Verdunstungsverluste wohl relativ gross, was jedoch in unserem wasserreichen

Land kaum ins Gewicht fallen dürfte. Wesentlich ist indessen die gute Reinigungswirkung der biologisch aktiven Deckschicht und der Umstand, dass Bewuchs und biologische Aktivität der Verstopfung durch Verschlammlung entgegenwirken. Voraussetzung dazu ist allerdings der alternierende Betrieb der Anlagen, womit die Degeneration der Deckschicht und anaerobe Verhältnisse darin vermieden werden können. Es versteht sich, dass die Verfahren nur sinnvoll sind, wenn zwischen Humusschicht und Grundwasserleiter keine schlecht durchlässigen Schichten anstehen.

Die Anforderungen an die Beschaffenheit des Rohwassers sind bei diesen Verfahren nicht besonders hoch. Günstig ist selbstverständlich, wenn eine hinreichende Trockentiefe eine wirkungsvolle Belüftung des Sickerwassers und der Austausch der beim Abbau organischer Substanzen anfallenden Kohlensäure gewährleistet. Allerdings ist zu beachten, dass auch die Humusdecke nur in begrenztem Rahmen in der Lage ist, resistente Stoffe abzubauen.

Als Grenzfall zwischen der Wässerwiesenmethode und der Anreicherung über offene Becken sind die bestockten bzw. bewachsenen Teiche der Basler Wasserwerke in den Langen Erlen zu betrachten, wo zur Erhaltung der Humusschicht nach einer Betriebsphase von zwei Wochen in der Regel eine Ruhepause von drei Wochen eingelegt wird.

Vornehmlich als *Behelfsmassnahmen* bieten sich die Wässerwiesenmethode und die Beregnung an. Sie haben den Vorteil, dass sie sich kurzfristig bewerkstelligen lassen. Allerdings ist es sinnvoll, das dafür in Aussicht genommene Gelände vorher auf seine Tauglichkeit zu testen, wenn unliebsame Überraschungen vermieden werden sollen. Doch bleibt anzumerken, dass die Wasserversorgung von La Chaux-de-Fonds im Fassungsgebiet «Les Moyat» mit gutem Erfolg während des Sommerhalbjahres zur künstlichen Anreicherung eine Beregnungsanlage betreibt. Dabei erfolgen Wasserverteilung und Beregnung mittels Kunststoffschläuchen, die im Sickerbereich zwei Reihen von Löchern aufweisen. Der Vorteil der Anlage besteht darin, dass sie sich selbsttätig regeneriert. Allerdings beträgt die Anreicherungsleistung nur rund $0,72 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$.

Vom Furchenstau wurde noch in den frühen fünfziger Jahren in Dortmund Gebrauch gemacht. Da die Anreicherungsleistung dabei verhältnismässig gering ist, wurde er durch die Anreicherung über Becken verdrängt.

Künstlich angelegte Gräben, Becken oder Teiche

Den Regenfall stellt die Anreicherung über künstlich erstellte Becken dar. Wenn die Hardwasser AG in der Muttener Hard die Versickerung über offene Gräben betreibt, hat dies seine besondere Ursache. Aus Gründen des Landschaftsschutzes durften dort keine Becken erstellt werden, so dass man gezwungen war, sich mit Gräben zu behelfen. Wo Teiche verwendet werden, haben sich oft aufgelassene Kiesgruben dazu angeboten.

Die Formgebung der Becken wird vor allem durch die folgenden Gegebenheiten bzw. Zielsetzungen beeinflusst:

- die hydrogeologischen Verhältnisse,
- die topographischen Verhältnisse,
- die Lage zu den Entnahmebrunnen,
- die Methodik der Abschlämzung,
- Forderungen des Landschaftsschutzes.

Wo man frei ist in der Wahl der Geometrie der Becken, wird meist die Form eines langgestreckten Rechteckes gewählt. So weisen z. B. die Becken der Dortmunder Stadtwerke AG die Abmessungen 25 × 200 m auf. In- dessen ist zu beachten, dass Beckenform und Ausge- staltung der Becken (offene oder geschlossene Wände) einen wesentlichen Einfluss auf die Hydraulik der An- reicherung ausüben können. Darauf haben insbesondere *Suter* [4], *Bouwer* [5] und *Möhle* [6] hingewiesen.

Es versteht sich, dass offene Becken nur dort sinnvoll angewendet werden können, wo keine schlecht durch- lässigen Deckschichten grösserer Mächtigkeit den Grund- wasserleiter abschirmen. Bei geringer Mächtigkeit müssen solche Schichten entfernt werden. In Sonderfällen wird versucht, mächtigere Deckschichten mit vertikalen Sand- drains zu versetzen, um den Abfluss in den Grundwasser- leiter zu gewährleisten.

Offene Anreicherungsbecken haben eine grosse Verbrei- tung erfahren, weil sie als Langsandsfilter wirken und somit bei hinreichender Wassergüte oft keine oder nur eine behelfsmässige Aufbereitung des Rohwassers er- fordern.

Sickergalerien und eingedeckte Sickerkanäle

Die Verwendung von Sickergalerien kam von England, wo sie bereits 1880 verwendet wurde, nach Deutschland und wurde dort unter der Bezeichnung Scheelhaase- verfahren bekannt, da *Scheelhaase* [7] erstmals 1908 in Frankfurt Sickergalerien zur künstlichen Anreicherung verwendete. Sowohl in England als auch in Deutschland wurden die Sickergalerien mit Flusswasser beschickt, das über Schnellfilter aufbereitet wurde. Das Verfahren ist nur geeignet, wo über dem Grundwasserspiegel gut durch- lässige Kiesschichten anstehen.

Die Verwendung von eingedeckten Sickerkanälen gemäss Abbildung 1, wie sie in der ORL-Richtlinie 516023 ent- halten sind, stellen einen ausgesprochenen Sonderfall dar, der wenig Verbreitung erfahren dürfte. Bei wenig ver- unreinigtem Rohwasser gewährleistet die Sandschicht wohl eine hinreichende Reinigung des Infiltrates, indessen dürfte es schwerhalten, die Sandschicht mit wirtschaftlich tragbarem Aufwand zu erneuern.

Vertikale oder horizontale Schluckbrunnen

Die Verwendung von vertikalen oder horizontalen Schluckbrunnen steht vorwiegend aus den folgenden Gründen zur Diskussion:

- wenn das zur Anlage von Becken oder Gräben beim «un- gedeckten» Grundwassertyp erforderliche Land fehlt,

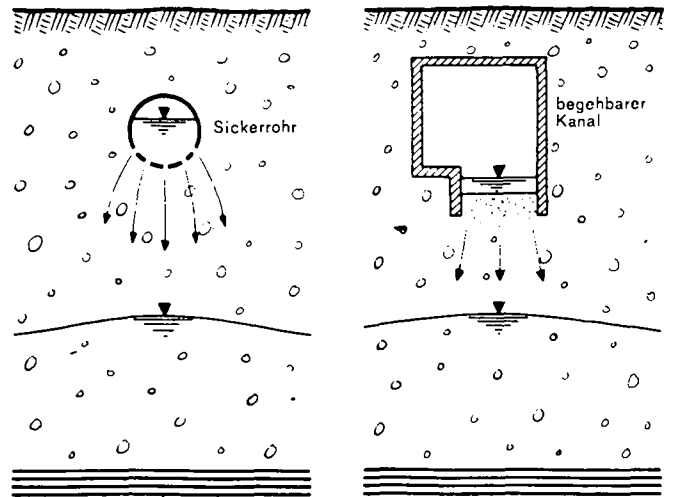


Abb. 1 Sickergalerie und begehbarer Sickerkanal. Schnitt.

- wenn eine sog. «Hochleistungsanreicherung» angestrebt wird,
- wenn bei relativ tiefliegendem Grundwasserspiegel im Bereich der «Trockentiefe» über den ganzen Bereich oder unmittelbar über dem Grundwasserspiegel schlecht durchlässige Schichten anstehen.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass bei der Anreicherung über Brunnen ähnlich wie bei der Anreicherung über Sickergalerien das Wasser bis nahe an die Trinkwassergüte aufbereitet werden muss. Nach *Huisman* [8] sind folgende Anforderungen an die Beschaffenheit des über Brunnen anzureichernden Wassers zu stellen:

Trübung	< 1	JTU (Jackson Turbidity Unit)
Farbe	< 5	g Pt/m ³
Eisen	< 0,01	g Fe/m ³
Mangan	< 0,01	g Mn/m ³
Aluminium	< 0,01	g Al/m ³
TOC	< 3	g C/m ³

Daraus ist zu erkennen, dass bei der Anreicherung über Brunnen z. T. sogar Anforderungen an das aufbereitete Rohwasser zu stellen sind, welche höher sind als die Trinkwasserstandards. Nach *Huisman* [8, 9] soll bei der Brunnenanreicherung zur Vermeidung von Verstopfungen darüber hinaus die Eintrittsgeschwindigkeit v_e auf $(0,01 \dots 0,02) \sqrt{k}$ (m/sec) begrenzt werden.

In den Abbildungen 2 und 3 sind die hauptsächlichsten Verfahren der Brunnenanreicherung schematisch darge- stellt. Wo unter den schlecht durchlässigen Deckschichten im Bereich der Trockentiefe gut durchlässige Schotter grösserer Mächtigkeit anstehen, ist man versucht, die Anreicherung über «unvollkommene» Brunnen gemäss Abbildung 2 zu bewerkstelligen. Dabei kann bei nicht zu hoher Belastung der Brunnen oder alternierender Fahr- weise der Gasaustausch im Tropfkörper zur Verbesse- rung der Wasserbeschaffenheit ausgenützt werden. Aller- dings ist streng darauf zu achten, dass das Rohwasser frei ist von Suspensa und gelöstem Eisen und Mangan,

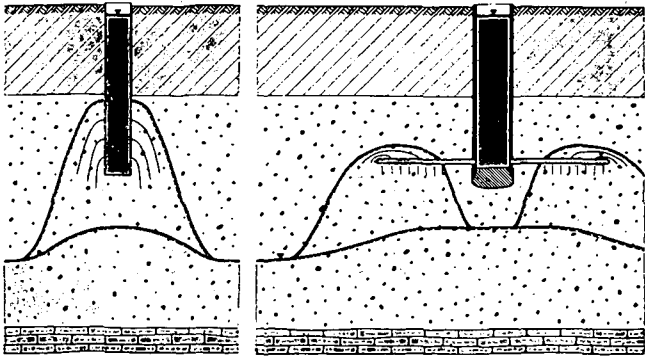


Abb. 2 Künstliche Anreicherung mittels «unvollkommener» Schluckbrunnen bei grosser Trockentiefe.

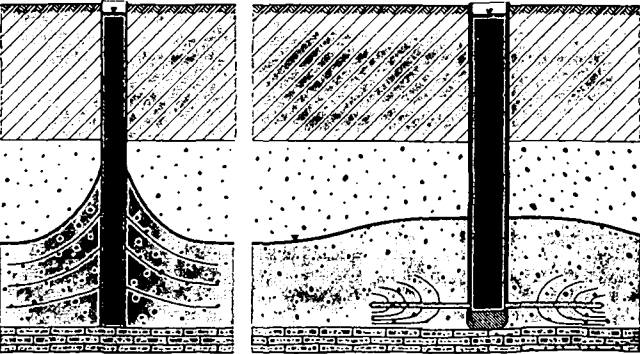


Abb. 3 Künstliche Anreicherung mittels «vollkommener» Schluckbrunnen. Einspeisung direkt in den Grundwasserleiter.

weil sich solche Brunnen – wenn überhaupt – nur bei Anwendung einer verhältnismässig aufwendigen Technik rückspülen lassen. Werden die Brunnen nach Abbildung 3 bis in die grundwasserführende Schicht abgetieft, ist darüber hinaus zu beachten, dass das Rohwasser frei sein muss von gelösten abbaubaren Stoffen, wenn es im Grundwasserleiter nicht zu Reduktionsvorgängen kommen soll.

Mehrjährige Erfahrungen mit der Einspeisung von Drainagewasser über einen vertikalen, vollkommenen Schluckbrunnen haben gezeigt, dass solche Brunnen unbedingt mit Rückspülrohren ausgerüstet werden müssen, welche in die Stützschiicht einzubauen sind. Inwieweit sich Grossfilterbrunnen oder Sternfilterbrunnen nach *Ingerle* [10], wie sie in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt sind, zur Anreicherung mittels Brunnen eignen, muss durch weitere Versuche abgeklärt werden.

Zur Vermeidung von Luftsinschlüssen und zu grosser Turbulenz ist die Einspeisung über Tauchrohre vorzunehmen, die bis in den Schlamm sack reichen und erst einige Meter unterhalb des tiefsten Ruhewasserspiegels geschlitzt sind. Bei Anordnung einer Arbeitskammer nach Abbildung 6 ist es bei Horizontalfilterbrunnen nach *Huisman* [8] möglich, einzelne Stränge zu spülen, ohne die andern Stränge ausser Betrieb zu nehmen.

Als Überblick sind in Tabelle 2 die in der Schweiz bestehenden Anreicherungsanlagen mit den wesentlichsten Betriebsparametern zusammengestellt. Daraus ist vor

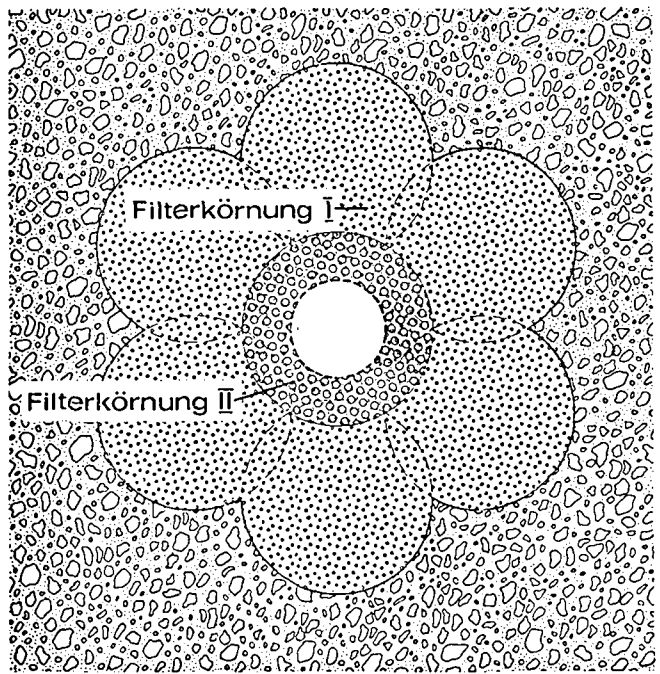


Abb. 4 Grossfilterbrunnen nach Ingerle.

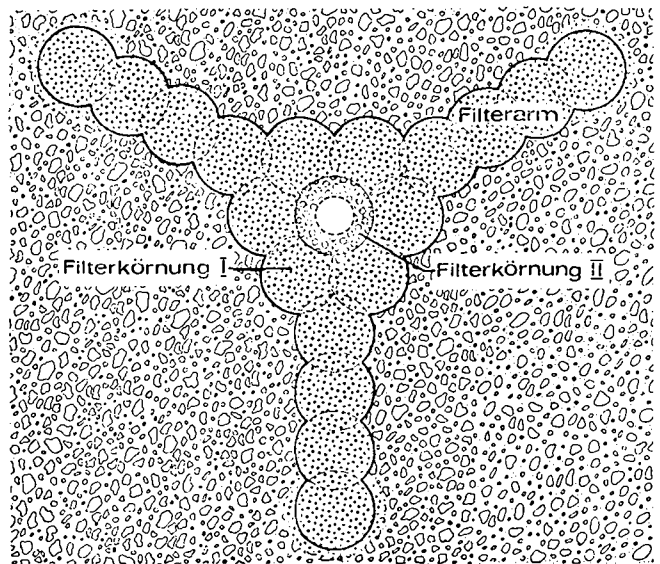


Abb. 5 Sternfilterbrunnen nach Ingerle.

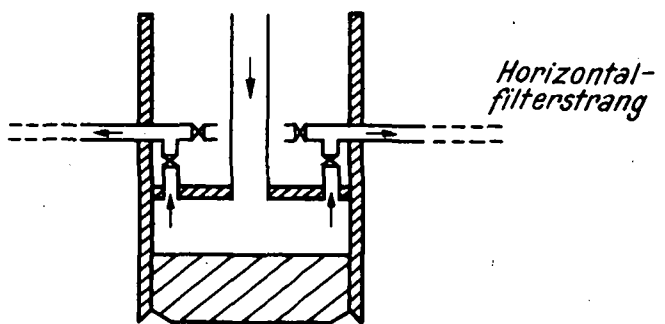


Abb. 6 Arbeitskammer eines Horizontalfilterbrunnens nach Huisman zur individuellen Strangspülung.

allem auch die mittlere Anreicherungsleistung ersichtlich, die bei Becken bzw. Teichen bei $2-8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ und bei Wiesenwässerung und Beregnung bei $0,5-1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ liegt.

Tabelle 2 Anlagen zur künstlichen Anreicherung in der Schweiz

		Hard AG	WV Basel		Metallwerke Dornach	WV La Chaux-de- Fonds	WV Winterthur	BKW
		Muttenz	Lange Erlen ³⁾	Tenero ³⁾	Aesch ³⁾	Les Moyats ³⁾	Ob. Winterthur	Aarberg
Sickerwassermenge	Mio m ³ /a	43,0	21	3	1,8	0,31	0,5	1,9 ⁵⁾
Grundwasser- förderung	Mio m ³ /a	23,0	21 ¹⁾	–	0,5 ²⁾	0,25	–	–
Investitionen	Mio Fr.	20	14,5	–	–	–	0,6 ⁶⁾	2,2
Betriebskosten ⁴⁾	Rp./m ³	13	13	–	–	–	11	7
Rohwasser- aufbereitung	–	Accelatoren u. Schnellfilter	Schnellfilter	keine	Absetzbecken	keine	Kiesfilter	Kiesfilter
Art der Versickerung	–	Gräben und Weiher	Flächen- versicker.	Becken	Becken mit Filtersand	Beregnung	Vorfilter und Hauptfilter	Vorfilter und Hauptfilter
Überstauhöhe	m	Gräben: 0,8 Weiher: 3,0	0,2 ··· 1,0	2	2	–	1,2	0 ··· 0,3
Trockentiefe	m	18	8 ··· 10	2 ··· 10	12	2 ··· 4	6 ··· 16	2 ··· 3
Mittl. Sickerleistung	m ³ /m ² · d	Weiher: 8	2 ··· 3	3	5	0,72	2,4	2 ··· 6
Unterhalt	–	Gräben: Abschälen Weiher: Kieswaschen	Trockenlegen	–	Abschälen	keiner	Kieswaschen Abschälen	Kieswaschen Abschälen
Unterhaltsintervall	–	16 Monate	14 d	> 3 Jahre	2 Jahre	6 Monate/a in Betrieb	3 Monate	1 Monat

¹⁾ inkl. natürliches Grundwasser

²⁾ ohne Pumpwerke Dritter, mit denen die volle Sickerwassermenge zurückgewonnen wird

³⁾ nach International Survey of Existing Water Recharge Facilities 1970

⁴⁾ inkl. Investitionen

⁵⁾ in Betrieb seit dem 20. März 1972

⁶⁾ inkl. Abschläm-Maschine

4. Konstruktive und betriebliche Hinweise für offene Anreicherungsbecken

Bei der Anreicherung über Becken und Gräben sind nach Schmassmann [11] und Dracos [12] grundsätzlich die Strömungsformen gemäss Abbildung 7 zu unterscheiden, nämlich:

- die hydraulisch angeschlossene Infiltration mit den Subgruppen: rückgestaute Infiltration und freie Infiltration,
- die hydraulisch abgelöste, perkolative Infiltration.

Bei der hydraulisch angeschlossenen Infiltration kommt es bei hochliegendem natürlichem Grundwasserspiegel bald zur rückgestauten Infiltration, während bei tiefliegendem natürlichem Grundwasserspiegel, hinreichender Vorflut und homogenem Grundwasserleiter in der Regel die freie Infiltration vorliegen dürfte. Vor allem bei Anreicherungsbecken mit dichten Wänden, einer Langsandsfilterschicht und nicht zu hoch liegendem natürlichem Grundwasserspiegel liegt perkolative Infiltration jedenfalls von dem Zeitpunkt an vor, da sich auf der Sandschicht ein «biologischer Rasen» ausgebildet hat. Die perkolative Infiltration wird bei solchen Becken gefördert, wenn eine Ausgleichsschicht gemäss Abbildung 8 oder eine Atmungsschicht nach Bettague [13] und Möhle [16] eingebaut wird.

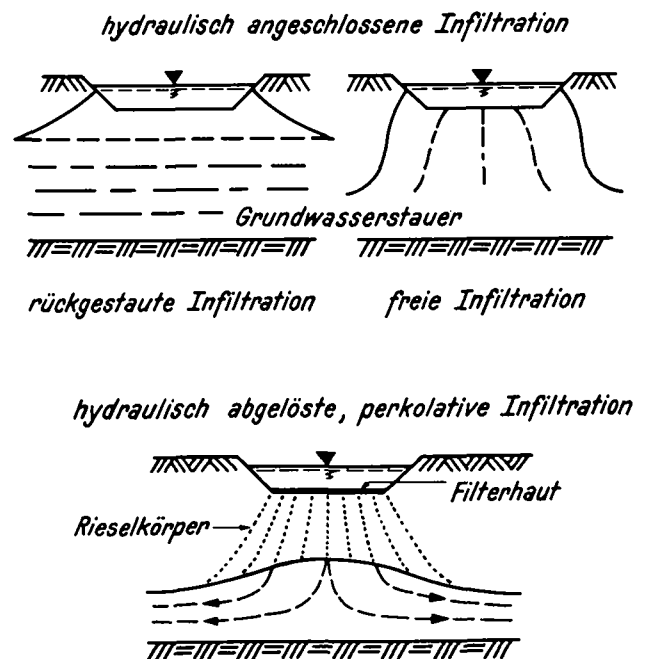


Abb. 7 Strömungsformen bei der Anreicherung mittels Becken oder Gräben.

Eine Ausgleichsschicht nach Abbildung 8 ist bei den Schottern unseres Landes unerlässlich, da diese in der Regel eine Wechsellagerung aufweisen, die vom gut durchlässigen Kies bis zum Feinsand reicht, wobei letzterer

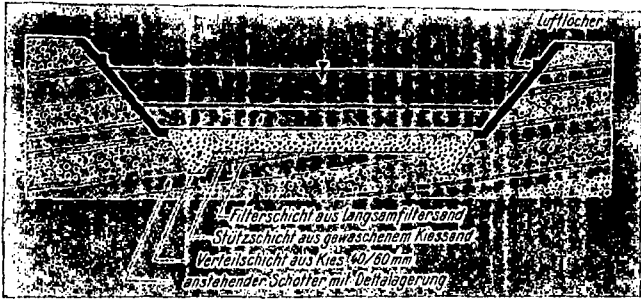


Abb. 8 Schematischer Aufbau eines Anreicherungsbeckens mit Ausgleichsschicht.

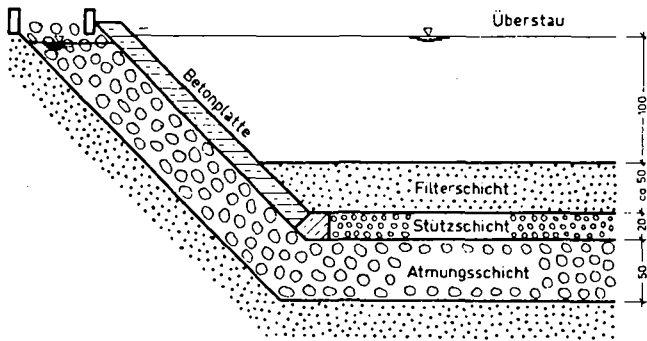


Abb. 9 Anordnung der Atmungsschicht unterhalb der Anreicherungsbecken 1, 3 und 4 des Wasserwerkes Rhedaer Forst der Stadtwerke Gütersloh nach Möhle [6].

meist von einer kaum sichtbaren Lehmhaut abgedeckt ist. Darüber hinaus ist der Deltalagerung Rechnung zu tragen, indem seitlich mittels Schlitzen, welche mit Geröll aufgefüllt werden, die gut durchlässigen Schichten für den Abfluss geöffnet werden. Bei der Bauausführung ist besonders darauf zu achten, dass die Lehmhaut, die sich bei Regenwetter auf der Aushubsohle bildet, ausgeräumt wird. Die Ausgleichsschicht darf deshalb nur bei trockenem Wetter eingebracht werden.

Aus dem Anreicherungsbetrieb ist bekannt, dass die Anreicherungsleistung beim Einfahren der Becken zuerst gering ist, weil die Luft aus den Poren des Filtersandes ausgetrieben werden muss. In dieser Phase hat es sich als zweckmässig erwiesen, die Becken mit geringem Überstau zu betreiben. Nachher kann der Überstau erhöht werden. Wie Möhle [6] zeigen konnte, steigt die Leistung mit wachsendem Überstau näherungsweise linear. Wenn die Becken überstaut gefahren werden sollen, ist diesem Umstand durch eine entsprechende Disposition der Becken Rechnung zu tragen. Der verhältnismässig grosse Überstau dürfte unter anderem auch der Grund für die hohe Anreicherungsleistung sein, die mit den Teichen der Hardwasser AG erreicht wurde, die nach Casati [14] bei einem Überstau von 3,0 bis zu $12 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, im Mittel etwa $8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, betrug.

Damit die Einfahrphase vermieden werden kann, ist man auch bestrebt, die Becken unter Überstau abzuschlammern und bei trübungsbedingter Unterbrechung der Speisung –

wenn möglich – mit Trinkwasser zu fluten. Aus dem Betrieb von Langsam- und von Schnellfiltern ist bekannt, dass diese grundsätzlich rückgestaut gefahren werden, und dass Unterdruck im Filter vermieden wird, um Leistungsminderungen infolge Ausgasung auszuschliessen. Inwieweit diese Gesichtspunkte bei Anlage und Betrieb von Anreicherungsbecken berücksichtigt werden können, ist durch weitere Untersuchungen abzuklären.

Darüber hinaus ist bekannt, dass die k -Werte im ungesättigten Bereich bald eine Zehnerpotenz tiefer liegen als im gesättigten Bereich, wie dies mit der Abbildung 10 nach Busch und Luckner [15] verdeutlicht wird.

Vor allem ist die geringe Durchlässigkeit der sich im Laufe der Zeit einstellenden Filterhaut zu beachten. Wenn auch durch zahlreiche Untersuchungen belegt ist, dass offene Anreicherungsbecken als Langsandsandfilter zu betrachten sind und damit allerdings in beschränktem Masse als Raumfilter wirken, wie u. a. Schmidt [16] zeigen konnte, ist doch nicht zu übersehen, dass die biologische Aktivität zur Hauptsache auf die obersten 5–10 cm des Filters beschränkt ist. Nach eigenen Untersuchungen kann die Durchlässigkeit der Filterhaut nach einigen Betriebstagen zu $\sim 5 \cdot 10^{-7} \text{ m/sec}$ angenommen werden. Sie ist demnach um etwa vier Zehnerpotenzen geringer als die Durchlässigkeit des Filtersandes und um etwa zwei Zehnerpotenzen geringer als die Durchlässigkeit des anstehenden Schotters in vertikaler Richtung, sofern diese gesättigt sind. Abgesehen von den instationären Strömungszuständen bei der Füllung der Becken bildet sich bei tief liegendem Grundwasserspiegel somit anfänglich eine hydraulisch angeschlossene, freie Infiltration aus, die mit zunehmender Verschlammung der Sandoberfläche in eine abgelöste, perkolative Infiltration übergeht.

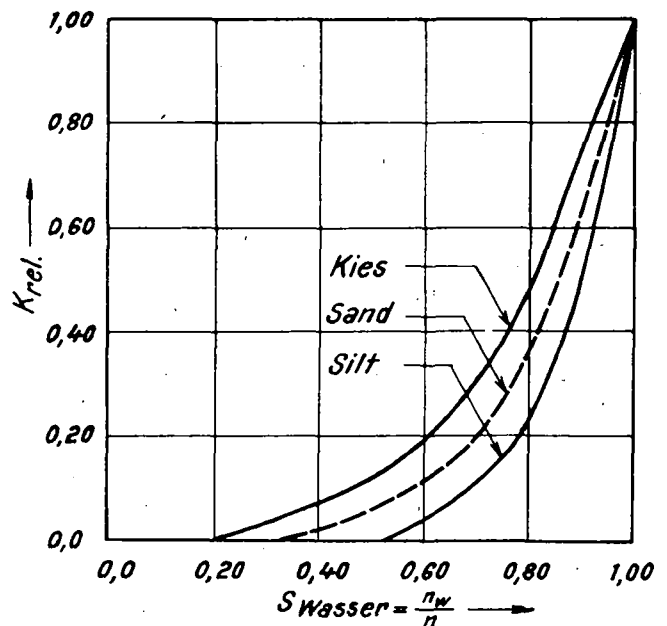


Abb. 10 Relative Durchlässigkeit nach Busch und Luckner.

5. Gütemässige Hinweise auf Konstruktion und Betrieb von Anreicherungsanlagen

Erfahrungsgemäss verschlammten Anreicherungsbecken bald, wenn sie mit Rohwasser beschickt werden, das einen zu hohen Schwebstoffgehalt aufweist. Tritt Schwebstoffführung vorwiegend nur bei Hochwasserführung des zur Speisung dienenden Oberflächengewässers auf, und hat der Grundwasserleiter eine hinreichende Speicherkapazität, ist es zweckmässig, die Speisung mittels Trübungsmesser bei zu hohem Schwebstoffgehalt selbsttätig zu unterbrechen. Wo dies nicht möglich ist oder das Oberflächengewässer ständig eine unzureichende Beschaffenheit aufweist, ist das Rohwasser aufzubereiten. Je nach Belastung dienen dazu Flockung, Sedimentation und Filtration oder allenfalls Flockungsfiltration.

Vor allem dort, wo bei hoher Schwebstoffbelastung die Beschickung unterbrochen werden kann, haben sich Kiesvorfilter nach dem Dortmunder Prinzip gut bewährt. Dies sind mit Rundkies beladene horizontal durchflossene Becken. Wie *Kuntschik* [17] zeigte, variiert die wirtschaftlichste Länge der Filter bei einem Schwebstoffgehalt von 5 bis 11,3 ppm zwischen 12 m und 22 m bei einer spezifischen Beschickung von $240 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$, was einer Beschickung von etwa $11\text{--}20 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ bezogen auf das Filtervolumen entspricht. Kiesvorfilter wirken als mehrstöckige Sedimentationsbecken und weisen darüber hinaus nach *Schmidt* [16] eine beträchtliche biologische Abbauleistung auf. *Kuntschik* [17] empfiehlt, der über den Filterweg abnehmenden Schwebstoffbelastung durch eine zonenweise Fraktionierung der Kiesschüttung Rechnung zu tragen und die mit kleinerem Korn erhöhten Druckverluste durch Vergrösserung des Gefälles auszugleichen. Die gleiche Wirkung kann auch durch Vergrösserung der Beckentiefe erreicht werden. Als Korndurchmesser schlägt er z. B. vor: 80/250 mm, 30/70 mm und 5/12 mm. Damit es in den tieferen Schichten des Vorfilters nicht zu anaeroben Verhältnissen kommt, ist es sinnvoll, die Vorfilter periodisch trockenfallen zu lassen, was eine entsprechende höhenmässige Anordnung gegenüber den Anreicherungsbecken zur Voraussetzung hat.

Wie vor allem *Schmidt* [16, 18] und *Haberer* [19, 20] zeigten, gewährleisten als Langsamsandfilter betriebene offene Anreicherungsbecken einen weitgehenden Abbau biologisch degradierbarer Wasserinhaltsstoffe. Dies ist nach *Bauer* [21] und *Schmidt* [22] auch für gewisse Biozide der Fall. Zum Teil werden Biozide und PCB auch an Algen adsorbiert. Die Abbauleistung von Kiesvorfiltern in biologischer Hinsicht untersuchte *Rechenberg* [23]. Um die dabei auftretende Sauerstoffzehrung auszugleichen, ist es sinnvoll, sowohl den Zufluss auf die Vorfilter als auch denjenigen auf die Anreicherungsbecken zu belüften. Dazu werden zweckmässigerweise Trogkaskaden mit Rillen verwendet, welche nach *Rincke* und *Haberer* [24] bei einer Beaufschlagung von $3,7 \text{ l}/\text{sec} \cdot \text{m}$ einen Sauerstoffeintrag von rund 20% des jeweiligen

Sauerstoffdefizites gewährleisten, der bei Beaufschlagung auf $10 \text{ l}/\text{sec} \cdot \text{m}$ immer noch rund 19% beträgt. Wie *Mörgeli* und *Ginocchio* [25] kürzlich zeigten, sind Rieselskaskaden allen anderen Belüftungsmethoden hinsichtlich Energiebedarf überlegen.

Mit zunehmender Eutrophierung des Rohwassers bereitet das Algenwachstum in den Becken zusehends Schwierigkeiten. Dadurch verstopfen die Becken nicht nur rascher, bei der biologischen Degradation der Algen werden darüber hinaus Abbauprodukte freigesetzt, welche dem Wasser einen üblen Geruch oder Geschmack verleihen können und unter Umständen in hygienischer Hinsicht nicht unbedenklich sind. Deshalb sind verschiedenorts Versuche zur Algenbekämpfung angelaufen. Bereits 1956 berichtete *Suter* [26] über die Bekämpfung von Algenwachstum in Illinois mit 3 ppm Chlor. Damit wurde aber auch die biologische Aktivität der Filter unterbunden. Über die Versuche zur Algenbekämpfung mittels KMnO_4 in den Anlagen Halingen/Fröndenberg und Altendorf der Gelsenwasser berichtete *Schmidt* [27]. Darnach musste die Normdosierung von $1 \text{ mg KMnO}_4/\text{l}$ im Sommer auf $1,5\text{--}2,0 \text{ mg}/\text{l}$ erhöht werden. In seiner Arbeit sind auch Hinweise auf die Verminderung des Lichteinfalls mittels Kunststoffplanen in London, die Dosierung von $1 \text{ mg CuSO}_4/\text{l}$ in Göttingen, Absaugen der Algen mittels Saugwagen bei Gelsenwasser usw. enthalten. Sofern es die hydrogeologischen Gegebenheiten erlauben, ist es sinnvoll, die Becken in der Hauptwindrichtung anzulegen und auf der Schmalseite eine Abschöpfrinne für die Algen vorzusehen.

Wohl die einfachste und wirkungsvollste Methode zur Algenbekämpfung stellt der intermittierende Betrieb der Becken dar, wie er in Dortmund [18] praktiziert wird. Damit gelingt es zugleich, den Sauerstoffgehalt des Filtrates gegenüber der Fahrweise mit Überstau zu erhöhen. Allerdings muss dabei eine Leistungseinbusse auf rund $2,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ in Kauf genommen werden. Indessen entfallen die vielseitigen Unsicherheiten, die letztlich doch mit der Algenbekämpfung mittels Chemikalien verbunden sind.

Hauptsächlich nach dem 2. Weltkrieg hat die künstliche Anreicherung in Israel [28] und in den USA grosse Bedeutung erlangt. Wo damit das Zurückdrängen der Meerwasserintrusion im Vordergrund steht, werden gütemässige Aspekte eher zweitrangig behandelt. Anders gelagert sind indessen die Zielsetzungen dort, wo damit der langfristige Ausgleich der unterirdischen Wasservorräte angestrebt wird.

Vielfach wird versucht, die Anreicherung mit gereinigtem Abwasser zu bewerkstelligen. Wo die Einspeisung über Brunnen erfolgt, wird die Aufbereitung z. T. nach mechanisch-biologischer Vorreinigung mittels Flockung, Zweischichtfiltration und nachgeschalteter Adsorption über Aktivkohlekolonnen vorgenommen [29]. Trotz einer Chlordosierung von 5 bis 7 ppm zur Vermeidung des Bakterienbewuchses in der Stützschiicht der Brunnen-

filter, war im Durchschnitt alle Monate eine Rückspülung erforderlich. Oft erfolgt die Versickerung von gereinigtem Abwasser in den USA auch im Wasserwiesenbetrieb oder über offene Becken, wobei die Bodenpassage als weitergehende Aufbereitungsstufe betrachtet wird [30, 31]. Während für Zink und Kupfer Eliminationsraten von rund 80% festgestellt wurden, betragen diese für Quecksilber und Blei nur ca. 30 bzw. 20% und sind für Cadmium völlig unzureichend. $PO_4\text{-P}$ und Fluoride werden im allgemeinen zu über 90% zurückgehalten. Schwierigkeiten bereiten in zunehmendem Masse die Nitrate, es sei denn, es werden gezielt anaerobe Verhältnisse zwecks Denitrifikation angestrebt [32, 33].

6. Abschlammung von Anreicherungsbecken

Die Abschlammung von offenen Anreicherungsbecken erfolgte in Anlehnung an die Abschlammung von Langsandsfiltern lange Zeit von Hand. Dabei werden die obersten 3–5 cm mit flachen Schaufeln abgeschuppt. Diese Methode ist auch heute noch für kleinere Becken am wirtschaftlichsten. Anschliessend ist es vielfach üblich, die Oberfläche mit Rechen oder Eggen aufzulockern.

Mit steigenden Arbeitslöhnen ist man bei grösseren Becken immer mehr zur mechanischen Abschlammung übergegangen. Anfänglich verwendete man dazu kleine Planiertrauben mit Sandtransport über ein Förderband. Diese Methode hat den Nachteil, dass der Filtersand verdichtet wird. Deshalb haben die Bernischen Kraftwerke für ihre Anlage bei Aarberg [34] eine auf einer Räumerbrücke fahrbare Abschuppmaschine entwickelt. Der Nachteil aller Abschupp- oder Abschälverfahren besteht darin, dass die Becken ausser Betrieb genommen werden müssen. Darüber hinaus hat eine einwandfreie Abschuppung zur Voraussetzung, dass die Filterhaut abtrocknen kann und somit während der Abschuppphase trockenes und warmes Wetter vorherrschen sollte, was bei unserem Klima oft zu längeren Betriebsunterbrechungen führt. Diese Nachteile werden bei Abschlammmaschinen vermieden, die nach dem «Staub-

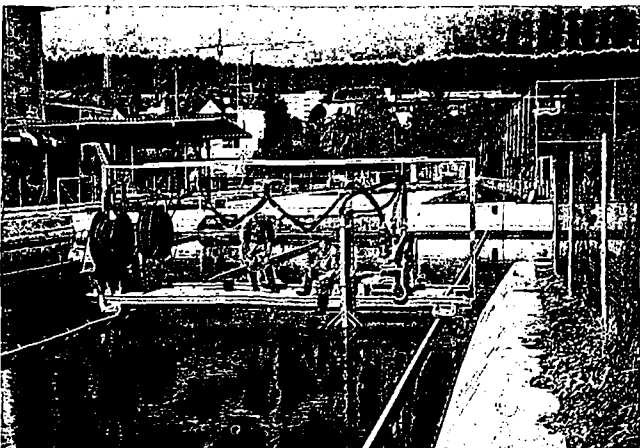


Abb. 11 Winterthurer Absaugmaschine.

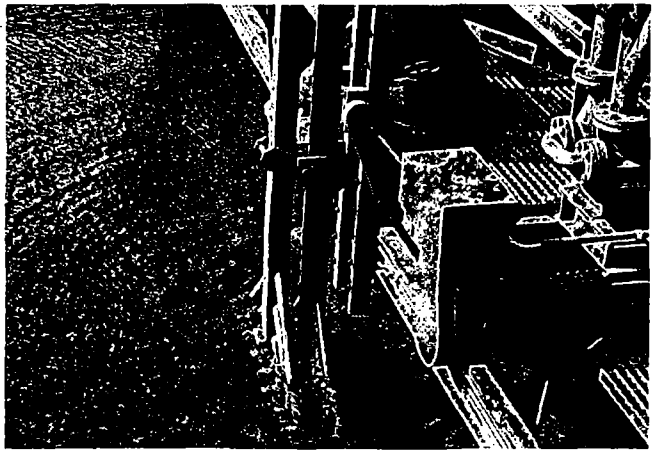


Abb. 12 Saugkopf, im Bereich der unteren Schiene ist der Reinigungseffekt zu erkennen.

saugerprinzip» bei gefluteten Becken arbeiten. In Abbildung 11 ist das Prinzip der Absaugmaschine dargestellt, die in Winterthur seit einigen Jahren mit Erfolg verwendet wird. Sie ist auch dazu geeignet, Algenteppiche abzusaugen. In Antwerpen ist eine Maschine in Betrieb, die mittels Spüllanzens eine Sandwaschung in situ gestattet. Nähere Angaben darüber finden sich bei *Huisman* und *Wood* [35], wo auch die mechanische Sanderneuerung beschrieben wird.

Einen Sonderfall stellt der Prototyp der Sandwaschmaschine der Wasserversorgung Zürich dar [36, 37], mit der Langsandsfilter- bzw. Anreicherungsbecken [38] mittels einer auf Schwimmern montierten Maschine mit Spüldüsen an Ort und Stelle gereinigt werden sollen. Die Filter sind mit 10 cm Aktivkohle belegt, was neben der Adsorption von überschüssigem Chlor eine wesentliche Verlängerung der Laufzeit der Filter zur Folge hat.

7. Regenerieren von Schluckbrunnen

Nach *Sniegocki* und *Brown* [39] können die hauptsächlichsten Ursachen der Leistungsminderung von Schluckbrunnen folgendermassen zusammengefasst werden:

- Gasbindung oder Lufteinschlüsse im Grundwasserleiter,
- suspendierte Stoffe im Anreicherungswasser,
- bakteriologische Verunreinigung des Grundwasserleiters durch das Anreicherungswasser und Verlegung der Filterschicht durch Bakterienwachstum,
- chemische Reaktionen zwischen Anreicherungswasser und Grundwasser mit Bildung von unlöslichen Stoffen,
- Quellung von Tonkolloiden,
- Ionenaustauschreaktionen, welche eine Dispersion von Tonpartikeln zur Folge haben können,
- Eisenausfällung im Anreicherungswasser infolge Belüftung,
- biochemische Veränderungen im Anreicherungswasser und im Grundwasser, was eisen- und sulfatreduzierende Bakterien fördern kann,

- mechanische Verklebung des Grundwasserleiters durch umgelagerte Bodenpartikel, wenn die Strömungsrichtung umgekehrt oder mit zu hohem Einspüldruck gefahren wird.

Dieser Katalog zeigt, wie komplex die Ursachen von Leistungsminderungen sein können. Es empfiehlt sich deshalb, sie nach Möglichkeit durch hinreichende Aufbereitung des Anreicherungswassers oder eine entsprechende Betriebsweise auszuschliessen, was allerdings nicht immer gelingt.

Grundsätzlich kommen für die Regeneration von Schluckbrunnen ähnliche Verfahren zur Anwendung, wie sie für die erstmalige «Entsandung» und die Regeneration von Filterbrunnen üblich sind. Zur Entsandung eignen sich vor allem die folgenden Verfahren:

- Stöpseln,
- Abpumpen zwischen Manschetten,
- Schocken,
- Druckluftbehandlung
- Rückspülung
- kombinierte Verfahren.

Beim *Stöpseln* wird ein Entsandungskolben mit einer oder zwei Manschetten ruckartig im Brunnen auf- oder abwärts bewegt. Damit eine rasche Abwärtsbewegung erreicht werden kann, sind Schwerstangen erforderlich. Andererseits ist zu beachten, dass bei der Aufwärtsbewegung beträchtliche Beharrungskräfte zu überwinden sind, was bei der Bemessung von Drahtseil und Aufhängevorrichtung (Dreibein) zu berücksichtigen ist.

Zum *Abpumpen zwischen Manschetten* sind Unterwasserpumpen zu verwenden, die stossweise zu betreiben sind. Neben dem Stöpseln ist vor allem das *Schocken* eine der wirkungsvollsten Methoden zur Entsandung. Dabei wird die Pumpe ohne Rückschlagklappe angefahren und nach etwa fünf Minuten wieder ausgeschaltet. Durch eine Belüftung ist dafür zu sorgen, dass die sich im Steigrohr befindliche Wassermenge schwallartig in den Brunnen zurückfliessen kann. Nach Massgabe der Durchlässigkeitsverhältnisse ist der Prozess etwa im Fünf- oder Zehnminutentakt vorzunehmen. Beim Einsatz von Schaltuhren ist nach kurzfristiger Überwachung eine Automatisierung möglich.

Bei der *Druckluftbehandlung* wird Druckluft über einen Verteilring oder Verteillanzen in den Brunnen eingepresst und oft gleichzeitig abgepumpt.

Oftmals führt bei stark verlegten Brunnen nur die *Rückspülung* zum Ziel. Dabei wird Wasser in den Brunnen eingeleitet und in einem angemessenen Takt wiederum abgepumpt.

Als sinnvolle Verfahrenskombinationen kommen vor allem in Frage:

Stöpseln und Druckluftbehandlung: Dabei wird die Druckluft über ein Gestänge in den Raum zwischen den Manschetten eingeführt.

Schocken und Rückspülen: Dabei wird das abgepumpte Wasser in einem Behälter gespeichert und zur Verstärkung

der beim Abstellen der Pumpen auftretenden Rückspülung im Nebenschluss eingesetzt.

Darüber hinaus ist es zweckmässig, Schluckbrunnen mit in die Stüttschicht eingebauten Spülrohren auszurüsten, über die Wasser und/oder Druckluft eingepresst und alternierend wieder abgepumpt werden kann bzw. die Spülwirkung beim Abpumpen des Schluckbrunnens unterstützt wird. Bei Versinterungen und Verockerungen hilft meist nur die Säurebehandlung.

8. Untergrundspeicherung von Trinkwasser

Die Untergrundspeicherung von Trinkwasser ist als Sonderfall der künstlichen Grundwasseranreicherung zu betrachten. Bei günstigen hydrogeologischen Gegebenheiten stellt sie jedoch eine Massnahme dar, die ohne grosse Kosten vorzüglich dazu geeignet ist, einen Ausgleich zwischen Wasserdargebot und Wasserbedarf zu bewerkstelligen; darauf hat *Koehne* [40] bereits 1941 hingewiesen. Der Gedanke wurde von *Denner* [41] wieder aufgegriffen. Seither sind darüber wiederholt Arbeiten erschienen, von denen nur diejenigen von *Flemming* [42], *Maroth* [43] und *Schmidt* [44] erwähnt werden sollen.

Ein mit Erfolg betriebenes Beispiel bildet die Untergrundspeicherung von Trinkwasser im Winterthurer Becken des Eulachgrundwasserstromes. Damit ist es gelungen, den fallenden Trend des Grundwasserspiegels, welcher vor allem durch Bachbegradigungen, die Versiegelung des Nährgebietes und die Übernutzung industrieeigener Brunnen verursacht wurde, aufzuhalten. Über einen Schluckbrunnen werden in Schwachlastzeiten, d. h. über das Wochenende oder an Feiertagen bis zu 11000 m³/d Trinkwasser eingespeist, das der Eulachgrundwasserverband von den Stadtwerken zum Selbstkostenpreis bezieht. Im Schnitt wurde damit der Grundwasserspiegel um 2 m angehoben, was der Industrie wiederum erlaubt, ihre eigenen Anlagen voll auszufahren. Im langfristigen Konzept ist vorgesehen, die Untergrundspeicherung wesentlich zu intensivieren, damit die Grundwassernutzung ohne Beeinträchtigung der Niedrigwasserführung der Oberflächengewässer bedenkenlos gesteigert werden kann.

9. Behelfsmässige Anreicherung

Immer wieder treten vor allem bei kleineren Wasserbecken aussergewöhnliche Betriebsverhältnisse auf. Neben dem Fremdwasserbezug während Schwachlastzeiten und dessen Untergrundspeicherung über die Entnahmekbrunnen sollte vermehrt von der behelfsmässigen Anreicherung Gebrauch gemacht werden. Dazu sind vorsorglich die Bezugsmöglichkeiten zu erkunden und die Eignung von Oberflächengewässern in gutemässiger Hinsicht abzuklären. Als Behelfsmassnahmen bieten sich vornehmlich das Wiesenwässern und die alternierende Verregnung

an. Bei fehlender Deckschicht kommen auch Bagger-schlitzte in Frage, die zweckmäßigerweise mit Geröll eingedeckt werden, damit die Einströmung in die erschlossenen, gut durchlässigen Horizonte möglichst lange erhalten bleiben. Aus Sicherheitsgründen empfiehlt sich die vorsorgliche Installation von Desinfektionsanlagen.

Literaturverzeichnis

- [1] *W. H. Frank*, Zur Geschichte der künstlichen Grundwasseranreicherung, in Nr. 9 der Veröffentlichungen der Hydrologischen Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, 1966.
- [2] *J. G. Richert*, Les Eaux Souterraines Artificielles, Stockholm 1900.
- [3] *E. Trüeb*, Die Bedeutung des Grundwassers für die Wasserversorgung der Schweiz, DVGW-BGW-Broschüre von der Wasserfachlichen Aussprachetagung 1975.
- [4] *M. Suter*, Artificial groundwater recharge at Preoria, Illinois, Transactions of the Illinois State Academy of Science, Vol 52, No 3 und 4, 1959.
- [5] *H. Bouwer*, Theoretical aspects of seepage from open channels, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 1965.
- [6] *K. A. Möhle*, Die Versickerung von Oberflächenwasser mittels offener Anreicherungsbecken, Heft 26 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, 1967.
- [7] *F. Scheelhaase*, Zur Frage der Wassergewinnung durch natürliche Filtration, Journal für Gasbeleuchtung und Wasserversorgung, 1911.
- [8] *L. Huisman*, Artificial groundwater recharge Autographie der Delft University of Technology, 1975.
- [9] *L. Huisman*, Groundwater Recovery, Mac Millan, 1972.
- [10] *K. Ingerle*, Berechnung von Vertikalfilterbrunnen, Vortrag anlässlich der Jahrestagung der ÖVGW in Innsbruck, Juni 1975.
- [11] *Hj. Schmassmann*, Künstliche Grundwasseranreicherung GWA, Nr. 5, 1972.
- [12] *Th. Dracos*, Grundwasseranreicherung, Arbeitspapier der SIA-Arbeitsgruppe Anreicherung von Grundwasser.
- [13] *R. Bettague*, Studien zur künstlichen Grundwasseranreicherung, Heft 2 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, 1958.
- [14] *A. Casati*, Natürliche und künstliche Grundwasserspeisung, Monatsbulletin des SVGW, Nr. 11 und 12, 1961.
- [15] *Busch und Luckner*, Geohydraulik, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 1972.
- [16] *K.-H. Schmidt*, Die Abbauleistung der Bakterienflora bei der Langsandsfiltration und ihre Beeinflussung durch die Rohwasserqualität und andere Umwelteinflüsse, Veröffentlichung der Hydrologischen Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 5, Dortmund 1963.
- [17] *O. Kuntschik*, Schwebstoffe im offenen Gewässer und ihre Entnahme in Kiesfiltern, Veröffentlichungen des Institutes für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Hydrologischen Abteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 13, Dortmund 1971.
- [18] *K.-H. Schmidt*, Intermittierender Betrieb von Langsandsfiltern zur künstlichen Grundwasseranreicherung, Bericht aus der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 118, 1972.
- [19] *K. Haberer*, Grundwasseranreicherung zur Qualitätsverbesserung, H₂O, Nr. 3, 1970.
- [20] *K. Haberer*, Chemische Probleme bei der Wassergewinnung durch Uferfiltration und künstliche Anreicherung, Österreichische Wasserwirtschaft, Heft 5/6, 1973.
- [21] *U. Bauer*, Über das Verhalten von Bioziden bei der Wasseraufbereitung unter besonderer Berücksichtigung der Langsandsfiltration, Veröffentlichung des Institutes für Wasserforschung GmbH, Dortmund, und der Hydrologischen Abteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 15, Dortmund 1972.
- [22] *K.-H. Schmidt*, Möglichkeiten und Grenzen biologischer Verfahren bei der Trinkwasseraufbereitung, DVGW-Broschüre Wassergewinnung-Wassergüte, 1972.
- [23] *W. Rechenberg*, Versuche zur Verbesserung der Qualität von künstlich angereichertem Grundwasser durch Verwendung von Vorfiltern, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 23, 1965.
- [23] *W. Rechenberg*, Versuche zur Verbesserung der Qualität von künstlich angereichertem Grundwasser durch Verwendung von Vorfiltern, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 23, 1965.
- [24] *G. Rincke und K. Haberer*, Untersuchungen zur Kaskadenbelüftung in Wiesbaden-Schierstein, Festschrift zum fünfzigjährigen Betrieb der künstlichen Grundwasseranreicherung in Wiesbaden-Schierstein, 1975.
- [25] *B. Mörgele und J. C. Ginocchio*, Verschiedene Systeme zur Belüftung von Grund- und Oberflächenwasser, Chemie-Technik, 1975.
- [26] *M. Suter*, High-rate recharge of groundwater by infiltration, JAWWA No 4, 1956.
- [27] *W. Schmidt*, Probleme und Praxis bei der Algenbekämpfung in Infiltrationsbecken, DVGW-Broschüre Wassergewinnung-Wassergüte, 1972.
- [28] *J. Goldschmid*, Water-quality Aspects of ground-water recharge in Israel, Journal AWWA, No 3, 1974.
- [29] *J. Vecchioli et al.*, Wastewater reclamation and recharge Bay Park, N.Y., Journal of the Environmental Engineering Division, April 1975.
- [30] *H. Bouwer et al.*, High-rate land treatment II, Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project, Journal WPCF No 5, 1974.
- [31] *C. W. Fetter and R. G. Holzmacher*, Groundwater recharge with treated wastewater, Journal WPCF, No 2, 1974.
- [32] *J. M. Toups*, Water quality and other aspects of ground-water recharge in Southern California, Journal AWWA, No 3, 1974.
- [33] *W. J. Kaufmann*, Chemical pollution of ground waters, Journal AWWA, No 3, 1974.
- [34] *P. Hartmann*, Kraftwerk Aarberg, Grundwasseranreicherung, SBZ, Heft 2, 1973.
- [35] *L. Huisman and W. E. Wood*, Slow sand filtration, WHO, Genf 1974.
- [36] *M. Schalekamp*, Erweiterung Seewasserwerk Lengg – Übersicht, GWA, Nr. 5, 1975.
- [37] *F. Geering*, Reinigung der Langsamsfilter, GWA, Nr. 9, 1975.
- [38] *G. J. Hiddink*, Erfahrungen mit der künstlichen Grundwasseranreicherung, GWA, Nr. 9 und 11, 1974.
- [39] *R. T. Sniogocki and R. F. Brown*, Clogging in recharge wells, Causes and Cures, Proc. Artificial ground water Recharge Conf., WRA, England, 1970.
- [40] *W. Koehne*, Die Wasserspeicherung in unterirdischen Räumen, Deutsche Wasserwirtschaft, Heft 9, 1941.
- [41] *J. Denner*, Unterirdische Wasserspeicherung, GWF, Heft 2, 1961.
- [42] *H. W. Flemming*, Die unterirdische Wasserspeicherung, München, 1962, R. Oldenbourg.
- [43] *G. Marotz*, Möglichkeiten einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund, Die Wasserwirtschaft, Heft 5, 1969.
- [44] *W. Schmidt*, Speicherkapazität von Grundwassergewinnungsanlagen, DVGW-Broschüre, 1975.

Phénomènes d'écoulement lors de l'alimentation artificielle des nappes souterraines

(CAS DE L'INFILTRATION PAR BASSIN)

Par J. BIZE, Bureau d'Etudes BURGEAP, Paris

Il y a quelques années, en 1971, on nous a demandé de réaliser un essai sur un bassin d'infiltration expérimental. Nous avons alors pris conscience que, si dans le cas du forage le programme d'essai et les méthodes d'interprétation des résultats étaient assez bien normalisés et orientés vers des objectifs bien définis, l'essai d'infiltration par bassin restait une opération dont les buts étaient vagues et la procédure incertaine. Sans doute, l'apparente simplicité du procédé avait-elle empêché qu'on lui consacre toute l'attention nécessaire. L'injection par forage pose certes des problèmes spécifiques, principalement à cause du colmatage. Mais dans l'ensemble, ils concernent essentiellement le domaine de la technologie. Citons par exemple le problème du colmatage par l'air: pour le résoudre il faut maintenir, en tout point du système d'injection, des pressions positives, quelles que soient les fluctuations du niveau dynamique dans l'ouvrage. Or ce n'est pas une question d'hydraulique souterraine. En réalité il existe une étroite analogie entre le pompage et l'injection par forage. Dans les deux cas, les écoulements souterrains sont de même nature.

Par contre, l'infiltration par bassin met en jeu des phénomènes d'écoulement qu'on n'a pas l'habitude de rencontrer dans l'hydraulique souterraine courante. En 1971, croyions-nous, l'essai d'infiltration restait à définir: que fallait-il rechercher, quels aspects d'un aménagement devaient être optimisés? En résumé, un bassin d'infiltration pouvait-il être considéré comme un organe perfectible, ou au contraire, faillit-il se livrer au seul constat des résultats, à la manière des essais dits «de réception»?

Depuis, quatre années ont passé, au cours desquelles nous avons examiné dans le détail le fonctionnement de trois installations expérimentales: Bertrange (vallée de la Moselle) qui n'a pas dépassé le stade expérimental, Blagnac (vallée de la Garonne), qui fonctionne en exploitation depuis plusieurs mois, et Dangé-St.-Romain (vallée de la Vienne), dont une première tranche de travaux doivent être réalisés sous peu de temps.

Au terme de ces études, nous n'avons pas la prétention d'avoir, ni mis au point une procédure définitive d'essai (pour ce faire une concertation est d'ailleurs nécessaire), ni élucidé tous les phénomènes. Du moins avons-nous confirmé le sentiment qui était le nôtre avant toute recherche: il est vrai que l'infiltration par bassin mérite un examen plus attentif des spécialistes, des progrès sont possibles, des inconnues subsistent, qui devraient constituer des objectifs valables pour des travaux de recherches plus poussés que dans le passé.

Dans l'exposé qui suit nous ne ferons pas un compte rendu exhaustif des expériences réalisées. Nous nous limiterons au sujet qui nous a été fixé par les organisateurs de cette journée d'étude en insistant sur les aspects hydrauliques qui, pour nous du moins, revêtent un caractère nouveau. La question de l'épuration ne sera donc pas abordée et, à ce titre, on ne peut que formuler des regrets. Car, en fin de compte, si intéressants soient-ils en soi et pour l'amélioration du «rendement» hydraulique d'un aménagement d'alimentation artificielle, les phénomènes d'écoulement se prennent toute leur importance que lorsqu'on a constaté que les phénomènes d'épuration, leur existence, leur efficacité, dépendent d'eux en grande partie. On remettra donc à plus tard l'exposé de différents cas où le «rendement» de l'épuration d'un bassin a été complètement modifié par le passage d'un type d'écoulement à un autre.

I. Les différentes phases de l'écoulement dans l'infiltration par bassin

En s'appuyant sur des résultats expérimentaux de laboratoire et de terrain, on peut distinguer trois phases d'écoulement¹. La figure 1 en donne une représentation schématique.

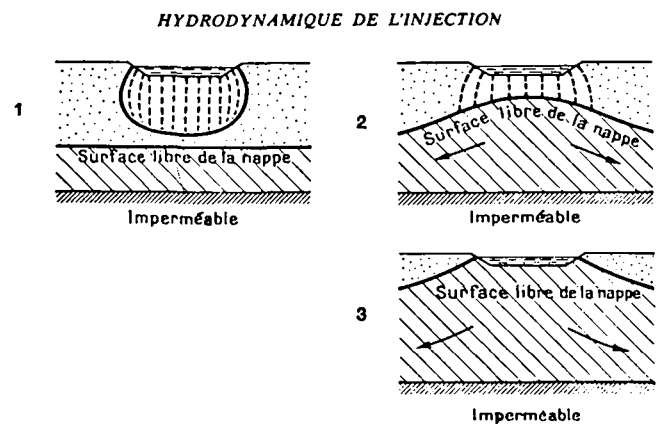


Fig. 1 Représentation schématique des trois phases de l'infiltration par bassin.

PHASE 1 - Avancée du bulbe d'infiltration

Cette phase se situe entre la mise en eau du bassin et l'instant où la nappe commence à recevoir de l'eau.

On assiste, toujours selon un écoulement en non saturé, à l'avancée d'un bulbe d'infiltration dont le front délimite la zone de sol humidifié et la zone qui n'a pas encore été influencée par l'écoulement. Cf. les figures 2 et 3, qui sont tirées de l'étude de Vachaud².

Le praticien se limite à caractériser le bulbe par sa vitesse de transfert, et donc son temps de transfert, jusqu'à la nappe. En réalité le phénomène est plus complexe.

Dans l'évolution en fonction du temps de ce bulbe, on doit distinguer son avancement vertical et sa dispersion latérale.²

¹ «L'Alimentation artificielle des nappes souterraines» par J. Bize, L. Bourguet, J. Lemoine. Editions Masson, Paris 1972.

² «Etude expérimentale du drainage et de la recharge des nappes à surface libre dans un modèle bidimensionnel» par G. Vachaud, M. Vaucelin, J. L. Thony, D. Khanji. Laboratoire de Mécanique des fluides, Grenoble.

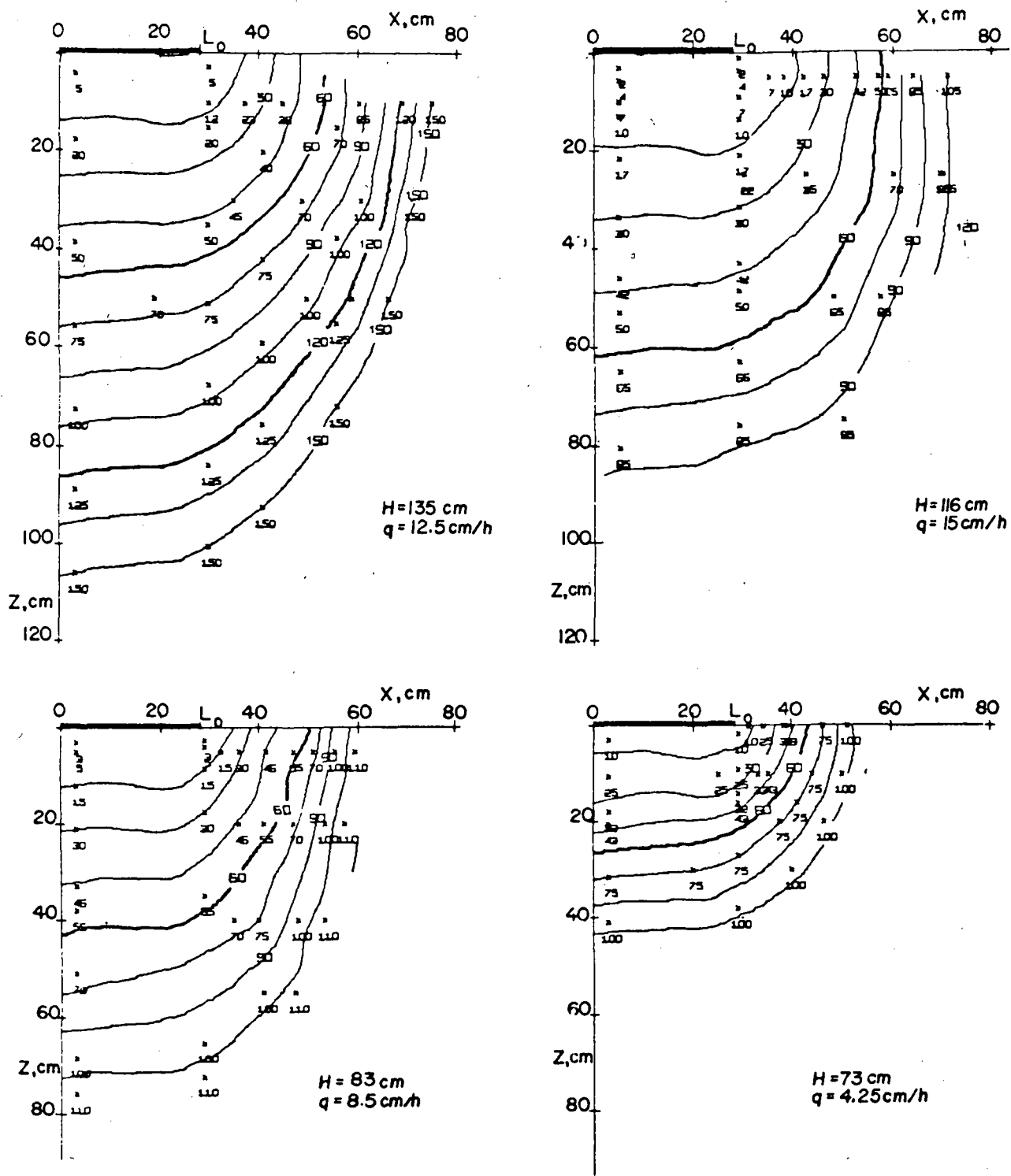


Fig. 2 Evolution du bulbe d'infiltration pour quatre essais de recharge.

L'avancement vertical $Z_0(t)$, obéit à une loi linéaire (fig. 4), caractéristique d'un écoulement de type gravitaire. La dispersion latérale, dont la loi d'avancement en fonction du temps $X_0(t)$ obéit à une loi parabolique (fig. 4), caractéristique d'un écoulement de type capillaire. Considérant ce dernier résultat, les auteurs déjà cités² notent «qu'il ne peut pas exister de régime permanent, correspondant à une valeur limite de X_0 , si l'on

considère la recharge d'une nappe profonde. Un tel résultat est en contradiction avec tous les résultats classiques obtenus en considérant le modèle de Boussinesq, où l'on admet généralement que le bulbe d'infiltration atteint rapidement une épaisseur constante et finie. Cette contradiction provient du fait que l'on néglige naturellement dans les modèles classiques la dispersion latérale due aux effets capillaires».

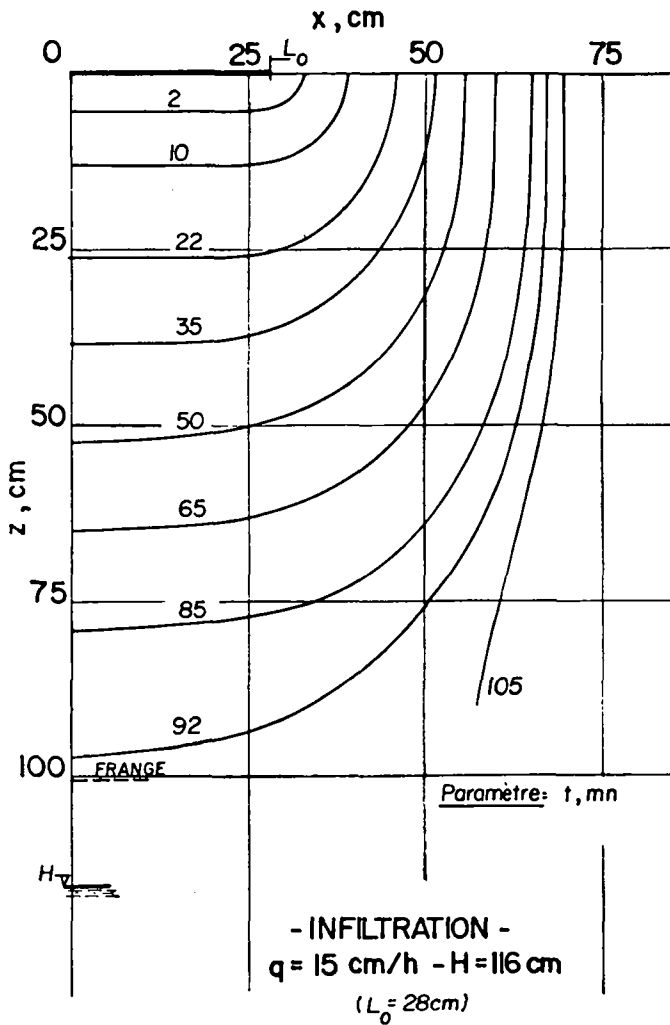


Fig. 3 Evolution du bulbe d'infiltration (temps en minutes).

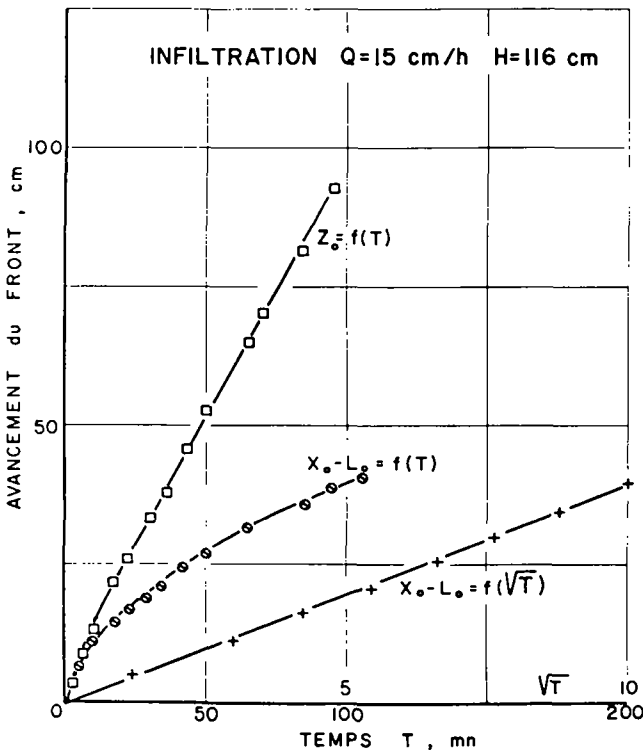


Fig. 4 Avancement vertical $[Z_0(t)]$ et dispersion latérale $[X_0 - L_0(t)]$.

Ce résultat introduit au problème des conditions aux limites. Pour le praticien il est important et se pose déjà – on pourrait dire surtout – dans la phase d'essai où généralement on cherche à ne mettre en œuvre que des dispositifs de petites dimensions et pour une courte durée. Le paramètre fondamental est évidemment la profondeur de la nappe, c'est-à-dire l'épaisseur de la tranche non saturée initiale, où évolue le bulbe d'infiltration.

Ce problème s'est présenté pour nous en Iran où, dans la partie amont – très perméable et favorable à l'implantation de bassins d'infiltration – des cones de déjection d'alluvions situés au pied de la chaîne de l'Elbourz, on rencontre la nappe à 80, voire 100 m de profondeur. Que pourraient donner dans ce cas des essais réalisés sur des petites unités d'infiltration large de quelques mètres, sinon des résultats aussi peu représentatifs que possible des phénomènes attendus dans des dispositifs d'exploitation d'ampleur considérable, couvrant des centaines d'hectares?

En définitive, on ne doit pas limiter les prévisions à la vitesse de transfert verticale – qui dans des alluvions grossières est, en ordre de grandeur d'une dizaine de mètres par jour, et dans des limons de l'ordre de 1 m/j seulement – mais tenir compte de la dispersion latérale, et adapter les dimensions du dispositif expérimental aux données de terrain.

En réalité, dans la détermination des conditions aux limites, les données de terrain n'interviennent pas seules. Il faut y ajouter la qualité des eaux d'infiltration, principalement la charge en matières en suspension. En effet, plus ou moins vite, en raison du colmatage, une nouvelle condition aux limites s'introduit au niveau de la plage d'infiltration et joue un rôle qui, à terme, devient prépondérant. Avant de revenir sur cette question, notons que, dans le cas – théorique – où il n'existe aucun colmatage, et où l'écoulement s'effectue en milieu non saturé, la capacité d'infiltration est indépendante de la hauteur d'eau dans le bassin. En réalité ceci n'est vrai que pour des terrains dits perméables (graviers, sables, limons, donc à l'exclusion des argiles) et pour des hauteurs d'eau courantes, dépassant des valeurs extrêmement faibles, de quelques millimètres ou centimètres.

PHASE 2 – Ecoulement mixte

Nous appelons cette phase, celle de l'écoulement mixte car, la nappe ayant commencé à recevoir de l'eau, l'écoulement en milieu saturé qui s'y manifeste s'ajoute à l'écoulement en non saturé qui se maintient sous le bassin.

Dans la pratique, nous le verrons, cette phase correspond, à cause du colmatage, au déroulement le plus courant des phénomènes qui ont lieu, tant au stade de l'essai qu'à celui de l'exploitation, des dispositifs d'infiltration.

En l'absence de colmatage, dans la partie centrale du système constitué par le bassin et la zone à écoulement en

non saturé, l'écoulement est vertical et gravitaire. Le gradient hydraulique est donc égal à 1. Si θ , est la teneur en eau – qui est stationnaire – de la zone à écoulement en non saturé, le débit d'infiltration par unité de surface, q , entre dans la relation :

$$q = K_{(\theta)}$$

où $K_{(\theta)}$ est la conductivité hydraulique du terrain à la teneur en eau θ .

Cette relation peut être utilisée si l'on réalise un essai qui s'apparente à l'essai de l'anneau des irrigateurs. Pour ce faire, au centre du bassin, on isole un dispositif autonome d'infiltration, délimité par des parois étanches ou très peu perméables (argile), dans lequel le débit d'infiltration est mesuré.

Notons enfin, que dans cette phase comme dans la précédente, s'il n'y a aucun colmatage, la capacité d'infiltration est indépendante de la hauteur d'eau dans le bassin.

PHASE 3 – Ecoulement en milieu saturé

Suivant la valeur des paramètres hydrauliques et les conditions aux limites des écoulements, le schéma de la phase 2, peut correspondre au régime final ou constituer un état transitoire conduisant au schéma de la phase 3 où le dôme piézométrique se confond avec le bassin.

On ne rencontre généralement ce cas que lorsque la nappe est peu profonde et avec des conditions aux limites tout à fait particulières dont l'apparition est souvent due à des incidents de fonctionnement. Nous voulons parler notamment de l'arrêt imprévu des pompages effectués dans les forages de reprise à proximité du dispositif d'infiltration. N'étant plus rabattue par ces pompages, la nappe se gonfle et sa surface libre vient toucher le bassin.

Mais ce cas peut aussi se présenter lorsqu'un aménagement a été mal dimensionné, le système de captage étant, par exemple, trop éloigné des bassins.

Dans cette phase, la conductivité hydraulique atteint sa valeur intrinsèque maximale K_0 , mais l'écoulement a lieu habituellement sous des gradients faibles de l'ordre du $1/100$, voire du $1/1000$, si bien que, au total, la capacité d'infiltration est généralement inférieure dans cette phase à ce qu'elle est dans la phase 2.

De plus, le seul fait de passer de la phase 2 à la phase 3 introduit de nouvelles conditions aux limites de l'écoulement. Pour peu qu'il ait donné au bassin des dimensions appropriées, le praticien peut admettre que, dans la phase 2, la capacité d'infiltration est proportionnelle à la superficie du bassin. Or ce n'est plus le cas dans la phase 3 et, généralement ce phénomène se traduit, lui aussi, par une diminution du débit infiltré.

En effet si l'on trace le réseau d'écoulement pour un bassin de largeur AB (fig. 5), bordé sur un côté seulement par un captage, on constate que seule une fraction, AC, du fond du bassin participe efficacement à l'infiltration.

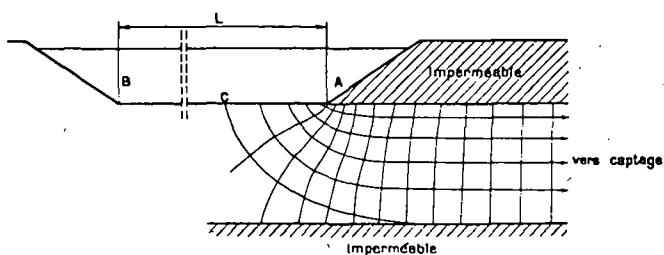


Fig. 5 Schéma de l'écoulement pour un bassin traversant une couche imperméable avec captage d'un seul côté.

Au-delà de C, on a une zone parfois appelée «à eau morte», où les vitesses sont négligeables.

La largeur de la «fraction utile» dépend de la puissance aquifère. On peut admettre, en première approximation, que, pour un terrain homogène et isotrope, ces deux dimensions sont égales. En pratique, le terrain, supposé homogène, étant anisotrope, la largeur utile est multipliée par $\sqrt{K_h/H_v}$, K_h et K_v étant les coefficients de perméabilité horizontale et verticale.

II. Les phénomènes d'écoulement dans la pratique de l'infiltration par bassin

Bien que quelque peu théoriques, les éléments de la première partie de cet exposé devaient être rapportés. Ils constituent en effet la toile de fond sur laquelle s'inscrivent les cas réels que nous rencontrons en pratique sur le terrain, et ils aident à en fournir une explication.

Passer au domaine pratique consiste à rencontrer le problème du colmatage et ses conséquences, et cette donnée est essentielle, au point de minimiser assez considérablement les autres. Aussi bien, le fait que nous ne référerons qu'à des exemples de plaines alluviales où les nappes sont peu épaisses, et surtout peu profondes, n'est pas aussi limitatif qu'on pourrait le croire à première vue.

Description sommaire des aménagements

Dans les trois cas que nous examinerons, on a, à peu de choses près, la même coupe de terrain :

- 2 à 3 m de limons superficiels,
- 4 à 6 m d'alluvions grossières (sables et graviers),
- un substratum marneux, très peu perméable.

Les bassins d'infiltration sont creusés dans la couche limoneuse (dont ils sont isolés par un matériau étanche) et reposent sur les alluvions grossières par l'intermédiaire d'une couche de 0,70 à 0,80 m d'épaisseur, constitué d'un sable roulé calibré dont les caractéristiques granulométriques sont les suivantes :

- diamètre efficace D_{10} , de 0,35 à 0,50 mm,
- coefficient d'uniformité, $\frac{D_{60}}{D_{10}}$, compris entre 2,5 et 3,5.

Cette couche joue le rôle de filtre et de support à une

population bactérienne qui assure une épuration efficace. Notons en effet que tous ces aménagements ont pour but l'alimentation en eau potable à partir d'eaux de rivière. Les aménagements possèdent un système de reprise par forages situé à une distance des bassins tenant compte de la vitesse des processus d'oxydation. Ainsi dans les plus

récents aménagements, cette distance a été fixée à 30 m après qu'on ait constaté que l'appauvrissement en oxygène est relativement rapide le long de la «chaîne» d'épuration (des bassins aux forages).

A Blagnac (fig. 6) et à Dangé-St-Romain, la largeur des bassins, comptée au niveau de la plage d'infiltration sableuse, est de 10 m. A Bertrange, cette dimension n'était que de 3,10 m (fig. 7).

Avant leur introduction dans les bassins d'infiltration, les eaux de rivière passaient dans un bassin de décantation où l'ordre de grandeur moyen de la vitesse ascensionnelle fictive était de 5 m/j. A la sortie de ce bassin les eaux n'étaient évidemment pas débarrassées de la totalité de leurs matières en suspension.

La charge résiduelle en matière en suspension est représenté, pour Bertrange sur la figure 8 et pour Dangé sur la figure 9.

Notons d'ores et déjà qu'à Bertrange les eaux sont notablement plus chargées qu'à Dangé. Dans ce dernier cas, au demeurant, la charge solide est exceptionnellement faible. Nous verrons ultérieurement la très grande importance de ces données.

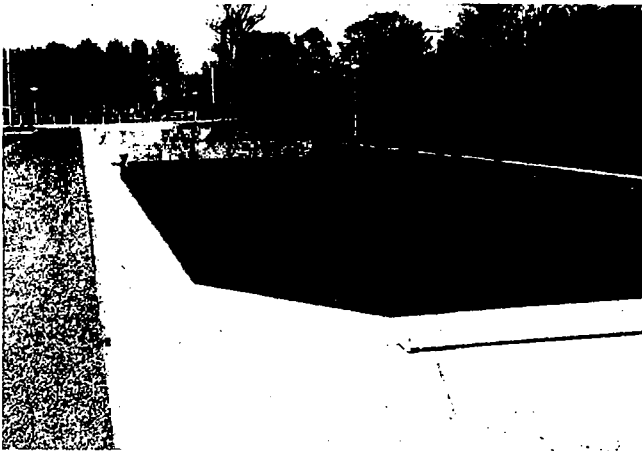


Fig. 6 Bassin d'infiltration de l'aménagement de Blagnac.

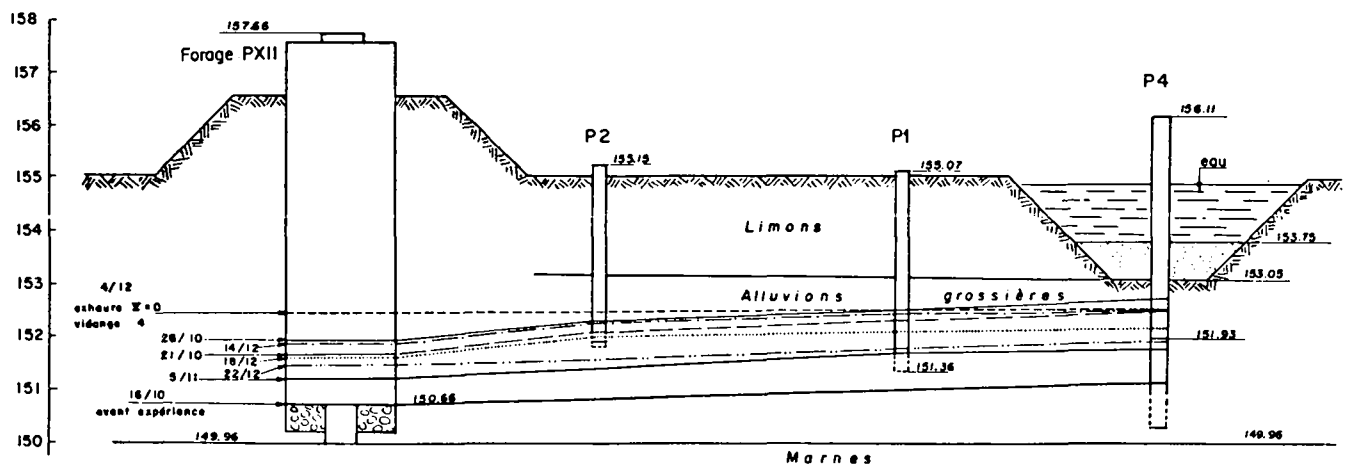


Fig. 7 Aménagement expérimental de Bertrange. Coupe piézométrique entre le bassin d'infiltration et le forage P XII.

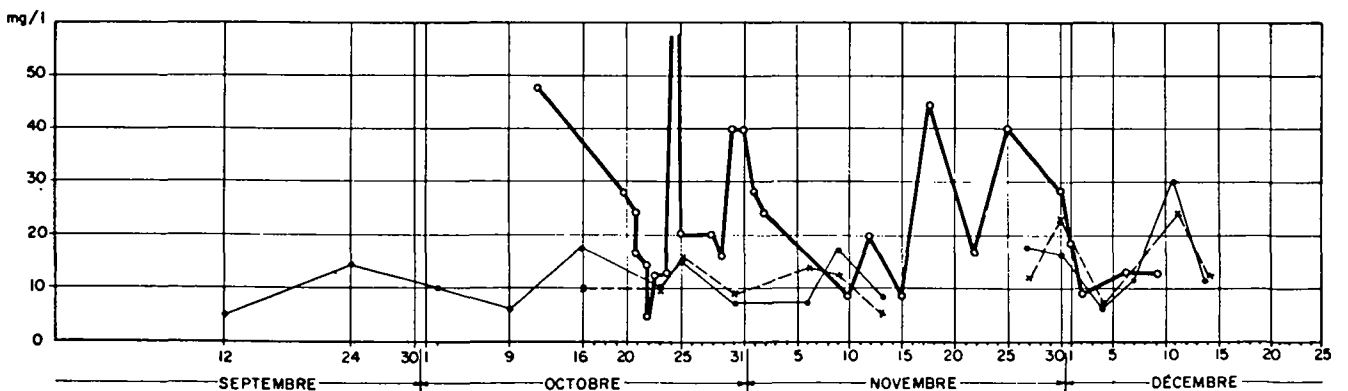


Fig. 8 Bertrange - Matières en suspension de l'eau infiltrée.

○—○ Moselle 1971 x---x Décanteur 1972 ◼—◼ Moselle 1972

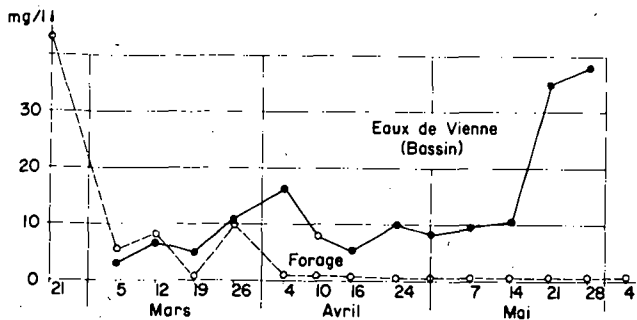


Fig. 9 Dangé-St-Romain - Matières en suspension de l'eau infiltrée.

D'après les résultats obtenus à Bertrange, la superficie totale des bassins (comptée au niveau du sommet de la couche sableuse) a été basée sur une capacité d'infiltration moyenne de 2 m/j. Cette valeur tient évidemment compte d'un colmatage admissible entre deux opérations d'entretien du filtre.

Notons enfin, que pour les besoins de l'étude, des piézomètres avaient été implantés, non seulement entre les bassins et les forages, mais en fond de bassin, sous la couche sableuse, où dans le cas particulier de Bertrange, deux tensiomètres avaient été installés.

1 - EXAMEN DU PHÉNOMÈNE DE COLMATAGE

L'approche la plus évidente et la plus immédiate du phénomène de colmatage consiste en un examen de l'évolution dans le temps de la capacité d'infiltration.

On en a, notamment, deux exemples, à Bertrange lors du tout premier essai (fig. 10) et à Dangé-St-Romain (fig. 11). Sous quelles formes se déroule le phénomène du colmatage durant la baisse de la capacité d'infiltration?

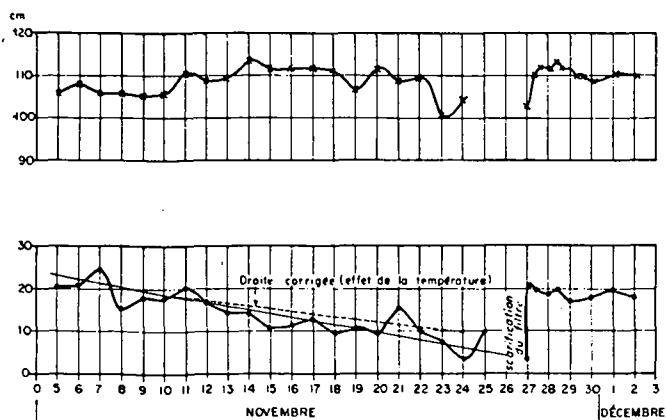


Fig. 10 Bertrange - Variations de la hauteur d'eau dans le bassin et du débit infiltré. --- Droite corrigée (effet de la température). 26-27 novembre: scarification du filtre.

Hauteur d'eau dans le bassin, cm. Débit infiltré en m³/h.

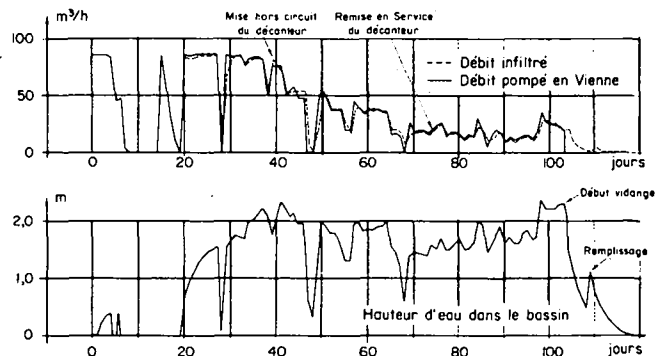


Fig. 11 Dangé-St-Romain - Variations de la hauteur d'eau dans le bassin et du débit infiltré.

1 - Déroulement du phénomène

On distingue deux phases très distinctes dans le déroulement du colmatage:

- une phase de contamination du filtre: les particules en suspension migrant à l'intérieur de celui-ci, se logent dans ses pores, et concourant ainsi à son «vieillessement»;
- une phase de formation d'une couche-écran au dessus du filtre, telle que la migration vers l'intérieur du sable est désormais stoppée. Par opposition à la *migration* de la première, on peut, dans celle-là, parler de *accumulation* des matières en suspension, au-dessus du filtre.

Pour l'exploitant, la phase de migration est plus lourde de conséquences que la phase d'accumulation. Il faut chercher par tous les moyens à en écourter la durée. Les raisons en sont diverses.

D'abord des raisons d'entretien: la régénération d'un bassin est en effet beaucoup plus facile et moins coûteuse si elle ne nécessite que l'enlèvement de la couche-écran. En séchant, cette couche se craquèle et se divise en

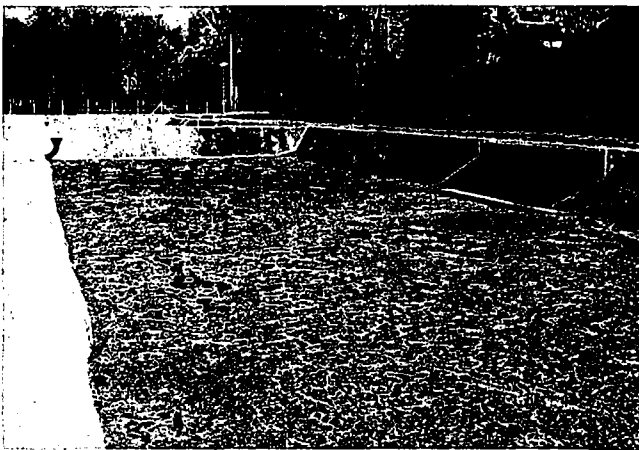


Fig. 12 Blagnac - Aspect de la couche écran après séchage.

« assiettes » (fig. 12) qu'il est très aisé d'éliminer du bassin par simple râtissage. De plus l'enjeu de cette opération n'est pas considérable étant donné qu'on ne touche pas à cet élément constitutif fondamental d'un aménagement d'infiltration qu'est la couche sableuse. Ce n'est évidemment pas le cas lorsqu'on doit décaper le filtre. De plus, à terme, ce dernier doit être reconstitué, ce qui revient assez cher, que l'on ait fait à nouveau l'achat de sable propre, ou nettoyé l'ancien.

Des raisons hydrauliques enfin. On a pu définir, R , résistance hydraulique comme étant l'épaisseur de la couche de colmatage divisée par sa perméabilité. Examinons, par exemple, le cas de Dangé où après 3 mois d'infiltration, sous une couche-écran de 2 à 4 mm, le sable était fortement imprégné de boue sur 2 à 3 cm (fig. 13). Dans la phase 1, R est influencé à la fois par la baisse de perméabilité du sable et par l'accroissement de l'épaisseur de la couche contaminée. Alors que, dans la phase 2, où certes l'évolution normale de la couche-écran est de s'épaissir, la perméabilité de cette couche reste sensiblement la même.



Fig. 13 Dangé-St-Romain - Structure de la tranche colmatée en fond de bassin.

On peut donc considérer, en définitive, que la couche-écran joue un rôle bénéfique et ce à deux titres. D'abord parce qu'elle protège le filtre, ensuite parce qu'elle apporte une certaine sécurité: la baisse de capacité d'infiltration qui lui correspond est, pour ainsi dire, sans surprise. Elle ne peut être que lente et progressive. Au contraire, le déroulement de la première phase peut s'accompagner de chutes de débits relativement brusques^{1, 2}.

En pratique diverses solutions peuvent être adoptées pour limiter l'importance du colmatage par migration. Mais nous n'avons pas, pour notre part, l'impression que, dans

¹ Exemple de cas-limite: la capacité d'infiltration de 1 m³ de galets ne faiblit pratiquement pas tant que n'ont pas été introduits dans les pores quelque 0,3 m³ de « fines ». Passé ce stade, la capacité d'infiltration chute brusquement vers une valeur qui correspond à la perméabilité des matériaux fins.

² On trouve dans la bibliographie internationale différentes tentatives d'expression mathématique du colmatage dans lesquelles on définit un coefficient α , exprimant les propriétés colmatantes du milieu vis-à-vis de l'eau infiltrés. On admet que α est constant, or, à l'évidence, cette hypothèse n'est pas acceptable.

ce domaine, tous les facteurs en jeu soient bien maîtrisés. Il nous semble que les modalités d'exploitation des bassins d'infiltration dans les premiers jours ou les premières semaines de la mise en eau restent à définir.

Prenons par exemple le cas de Dangé. Il est manifeste que le fait que la couche-écran ait tardé à se former et qu'ainsi la couche supérieure du filtre ait été imprégnée outre mesure par les « fines », est dû à la faible charge solide des eaux infiltrées. On peut alors imaginer d'envoyer tout d'abord dans les bassins d'infiltration des eaux peu décan-tées. Mais jusqu'à quel degré?

On peut aussi jouer sur la qualité du matériau filtrant et, par exemple, mettre en œuvre un sable plus fin que celui qu'on a coutume d'utiliser. Mais, comme en tout état de cause, si écourtée soit-elle dans ce cas, la phase de colmatage par migration aura lieu, on peut craindre une trop grande diminution initiale de la capacité d'infiltration.

Inversement, on a envisagé – et expérimenté principalement aux Etats-Unis – l'emploi comme filtre de matériaux relativement grossiers (mélange de sable moyen à gros et gravier). Dans ce cas la première phase du colmatage peut s'allonger sur plusieurs mois, au cours desquels on obtient de bons résultats hydrauliques. Mais cette solution n'est pas sans inconvénient: la vitesse de passage de l'eau dans le support bactérien que constitue le filtre peut être trop élevée pour qu'une épuration efficace des eaux ait le temps de se réaliser, ou encore la migration des matières en suspension peut atteindre les terrains en place et les colmater irrémédiablement.

Plus prometteuse semble-être l'utilisation – en superposition au filtre en sable – de textiles en matières synthétiques non tissés, dont l'aménagement de Blagnac fournit l'exemple d'une des premières applications (fig. 14). Il est encore trop tôt pour se prononcer sur cette technique. A priori on attend d'elle:

– d'éviter ou de ralentir le vieillissement de la couche sableuse;



Fig. 14 Aspect du revêtement textile en fond de bassin après deux mois d'infiltration.

– de rendre plus aisées, plus rapides et meilleur marché les opérations d'entretien. Après usage, la nappe de textile est roulée et sortie du bassin, puis brûlée avec ses boues, après séchage. Si la durée d'utilisation atteint 6 mois par exemple, le coût de l'entretien rapporté au m³ infiltré devrait pouvoir être de l'ordre de 1 centime.

Des recherches plus poussées devraient être entreprises dans ce domaine et donner lieu à des échanges plus nombreux. On peut se demander, en effet, si la solution d'avenir ne consistait pas à disjoindre la fonction de filtration et la fonction d'épuration des bassins, la première étant assurée par des textiles et la seconde par un matériau dont le seul rôle serait d'être le support d'une population bactérienne, et donc possédant des caractéristiques granulométriques beaucoup moins rigoureuses que les filtres actuels.

2 – Processus du colmatage

Le phénomène de colmatage résulte de deux processus : la décantation et la filtration. Le premier, dont l'influence est trop souvent négligée, a pu être très nettement observé sur le bassin de Dangé-St.-Romain. Dans ce bassin qui, rappelons-le, fait 10 m de large sur 30 m de long, l'arrivée d'eau était placée sur l'un des petits côtés. On a remarqué après 3 mois d'infiltration, que sur les 10 premiers mètres, environ, situés à l'aval immédiat de la cascade, l'épaisseur de la couche de boue sur le filtre était 2 fois plus épaisse que sur les 20 derniers mètres de la longueur. Tout aussi remarquable d'ailleurs était le fait que là où la couche de boue était épaisse, le sable n'avait pas été contaminé. Plus à l'aval, rappelons-le, cette contamination avait atteint une profondeur de 2 à 4 cm.

Un bassin d'infiltration est donc en même temps un système de décantation, avec le problème de non répartition homogène du colmatage que cela pose. Quelquefois, pour des raisons diverses, le fond des bassins est disposé en plan incliné. Compte tenu du rôle important du processus de décantation dans le colmatage, il faudrait, semble-t-il, placer le point bas du plan incliné du côté opposé à celui de l'arrivée de l'eau.

2 – LES DIFFÉRENTES PHASES DE L'ÉCOULEMENT AVEC COLMATAGE

Après un rappel de données de base sur l'infiltration et une description du colmatage, il est alors possible d'aborder les phénomènes d'écoulement, tels qu'on les observe en réalité.

Nous prendrons à titre d'exemple, la deuxième série d'essais réalisé à Bertrange, dont les résultats sont représentés sur les figures 15 et 15a où l'évolution des valeurs tensio-

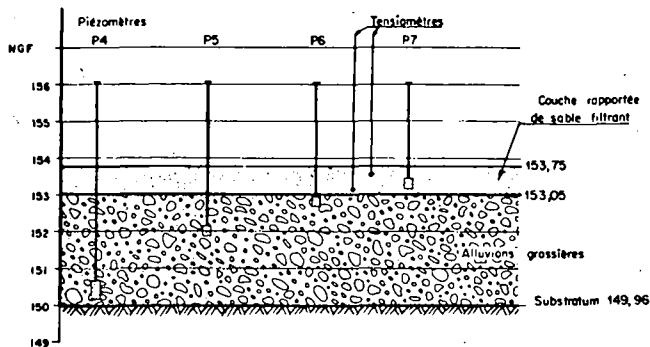


Fig. 15 Schéma d'implantation des piézomètres et des tensiomètres dans le bassin de Bertrange.

métriques retiendront plus particulièrement notre attention.

On note que :

– durant les 3 ou 4 premières heures après la mise en eau, l'écoulement s'effectue en milieu non saturé (enregistrement de tensions – ou pressions négatives – par les tensiomètres).

– ensuite, entre le 17 octobre et le 24 octobre, l'écoulement est partout en saturé. Dans ces 7 jours on distingue deux périodes : la première, limitée au 17 octobre, pendant laquelle la pression enregistrée par les tensiomètres correspond à la hauteur d'eau dans le bassin, la seconde où cette pression décroît sans cesse, signalant ainsi l'apparition du colmatage.

– enfin, à partir du 24 octobre, le développement probable, en continu, d'une couche de boue à la surface du filtre, provoque l'apparition d'un écoulement en non saturé sous le bassin, qui se maintient durant toute la durée de l'essai, sauf dans une courte période de 5 à 6 jours succédant à une sacrification sous l'eau effectuée le 22 novembre.

Les valeurs de tension restent, jusqu'au 29 novembre où les tensiomètres ont été détériorés par le gel, groupées autour de 0,10 à 0,15 m d'eau.

Aussi le type normal de l'écoulement sous un bassin d'infiltration est celui de la phase 2 de la première partie. Ses composantes sont de, bas en haut, les suivantes (fig. 16).

1. Une épaisseur d'eau libre.
2. Une tranche colmatée extrêmement fine – en regard de l'épaisseur des autres composantes – stratifiée (couche-écran plus couche contaminée), moins perméable que la couche sous-jacente, et qui est le siège d'un écoulement en saturé.
3. Dans ou à la limite inférieure de la tranche colmatée, un interface entre zone à écoulement saturé et zone à écoulement non saturé.
4. Une tranche non saturée (sable seulement ou sable plus alluvions).
5. La nappe.

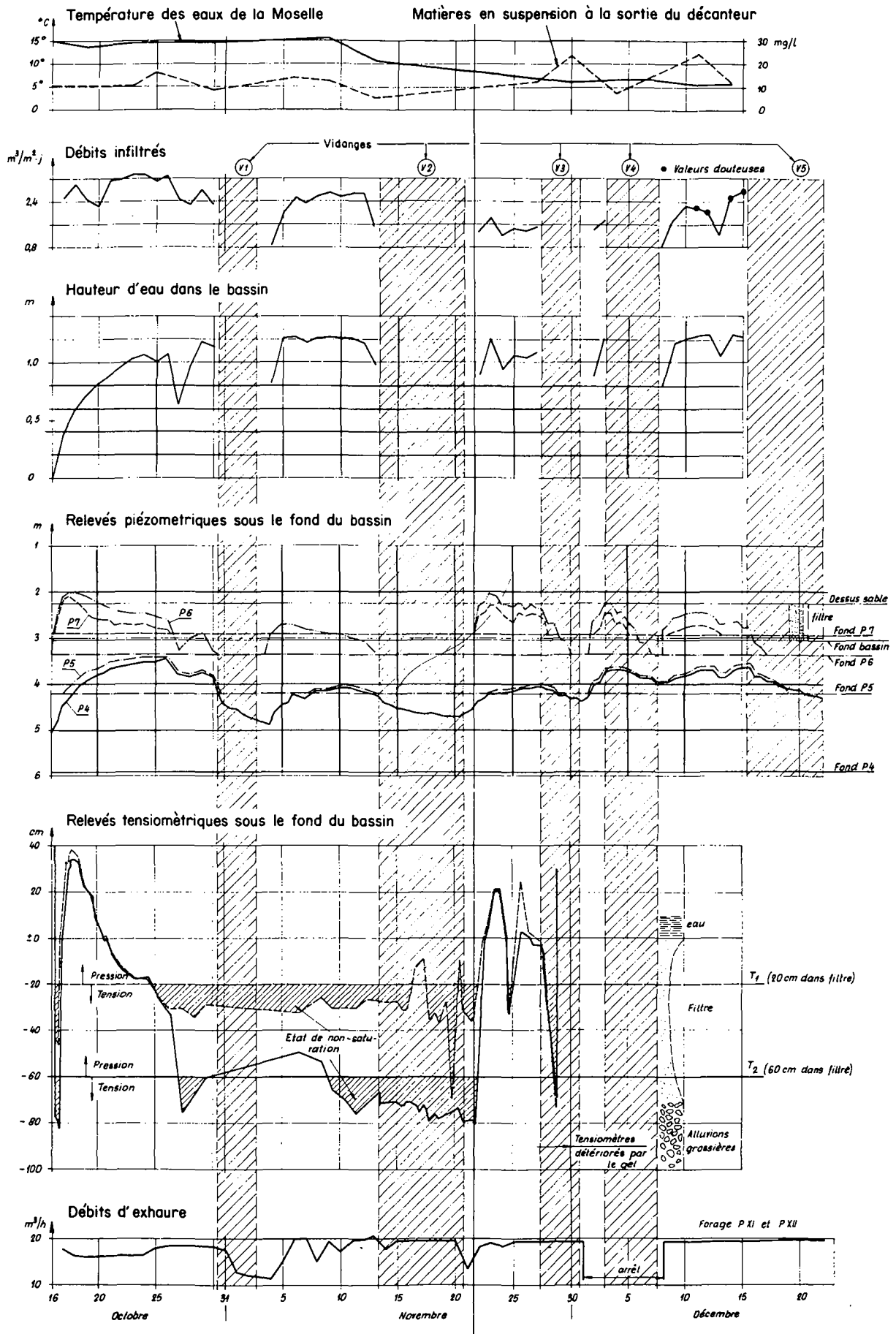


Fig. 15a Aménagement expérimental de Bertrange – Présentation synthétique des résultats.

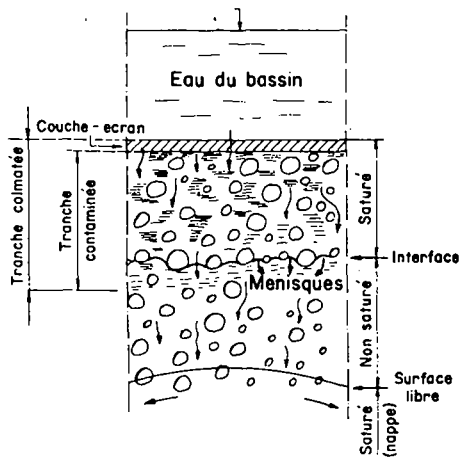


Fig. 16 Composantes de l'écoulement sous un bassin d'infiltration en régime de «croisière».

Avant d'aller plus loin on peut déjà faire cette remarque essentielle que l'essentiel des facteurs qui commandent, en «régime de croisière», l'infiltration de bassin sont localisés à la surface du filtre. De ce fait, pratiquement :

- la capacité d'infiltration d'un bassin est proportionnelle à la superficie du sommet de sa couche filtrante. Sauf hétérogénéités, le débit est également réparti sur la plage d'infiltration.
- la forme du bassin idéal - au sens où le rapport débit/superficie de terrain occupé est maximum - est celle où les parois sont verticales. Par exemple, le cas de Bertrange est une illustration du bassin mal conçu avec une superficie occupée de 343 m² avec seulement 149 m² de superficie de la plage d'infiltration.

3 - L'ESSAI DE VIDANGE: «CARACTÉRISTIQUE» D'UN BASSIN-TENTATIVE D'INTERPRÉTATION

L'ensemble des données qui précèdent constituent un schéma du fonctionnement des bassins en général. Il restait à passer au cas particulier.

Par analogie avec le forage, qui est défini, à un instant donné - c'est-à-dire pour un développement ou un colmatage donnés - par sa «courbe caractéristique», il était nécessaire de définir une «caractéristique» du bassin.

Pour le forage, on trace une courbe du débit en fonction du rabattement, en réalisant un essai de pompage comportant plusieurs paliers de débit constant.

De même, on pouvait imaginer de tracer une courbe liant hauteur d'eau dans le bassin et débit d'infiltration, en réalisant un essai de vidange.

1 - Premier essai de vidange. Définition de la charge hydraulique d'un bassin

Nous avons réalisé les premiers essais de vidange au cours de la première série d'expériences à Bertrange, en 1971.

Tracée d'abord en fonction du temps, la baisse de niveau a donné les courbes de la figure 17.

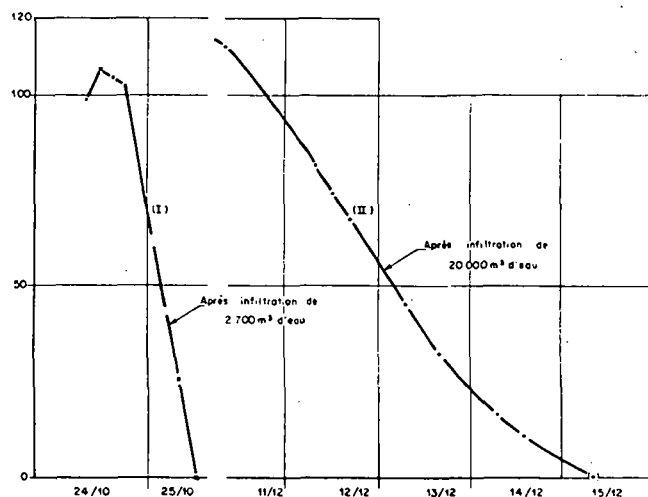


Fig. 17 Bertrange - Courbes de vidange en fonction du temps. Hauteur d'eau dans le bassin d'infiltration en cm.

- I: Au début de l'essai (volume infiltré = 2700 m³ environ)
- II: A la fin de l'essai (volume infiltré = 20000 m³ environ)

Nous avons ensuite représenté les résultats avec la hauteur d'eau en ordonnée et le débit instantané correspondant en abscisse, ce qui a donné la figure 18.

Plusieurs constatations pouvaient être faites sur ces courbes, et d'abord que les points expérimentaux n'indiquaient pas comment devait s'effectuer l'extrapolation des courbes vers le bas (raccordement au zéro, ou prolongement en ligne droite, etc.).

Mais la connaissance que l'on possédait désormais de l'écoulement au droit du bassin et notamment la présence d'une zone non saturée au-dessous de la tranche colmatée nous permettait de tenter une extrapolation. En effet, dans cette zone la pression de l'eau est négative, il était donc possible d'affirmer que les courbes de la figure 18 devaient couper l'axe des hauteurs d'eau dans le domaine des valeurs négatives. En l'absence de données complémentaires nous supposons que l'extrapolation la plus simple - le prolongement des segments de droite - était en même temps la plus probable.

Et en définitive, il apparaissait que la charge hydraulique réelle pouvait être la somme de la hauteur d'eau dans le bassin et de la tension (exprimée en hauteur d'eau) dans la zone non saturée sous la tranche colmatée. On aboutissait ainsi à la figure 19.

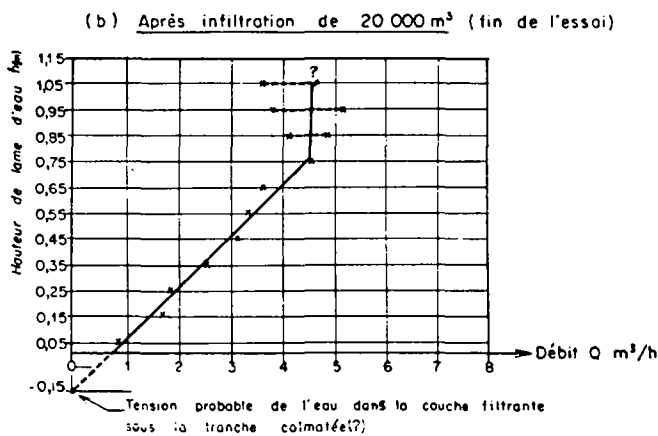
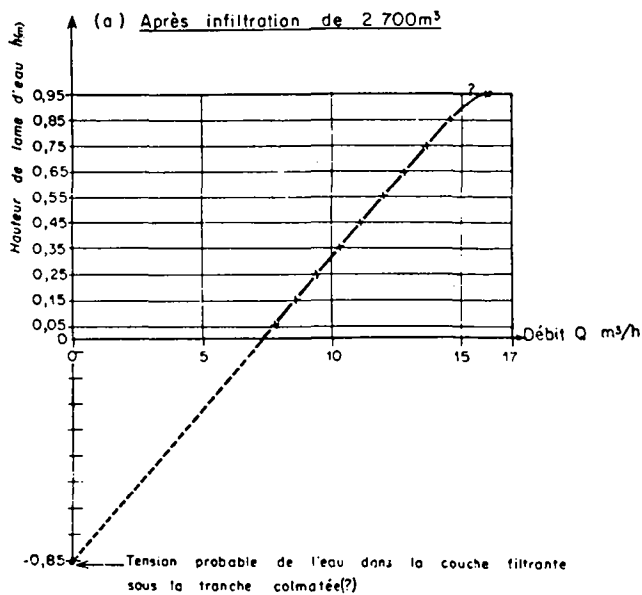


Fig. 18 Bertrange - «Courbes caractéristiques» du bassin d'infiltration.

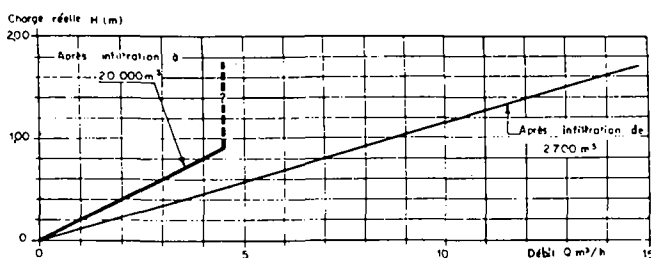


Fig. 19 Bertrange - Débit d'infiltration en fonction de la charge réelle probable au moment des deux vidanges.
 — Après infiltration à 20000 m³
 - - - Après infiltration à 2700 m³

Au cours de la deuxième série d'essais en 1972, nous avons, d'une part placé des tensiomètres dans la couche sableuse, d'autre part multiplié les essais de vidange (4 essais, plus la vidange finale).

Les résultats sont représentés sur la figure 20. Ils confirmaient les hypothèses formulées à l'issue de la première série d'essais. Ainsi, on retrouvait assez bien, par prolongement des courbes, les valeurs de tension obtenues

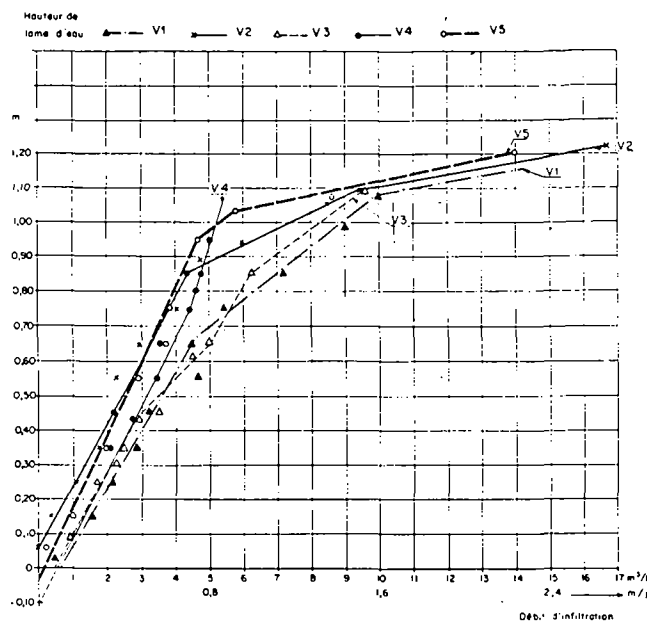


Fig. 20 Bertrange - «Courbes caractéristiques» du bassin d'infiltration obtenues au cours de cinq vidanges.

(0,10 à 0,15 m d'eau). Mais en définitive, compte tenu de ces faibles valeurs, l'influence de la non saturation sur la charge de l'écoulement à travers la tranche colmatée était limitée, relativement à la pression créée par la lame d'eau dans le bassin, qui était, en régime normal de 1,10 à 1,20 m.

Toutefois, le schéma d'un écoulement avec interface entre zone saturée et zone non saturée étant confirmé, on pouvait noter que l'écoulement en saturé à travers la tranche colmatée qui est très fine, disons par exemple 1 cm, s'effectuait avec un gradient hydraulique considérable de l'ordre de 100 (pour une charge de 1 m). Une telle valeur de gradient est exceptionnelle dans les écoulements naturels (nappes) ou provoqués (captages).

2 - Influence de l'épaisseur de la lame d'eau sur la capacité d'infiltration

Il restait à interpréter l'allure d'ensemble des courbes de vidange obtenues, et plus particulièrement le haut des courbes.

Nous avons constaté au cours des premières séries d'essai à Bertrange (fig. 18) que, pour les plus fortes valeurs de hauteur d'eau, il pouvait peut être exister une discontinuité. Lors de la deuxième série d'essais, en 1972, nous avons pris la précaution d'augmenter l'épaisseur d'eau dans le bassin, autant qu'il était possible, c'est-à-dire jusqu'à 1,20 m. Le phénomène de discontinuité est alors apparu clairement (cf. fig. 20).

Avant d'entreprendre l'essai de Dangé-St.-Romain, nous prévoyions d'infiltrer sous une hauteur d'eau encore plus forte, d'au moins 1,50 m. Or la présence inattendue d'une couche de terrain peu perméable a rendu nécessaire un

surcreusement du bassin, si bien qu'au total, on a pu mettre en œuvre une hauteur d'eau de 2,20 m.

Deux essais de vidange ont été effectués à Dangé: quelques jours après la mise en eau (fig. 21) et en fin d'essai, après 3 mois d'infiltration (fig. 22).

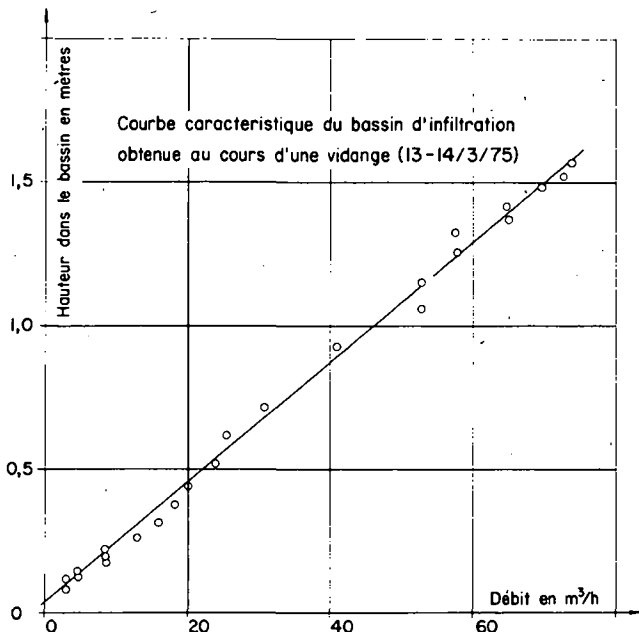


Fig. 21 Dangé-St-Romain - Vidange au débit de la mise en eau.

Les résultats de la première vidange n'appellent pas de remarque particulière: ils sont conformes à l'existence d'un écoulement en saturé.

Les résultats de la seconde donnent une courbe dont l'allure générale rappelle le cas de Bertrange. A priori on peut distinguer deux parties:

- vers le haut, le débit décroît extrêmement rapidement pour une faible diminution de hauteur d'eau (noter que le débit chute de 20 à 10 m³/h pour seulement 0,40 m);
- vers le bas, une chute lente du débit d'infiltration instantanée avec la hauteur d'eau.

Pour l'exploitant, l'enjeu est d'importance: il suffirait donc, au-delà d'une certaine valeur - ici 1,80 m - de quelques centimètres en plus pour obtenir un gain considérable de la capacité d'infiltration. En d'autres termes: quelle profondeur donner aux bassins d'infiltration?

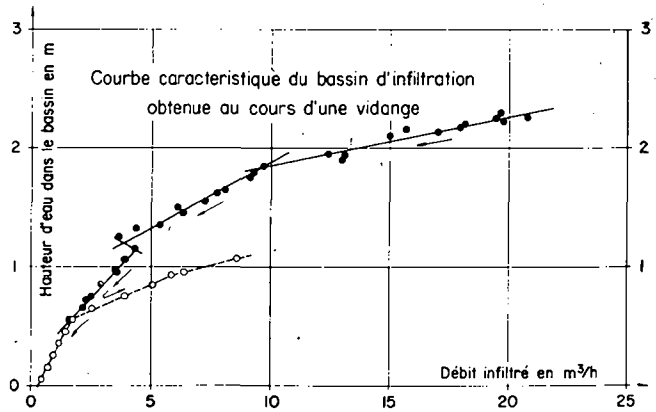


Fig. 22 Dangé-St-Romain - Vidange après 3 mois d'infiltration.

Il est certain que pour répondre à cette question, une explication des phénomènes liant capacité d'infiltration et hauteur d'eau est d'abord nécessaire.

Reportons-nous à la figure 16. Pour que l'eau du bassin puisse atteindre la nappe, il faut qu'elle traverse l'interface qui est le lieu des ménisques, délimitant la zone saturée et la zone non saturée. A cet interface le phénomène d'écoulement s'apparente au compte-gouttes: sous l'effet de la pression de l'eau, les ménisques se rompent et se reforment sans cesse pour laisser passer l'eau sous forme de gouttes.

Lorsque le niveau de l'eau dans le bassin baisse, c'est-à-dire lorsque la pression diminue, des ménisques vont se mettre en chômage à partir du moment où la pression de l'eau du bassin sera inférieure à la pression capillaire. Les plus petits ménisques (les plus forts) seront les premiers à ne plus fonctionner, et ainsi de suite, jusqu'aux plus grands.

Probablement, la relation débit-hauteur d'eau dans le bassin en vidange, serait une représentation de la loi de mise en chômage progressif des ménisques de l'interface. Et, a priori, il n'est pas surprenant que cette loi ne soit pas linéaire.

Mais il resterait, de toute façon, à expliquer le phénomène que l'on a observé quand, l'épaisseur d'eau dans le bassin ayant atteint la valeur de 0,58 m, nous avons réintroduit de l'eau dans le bassin jusqu'à une hauteur de 1,06 m (cf. fig. 22). Pour cette hauteur, le débit d'infiltration instantané est remonté à 8,6 m³/h, au lieu de 4 m³/h, valeur obtenue sur la première courbe de vidange.

Probleme der Wassergewinnung durch Grundwasseranreicherung aus der Sicht der Stadtwerke Wiesbaden AG

Dr. KLAUS HABERER, Wiesbaden

Zusammenfassung

In der Anlage zur künstlichen Grundwasseranreicherung in Wiesbaden-Schierstein wird seit etwa 15 Jahren parallel zu der nunmehr schon 50jährigen Beckeninfiltration sorgfältig aufbereitetes Wasser über Brunnen infiltriert. Die Wirksamkeit dieser beiden Infiltrationsarten war in den letzten Jahren Gegenstand eingehender vergleichender Untersuchungen, deren Ergebnisse hier mitgeteilt werden. Die Vergleiche ergaben den eindeutigen Vorteil der aufwendigeren Brunneninfiltration: In allen untersuchten Qualitätsparametern führte die Brunneninfiltration nach physikalisch-chemischer Aufbereitung des erheblich vorbelasteten Rheinwassers zu einer bedeutend besseren Wasserqualität.

Résumé

Depuis une quinzaine d'années, les installations de réalimentation de la nappe souterraine de Wiesbaden-Schierstein recourent, parallèlement à l'infiltration par bassins pratiquée depuis 50 ans, à l'infiltration d'eau soigneusement traitée par puits. Les deux procédés ont fait l'objet d'études comparatives approfondies ces dernières années et on peut en tirer les conclusions suivantes: L'avantage de l'infiltration par puits est évident: toutes les mesures qualitatives indiquent que cette méthode, qui consiste à traiter l'eau du Rhin, fortement polluée, par des procédés physiques et chimiques avant de l'infiltrer dans les eaux souterraines par des puits, fournit une eau de qualité nettement supérieure à celle qu'on obtient en infiltrant l'eau par des bassins.

1. Einleitung

Jede Art der Wassergewinnung aus Flüssen bringt Probleme mit sich, die mit der Belastung des verwendeten Oberflächenwassers überproportional zunehmen. Diese Probleme gilt es unter den jeweils vorliegenden Verhältnissen zu minimieren, damit die Versorgungssicherheit zu maximieren und so zur Optimierung des Werksbetriebs beizutragen.

Schwierig ist es, wenn ein stark belasteter Fluss – wie der Rhein in seinem Mittel- und Unterlauf – zur Trinkwasserversorgung herangezogen wird und werden muss, da andere Wasserarten fehlen oder zumindest nicht ausreichen.

2. Verfahren der Trinkwassergewinnung aus Flüssen

Da ist zunächst die direkte Oberflächenwasseraufbereitung mit physikalisch-chemischen Methoden – in verschiedenen Ländern, besonders in den USA, weitverbreitet, ursprünglich auch in Deutschland praktiziert, seit Jahrzehnten aber verpönt und geächtet, besonders nach den schlechten Erfahrungen, die man 1892 in Hamburg mit einer vom Trinkwasser ausgelösten Choleraepidemie

machte, die bei 16000 Erkrankungen 9000 Todesopfer forderte [1]. Allerdings – die Aufbereitung des Elbewassers stand damals im «sparsamen» Hamburg erst auf dem Papier, während das benachbarte Altona, wo das gleiche Flusswasser vor der Abgabe als Trinkwasser durch eine Bodenpassage «vorbehandelt» wurde, von der Epidemie völlig verschont blieb.

Seither gilt in Deutschland die Parole «Weg vom Fluss», und die deutschen Hygieniker propagierten das «Grundwasser», mit dem man auch heute noch Wasser bezeichnet, das aus dem Boden gepumpt wird, auch wenn das geförderte Wasser fast vollständig aus dem Fluss stammt und nur wenige Tage oder gar nur Stunden im Boden verweilt.

Zwar wurde bald die Forderung erhoben, dass das Wasser sich mindestens 50 Tage im Boden befinden sollte, aus der Erkenntnis heraus, dass in dieser Zeit sogar die gegenüber pathogenen Keimen im Wasser wesentlich robusteren Coli-Keime absterben. Und heute ist angesichts des Verschmutzungsanstiegs unserer Flüsse und der zunehmenden Kenntnis um verschiedene anthropogene Wasserinhaltsstoffe und deren Schädlichkeit die Forderung nach grösstmöglicher Sicherheit – und dazu gehört auch eine angemessene Bodenpassage – nicht ungerechtfertigt. Man sollte jedoch sämtliche Aufbereitungsschritte und deren Wirksamkeit betrachten und nicht nur auf eine magische Reinigungskraft des Bodens hoffen, die dieser – besonders bei kurzer Aufenthaltszeit und grosser Belastung – sicher nicht aufzuweisen hat.

Bei der Vielfalt der zumindest im Oberflächenwasseranteil potentiell vorhandenen Schadstoffe [2] hilft nur eine Vielfalt von Verfahrensschritten [3], unter denen die ausreichende Bodenpassage durchaus einen gewichtigen Stellenwert besitzt – aber auch nur einen.

Die zahlreichen prinzipiellen Möglichkeiten der Flusswassergewinnung sind in der Systemdarstellung auf Abbildung 1 wiedergegeben. Sämtliche Oberflächenwasserwerke sollten sich in dieses Schema einordnen lassen.

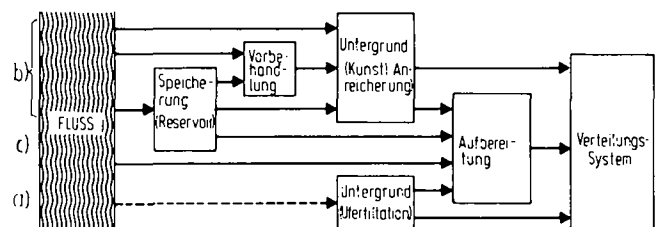


Abb. 1 Fließschema der wichtigsten Arten der Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser.

2.1 Die Uferfiltration

Da sind zunächst unter a) die Methoden der Uferfiltration, die man auch mit «natürlicher Grundwasseranreicherung» bezeichnen kann. Die Absenkung im ufernahen Brunnen bewirkt einen Durchtritt des Oberflächenwassers durch die Uferschichten und die Flussole. Je nach dem Grundwassergefälle wird das Wasser als reines Uferfiltrat oder als Mischwasser gewonnen [4].

Diese Methode der Uferfiltration ist einfach und billig, bietet aber bei belasteten Gewässern schwerwiegende Nachteile: Die Verunreinigungen werden in den Boden hineingezogen und verschmutzen die Uferschichten irreversibel; Sink- und Schwebestoffe verstopfen die Durchtrittsfläche u. U. so stark, dass diese, wie am Niederrhein geschehen [5], nur mit Pressluftwerkzeugen aufzubrechen ist. Das Wasser muss unter Umgehung dieser Bodenverdichtungszone immer weitere Wege zurücklegen; dabei wachsen die Widerstände, und die Gewinnung wird mit der Zeit rückläufig, obwohl man eigentlich bei steigendem Bedarf immer mehr Wasser entnehmen möchte.

Eine solche Uferfiltration an einem belasteten Fluss sollte man darum nur betreiben, wenn genügend freie Uferstrecke für eine weitere Ausdehnung der Uferfiltratbrunnenreihe besteht. Besonders schlecht sind die Verhältnisse, wenn die Uferstrecke nicht «gewachsen», also naturbelassen ist, sondern im Zug einer Stromregulierung – und das ist gerade am Rhein auf grossen Streckenabschnitten der Fall – künstlich angelegt wurde und möglicherweise noch nicht voll ausmineralisierte organische Bestandteile enthält, wie beispielsweise in häufig überstauten Hochwasserabflussbereichen oder im Anschwemmvorland zwischen Bühnen und Leitwerken. Hier ist auch eine nachgeschaltete vielstufige Aufbereitung keine Lösung; das Rohwasser ist – abgesehen von der Trübung – wahrscheinlich schlechter als direkt entnommenes Oberflächenwasser, nämlich chemisch reduziert, also mit hohen Eisen-, Mangan- und Ammoniakgehalten belastet, zusätzlich zu den ohnehin vorhandenen gelösten Wasserinhaltsstoffen, die bei einer derartigen Bodenpassage nicht oder nur ungenügend zurückgehalten werden. Die Trübstoffe schliesslich könnten in einer klassischen Aufbereitungsanlage zweifellos mit der gleichen Wirksamkeit entfernt werden.

2.2 Die künstliche Grundwasseranreicherung

Doch nun zum zweiten mit b) bezeichneten Komplex. Hier wird nicht die Uferschicht, sondern eine andere geeignetere Bodenschicht für die Bodenpassage verwendet, zu der das aus dem Fluss direkt entnommene Wasser allerdings zunächst transportiert werden muss, bevor es künstlich infiltriert und nach dem Durchströmen einer ausreichenden Bodenstrecke durch Brunnen wieder entnommen wird. Wegen dieses Transportes liegt das Infiltrationsgelände meist in der Nähe des Flusses. Auch

hier kann es nach Gandenberger [4] zur Mischwasserbildung kommen.

Die Infiltration kann auf verschiedene Weise geschehen, in der Nomenklatur nach Bettaque [6] in Form einer

- Oberflächenwasserversickerung über Becken, Gräben und Überstauwiesen oder einer
- Untergrundversickerung über Schluckbrunnen oder Infiltrationsgalerien.

Bei der wohl am häufigsten praktizierten Versickerung über Becken entstehen oft grosse Probleme mit Algenwachstum und Eutrophierung, zumal durch den gegenüber Seen und Talsperren erhöhten Wasserdurchsatz das in belasteten Flüssen ohnehin nicht geringe Nährstoffangebot noch erhöht wird.

Die Infiltration über Gräben wird beispielsweise in Hamburg-Curslack in grossem Massstab betrieben. Auf 22 km² Fläche befindet sich hier ein Grabensystem von etwa 1000 km Länge und 2 m mittlerer Breite. Auch bei dieser Versickerungsart wird eine starke Eutrophierung beobachtet. Die Untergrundversickerung über Brunnen (oder seltener über Sickergalerien) schliesst diese Probleme aus: Es fehlen sowohl die Aufenthaltszeit wie auch das Licht für eine Massenentfaltung.

Der grosse Vorteil der künstlichen Grundwasseranreicherung gegenüber der Uferfiltration besteht darin, dass eine beliebig weit gehende Vorbehandlung des Wassers vor der Bodeninfiltration möglich ist. Hierdurch können die Bodenschichten entlastet werden. Je nach der Verschmutzung des Rohwassers ist dies sogar unbedingt erforderlich, um sie für ihre eigentlichen wertvollen Aufgaben (weitergehende Mineralisierung durch Bodenbakterien, zusätzliche Sicherheit durch längere Verweilzeit, Temperaturregalierung) zu erhalten.

2.3 Die Vorbehandlung

Eine derartige Vorbehandlung wird bei der künstlichen Grundwasseranreicherung vielfältig praktiziert. Dies ergaben die 1971 publizierten Auswertungen [7] einer vor einigen Jahren von der International Association of Scientific Hydrology vorgenommenen internationalen Fragebogenaktion über existierende Wasseranreicherungsanlagen [8] sowie zahlreicher wissenschaftlicher Publikationen über einzelne Werksanlagen. Diese Vielfalt resultiert zunächst aus den unterschiedlichen Zielen der Vorbehandlung, nämlich

1. die Infiltration auf die Dauer zu ermöglichen,
2. Störungen beim Infiltrationsbetrieb zu vermeiden,
3. Mischprobleme mit echtem Grundwasser zu verringern,
4. die Reinigungswirkung der Bodenpassage zu unterstützen und gegebenenfalls auch
5. eine Direktabgabe unter Verzicht auf Bodenpassage zur
 - a) Betriebswasserversorgung,
 - b) Trinkwasserversorgung bei Bedarfsspitzen zu ermöglichen.

Tab. 1 Vorbehandlung zur künstlichen Grundwasseranreicherung in der Praxis (35 Werke im In- und Ausland).

Aufbereitungs schema	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
Anzahl der Werke mit OV mit UV	6	2	3	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1
Belüftung		x						x			x		x	x				x	
Sedimentation	x	x		x	x						x				x	x	x	x	
Vorfiltration					x														
Mikrosiebung						x	x	x											
Flockung												x	x	x	x	x	x	x	
Sand - Schnellfiltration		x	x			x		x				x	x	x	x	x	x	x	
Filtration mit Koagulantien									x	x								x	
Chlorung								x							x	x	x		
Ozonung																		x	
A-Kohle (Pulver)											x								
A-Kohle - Filtration																x	x	x	
Binsenanpflanzung							x						x						

ov= Oberflächenversickerung ; uv=Untergrundversickerung

Sie richtet sich natürlich auch nach den verschiedenen Gegebenheiten, besonders hinsichtlich der Rohwasserqualität, der Infiltrationsart und der Untergrundverhältnisse. In welchem unterschiedlichem Umfang in den verschiedenen Werken die Vorbehandlung praktiziert wird, geht aus Tabelle 1 hervor. Die darin aufgeführten 35 Werke wenden die verschiedenen wasserrechtlichen Aufbereitungsschritte in zahlreichen Kombinationen an, angefangen von einfacher Sedimentation mit oder ohne Belüftung bis zur vollständigen Wasseraufbereitung mit Voroxydation, Flockung und Aktivkohlefiltration.

Ein wichtiges Kriterium für den erforderlichen Umfang der Voraufbereitung ist die Art der Versickerung: Eine Untergrundversickerung erfordert eine weitergehende Vorbehandlung. Während bei der Oberflächenversickerung beispielsweise nur 27% der untersuchten 28 Werke eine Schnellfilteranlage besitzen, wird das zur Untergrundversickerung bestimmte Wasser ausnahmslos zuvor schnellfiltriert. Über 2/3 der Werke mit nachfolgender Untergrundversickerung praktizieren sowohl eine Voroxydation als auch eine Flockung, während diese Methoden nur bei 1/5 der Werke mit Oberflächenversickerung angewendet werden. Es ist daher verständlich, dass die Untergrundversickerung trotz ihrer Vorteile in erster Linie dort eingesetzt wird, wo die Voraussetzungen für eine Oberflächenversickerung nicht gegeben sind.

3. Die Wassergewinnung in Wiesbaden-Schierstein

3.1 Anlage und Betriebsweise [9]

Das Infiltrationsgelände liegt an der rechten Rheinseite, etwa 10 km unterhalb der Mainmündung. Nach der Inbetriebnahme vor nunmehr über 50 Jahren (1924) wurde zunächst ausschliesslich über ein System von vier (heute sechs) Becken infiltriert, die parallel zu dem etwa 1,5 km langen Uferabschnitt des Werks angelegt sind. Die über 100 Entnahmehäuser liegen in einer 1450 m langen Doppelreihe parallel zu den Becken, im Abstand von etwa 160 m.

In den Jahren 1960/61 wurde zusätzlich eine ebenfalls zu den Becken und Entnahmehäusern parallel verlaufende 940 m lange Reihe von 30 Infiltrationsbrunnen in Betrieb genommen, über die ein vollständig aufbereitetes Wasser infiltriert wird, das der Entnahmehäuser-Doppelreihe landseitig zuläuft. Zwei Jahre später wurde weiterhin eine 300 m lange horizontale Infiltrationsgalerie etwa 4 m unter Geländeoberfläche verlegt. Eine in den fünfziger Jahren angelegte Uferfiltrat-Brunnenreihe diente nach Inbetriebnahme der Brunneninfiltration zunächst noch als Spitzenwerk, musste dann jedoch wegen sehr schlechter Wasserqualität 1965 völlig ausser Betrieb genommen werden.

Die Flusswasserentnahme erfolgt aus der Mitte des Rheinstroms, da am rechten Rheinufer der qualitativ bedeutend schlechtere Main praktisch unvermischt vorbeiläuft. Über einen Sandfang und eine Belüftungskaskade wird das Flusswasser den Becken zugeleitet, die jeweils paarweise geschaltet sind. Jedem Infiltrierbecken ist ein etwa gleichgrosses flacheres Sedimentierbecken vorgeschaltet, das nur in die wasserundurchlässige Auelehmschicht reicht, während die etwa 3,5 m tiefen Infiltrationsbecken die wasserführenden Sandschichten anschnitten. Das Wasser tritt am Ende der Sedimentierbecken in das danebenliegende Infiltrierbecken über.

Am Ende des Sedimentierbeckens 2 wird Wasser für die physikalisch-chemische Aufbereitung des Brunneninfiltrats entnommen; diese Aufbereitung besteht im sogenannten Rheinwasseraufbereitungswerk aus Hochchlorung, Eisenflockung, Schnellsand- und Aktivkohlefiltration.

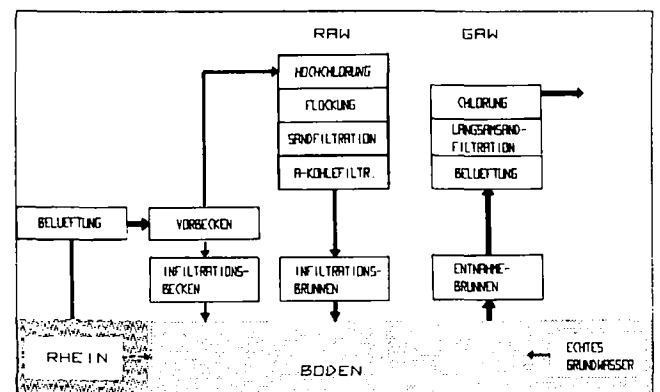
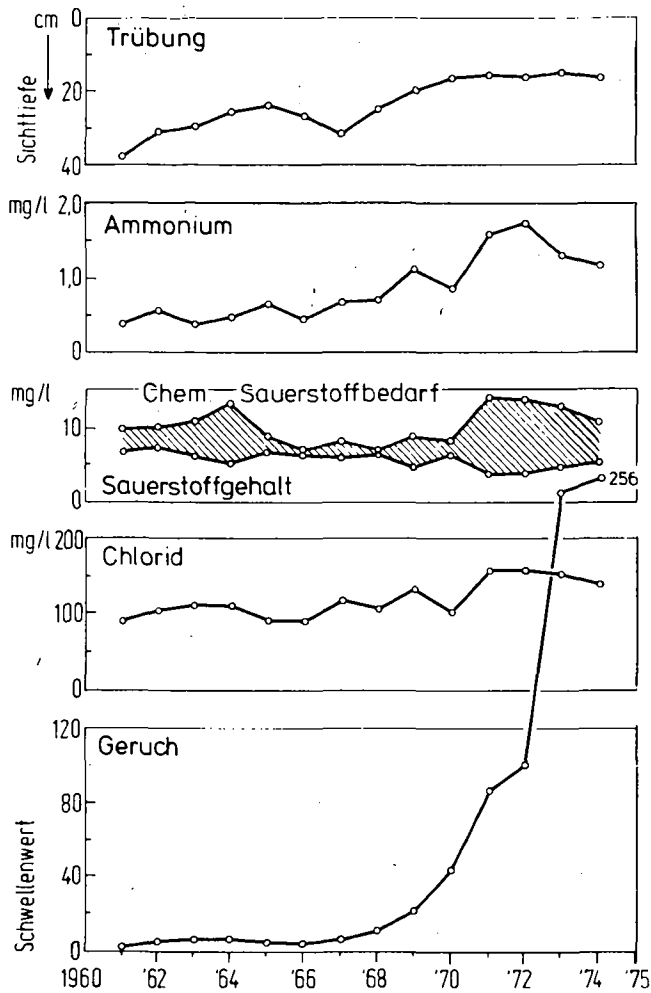


Abb. 2 Schematische Darstellung der Wassergewinnung und -aufbereitung in Wiesbaden-Schierstein.

Nach einer etwa 3 bis 4 Wochen dauernden Bodenpassage wird sowohl das Becken wie auch das Brunneninfiltrat durch die Entnahme-Doppelbrunnenreihe dem Boden entnommen und einer letzten Aufbereitung unterworfen, die in Verdüsung, Langsandsandfiltration und Nachchlorung besteht, bevor es dem Versorgungsnetz zugeführt wird (s. Schema auf Abb. 2).



3.2 Probleme der Wassergewinnung

Die Probleme sind sehr vielfältig. Eine so vielstufige Anlage mit zwei Wasserwerken bringt einen erheblichen Betriebs- und Wartungsaufwand mit sich, wobei der Unterhalt des Geländes, der Becken und der insgesamt 130 Brunnen besonders hervorzuheben sind. Spezielle Probleme entstehen einerseits durch die laufende Verschlechterung der Rheinwasserqualität in den zurückliegenden Jahren [10], was schon an den wenigen auf Abbildung 3 dargestellten Parametern deutlich zu ersehen ist, andererseits durch die nicht gerade optimalen hydrogeologischen Verhältnisse im Infiltrationsgelände, das relativ flach ist und sehr viele Inhomogenitäten und eine sehr unterschiedliche Mächtigkeit an grundwassererfüllten Sanden [11] aufweist.

Hierdurch entstehen im Untergrund sehr unübersichtliche Strömungsverhältnisse mit den verschiedensten Einflüssen auf die Wasserqualität, über die nur durch langwierige und aufwendige Untersuchungen nähere Aufschlüsse zu gewinnen sind. Diese sind jedoch notwendig, um die gesamte Anlage optimieren zu können.

Zu diesem Zweck wurden die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen seit Inbetriebnahme der Brunneninfiltration im Jahre 1960 umfassend ausgewertet [12]. Trotz ihrer grossen Zahl erlaubten diese Auswertungen jedoch nur eine pauschale Beurteilung der Wirksamkeit der Anlage.

Abb. 3 Kenngrößen der Rheinverschmutzung bei Wiesbaden, Rhein-km 507. Jahresmittelwerte.

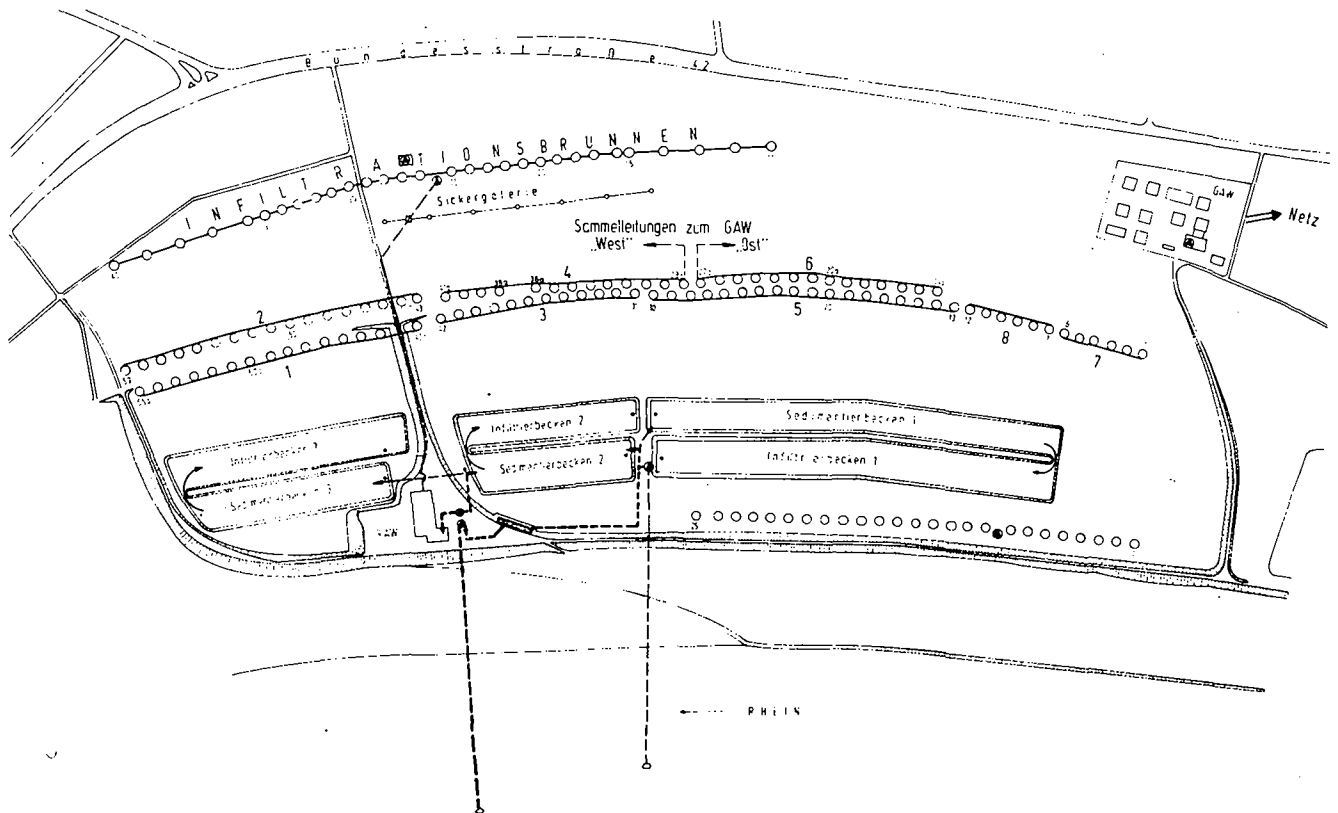


Abb. 4 Lageplan der Infiltrations- und Gewinnungsanlagen der Stadtwerke Wiesbaden AG in Wiesbaden-Schierstein mit Kennzeichnung der Brunnengruppen.

Um nähere Aufschlüsse über die Vorgänge in den einzelnen Geländeabschnitten zu erhalten, wurde zunächst ein biologisch-chemisches Untersuchungsprogramm an den Becken und schliesslich auch im Infiltrationsgelände aufgenommen und über mehrere Jahre fortgeführt. Hierzu war es erforderlich, die zunächst nur in einen östlichen und einen westlichen Teil aufgetrennte Entnahmebrunnenreihe in insgesamt acht Brunnengruppen zusammenzufassen und diese getrennt zu untersuchen – eine Aufgabe, die an die Probeentnahme nicht unerhebliche Probleme stellt, da die Brunnen durch Heberleitungen miteinander verbunden sind. Die Lage der einzelnen Brunnengruppen geht aus Abbildung 4 hervor. Je nach der Lage dieser Brunnengruppe ist die Herkunft des Wassers sehr unterschiedlich, wie aus der Zuordnung auf Tabelle 2 hervorgeht.

Ein Vergleich der Wirksamkeit von Becken- und Brunneninfiltration nach der zugehörigen Vorbehandlung ist besonders im Bereich der Brunnengruppen 3 und 4 möglich, deren eine bevorzugt Wasser aus der Brunneninfiltration, während die andere bevorzugt Wasser aus dem Infiltrationsbecken 2 fördert.

Tab. 2 Zuordnung der Entnahmebrunnen zu den verschiedenen Infiltrationsarten.

Entnahmebrunnen Reihe	Gruppe	Beeinflusst hauptsächlich von
«West»	1	Infiltrationsbecken III + Rhein
	3	Infiltrationsbecken II + Rhein
	2	Infiltrationsbrunnen + Grundwasser
	4	Infiltrationsbrunnen + Grundwasser
«Ost»	5	Infiltrationsbecken I
	6	Infiltrationsbrunnen
	8	Infiltrationsbecken I + Grundwasser
	7	Rhein + Grundwasser

3.3 Die Beckeninfiltration

Schon das System der sechs miteinander in Verbindung stehenden Becken mit über 110000 m² Flächenausdehnung und einem Gesamtvolumen von etwa 330000 m³ ist von unterschiedlichem Einfluss auf die Wasserqualität. In der kälteren Jahreszeit wird der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff stark herabgesetzt. Im Sommerhalbjahr (März bis Oktober) fällt der Ammoniakgehalt bei der Bodenpassage sogar auf Werte unter 0,5 mg/l. Diese Verbesserung im Sommerhalbjahr wird jedoch erkauft durch eine Zunahme des Gehalts an gelöstem Kohlenstoff infolge einer Biomassenbildung in der Freiwasserzone der Becken.

Obwohl eine Eutrophierung, wie mehrjährige Untersuchungen zeigten [13, 14], nur kurzfristig an begrenzten Teilzonen des Beckensystems festzustellen ist, reicht doch die biologische Aktivität dazu aus, dass in der Produktionsperiode der Gehalt an CO₂ sehr stark verringert, der pH-Wert angehoben und hierbei eine geringfügige Entkarbonisierung festgestellt wird. Die biogene Belüf-

tung der Becken kann in manchen Wochen tagsüber Sauerstoffgehalte in Höhe der anderthalbfachen Sättigungswerte hervorbringen.

Durch mineralisierbare Sinkstoffe, besonders auch durch die absterbende Biomasse bildet sich am Boden der Infiltrationsbecken eine stark sauerstoffzehrende Schlammzone aus, die bis zum Sauerstoffschwund und zu Reduktionsverhältnisse führen kann. Die freiwerdende Kohlensäure bewirkt eine erhebliche Aufhärtung des Wassers während der Bodenpassage, durch die die Karbonathärte etwa von 1,3 auf 2,2 mmol/l, also um 0,9 mmol/l ansteigt. Dies zeigt die Gegenüberstellung von Messwerten aus dem Rhein, dem Infiltrationsbecken 2 und der diesem gegenüberliegenden Brunnengruppe 3 auf Abbildung 5. Der in den Becken besonders in den Sommermonaten stark erhöhte pH-Wert geht bei der Bodenpassage wieder auf die im Rheinwasser ursprünglich vorliegenden Werte zurück.

Anders verhält sich der chemische Sauerstoffbedarf, ermittelt nach der KMnO₄-Methode. Einem geringfügigen Rückgang während des Aufenthalts in den Becken folgt, unabhängig von der Jahreszeit, eine starke Abnahme während der Bodenpassage (s. Abb. 6).

Die Ammoniumgehalte werden im Infiltrationsbecken 2 während der Sommermonate weitgehend reduziert. Noch deutlicher ist diese Erscheinung in den Infiltrationsbecken 1 und 3. In der nachfolgenden Bodenstrecke nimmt jedoch der NH₃-Gehalt, unabhängig von der Jahreszeit, stark zu, und zwar auf mittlere Werte von 6 mg/l, also weit über die im Rhein ursprünglich vorliegenden Konzentrationen. Dafür wird das Nitrat zum grossen Teil, in den Sommermonaten sogar vollständig, eliminiert, also als Sauerstoff- oder Nährstoffquelle benutzt.

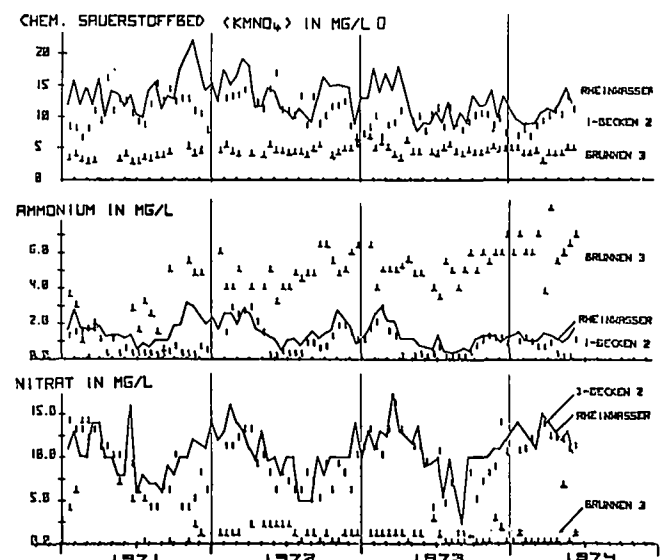


Abb. 5 Zeitlicher Konzentrationsverlauf von Temperatur, pH-Wert und m-Wert im Rheinwasser, im Infiltrationsbecken 2 und in der Brunnengruppe 3.

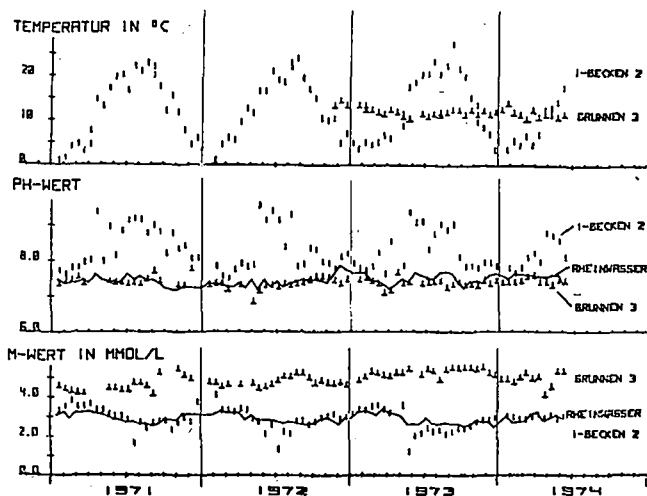


Abb. 6 Zeitlicher Konzentrationsverlauf von chemischem Sauerstoffbedarf, Ammonium und Nitrat im Rheinwasser im Infiltrationsbecken 2 und in der Brunnengruppe 3.

3.4 Alternative: Vorratsbecken

Dennoch kann man an einem Vorfluter wie dem Rhein auf Vorratsbecken ausreichender Grösse nicht verzichten, geben sie doch die Sicherheit, dass das Wasserwerk auch betrieben werden kann, wenn eine Rheinwasserentnahme wegen akuter Gefahr, z. B. bei starken Abwasserschüben, nach Betriebspannen und Tankerkollisionen, nicht möglich ist. Allerdings erhebt sich die Frage, ob diese Vorratsbecken gleichzeitig auch für den Infiltrationsbetrieb oder aber nun als reine Vorhalte- und Reinigungsbecken, also mit «dichter Sohle», verwendet werden sollten, wie dies beispielsweise in Rotterdam geschieht. Hier ist erst die Frage zu prüfen, ob die Beckeninfiltration in Schierstein nicht zur Verhinderung oder Verringerung der Rhein- bzw. Mainwasser-Infiltration benötigt wird. Diese Frage soll gegebenenfalls durch ein mathematisches Strömungsmodell des Infiltrationsgeländes in Schierstein geklärt werden, das erstellt wurde und zurzeit mit zahlreichen Grundwasserbeobachtungsdaten geeicht wird [15].

Die Frage nach der optimalen Betriebsweise eines Vorhalte- und Infiltrationssystems an einem so stark belasteten Fluss ist schwierig zu lösen. Der Betrieb muss möglicherweise der Rohwasserqualität und den klimatischen Verhältnissen im jahreszeitlichen Wechsel mehrmals angepasst werden. Es ist dabei daran zu denken, das Beckensystem möglichst vielseitig umschaltbar zu gestalten, damit das Wasser die Becken parallel oder auch nacheinander durchströmen kann.

Sehr gute Erfolge brachten in den letzten Jahren vorgenommene Grossversuche zur Vorflockung oder -fällung in diesen Becken, beispielsweise durch eine kräftige Kalkdosierung. Zugleich mit der Trübstoffentfernung und der Reduzierung organischer Substanzen tritt eine Teilentkarbonisierung ein. Die Vorfällung in den Becken führte zu einer deutlichen Qualitätssteigerung des im Rheinwasser-aufbereitungswerk gewonnenen Infiltratwassers.

Auch in diesem Fall gilt es abzuwägen, ob die Kalkfällung gleich am Eintritt in das Beckensystem vorgenommen werden soll. Durch die weitergehende Trübstoffentfernung entsteht ein relativ klares Wasser, in dem die biologischen Vorgänge infolge intensiver Belichtung noch gefördert werden, da es wohl kaum gelingen dürfte, die ohnehin sehr hohen Phosphatgehalte des Rohwassers bei der Fällung so stark zu reduzieren, dass diese zum «Minimumsfaktor» werden.

3.5 Die Brunneninfiltration

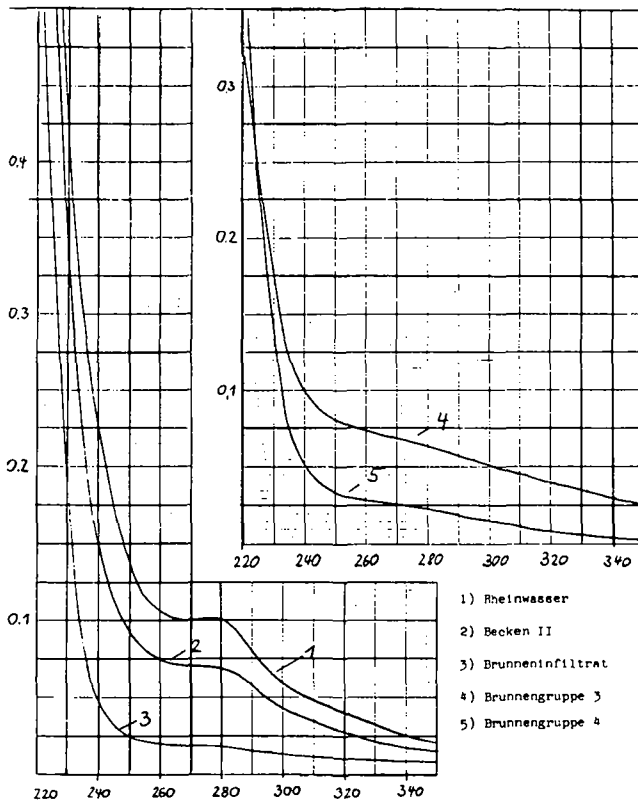
Die Infiltration über Schluckbrunnen ist weniger problematisch, wenn das Wasser sehr sorgfältig voraufbereitet wird, wie dies in Schierstein geschieht. Die Wirksamkeit der physikalisch-chemischen Rheinwasseraufbereitung gegenüber organischen Stoffen ist aus der nachfolgenden Tabelle 3 zu entnehmen [16].

Tab. 3 Mittlerer Wirkungsgrad der physikalisch-chemischen Aufbereitung von Rheinwasser, gemessen an verschiedenen Summenparametern der gelösten organischen Stoffe aus 14 Untersuchungsreihen März bis Mai 1974.

$$\eta = 1 - \frac{c}{c_0}$$

	η_{UV}	η_{COD}	η_{DOC}
Hochchlorung,			
Flockung, Sandfiltration	0,54	0,58	0,34
A-Kohlefiltration	0,47	0,41	0,41
Gesamt-Aufbereitung	0,76	0,75	0,62

Durch die Kombination von Flockung und Aktivkohlefiltration werden sowohl unpolare als auch polare organische Stoffe entnommen, und zwar, je nach Bewertungsgrösse, zu $\frac{2}{3}$ bis $\frac{3}{4}$ ihrer Ausgangskonzentrationen. Die Wirksamkeit der verschiedenen Aufbereitungsmassnahmen lässt sich auch aus den UV-Spektren von Rhein- und Rohwasser, geflockt und aktivkohlefiltriert, aus Abbildung 7 ersehen. Die Schulter bei 280 nm in der Rheinwasserprobe, die auf organische Säuren und Aromaten hinweist, verschwindet meistens nach der Flockung. Die Anforderungen an ein Infiltrationswasser liegen in mancher Hinsicht, z. B. im Hinblick auf Restgehalte an Eisen und Trübstoffen, höher als die an das Trinkwasser selbst. Dennoch lässt sich eine Verockerung der Brunnen nicht völlig vermeiden. Eine eigene Brunnenkolonne ist ständig mit dem Regenerieren der Infiltrations- und Entnahmebrunnen beschäftigt [17].



UV - Spektren verschiedener Wässer

Abb. 7 UV-Spektren verschiedener Wässer im Lauf des Aufbereitungsganges.

3.6 Vergleich der Wirksamkeit

Die Frage, ob der Beckeninfiltration nach Belüftung und Vorklärung in einem Sedimentierbecken oder der Brunneninfiltration nach vorausgegangener physikalisch-chemischer Aufbereitung der Vorzug gegeben werden soll, lässt sich für Schierstein eindeutig beantworten: In allen Qualitätsparametern führt die Brunneninfiltration nach physikalisch-chemischer Aufbereitung zu einem wesentlich besseren Wasser, wie aus Abbildung 8 abgelesen werden kann; hier sind die Mittelwerte dreijähriger Untersuchungen, nämlich der Jahre 1971–1973, zusammengestellt. Die Rest-Eisen- und -Mangengehalte sind im ange-

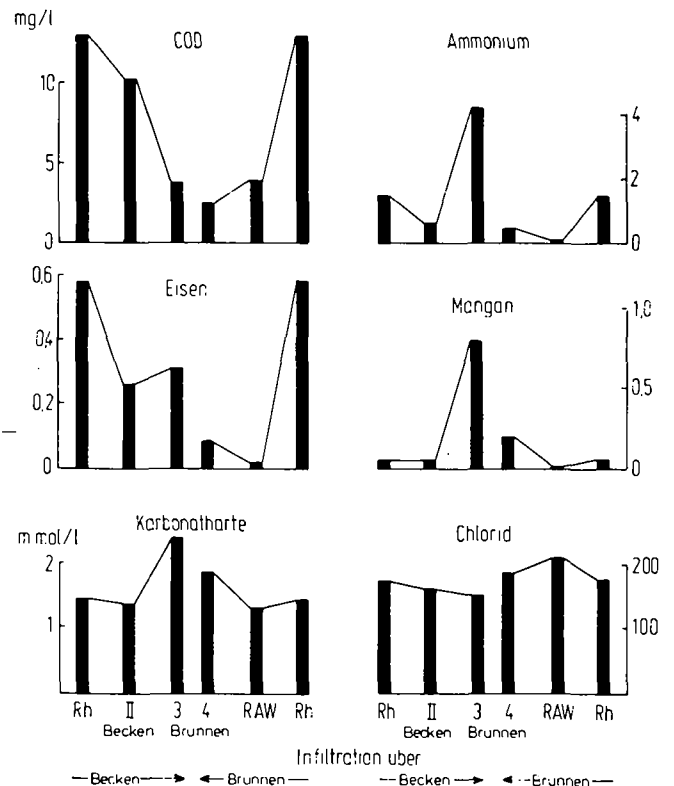


Abb. 8 Vergleich der Konzentrationsverhältnisse verschiedener Wasserinhaltsstoffe bei Becken- und Brunneninfiltration. Mittelwerte aus zahlreichen Messungen der Jahre 1971–1973.

reicherten Grundwasser nach Beckeninfiltration etwa viermal so hoch wie nach der Brunneninfiltration, und bei dem schwer beherrschbaren Ammonium beträgt dieses Verhältnis sogar 8:1. Auch die Aufhärtung während der Bodenpassage ist im Falle der Brunneninfiltration geringer, und die Restgehalte an oxydierbaren Substanzen betragen bei dem Brunneninfiltrat nur etwa $\frac{2}{3}$ der durch Beckeninfiltrat erhaltenen Werte. Einzig die Chloridgehalte sind bei dem aus Brunneninfiltrat gewonnenen angereicherten Grundwasser höher, hervorgerufen durch die Zusätze bei der physikalisch-chemischen Vorbehandlung durch Flockung im Rheinwasseraufbereitungswerk.

Tab. 4 Vergleich der Wirksamkeit verschiedener Vorbehandlungs- und Infiltrationsverfahren in Wiesbaden-Schierstein 1971–1973

	A. Beckeninfiltration			B. Brunneninfiltration		
	Becken II	Bodenstrecke A	Gesamt	Aufbereitungswerk	Bodenstrecke B	Gesamt
	Konzentrationsänderung			Konzentrationsänderung		
	Becken-Rhein	Brunnengruppe 3- Becken	Brunnengruppe 3- Rhein	Infiltrat-Rhein	Brunnengruppe 4- Infiltrat	Brunnengruppe 4- Rhein
COD _{KMnO₄} in mg/l	-2,7	-6,5	-9,2	-9,0	-1,4	-10,4
NH ₄ ⁺ in mg/l	-0,8	+3,6	+2,8	-1,5	+0,3	-1,2
Eisen in mg/l	-0,22	+0,05	-0,17	-0,58	+0,07	-0,51
Mangan in mg/l	0	+0,8	+0,8	0	+0,2	+0,2
Karbonathärte in mmol/l	-0,07	+1,00	+0,93	-0,16	+0,60	+0,44

Die Veränderungen während der einzelnen Aufbereitungsstufen – in den Becken, im Rheinwasseraufbereitungswerk und in den beiden Bodenstrecken – sind auf Tabelle 4 zusammengestellt. Sie zeigen, dass nach der physikalisch-chemischen Aufbereitung bei der anschließenden Bodenpassage praktisch immer eine Verschlechterung der Wasserqualität eintritt, insbesondere im Hinblick auf die Eisen-, Mangan- und Ammoniakgehalte sowie auf die Härte. Dabei erhebt sich die Frage, ob angesichts einer so sorgfältigen Vorbehandlung des Rohwassers im Rheinwasseraufbereitungswerk eine Infiltration dieses Wassers überhaupt gerechtfertigt ist. Eine Verbesserung wird durch die Bodenpassage nur in zweifacher Hinsicht erzielt: Zum einen findet ein gewisser Temperatenausgleich statt, wie Abbildung 9 zeigt, zum anderen ist ein weitergehender Abbau der organischen Restinhaltsstoffe zu verzeichnen. Allerdings wird durch die sorgfältig betriebene physikalisch-chemische Aufbereitung schon der gleiche Aufbereitungserfolg erzielt wie durch die Grundwasseranreicherung über die Beckeninfiltration.

4. Ausblick

Der Trend der verschiedenen Wasserqualitäten in den zurückliegenden 13 Jahren geht aus den Kurven der Abbildung 10 a) bis c) hervor, wo die meist aus täglichen Messungen errechneten Jahresmittelwerte aufgetragen sind. Die Entnahmebrunnen sind hier allerdings in eine westliche und eine östliche Brunnenreihe zusammengefasst, die jeweils Brunnen- und Beckeninfiltrat dem Boden entnehmen. In den meisten Parametern wirkt sich eine Verschlechterung der Rohwasserqualität auch auf die Qualität des künstlich angereicherten Grundwassers aus, und an eine nachgeschaltete Aufbereitung werden immer höhere Anforderungen gestellt. Es ist daher wohl verständlich, dass unsere Hauptsorge der Qualität des Rheinwassers gilt und unsere volle Aufmerksamkeit allen Massnahmen, die geeignet sein können, der zunehmenden Verschlechterung des von uns benötigten Rohwassers Einhalt zu gebieten oder – als Fernziel – den Rhein zu sanieren, um auch weiterhin das lebensnotwendige Trinkwasser daraus gewinnen zu können.

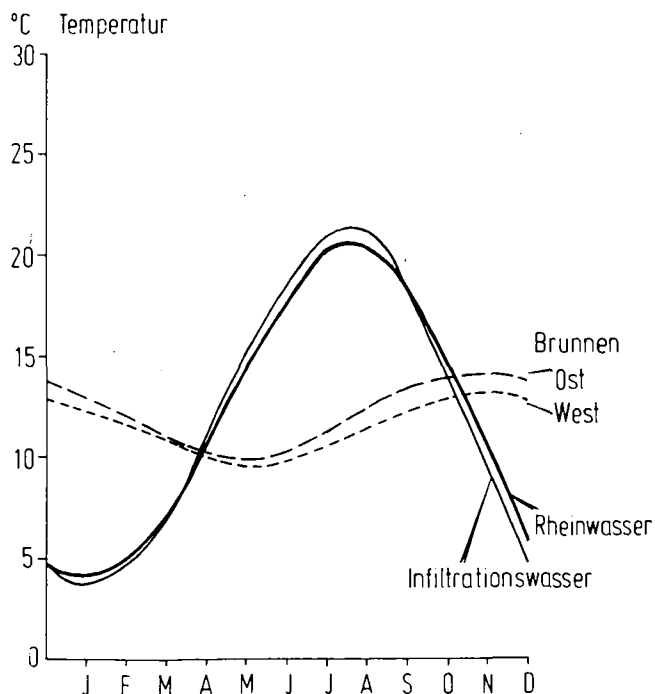


Abb. 9 Jahreszeitlicher Temperaturgang des Rheinwassers, des Infiltrationswassers und der Wässer aus den Brunnenreihen Ost und West.

Abb. 10 a)–c) Langfristige Trendkurven verschiedener Wasserinhaltsstoffe in den bei der Grundwasseranreicherung in Wiesbaden-Schierstein auftretenden Roh- und Werkswässern (Jahresmittelwerte 1961–1973).

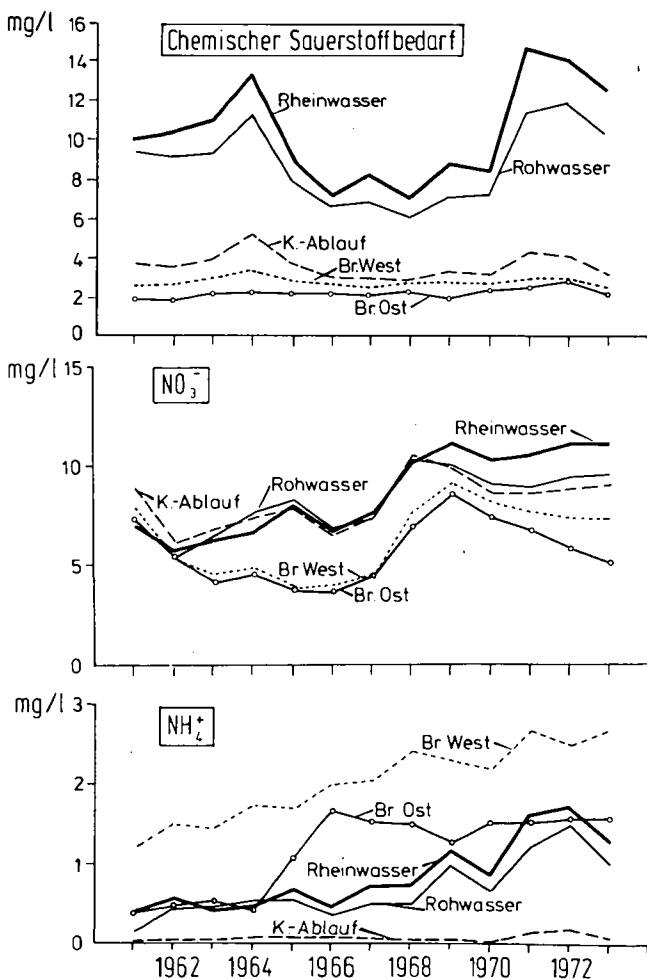


Abb. 10a

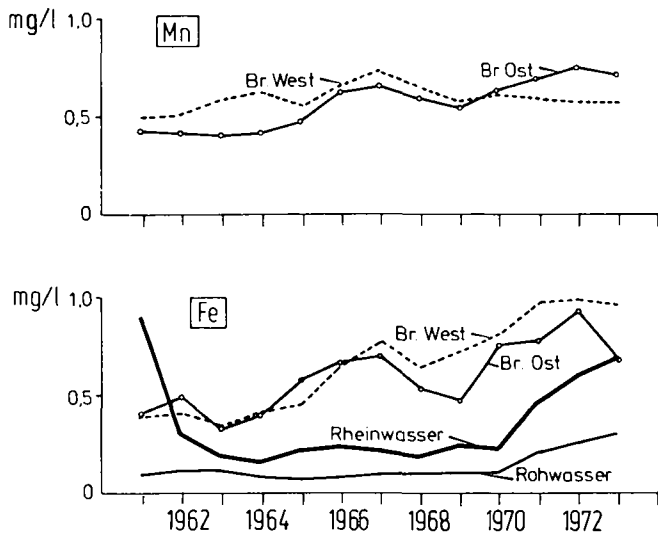


Abb. 10b

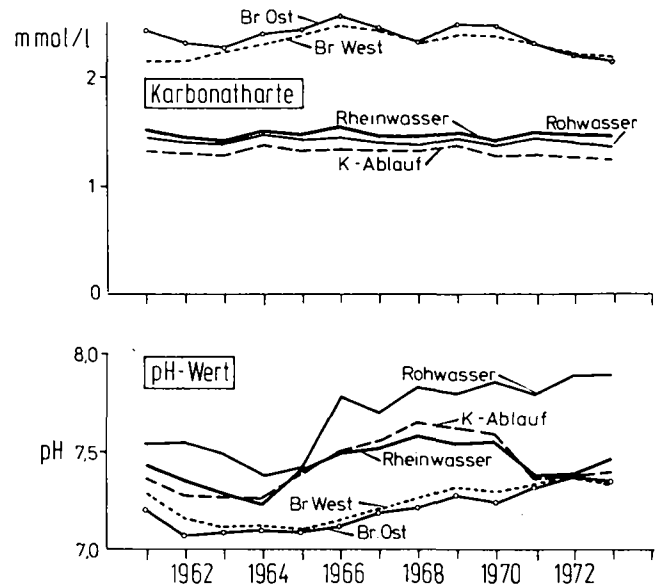


Abb. 10c

Literatur

- [1] Kruse, H.: Die Hamburger Choleraepidemie. *gwf - wasser/abwasser* 103, S. 1001 (1962).
- [2] Haberer, K.: Trinkwasser im Umweltschutz. *gwf - wasser/abwasser* 113, S. 468-493 u. S. 556-561 (1972).
- [3] Haberer, K.: Umwelteinflüsse auf die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern. DVGW-Broschüre «Wassergewinnung - Wassergüte». Wasserfachliche Aussprachetagung 1970 in Den Haag, S. 30-41, ZfGW-Verlag, Frankfurt/M.
- [4] Gandenberger, W.: Grundlagen der Grundwasseranreicherung. *Gas- und Wasserfach* 91, S. 142-149 (1950).
- [5] Kludig, K. H.: Die Gewinnung von uferfiltriertem Grundwasser und der Einfluss der Rhein-Verschmutzung. *gwf - wasser/abwasser* 109, S. 1401-1405 (1968).
- [6] Bettaque, R. J. G.: Studien zur künstlichen Grundwasseranreicherung. Veröffentl. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 2, Eigenverlag, Hannover 1958.
- [7] Haberer, K.: Vorbehandlung von Oberflächenwasser zur Grundwasser-Anreicherung durch Aufbereitungsverfahren. In: Schriftenreihe «Gewässerschutz - Wasser - Abwasser» Band 4: Gefährdung und Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, Teil II, S. 235-255, Aachen 1971.
- [8] ** International Survey on Existing Water Recharge Facilities. Publication Nr. 87 de l'Association Internationale d'Hydrologie Scientifique, Gentbrugge 1970.
- [9] Haberer, K.: Erfahrungen mit der künstlichen Grundwasseranreicherung in den Wassergewinnungsanlagen Wiesbaden-Schierstein. *Gas- und Wasserfach* 109, 636-640 (1968).
- [10] Haberer, K.: Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zur Rheinwasserqualität. In: Künstliche Grundwasseranreicherung am Rhein. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 2, S. 10-42, Wiesbaden 1974.
- [11] Mehlhorn, H. u. Thews, J.-D.: Die Gestalt des Grundwasserleiters im Bereich des Wasserwerks Wiesbaden-Schierstein. In: Künstliche Grundwasseranreicherung am Rhein. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 2, S. 65-67, Wiesbaden 1974.
- [12] Haberer, K. und Normann, S.: Qualitätsbetrachtungen zur künstlichen Grundwasseranreicherung in Wiesbaden-Schierstein. In: Künstliche Grundwasseranreicherung am Rhein. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 2, S. 131-163, Wiesbaden 1974.
- [13] Haberer, K. und Noll, M.: Ergebnisse mehrjähriger hydrobiologischer Untersuchungen an den Vorbecken des Rheinwasseraufbereitungswerkes Wiesbaden-Schierstein. In: Die Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Wiesbaden. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 1, S. 91-103, Wiesbaden 1971.
- [14] Noll, M.: Besiedelungsfolgen in flusswasserbesickten Grundwasser-Anreicherungsbecken. *Arch. Hydrobiol.* 70, S. 355-378 (1972).
- [15] Mehlhorn, H.: Aussagefähigkeit mathematischer Modelle zur Grundwassererkundung. Vortrag auf der Wasserfachlichen Aussprachetagung 1975 in Basel. DVGW-Schriftenreihe Wasser (i. Druck).
- [16] Haberer, K. und Normann, S.: Zur Wirksamkeit der physikalisch-chemischen Rheinwasseraufbereitung. In: Künstliche Grundwasseranreicherung am Rhein. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 2, S. 93-110, Wiesbaden 1974.
- [17] Deuter, F. und Roth, S.: Die Brunnenreinigung in der Wassergewinnungsanlage Wiesbaden-Schierstein. In: Künstliche Grundwasseranreicherung am Rhein. Wissenschaftliche Berichte der Stadtwerke Wiesbaden AG, Band 2, S. 207-216, Wiesbaden 1974.

Probleme der Wassergewinnung durch Grundwasseranreicherung aus der Sicht der Dortmunder Stadtwerke AG

Dr. K.-H. SCHMIDT, Direktor des Institutes für Wasserforschung GmbH, Dortmund, und Leiter der Hydrologischen Abteilung der Stadtwerke Dortmund AG

Jede unter bestimmten örtlichen Gegebenheiten als optimal angesehene und verwirklichte technische Konzeption eines Wasserwerks ist mit einem Massenzug vergleichbar, der auch nur unter mehr oder weniger umfangreichen Änderungen einer anderen Person angepasst werden kann; beider Fertigung erfordert Rücksichtnahmen auf die Umwelt, auf Modeerscheinungen und auch auf die finanziellen Möglichkeiten.

So ist auch die bei der Dortmunder Stadtwerke AG praktizierte Wassergewinnungsmethodik bestimmt durch die geologisch-hydrologischen Besonderheiten des Ruhrtals, durch die Qualität des Flusswassers, durch spezielle Situationen während der Werksgeschichte und letztlich auch durch die jeweiligen fachlichen Vorstellungen und Schwerpunktsetzungen der Wasserwerksleiter. Das gilt in ähnlicher Weise für die in Dortmund durchgeführten Forschungsarbeiten.

Wie immer an längeren Flussläufen, haben sich auch an der Ruhr in Abhängigkeit von der Wasserqualität und von anderen Gegebenheiten verschiedene Kombinationen der bekannten Wasseraufbereitungsprinzipien entwickelt.

Während im DVGW-Arbeitsblatt W 151 «Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung» in der Gruppe A (für natürliche Aufbereitungsverfahren) ein BSB₅ der filtrierten Probe von 3 mg/l O₂ angegeben ist, musste man sich an der vor allem durch häusliche Abwässer belasteten Ruhr auf einen BSB₂ von 3 mg/l O₂ (unfiltriert) als mittelfristiges Ziel einigen. Vorrangig zu verbessern ist vor allem die Belastung mit Ammoniumionen, die im Winter auf manchen Flussstrecken zeitweise 3–4 mg/l NH₄⁺ ausmacht. Der mittelfristige Grenzwert für die Ruhr wurde mit 1 mg/l NH₄⁺ festgelegt. Während der Gehalt an biologisch abbaubaren Stoffen durch die Selbstreinigung des Flusses vor allem innerhalb der Stauseen im Mittel- und Unterlauf sogar wieder zurückgeht, ist eine deutliche Zunahme der chemisch oxidierbaren Substanzen in Fließrichtung gegeben [1].

Abbildung 1 zeigt deutlich, wie die Wasserwerke durch Einschaltung weiterer Reinigungsstufen der Verschlechterung der Rohwasserqualität Rechnung getragen haben, wobei aber stets die Bodenpassage als wichtigster Schritt

Fluß km	Wassergew. Anlage u. Wasserversorg.-unternehmen	Herkömmliche Aufbereitung			Zusätzliche Aufbereitungsschnitte							
		Uferfiltrat nat. Grundwasser	Langsam-Sandfiltration	Desinfektion (Chlor)	Rohwasser				Reinwasser			
					Vorfiltrat Schnellfilter od. biol. Vorfilter	Flockung	Oxidation Knickp. Chlorung	A-Kohle	Enteisenerung Entman-ganung	Sauerstoff Anreicher-ung	Entsauerung	
189	Velmede Bestwig	●		●								
182	Meschede	●		●								
171	Freienohl WBV-Arnsberg	●		●								●
127	Echthausen GW	●	●	●								●
113	Fröndenberg Halingen GW	●	●	●								●
107	Geisecke DSTW AG	●	●	●	●							●
88	Hengstey Hagener Stadtwerke	●	●	●	●	●						●
71	Witten GW	●	●	●								○
62	Striepel Sundern WMR	●	●	●					●			●
45	Essen, Altdorf, Horst GW	●	●	●	●						●	●
21	Kettwig RWW Muhlheim	●	●	●	●	●	●	●	● ⁺			
13	Dohne RWW Muhlheim	●	●	●	●	●	●	●	● ⁺			
9	Styrum RWW Muhlheim	●	●	●	●	●	●	●	● ⁺			

● = vorhanden ○ = im Bau ○ = vorgesehen + = Trinkwasserqualität

Abb. 1 Aufbereitungsmethoden der Ruhrwasserwerke.

erhalten blieb, selbst dann, wenn in der vorgeschalteten Aufbereitung bereits Trinkwasserqualität erreicht wird. Nach übereinstimmender Ansicht der Wasserwerke an der Ruhr wird diese Konzeption auch in Zukunft beibehalten werden. Während andere Ruhrwasserwerke zur Vorfiltration rückspülbare Schnellfilter verwenden, arbeiten die Dortmunder Wasserwerke mit biologisch wirksamen Grobkiesfiltern, weil sie der Auffassung sind, dass die biologischen Reinigungsprozesse bei Langsandsandfiltration und Bodenpassage am besten entlastet werden können, wenn gezielt das Angebot an biologisch abbaubaren Stoffen herabgesetzt wird. Das Verfahren und seine speziellen Wirkungen wurden in zurückliegenden Veröffentlichungen hinreichend beschrieben [2, 3].

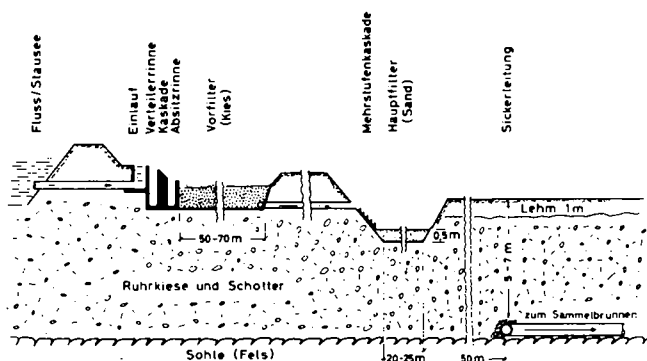


Abb. 2 Schema der künstlichen Grundwasseranreicherung bei der Dortmunder Stadtwerke AG.

In der Abbildung 2 sind die wichtigsten Stufen dieser Variation der künstlichen Grundwasseranreicherung dargestellt. Das Ruhrwasser, das im Dortmunder Flussabschnitt eine durchschnittliche Sauerstoffsättigung von 80% aufweist, wird am Vorfiltereinlauf in Kaskaden belüftet. Die Vorfilter sind in der oberen Schicht mit grobem Filtermaterial von 5 bis 12 cm Durchmesser gefüllt. Diese Korngrößenwahl erleichtert die Bearbeitung der Filteroberfläche. Die unteren Schichten enthalten gröberen Kies. Die Kiesvorfilter wirken als Raumfilter, und der Filterkies muss alle 4-5 Jahre vollständig ausgeräumt und gewaschen werden. Die Vorteile dieser Vorfiltration sind in der Hauptsache:

1. Die als Infiltrationsbecken nachgeschalteten Langsandsandfilter erhalten nahezu schwebstofffreies Wasser.
2. Die durch biologischen Abbau bereits im Vorfilter erfolgte Verschiebung des O_2/CO_2 -Verhältnisses kann durch eine Belüftung am Einlauf in die Langsandsandfilter wieder ausgeglichen werden.
3. Der Einsatz von zwei biologischen Stufen verbessert ganz allgemein die Reinigungsleistung dieser Aufbereitungsmethode.

Die Infiltrationsbecken enthalten eine Sandschicht von 70 cm, die direkt dem Ruhrschotter aufliegt. Der Grundwasserleiter hat eine Mächtigkeit von 4 bis 5 m und wird von einer 0,5-2 m dicken Auelehmschicht überlagert. Die

Durchlässigkeit der Flussschotter ist im allgemeinen sehr gut. Die Kf-Werte liegen bei 10^{-3} bis 10^{-2} m/sec. Die untere Begrenzung des Grundwasserleiters besteht aus schiefrigem Fels in ca. 7 m Tiefe. Im Schotter befinden sich gelegentlich Tonlinsen und recht häufig Ablagerungen von Eisen- und Manganoxiden. Deshalb ist es notwendig, eine aerobe Bodenpassage aufrechtzuerhalten. Dies ist bei der künstlichen Grundwasseranreicherung mit biologischer Vorfiltration problemlos zu erreichen. Leider wird aber in den Brunnen und Sickerleitungen der Dortmunder Stadtwerke AG auch Uferfiltrat der Ruhr erfasst. Der weitere Ausbau von Anreicherungsanlagen wird zwar den Prozentsatz des Uferfiltrats weiter verringern, die infiltrationsbedingte Anhebung des Grundwasserstandes wird jedoch das Eindringen von Uferfiltrat nie ganz verhindern können. Deshalb muss die Erhaltung einer Flusswasserqualität gefordert werden, die die Gewinnung von sauerstoffhaltigem Uferfiltrat erlaubt.

Ein Langsandsandfilter mit der angrenzenden Bodenpassage ist ein vielschichtiger biologischer Lebensraum, der auf Veränderungen seiner Umwelt mit Verschiebungen der Besiedlungsdichte und -struktur reagiert. Diese Verschiebungen vorherzusagen ist mit grossen Schwierigkeiten verbunden, die vor allem aus den in diesem recht komplexen System aus biotischen und abiotischen Wirkungen vorhandenen Reaktionsketten und Rückkopplungen resultieren, und die zudem untereinander vielfältig verknüpft sind.

In der Abbildung 3 ist eine kleine Auswahl der mit dem Algenwachstum auf Langsandsandfiltern in Zusammenhang stehenden Wechselwirkungen dargestellt. In einem solchen Lebensraum, dessen Aktivität zum Wohle des Menschen genutzt werden soll, kommt zu der Aussage über die Schädlichkeit eines Stoffes oder einer Massnahme auf den Biotop in biologischer Sicht (obere Bildhälfte) noch eine Beurteilung eben dieser Wirkung in ihrem Effekt für die Wassergewinnung (untere Bildhälfte) hinzu. In der Matrix sind zweierlei Aspekte gegenseitiger Beeinflussungen bzw. Abhängigkeiten dargestellt. Die Quadrate im Koordinatensystem bezeichnen die biologischen Zusammenhänge, die Kreise die wasserwirtschaftliche Relevanz. Die aufsitzenden Spitzen geben die Richtung der Wirkung an.

Beispielsweise stellen Massnahmen zur Verhinderung des Algenwachstums ohne Zweifel einen sehr schwerwiegenden Eingriff in den «Biotop» Langsandsandfilter dar; trotzdem können sie zur Erleichterung des Filterbetriebs oder zur Verbesserung der Wasserqualität durchaus erwünscht sein. Wenn z. B. ein Wasserwerk zu intermittierendem Filterbetrieb übergeht, so werden dadurch die Grünalgen beseitigt, gleichzeitig ergibt sich aber ein Selektionsvorteil für kriechende Blaualgen. Darüberhinaus wird auch die Zusammensetzung der Filterfauna verändert. Mit der generellen Verminderung des Algenwachstums entfällt aber auch die Adsorptionskapazität einer Algenschicht gegenüber gewissen Schadstoffen.

ABIOTISCHE FAKTOREN	Lichtentzug	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
	Schwebestoffe	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
	Intermittieren	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
	KMnO ₄ -Dos.	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
	Herbizide	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
	Insektizide	⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙ ⊙								
BIOL. FAKTOREN	WASSER- GEWINNUNG	Artenvielfalt	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
		Besiedl. Dichte	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
BETRIEB	WASSER- GÜTE	REINIGUNG- WIRKUNG	Blaualgen	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Kieselalgen	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Grünalgen-Plankt.	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			µ-Flagellaten	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Fadenalgen	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Filterfauna	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Sandlückenfauna	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Bakterielle Besiedl.	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Filterlaufzeit	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙
			Verdichtungstiefe	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙
Filterreinigung	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙			
Hoher Überstau	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙			
Gr. Infiltr. Geschw.	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙			
WASSER- GÜTE	REINIGUNG- WIRKUNG	für Biozönose	Sauerstoff +	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			pH-Wert / CO ₂	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Geruch/Geschmack	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Toxine	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
REINIGUNG- WIRKUNG	für Wasser- gewinnung	gut (+) schlecht (-)	Organika-Zufuhr	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Filterationswirkung	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Biolog. Abbau	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
			Adsorption	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
REINIGUNG- WIRKUNG	Wirkungs- richtung	gut (+) schlecht (-)	Bakt. Eliminierung	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙		
			Algen-Konsumenten	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	⊙	
UMWELTMATRIX LSF/ALGEN										

Abb. 3 Matrix biotischer und abiotischer Wechselwirkungen in einem Langsandsandfilter.

Werden Langsandsandfilter abgedunkelt, so wird ein Algenwachstum verhindert, gleichzeitig unterbleibt die übliche Entwicklung der Filterfauna. Damit wirken sich Verdichtungen durch anorganische Schwebestoffe stärker aus, weil die biogene Auflockerung der obersten Filterschicht entfällt.

Die meisten Kieselalgen werden an der Filteroberfläche gut zurückgehalten. Sie bewirken dort eine verstärkte Verdichtung, die aber in der Regel der Wülarbeit tierischer Besiedler unterliegt. Wachsen anstelle der Kieselalgen im Überstau kleine grüne Flagellaten, so wird zwar die Gefahr der Belastung des Wassers mit Geruchsstoffen geringer; die Flagellaten dringen aber tiefer in die Filter ein und die Filterverdichtungen sind nachhaltiger.

Die Reihe derartiger Beispiele liesse sich noch lange fortsetzen. Sie sollten die Notwendigkeit aufzeigen, bei geplanten Eingriffen in ein derartig komplexes System von vornherein die eventuellen Rückwirkungen auf die übrigen biotischen und abiotischen Faktoren zu bedenken.

Als Hauptproblem der Praxis der künstlichen Grundwasseranreicherung an der Ruhr ist das immer häufigere Auftreten von Algenmassenentwicklungen anzusehen. Je nach Jahreszeit, Flusskilometer und Vorreinigung sind

dafür immer wieder andere Algenarten verantwortlich. Sie stören den Beckenreinigungsbetrieb, belasten das Infiltrat zusätzlich mit organischen Stoffen und produzieren eine Reihe von geruchs- und geschmacksaktiven Substanzen. Abgesehen von den sehr spezifischen Geruchsstoffen, die vor allem von Blaualgen und Diatomeen an das Wasser abgegeben werden, bilden sich beim Absterben von Algenmassen und bei ihrer anaeroben Zersetzung recht widerliche Gerüche.

Im Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund konnten bei derartigen Fäulnisprozessen die Substanzen Indol und Skatol nachgewiesen werden, wovon das Skatol einen sehr intensiven und typischen Fäkalgeruch aufweist [4]. Beide Substanzen entstehen beim Abbau der Aminosäure Tryptophan. Skatol wurde auch in einem Ruhrstausee anlässlich einer Massenentwicklung von Hydrodictyon (Wassernetz) nachgewiesen. Um das Verhalten dieser Substanzen bei der Langsandsandfiltration zu studieren, wurden sie im halbertechnischen Maßstab an einem intermittierend betriebenen Vorfilter-/Hauptfiltersystem zudosiert, und zwar in den geringen Mengen von 36 µg/l Indol und 12,5 µg/l Skatol.

Die Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der Indolkonzentration im Ablauf des Vorfilters und des Hauptfilters innerhalb von fünf Tagen. Der Kurvenverlauf ist typisch für das Verhalten einer für ein Langsandsandfilter – zumindest in dieser Konzentration – ungewohnten Substanz, die sich erst nach einer entsprechenden Adaptation biologisch abbauen lässt. Der anfängliche Anstieg der Konzentration in den Abläufen beruht auf dem Nachlassen der primär stattfindenden Adsorption an das Filtermaterial und dessen Bewuchs. Dabei ist die Adsorptionskapazität in diesem Fall relativ gering. Der allmählich beginnende Abbau ist eine Folge der Anpassung der Bakterienflora an das neue Substrat. Das Abbauvermögen des Filters für Indol geht bei Unterbrechung der Dosierung innerhalb von drei Wochen wieder verloren. Ähnlich liegen die Verhältnisse beim Skatol. Für das Wasserwerk ist aus diesen Untersuchungen der Schluss zu ziehen, dass

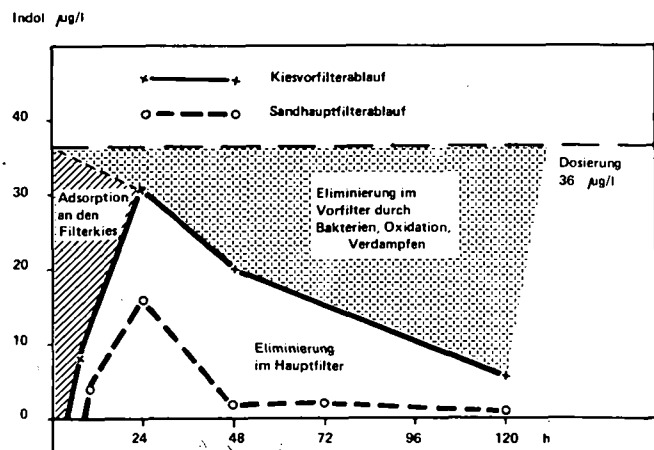


Abb. 4 Eliminierung von Indol bei der Langsandsandfiltration (Vorfilter-/Hauptfiltersystem).

Malawozungge
Wiharia stabben

beim Absterben von Algenmassen auf den Filtern und nicht rechtzeitiger Trockenlegung und Räumung Geruchsbelästigungen durch Indol und Skatol anfänglich bis ins Grundwasser durchschlagen werden und erst allmählich ein Abbau einsetzt. Reicht die bei der Bodenpassage vorhandene Adsorptionskapazität zur Festlegung derartiger Stossbelastungen mit diesen Substanzen über mehrere Tage aus, so besteht keine Gefahr für das Trinkwasser.

Beim Eindringen von Schadstoffen mit dem Rohwasser ist folgendes zu bedenken: Das Langsandsandfilter ist als offener Biotop zu verstehen. Das Wasser, das die darin lebenden Organismen umgibt, wird ständig ausgetauscht. Dies führt dazu, dass eine Reaktion gegenüber Giftstoffen eher eintritt als es die Ergebnisse statischer Biotests erwarten lassen. Entsprechende Versuche mit dem Insektizid Lindan gegenüber Mückenlarven ergaben unter kontinuierlichem Durchfluss eine gegenüber dem statischen Versuch auf rund das Doppelte erhöhte Toxizität [5]. Der Einfluss von Bioziden auf die Biozönose eines Langsandsandfilters wurde an unserer Grundwasserversuchsanlage durch die Dosierung des Phosphorsäureesters Dimethoat, des herbiziden Harnstoffderivats Diuron und des insektiziden Halogenkohlenwasserstoffs γ -HCH = Lindan überprüft [5]. Neben Lindan unterliegen auch Diuron und Dimethoat keinem nachweisbaren biologischen Abbau in einem Langsandsandfilter. In Abbildung 5 ist der Chlorophyllgehalt über der Filteroberfläche dargestellt. Das Fehlen der Zuckmückenlarven in den Becken mit Dimethoat- und Lindan-Dosierung erklärt sich aus deren insektizider Wirkung. Im Diuronbecken ist es eine Folge des Nahrungsmangels, da das Herbizid die Algen vernichtet hat. Das Absterben am Anfang des Versuchs ist am Phäophytin Gehalt erkennbar. Die höchsten Chlorophyllgehalte wurden in den insektizidbehandelten Becken gefunden. Der Ausfall der Konsumenten bewirkt eine vermehrte Anwesenheit von Algen. Die Verringerung der Algenmenge durch die Fressfähigkeit der Mückenlarven beträgt mindestens ein Drittel der gesamten

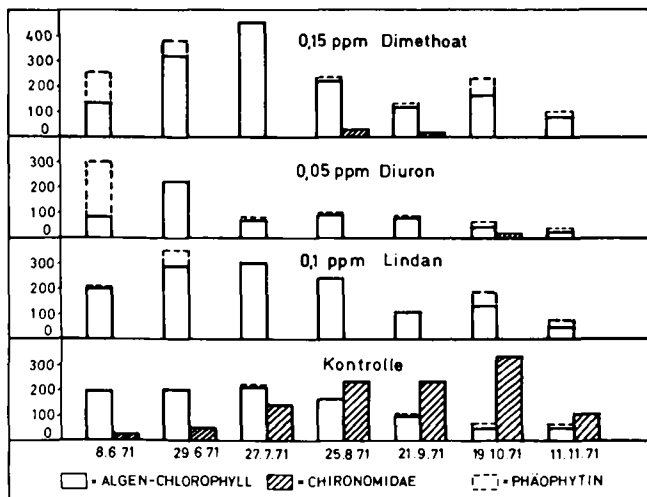


Abb. 5 Chlorophyllgehalt und Mückenlarven auf Langsandsandfiltern bei Pestizidbelastung.

Algenproduktion. Dies ist auf die Funktion des Filters von beträchtlichem Einfluss und unterstreicht die Bedeutung der Zuckmückenlarven für das Ökosystem eines normal betriebenen Langsandsandfilters. Die stossweise Verunreinigung des Rohwassers durch ein Insektizid in wirksamer Konzentration wird daher zu einer Vermehrung des Algenwachstums führen. Dies wiederum bewirkt zeitweise ein erhöhtes Sauerstoffangebot im Filter, aber auch eine grössere Schwankungsbreite im Tag/Nacht-Rhythmus. Abbildung 6 zeigt die zweitägige Sauerstoffganglinie des Lindan-dosierten Beckens (obere Kurve) im Vergleich zu den übrigen Filtern des Versuchs.

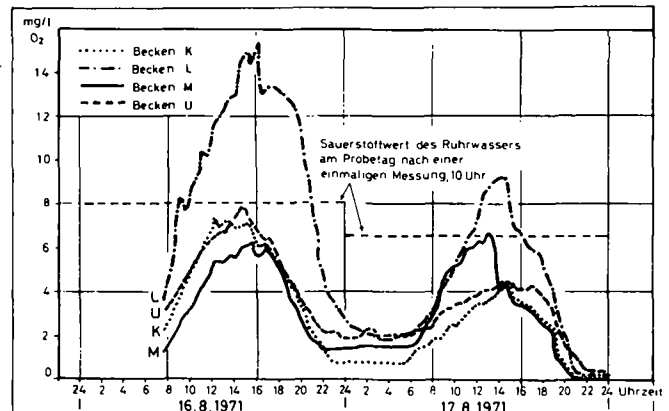


Abb. 6 Sauerstoffganglinien von Langsandsandfiltern bei Pestizidbelastung. K = Kontrolle, L = 0,1 ppm Lindan, M = 0,15 ppm Dimethoat, U = 0,05 ppm Diuron.

Der Ausfall der Zuckmückenlarven führt zu gewissen Zeiten zu einem Umschlag der Algenpopulation von fädigen Grünalgen auf Kieselalgen. Letztere können von den Mückenlarven besser bewältigt werden und haben dadurch im Sommer einen Selektionsnachteil, dessen Wegfall sie gegenüber den Grünalgen wieder konkurrenzfähig macht. Hier zeigt sich die geschilderte Komplexität des Lebensraumes Langsandsandfilter.

Den Wasserfachmann müssen aber auch jene Stoffe interessieren, die chemisch und biologisch inert sind und somit auf den üblichen Stoffumsatz im Filter keinen Einfluss haben. Als Beispiel seien hier die Polychlorbiphenyle erwähnt. In einem mit Überstau betriebenen Vorfilter-/Hauptfiltersystem an der Grundwasserversuchsanlage wurde über drei Wochen eine Clophen-A-30-Lösung in der Grössenordnung von 1 mg/l zudosiert [6]. Clophen A-30 ist ein technisches Gemisch von ca. 200 verschiedenen niedrig chlorierten Biphenylen. In diesem Versuch wurde, wie Abbildung 7 zeigt, Clophen A-30 sowohl im Kies- als auch im Sandfilter adsorbiert, doch trat es in den Abläufen der beiden Filter noch zu etwa 10% des jeweiligen Zulaufs auf. Die Eliminierungsrate des vorliegenden Systems betrug demnach zwei Zehnerpotenzen. Eine langsame Desorption konnte über drei Jahre verfolgt werden. Für die Praxis ergibt sich daraus die Erkenntnis, dass ein derartiges Wasseraufbereitungssystem bei Stossverunreinigungen mit solchen Substanzen wegen seiner relativ hohen Adsorptionskapazität einen wirksamen Schutz

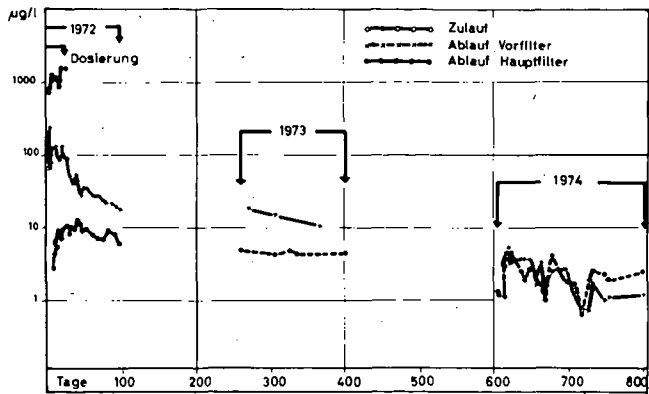


Abb. 7 Verhalten von Clophen A-30 bei der Langsandsandfiltration.

gegen hohe Konzentrationen im Trinkwasser bietet, dass aber die festgelegten Substanzen über lange Zeiträume hinweg wieder aus dem Filter auswandern und zu einer Dauerbelastung führen. Deshalb sollten nach einer derartigen Stossverunreinigung die oberen Filterschichten entfernt werden, auch wenn noch keine Verdichtung durch andere Faktoren vorhanden ist.

Ein weiteres aktuelles Thema ist die Eliminierung von Schwermetallen. Bei der Langsandsandfiltration interessieren die Abscheidung bei Dauer- und Stossbelastungen, die Anreicherung im Filtermaterial, die Remobilisierung durch Komplexbildner und die Freisetzung von Komplexbildnern durch Algen. Zu diesem Zweck wurden die Metalle Zink, Chrom, Blei, Cadmium und Kupfer Langsandsandfiltern im halbtechnischen Massstab zudosiert [7]. Die Ruhr weist eine Grundlast an Kupfer auf, die im Filter zu 60% zurückgehalten wird. Es gelangen gleichmässig zwischen 5 und 10 µg/l Cu ins Filtrat. Diese Ablaufkonzentration bleibt auch unter einer Langzeitdosisierung von 50 bis 100 µg/l Cu über eine längere Zeit nahezu gleich (Abb. 8). Eine spätere Dosisierung des Komplexbildners ÄDTA (1 mg/l) bewirkte eine deutliche Remobilisierung, die im Ablauf Konzentrationen hervorrief, die die vorausgegangenen maximalen Dosisierungskonzentrationen erreichten. Im undosierten Vergleichsfilter trat unter ÄDTA-Zugabe eine gegenüber dem Zulauf auf das Doppelte erhöhte Kupferkonzentration im Ablauf auf.

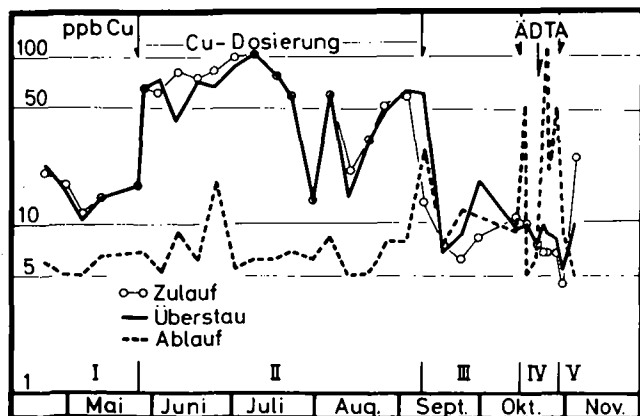


Abb. 8 Kupfer-Langzeitdosisierung in einem Langsandsandfilter.

Remobilisierungsprozesse können also zu höheren Konzentrationen im Filtrat führen als sie vorher im Rohwasser vorlagen. Eine Untersuchung des Filtersandes nach Beendigung der Versuchsreihe ergab, dass die Schwermetalle vornehmlich in die obersten 5 cm der Filterschicht eingelagert werden. Sie werden infolgedessen bei der üblichen Filterreinigung zu einem erheblichen Teil entfernt.

Die Verhältnisse bei einer Kupfer-Stossdosisierung von 5 mg/l Cu, wie sie auch zur Algenbekämpfung gelegentlich eingesetzt wird, sind in Abbildung 9 dargestellt. Die Algen im Versuchsfilter wurden dementsprechend abgetötet. Im Ablauf traten mit einer Zeitverschiebung von 20 Tagen noch maximal 0,05 mg/l Cu auf. Diese Konzentration wurde über einen längeren Zeitraum beibehalten. Wenn auch die Gesamteliminierungsrate des Versuchs bei über 90% lag, so kann von einer in der Literatur erwähnten Festlegung des bei Algenbekämpfungsmassnahmen schadlos zugesetzten Kupfers wohl nicht gesprochen werden.

In der Abbildung 10 sind die zeitlichen Konzentrationsveränderungen in verschiedenen Filtertiefen dargestellt.

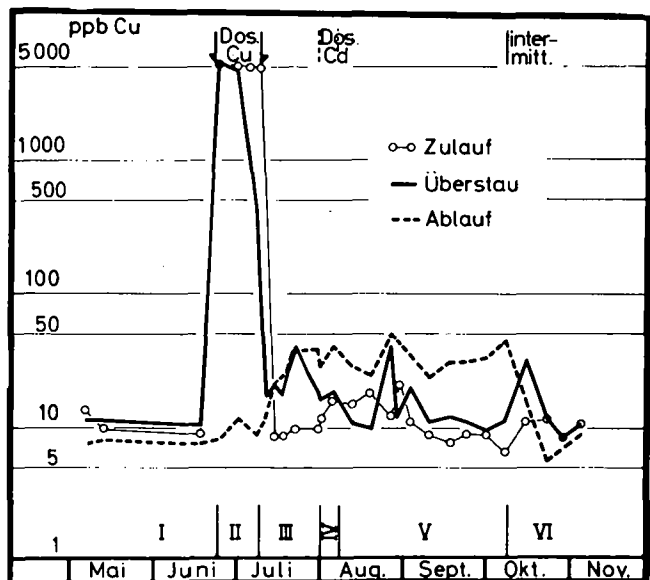


Abb. 9 Kupfer-Stossdosisierung in einem Langsandsandfilter.

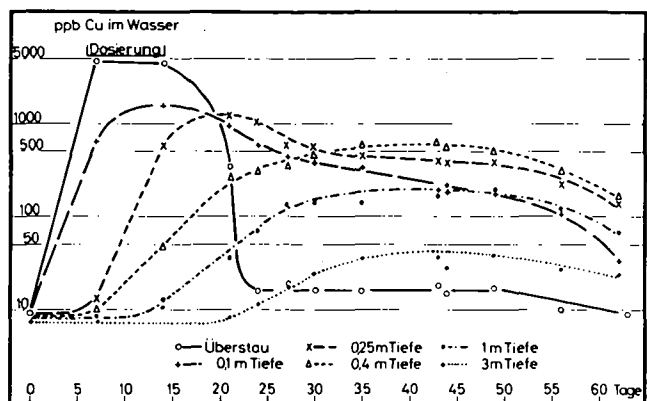


Abb. 10 Veränderung der Kupferkonzentration nach Stossdosisierung.

Es ist ersichtlich, dass in drei Metern Filtertiefe erst nach 20 Tagen eine Konzentrationserhöhung einsetzte und erst nach 45 Tagen der höchste Ablaufwert erreicht wurde. Hieraus ergibt sich zwingend die Notwendigkeit, derartige Beobachtungen über einen möglichst langen Zeitraum durchzuführen, da sonst Fehlschlüsse leicht möglich sind. Bei einer Cadmium-Stossdosierung (Abb. 11) erfolgte ein wesentlich schnellerer Durchbruch hoher Konzentrationen bis in den Ablauf hinein. Hierbei ergab sich als interessante Zusatzbeobachtung ein Absterben der Algen 30 Tage nach der Dosierung, wodurch erhebliche Cadmium-Mengen remobilisiert wurden. Dies ist zum einen auf die Freisetzung des Schwermetalls aus den Algen zurückzuführen, zum anderen aber auch auf das Auftreten biogener Komplexbildner.

Bei Stossbelastungen höherer Konzentration wurde das Filtermaterial bis in grosse Tiefen hinein gleichmässig mit Schwermetallen belegt, was auf ein Erreichen der Sättigungsgrenzen für die einzelnen Metalle hinweist. Diese lag bei 100 mg Cu/kg Sand bzw. bei 4 mg Cd/kg Sand. In diesem Zusammenhang seien noch einige Bemerkungen zur Algenbekämpfung auf Anreicherungsbecken angefügt. Der Einsatz von Chemikalien setzt voraus, dass diese nicht in das Trinkwasser durchschlagen. Organische Herbizide und Algizide aus der Badewasserpflege sind nach bisherigem Kenntnisstand nicht für den Einsatz in Langsam-sandfiltern geeignet.

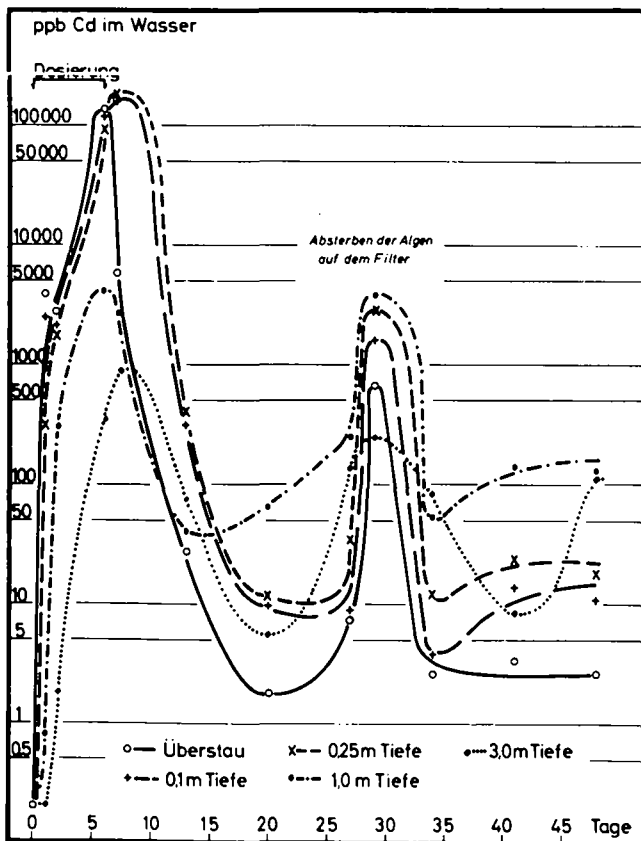


Abb. 11 Veränderung der Cadmiumkonzentration nach Stossdosierung.

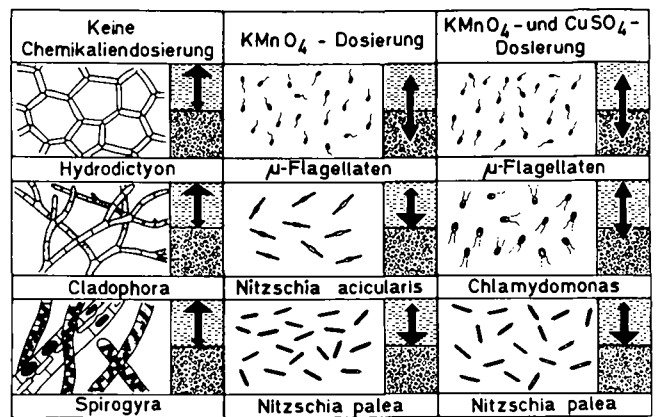


Abb. 12 Beispiele von Veränderungen der Algenbesiedlung bei Chemikaliendosierung.

Wie die Dosierungsversuche gezeigt haben, schlägt auch Kupfer nach längerer Zeit bis ins Grundwasser durch. Es ist zudem nicht auszuschliessen, dass die erforderlichen Kupferkonzentrationen auch nachteilige Auswirkungen auf den heterotrophen Filterbewuchs und damit auf die gewünschten Abbauprozesse haben. Beim Einsatz von Chlor als Algizid ist dies mit Sicherheit der Fall. Eine Dosierung von Kaliumpermanganat, wie sie vor allem von Gelsenwasser praktiziert wird, ist gut wirksam gegen fadenförmige aufschwimmende Grünalgen wie Ulothrix oder Cladophora. Bei langer KMnO₄-Dosierung werden diese Algenarten sehr oft durch Kieselalgen und Flagellaten ersetzt, die unter Umständen eine höhere Produktivität entwickeln können als die ohne Dosierung wachsenden Fadenalgen. Abbildung 12 soll diese Tatsache schematisch vereinfacht verdeutlichen. Diese Ersatzformen sind z. T. wesentlich filterschädlicher als die an der Wasseroberfläche schwimmenden Grünalgenmatten. Bei Kupferdosierungen entwickelt sich recht häufig der kupfertolerante Flagellat Chlamydomonas. Die unterschiedliche Empfindlichkeit der Algenarten gegenüber den anorganischen Algiziden ist die Ursache dafür, dass bei Einsatz dieser Mittel zur Bekämpfung einer bestimmten störenden Algenart sehr oft nach einer gewissen Zeit anstelle der bekämpften Algen eine oder mehrere andere zumeist kleinere Algenarten zu gleichen Produktionsraten kommen. Es sollte daher bei jeder Massnahme sorgfältig nachgeprüft werden, ob man nicht den Teufel mit Beelzebub ausgetrieben hat. Falls chemische Massnahmen zur Algenbekämpfung unvermeidbar sind, scheint der Methode der Stossbelastungen bei beginnender Massentwicklung der besonders störenden Algen gegenüber Dauerdosierungen der Vorzug zu geben sein.

Die Möglichkeiten, durch permanente Anhebung des pH-Werts eine Verminderung der Algenproduktion oder eine im Sinne der Wassergewinnung positive Artenverschiebung zu erreichen, müssen noch weiter überprüft werden. Ein weiteres wirksames Mittel zur Verhinderung des Algenwachstums ist die Fernhaltung des Lichts durch Überdachung oder Abdeckung mit einer schwarzen Folie,

wie dies in Bremen und Hamburg geschieht. Diese Massnahme kann nach Dortmunder Beobachtungen bei schwebstoffreichen Wässern zu schnellerer Verdichtung führen, da die Filteroberfläche keine Auflockerung durch Algen oder Kleintiere mehr erfährt.

Bei der Dortmunder Stadtwerke AG wurde schon vor über 10 Jahren zum intermittierenden Filterbetrieb übergegangen, der einen Rhythmus von 24 oder 48 Stunden aufweist. Die in der Überstauphase oder bei Regenwetter gebildeten geringen Mengen an Algen trocknen in Schönwetterperioden aus, sterben grösstenteils ab, schrumpfen zusammen und geben die Sandoberfläche zur erneuten Infiltration frei. Die Einführung des intermittierenden Filterbetriebs hat die zwischen zwei Filterreinigungen je m² Filterfläche durchgesetzten Wassermengen von ca. 400 bis 500 m³ auf über 1000 m³ erhöht. Es brauchte kein Anreicherungsbecken mehr wegen starken Algenwachstums ausser Betrieb genommen zu werden. Überdies bewirkt der intermittierende Filterbetrieb einen beachtlichen Sauerstoffeintrag in den Filtrationsprozess und in den Untergrund. Er ist in dem bei uns üblichen kurzen Rhythmus allerdings nur praktikierbar, wenn ein tiefer Grundwasserstand ein schnelles Trockenfallen der Becken erlaubt.

Während die Kornverteilung des Filtersandes bei überstautem Filterbetrieb mit hohem Grundwasserstand von nicht so entscheidender Bedeutung ist, spielt sie bei tiefem Grundwasserstand für den Zeitpunkt der Ausbildung des Überstaus eine wichtige Rolle. Eine Umstellung der Norm für Betonsande in der BRD führte dazu, dass die von der Dortmunder Stadtwerke AG seit Jahren bei Sandlieferungen zugrunde gelegte Sieblinie von den Lieferfirmen nicht mehr eingehalten werden konnte. Es wurden daraufhin die in Abbildung 13 dargestellten drei Sande in der Grundwasserversuchsanlage auf ihr Filterverhalten geprüft. Die Unterschiede in den Sieblinien sind nicht gravierend. Der in der Mitte liegende Sand N entspricht sehr weitgehend der bisher eingebauten Fraktion. Die Versuchsfilter arbeiteten ohne Rückstau mit einer Versicke-

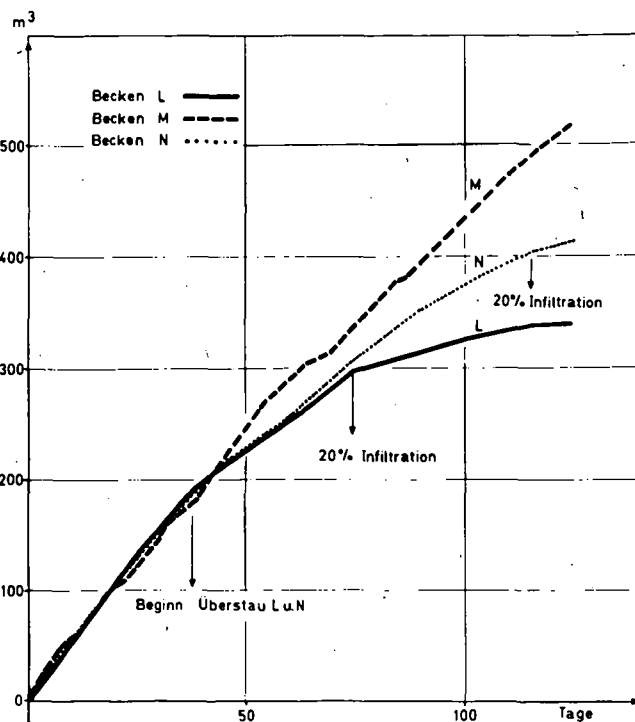


Abb. 14 Summenlinien der Infiltration bei verschiedenen Filtersanden.

rungsgeschwindigkeit von 20 cm/h auf die Gesamtfläche bezogen. In der Summendarstellung der infiltrierten Wassermengen in Abbildung 14 zeigt sich deutlich, dass die geringen Unterschiede der Sandzusammensetzung beträchtliche Auswirkungen auf das Filterverhalten haben. Beim grössten der eingesetzten Sande hatte sich auch gegen Ende des Versuchs noch kein vollständiger Überstau ausgebildet. Beim feinsten Sand L war bereits nach einer Laufzeit von 82 Tagen die Infiltrationsrate auf 20% abgesunken, während der Normsand diesen Wert erst nach 123 Tagen unterschritt und damit eine deutlich längere Laufzeit aufwies. Aus diesem einen Versuch kann nicht der Schluss gezogen werden, dass sich diese Unterschiede auch zu einer anderen Jahreszeit bei anderer Wasserqualität in gleicher Intensität bemerkbar machen. Er zeigt jedoch, welche Folgen im Betriebsverhalten durch geringfügige Änderung der Sandqualität auftreten können.

Es war das Ziel dieser Ausführungen, einige der bei der künstlichen Grundwasseranreicherung über Langsam sandfilter wirkenden Prinzipien aufzuzeigen. Das Ausmass dieser Wirkungen wird von Ort zu Ort verschieden sein. Abbildung 15 zeigt die Anreicherungsbecken der Dortmunder Stadtwerke AG in ihrer Nähe zum Fluss, wodurch der quantitative und qualitative Einfluss des Uferfiltrats hier zum Problem wird. Die Schwierigkeiten bei der früher recht lohnintensiven Beckenreinigung scheinen durch den Einsatz eines mobilen Reinigungsgerätes überwunden zu sein (Abb. 16).

Ziel der zukünftigen Entwicklung ist eine weitere Verlängerung der Filterlaufzeiten, auch derjenigen der Vorfilter. Dies soll u. a. durch eine gesteuerte Sedimentation der Schwebstoffe vor der Vorfiltration erreicht werden.

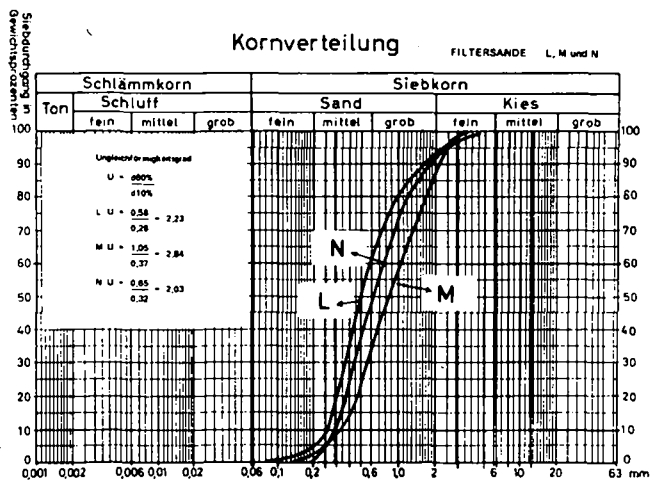


Abb. 13 Sieblinien verschiedener Filtersande.



Abb. 15 Wassergewinnungsgelände Westhofen der Dortmunder Stadtwerke AG.

Die Wasserwerke an der Ruhr sind überzeugt, in der künstlichen Grundwasseranreicherung nicht nur ein sehr altes, sondern auch ein zukunftssträchtiges Wassergewinnungsverfahren zu betreiben, das vor allem in Kombination mit anderen Aufbereitungsmethoden noch viele Anpassungsmöglichkeiten besitzt.

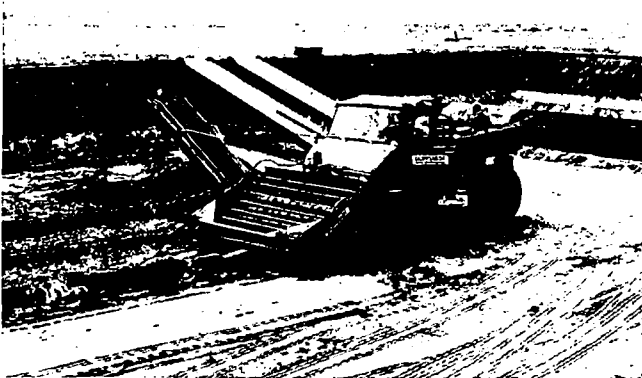


Abb. 16 Beckenreinigung mit mobilem Schälgerät.

Literatur

- [1] «Bericht über die Ruhrwassergüte im Wasserwirtschaftsjahr 1973». Herausg. Ruhrverband 1975.
- [2] Schmidt, K.: «Möglichkeiten und Grenzen biologischer Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung.» Gas Wasser Abwasser 53 (1973), S. 38–49.
- [3] Kuntschik, O.: «Ein Kiesfilter zur Vorbehandlung bei der Grundwasseranreicherung mittels Langsamsandfilter.» Gas Wasser Abwasser 54 (1974), S. 146–155.
- [4] Klein, G., und Schmidt, K.: Zwischenbericht zum Forschungsbereich «Algenbürtige Schadstoffe» des DFG-Forschungsschwerpunkts «Schadstoffe im Wasser» 1974.
- [5] Noll, M.: «Die Besiedlung von Langsamsandfiltern und ihre Beeinflussung durch Pestizide.» Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG Nr. 19, Dortmund 1974.
- [6] Zullei, N., und Schmidt, K.: Zwischenbericht zum BMFT/BAYER Forschungsprojekt «Polychlorbiphenyle in der Umwelt» 1975.
- [7] Schöttler, U.: «Das Verhalten von Schwermetallen bei der Langsamsandfiltration.» Referat zur Tagung der Fachsektion Hydrogeologie der DGG vom 7. bis 10. Mai 1975 in Berlin.

Grundwasseranreicherung in der Region Basel

A. CASATI dipl. Ing., Basel

Zusammenfassung

Trockenheit und Erschöpfung der Grundwasservorräte in den Seitentälern der Region Basel haben in den Nachkriegsjahren zu einem Trinkwassermangel geführt, der vorläufig durch die Anreicherungsanlagen von Basel (120000 m³/Tag) und MuttENZ (150000 m³/Tag) überwunden werden konnte. Eine weitere Anlage zur Anreicherung des Birsgrundwasser-Stromes in Aesch (Baselland) wird demnächst ausgeführt.

Eine zusätzliche Anreicherung der bestehenden Grundwasseranlage von Pratteln mit aufbereitetem Rheinwasser von der Hardwasser AG wird gegenwärtig projektiert. Im Rheinknie von Möhlin ist eine Anreicherungsanlage von 240000 m³/Tag geplant.

Häufigkeitsbetrachtungen ergaben für den Rhein eine mittlere Schwebestoffführung von 22 g/m³. Ausgeschieden werden von der Hardwasser AG jährlich rund 1000 t Schwebestoffe; davon entfallen auf das Absetzbecken 40% und auf die Schnellfilter 60%.

Versuche für den Umbau der bestehenden Schnellfilter auf Zweischichtfilter ergaben bei doppelter Belastung etwas schlechtere, aber noch tragbare Resultate für den Zweischichtfilter.

Mit dem Drosseln der Luft während der Luft-/Wasser-Wäsche gelang es, auch Hydroanthrazit bei normaler Spülggeschwindigkeit vom Quarzsand zu trennen.

Résumé

Dans les années d'après-guerre, on para à la pénurie d'eau potable qui menaçait la région bâloise - conséquence de la sécheresse et de l'épuisement des eaux souterraines des vallées latérales - en enrichissant les nappes de Bâle (120000 m³/jour) et de MuttENZ (150000 m³/jour). Une installation destinée à enrichir les eaux souterraines de la Birse sera prochainement mise en chantier à Aesch (Bâle-Campanne).

La Hardwasser S.A. projette actuellement une réalimentation sup-

plémentaire de la nappe de Pratteln avec de l'eau du Rhin traitée. On étudie également la possibilité de construire une installation d'enrichissement à Möhlin, sur le coude du Rhin, qui devrait débiter 240000 m³ par jour.

En moyenne, le Rhin transporte 22 g de matières en suspension par mètre cube. La Hardwasser S.A. en retire 1000 tonnes chaque année, le 40% étant retenu par les bassins de décantation et le 60% par les filtres rapides.

Faut-il remplacer les filtres rapides à sable par des filtres à deux couches? Les essais réalisés montrent que les résultats obtenus avec le filtre à deux couches, sous une charge double, sont inférieurs quoiqu'encore acceptables.

En interrompant progressivement l'insufflation d'air pendant le lavage air/eau des filtres, on parvient à séparer l'hydro-anthracite du sable de quartz sans devoir augmenter la vitesse du courant.

Die Region Basel befindet sich in hydrologischer Hinsicht in einer widersprüchlichen Lage. Dreiviertel aller Niederschläge der Schweiz fließen im Rheinbett durch die Region. Das Gebiet aber litt zeitweise unter Trinkwassermangel, der in den letzten Jahren durch Grundwasseranreicherungsanlagen behoben werden konnte; weitere Anlagen werden projektiert. Dabei weist das Rheinwasser bei uns immer noch eine Qualität auf, für die man uns in Holland beneidet. Doch woher kam der Mangel?

Bis 1950 wurde die Region neben den Quellenwasserzuflüssen zur Hauptsache aus den Grundwässern des Wiese-, Birs- und Ergolztales mit Trinkwasser versorgt (Fig. 1). Der sogenannte Rheingrundwasserstrom östlich von Basel war bis zu diesem Zeitpunkt nicht genutzt

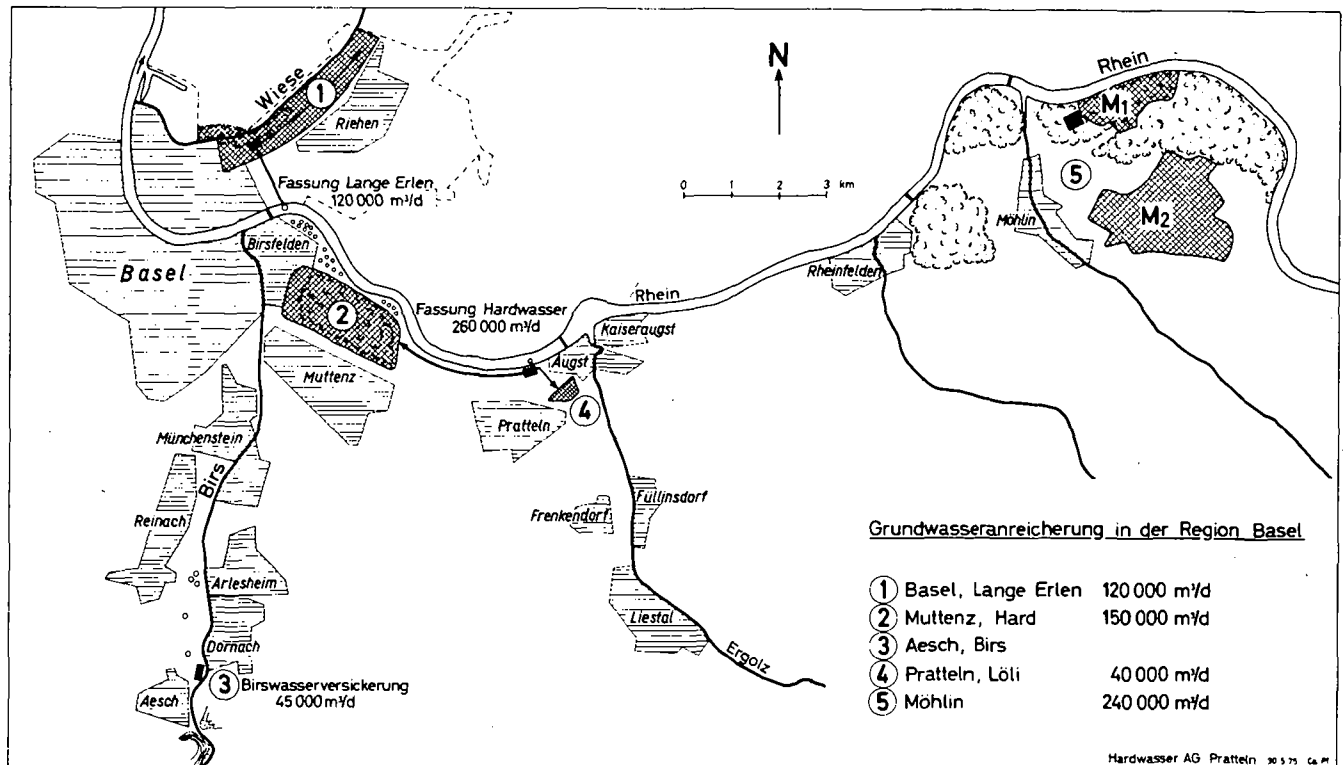


Fig. 1 Übersichtspl.

worden, und zwar aus folgenden Gründen: Als eine solche Nutzung in Erwägung gezogen wurde, waren die stadtnahen Uferpartien bereits überbaut oder zur Überbauung vorgesehen. Ufernahe Fassungen waren somit bis zur Ergolz mündung praktisch ausgeschlossen. Hangwärts aber fand man ein wenig ergiebiges, hartes und mineralreiches Juragrundwasser, das technologisch nicht zu befriedigen vermochte.

1947 mussten wir erfahren, dass man sich bezüglich der Grundwasservorkommen in der Region stark getäuscht hatte. Wiese und Birs lagen während längerer Zeit im Unterlauf trocken. Da zeigte es sich besonders im Wiesetal, dass die Grundwasserentnahme weitgehend von der Uferfiltration abhing. Die noch anfallende Wassermenge versickerte im oberen Teil des Fassungsgebietes und gestattete nur die Förderung einer reduzierten Wassermenge. Der Unterschied zum Normalbetrieb zeigte sich deutlich im Unterlauf, wo bei Wassermangel praktisch kein Grundwasserabfluss mehr stattfand.

Von der akuten Wasserklemme war vorerst nur die Stadt Basel betroffen; es wurde jedoch offensichtlich, dass von den basellandschaftlichen Grundwasserströmen keine zusätzlichen Wassermengen zu erwarten waren. Die Aufbereitung von Rheinwasser zu Trinkwasser aber wurde von den Behörden abgelehnt.

In der Zwischenzeit sind auch die basellandschaftlichen Reserven aufgebraucht worden. Birs- und Ergolz tal begannen ebenfalls unter Wassermangel zu leiden.

Diese Tatsachen haben dazu geführt, dass in der Region Basel die Grundwasseranreicherung in folgenden Gebieten durchgeführt wurde oder erwogen wird:

1. Basei, Lange Erlen (Wiesetal): Speisung durch Wiese und Rhein;
 2. Muttenz, Hard (Hardwasser AG): Speisung durch Rhein;
 3. Aesch, Baselland: Speisung durch Birs (Ausführung beschlossen);
 4. Pratteln, Löli: Speisung durch Rhein (in Projektierung);
 5. Möhlin (Aargau): Speisung durch Rhein (prospektiert).
- Aus den nachfolgenden, allerdings etwas summarischen Beschreibungen ist zu ersehen, dass es sich dabei um recht unterschiedliche Anlagen handelt.

1. Basel, Lange Erlen

In den Langen Erlen sind für die Gewinnung von Wiesegrundwasser 1882 die ersten Fassungsanlagen erstellt und bis 1950 auf den heutigen Stand erweitert worden. Der grösste Teil der Fassungen war für die Gewinnung des natürlichen und uferfiltrierten Grundwassers in der Talaue angelegt. Später wurde das Grundwasser durch Flächenversickerung von Wiesewasser zusätzlich angereichert.

Bei normaler Wasserführung der Wiese betrug die Tagesentnahme 120000 m³, bei trockenem Unterlauf sank die Ergiebigkeit auf rund 60000 m³. Um die normale Ergiebigkeit auch bei Trockenheit aufrecht zu erhalten, wur-

de 1960–64 eine Rheinwasseraufbereitung für 120000 m³/Tag erstellt. Dieses Wasser wird wie früher das Wiesewasser in bewaldeten Flächen zur Versickerung gebracht.

2. Muttenzer Hard

Eine ganz andere Ausgangslage fanden wir in der Hard. Das Rheinufer war bereits von Hafenanlagen belegt oder dafür vorgesehen. Auf eine wirksame oder auch nur unterstützende Uferfiltration musste verzichtet werden; der natürliche Grundwasseranfall aus dem südlichen Muschelkalkgebirge aber erwies sich als zu gering und ausserdem zu hart. Eine Grundwassergewinnung in der an sich günstigen Schotterterrasse setzte deshalb eine Speisung voraus, die im Stande sein sollte, die gewünschte Menge von 100000 m³/Tag sicherzustellen, eine gute Qualität zu gewährleisten und einen genügenden Immissionsschutz zu bieten.

Diese Forderungen mussten mit einem Infiltrationsverlust von 40 bis 50% erkauft werden. Die Erfahrung hat gezeigt, dass ein solcher Verlust trotz des Aufwandes für Förderung und Aufbereitung des Infiltrationswassers tragbar ist, wenn die sich bietenden Vorteile voll genutzt werden. Dies zeigt die Entwicklung des Einheitspreises bei einer Nutzung von 40%. Er ist nach langjährigem Gleichstand inzwischen von 13 auf 20 Rp./m³ angestiegen, hat aber den indexmässigen Preisstand von 1960 noch nicht erreicht.

Über das Muttenzer Hardwerk sind verschiedene Veröffentlichungen erschienen [1, 2, 3]; eine weitergehende Beschreibung kann hier deshalb unterbleiben. Auf einige neuere Probleme werde ich später zurückkommen.

Obschon die Erwartungen in jeder Hinsicht erfüllt worden sind und der bisherige Betrieb praktisch störungsfrei verlief, habe ich mich oft gefragt, was uns veranlassen konnte, die beschriebenen Risiken einzugehen, zumal es nicht möglich war, Grossversuche durchzuführen. Einmal fehlte dazu Zeit; dann hätten schlüssige Versuche so gross angesetzt werden müssen, dass sie bereits einen erheblichen Teil der Gesamtkosten beansprucht hätten. Rückblickend darf man feststellen, dass ohne das Zusammentreffen günstiger Umstände ein solches Werk kaum und vor allem nicht in so kurzer Zeit hätte geschaffen werden können. Wasser- und Zeitnot sowie Vorurteile gegen das Rheinwasser einerseits und das Vorliegen einer glaubhaften Prognose andererseits machten die Realisierung dieser Anreicherungsanlagen möglich. Das Vertrauen in die qualitativen, quantitativen und wirtschaftlichen Prognosen wurde in jeder Hinsicht gerechtfertigt. Die Trennung von mechanischer und biochemischer Reinigung hat sich bestens bewährt und zu einer optimalen Reinigungswirkung bei geringsten Kosten geführt. Der in den Reinigungsprozess eingeschaltete Schotterkörper stellt einen so grossen Sicherheitsfaktor dar, dass die bisher aufgetretenen Schwankungen der Rohwasserqualität nicht zu den geringsten Schwierigkeiten geführt haben.

3. Aesch (Baselland)

Unmittelbar nördlich der Angensteiner Klus, die den nordwärts fließenden Birsgrundwasserstrom praktisch abriegelt, wird vom Kanton Baselland [4] eine Grundwasseranreicherungsanlage erstellt. Hier soll die durch eine Flusskorrektur verlorengegangene natürliche Grundwasserspeisung ersetzt werden.

Vorgesehen ist, 500 Sekundenliter Birswasser im Dortmund-Verfahren vorzubehandeln (Absetzung, Kiesfilter, Belüftungskaskade), in einem Sandflächenfilter feinzureinigen und in Schluckbrunnen dem gut durchlässigen Grundwasserleiter in der Talsohle zuzuführen. Gespiessen werden sollen Grundwasserfassungen verschiedener Gemeinden in Entfernungen von 500 bis 1700 m.

Im Gegensatz zu den Anlagen der Langen Erlen und der Hard handelt es sich hier nicht um die gezielte Speisung bestimmter Fassungen. So wird in der Vorlage zwar berechnet, dass der versickerte Kubikmeter auf 4,9 Rappen zu stehen kommt; dass ein Teil des versickerten Wassers wieder zu gewinnen ist, wird in Aussicht gestellt, aber mengenmässig nicht ausgewiesen. Am Rande sei vermerkt, dass man hofft, einerseits das zu erwartende Algenwachstum im Flächenfilter durch Spiegel- und Chinesische Karpfen, und andererseits die Mückenplage durch Forellen zu bekämpfen.

Es handelt sich hier um den interessanten Versuch, einen Talgrundwasserstrom in einer konzentrierten Anlage anzureichern und damit die Grundwasserergiebigkeit einer ganzen Talschaft erheblich zu steigern. Die Kreditsumme beträgt 7,7 Mio Franken; die Jahreskosten wurden zu 655000 Franken berechnet, wovon 222000 Franken auf die Betriebskosten entfallen. Verglichen mit dem Jahresaufwand von 1,3 Mio Franken des Wasserwerks Reinach und Umgebung, des zweitgrössten Werkes der Region mit 40000 Konsumenten, sind die Anreicherungskosten recht erheblich.

4. Pratteln, Löli

Im südlichen Randgebiet der Rheinterrasse, wo der Rheinschotter in den Ergolzschotter übergeht, befinden sich die Grundwasserfassungen der Gemeinde Pratteln. Diese Gemeinde litt in den vergangenen Jahren wiederholt unter Wassermangel, und damit auch die zum Teil mitversorgten Gemeinden Augst und Kaiseraugst. Ausserdem bedürfen die stark wachsenden Gemeinden Frenkendorf und Füllinsdorf im untern Ergolztal zusätzlicher Trinkwassermengen.

Die geologischen und hydrologischen Untersuchungen haben ergeben, dass im Unterlauf der Ergolz keine grösseren Grundwassermengen zusätzlich zu gewinnen sind. Hingegen zeigte es sich, dass im bestehenden Fassungsgelände Löli mit einer Grundwasseranreicherung eine wirksame Leistungssteigerung erzielt werden kann. Zusätzliche Untersuchungen im Herbst 1974 haben diese

Prognosen bestätigt und zur gegenwärtig laufenden Projektierung Anlass gegeben.

Zur Verfüung steht ein trapezförmiges Gelände von rund 20 Hektaren. Abgegrenzt ist das Gebiet durch die SBB gegen Norden, die Nationalstrasse gegen Süden und die bestehende Bebauung gegen Osten. Am südlichen Rand des Fassungsgeländes soll vorgereinigtes Rheinwasser aus den Anlagen der Hardwasser AG zur Versickerung gebracht und an der nördlichen Basis in vorhandenen und neuen Entnahmebrunnen zurückgewonnen werden. Die vorhandene Fließstrecke von rund 250 m wird nach unserer Erfahrung für den biochemischen Prozess zur Umwandlung in Trinkwasser ausreichen. Mit dieser Anreicherung soll der natürliche Grundwasseranfall von 150 auf 470 Sekundenliter oder rund 40000 m³/Tag gesteigert werden. Die beträchtliche Erhöhung des Wasserdargebotes wird es möglich machen, den Wasserbedarf dieser Region zu decken, bis weitere Quellen zur Verfügung stehen.

5. Möhlin (Aargau)

Über die projektierte Gemeinschaftsanlage der Kantone Aargau, Baselstadt und Baselland ist eine Publikation [5] erschienen, die zwar heute nicht mehr in allen Teilen gültig ist, aber immerhin das Resultat einer mehrjährigen aufwendigen Erkundung enthält.

Für den zusätzlichen Bedarf in den erwähnten Kantonen wurde ein Anreicherungswerk für 240000 Tageskubikmeter konzipiert. Die Kosten wurden 1968 zu 45 Mio Franken geschätzt; mit Zubringerleitung nach Basel und Übergabestation sollen die Kosten auf 100 Mio Franken ansteigen.

Auffallend an der getroffenen Disposition ist die Zerteilung der Anlage. Der kleinere Teil M₁ mit rund 100 ha ist am Rhein vorgesehen, der grössere M₂ mit rund 400 ha landeinwärts auf dem waldfreien Lössrücken beidseitig der Bahnlinie. In der Partie M₂ findet sich der Grundwasserspiegel rund 70 m unter Terrain. Da das Infiltrationswasser über entsprechende Tiefbrunnen eingeleitet werden muss, ist die Aufbereitung bis zur Schwebstofffreiheit vorgesehen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in der Region Basel der gegenwärtige und der zukünftige Trinkwasserbedarf weitgehend aus Grundwasseranreicherungsanlagen gedeckt wird.

Es kommen dabei folgende Typen zur Anwendung:

1. Totale Anreicherung: Muttentz Hard, Möhlin;
2. Zusätzliche Speisung bestehender Grundwasserfassungen: Basel Lange Erlen, Pratteln, Löli;
3. Anreicherung des Talgrundwasserstromes: Birstal Aesch.

6. Vergleich der Anlagen

Dieser Überblick über einige Anlagen zeigt, dass die Grundwasseranreicherung viele Anwendungsmöglich-

keiten bietet. Es besteht deshalb der Wunsch nach einem objektiven Massstab, um Infiltrationsanlagen vergleichen und bewerten zu können. Die Gesamtwirtschaftlichkeit könnte einen solchen Massstab darstellen. Vielfach werden aber solche Berechnungen durch Vorleistungen, Fremdbeiträge und abgeschriebene Anlagenteile verfälscht.

Nachstehend wird versucht, die verschiedenen Anlagen über die spezifische Flächenbeanspruchung zu vergleichen. Voraussetzung hierfür ist, dass Grundwassersäule und Durchlässigkeit von derselben Grössenordnung sind. In unseren flachen Schottertälern mit Grundwassermächtigkeiten von 10 bis 20 m ist dies zweifellos der Fall. Störend wirkt allerdings, dass das beeinflusste Grundwasserfeld in der Regel über das Fassungs Gelände hinausreicht, wobei der spezifische Randteil mit abnehmender Fassungsfläche zunimmt.

In der Figur 2 werden einige Kenngrössen der betrachteten Anlagen mit dem Werk Burgaltendorf der Gelsenwasser an der Ruhr [6] verglichen, und zwar aus folgenden Gründen:

Burgaltendorf ist typisch für ein in der Talaue angelegtes Werk mit intensiver Ausnutzung des Geländes. Der Vergleich von künstlicher Infiltration und Gewinnung zeigt,

Anlagen	Infiltrations- und Fassungs Gelände	Grundwasser- Gewinnung	Filterleistung	Infiltrations Wirkungsgrad	Flächenbedarf per Tageskubikmeter
	Hektaren	m ³ /d	m ³ /d		
Burgaltendorf Ruhr (Gelsenwasser)	180	290 000	240 000	1,21 ¹	6,2
Basel, Lange Erlen	180	120 000	120 000	1,00 ¹	15,0
Muttenz, Hard	200	150 000	200 000	0,75 ¹	13,3
Pratteln, Löli	20	40 000	50 000	0,80 ²	5,0
Möhliln	516	240 000	300 000	0,80 ²	21,5

¹ Wirkungsgrade für kurzzeitigen Höchstbetrieb ² Prognose

Fig. 2 Grundwasseranreicherung in der Region Basel. Infiltrations-Wirkungsgrad und Flächenbedarf.

dass hier zusätzlich natürliches und uferfiltriertes Grundwasser gewonnen wird. Dies ist nur möglich, wenn der Grundwasserspiegel unter das naturbedingte Niveau abgesenkt wird. Das Fassungsvermögen der tiefliegenden Sickerleitungen wird dadurch nicht beeinflusst. Bei dieser Anlage beträgt der Infiltrationswirkungsgrad 1,21 bei einem Flächenbedarf von 6,2 m² pro Tageskubikmeter.

Verglichen damit weisen die Langen Erlen bei einem Wirkungsgrad von 1,0 mit 15 m² einen wesentlich grösseren Flächenbedarf auf. In diesen Zahlen kommt zum Ausdruck, dass im Gegensatz zu Burgaltendorf versucht wird, die Uferfiltration auszuschalten.

Dies ist nur bei überhöhten Grundwasserständen möglich, und dabei treten unerwünschte Abflüsse auf, die zu dem berechneten Ergebnis führen.

Ein ähnliches Bild zeigen die entsprechenden Zahlen der Hard. Die Gründe sind offensichtlich: Zum Abdrängen der verschmutzten Randgrundwässer muss der Hardwasserspiegel über dem natürlichen Horizont gehalten

werden. Die Folge davon sind beschränkte Gefälle und nicht nutzbare Abflussmengen.

Der Beweis für den geringen Flächenbedarf in der Anlage Pratteln-Löli ist erst noch zu erbringen. Bei diesem kleinen Gebiet wirkt sich der Randzoneneinfluss stark aus. Aus dem Rahmen der bisherigen Betrachtungen fällt das Werk Möhliln mit einem Flächenbedarf von 21,5 m² pro Tageskubikmeter. Der Hauptgrund hierfür dürfte in der Disposition des Anlagenteiles M₂ liegen. Dazu ist bei den zu erwartenden Verlusten mit beträchtlichen Betriebskosten für die Vollaufbereitung und die Förderung auf 70 m Höhe zu rechnen.

Schon der Vergleich der Flächenbedarfszahlen zeigt die Voraussetzungen einer rationellen Anreicherungsanlage. Grundwasserabsenkungen in der Talaue mit Nutzung des Uferfiltrates bieten die besten quantitativen Voraussetzungen. Muss der Grundwasserspiegel über den hydraulisch bedingten Stand gehoben werden, treten Wasserverluste auf, die sich stark auswirken können. In erster Linie trifft dies bei beschränktem Dargebot zu, wie etwa im Ruhrtal, wo das in Stauseen gespeicherte Wasser sorgfältig bewirtschaftet werden muss. Aber selbst an einem grossen Strom wie dem Rhein können Umstände auftreten, die zum Sparen zwingen. So wurde kürzlich im Kanton Baselland vom Landrat eine Verordnung in Kraft gesetzt, nach welcher für die Entnahme von Oberflächenwasser eine Gebühr von 2 Rp./m³ entrichtet werden muss. Auch wenn für Wasser, das im öffentlichen Interesse entnommen wird, nur die Hälfte dieser Gebühr entrichtet werden muss, ergibt sich z. B. für die Hardwasser AG eine jährliche Summe von rund 400 000 Franken, etwa gleich viel, wie heute dem Kanton als Wasserzinsanteile aus den Grosskraftwerken Augst und Birsfelden zufließen.

7. Einige Aufbereitungsprobleme

Der biochemische Abbau in der Sickerzone des Muttenzer Hardwassers erleichtert zwar die Aufbereitung des Rohwassers beträchtlich. Es stellen sich jedoch immer wieder neue Probleme, von denen einige nachfolgend beschrieben werden.

7.1 Schwebestoffe

Im Zusammenhang mit der Schlammabreinigung stellte sich die Frage nach dem gesamten Schwebestoffanfall und der Ausscheidungsanteile in den zwei Aufbereitungsstufen. Vorerst galt es, die Schwebestoffführung im Rhein zu bestimmen. Häufigkeiten und Abflussmengen wurden dabei wie folgt kombiniert:

In der Figur 3 sind die Häufigkeiten des Schwebestoffgehaltes aus dem Jahre 1954 aufgeführt. Der Schwebestoffgehalt von 78% aller Proben liegt unter 20 mg/l. Der kurzzeitig festgestellte Höchstwert einer andern Untersuchung betrug 1398 mg/l; er kann aber noch wesentlich höher liegen. Der mittlere Schwebestoffgehalt beträgt nach dieser Berechnung 22 mg/l.

Schwebstoffgehalt in mg/l		Häufigkeit		Mittelwerte x Tage
Bereich	Mittel	Tage	%	
2 - 20	11	284	78	3124
21 - 50	35	50	14	1756
51 - 100	75	20	5	1500
>100	ca. 150	11	3	1650
		365	100	8024
		Mittelwert: 8024 : 365 = 22 mg/l		

Fig. 3 Schwebstoffgehalt des Rheinwassers. Gem. Bericht GWWB v. Frühjahr 1954.

Kombiniert man diese Häufigkeiten mit der Dauerabflusskurve z. B. des Jahres 1973, erhält man die in der Figur 4 berechneten Schwebstofffrachten. Daraus berechnet sich eine mittlere Belastung von 31 g/m³, ohne Berücksichtigung des Hochwassers eine solche von 20,6 g/m³. Aus der Kombination der Höchstwassermenge mit dem Schwebstoffgehalt von 1398 mg/l erhält man eine Schwebstofffracht von 315000 t/Tag. Die Gesamtfracht dürfte jedoch wesentlich höher sein, da bei Hochwasser beträchtliche Mengen an Geschwemmel und Geschiebe mitgeführt werden. Mit abnehmender Wasserführung sinken die Schwebstofffrachten auf 29 500 bis 700 t/Tag.

Die Schwebstoffe werden in den Anlagen der Hardwasser AG in zwei Stufen ausgeschieden, in einem kombinierten Absetz- und Flockungsbecken (Cyclator) und in Schnell sandfiltern. Da es praktisch nicht möglich ist, die anfallende Menge total zu erfassen, wurden die im Cyclator ausgeschiedenen Schwebstoffmengen (ohne Flockung) wie folgt bestimmt:

Schwebstoffe gem. Bericht GWW Basel 1954

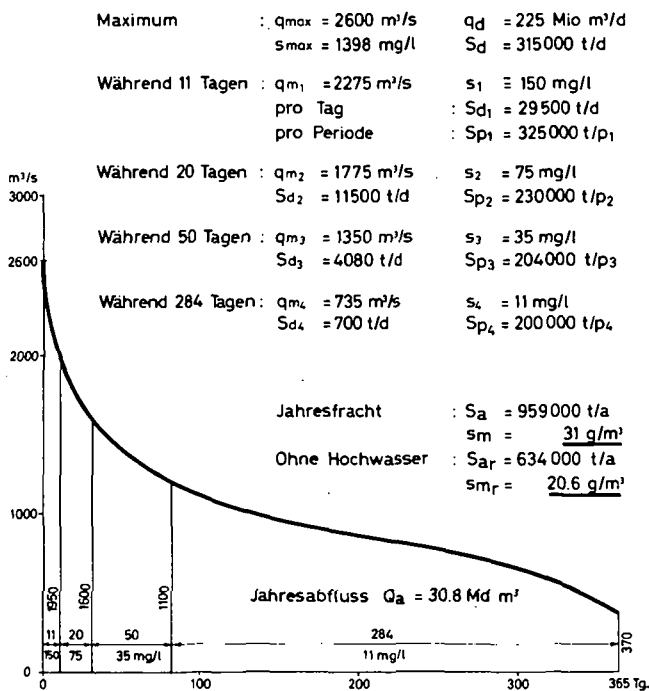


Fig. 4 Rheinabfluss 1973; Spülwasserabfuhr, Dauerkurve mit Schwebstofffracht.

Cyclator: Abschammwasser Spülwasserabfuhr

Mittlere Schwebstoffgehalte nach 5'': 164 mg/l

Bei Höchstkonzentration: 2990 "

Nach 20'' 573 "

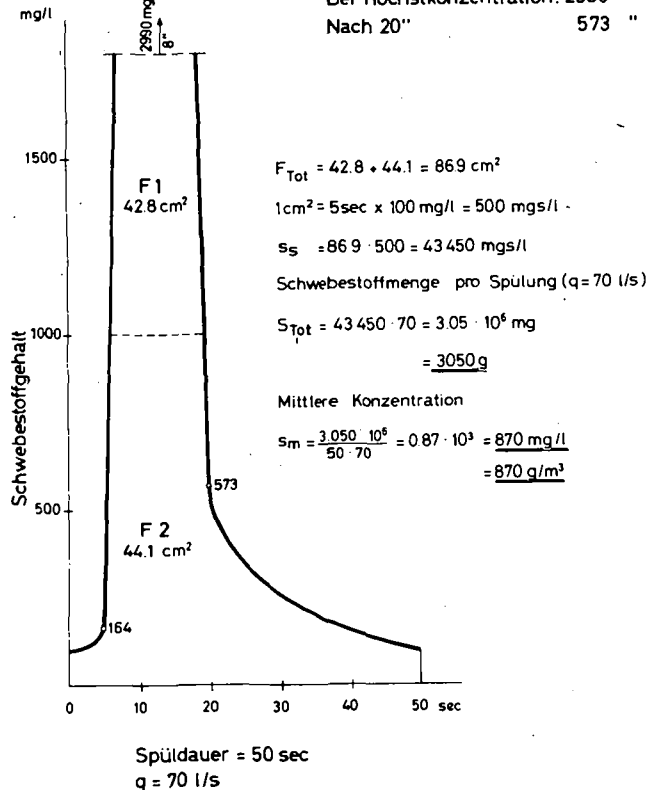


Fig. 5 Cyclator Schlammabfuhr.

In der Sohle befinden sich drei Sammeltrichter, die über besondere Ableitungen periodisch entschlammt werden. Bei einer Spüldauer von 50 Sekunden wurden nach 3 Sekunden, bei der mutmasslichen Höchstkonzentration, und nach 20 Sekunden Proben entnommen. Das Ergebnis ist in der Figur 5 dargestellt: Die Auswertung ergab eine mittlere Schwebstoffkonzentration von 870 g/m³.

In der Figur 6 ist die Schwebstoffbilanz 1973 dargestellt. Die gesamte Schwebstoffmenge betrug rund 1000 t/Jahr; davon wurden im Cyclator 40%, im Schnellfilter 60% ausgeschieden. Daraus ergibt sich eindeutig, dass die Sedimentation auch ohne Flockung sehr wirksam ist und die Filter stark entlastet. Bei grösseren Schwebstoffmengen sind Absetzbecken unentbehrlich.

Bemerkenswert ist, dass die ausgeschiedene jährliche Schwebstoffmenge von 1000 t etwa 0,3% der Schwebstofffracht eines einzigen Hochwassertages ausmacht. Die Rückgabe des vorwiegend anorganischen Materials hätte somit auf den Hochwasserzustand nicht den geringsten Einfluss.

7.2 Filtration

Auch bei der Hardwasser AG stellt sich das Problem, die Leistung der bestehenden Schnellsandfilter zu erhöhen. Zur Abklärung der Frage, ob diese Filter ohne grössere Umbauten als Zweischichtfilter betrieben werden können, wurde eine Versuchsanlage mit einem Rundfilter von

Rohwasserförderung : $Q_R = 45 \text{ Mio. m}^3$
 Mittlere Schwebestoffbelastung : $S_{mr} = 22 \text{ g/m}^3 = 22 \text{ t/Mio m}^3$
 Gesamte Schwebestoffmenge : $S_{\text{Tot}} = 45 \cdot 22 \approx 1000 \text{ t/a}$

Absetzung im Cyclator:

Pro Trichter (35Stk): Abfluss / Dauer : 70 l/s / 50sec
 Anzahl Spülungen: 120/d

Spülungen pro Tag : $q_d = 0.07 \cdot 50 \cdot 120 = 1260 \text{ m}^3$
 Mittlere Konzentration : $S_m = 870 \text{ g/m}^3$

Schwebestoffabsetzung im Cyclator:

Pro Tag : $S_d = 0.87 \cdot 1.260 = 1.10 \text{ t/d}$
 Pro Jahr : $S_a = 1.10 \cdot 365 = 400 \text{ t/a}$

Schwebestoffrückhalt im Schnellfilter 600 t/a

Entfernung der Schwebstoffe: Im Cyclator 40 %
 Im Filter 60 %

Mittlere Konzentration des Filterspülwassers: $S_F = 316 \text{ g/m}^3$

Fig. 6 Schwebestoffbilanz 1973.

1,20 m Durchmesser aufgestellt und unter verschiedenen Bedingungen betrieben.

Ohne auf Einzelheiten einzugehen, kann gesagt werden, dass der Zweischichtfilter bei doppeltem Durchsatz und wesentlich längerer Laufzeit im Mittel eine etwas geringere, aber für unsere Zwecke durchaus tragbare Wirkung zeigte.

Problematisch blieb die Übertragung der Versuchsergebnisse auf den Grossfilter. Bei Verwendung leichter Materialien als Oberschicht konnte die Spülgeschwindigkeit von 24 m/h für die Trennung der Filtermaterialien einigermaßen genügen; problematisch ist dabei der Abschlammlverlust.

Dieser Verlust wäre bei Hydroanthrazit bedeutend geringer; dieses Material erfordert jedoch zur Trennung mindestens doppelte Spülgeschwindigkeit. Ohne erhebliche Umbauten wäre diese nicht zu erzielen. Wir haben deshalb ein Verfahren geprüft, das sich im Versuchsfilter gut bewährt hat.

In der Figur 7 sind die Vorgänge der Normal- und der Trennspülung schematisch einander gegenübergestellt. Während bei der Normalspülung die Wasserspülung auf die Luftwäsche folgt, wird bei der Trennspülung die Luft während der Wasserspülung auf Null gedrosselt. Im Versuchsfilter gelang mit diesem Verfahren die Trennung von Quarzsand und Hydroanthrazit bei normaler Spülgeschwindigkeit einwandfrei. Im Grossfilter mit Bims als Zweitschicht war der Effekt nicht so ausgeprägt, wahr-

scheinlich deshalb, weil auf einer Fläche von 50 m² Strömungskonzentrationen auftreten, die zu lokalen Durchbrüchen führen. Auf den Filtereffekt haben jedoch solche Erscheinungen keinen grossen Einfluss.

Ich habe versucht zu zeigen, dass bei jeder Grundwasseranreicherung vielfältige Probleme zu lösen sind, wenn das Ergebnis befriedigend ausfallen soll. Aufbereitungsmethoden und -anlagen können geändert und angepasst werden; die Grundwasserströmung hingegen ist schwer zu beeinflussen. Nur das Ausrichten von Speisung und Entnahme auf die naturbedingten Gegebenheiten und die künstlichen Einflüsse führt zu den erwarteten Resultaten. Wässern allein genügt nicht.

Publikationen

- [1] Casati A.: Das Grundwasserwerk Hard (MuttENZ); SVGW Mon. Bull. 1958, 10/11.
- [2] Casati A., Merkofer E.: Grundwasseranreicherung in der MuttENZer Hard; GWF 1965/6.
- [3] Casati A.: Anreichern und Speichern von Grundwasser; GWF 1966/36.
- [4] Kanton Baselland: Grundwasseranreicherung Aesch; Vorlage v. 1. Oktober 1974.
- [5] Jordi F.: Interkantonale Grundwasseranreicherung und Wasserversorgung in der Nordwestschweiz; WEW 1972/6.
- [6] Gelsenwasser: Werke Steele/Horst/Burgaltendorf Werkschrift 1971.

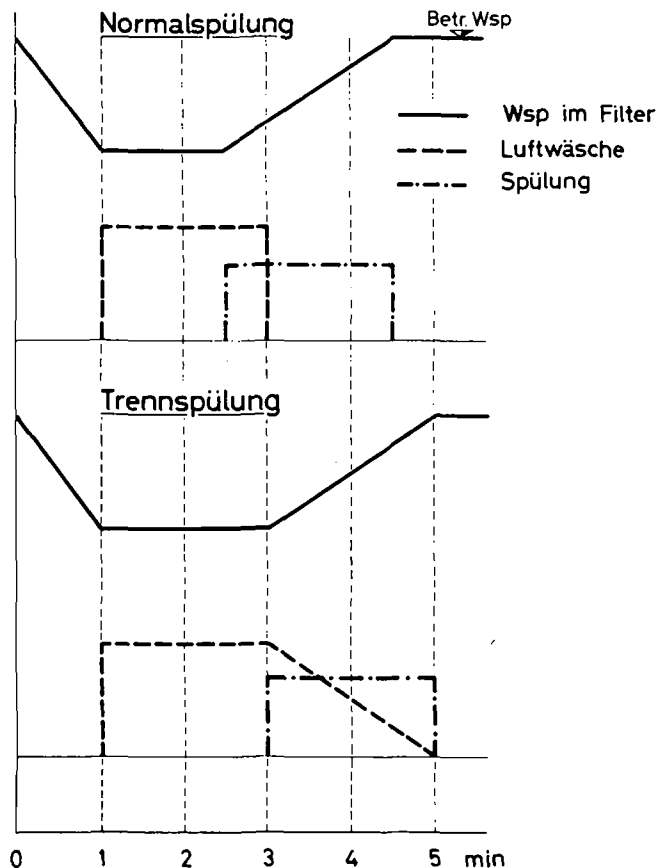


Fig. 7 Versuchsfilter: Spülprogramm für die Trennung von Quarzsand und Hydroanthrazit. Normal- und Trennspülung.