## Aufbereitung von Rhein-Uferfiltrat zu Trinkwasser

Voordracht uit de 37e vakantieeursus in drinkwatervoorziening 'Bedrijfsmatige aspecten van winning en zuivering', gehouden op 10 en 11 januari 1985 aan de TH Delft.

## Überblick

Die Stadtwerke Düsseldorf AG versorgten 1983 rd. 607.000 Einwohner mit rd. 73 Mio m³ Trinkwasser. In dem stark von Industrie und Gewerbe geprägten Versorgungsgebiet betrug die durchschnittliche Wasserabgabe je Einwohner und Tag 313 Liter. Der bisher höchste Wasserverbrauch wurde im Sommer 1976 mit 404.000 m³/d erreicht. Die Basis der Düsseldorfer Wasserversorgung bildet das aus Brunnen in Rheinnähe gewonnene Rohwasser mit einem überwiegenden Anteil an Uferfiltrat und einem



FRAU DR. C. ENGELS Stadtwerke Düsseldorf AG

geringeren Anteil an landseitigem Grundwasser. Von der Qualität des Rheinwassers unabhängig dagegen sind das Grundwasser eines linksrheinischen Pumpwerkes und das von der Rheinbraun AG bezogene Trinkwasser. Das Rohwasser wird in links- und rechtsrheinischen Brunnenanlagen zwischen Strom-km 726 und 749 aus 18 bis 25 Meter Tiefe gefördert; die Brunnen liegen 50 bis 250 Meter vom Rhein entfernt. Die Anteile Uferfiltrat/Grundwasser schwanken in Abhängigkeit insbesondere vom Flußwasserstand und von der Entnahmemenge. Reggressionsanalysen zeigten, daß zwischen dem Reziprokwert der Verweilzeit des Wassers im Untergrund und dem Pegelstand des Flusses ein linearer Zusammenhang besteht. Nach den chemischen Leitsubstanzen Borat und Chlorid ergab sich im Mittel eine dreiwöchige Verweilzeit [1]. Außerdem wurde versucht, Untersuchungen, die speziell zur Auswirkung des niedrigsten Niedrigwasser im Rhein Ende 1983 durchgeführt wurden, zur Frage der beiden Anteile sowie zu den Verweilzeiten auszuwerten. Diese Untersuchungen umfaßten den Zeitraum des niedrigsten Niedrigwassers Ende November 1983, des Hochwassers Anfang Februar 1984 und der wieder mittleren Wasserführung im März 1984. Es ergab sich nach den Parametern Chlorid, dem gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC), dem spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK). bei 254 nm und den Chlor-Kohlenwasserstoffen (AOCI), daß

- in den drei Brunnenanlagen die landseitigen Grundwasseranteile im Mittel bei 15-20% (Holthausen), bei 25-30% (Staad) und bei 35-40% (Flehe) liegen
- die Untergrund-Verweilzeiten des Rohwassers in derselben Reihenfolge aber ca. 7, 4 bzw. 3 Wochen betrugen;

das bedeutet, daß die Brunnen mit dem geringsten Grundwasseranteil (Holthausen) und damit dem höchsten Uferfiltratanteil die längste Verweilzeit hatten. Die Gehalte der organischen Stoffe waren daher in Holthausen durch biologisch ablaufende Abbauprozesse geringer als bei der kürzeren Verweilzeiten der beiden anderen Brunnenanlagen. Die Ergebnisse müssen durch weitere Untersuchungen erhärtet werden. Oualitative und quantitative Veränderungen der anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffe des Rohwassers ergeben sich aus der Abhängigkeit von der Qualität des Rheinwassers, von der Wirkung der Uferfiltration und der Untergrund-Verweilzeit mit bio-chemisch ablaufenden Prozessen. Die Verminderung und Entfernung von Stör- und Schadstoffen erfolgt bei der nachfolgenden Aufbereitung. Die Aufbereitung zu Trinkwasser erfolgt in einem mehrstufigen Verfahren durch Oxidation, Filtration, Adsorption, Entsäuerung und Desinfektion. Zur Beurteilung der Wirksamkeiten einmal der Uferfiltration und zum anderen der Aufbereitunggsstufen werden die Konzentrationen von charakteristischen Wasserinhaltsstoffen vom Rheinwasser bis hin zum Trinkwasser verglichen: der Bezugspunkt für den Rhein ist Strom-km 729,3 (Flehe). Es werden Analysenwerte von repräsentativen Jahren aufgezeichnet. Ausgewählt wurden die Jahre 1938 bis 1983; die Daten von 1984 sind noch nicht ausgewertet.

- 1938 ist das Bezugsjahr vor dem
- 2. Weltkrieg
- 1949 begann der wirtschaftliche Aufschwung in der BRD
- 1974 war das Rohwasser am stärksten mit anorganischen Stoffen (Ammonium Mangan) belastet
- 1976 machten sich Qualitätsverbesserungen des Rohwassers deutlich bemerkbar
- 1983 ist das Bezugsjahr für den gegenwärtigen Stand.

## Wirkungsweise der Uferfiltration

Die Uferpassage ist eine 'natürliche', sehr wirksame Aufbereitungsstufe für das Flußwasser wie der nachfolgende Vergleich bakteriologischer und chemischer Daten des Rheins und des Rohwassers zeigt; dabei ist zu beachten, daß das Rohwasser stets – wie bereits erläutert – das Mischwasser aus Uferfiltrat und landseitigem Grundwasser ist. Die bakteriologischen Befunde des Rohwassers sind trotz der Verkeimung des Flusses meistens einwandfrei. Bei schnell ansteigendem Hochwasser können jedoch vorübergehend Escherichia coli-Bakterien festgestellt werden.

Die chemische und physikalische Qualität des Rheinwassers wird bei der Uferfiltration insbesondere durch die Entfernung der

Trübstoffe mit den daran adsorbierten anorganischen und organischen Stoffen sowie den Bakterien und Viren wesentlich verbessert. So liegen beispielsweise die seit 1972 untersuchten 10 Schwermetalle bereits im Rohwasser weit unter den Grenzwerten für Trinkwasser; sie sind heute sogar teilweise nicht mehr nachzuweisen [2]. Die Trübstoffe werden an den Infiltrationsflächen zurückgehalten; als Folge werden letztere dadurch und im Zusammenwirken mit verschiedenen anderen Wasserinhaltsstoffen mit einer dichten und harten Schicht verfestigt. Dies konnte durch Untersuchungen mit einer Taücherglocke bereits in den Jahren 1953/54 nachgewiesen werden. Vor einem Wasserwerrk (Flehe) wurde versuchsweise mit einem Bagger ein 'Fenster' in diese Schicht gebrochen. Vorübergehend stieg dadurch die Ergiebigkeit der zugehörigen Brunnen an. Nach kurzer Dauer stellte sich jedoch der alte Zustand wieder ein. Die Infiltration hat sich daher im Laufe der Zeit in Richtung Strommitte verschoben, wo die Flußsohle durch das Geschiebe mechanisch weitgehend offengehalten wird. Die Wirksamkeit der Uferfiltration läßt sich insbesondere

- an den anorganischen Substanzen Sauerstoff, Mangan, Ammonium und Nitrat sowie
- an den organischen und biologisch abbaubaren Stoffen, d.h. an dem Gehalt an gelöstem organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC) und dem Chemischen Sauerstoff-Bedarf (CSB) erkennen.

Das Abnehmen des Sauerstoffgehaltes im Rhein infolge der zunehmenden Belastung vorwiegend mit organischen Stoffen seit Anfang der 50iger Jahre wirkte sich auch auf bio-chemisch ablaufende Prozesse im Untergrund und damit auf die Qualität des Rohwassers aus; die biologisch abbaubaren Substanzen wurden im Rhein nur noch teilweise abgebaut. Für die in der Filtrationsstrecke und im Rohwasser ablaufenden Prozesse reichte dann der Sauerstoffe erst recht nicht mehr aus. So wurden bis Mitte 1953 im Rohwasser 4 bis 5 mg/l O<sub>2</sub> (125 bis 157 mmol/m3) gemessen. In den Folgenjahren konnte nur noch unter 1 mg/l O<sub>2</sub> (31 mmol/m³) nachgewiesen werden. Die Mikroorganismen im Untergrund mußten deshalb ihren Sauerstoffbedarf zunächst aus dem im Wasser enhaltenen Nitrat decken.

Eine Reduktion von Nitraten findet aber nur statt, wenn einerseits biologisch abbaubare organische Stoffe vorhanden sind und anderseits wenn der Sauerstoffgehalt weniger als 1 mg/l (31 mmol/m³) beträgt. Nachfolgend fand dann auch eine biologische Reduktion und damit Auflösung von abgelagerten Mangan- und Eisenoxiden statt. Eisen-III-Oxid wird von Bakterien wahr-

scheinlich enzymatisch reduziert; die Bakterien müssen dazu mit dem Eisen Kontakt haben. Ob es eisenreduzierende Pilze gibt, ist derzeit noch nicht bekannt. Ob es Bakterien gibt, die enzymatisch Mangan-IV-Oxid als Elektronen-Akzeptor verwenden können, ist heute noch nicht sicher bekannt. Es findet aber unter den Bedingungen einer Nitrat-Reduktion auch eine Reduktion und Auflösung des Mangan-Oxids im Untergrund statt. Durch die Entfernung von Sauerstoff aus dem Wasser und die mikrobielle Bildung von Reduktionsmitteln kommt es im Biotop zu einer Absenkung des Redoxpotentials, so daß auch eine chemisch-physikalische Reduktion von Mangan-IV vorkommen kann [3]. Einen Überblick über diese Prozesse geben die Analysendaten des Rhein- und Rohwassers in Tabelle I. Eisen ist dabei nicht aufgeführt, da die Werte im Rohwasser um 0,05 mg/l (0,9 mmol/m3) liegen und damit zu gering sind, um einen Trend erkennen zu lassen.

Der bei den beschriebenen Reduktionsvorgängen freigesetzte Sauerstoff wurde direkt zum bakteriellen Abbau organischer Substanzen genutzt. Dabei entsteht auch 'Kohlensäure'. Als Folge muß diese sogenannte 'aggressive Kohlensäure' seit 1965 bei der Aufbereitung des Rohwassers in einer zusätzlichen Verfahrensstufe mit Natronlauge abgebunden werden [4]. Durch den Bau biologischer Kläranlagen am Rhein mit weitgehender biologischer Oxidation der abbaubaren Substanzen stieg der Sauerstoffgehalt im Fluß seit 1975/76 an. Im Rohwasser nahmen die Gehalte an Ammonium, Nitrit, Eisen und Mangan nur langsam wieder ab. Für den Sauerstoffgehalt werden erst seit 1978 stets wieder Werte über 1 mg/l O<sub>2</sub> (31 mmol/m<sup>3</sup>) und heute zeitweise um 4 mg/l O<sub>2</sub> (125 mmol/m<sup>3</sup>) gemessen,

Aussagen über organische Inhaltsstoffe können seit 1970 gemacht werden. Sie werden vor allem in Summenparametern wie dem spektralen Absorptionskoeffizienten

(SAK bei 254 nm), dem gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC), dem Chemischen Sauerstoff-Bedarf (CSB) und organischen Halogenverbindungen als AOCl (adsorbiertes organisch gebundenes Chlor) und auch als Einzelsubstanzen erfaßt. Einen Überblick über die Entwicklung der Belastung an organischen Stoffen geben die Gehalte von DOC und von CBS in Bild 1. Die mittleren Entfernungsraten organischer Inhaltsstoffe bei der Untergrundpassage und Mischung mit landseitigem Grundwasser gemessen als DOC liegen in den drei Brunnenanlagen heute um 55,60 bzw. 70% bezogen auf die Mittelwerte im Rhein. Die CBS-Werte im Rohwasser liegen seit 1975 annähernd in der gleichen Größenordnung und stellen damit u.a. ein Maß für biologisch schwer abbaubare Substanzen dar. Für organische Halogenverbindungen einschließlich der Chlorinsektizide, der polycyclischen Biphenyle (PCB), der Phosphorpestizide und der aromatischen Amine erfolgt bei der Uferfiltration nur eine

TABELLE I – Veränderungen von Wasserinhaltstoffen Rhein- und Rohwasser, Strom-km 779 3 Flehe (Jahresmittelwerte)

		Rheinv asserol			mg/l Rohwasser					
	1938	1949	1974	1976	1983	1938	1949	1974	1976	1983
Sauerstoff	8,5	8,5	5,9	6,7	7,7	2,5	4.4	< 1,0	1,1	2,1
pH-Wert	7,6	7,9	7,3	7,4	7,8	7,2	7,1	7,1	7,1	7,1
Mangan	-	-	-	-	-	_	nn	0,5	0,5	0,1
Nitrat	6	8	12	13	16	10	10	10	11	17
Ammonium	n.n.	0,1	1,9	1,2	0,5	n.n.	n.n.	0,8	0,2	< 0,1
Chlorid	51	114	151	183	126	50	91	135	150	100
DOC als C	-	-	6,1	5,7	3,5		-	2,4	2,2	2,1
CSB als O <sub>2</sub>	-	-	18,9	16,4	11,7	-	-	7,4	6,3	5,7
KMnO <sub>4</sub> als O <sub>2</sub>	7.4	7,8	-	-	-	2.8	1,8	-	-	-

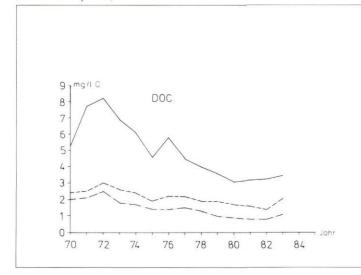
CSB = Chemischer Sauerstoff-Bedarf (Bichromat-Methode)

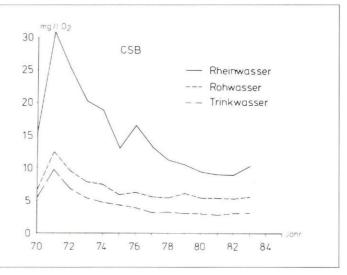
KMnO4 = Kaliumpermanganat-Verbrauch

TABELLE II – Anorganische Wasserinhaltsstoffe des Rohwassers der WA Flehe (Jahresmittelwerte aus Monatseinzelproben).

	Min.	Mittel	Max	Min.	Mittel	Max
Mangang	gehalte in r	mg/l Mn		Ammoniu	mgehalte	in mg/l NH <sub>a</sub>
1938	-	-	-	-	n.n	-
1949	-	n.n.	-	-	n.n.	-
1974	0,38	0,51	0,80	0,05	0,80	1,40
1976	0,33	0,50	0,75	0,05	0,15	0,40
1983	0,06	0,14	0,27	n.n.	0,04	0,07
Nitratgeh	alte in mg/	1 NO <sub>3</sub>		Chloride in	n mg/l C	ı
1938	2	10	24	40	50	71
1949	9	10	15	64	91	110
1974	7	10	14	108	135	160
1976	1	11	20	124	150	181
1983	15	17	20	64	100	170

Bild 1 - Gel. org. geb. Kohlenstoff (DOC) und Chemischer Sauerstoffbedarf (CBS) von 1970 bis 1983; Rheinwasser Strom-km 729,3 Roh- und Trinkwasser der WA Flehe (Monatssammelproben).





unbefriedigende Zurückhaltung. Bei den aliphatischen Kohlenwasserstoffen dagegen findet ein rascher Abbau im Oberflächenwasser und während der Bodenpassage statt [5].

Die AOCI-Werte werden bei den drei Brunnenanlagen im MIttel um 55, 65 bzw. 70%, bezogen auf die Mittelwerte im Rhein, verringert.

## Maßnahmen zur Entfernung der Stör- und Schadstoffe des Rohwassers

Durch den Anstieg der beschriebenen Störund Schadstoffe und den dadurch verursachten Geruch und Geschmack des Wassers Anfang der 50iger Jahre mußte das Rohwasser speziell aufbereitet werden [6]. Bis dahin konnte es – nach einer Desinfektion mit Chlor – als Trinkwasser abgegeben werden. Eine Methode, die die Substanzen sicher aus dem Wasser entfernte, gab es nicht. Deshalb wurden 1954 verschiedene Verfahren erprobt. Dabei ergab sich, daß drei Aufbereitungsstufen:



Bild 2 - Aufbereitungsanlage Staad.



Bild 3 - Aufbereitungsanlage Holthausen.

die Ozonung, die Filtration über ein Aktivkohlevoraktivat und die Adsorption an Aktivkohle

 nacheinander eingesetzt – den gewünschten Aufbereitungseffekt zeigten.
 1961 konnte die erste Aufbereitungsanlage der insgesamt drei Anlagen in Betrieb genommen werden.

1965 kam durch den beschriebenen Anstieg der 'agressiven Kohlensäure' als vierte Aufbereitungsstufe die Abbindung der 'agressiven Kohlensäure' mit Natronlauge zur Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes dazu.

Durch die Verschlechterung der Rhein-

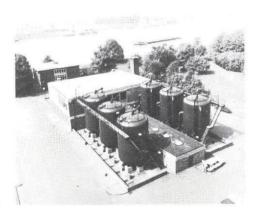
wasserqualität hinsichtlich der organischen Belastung und die aufgezeigten Reduktionsvorgänge bei der Infiltration mit den zusätzlich gebildeten Mengen an Nitrit, Ammonium sowie Eisen und Mangan mußten die erste Aufbereitungsstufe – die Ozonung – und die dritte Aufbereitungsstufe – die Aktivkohle-Filter – 1976 erweitert werden.

Nach dem Ausbau der Ozonanlagen konnten bis 3 g/m³ (62 mmol/m³) Ozon dem Wasser zugegeben werden; bis dahin war nur ein Ozon-Zusatz bis 2 g/m³ (41 mmol/m³) möglich, was sich als zu wenig ergeben hatte. Die Aktivkohle-Filtergeschwindigkeit wurde von 20 auf 12,5 m/h herabgesetzt; um dies zu erreichen, mußte die Anzahl der Filter von 30 auf 42 erhöht werden.

Zur Zeit der Inbetriebnahme der Aufbereitungsanlagen 1961 war Aktivkohle nur auf der Basis von Braunkohle auf dem Markt erhältlich. Die Kohlen gaben zunächst nach ihrer Inbetriebnahme Mangan – das sie herkunftsbedingt enthalten – an das Wasser ab. Es dauerte 17 bis 24 Stunden bis der oberflächlich freiliegende Anteil des Mangandioxids abgespült war. Dies bedeutete, daß einerseits das Mangan durch Aufbereitung entfernt wurde, daß es aber andererseits nach Einsatz von Frisch- oder Reaktivatkohlen wieder vorübergehend, wenn auch in geringer Konzentration, ins Wasser gelangte.

Seit 1973 werden nur die dann erhältlichen besser adsorbierenden, härteren und Mangan-armen Stein-, petrochemischenund Torf-Kohlesorten eingesetzt, welche diesen Nachteil nicht mehr haben.

Bild 4 - Aufbereitungsanlage Flehe.



Seit 1975 wird die in den Filtern eingesetzte und beladene Aktivkohle in einer werkeigenen Reaktivierungsanlage reaktiviert.

## Aufbereitung des Rohwassers zu **Trinkwasser**

durch das vierstufige Aufbereitungsverfahren werden in drei Anlagen die Störund Schadstoffe

Ammonium, Eisen und Mangan organische Verbindungen die zeitweise vorkommenden Bakterien entfernt oder weitgehend vermindert.

1. Aufbereitungsstufe: Ozonung Zur Oxidation von Eisen und Mangan und organischen Stoffen werden dem Wasser heute nur noch 1,5 g/m³ (31 mmol/m³) Ozon zugesetzt. Die Wirkung der Ozonung ist vor allem an den Werten des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm zu erkennen, die im Mittel um 50% verringert werden.

Durch den Lufteintrag bei der Ozonung erhält das Wasser auch den für Trinkwasser gewünschten Sauerstoffgehalt. Die nachfolgende zweite und dritte Aufbereitungsstufe - das sind die Filtration und die Adsorption-werden in 42 Zwei-Schicht-Druckfiltern von 8 Meter Höhe und 5 Meter Durchmesser durchgeführt; die Filter sind innen-beschichtete Stahlbehälter.

Aufbereitungsstufe: Filtration Die Filtration erfolgt an einer Oberschicht aus Aktivkohle-Voraktivat (VA) mit einer Schichthöhe von 1,5 Meter. Eisen- und Manganoxide werden abfiltriert. Mangan erst nach Reduktion des bei der Ozonung gebildeten Permanganats an dem VA-Material zu Braunstein. Ammonium wird bio-chemisch unter Sauerstoffverbrauch abgebaut. Gehalte bis 0,2 mg/l NH<sub>4</sub> (11 mmol/m<sup>3</sup>) sind in der Oberschicht entfernbar. Bei höheren Konzentrationen wie sie Mitte der siebziger Jahre vorlagen, erfolgte der vollständige Abbau erst in der nachfolgenden unteren

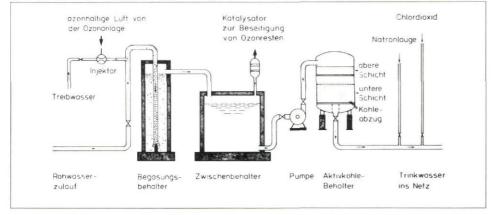


Bild 6 - Ozoner



Bild 7 - Aktivkohle-Filter

Bild 5 - Fließbild der Wasseraufbereitung.



Aktivkohle-Schicht. War dort auch noch Aktivkohle frisch eingesetzt worden, so brach bis zur Entwicklung der nitrifizierenden Bakterien in den ersten 3 bis 4 Wochen Nitrit - als Zwischenprodukt der Ammonium-Oxidation - im Ablaufwasser durch. Durch Ammoniumgehalte von derzeit unter 0,1 mg/l NH<sub>4</sub> (6 mmol/m<sup>3</sup>) ist auch der Verbrauch an Sauerstoff zum biologischen Abbau zurückgegangen. Im Trinkwasser liegen daher heute die Gehalte im Bereich von 6 bis 8 mg/l O<sub>2</sub> (188 bis 250 mmol/m<sup>3</sup>). Zur Entfernung der abfiltrierten Eisen- und Manganoxide in den Oberschichten müssen sie in Abhängigkeit von Filterwiderstand und Durchsatz rückgespült werden. Der in Trockenbeeten an der Luft getrocknete Schlamm aus Eisen-Mangan-Oxiden und Staubkohleanteilen wird auf einer geordneten Deponie abgelagert.

3. Aufbereitungsstufe: Adsorption
Die Adsorption vorwiegend organischer
Inhaltsstoffe erfolgt in der 2,5 Meter hohen
Unterschicht an gekörnter oder geformter
Aktivkohle. Die Körngröße liegt zwischen
0,5 und 2,5 mm.

Die Wirkung dieser Adsorptionsstufe ergibt sich aus der Abnahme der Werte der Summenparameter DOC, AOCI und SAK (bei 254 nm), Tabelle III.

(bei 254 nm), Tabelle III.

Durch die Verringerung der organischen
Belastung des Rohwassers seit Mitte der
siebziger Jahre und durch die gleismäßigen
Kohlequalitäten als Folge der Reaktivierung
der Aktivkohle in der werkseigenen
Reaktivierungsanlage können heute
DOC-Gehalte um 0,5 mg/l C (42 mmol/m³)
im Trinkwasser erreicht werden.
Das bedeutet eine mittlere Entfernungsrate

Die organischen Chlorverbindungen werden von AOCl-Werten um 0,02 mg/l (0,28 mmol/m³) im Rohwasser auf Gehalte um 0,01 mg/l org. Cl (0,14 mmol/m³) im

von 56 bis 58% bezogen auf die Werte im

Rohwasser.

Trinkwasser vermindert. Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe liegen weit unterhalb des Grenzwertes für Trinkwasser von 0,00025 mg/1 C (0,02 mmol/m³).

Die angeführten Untersuchungen beim niedrigsten Niedrigwasser im Rhein 1983 zeigten, daß durch die Vorgänge bei der Infiltration und im Untergrund und durch die nachfolgende Aufbereitung die erforderliche Qualität des Trinkwassers gut gehalten werden konnte.

Die Reaktivierung der beladenen Aktivkohle wird in einem gesonderten Kapitel zusammenfassend behandelt.

4. Aufbereitungsstufe: Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes mit Natronlauge Der Gehalt an sogenannter 'aggressiver Kohlensäure' wird durch Einstellung des Gleichgewicht-pH-Wertes mit Natronlauge abgebunden.

## Den Abschluß der Aufbereitung bildet die Desinfektion mit Chlordioxid

Dem Trinkwasser werden maximal 0,1 g/m³ ClO<sub>2</sub> (1 mmol/m³) zugegeben, damit das Wasser bei der Verteilung im Versorgungsnetz bakteriologisch einwandfrei bleibt. Chlordioxid wird derzeit noch in einer Aufbereitungsanlage aus Chlor und einem Überschuß an Chlor hergestellt. Das restliche Chlor reagiert aber mit organischen

Inhaltsstoffen zu organischen Halogenverbindungen. Bekannt wurden diese Umsetzungen 1974 durch Untersuchungen von Rook [7].

Seit Ende 1981 bzw. 84 wird deshalb bereits in zwei Aufbereitungsanlagen Chlordioxid aus stöchiometrischen Mengen an Chlorit und Chlor hergestellt [8]. Da Chlordioxid reaktionsträger als Chlor ist, werden die Halogenkohlenwasserstoffe durch diese Desinfektion nicht mehr erhöht. Die Summe der vier Haloformen liegt dadurch unter 1 µg/l org. Cl (0,014 mmol/m³). Die vier weiteren flüchtigen Chlorverbindungen kommen nur in Einzelfällen vor.

## Reaktivierung der Aktivkohle in werkseigener Anlage

Für die Errichtung dieser Anlage gab es mehrere Gründe:

1961 konnten mit einem Liter Aktivkohle
 120-250 m³ Wasser gereinigt werden. Durch

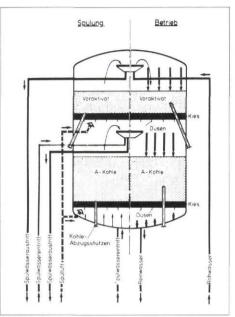


Bild 8 - Fließbild Aktivkohle-Filter.

TABELLE III – Organische Summenparameter des Roh- und Trinkwassers der WA Flehe (Jahresmittelwerte aus Monatseinzelproben).

		Rohwasser					Trinkwo			
Jahr		DOC mg/l (	SAK 254nm,m <sup>-1</sup>	AOCI mg/l CI	CSB mg/l O <sub>2</sub>	DOC mg/l C	SAK 254 nm; m <sup>-1</sup>	AOCI mg/l Cl	CSB mg/l O <sub>2</sub>	Bemerkungen
1938	Min Mittel Max	-	-	-	1,5° 2,8° 4,5°	-	-	-	1,5" 2,8" 4,5"	*CBS hier KMnO4 "Rohw."war Trinkw.
1949	Min. Mittel Max		-		1,4 <sup>*</sup> 1,8 <sup>*</sup> 2,5 <sup>*</sup>	-	-	-	1,4* 1,8* 2,5*	*CBS hier KMn04 "Rohw" war Trinkw
1974	Min. Mittel. Max.	2,0 2,4 2,9	5,2" 6,5" 8,0"	-	5,8 7,4 8,6	1,1 1,7 2,0	1,5 * 2,4 * 3,4 *	-	2,1 4,8 6,6	*bei 250 nm
1976	Min. Mittel. Max.	1,8 2,2 2,5	4,3 6,1 7,2	-	5,2 6,3 8,8	1,1 1,4 1,8	0,9 1,8 3,2	-	2,6 4,0 6,0	
1983	Min Mittel Max	1,8 2,1 2,5	4,0 4,7 5,5	0,022* 0,035* 0,069*	5,7	0,8 1,1 1,5	0,6 0,9 1,1	0,008* 0,016* 0,037*	2,3 3,2 4,6	"Werte Nov 83 bis Marz 84 Niedrigw- bis Normalw-Periode (Wochensammelproben

DOC = geloster org gebundener Kohlenstoff

SAK = spektraler Absorptionskoeffizient

AOCl = adsorbierte org. Chlorverbindungen

CSB = Chemischer Sauerstoff - Bedarf

die zwischenzeitlich angestiegene Belastung können mit einem Liter Aktivkohle heute – trotz der erheblich besseren Aktivkohle-qualitäten – nur noch rd 15 m³ Wasser aufbereitet werden. Wegen der angestiegenen Menge zu reaktivierender Aktivkohle wurde eine eigene Anlage rentabel.

Außerdem steht bei einem vorübergehenden Anstieg der Schadstoffgehalt im Rohwasser z.B. nach einer Schiffshavarie oder anderen Unfällen jederzeit frisch reaktivierte Kohle zur Verfügung und
 eine Anpassung der Kohlequalität an die hiesigen Erfordernisse ist besser und

schneller möglich [9].

## Ablauf eines Reaktivierungsvorganges

Die Reaktivierung erfolgt thermisch in einem zweistufigen Fließbettofen. Die Kapazität beträgt 250 kg Reaktivat/h.

Die von den Aufbereitungsanlagen in Silofahrzeugen antransportierte, zu reaktivierende Kohle wird in ein 45 m³ Silo aus Stahlbeton mit einer Kunststoff-Innenbeschichtung eingespült.

Sie gelangt von da aus durch PE-Kunststoffrohre in einen etwa 850 Liter fassenden Vorlagebehälter aus nichtrostendem Stahl. Eine Zuteilschnecke transportiert die nasse, beladene Kohle von der Vorlage zur Vortrocknung auf den oberen, gelochten

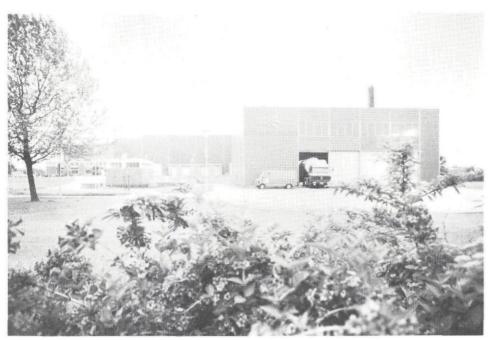


Bild 9 - Aktivkohle-Reaktivierungsanlage.

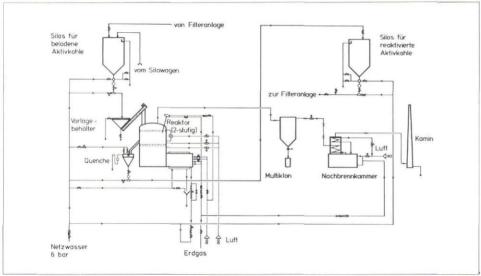


Bild 10 - Fließbild Aktivkohle-Reaktivierung.

Boden des Fließbettreaktors. Der Wassergehalt in der Kohle liegt zwischen 48 und 55%. Die Trocknungstemperatur beträgt 200 bis 300 °C.

Eine Zellradschleuse fördert dann die Kohle in den unteren Reaktorteil, wo bei Temperaturen zwischen 750 und 800 °C die eigentliche Reaktivierung stattfindet. Durch ein Ablaufrohr kommt die heiße reaktivierte Kohle vom Ofen zur Abschreckung in eine mit Wasser gefüllte Quenche. Sie wird durch ein fest installiertes Rohrleitungssystem in ein 45 m³-Silo zur Zwischenlagerung transportiert. Von dort erfolgt der Abtransport zum Wiedereinsatz zurück in die Filter.

Die Reaktivierungs-, Betriebs- und Transportverluste betragen 12 bis 15%.

Das entspricht etwa 33 g Aktivkohle pro m³ Wasser.

## Prozeßgas und Abgas-Reinigung

Als Brennstoff dient Erdgas. Das Prozeßgas ist ein Erdgas-Luft-Gemisch mit einem  $\lambda=0.8$ . Die Einhaltung der vorgegebenen Temperatur wird durch eine automatisch gesteuerte Wassereinbringung in die Brennkammer unterhalb des unteren, gelochten Bodens erreicht. Die Regelung der Wassermenge erfolgt in Abhängigkeit von der Temperatur des Prozeßgases in der Brennkammer. Das Prozeßgas durchströmt nach der Brennkammer einen gelochten Boden. Bei ausreichender Strömungsgeschwindigkeit wird das Aktivkohlebett angehoben und intensiv durchwirbelt. Zur Verbrennung der von der Aktivkohle

desorbierten, flüchtigen Stoffe ist ein Zündbrenner zwischen dem unteren und oberen Boden eingebaut.

Von dem Reaktivierungsraum gelangt das Prozeßgas durch den oberen gelochten Boden in den Trockenraum. Dabei wird es von 750 bis 800 °C auf 200 bis 300 °C abgekühlt.

Als Abgas (Rohgas) muß es durch Auflagen des Gewerbeaufsichtsamtes gereinigt werden.

In einem Abscheider (Multiklon) erfolgt die Abscheidung grober Kohlestaub-Partikel. Dieser Kohlestaub wird mit einer Wasserstrahlpumpe abgesaugt und zusammen mit dem Eisen-Mangan-Schlamm der Aktivkohle-Filter abtransportiert.

In einer Nachbrennkammer hinter dem Abscheider werden die flüchtigen Schadstoffe und Feinstaubanteile des Rohgases ( $\lambda = 1.0$ ) bei ca.  $800\,^{\circ}\text{C}$  verbrannt. Das heiße Gas passiert zur weitestgehenden Energie-Ausnutzung einen Strahlungs-Wärmetauscher, in dem das vom Reaktor kommende 300-gradige Rohgas auf ca.  $555\,^{\circ}\text{C}$  erwärmt wird. Letzteres wird dann dem Brenner der Nachbrennkammer zugeführt.

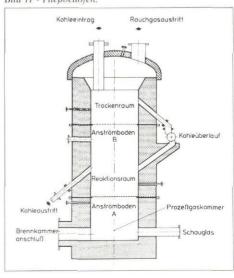
Über einen 16,5 m hohen Kamin aus Stahl wird das Reingas mit einer Temperatur von etwa 650 °C in die Atmosphäre abgegeben. Nach der 'Technischen Anleitung Luft' (TA Luft) ist eine Staubbeladung von 75 mg Staub/m³ Reingas zugelassen.

## Zusammenfassung

Durch die beschriebene Aufbereitung des Rhein-abhängigen Rohwassers kann jederzeit ein einwandfreies Trinkwasser abgegeben werden.

Aus den beschriebenen Zusammenhängen und Problemen bei der Uferfiltration und der Aufbereitung des Rohwassers, ergibt sich aber die große Bedeutung einer guten

Bild II - Fließbettofen.



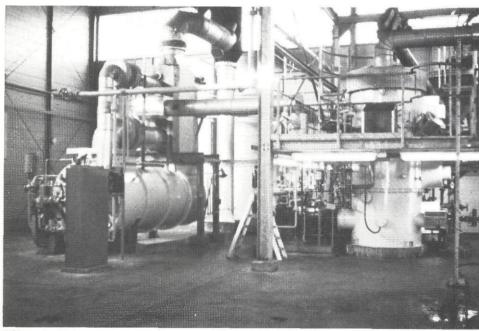


Bild 12 - Reaktivierungsanlage mit Nachverbrennungsanlage und Fließbettofen.

Flußwasserqualität. Trotz der wesentlichen Verbesserung der Qualität des Rheines in den letzten Jahren bereiten heute besonders die organischen Halogenverbindungen Probleme bei der Aufbereitung; es sind meistenfalls an Aktivkohle nicht gut adsorbierbare Substanzen und brechen somit vergleichsweise zu den gut adsorbierbaren Stoffen relativ frühzeitig durch die Aktivkohleschicht durch.

Die Chloridgehalte des Rhein- und somit auch des Rohwassers werden durch das beschriebene Aufbereitungsverfahren nicht verringert. Sie sind zwar im Trinkwasser geschmacklich nicht bemerkbar, sie sind aber ein Faktor, der in Hausinstallationen aus verzinktem Stahlrohr mit zu Korrosionen führen kann.

Da infolge der vielfältigen und notwendigen Nutzung des Flusses die Qualität von 1938 nicht wieder erreicht werden kann, müssen die Gehalte der angeführten Stör- und Schadstoffe im Hinblick auf die Sicherheit der Trinkwasserversorgung durch weitere Maßnahmen – und zwar an den Stellen ihres Anfallens d.h., den Einleitern – verringert werden.

### Literatur

- Kußmaul, H. Verweilzeiten, Mischungsverhältnis und Veränderungen im Untergrund bei der Wassergewinnung der Wasserwerke Düsseldorf Staad und Düsseldorf Flehe. Unveröffentlicher Bericht.
- 2. Engels, C. (1973). Probleme bei der Trinkwasserversorgung am Niederrhein. Bericht 3. IAWR-Tagung 1973 in Düsseldorf, S. 47-56, (Amsterdam 1973).
- 3. Schweisfurth, R. Universität des Saarlandes, Homburg/Saar. Persönliche Auskunft.
- 4. Hopf, W. (1968). Entsäuerung mit Natronlauge. gwf, Wasser-Abwasser, Heft 8, S. 193-197.
- 5. Kußmaul, H. Verhalten von organischen Verbindungen bei der Uferfiltration und Trinkwasseraufbereitung bei der

- Wassergewinnung der Düsseldorfer Wasserwerke Staad und Flehe. Unveröffentlicher Bericht.
- Schenk, P. (1962). Die Wasseraufbereitungsanlage des Wasserwerkes Düsseldorf 'Am Staad'. gwf, Wasser-Abwasser, Heft 30, S. 791-798.
- 7. Rook, J. J. (1974). Formations of Haloforms during Chlorination of Natural Waters. Water Treatment Exam. 23, S. 234-243.
- 8. Engels, C. und Lamberts, R. (1981). Sicherheitsdesinfektion mit Chlordioxid. Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e.V. (ARW) Jahresbericht.
- 9. Poggenburg, W. (1977). Einsatz von Aktivkohle in Trinkwasserwerken - Verfahren der Adsorption und Reaktivierung. Haus der Technik - Vertragsveröffentlichung 404.

Heft 12, Veröffentlichungen des Bereiches und Lehrstuhls für Wasserchemie 'der Universität Karlsruhe'. 'Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung', Teil I, 1979.

Heft 23, Veröffentlichungen des Bereiches und Lehrstuhls für Wasserchemie 'der Universität Karlsruhe'. 'Optimierung der Aktivkohleanwendung bei der Trinkwasseraufbereitung', Teil II, 1984.

. . .

# 'Oppervlaktewaterwinning zonder voorraadvorming'

• Slot van pagina 285

leidingplas worden aldus gesommeerd 6 cent per m³ drinkwater.

### Samenvatting

Ook in gevallen, dat onder normale omstandigheden bijvoorbeeld vanwege geologische omstandigheden geen voorraad kan worden gevormd, kan toch het verblijf van ingenomen oppervlaktewater in een open bassin zeer effectief zijn om redenen van veiligheid, afvlakking van wisselende kwaliteit en zelfreiniging.

Dit wordt aangetoond aan de hand van de Waterleidingplas in de Loenderveense Plas van Gemeentewaterleidingen.

Het facet van de afvlakking wordt besproken aan de hand van een rekenmodel met water van de Bethunepolder en van het Amsterdam-Rijnkanaal, dat in de toekomst in toenemende mate zal worden gebruikt. Ook het effect van de zelfreiniging met een voorafgaande coagulatie wordt met praktijkgegevens aangetoond.

### Literatuur

- 1. Graveland, A. (1979). Kwaliteitsaspecten Raamplan 2e fase Plassenwaterleiding. Intern GW-rapport, januari 1979.
- 2. Akker, C. van den (1979). Kwantiteitsaspecten 2e fase Plassenwaterleiding. Intern GW-rapport, februari 1979.
- 3. Sanchez de la Nieta, J. R., c.s. (1984). Problems caused by biological growth in water distribution systems: storage and regulation reservoirs, treatment processes and distribution networks. Special Subject nr. 4, IWSA Congress 1984, Monastir, Tunesia.
- 4. Bernhardt, H. (1984). Treatment disturbances with water out of eutrofic reservoirs as consequence of extensive algal development. Special Subject nr. 4, IWSA Congress 1984, Monastir, Tunesia.

. .