Zeitschrift: Plan : Zeitschrift für Planen, Energie, Kommunalwesen und Umwelttechnik = revue suisse d'urbanisme

Herausgeber: Schweizerische Vereinigung für Landesplanung

Band: 21 (1964)

Heft: 4

Artikel: Physikalische Routine-Prüfungsmethoden

Autor: Baaij, P. K.

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-783790

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 12.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Physikalische Routine-Prüfungsmethoden

Von Dr. Ir. P. K. Baaij, Chefchemiker, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Westeinde 3 A, Voorburg, Holland

Die Bestimmung absetzbarer Schwebestoffe

Die Bestimmung der ungelösten Stoffe ist im Hinblick auf die Beurteilung des Oberflächenwassers und auf die praktischen Massnahmen zur Reinigung des Abwassers sehr wichtig. Erfolgt doch der Abbau dieser Stoffe, die sich im Fluss als Schlammbänke ablagern können, unverhältnismässig langsamer als die Zerstörung der gelösten organischen Substanz, die demnach die Selbstreinigungskräfte des Vorfluters in viel geringerem Masse belastet als der Schlamm.

Die Bestimmung der ungelösten Stoffe ist nicht so einfach wie es scheinen könnte; denn nicht nur ist die Grenze zwischen ungelösten und gelösten Stoffen an sich schon unscharf, sondern es kommt noch der Umstand dazu, dass mitunter aus gelöster oder kolloider Substanz ungelöste Stoffe ausgeschieden werden oder umgekehrt feste Substanz teilweise in Lösung geht. Meist handelt es sich hierbei um Einwirkung von ins Wasser gelangenden Säuren, Alkalien oder Salzen.

Die Bestimmung der ungelösten Stoffe kann nun raummässig oder gewichtsmässig stattfinden. Bei der raummässigen Bestimmung erfasst man jedoch stets nur einen Teil der ungelösten Stoffe, nämlich diejenigen, die sich im Messgefäss absetzen, die absetzbaren Schwebestoffe.

Die Absetzbarkeit ist vom spezifischen Gewicht dieser Stoffe und von der Absetzdauer abhängig. Die festgestellte Menge absetzbarer Schwebestoffe bildet nie ein absolutes Mass, denn sie ist sowohl von der Höhe der Flüssigkeitsschicht wie auch von der Form des Messgefässes, vom Zerteilungszustand der Schwebestoffe, von der Temperatur sowie vor allem von der Absetzdauer abhängig. Es sind daher streng genommen nur unter ganz gleichen Bedingungen ausgeführte Messungen miteinander zu vergleichen. Da die Einhaltung ganz gleicher Bedingungen bei Messungen dieser Art schwierig ist, so ergibt sich daraus der nur rohtechnische Charakter dieser Methode.

Für die Bestimmung haben sich fast allgemein die von Imhoff vorgeschlagenen Absetzgläser (Imhoff-Kelche) eingebürgert. Eine andere Art Absetzgläser hat Spillner angegeben. Die Spillnerschen Absetzgläser sind ferner mit Glashähnen versehen oder mittels eines Stückes Gummischlauch und Quetschhahn verschlossen. Mittels der Spillner-Absetzgläser ist es möglich, den angesammelten Schlamm abzulassen und dann gewichtsmässig zu bestimmen. Die an den Wandungen haftenbleibenden feinen Suspensionen sind durch ruckweises Drehen der Gläser zum Absinken zu bringen. Die Schwebestoffe rutschen dabei herunter und die Oberfläche des Bodensatzes im Messrohr wird horizontal, was die Ablesung ermöglicht. Die Imhoff-Kelche fassen je 1 l, die Spillner-Zylinder nur je 500 ml, und da die beiden auch in der Form verschieden sind, ist es nicht möglich, die Messwerte miteinander zu vergleichen. Da das Raummass des anfallenden Schlamms viel mehr von seinem Wassergehalt als vom Gehalt an fester Substanz abhängt, so können zahlenmässige Beziehungen zwischen dem Volumen des Bodensatzes und dem Gewicht der Feststoffe erst nach Ermittlung des Wassergehaltes des ersteren aufgestellt werden.

Nach Bach ist es auch möglich, die absetzbaren Schwebestoffe aus der Differenz der gewichtanalytisch festgestellten Menge der Gesamtschwebestoffe und der Menge der nicht abgesetzten Schwebestoffe zu ermitteln. Letztere müssen wegen ihrer geringen Menge aus einer Differenzbestimmung zwischen dem Abdampfrückstand einer abgemessenen Menge des im Absetzglase absedimentierten Abwassers (das zweckmässig herauspipettiert wird, ohne den Bodensatz aufzurühren) und dem Abdampfrückstand des filtrierten Abwassers hergeleitet werden.

Bei der gewichtsmässigen Bestimmung ist die Temperatur des Trocknens der Rückstände sehr wichtig. Bach stellt fest, dass bei ausreichend langem Aufenthalt auf 100 °C ein Rückstand von dem nicht chemisch gebundenen Wasser befreit wird. Diese Temperatur ist nicht ausreichend, das Kristallwasser zu entfernen. Wollte man dieses vertreiben, so müsste man zu Temperaturen von etwa 125 °C und darüber Zuflucht nehmen, bei denen durch Verbrennung eines nicht zu vernachlässigenden Teils der organischen Substanz ganz grobe Fehler in die Analyse hereinkommen würden. Eine gewisse Verschwebung organischer Substanz des Abwassers ist aber auch schon bei 110 °C, ja mitunter auch bei 105 °C feststellbar, so dass auch die letztere vielfach empfohlene Temperatur als zu hoch zu erachten ist.

Daraus ergibt sich, dass es notwendig ist, die Bedingungen der Bestimmung sehr genau festzustellen und in den Angaben der Ergebnisse mitzuteilen.

pH-Bestimmung

Der Zweck der pH-Messung ist, zu bestimmen, in welcher Konzentration sich in einer Lösung Wasserstoffionen befinden. Neben der Messung der Wasserstoffionenkonzentration — welche man auch als aktuelle Azidität bezeichnet — ist in manchen Fällen auch die Bestimmung der sogenannten «potentiellen Azidität» wichtig. Bei dieser wird die gesamte in einer Lösung befindliche Säuremenge ermittelt, während bei der pH-Messung nur die von der Säure abgespal-

* Auskünfte über die in den Niederlanden verwendeten Methoden sind erteilt worden von:
Drs. F. W. F. van Haaren, Chefchemiker, Gemeente Waterleidingen Amsterdam;
Dr. E. L. Molt, Chefchemiker, Drinkwaterleiding Gemeente Rotterdam;
Ir. J. H. Rensink, Chefchemiker, Rijks Zuivel-Agrarische Afvalwater Dienst, Arnhem.

tenen Wasserstoffionen zur Geltung kommen, auf welche die Säurewirkung zurückzuführen ist.

Die Mehrzahl der natürlichen Wässer hat einen pH-Wert von 7,2 bis 7,7, sie sind also ganz schwach alkalisch. In natürlichen Wässern ist der pH-Wert meist bedingt durch das Verhältnis zwischen gebundener und freier Kohlensäure. Es gibt Wässer, die Huminsäuren und sogar freie Schwefelsäure enthalten, umgekehrt auch Wässer, die Alkalien enthalten. Alkalische oder saure Abwässer können den pH ungünstig beeinflussen.

Flora und Fauna von Gewässern sind in ihrer Entwicklung stark vom Säuregrad des Wassers abhängig. Die Mehrzahl der Bakterien und sonstigen Mikro-Organismen gehen bei deutlich sauren oder alkalischen Umständen zugrunde. Als niedrigster erträglicher Wert für das Gedeihen von Fischen gilt ungefähr 5,3. Als höchster Wert gilt ungefähr 9,0.

Die Säuren und Laugen, die durch ihre Azidität bzw. Alkalität toxisch wirken, sind: HCl, H_2SO_4, HNO_3, H_3PO_4, NaOH, KOH und $Ca(OH)_2$. Die Schädlichkeit dieser Verbindungen beruht also nicht auf einer spezifischen Giftwirkung, sondern auf einer Aenderung des pH-Wertes des Wassers.

Zur orientierenden Prüfung der Reaktion des Wassers kann man Reagenzpapiere verwenden, wie Lackmus-, Lyphan- oder Merck-Universalindikator-Papier. In ungepufferten Wässern können damit jedoch erhebliche Fehler auftreten. Zu genaueren Untersuchungen eignen sich flüssige Indikatoren, deren Farbe z. B. mit dem Neokamparator oder mit Farbtafeln verglichen wird.

Nicht alle Farbstoffe, welche in Lösungen verschiedenen Säuregrades eine verschiedene Färbung zeigen, sind als Indikatoren geeignet. Für die Auswahl eines geeigneten Indikators spielen vielmehr die Einflüsse von Salzen, Eiweisstoffen, Kolloiden und Temperatur auf die Funktionen der Indikatoren eine Rolle.

Salzfehler: Sowohl die Dissoziation wie die Lichtabsorption der Indikatoren werden in geringem Masse von anwesenden Neutralsalzen beeinflusst. Als Normalzustand ist derjenige einer Salzkonzentration von 0,02 bis 0,2 zu betrachten. Höhere und geringere Salzkonzentrationen verlangen meist eine Korrektur des gemessenen pH-Wertes.

Eiweissfehler: Die amphotere Natur der Eiweissstoffe, welche sowohl als Basen wie als Säuren reagieren können, bewirkt, dass von ihnen sowohl Indikator-Basen wie Säuren gebunden werden können. Daher sind kolorimetrische pH-Bestimmungen in Gegenwart von Eiweiss und dessen höher-molekularen Abbauprodukten nicht immer zuverlässig.

Kolloidfehler: Kolloide Stoffe können die Indikatoren absorbieren und so fehlerhafte Messungen veranlassen.

Temperatureinfluss: Beim Erhitzen verschiebt sich das Umschlagintervall der Indikatoren nach niedrigeren pH-Werten. Während z. B. in kalten Lösungen Phenolphtalein bei pH = 10,0 seine maximale rote Färbung erreicht, dürfte man bei einer siedenden Lösung mit Phenolphtalein aus der maximalen Rotfärbung nicht auf einen pH von 10,0, sondern nur von 9,0 schliessen.

Säurefehler bei Indikatorzusatz: Da die Indikatoren ja selbst Säure- oder Basennatur haben (wenn auch nur ganz schwach), können sie bei Zusatz zu schwach gepufferten Lösungen deren pH-Wert verändern, und zwar um so mehr, je höher die Konzentration des Indikators ist.

Alle genannten Faktoren können, wenn sie in stärkerem Masse auftreten, eine Korrektur des beobachteten pH-Wertes nötig machen, welche sich in der Grössenordnung von Hundertsteln bis Zehnteln einer pH-Einheit bewegt.

Obwohl diese Methoden wenig kostspielig sind, eignen sie sich nicht für genaue pH-Bestimmungen. Für genaue pH-Bestimmungen verdient die elektrometrische Methode den Vorzug.

Die Bestimmung durch Messung geschieht mittels eines pH-Meters mit Glaselektrode, die gegen eine gesättigte Kalomel-Elektrode gestaltet ist. Man hält sich an die von der Lieferfirma des pH-Gerätes gegebene Bedienungsvorschrift: Eichung mit einer Pufferlösung, die dem pH der Probe am nächsten kommt. Angabe der Ergebnisse auf 0,1 oder 0,05 pH Einheit genau.

Bestimmung der Temperatur

Die Temperatur ist ein wichtiger Faktor bei der Beurteilung des Sauerstoffhaushalts eines Wassers. In der Praxis werden Aufheizungen des Flusswassers manchmal unterhalb der Kühlwassereinleitungen z. B. von Dampfkraftwerken beobachtet. Ausserdem kann es bei sommerlichen Hitzeperioden zur Temperaturerhöhung des Wassers kommen. Durch die Temperaturerhöhung wird die Lösungsfähigkeit des Sauerstoffs im Wasser vermindert, ausserdem ist bei erhöhter Temperatur die Sauerstoffzehrung durch Fäulnisvorgänge beschleunigt. Die Temperaturerhöhung kann nur dann ohne Schaden durchgehalten werden, wenn der Sauerstoffgehalt des Wassers nicht unter die für das Fischleben gezogene Grenze von 3 bis 4 mg/l sinkt. Plötzliche Temperaturschwankungen um 10 bis 12 °C sind für Fische nicht gefährlich. Natürlich ist eine obere Temperaturgrenze vorhanden, die von Fischart, Fischalter, Akklimatisation, Jahreszeit und anderen Faktoren abhängt. Auf keinen Fall vermögen jedoch die einheimischen Süsswasserfische Temperaturen von 40 °C und darüber zu ertragen.

Die Bestimmung der Temperatur muss unmittelbar nach der Entnahme am Entnahmeort mit einem in 0,5 °C geteilten sich schnell einstellenden Thermometer von — 10 °C bis + 10 °C Messbreite in dem das Entnahmegefäss durchfliessenden Wasser oder durch Untertauchen unter die Wasseroberfläche vorgenommen werden. Während der Temperaturmessung des Wassers sind äussere Einflüsse, die eine Erwärmung oder Abkühlung bewirken können, zu vermeiden. Zur Messung der Temperatur von Tiefproben sind am

besten Kippthermometer zu verwenden. Für ständige Messung und Temperaturregistrierung kommen elektrische Widerstandsthermometer in Frage.

Die Wassertemperatur wird auf 0,5 °C angegeben.

Die Bestimmung der Trübung

Ein Wasser kann trübe, klar oder blank sein. Trübung in Wasser wird veranlasst durch suspendierte Stoffe wie Lehm, organischen Stoff, Plankton und andere mikroskopische Organismen. Trübung bewirkt, dass das Licht nicht gradlinig das Wasser passiert, sondern durch die disperse Phase seitlich gebrochen und absorbiert wird.

Der Grad der Trübung schwankt zwischen einer noch wahrnehmbaren Opaleszenz bei Betrachtung des Wassers gegen einen dunklen Hintergrund und völliger Undurchsichtigkeit schon in Schichten von wenigen Zentimetern Höhe (Abwasser).

Der Grad der Trübung wird oft als Grad der Verschmutzung betrachtet. So hat Ries gezeigt, dass Messungen der Aenderungen des Trübungsgrades benutzt werden können, um die Effekte eines Abwassers sichtbar werden zu lassen, sogar um die Selbstreinigung der Vorfluter zu verfolgen. In diesem Zusammenhang sind zwei Vorbehalte zu machen. Erstens kann ein Flusswasser ein wenig trübe sein infolge der Anwesenheit einer geringen Menge inerten und verhältnismässig unschädlichen Materials, z. B. Lehm, und trotzdem ein gutes Fischwasser sein. Zweitens schliesst klares Wasser nicht aus, dass der Fluss verunreinigt worden ist, z. B. mit Säure oder Giften.

Der wichtigste Erfolg der Trübung ist die Abnahme der Lichtintensität, diese begrenzt und eliminiert in ernstlichen Fällen das Pflanzenleben.

Die Wirkung auf die Pflanzen verringert die Nahrung für höhere Organismen, die direkt oder indirekt für ihre Nahrung von Pflanzen abhängig sind. Ueberdies verringert sich auch die Sauerstoffversorgung durch das Fehlen oder die Verringerung der photosynthetischen Aktivität der Pflanzen.

Die Bestimmungsmethode ist nach der Stärke der Trübung und der für den Einzelfall erforderlichen Genauigkeit zu wählen. Hierfür stehen Durchsichtigkeitszylinder, Sichtscheiben, Vergleichstrübungen und optische Geräte zur Verfügung. Es empfiehlt sich, die Trübung eines Wassers unmittelbar nach der Entnahme oder möglichst bald nach derselben festzustellen, da wegen nachträglicher Veränderungen später ein falsches Bild gewonnen wird (z. B. bei einer nachträglichen Trübung durch Eisen).

a) Durchsichtigkeitszylinder

Für Trinkwasser wird man eine möglichst hohe Schicht (1 m), für Flusswasser und Abwasser geringere Schichthöhen verwenden. Die einfachste Methode, um zahlenmässigen Ausdruck für die Trübung zu erhalten, ist die Durchsichtigkeit mittels der Leseprobe. Die gut durchgemischte Probe wird in einen Zylinder gefüllt. Der Zylinder muss eine Teilung in Zentimetern besitzen und mit einem Abflussstutzen über den Boden versehen sein. Man hält den mit der Wasserprobe gefüllten Zylinder über die (genormte) Schriftprobe und lässt so lange Wasser abfliessen, bis die Schrift deutlich sichtbar wird.

b) Sichtscheiben

Eine Sichtscheibe (siehe Deutsche Einheitsverfahren, Kantenlänge 20 cm, weiss) wird im Mittelpunkt an der Messkette befestigt und an Ort und Stelle mehrmals so weit in das zu prüfende Wasser eingesenkt, bis die Scheibe nicht mehr als solche zu erkennen ist. Die Länge der eingetauchten Messkette ergibt die Stärke der Trübung, die unter gleichzeitiger Beschreibung des benutzten Gerätes als «Sichttiefe in cm» angegeben wird.

Diese Verfahren besitzen zwar den Vorzug, dass man bei geringem Kostenaufwand und einfacher Handhabung auch durch ungeschulte Kräfte sich schnell einen ungefähren Einblick verschaffen kann. Will man aber feinere Ermittlungen anstellen, so kommt man mit diesen einfachen Verfahren nicht mehr aus. Besonders das Verfahren mittels der Sichtscheibe ist sehr vom Wetter und der Strömungsgeschwindigkeit des Flusses abhängig. Dr. v. Haaren ist der Meinung, dass dieses Verfahren nicht länger benutzt werden soll.

c) Vergleichstrübungen

Zur Feststellung des Trübungsgrades haben sich einige Vergleichslösungen eingebürgert, besonders Kieselgur - (SiO_2) - Aufschwemmung und Mastix-Aufschwemmung. Die Kieselgur-Aufschwemmung soll auf besondere Weise hergestellt werden. Es gibt in verschiedenen Ländern auch verschiedene Standardlösungen. In den Niederlanden soll der Kieselgur verschiedenen Anforderungen hinsichtlich Farbe, Löslichkeit, Eisengehalt und Glühverlust entsprechen. Als Vergleichungslösung ist die Kieselgur-Aufschwemmung nicht ideal.

Es ist möglich, stabile Suspensionen von Mastix herzustellen durch Lösen einer gewissen Menge in Alkohol, und diese Lösungen mittels eines Trichters mit feiner Spitze in feinem und raschem Strahl unter starkem Schwanken in destilliertes Wasser einfliessen zu lassen. Dr. Molt hat aber gezeigt, dass es fast unmöglich ist, zwei Lösungen mit derselben Trübung herzustellen. Es hat keinen Sinn, hier alle vorgeschlagenen Standardlösungen dieser Art zu erwähnen. Menge und Mannigfaltigkeit zeigen schon, wie schwierig es ist, gute Standardlösungen herzustellen. Eine besondere Form der Standardlösung empfiehlt «Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, XI Edition 1960». Sie schlägt vor, als Standardlösung natürliches trübes Wasser derselben Art wie das zu prüfende zu benutzen. Wenn man solches nicht bekommen kann, sollen Suspensionen verwendbar gemacht werden, indem sie vom Bodensediment durch Kochen mit 1 + 1 HCl und Waschen be-

freit werden. Dasselbe Buch empfiehlt, die Messung mit dem Jackson-Candle-Turbidimeter durchzuführen.

Seit langer Zeit ist man bestrebt, die Beurteilung der Klarheit von Wässern von der groben Schätzung durch Augenschein zu befreien, um zu zahlenmässigeren Angaben zu gelangen. Es ergeben sich zwei Möglichkeiten:

1. Bestimmung der Intensität des seitlich zerstreuten oder reflektierten Lichtes.
2. Messung der Absorption des durchfallenden Lichtes, d. h. seines Restbetrages nach Durchgang durch die trübe Lösung.

1. Die Beobachtung findet senkrecht auf die Richtung des einfallenden Lichtes statt. Die Nachteile dieser Methode bestehen darin, dass die Intensität des Tyndall-Lichtes von kleinen Aenderungen der optischen Eigenschaften der Teilchen abhängig ist.

Ueberdies sind die Gesetze der Lichtzerstreuung sehr kompliziert. Besondere Beachtung verdient die Teilchengrösse. Es ergibt sich die merkwürdige Erscheinung, dass bei gleicher Anzahl der Teilchen dieselbe Trübung, gemessen an Tyndall-Licht, hervorgerufen werden kann durch eine Lösung mit kleineren und eine solche mit grösseren Teilchen, d. h., dass diese Lösungen in Hinsicht auf die disperse Phase verschiedene Konzentrationen haben können.

2. Bei diesem Verfahren liegt die erste Schwierigkeit in der Abhängigkeit der Messergebnisse vom Dispersitätsgrad. Bei gröberen Dispersoiden kann man die Wirkung der trübenden Teilchen mit der kleiner Lichtschirme vergleichen. Die Summe des von ihnen abgeschirmten durchfallenden Lichtes hängt weniger von ihrer Gestalt als von ihrem Dispersitätsgrade ab. Teilt man eine Masse von gegebenen Volumen mehr und mehr auf, so wächst die Summe der Querschnitte und also die Schattenwirkung. Nun weicht aber der Dispersitätsgrad der trübenden Substanz bei verschiedenen Wässern sehr voneinander ab und ist nicht einmal in einem und demselben Wasser für alle Teilchen gleich gross. Will man aber überhaupt mit dieser Methode praktische Messungen vornehmen, so steht man vor der Notwendigkeit, diese Fehlerquelle in Kauf zu nehmen, denn eine Ermittlung der Teilchengrössen kann in Anbetracht ihrer Schwierigkeit nicht in Frage kommen.

Der auf diese Art entstehende Fehler kann zwar beträchtlich sein, wird aber nicht die Messung wertlos machen, da man die gröbsten Teilchen bei der Messung ausschalten kann, indem man sie vor der Entnahme der zu prüfenden Wassermenge sich absetzen lässt. Ihre Entfernung durch Filtrieren erscheint infolge der allmählichen Verstopfung der Filterporen und dadurch eintretenden Autofiltration nicht ratsam. Ferner ist zu beachten, dass dem Wasser durch die in echter Lösung befindlichen Stoffe eine Eigenfarbe erteilt wird, die einen Teil des durchfallenden Lichtes absorbiert. Auch die Eigenfarbe der trübenden Substanz ist von Einfluss auf die Messung. An der Oberfläche der Teilchen wird infolge selektiver Absorption nur der als ihre Eigenfarbe erscheinende Teil des auffallenden Lichtes reflektiert, der Rest wird absorbiert.

Ein Teil des diffus reflektierten Lichtes wird sich durch Zerstreuung an der Oberfläche benachbarter Teilchen auch bei Beobachtung in der Richtung des eingestrahlten Lichtes bemerkbar machen. Anderseits können die Teilchen selbst infolge Porosität oder Transparenz teilweise lichtdurchlässig sein. Aus den angeführten Gründen wird es deutlich, dass die Benutzung willkürlich gewählter künstlicher Trübungen wie Mastix-, Ton- oder Kieselgur-Aufschwemmungen, Ag Cl-Suspensionen usw. als Vergleichsmasstab aus den angeführten Gründen unzweckmässig ist und zu weiteren Ungenauigkeiten führen muss.

In Oberflächenwasser ist dies nicht der Fall. Die Messung der Trübung ist also weniger genau, aber wir haben schon gesehen, dass dieses Bedenken gegenüber jeder Methode der Bestimmung der Trübung besteht. In der Praxis genügt es, die innere Seite des Apparats matt-schwarz zu machen und möglichst lange Kuvetten zu benutzen.

Aus Prüfungen ergab sich, dass der Einfluss der Farbe auf die Messung vernachlässigt werden kann, wenn die Messung bei einer Wellenlänge von 7200 A vorgenommen wird.

Auf diese Weise bekommt man einen exakteren Wert für die Trübung.

Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit

Unter elektrischer Leitfähigkeit oder elektrolytischem Leitvermögen verstehen wir die spezifische Leitfähigkeit X eines Wassers bei 20 ° oder 18 °C, d. h. den reziproken Wert des elektrischen Widerstandes eines cm-Würfels.

Die Leitfähigkeit ist ein Mass für den Gehalt eines Wassers an stromführenden Stoffen (Elektrolyten). Das spezifische Leitvermögen ändert sich nicht nur bei verschiedenen Salzen, sondern auch bei verschiedenen Konzentrationen des gleichen Salzes. Bei Elektrolytmischungen ist das Gesamtleitvermögen geringer als die Summe der Leitvermögen der einzelnen Bestandteile. Die annähernde Berechnung des Gesamtsalzgehaltes natürlichen Wassers in mg/l durch Vervielfachung mit 10^6 und Faktoren, die sich aus der mittleren Wanderungsgeschwindigkeit verschiedener Ionen ableiten lassen, entspricht daher nicht den natürlichen Verhältnissen. Nur bei einer genügenden Zahl Angaben über eine lange Periode ist es möglich, für die Korrelation zwischen Abdampfrückstand und Leitfähigkeit einen mittleren zahlenmässigen Wert aufzustellen. Da die Leitfähigkeit leicht und schnell gemessen werden kann, ist es auf diese Weise möglich, einen ungefähren Wert für den Abdampfrückstand zu bekommen.

Es ist auch möglich, die Bestimmung der Leitfähigkeit zur Bestimmung des Chloridgehalts in Meereswasser zu benutzen.

Die spezifische Leitfähigkeit wird bestimmt mittels einer Messzelle und eines Kompensationsgeräts mit magischem Auge für die Nullanzeige.

Man benützt ein Widerstandsgefäss aus Glas mit zwei eingeschmolzenen blanken oder patinierten Platinelektroden bekannter Grösse und passenden Abstandes. Die Konstante für die Messzelle wird entweder von der Lieferfirma angegeben, oder man bestimmt sie mit einer Lösung bekannter Leitfähigkeit (manchmal KA 0,01 N).

Die Temperatur der Messlösung wird auf 0,1 °C genau abgelesen. Aus dem abgelesenen Widerstand und der Temperatur wird die spezifische Leitfähigkeit bei 20 °C X 20 ° berechnet nach:

$$X_{20} = \frac{10^6}{c \cdot R} ft_{20}\, 10^{6\ -1}\mathrm{cm}^{-1}$$

Darin bedeutet R den gemessenen Widerstand, c die Zellkonstante und ft_{20} den Korrekturfaktor zur Umrechnung der spezifischen Leitfähigkeit bei der Messtemperatur auf 20 °C. Dieser wird eine Kurve entnommen, indem man zur Messtemperatur auf der Abszisse den zugehörigen Kurvenpunkt aufsucht, dessen Ordinate den Wert von f 20 bezeichnet.

Bestimmung der Färbung

Unter Färbung eines Wassers wird der Farbton verstanden, der allein durch gelöste Stoffe hervorgerufen wird. Die störenden fein verteilten und gröberen ungelösten Stoffe werden vorher durch Filtrieren über Papier oder durch Zentrifugieren entfernt.

Erforderlichenfalls muss die Vergleichslösung durch Kieselgurzusatz auf den Trübungswert der Probe gebracht werden.

Ein reines Wasser hat in tiefer Schicht meist eine etwas bläuliche Färbung. Wenn nicht besondere Umstände vorliegen, so spielt die Färbung des Wassers — da sie meistenteils durch Huminstoffe bedingt wird — in dem Gelblichen bis Braungelben. Ausserdem kommen gelbgrüne bis braungrüne Farbtöne in Betracht. Verunreinigung durch bestimmte Farbstoffe kann Farbtönungen aller Art hervorrufen. Die Farbstoffe sind oft in solch kleiner Konzentration anwesend, dass sie chemisch nicht bestimmt werden können.

Färbung an sich ist nicht schädlich. Wichtig ist die Abnahme der Lichtintensität, wodurch die Pflanzen ungünstig beeinflusst werden.

Das Deutsche Einheitsverfahren (3. Auflage) unterscheidet zwei Verfahren zur Bestimmung der Färbung, abhängig von der Art der Farbtönungen, nämlich Farbtönungen aller Art und gelblich-bräunliche Farbtönungen.

Bestimmung der Farbtönungen aller Art

Die Prüfung erfolgt in einem hohen (40 cm) Colorimeterzylinder; unter den mit der Probe gefüllten Zylinder wird eine Normalweissplatte aus dem Oswaldschen Farbnormenatlas und unter den mit destilliertem Wasser gefüllten das Farbplättchen gelegt, dessen Farbe der Färbung der Probe möglichst nahekommt.

In der Durchsicht werden bei diffusem Tageslicht die Farbtönungen verglichen. Die Farbplättchen werden so lange ausgetauscht, bis Farbgleichheit erreicht ist. Ist die Färbung der Probe zu stark, so wird die Probe mit destilliertem Wasser so weit verdünnt, bis ein Vergleich der Färbung möglich ist.

Der Grad der Verdünnung und die Bezeichnung des Farbplättchens wird im Untersuchungsbefund vermerkt.

Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (11th Edition 1960) gibt eine exakte Methode, bei der ein Spektrophotometer verwendet wird, und eine weniger exakte Methode mittels eines Filterphotometers. Mittels dieser Apparate werden die Charakteristika der Lichttransmission gemessen. Die Proben werden filtriert unter Verwendung von «filteraid». Zentrifugieren wird nicht empfohlen, da die Resultate variieren nach Art und Geschwindigkeit des Apparats, ausserdem haben Teilchen mit einem spezifischen Gewicht kleiner als Wasser die Neigung aufzuschwimmen oder suspendiert zu bleiben.

Bestimmungen gelblich-bräunlicher Farbtönungen

Das Verfahren ist hier fast überall gleich.

Eine Probe, gegebenenfalls vorbehandelt, wird in einen Colorimeterzylinder gefüllt und mit Vergleichslösungen verschiedener Stärke verglichen, nachdem diese jeweils mit destilliertem Wasser zum gleichen Volumen aufgefüllt worden sind.

Die Vergleichslösung besteht aus Kaliumhexachloroplatina (K_2PtCl_6) und Kobalt(11)-chlorid $CoCl_2\ 6\,H_2O$; diese werden in HCl gelöst und mit destilliertem Wasser auf 1000 ml aufgefüllt.

Die Konzentration ist so gewählt, dass 1 ml der Lösung 1 mg Pt/l (Deutsche Einheitsverfahren) oder 0,5 mg Pt/l (Niederländische Verfahren und «Standard Methods») entspricht.

In den Niederlanden ist es üblich, wie folgt gerundete Werte anzugeben:

Werte Pt/l	gerundet auf
< 30	1
30 — 50	2
50 — 100	5
> 100	10