

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

14 b

Herausgegeben von Prof. Dr. F. Meinck

im Auftrage des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene.

Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa

(Vorschläge einer vom Europäischen Büro der Weltgesundheitsorganisation,
Kopenhagen, berufenen Studiengruppe)

WHO Genf
1970
2., verbesserte Auflage,
nach dem englischen Text übersetzt
von
Gertrud Müller



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1971

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

14b

Herausgegeben von **Prof. Dr. F. Meinck**
im Auftrage des **Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene.**

Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa

(Vorschläge einer vom Europäischen Büro der Weltgesundheitsorganisation,
Kopenhagen, berufenen Studiengruppe)

WHO Genf
1970
2., verbesserte Auflage,
nach dem englischen Text übersetzt
von
Direktor und Prof. Dr. med. Gertrud Müller



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1971

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten.
Copyright by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem
Printed in Germany

Diese Veröffentlichung
wurde vom
Bundesministerium des Innern
gefördert.

Druck von A. W. Hayn's Erben, Berlin West

Inhaltsverzeichnis

Vorwort zur zweiten Auflage	5
Vorwort zur ersten Auflage	6
1. Einleitung	8
1.1 Überblick	8
1.2 Gliederung der Materie	9
1.3 Darstellung der Untersuchungsergebnisse	10
2. Bakteriologische Untersuchung	10
2.1 Indikatorkeime für eine Verunreinigung	11
2.1.1 Indikatorkeime für eine faekale Verunreinigung	11
2.1.2 Gesamt-Keimgehalt	12
2.1.3 Empfehlungen	12
2.1.4 Spezielle Untersuchungen	13
2.2 Empfohlene Methoden für den Nachweis und die Beurteilung von Keimen, die auf eine Verunreinigung hindeuten	13
2.2.1 Der Nachweis von coliformen Keimen und <i>E. coli</i>	13
2.2.2 Der Nachweis von faekalen Streptokokken und anaeroben Sporenbildnern	16
2.3. Anforderungen an die bakteriologische Beschaffenheit von Trinkwässern aus öffentlichen Wasserversorgungsanlagen	17
2.3.1 Empfehlungen	18
2.4 Probeentnahme für die bakteriologische Untersuchung	18
2.4.1 Häufigkeit der Entnahme	18
2.4.2 Empfehlungen	19
2.4.3 Entnahmetechnik, Transport der Proben und ihre Aufbewahrung bis zur bakteriologischen Untersuchung	21
3. Virologische Untersuchung	23
4. Biologische Untersuchung	24
5. Radiologische Untersuchung	24
5.1 Grenzwerte für die Radioaktivität im Trinkwasser	24
5.2 Probeentnahme	26
6. Physikalische und chemische Untersuchung	27
6.1 Zweck	27
6.2 Chemisch-toxische Substanzen	27
6.3 Extrahierbare organische Substanzen	27
6.4 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	29
6.5 Pestizide	29

6.6 Untersuchung auf chemische Substanzen, die zu Störungen in der öffentlichen Trinkwasserversorgung führen können	30
6.6.1 Fluoride	30
6.6.2 Andere Substanzen, deren Menge bevorzugt untersucht werden sollte	33
6.7 Allgemeine Untersuchungen zur Kennzeichnung der physikalischen, chemischen und aesthetischen Eigenschaften des Wassers	35
6.8 Probeentnahme zur chemischen Untersuchung	39
6.8.1 Häufigkeit der Entnahme	39
6.8.2 Entnahmetechnik, Transport und Aufbewahrung der Proben	40
Anhang 1: Beispiele für Formblätter zur Darstellung der Ergebnisse bakteriologischer und chemischer Wasseruntersuchungen	41
Anhang 2: Liste der Teilnehmer	46
Schrifttum	48

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Grenzwerte für toxische Substanzen in öffentlichen Wasserversorgungsanlagen	28
Tabelle 2: Wasserinhaltsstoffe, die bei Vorhandensein in größeren Mengen Störungen hervorrufen können	31
Tabelle 3: Empfohlene Grenzwerte für Fluoride im Trinkwasser	33
Tabelle 4: Stoffe, deren Menge bevorzugt untersucht werden sollte	33
Tabelle 5: Verfahren zur physikalischen, chemischen und aesthetischen Untersuchung des Wassers	36

Vorwort zur zweiten Auflage

Seit der Veröffentlichung der ersten Auflage der „European Standards for Drinking Water“ im Jahre 1961 sind neun Jahre vergangen. Wie bereits im Vorwort zu dieser ersten Auflage zum Ausdruck gebracht wurde, ist das Ziel dieser Veröffentlichung die Verbesserung der Trinkwasserbeschaffenheit. Das Buch soll für wirtschaftlich und technisch höher entwickelte Staaten Europas ein Anreiz sein, sich um höhere Anforderungen an die Trinkwasserqualität zu bemühen, die über Minimalfordernisse der „International Standards for Drinking Water“ (86) hinausgehen. Diese letztgenannten Standards sind für jedes Land eine notwendige und erreichbare Grundlage für die Ausgestaltung seiner Trinkwasserversorgung. Gleichzeitig bringen industrielle Entwicklung und die Intensivierung der Landwirtschaft in einigen europäischen Ländern Gefahren für die Trinkwasserversorgung mit sich, die nur für diese Gebiete, aber nicht allgemein gelten. Für solche Länder sind daher berechtigte strengere Anforderungen an die Untersuchung und Überwachung von Trinkwasserversorgungsanlagen zu stellen.

Diese neue, überarbeitete Auflage war notwendig geworden, weil in den letzten Jahren neue Methoden und verbesserte Untersuchungstechniken entstanden sind; außerdem haben sich Probleme durch eine andere Beurteilung von Wasserinhaltsstoffen bzw. durch neue Wasserinhaltsstoffe und die Festsetzung von Grenzwerten ergeben. So mußten weitere Abschnitte hinzugefügt werden, beispielsweise solche über menschenpathogene Viren im Trinkwasser, solche über polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe, die für Mensch und Tier cancerogen wirken können oder über Pestizide, die bei massiver Anwendung in der Landwirtschaft ihren Weg in die natürlichen Wasservorkommen und von dort unter Umständen in die Trinkwasserversorgungsanlagen finden. Die Radioaktivität eines Wassers wurde nicht mehr gemeinsam mit anderen toxischen Inhaltsstoffen in Tabelle 1 erfaßt, sondern getrennt dargestellt, außerdem wurde ein Abschnitt über biologische Untersuchungen und über extrahierbare organische Substanzen hinzugefügt.

Da die Untersuchungstechnik und die Untersuchungsverfahren in den verschiedenen Ländern Europas nicht immer einheitlich sind, wurde das Gewicht dieser zweiten Auflage weniger auf die Art der Untersuchung, als vielmehr auf die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse und die Festlegung von Grenzwerten gelegt.

Um aber trotzdem Vergleichsmöglichkeiten zu haben, wird zum mindesten eine allgemein anerkannte Untersuchungsmethode für jeden Untersuchungsgang angegeben. Die Reihenfolge der angegebenen Verfahren ist so gehalten, daß jeweils die zuerst genannte Methode für die Routine-Untersuchung am geeignetsten ist. Dabei konnten in verschiedenen Schriftumsangaben Unterschiede in der Durchführung von Wasseruntersuchungen festgestellt werden. Viele der aufgeführten Methoden sind auch in Zusammenstellungen über Untersuchungsverfahren einschlägiger Institute und Gesellschaften enthalten, wie z. B. in der Association francaise de Normalisation, Council for Mutual Economic Aid, Dansk Standardiseringsraad, Gesellschaft Deutscher Chemiker, Hoofdcommissie voor Normalisatie in Nederland, Institute belge de Normalisation usw.

Es muß betont werden, daß es nicht Sinn dieser Broschüre ist, eine vollständige Bibliographie über Trinkwasseruntersuchungen zu liefern, sondern die Schrifttumsangaben dienen lediglich als Unterlage für die im Text angegebenen Methoden.

Dieser zweiten, verbesserten Auflage liegen die Empfehlungen der Arbeitsgruppe der European Standards for Drinking-Water, die in Kopenhagen vom 18. bis 21. November 1968 zusammenkam, zugrunde. Die Teilnehmer der Arbeitsgruppe wiesen auf fehlende geeignete Angaben für eine Reihe von Faktoren hin, die die Wassergüte beeinflussen können. Es wurde daher vorgeschlagen, daß besonders bezüglich etwaiger cytotoxischer Eigenschaften des Wassers, sowie zur Festsetzung von Grenzwerten für Pestizidrückstände oder von Grenzwerten für Metallionen-Konzentrationen weiteres Untersuchungsmaterial als Beurteilungsgrundlage notwendig ist. Auch Ermittlungen über den Nitratgehalt im Trinkwasser erscheinen wichtig im Zusammenhang mit der Säuglings-Methaemoglobinaemie. Die gesundheitlichen Gesichtspunkte für die Verwendung entsalzten Wassers und des Minimumgehaltes an Mineralien sowie die Bedeutung nicht-ionogener Detergentien für die Volksgesundheit müssen geklärt werden. Außerdem muß für eine Reihe von Metallen, wie Quecksilber, Zinn, Vanadium, Beryllium u. a. bei ihrem Vorhandensein im Trinkwasser eine Beurteilungsgrundlage geschaffen werden.

Vorwort zur ersten Auflage

Die Tatsache, daß Wasser, das dem Menschen als Trinkwasser dient, frei sein muß von gesundheitsgefährlichen chemischen Substanzen und Mikroorganismen, ist überall anerkannt. Darüber hinaus sollten aber Wasserversorgungsanlagen nicht nur sicher und ohne Schaden für die menschliche Gesundheit angelegt sein, sondern das gewonnene Trinkwasser soll einen möglichst appetitlichen Eindruck machen; dazu gehören eine kühle Temperatur, klares und farbloses Aussehen, und das Freisein von Geschmacks- und Geruchsstoffen.

Lage, Bauweise, Funktion und die Überwachung einer Wasserversorgungsanlage einschließlich des Speicherraumes und des Verteilungssystems muß jede Verunreinigungsmöglichkeit von vornherein ausschließen.

Einige Länder, die dem europäischen Bereich der WHO angehören, haben bereits mit Erfolg Standards für die Beschaffenheit ihres Trinkwassers und die Darstellung der Ergebnisse sowie geeigneter Analysenmethoden aufgestellt. Andererseits fehlen in vielen Ländern derartige Anleitungen sowohl für die Zusammensetzung des Trinkwassers wie für die Untersuchungsmethodik. Im Verlaufe internationaler Sitzungen, die vom Büro der europäischen Region der WHO veranstaltet wurden, wurden die Probleme der Trinkwasserversorgung einschließlich der Analytik und Beurteilung mit erfahrenen Hygienikern und Wasserversorgungs-Ingenieuren diskutiert. Dabei war man sich einig darüber, daß durch die Schaffung einheitlicher Untersuchungsmethoden mit einheitlich dargestellten Untersuchungsergebnissen ein Vergleich von Wasseraufbereitungsverfahren möglich werden kann.

Ebenso lassen sich trinkwassergebundene Epidemien leichter vermeiden, wenn die zuständigen Gesundheitsbehörden zur Kontrolle öffentlicher Wasserversorgungsanlagen vergleichbare Werte an die Hand bekommen.

Das Büro für die europäische Region der WHO hat daher in Zusammenarbeit mit Mitgliedern der einzelnen Regierungen und Gesundheitsbehörden der Länder unter Mitwirkung zahlreicher Experten eine Situationsstudie durchgeführt. Ziel dieser Arbeit sollte die Vorlage von Richtlinien über Wasseruntersuchungen sein. Die ersten Ergebnisse dieser Studie wurden in einem Bericht zusammengefaßt, der die Überschrift „Standards of Drinking-Water Quality and Methods of Examination Applicable to European Countries“ trug und im März 1956 erschien. Er gab in komprimierter Form die wichtigsten Grundlagen nach dem derzeitigen Stand des Wissens für die Schaffung und Aufrechterhaltung einer einwandfreien Trinkwasserversorgung wieder.

Ahnliche Erhebungen wurden auch in anderen Teilen der Welt durchgeführt; die Ergebnisse wurden im Juni 1956 anlässlich einer WHO-Sitzung in Genf verglichen. Unter Zugrundelegung dieser Berichte entstanden die „International Standards for Drinking-Water“, die 1958 durch die WHO veröffentlicht wurden. Hier handelte es sich um Minimalforderungen für die chemische und bakteriologische Wasserbeschaffenheit von zentralen Trinkwasserversorgungsanlagen für die Bevölkerung und um die Zusammenstellung erprobter Untersuchungsverfahren.

1959 fand eine weitere Sitzung von Fachleuten des Büros der europäischen Region in Kopenhagen statt, um den Bericht „Standards for Drinking-Water-Quality and Methods of Examination Applicable to European Countries“ an Hand der seit 1956 gesammelten Erfahrungen zu verbessern. Das Ergebnis ist die vorliegende Fassung.

Man mag sich fragen, warum die WHO sowohl die „International Standards for Drinking-Water“ wie die „European Standards“ geschaffen hat. Dabei ist zu bedenken, daß die „International Standards“ Minimalforderungen darstellen, die jederzeit in allen Teilen der Welt für die öffentliche Trinkwasserversorgung eingehalten werden können. In Anbetracht der unterschiedlichen wirtschaftlichen und zivilisatorischen Möglichkeiten der einzelnen Länder muß sich zwangsläufig ein unterschiedlicher Lebensstandard ergeben. Jene hochentwickelten Länder sollten aber auch höhere Anforderungen an die Trinkwasserqualität stellen. Europa darf als hochentwickelt angesehen werden, so daß die Schaffung besonderer „European Standards“ gerechtfertigt ist. Der Grund, warum überhaupt „Standards“ geschaffen werden, ist in jedem Falle die Verbesserung der Trinkwasserqualität, wobei in Zukunft mit der wirtschaftlichen und kulturellen Förderung von weniger entwickelten Ländern auch eine Anhebung der „International Standards“ verbunden sein sollte.

Die Namen der Mitarbeiter, die bei der Vorbereitung und Ausgestaltung des Berichtes „Standards for Drinking-Water Quality and Methods of Examination Applicable to European Countries“ geholfen haben, sind in der Anlage 2 aufgeführt.

1. Einleitung

1.1 Überblick

Zunächst sei darauf hingewiesen, daß die in diesem Bericht gemachten Vorschläge lediglich als Richtlinien gedacht sind, nicht bindend angewendet werden müssen und nur den Charakter von Empfehlungen haben.

Der Bericht beschäftigt sich mit den Mindestanforderungen an die chemische und bakteriologische Beschaffenheit, die man von Trinkwasser einer öffentlichen Wasserversorgung erwarten kann. Unter einer öffentlichen Wasserversorgung ist eine Einrichtung zu verstehen, die Trinkwasser über ein Verteilungsnetz abgibt und regelmäßig kontrolliert wird, und zwar von örtlichen oder kommunalen amtlichen Instanzen. Obgleich es wünschenswert wäre, daß die Wasserqualität für eine Einzelversorgung oder für eine Versorgung kleinerer Gemeinden nicht schlechter als diejenige größerer Werke ist, kann man doch nicht erwarten, daß diese kleinen Wasserversorgungen in allen Punkten die in den Standards empfohlenen Werte einhalten. Deswegen ist es wichtig, daß die örtlichen Gesundheitsämter zum mindesten eine bakteriologische Kontrolle von Einzelversorgungsanlagen und kleineren Wasserwerken veranlassen.

Die Voraussetzungen für die Trinkwasserversorgung sind selbst in Europa sehr unterschiedlich. Einige Länder haben das Glück, ausreichende Mengen an Grundwasser aus Tiefbrunnen oder Quellen zur Verfügung zu haben, während andere ausgedehnte Rückgriffe auf Flüsse, Seen oder andere Oberflächenwässer machen müssen. In anderen Gegenden ist die Sicherstellung einer ausreichenden Wassermenge das vordringlichste Problem. Trotzdem sollten die in diesem Bericht festgelegten Empfehlungen für jede öffentliche Wasserversorgung gelten, gleichgültig, woher das Rohwasser bezogen wurde.

Außerdem muß darauf hingewiesen werden, daß keine bakteriologische oder chemische Untersuchung die genaue Kenntnis über das Einzugsgebiet des verwendeten Wassers und über das Versorgungsnetz ersetzen kann. Jede Wasserversorgungsanlage sollte daher vor der Probenahme von der Wassergewinnung bis zur Wasserverteilung von Fachleuten begutachtet werden. Besonders die Entnahme bakteriologischer Proben sollte unter verschiedenen Witterungsbedingungen (z. B. starke Regenfälle) und nach größeren Reparaturarbeiten und Umbauten im Werk wiederholt werden. Es muß darauf aufmerksam gemacht werden, daß, wenn die Ortsbesichtigung auf eine offenkundige Verunreinigungsquelle hinweist, die Wasserversorgung zu beanstanden ist, und zwar unabhängig von dem Ergebnis der bakteriologischen oder chemischen Untersuchung. Denn die Untersuchung einer einzigen Probe ergibt nur einen im Augenblick der Probennahme gültigen Wert, während Verunreinigungen häufig intermittierend erfolgen. Ein einwandfreies bakteriologisches Ergebnis ist keine Garantie für einen bakteriologisch einwandfreien Dauerzustand.

Dieser Bericht befaßt sich nicht mit den Möglichkeiten und Formen einer eventuell notwendigen Aufbereitung; trotzdem sollte betont werden, daß eine Chlorung als einzige Stufe für die Aufbereitung von Rohwasser nur in den seltesten Fällen genügt. Meistens ist vor der Chlorung eine Fällung oder Flockung notwendig, um ein einwandfreies Reinwasser zu erhalten. Es muß deutlich ge-

macht werden, daß die Qualität des Reinwassers eine Funktion der Qualität des Rohwassers ist, besonders im Hinblick auf jene chemischen Inhaltsstoffe, die bei der üblichen Wasseraufbereitung nicht entfernt werden.

Sicherlich sind die in diesem Bericht niedergelegten bakteriologischen und chemischen Standards nichts Endgültiges. Es werden immer neue Untersuchungsmethoden eingeführt, so daß sich eine Überarbeitung dieser Standards in gewissen Zeitabständen zwangsläufig ergibt.

Es ist anzunehmen, daß dieser Bericht auch für Wasserwerksunternehmen und jene Instanzen, die mit der Aufbereitung und Verteilung von Wasser zu tun haben, von Nutzen ist. Gedacht ist er aber in erster Linie zum Schutze des Konsumenten, so daß zu hoffen ist, daß er für Gesundheitsämter und -behörden, die mit der Begutachtung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen zu tun haben, von besonderem Wert ist.

Wie viele und welche Untersuchungen in wasserwerkseigenen Laboratorien durchgeführt werden, sollte die Art und Zahl der Kontrollen durch amtliche Stellen nicht beeinflussen. Die Aufgabe dieser Untersuchungsbüros sollte nicht nur in der Lieferung von Ergebnissen bestehen, sondern in der Beratung und dem Hinweis auf mögliche Gefahren auf Grund der Ergebnisse von Ortsbesichtigung und Untersuchung.

Außerdem wird empfohlen, bereits nach der Planung eines Werkes von dem für die Versorgung vorgesehenen Wasser bakteriologische und chemische Untersuchungen durchzuführen. In jedem Falle sollten derartige bereits bestehende oder geplante Untersuchungsbüros technisch und fachlich so ausgerüstet sein, daß solche Analysen durchgeführt werden können und die Ergebnisse korrekt sind.

1.2 Gliederung der Materie

Der Bericht bezweckt in erster Linie den Schutz von Trinkwasser aus öffentlichen Versorgungsanlagen, um die Abnehmer vor gesundheitlichen Schäden zu bewahren. Er wurde daher in Abschnitte über bakteriologische, virologische, biologische, radiologische und physikalisch-chemische Untersuchungen unterteilt. Bei der Auswahl bakteriologischer Untersuchungen (vgl. Abschnitt 2) wurden Betrachtungen darüber angestellt, welche Mikroorganismen als Indikator für eine Verunreinigung gelten sollen oder können; weiterhin über die Methoden, die zu einem erfolgreichen Nachweis dieser Leitkeime führen und welche realisierbaren Standards über den Keimgehalt von Wasser aus zentralen Wasserversorgungssystemen aufgestellt werden müssen. Die Frage der Häufigkeit der Probeentnahme sowie Vorsichtsmaßnahmen, die für die Entnahme, den Transport und die Aufbewahrung bakteriologischer Proben notwendig sind, wird außerdem erörtert. In den Abschnitten 3 und 4, die die virologischen und biologischen Untersuchungen behandeln, wurde entsprechend verfahren. Wenn man auch die letztgenannten Untersuchungsformen nicht als ständigen Teil des Routineuntersuchungsprogramms betrachten kann, sollten sie doch von Zeit zu Zeit durchgeführt werden, zumal jetzt schon mehr über sie bekannt ist als bei der ersten Auflage dieses Berichtes. Abschnitt 5 befaßt sich mit den radiologischen und Abschnitt 6 mit den physikalisch-chemischen Untersuchungen.

Dabei lag das Hauptaugenmerk in Abschnitt 6 auf den Grenzwerten, die für bestimmte toxische Substanzen, die eine akute gesundheitliche Gefahr bedeuten können, gesetzt werden müssen. Zur Feststellung dieser Substanzen wurden Untersuchungsmethoden empfohlen. Außerdem wurden Betrachtungen über andere chemische Wasserinhaltsstoffe, die bei zu hoher oder zu geringer Konzen-

tration zu Störungen führen können, angestellt. Diese Substanzen müssen nicht unbedingt eine gesundheitliche Gefahr für den Verbraucher bedeuten, sondern können das Aussehen des Wassers verändern, so daß ästhetische Momente beim Verbraucher eine Rolle spielen, außerdem können sie zu Störungen des Aufbereitungsprozesses im Werk selbst führen. Daher werden auch zum Nachweis dieser Substanzen Methoden aufgeführt. In diesem Abschnitt 6 wurden kurze Hinweise auf die Bedeutung extrahierbarer organischer Substanzen, polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe und Pestizide für die Trinkwasserversorgung abgehandelt.

1.3 Darstellung der Untersuchungsergebnisse

Im Hinblick auf eine einheitliche Darstellung physikalischer, chemischer und bakteriologischer Ergebnisse erscheint es ratsam, sich zunächst über die Form der Analysenangaben zu einigen. Obgleich die Angaben chemischer Werte zur Beurteilung der Ionenverhältnisse in mval/l erfolgen müssen, ist es zweckmäßiger, daß für den allgemeinen Gebrauch die Analysenwerte bei der chemischen Wasseruntersuchung in mg/l angegeben werden, denn diese Art der Wiedergabe ist allgemein bekannt und weit verbreitet. Die Berechnung auf mval sollte für die Gesamthärte und die Gesamtalkalität benutzt werden, da die Angabe mg/l hierfür nicht geeignet ist.

Soweit wie möglich sollten die chemischen Werte in Ionen, die Menge in Milliliter (ml) und die Temperatur in Grad Celsius ($^{\circ}\text{C}$) angegeben werden. Bei der bakteriologischen Untersuchung sollte der allgemeine Keimgehalt, der mit Hilfe von festen Nährböden ermittelt wurde, als Koloniezahl in 1 ml Wasser bezeichnet werden, wobei Nährmedium, Bebrütungszeit und Bebrütungstemperatur zusätzlich zu vermerken sind. Feststellungen über die Anzahl an coliformen Keimen, *E. coli* oder anderen Faecalindikatoren werden, wenn als Flüssigkeitsanreicherung durchgeführt, als „most probable number“ (MPN) in 100 ml oder bei Anwendung der Membranfiltermethode als Koloniezahl in 100 ml angegeben.

Die Radioaktivität sollte in Picocurie im Liter (pCi/l) und die Ergebnisse elektrischer Leitfähigkeitsbestimmungen als Mikrosiemens im Centimeter ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ausgedrückt werden. Wertangaben für Trübung, Färbung, Geschmack und Geruch sind in Tabelle 4 dargestellt.

2. Bakteriologische Untersuchung

Die bakteriologischen Untersuchungen beziehen sich in der Hauptsache auf die routinemäßige Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen. Soll eine neue Wasserversorgung erschlossen werden, ist vor der Inbetriebnahme eine vollständige bakteriologische Untersuchung durchzuführen. Die Untersuchung muß die Bestimmung der Koloniezahl mit einem gewöhnlichen, nichtselektiven Medium und die Prüfung auf Darmstreptokokken, eventuell auch auf *Cl. welchii*, genauso enthalten wie den Nachweis von coliformen Keimen und *E. coli*. Die Untersuchungen sollten aber außer der Reihe auch dann durchgeführt werden, wenn es nach Lage der Dinge für notwendig erachtet wird. Die Direktuntersuchung auf Krankheitserreger kann von Fall zu Fall nötig sein.

Ein Beispiel über die Form der Darstellung und Mitteilung des Ergebnisses bakteriologischer Wasseruntersuchungen wird in Anlage 1 (vgl. S. 41) gegeben.

2.1. Mikroorganismen, die als Verunreinigungsindikator gelten können

2.1.1 Indikatorkeime für eine faekale Verunreinigung

Die größte Gefahr, die dem Trinkwasser droht, ist die unmittelbare Verunreinigung mit Abwasser oder menschlichen Exkrementen. Dabei darf die Gefahr der Verunreinigung durch tierische Abgänge gleichfalls nicht übersehen werden. Hat eine derartige frische Verunreinigung stattgefunden und befinden sich unter den Verunreinigern Kranke oder Ausscheider solcher infektiöser Darmerkrankungen wie Typhus oder Ruhr, kann das Wasser Erreger dieser Krankheiten enthalten und das Trinken dieses Wassers die Ursache von Neuerkrankungen sein. Obgleich die moderne Bakteriologie in der Lage ist, diese pathogenen Keime in Abwasser und Kläranlagenabläufen nachzuweisen, ist der routinemäßige Nachweis im Trinkwasser nicht zu empfehlen. Wenn pathogene Mikroorganismen in Faekalien oder Abwasser vorhanden sind, stellen sie nur einen geringen Anteil an der Zahl der normalerweise in den Exkrementen vorhandenen Bakterienflora dar, und diese normalen Darmbakterien sind leichter im Trinkwasser nachweisbar. Werden normale Darmbakterien nicht im Trinkwasser gefunden, kann als Analogieschluß gefolgert werden, daß auch pathogene Darmkeime nicht vorhanden sind, so daß die Untersuchung auf normale Darmbakterien als ein Indikator für eine faekale Verunreinigung für die Routinekontrolle als ein genügendes Maß an Sicherheit gelten kann.

Im allgemeinen werden die Keime der Coliformengruppe und die *E. coli* als Indikatoren für eine Verunreinigung angesehen. *E. coli* ist ohne Zweifel faekalen Ursprungs, während über die Bedeutung von im Wasser vorhandenen Keimen der Coliformengruppe viel diskutiert worden ist (8, 9, 67, 81). Dabei können alle Angehörigen der Coliformengruppe faekalen Ursprungs sein, so daß ihre Anwesenheit im Wasser sehr kritisch betrachtet werden sollte, d. h. sie sollten im Einzelfall so lange als Faecal-Indikator angesehen werden, bis ihre nicht-faekale Herkunft gesichert ist. Abgesehen von der Frage, ob Coliforme ein Indikator für eine faekale Verunreinigung sind, müssen sie in jedem Falle als ein in einem Trinkwasser nachgewiesener Fremdkeim betrachtet werden, der im weitesten Sinne für eine Verunreinigung sprechen kann.

Der Nachweis faekaler Streptokokken, besonders des charakteristischen *Streptoc. faecalis*, kann gleichfalls für die Bestätigung der faekalen Natur einer Verunreinigung von Wert sein. Faecal-Streptokokken kommen in der Regel im Stuhl in wechselnder Menge vor. Im Wasser sterben sie schätzungsweise mit der gleichen Rate wie *E. coli* ab, aber schneller als die Angehörigen der Coliformengruppe. Werden daher in einer Wasserprobe coliforme Keime, aber keine *E. coli* nachgewiesen, ist der Befund an Darmstreptokokken wichtig zur Bestätigung des faekalen Charakters der Verunreinigung.

Anaerobe Sporenbildner, deren besonders charakteristischer Vertreter *Cl. perfringens* (*Cl. welchii*) ist, sind regelmäßig im Stuhl vorhanden, allerdings in geringerer Zahl als *E. coli*. Die Sporen halten sich wesentlich länger im Wasser als die coliformen Bakterien und sind im allgemeinen widerstandsfähig gegen die Chlorung in einer Höhe, wie sie in der Wasserwerkspraxis üblich ist. Der Nachweis von *Cl. perfringens* oder seiner Sporen in einem natürlichen Wasservorkommen deutet daher auf eine stattgefundene faekale Verunreinigung hin; werden außer diesem Keim weder *E. coli* noch Coliforme nachgewiesen, muß die Verunreinigung bereits vor längerer Zeit erfolgt sein.

Die Untersuchung auf *faekale Streptokokken* und *Cl. perfringens* kann auch dann von Wert sein, wenn Wasser nur sehr unregelmäßig untersucht wird oder wenn neue Wasservorkommen erschlossen werden sollen. In solchen Fällen sollten alle Möglichkeiten der bakteriologischen Information ausgeschöpft werden.

2.1.2 Gesamtgehalt an Mikroorganismen

Häufig wird die Methode der Bestimmung der Anzahl an auswachsenden Kolonien auf Nähragar bei 37 °C und 20 °C in der bakteriologischen Wasseruntersuchung benutzt. Die Bestimmung der Koloniezahl als alleinige Untersuchungsmethode ist von wenig Nutzen zur Feststellung einer faekalen Verunreinigung, denn es werden alle Mikroorganismen erfaßt, die imstande sind, unter den Untersuchungsbedingungen zu wachsen. Eine regelmäßige Durchführung der Koloniezahlbestimmung, etwa an Tiefbrunnen oder Quellen, kann von gewissem Wert sein, denn ein plötzlicher Anstieg der Zahl kann sehr frühzeitig auf eine stattgehabte Verunreinigung hinweisen. Ebenso haben Koloniezahlbestimmungen, die regelmäßig an den einzelnen Aufbereitungsstufen einer Wasserversorgungsanlage ausgeführt werden, eine nicht unbeträchtliche Aussagekraft, genau wie derartige Bestimmungen an neu zu erschließenden Wasservorkommen.

Die ausschließliche Benutzung der Koloniezahl zur Beurteilung eines Trinkwassers oder eines Oberflächenwassers zur Trinkwasserversorgung ist ziemlich wertlos, da allein schon als Folge wechselnder klimatischer Bedingungen große Schwankungsbreiten zu erwarten sind.

2.1.3 Empfehlungen

Trinkwasser in einem Verteilungssystem, aufbereitet oder unaufbereitet, sollte keine Mikroorganismen faekaler Herkunft enthalten. Die Abwesenheit coliformer Keime besagt mit höchster Wahrscheinlichkeit, daß das Wasser nicht verunreinigt ist (vgl. S. 11). Ihr Nachweis muß so lange als faekale Verunreinigung gewertet werden, wie ihre nichtfaekale Herkunft bewiesen ist. Werden coliforme Keime gefunden, muß die Verunreinigungsquelle durch weitere Untersuchungen ermittelt werden.

Zur Gruppe der Coliformen gehören alle gram-negativen, nicht sporenbildenden Keime, die in der Lage sind, Laktose unter Gas- und Säurebildung bei 37 °C in weniger als 48 Stunden zu vergären.

E. coli ist eindeutig faekalen Ursprungs und ihr Nachweis gilt als sicherer Indikator für eine faekale Verunreinigung, die Sofortmaßnahmen zur Ermittlung und Sanierung erfordert. *E. coli* ist ein gram-negativer, nicht-sporenbildender Keim, der fähig ist, Laktose bei 37 °C und 44 °C¹⁾ in weniger als 48 Stunden zu Säure und Gas zu vergären, der Indol aus tryptophanhaltigem Peptonwasser bilden kann und der nicht in der Lage ist, Natriumcitrat als einzige Kohlenstoffquelle auszunutzen.

Für eine hygienische Überwachung sind häufige Kontrollen notwendig. Es sollten mindestens 100 ml Wasser untersucht werden.

¹⁾ In mindestens einem Land wurde mit Erfolg für die Vergärung bei 44 °C Mannit statt Laktose verwendet. Die Verwendung von Mannit kann Schwierigkeiten mit sich bringen, wenn es sich um *E. coli*-Stämme handelt, die permease-negativ sind.

2.1.4 Besondere Untersuchungen

Untersuchungen auf Salmonellen, Bakteriophagen oder agglutinierende *E. coli*-Typen, die Enteropathien bei Säuglingen und eventuell auch bei Erwachsenen auslösen können, sind, da sie nicht zur Routineuntersuchung gehören, am zweckmäßigsten durch ein Speziallaboratorium vorzunehmen.

2.2 Untersuchungsmethoden, die zum Nachweis von Mikroorganismen als Verschmutzungssindikatoren dienen können

2.2.1 Nachweis von coliformen Keimen und *E. coli*

Grundsätzlich können zwei Methoden zum Nachweis und zur Bestimmung der Anzahl an coliformen Keimen im Wasser benutzt werden, nämlich die Anreicherung (3, 25) von bestimmten Wassermengen in einem geeigneten Flüssig-Nährmedium und die Membranfiltermethode (3, 11, 12, 25, 74, 84, 85), bei der bestimmte Wassermengen durch ein Membranfilter filtriert werden. Beide Methoden geben nicht unbedingt vergleichbare Resultate, allein schon, weil die Kolonien auf dem Membranfilter keinen Hinweis auf eine erfolgte Gasbildung aus Laktose ermöglichen.

Flüssigkeitsanreicherung:

Die Untersuchung in flüssigem Nährmedium hat zunächst die Feststellung eines Verdachtes der Anwesenheit coliformer Keime zum Ziel. Die Grundlage dieser Untersuchung ist das Einimpfen von Wasser in Flaschen oder Röhrchen, die ein geeignetes flüssiges Nährmedium enthalten, und das nach einer entsprechenden Bebrütungszeit daraufhin beobachtet wird, ob es für die Anwesenheit von coliformen Keimen verdächtig ist. Die Untersuchung hat also zunächst die Ermittlung eines Verdachtes (Presumptiv-Test) zum Ziel, weil die beobachteten biochemischen Reaktionen nicht nur von Coliformen, sondern auch von anderen Bakterienarten ausgelöst werden können, so daß eine bestätigende Untersuchung folgen muß. Der Anteil an falschen positiven Ergebnissen hängt sowohl von der Bakterienflora des Wassers wie auch von der Art des Nährmediums ab.

Bei dem Einbringen geeigneter Wassermengen in eine Reihe von Röhrchen ist die Schätzung der Anzahl an coliformen Keimen in einer bestimmten Wassermenge an Hand von statistischen Tabellen möglich. Ein Schema für die zu verwendenden Wassermengen und die Anzahl der bestimmten Wassermenge zugeordneten Anzahl an Röhrchen sowie Tabellen, die die MPN (most probable number) für Coliforme in einer bestimmten Wassermenge in Abhängigkeit der verschiedenen Kombinationen von verdächtigen und unverdächtigen Röhrchen wiedergibt, sind dargestellt in: „International Standards for Drinking-Water“ (86), „The Bacteriological Examination of Water Supplies“ (25) und „Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater“ (3).

Für diese Voruntersuchung auf coliforme Keime wurde in den verschiedenen Ländern eine Vielzahl von unterschiedlichen Nährmedien benutzt. In den letzten zehn Jahren ist viel Arbeit auf die Schaffung chemisch definierter Nährösungen verwandt worden (17, 29, 36, 37, 43, 68, 70, 82, 83). Das Ergebnis ist eine Laktose-Bouillon (13, 25, 81) mit Bromkresolpurpur als Indikator (81) und einer festgelegten Konzentration an Gallensalzen (10) — oder ein Glutamat-Medium, die beide bis zu 48 Stunden bei 37 °C zu bebrüten sind. Beide Medien sind zur Ermittlung eines Verdachtes der Anwesenheit coliformer Keime geeignet. Bisher waren verschiedene Glutamatmedien in Gebrauch (17, 68, 70, 83), aber

kürzlich angestellte Vergleichsuntersuchungen (68, 70) haben gezeigt, daß das verbesserte Formiat-Laktose-Glutamatmedium, zuerst von GRAY (37) beschrieben, aber jetzt mit verändertem Mineralgehalt (25, 70) die befriedigendsten Ergebnisse liefert.

Die Bestätigung des Verdachtes:

Bei bestehendem Verdacht sollte so schnell wie möglich eine endgültige Untersuchung auf coliforme Keime und *E. coli* folgen. Am einfachsten ist die Verimpfung des Inhalts jedes verdächtigen Röhrchens in je zwei Röhrchen mit Brillantgrün-gallenbouillon (3, 13, 57) oder Laktose-Ricinoleatbrühe (69); davon muß das eine bis zu 48 Stunden bei 37 °C zur Bestätigung der Anwesenheit von Coliformen bebrütet werden. Das andere wird bei 44 °C bebrütet und nach 6 bis zu 24 Stunden beobachtet (80), um zu entscheiden, ob es sich bei den verdächtigen Keimen um *E. coli* handelt oder nicht. Falls erwünscht, kann der Verdacht auf Anwesenheit von *E. coli* weiter erhärtet werden durch den Nachweis der Indolbildung bei 44 °C. Ist eine vollständige Bestätigung notwendig, muß ein kleiner Teil des Inhaltes der verdächtigen Röhrchen auf einen festen Nährboden (z. B. Milchzuckeragar, Endo-Agar, Eosin-Methylenblauagar, MacConkey-Agar) geimpft und Einzelkolonien auf ihr Verhalten bezüglich Indolbildung, Citratabbau (3, 13, 25, 65) und Laktosevergärung bei 37 ° und 44 °C geprüft werden.

Die zur Untersuchung notwendige Wassermenge:

Für die bakteriologische Untersuchung werden mindestens 100 ml Wasser benötigt. Dabei sind die für die Anreicherung in flüssigem Nährmedium notwendigen Mengen abhängig von der Qualität des zu untersuchenden Wassers. Der Untersucher muß also von den bisher an der betreffenden Wasserversorgungsanlage gesammelten Erfahrungen ausgehen. Wird angenommen, daß es sich um bakteriologisch einwandfreies Wasser handelt, ist es zweckmäßig, einmal 50 ml und fünfmal 10 ml zur Anreicherung zu verwenden, während bei Wässern mit zweifelhafter Qualität einmal 50 ml, fünfmal 10 ml und fünfmal 1 ml anzusetzen wären. Mit stark verunreinigtem Wasser müssen Verdünnungen von 1 : 100 oder 1 : 1000 usw. hergestellt werden, um nach dem Ansatz einige Röhrchen mit negativem Ergebnis zu erhalten, so daß eine MPN ermittelt werden kann. Wie immer die Röhrchen beschickt werden, es sollte stets derart geschehen, daß die Bestimmung einer MPN für coliforme Keime für 100 ml des Ausgangswassers mit Hilfe von statistischen Tabellen möglich ist.

Membranfiltermethode:

Die andere Möglichkeit, die Zahl an coliformen Keimen in einer Wasserprobe zu bestimmen, ist die Filtration einer bestimmten Wassermenge durch ein Membranfilter, das im wesentlichen aus Zelluloseestern besteht. Bakterien werden während der Filtration auf der Membranfilteroberfläche zurückgehalten und werden bei Auflegen des Filters auf einen geeigneten Nährboden und bei einer geeigneten Bebrütungstemperatur als Kolonien auf der Membranfilteroberfläche sichtbar. So ist es auch möglich, ohne Benutzung von Tabellen innerhalb von 18 Stunden für coliforme Keime und *E. coli* verdächtige Koloniezahlen zu erhalten. Zu bedenken ist aber, daß auch Membranfilterkoloniezahlen statistischen Schwankungen unterliegen, so daß Wasser ein und derselben Probe nicht die gleiche Koloniezahl ergeben muß (vgl.: The Bacteriological Examination of Water Supplies [25]).

Allerdings verursachen weder sporenbildende Anaerobier, die in Laktosebouillon positive Reaktionen vortäuschen können, noch Bakterien, die bei anderweitiger Flüssigkeitsanreicherung positive Ergebnisse vortäuschen, auf dem Membranfilter einen verdächtigen Befund. Andererseits ist es nicht möglich, auf dem Membranfilter den Zuckerabbau bis zur Gasbildung nachzuweisen.

Filterapparat und Angaben zur Filtertechnik:

In den meisten Fällen besteht die Fläche zur Auflage des Membranfilters aus poröser Kohle oder gesintertem Glas, eingebettet in eine Metallhalterung mit einem Gummiring, auf dem ein Glas- oder Metallzylinder mit Graduierung von 50 und 100 ml befestigt werden kann. Dieses eigentliche Filtergerät wird auf eine Filterflasche montiert, die an eine Vakuumpumpe (elektrische Vakuumpumpe, Wasserstrahlpumpe, Handpumpe) angeschlossen werden kann. Nachdem eine abgemessene Wassermenge filtriert wurde, wird das Membranfilter abgehoben und mit der Oberfläche nach oben auf einen in einer Kulturschale befindlichen geeigneten festen Nährboden oder einen mit Nährlösung getränkten saugfähigen Untergrund (Karton, Filterpapier, Zellstoff) aufgelegt. Eine nähere Beschreibung und Abbildungen von dem Filtergerät befinden sich in „Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater“ (3) und in „The Bacteriological Examination of Water Supplies“ (25). Einzelheiten über die Sterilisation des Apparates und der Membranfilter, die zu verwendenden Nährböden sowie über die Bebrütungszeit werden gleichfalls in den eben genannten Veröffentlichungen wiedergegeben. Für die quantitative Untersuchung auf Coliforme und *E. coli* müssen getrennte Membranfilter und verschiedene Bebrütungsarten verwendet werden.

Nach der Bebrütung des Membranfilters sollte dieses mit einer Lupe bei guter Beleuchtung geprüft werden. Das Erscheinungsbild der Kolonien ist abhängig von dem verwendeten Nährboden. Es sollten alle Kolonien, ohne Rücksicht auf ihre unterschiedliche Größe, gezählt werden. Wenn notwendig, können Einzelkolonien von dem Membranfilter in ein flüssiges Medium oder auf einen festen Nährboden zur endgültigen Diagnose verimpft werden.

Die zur Untersuchung notwendige Wassermenge:

Die Bestimmung der Koloniezahl für coliforme Keime und *E. coli* erfolgt aus getrennten Wassermengen. Alle Proben, in denen weniger als 100 Coliforme in 100 ml Wasser zu erwarten sind, erfordern die Filtration von jeweils 100 ml. Bei verunreinigten Wässern sollte die zu untersuchende Menge so gewählt werden, daß die auf dem Membranfilter zu erwartende Koloniezahl zwischen 10 und 100 liegt. Ist die zu filtrierende Wassermenge geringer als 10 ml, sollte sie mit sterilem Wasser soweit aufgefüllt werden, daß sie mindestens 10 ml beträgt.

Vor- und Nachteile der Membranfiltermethode:

Ein eindeutiger Vorteil ist die Schnelligkeit, mit der durch die Membranfiltertechnik Ergebnisse einschließlich der *E. coli*-Keimzahl erzielt werden können. Dadurch sind bei schlechten bakteriologischen Befunden schnell Abhilfemaßnahmen möglich, während bei negativen Befunden gleichfalls sehr frühzeitig eine Benachrichtigung des Wasserwerksunternehmers erfolgen kann. Im Laboratoriumsbetrieb kann an technischer Hilfsarbeit, Nährbodenmaterial und Glassachen gespart werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, das Wasser an Ort und Stelle zu filtrieren, die Membranfilter auf mitgeführte Nährböden aufzulegen und erst später im Speziallaboratorium weiterzuverarbeiten. Darauf wird in dem Abschnitt Probeentnahme und Probentransport noch einmal eingegangen.

Membranfilter sind zur Filtration von stark getrübten Wässern, besonders bei geringem Keimgehalt, ungeeignet, denn das Filter setzt sich zu, bevor eine genügend große Wassermenge filtriert wurde. Membranfilter sind ferner ungeeignet zur Untersuchung von Wässern, die wenig coliforme Keime, aber eine starke nicht-coliforme Bakterienflora enthalten, weil in diesem Falle die Nicht-coliformen die Filteroberfläche bedecken, ohne den wenigen Coliformen eine Berührungs möglichkeit mit den Nährstoffen zu geben. Sind Keime vorhanden, die aus Laktose zwar Säure, aber kein Gas bilden, sind Membranfilter wegen der dadurch bedingten hohen Rate an falschen Verdachts-Befunden nicht anwendbar.

Früher wurde bei der Anwendung der Membranfiltertechnik häufig nach den ersten Bebrütungsstunden der Nährboden gewechselt. Heute hat man diese Maßnahme durch Änderung der Bebrütungstemperatur ersetzt. Dies kann dadurch geschehen, daß für die Platten mit den Filtern nach einer gewissen Bebrütungszeit ein anders temperierter Brutschrank gewählt wird, oder daß sich in demselben Brutschrank durch eine Automatik zu einer bestimmten Zeit eine andere Temperatur einstellt.

Da die durch die Membranfiltermethode erzielten Ergebnisse nicht mit jenen bei der Flüssigkeitsanreicherung gewonnenen übereinstimmen müssen, ist es notwendig, vor Verwendung der Membranfiltration als einzige Routinemethode im Laboratorium oder für ein bestimmtes Wasserwerk eine genügende Zahl von Paralleluntersuchungen nach beiden Methoden durchzuführen, um die Gleichwertigkeit beider, oder aber die Überlegenheit einer Methode zu erkennen.

2.2.2 Der Nachweis faekaler Streptokokken und anaerober Sporenbildner

Falls es wünschenswert erscheint, die Untersuchungen auf coliforme Keime und *E. coli* zu ergänzen, sind für den Nachweis von faekalen Streptokokken und anaeroben Sporenbildnern folgende Methoden geeignet:

F a e k a l e S t r e p t o k o k k e n : Die im allgemeinen zum Nachweis faekaler Streptokokken benutzten Methoden sind folgende:

1. Die Verimpfung unterschiedlicher Wassermengen in Röhrchen mit Traubenzucker-Azid-Bouillon (25, 38). Die Bebrütung erfolgt über 72 Stunden bei 37 °C. Sobald Säurebildung auftritt, müssen durch Verimpfen einer nicht zu geringen Menge Subkulturen in dem gleichen Nährsubstrat angelegt und für 48 Stunden bei 45 °C bebrütet werden. Alle Röhrchen, die bei dieser Temperatur Säurebildung zeigen, enthalten faekale Streptokokken (25).
2. Durch Membranfiltration (25, 76): Bei dieser Methode weicht die Filtertechnik nicht vor der bereits in Abschnitt 2.2.1 beschriebenen ab (vgl. S. 14), lediglich der Nährboden zur Aufnahme des Filters und die Bebrütungstemperatur ist verschieden. Das Membranfilter wird nach der Filtration auf eine gut vorgetrocknete Traubenzucker-Azidagarplatte (76) aufgelegt, diese wird für 4 Stunden bei 37 °C und für weitere 44 Stunden bei 44° bis 45 °C bebrütet (25). Alle rot oder braun wachsenden Kolonien können als faekale Streptokokken angesehen und ausgezählt werden (85).

A n a e r o b e S p o r e n b i l d n e r : Die beste Methode zum Nachweis und zur zahlenmäßigen Bestimmung von Sporen von *Clostridium perfringens* im Wasser ist folgende: Es werden unterschiedliche Wassermengen — vorher 10 Minuten lang auf 75 °C erhitzt, um die nicht-sporenbildenden Keime abzutöten — in Flaschen mit Schraubverschluß, die ein verbessertes Clostridien-Nährmedium (DRCM, 35) enthalten, verimpft. Die Flaschen sollten so voll sein, daß nur wenig Luftraum über der Nährflüssigkeit steht. Sie werden dann 48 Stunden bei 37 °C

bebrütet. Ein Vorhandensein von Clostridien zeigt sich durch Schwarzfärbung des Mediums an, bedingt durch Reduktion des in ihm enthaltenen Sulfits zu Sulfid. Diese Reaktion kann von jeder Clostridienart produziert werden, daher sollte von jeder positiven Flasche in ein Röhrchen mit Lakmusmilch (25) weiterverimpft werden. Diese Röhrchen werden 48 Stunden lang bei 37 °C bebrütet. Die Anwesenheit von *Cl. perfringens* zeigt sich durch starke Säuerung und Koagulation an, wobei Gasblasen die Coagula zerreissen.

2.3 Anforderungen an die bakteriologische Beschaffenheit von Trinkwasser aus öffentlichen Wasserversorgungsanlagen

Häufig wird das ins Versorgungsnetz abgegebene Trinkwasser gechlort oder auf andere Art desinfiziert. Bei einigen Versorgungsanlagen ist das nicht notwendig. Es besteht aber kein Grund, an die bakteriologische Beschaffenheit desinfizierter oder nicht-desinfizierter Wässer, die in das Verteilungssystem abgegeben wurden, verschiedene Maßstäbe anzulegen. Eine wirksame Chlorung befreit ein Wasser von coliformen Keimen, und wenn Trinkwasserversorgungsanlagen nicht in der Lage sind, ein Wasser ohne coliforme Keime ins Netz abzugeben, sollten Maßnahmen ergriffen werden, um diese Wässer zu chloren oder auf andere Art zu desinfizieren.

Um die bakteriologische Beschaffenheit von Wasser aus öffentlichen Versorgungsanlagen beurteilen zu können, ist es notwendig, sowohl den bakteriologischen Zustand des das Werk verlassenden Reinwassers wie auch dessen Bakteriengehalt im Verlaufe des Verteilungssystems zu kennen. Ein das Werk verlassendes bakteriologisch einwandfreies Trinkwasser kann sich bis zum Zapfhahn des Verbrauchers verändern. Dabei können coliforme Keime in das Verteilungsnetz durch Pumpen, Dichtungsmaterial für Rohrverbindungen und Dichtungsscheiben an Zapfhähnen gelangen. Zusätzlich bestehen Verunreinigungsmöglichkeiten außerhalb des Verteilungsnetzes durch Querverbindungen, Rücksaugung, Tank- und Behälterdefekte, Rohrbrüche, defekte Hydranten oder unfachmännische Hausinstallationen. Wenn auch coliforme Keime, die von Zapfhähnen oder Dichtungsmaterial herrühren, keine oder nur eine geringe gesundheitliche Gefährdung bedeuten, so stellen Verunreinigungen, die von außen in das Rohrnetz gelangen, in jedem Falle eine genau so große potentielle Gefahr dar wie die direkte Verwendung verunreinigten oder schlecht aufbereiteten Wassers. Es ist ratsam, zweierlei zu beachten, nämlich einmal die Notwendigkeit, im gesamten Rohrnetz einen gleichbleibend hohen Druck aufrechtzuerhalten, so daß ein Ansaugen von Verschmutzungen verhindert wird und zum anderen, die Installation einer Chlorungsanlage für Notfälle vorzusehen.

Die bei einem plötzlichen Auftreten von coliformen Keimen im Versorgungssystem zu ergreifenden Maßnahmen sind von den örtlichen Gegebenheiten abhängig. Es sollte aber nicht vergessen werden, daß die Möglichkeit des Vorkommens coliformer Keime sowohl im gechlorten wie im ungechlorten Wasser gleich groß ist, so daß deswegen beide gleich beurteilt werden sollten.

Es kann nicht deutlich genug gesagt werden, daß der Wert bakteriologischer Untersuchungen mit der Häufigkeit der Probeentnahme steigt. Die Untersuchung einer Einzelprobe kann nicht mehr aussagen als den bakteriologischen Zustand des Wassers zur Zeit der Probeentnahme in dieser bestimmten Wassermenge an dem bestimmten Entnahmepunkt. Um einen Überblick über den tatsächlichen hygienischen Zustand des Wassers zu gewinnen, sind häufige Probeentnahmen an sorgfältig ausgewählten Entnahmestellen des gesamten Versorgungssystems einschließlich von Rohrendsträngen notwendig.

2.3.1 Empfehlungen

Es ist von äußerster Wichtigkeit, daß bei der Kontrolle der hygienischen Wasserbeschaffenheit öffentlicher Wasserversorgungsanlagen bakteriologische Proben sowohl von dem das Werk verlassenden Reinwasser wie aus Zapfstellen des Versorgungsnetzes häufig und regelmäßig entnommen werden.

Wenn in 100 ml Wasser coliforme Keime nachgewiesen werden, sollte sofort an der gleichen Entnahmestelle eine Nachkontrolle erfolgen. Dies ist das mindeste, was getan werden muß; außerdem sollten aber zur Kontrolle an anderen Stellen der Aufbereitungsstufen, Pumpwerke, Behälter und des Versorgungsnetzes Proben entnommen werden, um den Befund zu erhärten. Die Anwesenheit coliformer Keime in einer öffentlichen Versorgung sollte immer zum Nachdenken veranlassen. Die notwendigen Sanierungsmaßnahmen, unabhängig von den Nachkontrollen, werden dagegen stets von den örtlichen Verhältnissen abhängig sein.

Wenn die bakterielle Verunreinigung sehr stark ist, müssen Abhilfemaßnahmen unabhängig von dem Ergebnis weiterer bakteriologischer Kontrollen durchgeführt werden. Die Entscheidung darüber liegt bei jenen, die Kenntnis über die örtlichen Verhältnisse haben und für die Aufrechterhaltung der öffentlichen Gesundheit verantwortlich sind.

Die folgenden bakteriologischen Grenzwerte werden für das Wasser aus öffentlichen Versorgungen empfohlen:

Coliforme Keime dürfen in keinem Fall im in das Netz abgehenden Wasser enthalten sein, unabhängig davon, ob dieses Wasser desinfiziert wird oder nicht. In einem desinfizierten Wasser liegt bei Anwesenheit coliformer Keime die Vermutung nahe, daß die Desinfektionswirkung unvollkommen ist. Werden Coliforme in einem nicht-aufbereiteten Wasser nachgewiesen, sind weitere Untersuchungen unverzüglich anzuschließen. Als Idealzustand muß gelten, daß in jedem Teil des Versorgungsnetzes ein Wasser gezapft wird, das frei von coliformen Keimen ist. Als Kompromiß können im Wasser aus dem Verteilungsnetz einige oder wenige Coliforme geduldet werden, wenn sie in bis zu 5 % der entnommenen und untersuchten Proben auftreten, unter der Bedingung, daß außerdem ein positives Ergebnis an zwei oder mehr nacheinander entnommenen Proben nicht auftritt, und daß jährlich mindestens 100 Proben von 100 ml Wasser untersucht werden. Das besagt, daß mindestens 95 % der jährlich untersuchten Proben in 100 ml Wasser coliformfrei sein müssen, entsprechend einer durchschnittlichen Größenordnung von einem coliformen Keim in 2 Liter Wasser. Dabei handelt es sich um eine statistische Form der Darstellung einer durchschnittlich einwandfreien bakteriologischen Wasserqualität, aber keinesfalls darf darüber vergessen werden, daß jeder nicht einwandfreie bakteriologische Befund ohne Verzögerung Abhilfemaßnahmen erfordert, ohne daß man darauf wartet, daß die 5%-Grenze, die nur für die Summe der jährlichen Untersuchungen gilt, überschritten wird.

2.4 Probeentnahme für die bakteriologische Untersuchung

2.4.1 Häufigkeit der Probeentnahme

Eine Entnahme von Proben zur bakteriologischen Untersuchung und für die hygienische Beurteilung der Wasserversorgungsanlage sollte so oft erfolgen, daß ein genauer Überblick über die in Brunnen, Aufbereitung, Behältern, Pumpwerken und im Verteilungsnetz herrschenden bakteriologischen Verhältnisse möglich ist. Außerdem ist eine Ortsbesichtigung von der Wassergewinnung bis zum Ver-

braucher unbedingt notwendig. Die für die öffentliche Gesundheit verantwortlichen Dienststellen sollten zur Beratung bei der Probeentnahme einen Experten hinzuziehen, der Entnahmestellen und Häufigkeit der Entnahme festlegt. Dabei sollten die bakteriologischen Untersuchungen nur in Fachlaboratorien durchgeführt werden.

In einigen Ländern wurde empfohlen, die Zahl der zu entnehmenden Proben von der Zahl der Verbraucher abhängig zu machen (32, 78). Es erscheint vernünftig, daß die Häufigkeit der Untersuchung von Routine-Proben unaufbereiteten Wassers und von Wasser aus dem Verteilungssystem abhängig ist von der zu versorgenden Einwohnerzahl. Dabei muß die Probeentnahme regelmäßig über das Jahr verteilt werden und die Anzahl der zu untersuchenden Proben nach den örtlichen Verhältnissen, wie Möglichkeiten der Verunreinigung, geographische Lage, Ausgestaltung des Einzugs- und Schutzgebietes festgelegt werden. Erfordert das Reinwasser eine Chlorung oder eine andere Art der Desinfektion, ist eine ständige Kontrolle bei Eintritt in das Versorgungsnetz erforderlich, und eine bakteriologische Untersuchung eines solchen Reinwassers sollte mindestens einmal täglich durchgeführt werden.

Ein Beispiel für ein Formblatt zur Mitteilung bakteriologischer Untersuchungsergebnisse ist im Anhang 1 (vgl. S. 42) wiedergegeben.

2.4.2 Empfehlungen

Wenn Trinkwasser eine Chlorung oder eine andere Art der Desinfektion nötig hat, sind laufende Kontrollen sowohl des Restchlor- oder Desinfektionsmittelgehaltes wie der bakteriologischen Beschaffenheit notwendig. Die Kontrolle der Desinfektion ist deswegen notwendig, weil sie sicherstellt, daß der Zufluß möglicherweise verunreinigten Wassers in das Verteilungsnetz schnell erkannt und abgestellt werden kann. Grundsätzlich sollte die bakteriologische Untersuchung gechlorten oder auf andere Weise desinfizierten Wassers vor Eintritt in das Versorgungssystem mindestens einmal täglich erfolgen, besonders wenn es sich um größere Versorgungsanlagen handelt. Bei kleineren Anlagen, etwa zur Versorgung von 10 000 Einwohnern oder darunter, ist eine tägliche bakteriologische Kontrolle kaum durchzuführen, so daß man sich auf die genaue Kontrolle des Desinfektionsmittelzusatzes verlassen muß und die bakteriologischen Proben wöchentlich untersucht werden. Bei sehr kleinen Anlagen kann diese Frist noch vergrößert werden.

Einige Wasserversorgungen, die eigentlich keine Desinfektion nötig haben, werden trotzdem häufig zur Vorsicht mit einer Chlorung betrieben. Hier erscheint eine tägliche bakteriologische Kontrolle nicht notwendig, und die Häufigkeit der Untersuchung kann in dem gleichen Ausmaß erfolgen, wie sie für Anlagen ohne Desinfektion gilt (vgl. unten).

Bei allen Anlagen, bei denen eine Desinfektion des Reinwassers notwendig ist, muß die Konzentration des zugesetzten Desinfektionsmittels mehrmals täglich kontrolliert werden, und zwar nicht nur an einer Stelle, sondern an verschiedenen Entnahmestellen des Versorgungssystems. Die Wirksamkeit der Chlorung bzw. einer anderen Art der Desinfektion kann schnell durch die Anwendung von Reagenzien, besser durch automatische Kontrolle geprüft werden. Eine automatische Kontrolle erfordert allerdings technische Wartung, so daß für kleinere Anlagen wohl nur die Kontrolle von Hand in Frage kommt. Die Ergebnisse müssen für spätere Rückfragen aufgeschrieben und aufbewahrt werden. Dies sollte zweimal jährlich von der zuständigen technischen, hygienischen oder medi-

zinischen Aufsichtsbehörde überprüft werden. Ein Plan der Wasserversorgungsanlage sollte, dem neuesten Stand entsprechend, den Aufsichtsämtern zur Verfügung stehen.

Für Wasser, das ohne Desinfektion in das Versorgungsnetz abgegeben wird, werden für die regelmäßigen Routineuntersuchungen folgende Zeiträume vorgeschlagen:

Zahl der versorgten Einwohner	größter Zeitraum zwischen zwei Probeentnahmen
unter 20 000	ein Monat
20 000 bis 50 000	zwei Wochen
50 000 bis 100 000	vier Tage
über 100 000	ein Tag

Dabei sollten die Proben an allen jenen Stellen entnommen werden, an denen Wasser in das Verteilungsnetz abgegeben wird.

Bezüglich der Anzahl der zu entnehmenden Proben, unabhängig davon, ob eine Desinfektion erfolgt oder nicht — sollten unter Angabe des größten noch zulässigen Zeitraumes zwischen zwei Entnahmen folgende Mindestzahlen an Proben entnommen und untersucht werden:

Zahl der versorgten Einwohner	größter Zeitraum zwischen zwei Probeentnahmen	Mindestanzahl an Proben, die im Versorgungsnetz im Monat entnommen werden müssen
unter 20 000	1 Monat	
20 000 bis 50 000	2 Wochen	
50 000 bis 100 000	4 Tage	
über 100 000	1 Tag	1 Probe auf 10 000 Einwohner im Monat

Dabei scheint es gerechtfertigt, daß die Probenzahl auf eine für 10 000 Einwohner im Monat reduziert wird, wenn die angeschlossene Einwohnerzahl größer als 100 000 ist, da in derartig ausgelegten Versorgungssystemen sowieso täglich mehrere Proben untersucht werden.

Die Proben sollten nicht unbedingt stets an der gleichen Entnahmestelle entnommen werden, sondern die Sachverständigen sollten die Entnahmestellen im Versorgungssystem aussuchen. Es muß ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß es für die Routineuntersuchung wesentlich zweckmäßiger ist, viele Proben nach einfachen Methoden zu untersuchen, als nur gelegentlich entnommene Proben einem komplizierten Untersuchungsgang zu unterwerfen.

Es darf nicht vergessen werden, daß die in den oben angegebenen Tabellen genannten Zahlen Mindestangaben für die routinemäßige bakteriologische Kontrolle darstellen. Bei Ermittlung ungünstiger Umstände im Versorgungssystem, zu Epidemiezeiten oder bei Feststellung einer drohenden Gefahr der Verunreinigung des Trinkwassers, ferner bei Wasserversorgungsanlagen für Molkereien oder andere Lebensmittelbereiche ist immer eine größere Untersuchungshäufigkeit notwendig.

Vermehrte Probeentnahme sollte auch für Gebäude gelten, bei denen von vornherein eine Verunreinigungsgefahr, z. B. bei Vorhandensein von Querverbindungen, besteht. Außerdem muß nach Reparaturarbeiten am Rohrnetz vermehrt kontrolliert werden.

2.4.3 Entnahme, Transport und Aufbewahrung der Proben für die bakteriologische Untersuchung

Die Probeentnahme muß sehr sorgfältig durchgeführt werden, da sie ein Bild der tatsächlichen bakteriologischen Beschaffenheit des Wassers liefern soll, das daher nicht von außen her verunreinigt werden darf.

Die Art der Entnahmetechnik hat entscheidenden Einfluß auf das bakteriologische Ergebnis; es ist daher erforderlich, daß der Probenehmer eigens für diese Aufgabe geschult wird.

Wo mehrere Proben zur gleichen Zeit an der gleichen Stelle entnommen werden müssen, ist es zweckmäßig, die bakteriologische Probe als erste zu entnehmen, um Verunreinigungen am Entnahmehahn durch die folgenden Probeentnahmen zu vermeiden.

Zur Entnahme sollten sterilisierte Glasflaschen mit eingeschliffenem Glasstopfen oder Metallkappe verwendet werden. Wenigstens Stopfen und Flaschenhals sollten durch Papier, Pergament oder Aluminiumfolie geschützt sein.

Enthält das zu entnehmende Wasser Spuren von Chlor, Chloramin oder Ozon, so ist es notwendig, den Entnahmeflaschen vor der Sterilisation eine angemessene Menge Natriumthiosulfat zuzusetzen, um die Wirkung des Desinfektionsmittels zu neutralisieren. Es konnte nachgewiesen werden, daß der Zusatz von 0,1 ml einer 3%igen Natriumthiosulfatlösung zu einer Wassermenge von 170 ml innerhalb von 6 Stunden keinen Einfluß auf die Nachweisbarkeit etwa vorhandener *E. coli*-Keime hat. Diese Menge genügt aber, um bis zu 5 mg/l Chlor zu neutralisieren. Der Einfachheit halber sollte bei allen Flaschen zur bakteriologischen Probeentnahme dieser Natriumthiosulfatzusatz erfolgen, da er auch in ungechlorierten Wässern den Nachweis von *E. coli* nicht ungünstig beeinflußt. Werden gechlortete Proben entnommen, ist es zweckmäßig, gleichzeitig den Chlorgehalt zu bestimmen.

Die Flasche darf bis zum Augenblick der Probeentnahme nicht geöffnet werden. Stopfeninnenrand und Flaschenhals dürfen nicht berührt werden, die Flaschen sollten möglichst weit unten angefaßt werden. Die Flasche ist ohne vorheriges Ausspülen zu füllen und nach der Entnahme sofort zu verschließen.

Wird Trinkwasser aus einem Zapfhahn entnommen, muß sichergestellt sein, daß dieser Hahn tatsächlich Wasser aus der öffentlichen Versorgungsleitung liefert und nicht etwa aus der Regenwasserzisterne auf dem Dach gespeist wird. Der Entnahmehahn sollte gereinigt und durch Abflammen sterilisiert werden. Vor der Entnahme muß das Wasser aus dem Hahn mindestens 2 Minuten abgelaufen sein.

Bei der Entnahme aus Flüssen, Seen, Behältern, Quellen oder Kesselbrunnen muß darauf geachtet werden, daß tatsächlich ein Wasser entnommen wird, daß in seiner Zusammensetzung demjenigen, das dem Verbraucher angeboten wird, entspricht. Es ist daher unzweckmäßig, Proben in Ufernähe oder zu weit entfernt vom Einlauf in die Versorgungsanlage oder aus zu großer Tiefe zu entnehmen. In einem Flußlauf sollte aus erkennbaren Stagnationszonen nicht entnommen werden.

Proben aus Flußläufen, Seen oder Behältern können häufig dadurch entnommen werden, daß die Flasche am Boden mit der Hand gehalten und mit dem Hals nach unten ins Wasser eingetaucht wird. Unter der Oberfläche sollte die Flasche so gedreht werden, daß der Hals senkrecht nach oben und die Flaschenöffnung in Richtung der Strömung zeigt. Ist keine natürliche Strömung erkennbar (z. B. in Behältern), sollte diese künstlich durch eine horizontale Bewegung der Flasche fort von der die Flasche haltenden Hand geschaffen werden. Ist eine Probeentnahme in dieser Form nicht möglich, kann die Flasche am Boden beschwert und dann eingetaucht werden. In jedem Fall muß darauf geachtet werden, daß bei der Probeentnahme keine Beschädigung des Ufers erfolgt, da sonst leicht Faulprozesse in der Flasche ausgelöst werden können. Soll aus einer bestimmten Wassertiefe (z. B. eines Sees oder eines Behälters) entnommen werden, sind spezielle Entnahmeapparate erforderlich.

Wird die Probe aus einem mit einer Handpumpe versehenen Brunnen entnommen, muß vorher mindestens fünf Minuten lang abgepumpt werden, dann sollte der Pumpenauslauf abgeflammt und erneut abgepumpt werden. Ist der Brunnen mit einer Elektropumpe versehen, muß die Probe aus einem vorher abgefiammten Zapfhahn des Steigrohres entnommen werden. Ist keine Abpumpvorrichtung vorhanden, muß die Probe mit einer sterilen Flasche, die am Boden beschwert wurde, direkt aus dem Brunnen entnommen werden. Eine Verunreinigung des Wassers durch die Flaschenaußenfläche ist zu vermeiden.

Ist die Probe entnommen, wird die Flasche etikettiert, beschriftet und, verschen mit einer genauen Beschreibung über Herkommen und Entnahme, ohne Verzögerung dem Laboratorium übergeben.

Während der Aufbewahrung können Veränderungen im Coliformen- und *E. coli*-Gehalt auftreten. Diese Veränderungen können durch Aufbewahrung in einem Eiskasten (26, 27) während des Transportes eingeschränkt werden. Daraus geht hervor, wie wichtig es ist, die Proben so bald wie möglich nach der Entnahme, zum mindesten innerhalb der nächsten sechs Stunden, zu untersuchen. Die Proben sollten auf dem Transport ins Laboratorium, wenn Eis nicht zur Verfügung steht, möglichst kühl aufbewahrt werden. Ist eine bakteriologische Untersuchung innerhalb der nächsten 6 Stunden nicht möglich, muß dieses im Ergebnisbericht vermerkt werden.

Ist von vornherein bekannt, daß eine Untersuchung im Laboratorium erst nach längerer Zeit möglich ist, kann ein Laborwagen mitgeführt oder die Probe in einem Behelfslabor zum mindesten membranfiltriert werden. Das Membranfilter kann auf eine in einer Kulturschale befindliche mit Nährflüssigkeit getränkten Unterlage (25, 64) aufgelegt werden. Bei diesem Transportmedium handelt es sich um eine stark verdünnte Nährösung, die ein Überleben der Keime garantiert, aber innerhalb von 3 Tagen bei Raumtemperatur keine Koloniebildung ermöglicht. Erfolgt die Übersendung an das Laboratorium durch die Post, sollten Kunststoffkulturschalen verwendet werden. Unter den eben geschilderten Einsendungsbedingungen konnten Unterschiede in der Ausbeute an Coliformen- und *E. coli*-Keimen innerhalb von drei Tagen kaum beobachtet werden.

3. Virologische Untersuchungen

Es besteht theoretisch die Möglichkeit, daß Viruserkrankungen durch Trinkwasser übertragen werden können, obgleich das Wasser keine coliformen Keime enthält. Konkrete Beobachtungen für diese Behauptung liegen bisher aber nicht vor.

Keine der bisher gebräuchlichen Abwasserreinigungsverfahren liefert einen virusfreien Ablauf, wenn auch eine Reihe von Untersuchungsergebnissen darauf hinweist (66), daß das Belebtschlammverfahren für die Viruseliminierung besser ist als die Tropfkörperpassage.

Viren können aus Rohwasser und Quellen isoliert werden. Enteroviren, Adenoviren und Reoviren wurden bisher im Wasser gefunden. Dabei erweisen sich die Enteroviren als besonders widerstandsfähig gegen eine Chlorung. Werden daher Enteroviren im gechlorten Wasser nicht nachgewiesen, so kann dieses Wasser als Trinkwasser angesehen werden. Da das Hepatitisvirus bisher nicht gezüchtet werden konnte, muß die Beurteilung eines Wassers bezüglich der Übertragungsmöglichkeit der infektiösen Gelbsucht mit Vorsicht geschehen. Auf Grund der Morphologie und Widerstandsfähigkeit der Enteroviren kann aber angenommen werden, daß ihre Inaktivierung mit derjenigen des Hepatitisvirus parallel geht.

Enthält ein Wasser freies Chlor, kann mit der Abwesenheit von Viren gerechnet werden, solange auch keine coliformen Keime nachgewiesen werden. Enthält ein Wasser allerdings viel organische Substanz, muß das Fehlen von Coliformen nicht unbedingt auch das Freisein von Viren bedeuten.

Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem Grad der Virusinaktivierung und dem im Wasser vorhandenen Redoxpotential (53). Bei einem Redoxpotential von 650 mV (gemessen an Platin- und Kalomelektroden) tritt eine sofortige Inaktivierung selbst großer Viruskonzentrationen ein. Dieses Redoxpotential kann bereits durch sehr geringe Konzentrationen an freiem Chlor erreicht werden, während sehr hohe Konzentrationen an gebundenem Chlor notwendig sind, um ein Redoxpotential von 650 mV zu erreichen (54, 55). In der Praxis genügen 0,5 mg/l freies Cl₂ bei einer Einwirkungszeit von 1 Stunde, um Viren in einem Wasser zu inaktivieren, das als verunreinigt anzusehen ist; 0,4 mg/l freies O₃ kann bei einer Einwirkungszeit von 4 Minuten bereits Viren inaktivieren (15, 16).

Wird in einem Liter keine plaque-bildende Viruseinheit (PFU = plaque forming unit) gefunden, kann angenommen werden, daß das Wasser als Trinkwasser geeignet ist. Es ist allerdings notwendig, zur Ermittlung eines solchen Ergebnisses, mindestens 10 Liter Wasser zu untersuchen. Diese Untersuchungen können in Routine-laboratorien in der Regel nicht durchgeführt werden, es sollte aber mindestens ein Speziallaboratorium in jedem Lande vorhanden sein, das in der Lage ist, Virusuntersuchungen auszuführen und Forschungsarbeit auf diesem Gebiet zu betreiben.

Selbstverständlich sollen virologische Untersuchungen nicht mit der gleichen Häufigkeit durchgeführt werden wie bakteriologische Untersuchungen, es erscheint aber zweckmäßig, bei Wasserversorgungen größerer Gemeinden sowohl bei Oberflächenwasserwerken wie bei Grundwasserwerken mit Aufbereitungsanlagen Virusuntersuchungen durchzuführen. Häufigkeit und Umfang ist dabei abhängig von den örtlichen Gegebenheiten.

4. Biologische Untersuchungen

Eine biologische Untersuchung des Wassers ist angezeigt bei einer Geschmacks- und Geruchsbeeinträchtigung des Wassers und zur Kontrolle deswegen eingeleiteter Wasseraufbereitungsmaßnahmen. Ferner können sie als Ergänzung der chemischen Untersuchungsbefunde dienen und zur Aufklärung der Ursache von Verkrustungen im Leitungsnetz sowie von Störungen bei der Filtration. Manchmal können sie auch einen Hinweis auf die Mischungsverhältnisse von Wässern aus verschiedenen Versorgungsgebieten geben.

Einige biologische Formen leben frei im Wasser, während andere — wie etwa Dreisena- oder Asellus-Arten — in ihrer Existenz mehr oder weniger an die Rohrinnenfläche gebunden sind. Diese Organismen selbst sind nicht pathogen, können aber pathogene Bakterien und Viren beherbergen und sie dadurch dem Angriff von Desinfektionsmitteln, besonders Chlor, entziehen.

Zur Kontrolle öffentlicher Wasserversorgungsanlagen haben sich die folgenden Methoden für die Probeentnahme bewährt:

1. Zur Probeentnahme an Zapfhähnen:

Eine große Wassermenge kann durch ein Membranfilter filtriert werden. Nach dem Trocknen des Filters wird es durch Auftröpfen von Immersionsöl durchsichtig gemacht, so daß es direkt mikroskopierbar ist. Andererseits können Spezialfilter am Zapfhahn montiert werden und nach Passage einer großen Wassermenge ist der Filterrückstand mikroskopisch und makroskopisch zu untersuchen (81).

2. Zur Entnahme von Proben aus dem Rohrsystem:

Ein besonderes Nylonnetz oder ein Baumwollbeutel kann am Auslauf eines Hydranten montiert werden, aus dem das Wasser eines bestimmten Rohrabschnittes unter hohem Druck austritt. Außerdem kann ein bestimmter Rohrabschnitt mit einem eigens dazu konstruierten Plastikzyylinder versehen werden (44), oder es wird ein dreiarmiges Standrohr montiert (48). Der in Netz oder Beutel angesammelte Detritus wird makroskopisch und mikroskopisch untersucht.

Die Ergebnisse werden entweder unter Aufführung der Namen der gefundenen Organismen in der untersuchten Wassermenge oder bezogen auf eine bestimmte Rohroberfläche angegeben.

5. Radiologische Untersuchungen

5.1 Grenzwerte für Radioaktivität im Trinkwasser

Es ist zunächst notwendig, alle jene Möglichkeiten zu erkennen, durch die eine Bevölkerungsgruppe mit großen Dosen freigewordener Radioaktivität getroffen werden kann. Außerdem müssen für die Gesamtbevölkerung Grenzwerte ermittelt werden, die für die routinemäßige Überwachung zu verwenden sind.

Die unten aufgeführten Grenzwerte für Wasser, die maximal erlaubte Konzentration MPC_w , sind den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) entnommen, indem die bei der beruflichen Exposition für die Gonaden- oder somatische Belastung der Bevölkerung geltenden Werte (40, 41, 42), mit dem Faktor $1/100$ multipliziert wurden, um sie als Grenzkonzentration für Trinkwasser, bezogen auf die Gesamtbevölkerung, anzuwenden.

Dabei werden die folgenden Grenzwerte vorgeschlagen:

Gesamt- α -Aktivität	3 pCi/l
Gesamt- β -Aktivität	30 pCi/l

Diese Werte beziehen sich auf das Mittel aller innerhalb von 3 Monaten gemessenen Aktivitäten. Ist allerdings mit einer tatsächlichen radioaktiven Contaminierung einer Wasserversorgung zu rechnen, muß sofort neu untersucht werden. Auch wenn Einzelproben mit unerwartet hohen Werten anfallen, sollte unverzüglich nachkontrolliert werden.

Die Analysenmethoden zum Nachweis der Gesamt- α - und β -Aktivitäten sollten unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse und unter Hinzuziehung von Fachkräften festgelegt werden. Untersuchungsgänge für die Bestimmung von speziellen Radionukliden sind bei 87 angegeben.

Die Radioaktivität im Trinkwasser sollte so klein wie möglich gehalten werden. Dabei dürfen radioaktive Abfälle nicht wahllos dorthin verbracht werden, wo Trinkwasser gewonnen wird. Immerhin beinhalten die angegebenen Grenzwerte sowohl die natürlich im Wasser vorkommende Aktivität wie auch die durch fallout oder Atomkraftwerke verursachte. Sie stellen eine Grenzkonzentration dar, unterhalb der das Wasser als trinkbar gelten kann ohne weitere radiologische Einzeluntersuchungen. Die Grenzwerte sollten im Zusammenhang mit nachfolgendem Kommentar verstanden werden:

Alphaaktivität. Vor Beginn der Untersuchung sollte die durch 222 Rn und 220 Rn bedingte Aktivität durch Belüftung der Wasserprobe ausgeschaltet werden. Ihre kurzlebigen Tochterprodukte können durch eine zweite Untersuchung nach Stehenlassen ermittelt werden. Eine Alphaaktivität von 3 pCi/l oder weniger ist tragbar. Es ist keine weitere radiologische Untersuchung nötig, selbst wenn die gesamte Alphaaktivität durch 226 Rn dargestellt wird. Übersteigt die Aktivität den Wert von 3 pCi/l, ist eine Radioanalyse nach folgendem Untersuchungsgang notwendig:

Gesamt- α -Aktivität

pCi/l¹⁾
3 bis 10

Untersuchungsgang

1. Das Vorhandensein kurzlebiger Tochterprodukte von 222 Rn und 220 Rn muß ausgeschlossen werden. Übersteigt die Restaktivität dann immer noch 3 pCi/l, muß
2. auf das Vorhandensein von 226 Rn untersucht werden. Liegt die 226 Rn-Aktivität unter 3 pCi/l, sind weitere Untersuchungen nicht notwendig, übersteigt sie 3 pCi/l, muß das Ergebnis sofort der zuständigen Gesundheitsbehörde zur Einleitung weiterer Untersuchungen gemeldet werden.

über 10

Ausgedehnte radiologische Untersuchungen sind notwendig. Die gefundenen Werte sind zur weiteren Veranlassung der zuständigen Gesundheitsbehörde mitzuteilen.

Betaaktivität. Eine Betaaktivität von 30 pCi/l und darunter ist tragbar. Weitere Untersuchungen sind nicht notwendig, selbst wenn die gesamte Betaaktivität durch die Anwesenheit von 90 Sr verursacht wird. Wird allerdings der Wert von 30 pCi/l überschritten, ist nach folgenden Untersuchungsschema zu verfahren:

¹⁾ Mittel aus allen Analysenwerten in einem Zeitraum von 3 Monaten.

*Gesamt- β -Aktivität*in pCi/l¹⁾)

30 bis 100

100 bis 1000

über 1000

Untersuchungsgang

1. Eine durch 40 K bedingte Aktivität muß ausgeschlossen werden. Beträgt die Restaktivität noch mehr als 30 pCi/l muß
 2. Untersuchung auf 90 Sr erfolgen. Liegt die 90 Sr-Aktivität unter 30 pCi/l, ist eine weitere Untersuchung nicht notwendig, übersteigt sie 30 pCi/l, muß Meldung an die zuständige Gesundheitsbehörde erfolgen.
 1. Eine durch 40 K bedingte Aktivität muß ausgeschlossen werden.
 2. Untersuchung auf 90 Sr vornehmen. Liegt der 90 Sr-Wert unter 30 pCi/l und der für 129 J unter 100 pCi/l, ist eine weitere Untersuchung nicht notwendig. Werden die genannten Werte überschritten, muß Meldung an die zuständige Gesundheitsbehörde zur Einleitung weiterer Untersuchungen gemacht werden.
- Detaillierte radiologische Untersuchungen (radiochemische Bestimmung von 90 Sr und Gamma-Spektroskopie) sind notwendig. Die Ergebnisse sind der zuständigen Gesundheitsbehörde zur weiteren Veranlassung zu melden.

Wenn der Verdacht besteht, daß 3 H durch fallout oder aus Abflüssen von Atomkraftwerken ins Wasser gelangt ist, sollten unverzüglich detaillierte radiologische Untersuchungen eingeleitet werden. 3 H wird mit den Bestimmungsmethoden für die Betaaktivität nicht erfaßt und kann nur durch Spezialinstrumente nachgewiesen werden (Flüssigkeits-Oszilloskop-Spektrometer). Wird 3 H in Werten von 1000 pCi/l und mehr nachgewiesen, sollte die zuständige Gesundheitsbehörde unverzüglich benachrichtigt werden.

5.2 Probeentnahme

Die Häufigkeit der Probeentnahme, die Art der Entnahme und die Analysenmethoden sollten in Abhängigkeit von der Höhe der gemessenen Aktivitäten des Wassers festgelegt werden. Dabei müssen in der Nähe gelegene Atomkraftwerke und andere radioaktive Verunreinigungsquellen sowie die tatsächliche Kontaminierungsmöglichkeit für das Wasser einkalkuliert werden.

Viele Radionuklide werden schnell an Oberflächen und Partikel adsorbiert. Es ist daher wichtig, die Entnahmestellen am Wasserversorgungssystem und an der Wassergewinnungsanlage so auszuwählen, daß sie für eventuell vorhandene Aktivitäten repräsentativ sind. Wasserproben zur Radioaktivitätsuntersuchung sollten in Polyäthylenflaschen entnommen werden, um eine Adsorption an der Flascheninnenfläche weitgehend auszuschließen.

Die zu untersuchende Wassermenge sollte mindestens 1 Liter betragen. Die Untersuchung muß unverzüglich nach der Entnahme erfolgen, um auch Nuklide mit kurzen Halbwertzeiten zu erfassen.

Es ist wichtig, daß jedes Land mindestens ein Laboratorium besitzt, in dem radioaktive Untersuchungen ausgeführt werden können.

¹⁾ Mittel aus allen Analysenwerten in einem Zeitraum von 3 Monaten.

6. Physikalische und chemische Untersuchung

6.1 Zweck der Untersuchung

Für chemische Untersuchungen bei der Kontrolle von Wasserversorgungsanlagen bestehen viele Möglichkeiten. Dieser Bericht muß sich aber hauptsächlich auf jene Untersuchungen beschränken, die dazu dienen, die Verbraucher vor gesundheitlichen Schäden zu bewahren. Das Hauptaugenmerk liegt daher auf dem Nachweis toxisch wirkender chemischer Substanzen und solcher Wasserinhaltsstoffe, die zu Störungen in der Wasserversorgung führen können. Während häufige bakteriologische Untersuchungen für eine hygienische Kontrolle erforderlich sind, sind chemische Untersuchungen in weit geringerer Zahl nötig. Die Zahl systematischer chemischer Untersuchungen sollte von den örtlichen Verhältnissen abhängig gemacht werden, während Einzeluntersuchungen zur Kontrolle des Wasseraufbereitungsprozesses häufiger notwendig werden können. Feststellung einer einzigen chemischen Substanz kann Aufschlüsse über Querverbindungen in einem bestimmten Abschnitt des Rohrsystems geben.

Mit dem Ziel, in die für die Routineüberwachung notwendigen Bestimmungen mehr Einheitlichkeit zu bringen und die für die Festlegung chemischer, physikalischer und aesthetischer Kriterien vorhandenen Analysenmethoden zu koordinieren, wurde eine Liste zusammengestellt (s. S. 46), die eine Reihe von empfehlenswerten Bestimmungsmethoden wiedergibt.

6.2 Toxisch wirkende chemische Substanzen

Es gibt bestimmte chemische Substanzen, die, wenn sie im Wasser einer öffentlichen Versorgungsanlage einen bestimmten Grenzwert überschreiten, zu Gesundheitsschädigungen Anlaß geben können. Eine Liste dieser Substanzen, Grenzwerte, die nicht überschritten werden sollten und eine Reihe brauchbarer Nachweismethoden sind in Tabelle 1 dargestellt.

Die Anwesenheit der in Tabelle 1 genannten Substanzen in Konzentrationen, die den genannten Grenzwert überschreiten, sollte Veranlassung sein, dieses Wasser für die Abgabe zur öffentlichen Trinkwasserversorgung zu verwerfen.

Diese Grenzwerte bedürfen sicherlich von Zeit zu Zeit einer kritischen Überarbeitung, besonders dann, wenn weitere Untersuchungen über toxisch wirkende Substanzen im Wasser vorliegen.

Zusätzlich zu den in der Tabelle 1 aufgeführten Substanzen gibt es noch andere Elemente und Verbindungen, wie Quecksilber, Zinn, Vanadium, Beryllium, Molybdän, Silber, Uran und Thiocyanat, deren Anwesenheit im Trinkwasser überwacht werden sollte. Durch bisher fehlende Unterlagen ist es aber noch nicht möglich, schon jetzt Grenzwerte anzugeben. Es wird z. Z. erwogen, ob der Bariumgehalt im Trinkwasser mit 1,0 mg/l begrenzt werden sollte (86).

Besonders wenn neue Chemikalien zur Wasseraufbereitung verwendet werden, z. B. Polyelektrolyte, sollte darauf geachtet werden, daß dadurch keine toxischen Substanzen in das Wasser gelangen.

6.3 Extrahierbare organische Substanzen

In den „International Standards for Drinking-Water“ (86) und in den „Public Health Service Drinking-Water Standards“ (78) der USA werden Grenzkonzentrationen für mit Aktivkohle und Chloroform extrahierbare Stoffe (CCE) angegeben, um die Verbraucher vor der Anwesenheit von größeren Men-

Tabelle 1
Grenzwerte für toxisch wirkende Substanzen im Leitungswasser.

Substanz	Grenzwert	Nachweismethoden
Blei (als Pb)	0,1 mg/l ^{a)}	a) Polarographie (46); b) Atomabsorptionsspektralphotometrie (24, 72); c) kolorimetrische Methoden (3, 14, 34, 39, 73).
Arsen (als As)	0,05 mg/l	a) Polarographie (46); b) Atomabsorptionsspektralphotometrie (24, 60, 72); c) Gutzeit-Probe (3, 14, 39, 73).
Selen (als Se)	0,01 mg/l	Kolorimetrische Methoden unter Verwendung von Gummiarabicumlösung, Hydroxylaminhydrochlorid, Schwefeldioxid und konzentrierter Bromwasserstoffsäure (3, 14).
Chrom (als sechswertiges Cr)	0,05 mg/l	a) Atomabsorptionsspektralphotometrie zur Messung des Gesamtchroms (24, 72); b) Kolorimetrie (3, 14, 39, 73).
Cadmium ^{b)} (als Cd)	0,01 mg/l	Dithizon-Methode (3).
Cyanid (als Cn)	0,05 mg/l	Von einer Vielzahl von Untersuchungsmethoden sind die genannten am gebräuchlichsten, ohne daß die Reihenfolge der Angaben eine Rangfolge bedeutet. a) Titration mit Silbernitrat in verdünnter ammoniakalischer Lösung und Verwendung von Diphenylcarbazid als Adsorptionsindikator (79); b) Kolorimetrie: Umwandlung des Cyanids entweder in Cyanchlorid oder Cyanbromid, binden an geeignete aromatische Aminoverbindungen, wie Dimedon (49), Pyrazolon oder Sulfanilsäure (56); c) Kolorimetrie: Gelbes Ammoniumsulfid überführt Cyanide in schwach alkalischer Lösung in Thiocyanat. Dieses reagiert quantitativ mit dreiwertigen Eisenionen unter Bildung von gefärbtem Eisen III-thiocyanat (31, 90).

- a) 0,1 mg/l Blei (als Pb) sollte die obere Grenze des Bleigehaltes im Trinkwasser des Versorgungsnetzes sein. Wenn zum Trinkwassertransport noch Bleileitungen benutzt werden, kann der Bleigehalt im Wasser, besonders bei längerem Kontakt mit den Rohren, höher sein. Auf keinen Fall sollte der Bleigehalt des Trinkwassers nach 16stündigem Stehen im Rohr aber 0,3 mg/l Pb überschreiten. Wird dieser Wert erreicht, werden Maßnahmen notwendig, um entweder das Rohrmaterial zu wechseln oder die Wasseraufbereitung zu steuern. Blei ist ferner als Stabilisator in Kunststoffrohren enthalten, so daß auch an diese Möglichkeit des Überganges ins Trinkwasser gedacht werden muß.
- b) Cadmium wurde in diese Tabelle aufgenommen, weil die Möglichkeit besteht, daß es aus Kunststoffrohren im Trinkwasser in Lösung gehen kann. Auch Quecksilber und Zinn können aus Plastikrohren ausgelöst werden und zu Geschmacks- und Geruchsbeeinträchtigungen führen.

gen kaum definierter organischer Substanzen, die toxisch wirken könnten, im Wasser zu bewahren.

In Europa wird bevorzugt die Chloroformextraktion ohne die gleichzeitige Anwendung von Aktivkohle durchgeführt (Flüssig-Flüssig-Methode). Mit dieser Methode werden allerdings nicht die gleichen Substanzen wie mit der CCE-Methode erfaßt, so daß bezüglich dieser Nachweismethoden noch Untersuchungsarbeit notwendig ist. Es erscheint daher im Augenblick auch noch unzweckmäßig, für mit der Flüssig-Flüssig-Methode erfaßte Substanzen Grenzwerte festzulegen. Es wird allerdings für die Zukunft vorgeschlagen, den Gehalt des Wassers an solchen Substanzen nicht über 0,2 bis 0,5 mg/l ansteigen zu lassen. Dieser Wert wird in den International Standards for Drinking Water als der höchste noch erlaubte und tragbare Gehalt an mit der CCE-Methode ermittelten organischen Verbindungen angegeben.

6.4 Polycyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Eine abgeänderte Flüssig-Flüssig-Methode, die bereits in Abschnitt 6.3 erwähnt wurde und bei der statt Chloroform Benzol als Lösungsmittel verwendet wird, kann zur Ermittlung des Gehaltes an polycyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) (7) herangezogen werden. Einige dieser Verbindungen sind als Carcinogene bekannt. Da es unmöglich ist, sie alle zu bestimmen, wird vorgeschlagen, die Analyse auf 6 Verbindungen zu beschränken, und zwar auf Fluoranthen, 3,4-Benzfluoranthen, 11,12-Benzfluoranthen, 3,4-Benzpyren, 1,12-Benzperylene und Ideno(1,2,3-cd)pyren. Diese Verbindungen sind leicht nachweisbar und können als repräsentativ für die ganze Gruppe angesehen werden.

Grundwasser routinemäßig auf aromatische Kohlenwasserstoffe zu untersuchen, ist nicht notwendig. Mit den herkömmlichen Methoden der Trinkwasseraufbereitung bleiben zwar kleinste Mengen dieser Substanzen übrig, sie werden aber im Augenblick als noch nicht gesundheitsschädigend angesehen. Aufbereitetes Oberflächenwasser sollte stets auf polycyklische aromatische Kohlenwasserstoffe untersucht werden. Dabei sollte zur Sicherheit der Verbraucher ihre Konzentration einen Wert von 0,2 µg/l nicht überschreiten. Höhere Werte deuten auf eine ungenügende Aufbereitungswirkung hin.

Es ist anzustreben, daß in jedem Staat mindestens ein Laboratorium zur Verfügung steht, das in der Lage ist, den Gehalt an polycyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen im Trinkwasser zu bestimmen. Außerdem steht fest, daß auf diesem Gebiet im Hinblick auf eine Versorgung mit gesundheitlich unbedenklichem Trinkwasser weitere Forschungsarbeit notwendig ist.

6.5 Pestizide

Pestizid-Rückstände stehen unter ständiger Kontrolle durch ein WHO-Expertenkomitee und ein FAO Expertengremium, das sich mit der Anwendung von Pestiziden in der Landwirtschaft befaßt. Die tolerierbare tägliche Aufnahme von Pestiziden gilt als Richtwert für die toxikologische Beurteilung von Pestizid-Rückständen (88, 89). Auf dieser Grundlage wurden in den Jahren 1965, 1966 und 1967 umfangreiche Rückstandsermittlungen veranlaßt. Die Ergebnisse sind in den entsprechenden FAO/WHO-Monographien veröffentlicht.

Die als Richtwert geltende tägliche Aufnahme von Pestiziden (ADI-Wert = acceptable daily intake) bezieht sich in erster Linie auf mit Nahrungsmitteln aufgenommene derartige Verbindungen. Die gleichzeitige Belastung durch andere Quellen sollte aber nicht außer Acht gelassen werden. Andererseits herrscht die

Ansicht, daß Pestizidrückstände im Trinkwasser, etwa durch Einschwemmung ins Wasser nach ihrer Anwendung in der Landwirtschaft, im Verhältnis zu den mit der Nahrung aufgenommenen Mengen nur eine untergeordnete Rolle spielen. Verunreinigungen von Grund- oder Oberflächenwasser mit Pestiziden können aber durch direkte intensive Anwendung dieser Mittel, etwa zur Insekten- oder Wasserpflanzenbekämpfung, durch Einleitung von Produktionsabwässern, durch Unfälle oder durch Auswaschung und Versickerung aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, besonders nach starken Regenfällen, vorkommen.

Einer Verunreinigung der Wasservorkommen mit Pestiziden sollte so weit als möglich vorgebeugt werden, und zwar nicht nur wegen einer möglichen Giftwirkung auf den Menschen, sondern auch wegen ihres ungünstigen Einflusses auf die Gewässerbiozönose und die nicht auszuschließende Anreicherung in der Nahrungskette. Aus diesem Grunde sind Präventivmaßnahmen für Anwendungsbiete, besonders wenn zur Trinkwassernutzung vorhandene Grund- und Oberflächenwasservorkommen beeinflußt werden können, notwendig. Trotz aller Schutzmaßnahmen sind Verunreinigungen von Trinkwassergewinnungsanlagen auf den oben geschilderten Wegen gar nicht so selten.

Bereits sehr niedrige Konzentrationen einiger Pestizide verursachen organoleptische Veränderungen im Wasser, so daß es, unabhängig von den toxischen Auswirkungen, für den Verbraucher schon aus diesem Grunde unappetitlich wird. Mit konventionellen Wasseraufbereitungsverfahren werden nicht alle Pestizide entfernt, während es gelingt, einige mit Hilfe von Spezialverfahren zu eliminieren.

In jedem Staat sollte mindestens ein Laboratorium vorhanden sein, das in der Lage ist, Pestizidrückstände im Trinkwasser nachzuweisen.

6.6 Untersuchung auf chemische Substanzen, deren Anwesenheit im Trinkwasser Anlaß zu Beanstandungen geben können

Bestimmte chemische Substanzen können, wenn sie in größeren Mengen im Trinkwasser vorhanden sind, zu Beanstandungen Anlaß geben, obgleich eine gesundheitliche Gefahr für den Konsumenten in der Regel nicht besteht.

Eine Reihe dieser Verbindungen ist in Tabelle 2 wiedergegeben. Gleichzeitig wird ihre Auswirkung auf die Wasserqualität, der Grenzwert und eine Reihe brauchbarer Nachweismethoden aufgeführt. Außerdem können alle Verfahren, die in der 12. Auflage der Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (3) angegeben sind, verwendet werden.

Liegen die in der Tabelle 2 aufgeführten Substanzen im Trinkwasser des Versorgungsnetzes in höheren Konzentrationen als den hier genannten vor, sollten alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, um den in der Tabelle 2 angegebenen Wert zu erreichen.

6.6.1 Fluoride

Die Beeinflussung der menschlichen Gesundheit durch im Wasser vorhandene Fluorverbindungen hängt von dem Wasserkonsum des Individuums ab¹⁾. Des-

¹⁾ In der Entschließung WHA 22.30 der 22. Weltgesundheitsversammlung 1969 in Boston, Mass., USA, wurde den Mitgliedsstaaten empfohlen zu prüfen, wo die Möglichkeit der Einführung der Trinkwasserfluoridierung besteht. Außerdem wurde empfohlen, in jenen Gebieten, in denen ein Fluoridoptimum im Trinkwasser oder durch andere Mittel nicht vorhanden ist, die Trinkwasserfluoridierung als eine wirksame Maßnahme für die Volksgesundheit einzuführen. Ist die Fluoridierung von Trinkwasser aus öffentlichen Versorgungsanlagen nicht möglich, sollten andere Wege der Fluoridzufuhr gesucht werden, um die Zähne vor Karies zu schützen.

Tabelle 2

Wasserinhaltsstoffe, die von einer bestimmten Menge ab Grund zu Störungen geben können.

Substanz	Art der zu erwartenden Störung	Grenzwert, bei dessen Überschreitung die Störungen auftreten können	Nachweismethoden
Phenol-verbindungen (als Phenol)	Geschmacksbeinträchtigung, besonders bei gechlorten Wässern	unter 0,001 mg/l ^{a)}	Kolorimetrie, nach Destillation: a) Diazo-Sulfanilsäure (39) b) Indophenol (39) c) 4-Aminoantipyrin (3) d) para-Nitroanilin (34)
Fluorid	Fluorose	vgl. Tab. 3	a) Kolorimetrie: mit Zirkonium-Alizarin als Reagenz. Vorher Destillation oder Entfernung von Störstoffen, wie gefärbte und Trübungsstoffe, Chlor, Phosphate (3, 39) b) Elektrochemisch mit Orion-Elektrode (19) c) Kolorimetrisch mit SPADNS ^{a)} (3)
Nitrat (als NO ₃)	Gefahr der Methaemoglobinämie im Kindesalter	Empfohlen: unter 50 mg/l Erlaubt: 50–100 mg/l nicht empfehlenswert: über 100 mg/l b) c)	a) Phenoldisulfonsäure (3, 14, 20) b) Brucin (3, 20, 81, 90) c) Reduktion durch ein Kupfer/Zink-Gemisch direkt oder nach Destillation (39) d) Salicylsäure (34)
Kupfer (als Cu)	Adstringierender Geschmack, Färbung, Rohrkorrosion und Metallangriff	0,05 mg/l bei Abgabe ins Netz, 3,0 mg/l nach 16stündigem Stehen in neuen Röhren	a) Atomadsorptionsspektralphotometrie (24, 72) b) Kolorimetrie mit Diäthylthiocarbamat (14, 34, 39) c) Kuprethol d) Bathocuprein (3)
Eisen (als Gesamt-Fe)	Geschmacksbeinträchtigung, Färbung, Ablagerungen und Wachstum von Eisenbakterien, Trübung	0,1 mg/l bei Abgabe ins Versorgungsnetz c) d)	Kolorimetrie: a) Phenanthrolin (3, 14, 73) b) Thiocyanat (39, 73) c) 2,2-Bipyridin (59, 73) d) Reduktion von Eisen III-Salzen und Bildung eines Eisen-dimethylglyoximkomplexes (51, 90) e) Thioglykolsäure (81)
Mangan (als Mn)	Geschmacksbeinträchtigung, Färbung, Trübung, feinkörnige Ablagerungen	0,05 mg/l	Kolorimetrie: a) Persulfat (3, 34, 39) b) Perjodat (3, 34) c) Atomadsorptionsspektralphotometrie (24, 72)

^{a)}) Sodium-2-(parasulfophenylazo)-1,8-dihydroxy-3,6-naphthalindisulfonat (= Na-trium ... usw.).

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Substanz	Art der zu erwartenden Störung	Grenzwert, bei dessen Überschreitung die Störungen auftreten können	Nachweismethoden
Zink (als Zn)	Adstringierender Geschmack, Opaleszenz, feinkörnige Ablagerungen	5,0 mg/l	a) Kolorimetrie mit Dithizon (3, 13, 34) b) Mikrotitration mit Kaliumferrocyanid (45) c) Atomadsorptionsspektralphotometrie (24, 72)
Magnesium (als Mg)	Härtebildung, Geschmacksbeeinträchtigung	unter 30 mg/l, wenn der Sulfatgehalt mehr als 250 mg/l beträgt. Bei weniger als 250 mg/l Sulfat sind bis zu 125 mg/l Mg erlaubt	a) Titriplex oder Komplexon (ADTA). Calcium als Oxalat fällen, Magnesium im Filtrat nachweisen unter Verwendung von Eriochromschwarz T als Indikator (6, 14, 50, 56). Weitere ADTA-Methoden bei 6, 14, 34 b) Spektralphotometrie bei Verwendung von Titangelb (14, 73) c) Atomadsorptionsspektralphotometrie (24, 72)
Sulfat (als SO ₄)	Gastrointestinale Störungen, besonders als Mg- oder Na-Verbindung	250 mg/l	Titriplex oder Komplexon a) Versenat (ADTA) (56, 81) b) Gravimetrie als Bariumsulfat (3, 14, 34, 39)
Schwefelwasserstoff (als H ₂ S)e)	Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigung	0,05 mg/l	Kolorimetrie mit para-Aminodimethylanilin und Eisen III-chlorid (3)
Chloride (als Cl)	Geschmacksbeeinträchtigung, Korrosion in Warmwasserleitungen	200 mg/l. Dieser Wert kann unter Umständen überschritten werden, 600 mg/l ist die obere Grenze	a) Titration mit Silbernitrat und Kaliumchromat als Indikator (3, 14, 34, 39) b) Kolorimetrie (71) c) Titration mit Quecksilber II-nitrat bei pH 3,1 und Diphenylcarbazon und Bromphenolblau als Indikator (14)

- a) Im Augenblick ist dieser Grenzwert insofern gerechtfertigt, weil er verhindert, daß gechlortes Wasser geschmacklich beeinträchtigt wird. Auf die Untersuchung des Wassers auf Phenolverbindungen sollte geachtet werden, da einige Phenolverbindungen im Trinkwasser bei jahrelangem Gebrauch toxisch wirken können.
- b) Bleibt der Nitratgehalt in tragbaren Grenzen und ist das Wasser im übrigen chemisch und bakteriologisch nicht zu beanstanden, ist mit gesundheitlichen Schäden nicht zu rechnen. Ärzte in der Umgebung sollten aber auf die Gefahr einer möglichen Methaemoglobinämie hingewiesen werden. Außerdem ist es notwendig, Umstände und Art der Entstehung kindlicher Methaemoglobinämien weiter zu erforschen.
- c) Es ist ratsam, für die Eisen- und Nitratbestimmung Extraproben zu entnehmen. Die Probe ist sofort nach der Entnahme mit 1 ml konzentrierter Schwefelsäure (für 1000 ml Wasser) zu versetzen (vgl. Fußnote a bei Tabelle 5).
- d) Bei kleinen Wasserversorgungsanlagen, für die eine Enteisenungsanlage unwirtschaftlich wäre oder das Eisen in stabiler Form vorliegt, ist ein Gehalt von 0,3 mg/l Fe erlaubt.
- e) Diese Untersuchung sollte so schnell wie möglich nach der Probeentnahme durchgeführt werden.

wegen wird ein Grenzwert für Fluor im Trinkwasser abhängig gemacht von der mittleren jährlichen Tagesschmelztemperatur des betreffenden Gebietes.

Tabelle 3 gibt daher in Anlehnung an die in der Ausgabe von 1962 der Public Health Service Drinking Water Standards (78) empfohlenen Richtwerte für den Fluoridgehalt des Wassers (als F) in Abhängigkeit von der mittleren jährlichen Tagesschmelztemperatur wieder. Das Temperaturnittel sollte mindestens aus den Meßwerten eines Zeitraumes von 5 Jahren resultieren.

T a b e l l e 3
Empfohlene Grenzwerte für Fluoride im Trinkwasser.

Jahresmittel der höchsten Tagesschmelztemperatur in °C	Empfohlener Grenzwert für Fluoride (als F) in mg/l	
	untere Grenze	obere Grenze
10,0—12,0 ^{a)}	0,9	1,7
12,1—14,6 ^{b)}	0,8	1,5
14,7—17,6 ^{b)}	0,8	1,3
17,7—21,4 ^{c)}	0,7	1,2
21,5—26,2 ^{c)}	0,7	1,0

^{a)} Entspricht etwa Nordeuropa.

^{b)} Entspricht etwa Mitteleuropa.

^{c)} Entspricht etwa Südeuropa.

6.6.2 Andere Substanzen, deren Menge bevorzugt bestimmt werden sollte

In Tabelle 4 sind weitere Substanzen angegeben, auf deren Vorhandensein im Trinkwasser besonders geachtet werden sollte. Die hier aufgeführten Wasserinhaltsstoffe sind in der gleichen Form wie bei Tabelle 2 dargestellt.

T a b e l l e 4
Substanzen, deren Gehalt im Wasser bevorzugt überwacht werden sollte.

Substanz	Art der zu erwartenden Störungen	etwaige Menge, bei der die Störungen auftreten können	Nachweismethoden
Anionische Detergentien ^{a)}	Geschmacksbeeinträchtigung und Schaumbildung	0,2 mg/l	Methylenblau-Extraktion (3, 52)
Ammoniak (als NH ₄)	Förderung des Bakterienwachstums, Korrosionsgefahr, Störungen beim Chlorungssprozeß	0,05 mg/l ^{b)}	a) Nessler's Reagenz nach Destillation (3, 39) b) Nessler's Reagenz direkt (34, 81) c) Nessler's Reagenz nach Behandlung mit Zinksulfat und Sodiumhydroxid (3)

Tabelle 4 (Fortsetzung)

Substanz	Art der zu erwartenden Störungen	etwaige Menge, bei der die Störungen auftreten können	Nachweismethoden
Freie Kohlensäure (als CO_2)	Rohrkorrosion, Metallauflösung und Übergang toxischer Metalle in das Wasser	aggressiv Kohlensäure 0 mg/l ^c)	a) Titration mit Natriumkarbonatlösung und Phenolphthalein als Indikator (39) b) Marmorlösungsversuch durch Zusatz von Calciumkarbonatpulver (20, 30)
Gelöster Sauerstoff ^d)	Geschmack- und Geruchsbeeinträchtigung, Korrosionen, Förderung des Bakterienwachstums, Störungen bei der Schutzhautbildung bei Werten unter 5 mg/l O_2 , so daß die gesamte freie Kohlensäure eines nicht aggressiven Wassers auf Eisenrohre korrosiv wirken kann	mindestens 5 mg/l ^e)	a) Elektrometrie (22) b) Bestimmung nach WINKLER oder deren Modifikationen (3, 14, 34, 39)
Gesamthärte	ausgedehnte Krustenbildung, Gefahr der Metallaggressivität bei weichen Wässern	2—10 mval/l (100 bis 500 mg/l CaCO_3) ^f)	a) Tritplex oder Komplexon (ADTA) mit Eriochromschwarz T als Indikator 3, 34, 39, 50, auch 75) b) Berechnung aus dem Calcium- und Magnesiumgehalt und anderen Härtebildnern, wenn in größeren Mengen vorhanden (3)

- a) Die Testsubstanzen sind in einzelnen Ländern verschieden.
- b) In eisenhaltigen Grundwässern aus größeren Tiefen kann ein Überschreiten des Wertes ausnahmsweise bedeutungslos sein.
- c) Die Prüfung auf freie Kohlensäure sollte so bald wie möglich nach der Entnahme in Extraflaschen erfolgen, die ohne Luftblase bis zum Rand gefüllt und kühl aufbewahrt werden müssen.
- d) Während alle anderen Zahlen dieser Tabelle obere Grenzwerte darstellen, sollte der Wert für den Sauerstoffgehalt als unterer Grenzwert gelten.
- e) Für die Sauerstoffbestimmung sind Spezialflaschen notwendig, z. B. Enghalsflaschen von 200—300 ml Inhalt mit eingeschliffenem Glasstopfen. Die Flaschen sollten am Zapfhahn mit Glasrohr oder Entnahmeschlauch vom Boden her gefüllt werden. Bevor der Stopfen eingelassen wird, soll das Wasser 2—3 Minuten über den Hals der Flasche abfließen. Die Probeentnahme aus Fluß oder Behälter muß durch einen besonderen Entnahmegerät geschehen. Ein vorhergehendes häufiges Ausspülern der Entnahmeflasche ist notwendig. Die Wasserprobe wird nach der Entnahme fixiert und außerdem während der Entnahme die Wassertemperatur festgestellt (23, 34).
- f) Es wird empfohlen, die Härte in Graden auszudrücken, 1 Grad Härte entspricht 1 mval/l des härtebildenden Ions (1 mval/l = 50 mg CaCO_3 /l = 5° französischer Härte = etwa $2,8^\circ$ deutscher Härte = etwa $3,5^\circ$ englischer Härte).

6.7 Die Untersuchung auf physikalische, chemische und aesthetische Eigenschaften des Wassers

Dieser Bericht soll sich zwar in erster Linie mit der hygienischen Überwachung von öffentlichen Wasserversorgungsanlagen befassen, trotzdem erscheint es zweckmäßig, auch eine Übersicht über die gängigen Untersuchungsverfahren physikalischer, chemischer und aesthetischer Eigenschaften des Wassers anzufügen.

Dabei stehen manche der nachstehend aufgeführten Untersuchungsgänge nicht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Charakterisierung eines hygienisch einwandfreien Trinkwassers, wohl aber mit der Möglichkeit, mit ihrer Hilfe festzustellen, ob ein Wasser für eine öffentliche Versorgung geeignet ist oder ob der Aufbereitungsprozeß im Werk mit dem gewünschten Erfolg abläuft. Beträchtliche Änderungen des Gehaltes an organischer Substanz, des Albuminoid-Stickstoffes, der Nitrite, Phosphate, des Ammoniaks oder der Nitrat weisen immerhin auf die Möglichkeit einer Verunreinigung hin. Unter Umständen kann die Untersuchung auf nur eine Substanz, z. B. auf Chloride oder Sulfate, von großem Nutzen sein, um im Verteilungssystem das Fließen bzw. Mischen von Wässern verschiedener Herkunft zu verfolgen oder Querverbindungen aufzudecken. Durch solche Untersuchungen ist in wenigen Minuten eine Aussage möglich.

Es ist sicher nicht notwendig, bei einer chemischen Wasseranalyse auf alle Substanzen zu untersuchen, aber es wird vorgeschlagen, den Nachweis der in Tabelle 2, 4 und 5 aufgeführten Substanzen in die Routineüberwachung öffentlicher Wasserversorgungen einzubeziehen, und zwar: Aussehen, Farbe, Geruch, Geschmack, Temperatur, m-Wert, Oxydierbarkeit, Ammoniak, Nitrit, Nitrat, Chloride und eventuell Albuminoid-Stickstoff und Eisen. Bei gechlorten Wässern sollte der Restchlorgehalt, und zwar sowohl freies wie gebundenes Chlor, bestimmt werden. Die Notwendigkeit, auch die anderen in den Tabellen angegebenen Substanzen zu untersuchen, wird im wesentlichen von den örtlichen Verhältnissen abhängen. Auf jeden Fall ist die Untersuchung auf alle genannten Substanzen notwendig, wenn ein Wasservorkommen neu für die öffentliche Versorgung in Frage kommt. Die Bestimmung des Abdampfrückstandes in einer Wasserprobe ist dann angezeigt, wenn die Verwendung dieses Wassers für die öffentliche Trinkwasserversorgung in Betracht gezogen wird, ist aber für die chemische Routineuntersuchung von wenig Wert.

Die in Tabelle 5 empfohlenen Methoden und die Darstellung der Ergebnisse sollen es ermöglichen, in allen Laboratorien vergleichbare Werte zu ermitteln.

Tabelle 5

Untersuchungsverfahren für physikalische, chemische und ästhetische Eigenschaften des Wassers.

Beträchtliche Schwankungen im Gehalt an organischer Substanz und den Werten für Albuminoid-Stickstoff, Nitrit und Phosphat (die Untersuchungsmethoden für die vorstehenden Substanzen wurden daher zusammen mit den Verfahren für die Bestimmung des Restchlorgehaltes in der nachstehenden Tabelle zuerst genannt), ebenso wie die Werte für Ammoniak (vgl. Tab. 4), Nitrat und Chloride (vgl. Tab. 2) können auf die Möglichkeit einer Verunreinigung des Wassers hinweisen.

Substanz oder Eigenschaft	Nachweismethode	Ergebnis angegeben als
Organische Substanz ^{a)} (Oxydierbarkeit)	Versetzen des angesäuerten Wassers mit Kaliumpermanganat, Kochen auf einem Wasserbad von 100 °C für 30 Minuten ^{b)} . In einigen Ländern wird das angesäuerte Wasser 10 oder 20 Min. bei 100° oder 4 Stunden bei 27 °C gehalten (39), oder es wird eine Alkali-Methode benutzt	mg/l Sauerstoff- verbrauch unter Angabe von Zeit und Temperatur ^{c)}
Albuminoid- Stickstoff	Das Wasser wird mit alkalischer Permanganatlösung versetzt und im Anschluß an die Destillation des freien Ammoniaks (vgl. Tab. 4) weiter destilliert. Destillationsproben mit Nessler's Reagenz versetzen und mit Standardlösungen vergleichen (3, 39)	mg/l N
Nitrit ^{a)}	a) kolorimetrisch nach Versetzen mit Sulfanilsäure und Naphthylaminhydrochlorid (3) oder α-Naphthylamin (34) b) Verwendung von 1-Naphthylamin-7-sulfonsäure (18)	mg/l NO ₂
Phosphat ^{d)} Orthophosphat	a) kolorimetrisch mit Ammoniummolybdat und Zinnchlorid oder Zinnfolie (3, 34, 39) b) kolorimetrisch mit Ammoniummolybdat und Aminonaphtholsulfonsäure (3) c) Vanadiumphosphormolybdatnachweis (2) d) Methode nach MURPHY und RILEY (61) e) Methode nach EDWARDS, MOLOF und SCHNEEMANN (23)	mg/l PO ₄
Orthophosphat und Polyphosphat	Vanadiumphosphormolybdatmethode (1)	mg/l PO ₄
Gesamtphosphat, Ortho- und Polyphosphat	Kochen mit konzentrierter Säure, neutralisieren und wie a) oder b) oben (3)	mg/l PO ₄
Restchlore ^{e)} f)	Es muß sowohl freies wie gebundenes Chlor bestimmt werden (62). a) o-Tolidin-Arsenit-Methode ^{g)} . Hiermit kann freies und gebundenes Chlor bestimmt werden (3)	mg/l Cl ₂

Tabelle 5 (Fortsetzung)

Substanz oder Eigenschaft	Nachweismethode	Ergebnis angegeben als
	b) o-Tolidin in saurer Lösung). Bestimmung von freiem und gebundenem Chlor (3) c) Diäthylparaphenyldiamin-(DPD) Methode (63) d) Entfärbung von Methylorange zum Nachweis von freiem Chlor (58, 77) e) Amperometrische Titration für freies und gebundenes Chlor (3) f) Jodometrie für den Gesamtchlornachweis (3, 39)	
Trübung	a) Visuelle oder photoelektrische Methoden (3, 34, 39) b) Vergleich mit Standardflaschen (3)	Trübungsgrad (3), Kieselgur- oder Formazin-Wert (22)
Farbe	a) Vergleich mit Platin-Kobalt-Standardlösungen (3, 34, 39) b) Vergleich mit standardisierten Glasscheiben (3, 39) c) Methode nach BURGESS bei Verwendung von Kaliumdichromat und Kobaltsulfat (81)	Platin-Kobalt-Wert.
Geruch	Wasser kalt und warm riechen. Riechen bei verschiedenen Verdünnungen (3)	Tiefe in mm der verbrauchten Standardlösung. Entspricht bei Division durch 2,2 dem Platin-Kobalt-Wert
Geschmack	nicht unter 16 °C prüfen, verschiedene Verdünnungen prüfen (81)	Zur Charakterisierung die Begriffe aus Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (3) verwenden
Temperatur ^{e)}	sofort bei Probeentnahme messen (3)	auf 0,1 °C genau angeben
pHe)	a) Elektro-pH-Meter mit Glaselektrode (3, 34, 39) b) Indikatorlösungen und Komparator, für Untersuchung an Ort und Stelle geeignet (34, 39)	auf 0,1 pH genau angeben
elektrische Leitfähigkeit (oder elektr. Widerstand)	Anwendung einer Leitfähigkeitsbrücke bei 20 °C (34, 39)	µS/cm (oder Megaohm/cm) ^{h)}

Tabelle 5 (Fortsetzung)

Substanz oder Eigenschaft	Nachweismethode	Ergebnis angegeben als
Gesamt- Alkalität ¹⁾	Titration mit standardisierter Schwefel- oder Salzsäure und Phenolphthalein und Methylorange als Indikatoren (3, 34)	mg/l (d. h. ml N-Säure/l) oder mg/l CaCO ₃
Bikarbonat	a) Berechnung aus der Alkalität (3, 34) b) Berechnung aus pH und Gesamtkohlensäure (4) c) Nomogramm aus Temperatur, pH und Abdampfrückstand (3)	mg/l HCO ₃
Karbonat	a) Berechnung aus der Alkalität (3, 34) b) Titration mit standardisierter Salzsäure mit und ohne Zusatz von Bariumchloridlösung (47) c) Berechnung aus pH und Gesamtkohlensäure (4) d) Nomogramm aus Temperatur, pH und Abdampfrückstand	mg/l CO ₃
Hydroxyl-Ionen	a) Berechnung aus der Alkalität (3, 34) b) Titration mit standardisierter Schwefel- oder Salzsäure mit Strontiumchlorid und Phenolphthalein als Indikator (5, vgl. auch 20) c) Nomogramm aus Temperatur, Abdampfrückstand und pH (3)	mg/l OH
Calcium	a) Tritriplex oder Komplexon (ADTA) mit Murexid als Indikator (3, 14, 34, 39, 50) b) Massanalyse: Ausfällung des Calciums als Calciumoxalat, Lösen in Schwefelsäure und mit standardisierter Kaliumpermanganatlösung titrieren (3, 14, 34, 39) c) Gravimetrie: Calcium als Calciumammoniumoxalat ausfällen, glühen und als Calciumoxid wiegen (3, 14, 34) d) Atomabsorptionsspektralphotometrie (24, 72)	mg/l Ca
Aluminium	a) Kolorimetrisch unter Verwendung des Ammoniumsalzes der Aurintricarboxylsäure (Aluminon) (3, 14, 73) b) Kolorimetrisch unter Verwendung von Haematoxilinlösung (39)	mg/l Al
Natrium	Flammenspektralphotometrie (3)	mg/l Na
Kalium	a) Flammenspektralphotometrie (3) b) Kolorimetrisch unter Verwendung von Natriumkobaltnitrit, Schwefelsäure und Kaliumdichromat (3)	mg/l K
Silikat	a) Kolorimetrisch oder spektralphotometrisch nach Gelbfärbung durch Bildung von Ammoniumsiliziummolybdat (3, 14, 34, 39) b) Gravimetrisch unter Verwendung von Salzsäure oder Salzsäure und Perchlorsäure (3, 14, 34)	mg/l SiO ₂

- a) Es ist ratsam, zur Bestimmung von Oxydierbarkeit und von Nitrit getrennte Proben zu entnehmen. Die Probe muß nach der Entnahme mit 1 ml Schwefelsäure auf 1 l Wasser versetzt werden (vgl. auch Fußnote c von Tabelle 2).
- b) Die Dichromatmethode zur Bestimmung der organischen Substanz (3), ebenso wie der Nachweis von organischem Kohlenstoff (33), Feststellung des biochemischen Sauerstoffbedarfs (3, 39) und des Gesamtstickstoffs sind bei Abwasser und bestimmten Rohwässern von Nutzen, werden aber nur selten beim Trinkwasser angewendet.
- c) Die Konzentration der Lösung ist von Bedeutung. Um die Ergebnisse vergleichen zu können, sollten die Nachweismethoden identisch sein.
- d) Bei der Phosphatbestimmung muß an einen eventuellen Polyphosphatzusatz zur Enthärtung gedacht werden. Die Meinung über die Unschädlichkeit dieser Zusätze ist nicht einheitlich, z. B. ist die Auflösung der Schutzschicht bei Bleirohren möglich. Das Einleiten größerer Phosphatmengen in Oberflächengewässer kann zu vermehrter Algenentwicklung führen.
- e) Es wird empfohlen, diese Untersuchung sofort an der Entnahmestelle auszuführen.
- f) In vielen Wasserwerken fehlt eine automatische Einrichtung zur Restchlorbestimmung.
- g) In einigen Ländern ist die Verwendung von o-Tolidin verboten worden.
- h) Die Einheit für die elektrische Leitfähigkeit des Wassers, das Mikro-Siemens/cm, ist der reziproke Wert des elektrischen Widerstandes des Wassers, das Mega-Ohm/cm.
- i) Es ist von Wert, die Phenolphthalein-Alkalität (den p-Wert) und die Methylorange-Alkalität (den m-Wert) getrennt in ml standardisierter Säure anzugeben.

Beispiele für Formblätter zur Mitteilung der Ergebnisse von einer abgekürzten routinemäßigen chemischen Untersuchung und einer chemischen Gesamt-Analyse sind in der Anlage 1 wiedergegeben.

6.8 Probeentnahme für die chemische Untersuchung

6.8.1 Häufigkeit der Probeentnahme

Im Gegensatz zu bakteriologischen Untersuchungen zur hygienischen Kontrolle des Trinkwassers sind chemische Untersuchungen nicht so häufig erforderlich.

Es wird empfohlen, die Untersuchung auf toxische Substanzen, wie sie in Tabelle 1 aufgeführt sind, zum mindesten einmal jährlich durchzuführen. Ergeben sich dabei subtoxische Werte, deren Herkunft in Beziehung zur Wassergewinnung stehen könnten, oder wenn in der Nähe des Wassergewinnungsgebietes neu oder vermehrt industrielle Abwässer anfallen, sollte häufiger untersucht werden.

Eine chemische Gesamtanalyse sollte für eine öffentliche Wasserversorgungsanlage mindestens einmal jährlich durchgeführt werden, während die abgekürzten chemischen Routineuntersuchungen wie unter 6.7 wiedergegeben, einmal im Monat vorgenommen werden sollten, wenn das Wasserwerk mehr als 50 000 Einwohner versorgt und halbjährlich bei einer geringeren Einwohnerzahl. Die eben genannten Zahlen sind unabhängig von denjenigen Untersuchungen, die zur Kontrolle des Aufbereitungsprozesses notwendig sind.

Abhängig von den örtlichen Gegebenheiten können vermehrte Untersuchungen sowohl auf toxische wie auch auf allgemeine Wasserinhaltsstoffe bei der Inbetriebnahme neuer Werke oder der Erschließung neuer Wasservorkommen notwendig werden.

6.8.2 Entnahme, Transport und Aufbewahrung der Proben

Für bestimmte Untersuchungen müssen Spezialproben entnommen werden; ein Hinweis darüber befindet sich in den Tabellen 2, 4 und 5.

Für eine allgemeine chemische Untersuchung ist die Entnahme von 2 Liter Wasser nötig. Das Wasser sollte in chemisch reine, alkalifreie Glasflaschen gefüllt werden, das Glas muß außerdem farblos sein und die Flasche mit einem eingeschliffenen Glasstopfen oder einem Kunststoffstopfen verschlossen werden. Vor dem Einfüllen muß die Flasche dreimal kräftig mit dem zu untersuchenden Wasser ausgespült werden. Unter gewissen Umständen können statt der Glasflaschen auch Polyaethylenflaschen verwendet werden, z. B. für den Versand auf dem Luftwege.

Für die Entnahme von Wasserproben zur chemischen Untersuchung gelten generell die gleichen Vorsichtsmaßnahmen wie für die Entnahme bakteriologischer Proben. Es ist allerdings nicht notwendig, den Zapfhahn vorher durch Abbrennen zu sterilisieren, es sei denn, es werden gleichzeitig auch bakteriologische Proben entnommen. Auch die Entnahme chemischer Wasserproben sollte nur von einem erfahrenen Probennehmer durchgeführt werden, da die Art der Probeentnahme die Untersuchungsergebnisse entscheidend beeinflussen kann.

Der Transport ins Laboratorium sollte möglichst ohne Verzögerung erfolgen; die Proben sind unterdessen kühl aufzubewahren. Mit den chemischen Untersuchungen sollte dann so schnell wie möglich begonnen werden. Der Zeitraum zwischen Probeentnahme und Untersuchungsbeginn soll 72 Stunden nicht überschreiten.

Anlage 1**Beispiele für Formblätter zur Übermittlung
bakteriologischer und chemischer Wasseruntersuchungsergebnisse**

Die nachstehend abgebildeten Formulare sind dazu gedacht, die bei der Untersuchung einer einzelnen Wasserprobe ermittelten Ergebnisse darzustellen. Für wiederholte Untersuchungen der gleichen Probe oder für eine Zusammenstellung von Ergebnissen oder zur Darstellung der Veränderung eines Wassers während der Aufbereitung sind andere Formulare zweckmäßiger.

Es wird vorausgesetzt, daß die angewendete Untersuchungsmethode diesem Bericht entnommen ist. Mit Ausnahme der Angabe über die Wassertemperatur bei der Entnahme werden keine Hinweise auf den Zeitpunkt der Untersuchung, bzw. die Untersuchung von bei der Entnahme fixierten Proben gegeben. Diese weise wurden bereits bei den entsprechenden Tabellen gebracht.

Bezeichnungen wie: nicht nachweisbar, Spuren oder nachweisbar sollten qualitativen Untersuchungen vorbehalten bleiben. Wurde aber eine quantitative Untersuchung vorgenommen, und das Ergebnis liegt unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze, so sollte das mit eben diesen Worten ausgedrückt werden.

Formular zur Übermittlung des Ergebnisses einer bakteriologischen Wasseruntersuchung

42

Name und Anschrift des Untersuchungsamtes:

Bericht über eine bakteriologische Wasseruntersuchung:

Name und Anschrift des Einsenders:

Telefon-Nr. des Einsenders:

Telefon-Nr. des Laboratoriums:

Art und Herkunft der Probe:

Tag und Zeitpunkt der Entnahme:

Tag und Zeitpunkt der Einlieferung:

Tag und Zeitpunkt des Untersuchungsbeginns:

Ergebnis:^{a)}

Koloniezahl (Bebrütungszeit und -temperatur, Nährbodenart)	in 1 ml
MPN ^{b)} an coliformen Keimen	in 100 ml
MPN ^{b)} an <i>E. coli</i>	in 100 ml
MPN ^{b)} an faekalen Streptokokken	in 100 ml
MPN ^{b)} an <i>Cl. perfringens</i>	in 100 ml

Datum:

Bemerkungen:

Datum der telefonischen Benachrichtigung:

Unterschrift:

^{a)} Auch wenn im allgemeinen nur eine Untersuchung auf *E. coli* und coliforme Keime erfolgt, sollten für andere Bakterienarten Spalten vorgesehen sein.

^{b)} Wird die Membranfiltermethode benutzt, ist die Bezeichnung „MPN“ in dem Formular durch „Koloniezahl“ zu ersetzen.

Formular zur Übermittlung des Ergebnisses einer abgekürzten chemischen Wasseranalyse

Name und Anschrift des Untersuchungsamtes:
Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchung:

Name und Anschrift des Einsenders:

Telefon-Nr. des Einsenders:

Telefon-Nr. des Laboratoriums:

Art und Herkunft der Probe:

Tag und Zeitpunkt der Entnahme:

Tag und Zeitpunkt der Einlieferung:

Tag und Zeitpunkt des Untersuchungsbeginns:

Ergebnis:

Aussehen:

Farbe: Einheiten (Platin-Kobalt-Tabelle)

Geruch:

Geschmack:

Temperatur (zur Zeit der Entnahme) °C

Kationen		Anionen
Ammoniak (NH_4^+)	mg/l	
Eisen (Fe^{2+})	mg/l	
m-Wert	mg/l	
als CaCO_3 oder als ml n-Säure/l (m val/l)		
Rest-Chlor (als Cl_2):		
freies Chlor	mg/l	
Gesamt-Chlor	mg/l	
		Organische Substanz mg/l (Oxydierbarkeit:)
		Sauerstoffverbrauch in Min./Std. bei °C
		Albuminoid-Stickstoff (als N) mg/l

Datum:

Datum der telefonischen Benachrichtigung:

Bemerkungen:

Unterschrift:

Formular für die Übermittlung einer vollständigen chemischen Wasseranalyse

44

Name und Anschrift des Untersuchungsamtes:

Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchung:

Name, Anschrift und Telefon-Nr. des Einsenders: Telefon-Nr. des Laboratoriums:	Gesamthärte Alkalität m-Wert p-Wert	mval/l	freie Kohlensäure aggressive Kohlensäure Sauerstoff, gelöst Rest-Chlor (als Cl ₂) freies Chlor Gesamt-Chlor	mg/l
Art und Herkunft der Wasserprobe: Tag und Zeitpunkt der Entnahme: Tag und Zeitpunkt der Einlieferung: Tag und Zeitpunkt des Untersuchungsbeginns:				
Aussehen: Trübung Einheiten (nach Methode) Farbe Einheiten (Platin-Kobalt-Reihe) Geruch Geschmack pHa)			Organische Substanz (Oxydierbarkeit, Sauerstoff- verbrauch in Min./Std. bei °C) Albuminoid-Stickstoff (als N) Kieselsäure (als SiO ₂) Phenolverbindungen (als Phenol) Anionische Detergentien (als Bezugssubstanz) Schwefelwasserstoff (als H ₂ S) Extrahierbare organische Substanzen Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	

Kationen	mg/l	mval/l ^{b)}	Anionen	mg/l	mval/l ^{b)}	Toxische Substanzen	mg/l	mval/l ^{b)}	Radioaktivität	pCi/l
H ⁺			OH ⁻			Blei			Gesamt- α -Aktivität	
NH ₄ ⁺			Cl ⁻			Arsen			Rn-Aktivität*)	
Na ⁺			NO ₂ ⁻			Selen			226 Ra-Aktivität	
K ⁺			NO ₃ ⁻			Chrom (6wertig)			Gesamt- β -Aktivität	
Ca ²⁺			F ⁻			Cadmium			40 K-Aktivität	
Mg ²⁺			HCO ₃ ⁻			Cyanid			90 Sr-Aktivität	
Fe ²⁺			CO ₃ ²⁻						129 J-Aktivität	
Mn ²⁺			SO ₄ ²⁻						3 H-Aktivität	
Zn ²⁺			PO ₄ ³⁻							
Cu ²⁺			Metaphosphat und Polyphosphat (als PO ₄)							
Al ³⁺										
Gesamt:			Gesamt:			Gesamt:				

*) Rn-Aktivität ist repräsentativ für die kurzlebigen Spaltprodukte von 222 Rn und 220 Rn

Datum:

Bemerkungen:

Datum der telefonischen Benachrichtigung:

Unterschrift:

- a) Angeben, ob bei der Entnahme oder im Laboratorium gemessen.
 b) Die Millivalangaben ermöglichen die Aufstellung einer Ionenbilanz.

Anhang 2

Verzeichnis der Teilnehmer

Folgende Mitarbeiter nahmen an den Sitzungen teil, die für die Erarbeitung der 2. Auflage der European Standards for Drinking-Water abgehalten wurden:

Sachverständige für die WHO¹⁾ (auf Zeit):

¹⁾ Die Teilnahme war nicht möglich für: Professor N. N. TRAHTMAN, Department of Community Hygiene, Institute of Advanced Medical Studies, Moscow, USSR.

Dr. V. BENEŠ, Chief, Department of Toxicology, Institute of Hygiene, Prague, Czechoslovakia

Professor J. BORNEFF, Director, Institute of Hygiene, University of Mainz, Federal Republic of Germany

Dr. L. COIN, Chief, Laboratory of Hygiene of the City of Paris, France

Dr. F. W. J. VAN HAAREN, Head of Laboratories, Amsterdam Municipal Water Supply, Heemstede, Netherlands

Professor S. T. KOLACZKOWSKI, Head, Department of Water Supply, Research Institute of Municipal Economy, Poznan, Poland

Professor E. LUND, Head, Department of Veterinary Virology and Immunology, Royal Veterinary and Agricultural College of Copenhagen, Denmark

Dr. E. WINDLE TAYLOR, Director of Water Examination, Metropolitan Water Board, London, United Kingdom

Berater und Berichterstatter:

Dr. W. H. H. JEBB, Director, Regional Public Health Laboratory, Radcliffe Infirmary, Oxford, United Kingdom

Weltgesundheitsorganisation:

Büro der Europäischen Region

Mr. J. KUMPF, Sanitary Engineer, Environmental Health

Dr. M. J. SUESS (Secretary), Sanitary Engineer, Environmental Health Hauptverwaltung

Mr. W. E. WOOD, Sanitary Engineer, Community Water Supply, Division of Environmental Health

Die nachfolgend aufgeführten Mitarbeiter nahmen an den Sitzungen teil, die zur Veröffentlichung der 1. Auflage der European Standards for Drinking-Water im Jahre 1961 abgehalten wurden:

Sachverständige für die WHO (auf Zeit):

Professor G. P. ALIVISATOS, Department of Hygiene, University of Athens, Greece

Dr. H. J. BOORSMA, Chief, Chemical and Bacteriological Division, State Institute of Drinking Water Supply, The Hague, Netherlands

Dr. R. BUTTIAUX, Chief, Pasteur Institute, Lille, France

Professor S. M. DRACHEV, Chief, Laboratory of Water Supply Hygiene, Institute of Communal Hygiene, Moscow, USSR

Mr. P. ERKOLA, Sanitary Engineer, Union of Finnish Towns, Helsinki, Finland
 Professor H. B. IVEKOVIC, Director, Institute of Inorganic, Analytical, and Physical Chemistry, Zagreb, Yugoslavia
 Dr. W. H. H. JEBB, Deputy Director, Public Health Laboratory, Oxford, United Kingdom
 Professor H. KRUSE, Institute of Water, Soil and Air Hygiene, Federal Public Health Office, Federal Republic of Germany
 Dr. A. LAFONTAINE, Director, Institute of Hygiene and Epidemiology, Brussels, Belgium
 Professor G. MAZZETTI, Director, Institute of Hygiene and Microbiology, University of Florence, Italy
 Dr. K. SYMON, Director, Institute of Hygiene, Prague, Czechoslovakia

Weltgesundheitsorganisation:

Büro der Europäischen Region

Dr. J. D. COTTRELL, Deputy Director
 Mr. J. O. BUSELL, Environmental Sanitation Officer
 Hauptverwaltung:
 Mr. R. N. CLARK, Chief Sanitary Engineer, Division of Environmental Sanitation

Die nachfolgend aufgeführten Mitarbeiter nahmen an den Sitzungen teil, die zur Erstellung des Berichtes: Standards of Drinking Water Quality and Methods of Examination, Applicable to European Countries, der 1956 herausgegeben wurde:

Sachverständige für die WHO (auf Zeit):

Dr. H. J. BOORSMA, Chief, Chemical and Bacteriological Division, State Institute for Drinking Water Supply, The Hague, Netherlands
 Professor G. BUONOMINI, Director, Institute of Hygiene and Microbiology, University of Pisa, Italy
 Professor H. B. IVEKOVIC, Director, Institute of Inorganic, Analytical, and Physical Chemistry, Zagreb, Yugoslavia
 Professor K. E. JENSEN, Department of Sanitary Engineering, Technical College of Denmark, Copenhagen, Denmark
 Dr. H. KRUSE, Institute of Water, Soil and Air Hygiene, Federal Public Health Office, Federal Republic of Germany
 Dr. A. LAFONTAINE, Director, Institute of Hygiene and Epidemiology, Brussels, Belgium
 Professor G. MAZZETTI, Director, Institute of Hygiene and Microbiology, University of Florence, Italy
 Mr. A. LE STRAT, Chief, Water Control Service of the City of Paris, France
 Dr. E. WINDLE TAYLOR, Director of Water Examination, Metropolitan Water Board, London, United Kingdom

Berater

Dr. W. H. H. JEBB, Deputy Director, Public Health Laboratory, Oxford, United Kingdom

Weltgesundheitsorganisation:

Büro der Europäischen Region

Dr. N. D. BEGG, Director

Dr. G. MONTUS, Deputy Director

Mr. R. PAVANELLO, Environmental Sanitation Officer

Hauptverwaltung

Dr. H. G. BAITY, Director, Division of Environmental Sanitation

Dr. I. S. EVE, Medical Officer in charge of Questions concerning Atomic Energy and Health

Dr. S. SWAROOP, Chief, Statistical Studies Section

Schrifttum

1. ABBOT, D. C., and G. E. EMSDEN (1963): Proc. Soc. Wat. Treat. Exam. **12**, 230.
2. ABBOTT, D. C., G. E. EMSDEN, and J. R. HARRIS (1963): Analyst **88**, 814.
3. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation (1965): Standard methods for the examination of water and wastewater, 12th ed. New York, APHA.
4. American Society for Testing Materials (1944): Standard method for determination of total carbon dioxide and calculation of the carbonate and bicarbonate ions in industrial waters: ASTM Designation: D 513-43. In: 1944 Book of ASTM Standards, including tentative standards, Pt. III, p. 1017. Philadelphia.
5. American Society for Testing Materials (1944): Standard method for determination of the hydroxide ion in industrial waters: ASTM Designation: D 514-41. In: 1944 Book of ASTM Standards, including tentative standards, Pt. III, p. 1020. Philadelphia.
6. BETZ, J. D., and C. A. NOLL (1950): J. Amer. Wat. Wks. Ass. **42**, 49.
7. BORNEFF, J., und H. KUNTE (1969): Arch. Hyg. (München) **153**, 220.
8. BRISOU, J., and E. MAGROU (1947): Ann. Inst. Pasteur **73**, 290.
9. BUONOMINI, G., e R. DE BLASI (1950): L'esame batteriologico delle acque. Pisa, Associazione Italiana per l'Igiene.
10. BURMAN, N. P. (1955): Proc. Soc. Wat. Treat. Exam. **4**, 10.
11. BURMAN, N. P. (1967): Proc. Soc. Wat. Treat. Exam. **16**, 40.
12. BURMAN, N. P., C. W. OLIVER, and J. K. STEVENS (1969): Membrane filtration techniques for the isolation from water of coli-aerogenes, *E. coli*, faecal streptococci, *Clostridium perfringens*, actinomycetes and micro-fungi. Isolation methods for microbiologists, Pt. A. London, Academic Press (Society of Applied Bacteriology, Technical Series No. 3).
13. BUTTIAUX, R. (1951): L'analyse bactériologique des eaux de conommation. Paris, Flammarion.
14. CHARLOT, G. (1961): Les méthodes de la chimie analytique: analyse quantitative minérale, 4th ed. Paris, Masson.
15. COIN, L., C. HANNOUN et C. GOMELLA (1964): Presse méd. **72**, 2153.
16. COIN, L., et al. (1967): Presse méd. **75**, 1833.
17. COLLINGWOOD, R. W. (1964): Water Research Association Technical Paper No. 37.
18. CROSBY, N. T. (1967): Proc. Soc. Wat. Treat. Exam. **16**, 51.
19. CROSBY, N. T., A. L. DENNIS, and J. G. STEVENS (1968): Analyst **93**, 643.
20. DICKINSON, D. (1950): The chemical analysis of waters, boiler and feed-waters, sewage and effluents, 3rd ed. London, Blackie.
21. DOWING, A. L., G. E. EDEN, and R. BRIGGS (1965): J. Inst. Sewage Purif., Pt. I, p. 74.
22. EDEN, G. E. (1965): Proc. Soc. Wat. Treat. Exam. **14**, 35.
23. EDWARDS, G. P., E. H. MOLOF, and R. W. SCHNEEMAN (1965): J. Amer. Wat. Wks. Ass. **57**, 917.
24. ELWELL, W. T., and J. A. F. GIDLEY (1966): Atomic absorption spectrophotometrie, 2nd ed. Oxford, Pergamon.

25. England and Wales, Department of Health and Social Security, Welsh Office, Ministry of Housing and Local Government (1969): The bacteriological examination of water supplies, 4th ed. London, H. M. Stationery Office (Reports on public health and medical subjects, No. 71).
26. England and Wales, Public Health Laboratory Service, Water Sub-Committee (1952): J. Hyg. (London) **50**, 107.
27. England and Wales, Public Health Laboratory Service, Water Sub-Committee (1953): J. Hyg. (London) **51**, 559.
28. England and Wales, Public Health Laboratory Service, Water Sub-Committee (1953): J. Hyg. (London) **51**, 572.
29. England and Wales, Public Health Laboratory Service, Water Sub-Committee (1958): J. Hyg. (London) **56**, 377.
30. EVANS, U. R. (1946): Metallic corrosion, passivity and protection, 2nd ed. London, Edward Arnold.
31. FASKEN, J. E. (1940): J. Amer. Wat. Wks. Ass. **32**, 487.
32. France, Ministère de la Santé publique et de la Population (1962): Recueil des Textes officiels intéressants la Santé publique et la Population. Paris (Fascicule spécial No. 62-31 bis, Eaux d'Alimentation).
33. GERTNER, A., und H. IVEKOVIC (1954): Z. anal. Chem. **142**, 36.
34. Gesellschaft Deutscher Chemiker, Fachgruppe Wasserchemie (1960): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, 3rd rev. ed. Weinheim/Bergstraße, Verlag Chemie.
35. GIBBS, B. M., and B. FREAME (1965): J. appl. Bact. **28**, 95.
36. GRAY, R. D. (1959): J. Hyg. (London) **57**, 249.
37. GRAY, R. D. (1964): J. Hyg. (London) **62**, 495.
38. HANNAY, C. L., and I. L. NORTON (1947): Proc. Soc. appl. Bact. No. 1, 39.
39. Institution of Water Engineers, The Royal Institute of Chemistry, The Society for Analytical Chemistry and The Society for Water Treatment and Examination (1960): Approved methods for the physical and chemical examination of water, 3rd. ed. London, Institution of Water Engineers.
40. International Commission on Radiological Protection (1959): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection: Report of Committee II on permissible dose for internal radiation. Oxford, Pergamon (Publication 2).
41. International Commission on Radiological Protection (1964): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (as amended 1959 and revised 1962). Oxford, Pergamon (Publication 6).
42. International Commission on Radiological Protection (1966): Radiation protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted 17 September 1965). Oxford, Pergamon (Publication 9).
43. JEBB, W. H. H. (1959): J. Hyg. (London) **57**, 184.
44. JENKINS, C. A. (1968): J. Amer. Wat. Wks. Assoc. **60**, 899.
45. KNETSCH, M. (1955): Gesundheitsring. **76**, 211.
46. KOLTHOFF, I. M., and J. J. LINGANE (1952): Polarography, 2nd ed., 2 vol. New York, Interscience Publishers.
47. KOLTHOFF, I. M., and E. B. SANDELL (1952): Textbook of quantitative inorganic analysis, 3rd. ed. New York, Macmillan.
48. KOOIJMANS LOUVE, L. H. (1966): International Water Supply Association General Report, No. 3.
49. KRATOCHVIL, V. (1960): Coll. Trav. Chim. Tchécosl. **25**, 299.
50. LAPUCCI, P. (1952): Riv. ital. Igiene **12**, 352.
51. LIEFFRIG, P., and X. BURON (1948): Chim. et Ind. **30**, 36.
52. LONGWELL, J., and W. D. MANIECE (1955): Analyst **80**, 167.
53. LUND, E. (1963): Arch. ges. Virusforsch. **12**, 632.
54. LUND, E. (1963): Arch. ges. Virusforsch. **13**, 395.
55. LUND, E. (1966): Arch. ges. Virusforsch. **19**, 32.
56. MACKENZIE, E. F. W. (1955): 35th Report of the Director of Water Examination, Metropolitan Water Board. London, Staples.
57. MACKENZIE, E. F. W., E. W. TAYLOR, and W. E. GILBERT (1948): J. gen. Microbiol. **2**, 197.
58. MOLT, E. L. (1956): De bepaling van onderchlorigzuur door titratie met methyl-oranje. Chem. Weekbl. **52**, 265.

59. MOSS, M. L., and M. G. MELLON (1942): Colorimetric determination of iron with 2,2'-bipyridyl and with 2,2',2"-terpyridyl. *Ind. Eng. Chem., Anal. Ed.*, **14**, 862.
60. MASSMANN, H. (1967): *Z. anal. Chem.* **225**, 213.
61. MURPHY, J., and J. P. RILEY (1962): *Anal. chim. acta* **27**, 31.
62. PALIN, A. T. (1950): *Wat. Wat. Engng.* **54**, 151, 189, 248.
63. PALIN, A. T. (1957): *J. Amer. Wat. Wks. Ass.* **49**, 873.
64. PANIZAI, A. K., T. J. MACKLIN, and H. G. COLES (1965): *Proc. Soc. Wat. Treat. Exam.* **14**, 179.
65. PARR, L. W. (1936): *Amer. J. publ. Health* **26**, 39.
66. POYNTER, S. F. B. (1968): *Proc. Soc. Wat. Treat. Exam.* **17**, 187.
67. PRESCOTT, S. C., C.-E. A. WINSLOW, and M. H. McCRADY (1946): *Water bacteriology*, 6th ed. New York, Wiley.
68. Public Health Laboratory Service, Standing Committee on the Bacteriological Examination of Water Supplies (1968): *J. Hyg. (London)* **66**, 67.
69. Public Health Laboratory Service, Standing Committee on the Bacteriological Examination of Water Supplies (1968): *J. Hyg. (London)* **66**, 641.
70. Public Health Laboratory Service, Standing Committee on the Bacteriological Examination of Water Supplies (1969): *J. Hyg. (London)* **67**, 367.
71. PURDY, W. C. (1965): *Electroanalytical methods in biochemistry*. New York, McGraw-Hill.
72. ROUSSELET, F. (1966): *Spectrophotométrie par absorption atomique, appliquée à la biologie*. Paris, Sèdes.
73. SANDELL, E. B. (1959): *Colorimetric determination of traces of metals*, 3rd ed. New York, Interscience Publishers.
74. SCHÜTZ, F., und H. KRUSE (1947): *Zbl. Bakt., I., Abt. Orig.*, **152**, 135.
75. SCHWARZENBACH, G., und H. ACKERMANN (1948): *Helv. chim. Acta* **31**, 1029.
76. SLANETZ, L. W., and C. H. BARTLEY (1957): *J. Bact.* **74**, 591.
77. TARAS, M. (1946): *J. Amer. Wat. Wks. Ass.* **38**, 1147.
78. US Department of Health, Education and Welfare (1962): *Public Health Service Drinking Water Standards 1962*. Washington, D.C. (US Public Health Service Publication No. 956).
79. WELLINGS, A. W. (1933): *Analyst* **58**, 331.
80. WINDLE TAYLOR, E. (1955): *J. Hyg. (London)* **53**, 50.
81. WINDLE TAYLOR, E. [THRESH, BEALE and SUCKLING] (1958): *The examination of waters and water supplies*, 7th ed. London, Churchill.
82. WINDLE TAYLOR, E. (1959—60): *Rep. Results chem. bact. Exam. Lond. Wat.* **39**, 27.
83. WINDLE TAYLOR, E. (1961—62): *Rep. Results chem. bact. Exam. Lond. Wat.* **40**, 18.
84. WINDLE TAYLOR, E. (1968): *42nd Report of the Director of Water Examination, Metropolitan Water Board*. London, Metropolitan Water Board.
85. WINDLE TAYLOR, E., and N. P. BURMAN (1964): *J. appl. Bact.* **27**, 294.
86. World Health Organization (1963): *International standards for drinking-water*, 2nd ed. Geneva.
87. World Health Organization (1963): *Methods of radiochemical analysis*. Geneva.
88. World Health Organization, Expert Committee on Pesticide Residues (1962): *Principles governing consumer safety in relation to pesticide residues*. Geneva (Wld. Hlth. Org. techn. Rep. Ser., No. 240).
89. World Health Organization, Scientific Group on Procedures for Investigating Intentional and Unintentional Food Additives, Report. Geneva (Wld. Hlth. Org. techn. Rep. Ser., No. 348).
90. YOE, J. H. (1928): *Photometric chemical analysis (2 vol)*, Vol. 1: *Colorimetry*. New York, Wiley.

