



Chemischer Index und Gewässergüte

Die Bestimmung eines Chemischen Index zur Ermittlung der Gewässergütekategorie von Fließgewässern

Inhalt:

- Allgemeine Vorbemerkungen
- Anmerkungen zu den zu bestimmenden Parametern
- Grundsätzliches zur Probenahme
- Entnahme und Messungen vor Ort
- Bestimmung des Sauerstoffs und der Sauerstoffsättigung
- Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB)
- Sicherheitsratschläge
- Hinweise zur Testdurchführung
- Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe
- pH-Wert
 - Grenzwerte, Richtlinien und Empfehlungen
 - pH-Wert-Testdurchführung
- Ammonium (NH_4^+)
 - Grenzwerte, Richtlinien und Empfehlungen
 - Ammonium (NH_4^+)-Testdurchführung
- Nitrat (NO_3^-)
 - Grenzwerte, Richtlinien und Empfehlungen
 - Nitrat (NO_3^-)-Testdurchführung
- Phosphat (PO_4^{3-})
 - Grenzwerte und Richtlinien
 - Phosphat (PO_4^{3-})-Testdurchführung
- Elektrische Leitfähigkeit
- Benutzung der Diagramme und Berechnungsbeispiel
- Tabellen und Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI

Wassertemperatur	Sauerstoffgehalt
BSB 5	pH Wert
Nitrat	Phosphat
Ammonium	Leitfähigkeit
- Auswertebogen für die Bestimmung des CI und Zuordnung der Gewässergüte über den ermittelten Chemischen Index
- Literatur

Allgemeine Vorbemerkungen

Die nachfolgenden Erläuterungen sollen Sie in die Lage versetzen, mit den gleichen Untersuchungsmethoden wie Ihre Kolleginnen und Kollegen und möglichst erfolgreich an diesem Projekt teilzunehmen.

Die für eine Auswertung zu bestimmenden Parameter (Sauerstoffsättigung, Biochemischer Sauerstoffbedarf, Temperatur, Ammonium, Nitrat, Phosphat, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit) sind so ausgewählt, dass mit ihrer Hilfe ein Chemischer Index (CI) berechenbar ist, der die Zuordnung einer Gewässergütekategorie zulässt. Dieses Verfahren wurde in den USA und Schottland entwickelt und von Erwin Bach in Deutschland erfolgreich am Main eingesetzt.

Um auswertbare Informationen über einen Fluss oder Strom zu erhalten, ist es erforderlich, dass an entsprechend vielen Messstellen über einen längeren Zeitraum immer die gleichen Parameter mit stets den gleichen Analyseverfahren untersucht werden. Dies soll in einem vertretbaren Rahmen an Zeit und Geld möglich sein; deshalb sind die von uns vorgeschlagenen Methoden in erster Linie sogenannte Schnelltest-Sätze. Diese eignen sich hervorragend für Messungen vor Ort und haben dabei doch die erforderliche Genauigkeit. Auf den Einsatz von teuren Analysegeräten, wie Spektralphotometer, wurde ganz bewusst verzichtet.

Zum Gelingen des Projektes ist es sehr wichtig, dass die Probenahme von allen Teilnehmern gleich durchgeführt wird. Aus diesem Grund sind die entsprechenden Punkte auch sehr ausführlich geschildert, da sich hier erfahrungsgemäß weit mehr Fehler einschleichen können als bei der Analytik selbst.

Sollten sich bei der Vorbereitung oder der Durchführung noch Fragen ergeben oder Probleme auftreten, stehen wir Ihnen selbstverständlich gerne zur Verfügung.

Anmerkungen zu den zu bestimmenden Parametern

Für die Bestimmung der Konzentrationen an Ammonium, Nitrat und ortho-Phosphat wird das "AQUANAL-ÖKOTEST-Wasserlabor" der Firma Riedel-de Haen (Sigma-Aldrich Chemie GmbH, Eschenstraße 5, D-82024 Taufkirchen, Tel 0182221835) empfohlen. Es kann direkt oder über den Chemikalien- und Laborgerätehandel bezogen werden (Artikelnummer RdH37557). Der Inhalt des Wasserkoffers reicht für ca. 50 Analysen aus. Ein entscheidender Vorteil (neben dem günstigen Preis-/Leistungsverhältnis) ist die Umweltverträglichkeit der Reagenzien. Sie fallen alle unter die Wassergefährdungskategorie "0" und können somit nach Gebrauch problemlos über das Abwasser entsorgt werden. Mit dem Testkoffer sind darüber hinaus noch Nitrit, Gesamthärte und pH-Wert bestimmbar. Die angefügten Beschreibungen sind aus dem Begleitheft des Wasserkoffers entnommen.

Die Bestimmung des pH-Wertes kann entweder mit dem Wasserkoffer oder aber einem pH-Meter vorgenommen werden. Die Verwendung von Universal-Indikatorpapier ist zu unempfindlich.

Die elektrische Leitfähigkeit wird mit einem Konduktometer gemessen. Steht ein solches Gerät nicht zur Verfügung, kann möglicherweise eine andere Schule, ein Untersuchungslabor oder auch ein Industrielabor behilflich sein. Für etwas versierte Bastler kann auch eine Bauanleitung für ein Konduktometer zur Verfügung gestellt werden.

Für die Ermittlung der Sauerstoffsättigung und des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) kann auch ein Sauerstoff-Messgerät mit Clark-Elektrode eingesetzt werden. Dies dürfte aber wegen des hohen Anschaffungspreises kaum in Frage kommen. Die vorgeschlagene Sauerstoffbestimmung nach Winkler entspricht im wesentlichen der offiziellen Methode nach den Deutschen Einheitsverfahren.

Es sind grundsätzlich Doppelbestimmungen durchzuführen, um die Messwerte einigermaßen abzusichern. Treten hierbei große Streuungen auf, wird die Messung mit wiederum zwei Bestimmungen je Parameter wiederholt.

Grundsätzliches zur Probenahme

Es muss sichergestellt werden, dass die Messungen in der entnommenen Wasserprobe auch die tatsächlichen Werte, wie sie im fließenden Gewässer vorliegen, widerspiegeln. Hierzu kann es sinnvoll sein, auf beiden Flussseiten eine Probe zu entnehmen und diese zu einer Mischprobe zu vereinigen. Ebenfalls von entscheidender Bedeutung ist die Entnahmetiefe. Um einen Vergleich mit den Ergebnissen von anderen Teilnehmern zu gewährleisten und aus praktischen Erwägungen werden die Wasserproben an der Oberfläche entnommen. Hierzu wird entweder die Flasche direkt oder ein Schöpfbecher entgegen der Fließrichtung ca. 10 cm unter die Wasseroberfläche gebracht. Wird direkt in die Probenflasche abgefüllt, so soll das Wasser in diese hineinfließen und nicht "hineinblubbern", weil dadurch der Sauerstoffgehalt sehr stark verfälscht werden kann. Dies ist auch beim Abfüllen der Probenflaschen aus dem Schöpfgefäß zu beachten.

Jedes Fließgewässer weist Ruhe- und Strömungszonen auf. Die Konzentrationen können bei verschiedenen Parametern deutliche Unterschiede zeigen. Die Wasserproben sollten aus dem strömenden Bereich genommen werden. Eventuell bietet sich hierzu eine Brücke an, von der aus man einen Eimer, an dem oben und unten so eine Leine befestigt wird, dass man ihn schräg mit der Öffnung entgegen der Fließrichtung eintauchen lassen kann (ggfs. außen mit einem Stein beschweren). Der Probenahmeort ist so auszuwählen, dass er nicht unmittelbar nach der Einmündung eines Zulaufes liegt. Bei schwachen Strömungen kann es mehrere hundert Meter dauern bis eine vollständige Durchmischung eingetreten ist. Die Probenahmestelle darf auch nicht direkt an einem Wehr, einer Staustufe oder einer Schleuse liegen, da hier das Wasser mit Sauerstoff extrem angereichert wird und möglicherweise kurzfristig sogar Übersättigung auftreten kann. Die Probenahmestelle sollte schließlich so ausgewählt werden, dass sie auch eindeutig beschreibbar und für andere "Probennehmer" auffindbar ist. Die Bequemlichkeit des Zugangs sollte nicht im Vordergrund stehen. Über jede Probenahme wird ein Protokoll angefertigt. Als Muster hierfür kann das Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe in PDF dienen (im Anhang).

Entnahme und Messungen vor Ort

Die Wasserproben sollten in Glasschliffflaschen (möglichst Braunglas) luftblasenfrei abgefüllt werden. Hierzu wird die Flasche zuvor mit dem Wasser durchgespült, dann randvoll aufgefüllt und der Stopfen aufgesetzt. Überschüssiges Wasser entweicht zwischen den Schliffflächen. Die Schliffe dürfen keinesfalls gefettet sein!

Direkt bei der Probenahme sollte die Wassertemperatur ermittelt werden, da diese später

im Labor nicht mehr korrekt bestimmt werden kann. Sofern das "AQUANAL-Wasserlabor" verwendet wird, bestimmt man vor Ort auch gleich Ammonium und Nitrat, da diese Parameter durch bakterielle Vorgänge eine rasche Veränderung erfahren können. Auch der pH-Wert wird am besten gleich an der Probenahmestelle gemessen.

Können die Werte nicht direkt bei der Probenahme bestimmt werden, so muss es das Ziel sein, dies so bald als möglich nachzuholen. Je länger eine Probe gelagert wird, um so weniger lassen sich die Analysenergebnisse noch verwerten. Ist es notwendig die Wasserprobe mit in das Labor zu nehmen sollten die Probenflaschen kühl und dunkel transportiert und bis zur Untersuchung gelagert werden (z. B. in einer Kühltasche).

Vor dem Beginn der Analyse lässt man die Proben jedoch etwas im Labor stehen, um sie auf Raumtemperatur zu bringen. Die Sauerstoffbestimmung ist gleichfalls am Ort der Probenahme vorzunehmen. Es empfiehlt sich hierzu, bereits mit den Reagenzien versehene Winklerflaschen mitzunehmen. Das Ansetzen der Proben für die BSB-Bestimmung (W 1 und W 2) kann dann auch etwas später vorgenommen werden, da hier zuvor nochmals eine Sauerstoffsättigung erfolgt.

Es werden von jeder Probenahmestelle vorsorglich zwei Flaschen abgefüllt. Zum Einen kann eine Flasche beim Transport zu Bruch gehen und zum Anderen sind Messungen ggfs. zu wiederholen. Eine spätere Probenahme (und sei es nur nach einigen Minuten) kann unter Umständen ein völlig anderes Resultat ergeben. Aus diesem Grund sollte man sich bei der Planung bereits für einen fixen Tag und eine festgelegte Uhrzeit entscheiden, die auch bei der nächsten Probenahme wieder eingehalten werden können.

Bestimmung des Sauerstoffs und der Sauerstoffsättigung (Methode nach Winkler)

- Geräte: 1 Glasflasche ca. 110-130 mL mit abgeschrägtem Glasstopfen (Winklerflasche)
1 Pipette 1 mL
1 Pipette zum Absaugen des Wassers
Geräte für die Titration
- Reagenzien: ortho-Phosphorsäure 85 %ig
Natriumthiosulfatlösung 0,01 mol/L: 2,482 g Natriumthiosulfat Pentahydrat werden mit demin. Wasser in 1000 mL gelöst
Zinkiodid/Stärke-Lösung: fertig zu beziehen (z. B. bei Merck, Art. 5445)
- Durchführung: Eine Winklerflasche wird mit Untersuchungswasser zu etwa 2/3 gefüllt und mit jeweils 1 mL Mangan(II)-chloridlösung und kaliumiodidhaltiger Natronlauge (siehe BSB-Bestimmung) versetzt. Anschließend wird die Flasche luftblasenfrei mit Untersuchungswasser aufgefüllt, fest verschlossen und gut geschüttelt. Nachdem sich der entstandene Niederschlag abgesetzt hat, wird die überstehende klare Lösung vorsichtig abgesaugt (ohne den Niederschlag aufzuwirbeln). Der in der Flasche verbliebene Niederschlag wird anschließend mit 2 mL Phosphorsäure gelöst, die Flasche verschlossen und für ca. 10 Minuten im Dunkeln aufbewahrt. Das in der Lösung freigesetzte Iod wird mit Natriumtriosulfat-Lösung titriert, bis sie eine hellgelbe Farbe angenommen hat. Dann setzt man 1 mL Zinkiodid/Stärke-Lösung zu und titriert die Probe bis zu Entfärbung weiter.

Auswertung: Mit 1 mL der verwendeten Natriumthiosulfatlösung (0,01 mol/L) werden 0,08 mg Sauerstoff erfasst.
Der Sauerstoffgehalt (in mg/L O₂) berechnet sich nach der Formel

$$\text{mg/L O}_2 = \frac{V \cdot 0,08 \cdot 1000}{a - b}$$

Hierin bedeuten:

V: Volumen an Natriumthiosulfatlösung (in mL)

a: Volumen der verwendeten Winklerflasche (in mL)

b: Volumen der zugesetzten Reagenzien (in mL), dies sind in der Regel 2 mL

Die Sauerstoffsättigung wird als prozentualer Anteil der bei den gegebenen Bedingungen (Temperatur und Luftdruck) maximal löslichen Menge Sauerstoff (= 100 % Sättigung) angegeben. Diese Sättigungsmengen können nachfolgender Tabelle entnommen werden.

Tabelle zur Ermittlung der Sauerstoffsättigung (Auszug)

Ermittlung der Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von der Temperatur bei einem Gesamtdruck der wasserdampfgesättigten Atmosphäre von 760 Torr nach Truesdale, Downing und Lowden - J. Appl. Chem. 5 (1955). 53

0	14.16	10	10.92	20	8.84	30	7,53
1	13,77	11	10.67	21	8.68	31	7.42
2	13.40	12	10.43	22	8.53	32	7.32
3	13.05	13	10.20	23	8.38	33	7.22
4	12.70	14	9.98	24	8.25	34	7.13
5	12.37	15	9.76	25	8.11	35	7,04
6	12.06	16	9.56	26	7.99	36	6.94
7	11,76	17	9.37	27	7,86	37	6.86
8	11,47	18	9.18	28	7.75	38	6.76
9	11.19	19	9.01	29	7.64	39	6.68
10	10.92	20	8.84	30	7.53	40	6,59

Beispiel:

Gemessene Wassertemperatur 13°C
Sauerstoff-Sättigungswert nach Tabelle: 10,2 mg/L = 100%
Gemessene Sauerstoffkonzentration: 9,1 mg/L = 89%

Da der Luftdruck normalerweise nicht zu stark vom Normaldruck abweicht, kann dieser in erster Näherung vernachlässigt werden.

Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) (Methode nach Winkler)

- Geräte: 1 Glasflasche 500 mL mit Glasstopfen (möglichst abgeschrägt)
3 Glasflaschen ca. 110-130 mL mit Glasstopfen ("Winklerflaschen")
1 1 mL Pipette
- Reagenzien: Mangan(II)-chloridlösung: 80 g Mangan(II)-chlorid Dihydrat werden in 100 mL demin. Wasser gelöst
Natronlauge, kaliumiodidhaltig: 36 g Natriumhydroxid, 20 g Kaliumiodid und 0,5 g Natriumazid werden in demin. Wasser gelöst und anschließend auf 100 mL aufgefüllt. Sollte diese Lösung trübe sein, wird sie über Glaswolle abfiltriert (kein Filterpapier!).
- Probenahme: Die 500 mL Schliffflasche wird mehrmals mit dem Untersuchungswasser gespült und dann luftblasenfrei gefüllt. Die Probe sollte alsbald weiterbehandelt werden.
- Bestimmung: Durch das Untersuchungswasser lässt man für 2 bis 3 Minuten Sauerstoff oder Luft hindurchperlen (z. B. aus einer Druckgasflasche oder mit einer Aquariumpumpe) und füllt das sauerstoffgesättigte Wasser in die Winklerflaschen um (das Volumen dieser Flaschen muss genau bekannt sein, wenn sie restlos gefüllt sind bis an den Schliff).

Zwei der Winklerflaschen (W 1 und W 2) werden sofort luftblasenfrei verschlossen und dunkel an einem Ort mit möglichst gleichbleibender Temperatur (20°C) für 5 Tage (BSB₅) aufbewahrt. In die dritte Flasche (W 3) werden jeweils 1 mL Mangan(II)-chloridlösung und kaliumiodidhaltige Natronlauge einpipettiert. Die Flasche wird ebenfalls luftblasenfrei mit Untersuchungswasser gefüllt und gut geschüttelt. Die weitere Untersuchung erfolgt wie unter "Sauerstoffsättigung" beschrieben (auch für die Proben W 1 und W 2 nach 5 Tagen).

Auswertung: $BSB_5 = \text{mg/L O}_2 \text{ in W 3} - \text{mg/L O}_2 \text{ in } \frac{W2+W1}{2}$

Sicherheitsratschläge

Die beim Umgang mit Chemikalien üblichen hygienischen Maßnahmen sind zu beachten.

Die Chemikalien dürfen auf keinen Fall verschluckt werden. Berührung mit der Haut oder Augenkontakt ist zu vermeiden, gegebenenfalls ist mit viel Wasser abzuspülen.

Bei der Testdurchführung nicht essen, trinken oder rauchen. Den Reagenziensatz so lagern, dass kein Kontakt mit Lebensmitteln möglich ist. Anwendung durch Kinder nur im Beisein von Erwachsenen.

Gebrauchte Testlösungen sind im allgemeinen nicht wassergefährdend (Wassergefährdungsklasse 0) und können über das häusliche Abwassernetz entsorgt werden.

Hinweise zur Testdurchführung

Probeglas niemals mit Spülmittel reinigen. Vor jedem Test ist mehrmaliges Spülen des Probeglases mit der zu testenden Wasserprobe unbedingt notwendig und für die Reinigung völlig ausreichend.

Die Tests können ohne Einschränkung in der freien Natur an hellen Plätzen im Halbschatten durchgeführt werden. Die Einwirkung von direktem Sonnenlicht ist jedoch zu vermeiden, da dies zu Fehlern führen kann. Die Temperatur der Wasserprobe sollte im Bereich zwischen 8 °C und 25 °C liegen.

Der Messbereich des Ökotests ist auf die in der Regel in Wasser zu erwartenden Konzentrationen abgestellt. Stärkere Färbungen der Testlösung als auf der Farbkarte angegeben, liegen außerhalb der Anwendbarkeit und können deshalb nicht mehr zahlenmäßig ausgewertet werden. Gegebenenfalls kann der Test nach Verdünnung der Wasserprobe mit destilliertem Wasser wiederholt werden. Bei stark gefärbtem oder getrübbtem Wasser ist eine Verfälschung der Testergebnisse nicht auszuschließen.

Bei den Pulverflaschen (eckig) empfiehlt sich ein kurzes Aufstoßen der geschlossenen Flasche vor der Benutzung, um am Verschluss haftende Pulverreste in das Flascheninnere zu befördern.

Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe

Das Formular enthält folgende Felder:

- Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe
- Standort: _____
- Datum: _____
- Uhrzeit: _____
- Temperatur: _____
- Windrichtung: _____
- Windstärke: _____
- Wolken: _____
- Luftdruck: _____
- Lufttemperatur: _____
- Wasserhöhe: _____
- Wasserfarbe: _____
- Wassertrübung: _____
- Wassergeruch: _____
- Wassergeschmack: _____
- Wasserhärte: _____
- Wasserleitfähigkeit: _____
- Wasserleitfähigkeit bei 25°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei 10°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei 5°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei 0°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -5°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -10°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -15°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -20°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -25°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -30°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -35°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -40°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -45°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -50°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -55°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -60°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -65°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -70°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -75°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -80°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -85°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -90°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -95°C: _____
- Wasserleitfähigkeit bei -100°C: _____

Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe im Anhang

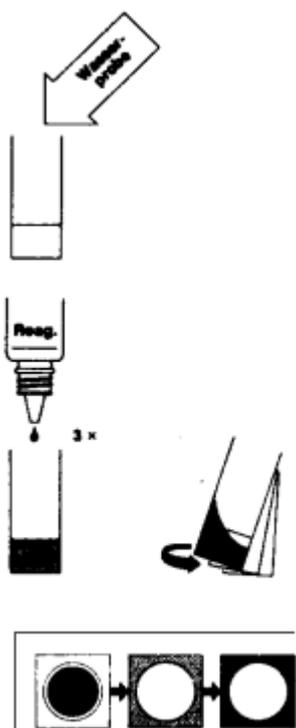
pH-Wert

Der pH-Wert ist für die Beurteilung des Wassers ebenfalls sehr entscheidend. Die Skala der möglichen pH-Werte reicht von pH 0 (extrem sauer, z. B. Salzsäure) bis pH 14 (extrem basisch, z. B. Natronlauge). Diese Extremwerte werden im normal verunreinigten Wasser jedoch nicht erreicht, in der Mitte der pH-Skala liegt der sogenannte Neutralpunkt mit einem pH-Wert von 7 idealerweise sollte der pH-Wert von sauberem Wasser in der Nähe von pH 7 liegen, geringe Abweichungen sind jedoch üblich und gesundheitlich unbedenklich.

Wasser hat u. a. die Eigenschaft, Kohlendioxid aus der Luft aufzunehmen und zu lösen. Dabei entsteht im Wasser Kohlensäure, die eine Absenkung des pH-Wertes bis auf ca. pH 5,5-6 bewirken kann (= Ansäuerung des Wassers). Saures Wasser im oben dargestellten Sinne liegt somit in jedem mit Kohlendioxid versetzten Mineralwasser vor. Ein zu geringer pH-Wert im Trinkwasser (z. B. pH 4-5) kann zu erhöhter Korrosion in metallischen Trinkwasserleitungen führen. Das Trinkwasser kann dann durch das sich langsam auflösende Metall verunreinigt werden. Eine Verschiebung des pH-Wertes in den basischen Bereich (pH größer als 7) gibt u. a. Hinweise auf ein zu starkes Pflanzenwachstum im Ökosystem (Verbrauch von Kohlensäure durch die Pflanzen) oder auf das Vorhandensein von Verunreinigungen, z. B. durch Waschlauge. Durch hohe Kalkgehalte kann der pH-Wert ebenfalls größer als 7 sein.

Fische reagieren sehr empfindlich auf pH-Wert-Schwankungen. Der optimale pH-Bereich für einige Fischarten ist z. T. sehr eng und liegt z. B. für Forellen zwischen pH 4 und pH 9. Zierfische können einen bedeutend kleineren optimalen pH-Bereich bevorzugen. Die regelmäßige Kontrolle des pH-Wertes ist daher eine Selbstverständlichkeit für Aquarienbesitzer und Fischzüchter.

pH-Wert-Testdurchführung



1. Probeglas bis zur Markierung mit der Wasserprobe füllen.
2. 3 Tropfen Reagenzlösung zugeben, Probeglas schwenken bis Wasserprobe und Reagenzlösung vermischt sind.
3. Die in der Wasserprobe entstandene Färbung mit der für diesen Test gültigen Farbskala vergleichen. Das Probeglas wird zu diesem Zweck auf die kreisförmige weiße Fläche eines Farbfeldes gesetzt. Nun wird die gefärbte Wasserprobe, von oben betrachtet, mit dem Farbfeld verglichen. Der gesuchte pH-Wert wird unter dem Farbfeld abgelesen, das die gleiche Farbe wie die gefärbte Wasserprobe hat. Zwischenwerte müssen geschätzt werden.

Ammonium (NH_4^+)

Ammonium gehört zu den wichtigsten Indikatoren für die Verschmutzung eines Gewässers. Bei den im Trink- und Flusswasser üblichen pH-Werten liegt Ammoniak (NH_3) ausschließlich als Ammonium (NH_4^+) vor.

Ammonium entsteht bei der Zersetzung stickstoffhaltiger organischer Substanzen durch Mikroorganismen unter sauerstoffarmen Bedingungen. Eine direkte giftige Wirkung von Ammonium ist, im Gegensatz zum Ammoniak (NH_3), nicht bekannt. Da jedoch auch durch die mikrobiologische Zersetzung von Abfallstoffen und Fäkalien Ammonium entstehen kann, ist bei einem positiven Befund stets mit einer sehr ernst zu nehmenden Verschmutzung des Wassers zu rechnen.

Durch Überdüngung und Düngerausschwemmung kann Ammonium direkt in Fluss oder Grundwasser gelangen. Ein auf diese Weise erhöhter Ammoniumgehalt geht jedoch meist einher mit einem ebenfalls erhöhten Nitratgehalt.

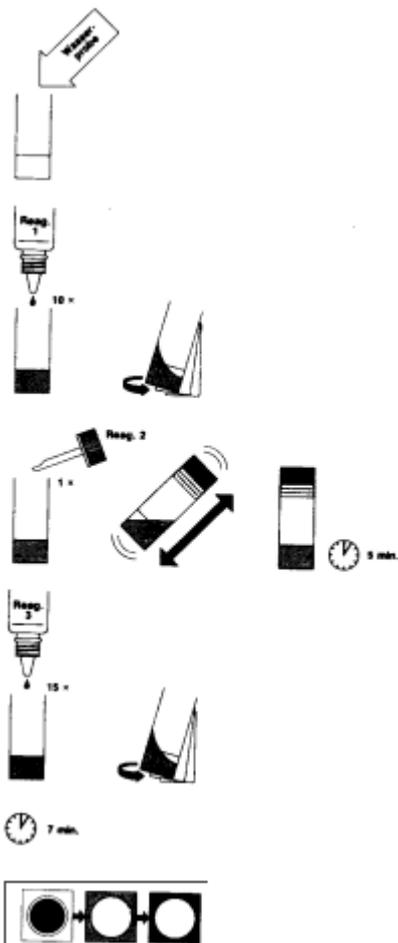
Ammoniak bzw. Ammonium entsteht auch beim enzymatischen Abbau von Harnstoff. Der Ammoniumgehalt ist damit ein sehr wichtiges Kriterium zur Beurteilung der Badewasserqualität. Ein Grenzwert von 0,1 mg/L sollte im Schwimmbadwasser nicht überschritten werden. Für den Betrieb von Kläranlagen ist die Überwachung der Konzentrationen der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrat und Nitrit von entscheidender Bedeutung. Die Nitrifikation, also die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat, ist eine der wichtigsten Aufgaben der Klärwerke. Die Konzentration von Ammonium im Kläranlageneinlauf bestimmt die für die Oxidation nötige Sauerstoffmenge. Der

Restammoniumgehalt im Auslauf des Nitrifikationsbeckens gibt Auskunft über die Wirksamkeit der Anlage.

Ammonium (NH_4^+): Grenzwerte, Richtlinien und Empfehlungen

Trinkwasserverordnung	max. 0,5 mg/L
EU-Trinkwasserrichtlinie Richtwert	max. 0,5 mg/L 0,05 mg/L
Fischgewässer	max. 0,5 mg/L
Badewasser (DIN 19643)	max. 0,1 mg/L
Messbereich ÖKOTEST	0,05-10,0 mg/L

Ammonium (NH_4^+)-Testdurchführung



1. Probeglas bis zur Markierung mit der Wasserprobe füllen.
2. 10 Tropfen Reagenz 1 zugeben, Probeglas schwenken, bis Wasserprobe und Reagenzlösung vermischt sind.
3. 1 Messlöffel (mit der Schraubkappe verbunden) Reagenz 2 zugeben, Probeglas verschließen, schütteln, bis alles gelöst ist und 5 Minuten stehen lassen.
4. Probeglas öffnen, 15 Tropfen Reagenz 3 zugeben, Probeglas schwenken, bis Wasserprobe und Reagenzlösung vermischt sind.
5. 7 Minuten stehen lassen und die in der Wasserprobe entstandene Färbung mit der für diesen Test gültigen Farbskala vergleichen. Das Probeglas wird zu diesem Zweck auf die kreisförmige weiße Fläche eines Farbfeldes gesetzt. Nun wird die gefärbte Wasserprobe, von oben betrachtet, mit dem Farbfeld verglichen. Die gesuchte Konzentration in mg/L wird unter dem Farbfeld abgelesen, das die gleiche Farbe wie die gefärbte Wasserprobe hat. Zwischenwerte müssen geschätzt werden.

Nitrat (NO_3^-)

Die für Wasserwirtschaft und Abwassertechnik wichtigen Verbindungen des Stickstoffs sind Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-). Diese drei Substanzen sind wesentliche Stationen im sogenannten Stickstoffkreislauf, der in der Natur durch mikrobiologische Prozesse durchlaufen wird. Je nachdem, welche Bedingungen im jeweiligen Milieu vorliegen (sauerstoffarm oder sauerstoffreich), verschieben sich deren Konzentrationen zu der einen oder anderen Seite.

Stickstoffoxide gelangen auf vielen Wegen in die Umwelt. Die Oxidation des in der Atmosphäre vorhandenen Stickstoffs (über 70 %) findet durch die Natur selbst (elektrische Entladungen, Blitze) aber auch wesentlich durch die Technik (Kraftfahrzeuge, Flugzeuge, Verbrennungsanlagen) statt. Die in der Atmosphäre vorhandenen Stickoxide werden zum Teil mit dem Regen ausgewaschen und bilden Nitrite und Nitrate. Der Einbau von Katalysatoren in die Abgasanlagen von Kraftfahrzeugen mindert u.a. drastisch die Emission der Stickstoffoxide durch deren Reduktion zu dem ohnehin in der Atmosphäre vorhandenen Stickstoff.

Nitrate sind Hauptnährstoffe und haben daher einen sehr positiven Einfluss auf das Pflanzenwachstum. Aus diesem Grund werden im Gartenbau und in der Landwirtschaft mineralische Dünger auf Nitratbasis eingesetzt. Durch Auswaschen dieser zum Teil sehr hohen Nitratkonzentrationen im landwirtschaftlich bearbeiteten Boden werden in nahe gelegenen Gewässern oft hohe Nitratgehalte gemessen.

Ein zu hoher Nitratgehalt in Teich- und Flussgewässern fördert das Pflanzen- und Algenwachstum. Ein im biologischen Gleichgewicht stehendes Ökosystem kann dann durch den als Folge der Überdüngung überhöhten Anteil biologischen Materials "umkippen". Es kommt zur Ausbildung eines Fäulnismilieus, da die Zersetzung abgestorbener Biomasse mehr gelösten Sauerstoff verbraucht als durch die Produktion der Wasserpflanzen nachgeliefert werden kann. Die Folge dieser sogenannten "Eutrophierung" ist die Ausbildung eines "reduzierenden" (sauerstoffarmen) Milieus mit katastrophalen Folgen für die meisten Lebewesen im Gewässer. Die Gefahr des "Umkippens" ist für stehende Gewässer wesentlich höher als für Fließgewässer.

Aufgrund der recht hohen Nitratbelastung des Grundwassers werden auch relativ hohe Nitratgehalte im Trinkwasser gemessen.

Trinkwasseruntersuchungen in Deutschland ergaben Werte von weniger als 1 mg/L bis zu über 90 mg/L Nitrat. Nitratarme Wässer enthalten in der Regel weniger als 10 mg/L Nitrat. Es wurden jedoch auch extrem hohe Nitratgehalte von bis zu 500 mg/L in einigen Quellen in Weinbaugebieten gefunden.

Eine direkte giftige Wirkung geht vom Nitrat nicht aus. Aufgenommenes Nitrat wird relativ schnell wieder vom Körper ausgeschieden. Eine große Gefahr, insbesondere für Säuglinge, besteht jedoch durch die mikrobiologische Umwandlung des Nitrates zum Nitrit im menschlichen Körper. Bei Neugeborenen und Säuglingen kann Nitrit den Sauerstofftransport im Blut hemmen. Es kommt dadurch zur inneren Erstickung (Blausucht, Cyanose). Beim Erwachsenen besteht diese Gefahr nicht, da die Bindung des Sauerstoffs an die roten Blutkörperchen auf eine nicht durch Nitrit desaktivierbare Weise erfolgt.

Eine indirekt vom Nitrat ausgehende Gefahr ist jedoch die Möglichkeit der Bildung sogenannter N-Nitroso-Verbindungen aus dem Reduktionsprodukt des Nitrats (= Nitrit) und Eiweißstoffen im Körper. N-Nitroso-Verbindungen ("Nitrosamine") lösen im Tierversuch

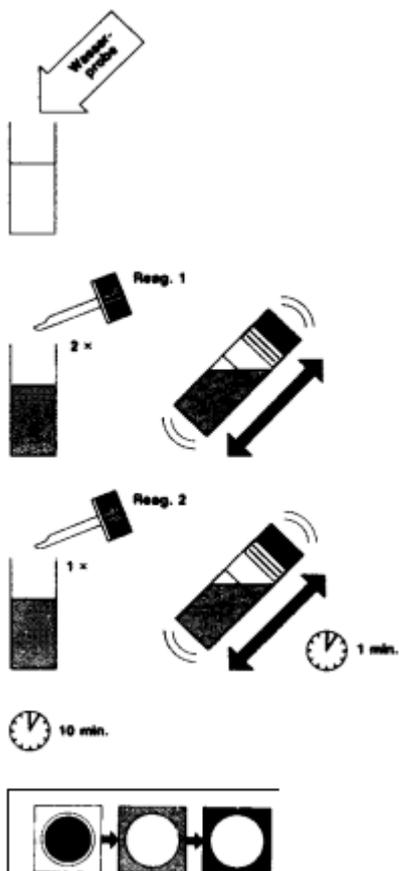
Krebs aus und verändern die Erbsubstanz.

Nitrat gehört zu den problematischen Stoffen im Trink- und Oberflächenwasser, dessen Gefährdungspotential für die Gesundheit nur in Ansätzen bekannt ist. Eine regelmäßige Kontrolle des Nitratgehaltes im Wasser ist daher unerlässlich. Nitrate stellen auch bei der Trinkwasserherstellung aus Uferfiltrat ein Problem dar, da Flusswasser bereits hohe Belastungen aufweisen kann. Eine wirksame Kontrolle des auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebrachten Nitrats, sowie die Untersuchung der in der Nähe liegenden Gewässer sind notwendige Aufgaben zur Erhaltung des ökologischen Gleichgewichtes.

Nitrat (NO_3^-): Grenzwerte, Richtlinien und Empfehlungen

Trinkwasserverordnung (TVO)	max. 50 mg/L
EU-Trinkwasserrichtlinie Richtwert	max. 50 mg/L 25 mg/L
Mineral- und Tafelwasserverordnung	max. 50 mg/L
Geeignet für Säuglingsnahrung	max. 10 mg/L
Fischgewässer	max. 20 mg/L
Messbereich ÖKOTEST	10-80 mg/L

Nitrat (NO_3^-)-Testdurchführung



1. Probeglas bis zur Markierung mit der Wasserprobe füllen.
2. 2 Messlöffel (mit dem Schraubdeckel verbunden) Reagenz 1 zugeben, Probeglas verschließen und schütteln, bis alles gelöst ist.
3. Probeglas öffnen, 1 Messlöffel (mit dem Schraubdeckel verbunden) Reagenz 2 zugeben, Probeglas verschließen und 1 Minute schütteln. Ein verbleibender ungelöster Rückstand ist ohne Bedeutung.
4. 10 Minuten stehen lassen. Probeglas öffnen und die in der Wasserprobe entstandene Färbung mit der für diesen Test gültigen Farbskala vergleichen. Das Probeglas wird zu diesem Zweck auf die kreisförmige weiße Fläche eines Farbfeldes gesetzt. Nun wird die gefärbte Wasserprobe, von oben betrachtet, mit dem Farbfeld verglichen. Die gesuchte Konzentration in mg/L wird unter dem Farbfeld abgelesen, das die gleiche Farbe wie die gefärbte Wasserprobe hat. Zwischenwerte müssen geschätzt werden.

Phosphat (PO_4^{3-})

Phosphor ist ein sehr reaktives Element und kommt daher in der Natur nicht elementar, sondern nur in Form verschiedener organischer und anorganischer Verbindungen vor. Die verschiedenen chemischen Bindungstypen des Phosphors (z. B. organisch gebundener Phosphor, Polyphosphate und ortho-Phosphat) bedingen ein unterschiedliches chemisches und physikalisches Verhalten dieser Verbindungen. Im natürlichen, unbelasteten Grund- und Gebirgswasser liegt Phosphat hauptsächlich als löslicher Bestandteil der natürlichen phosphathaltigen Mineralien Apatit und Phosphorit und damit als ortho-Phosphat vor. Die meist unterhalb von 0,1 mg/L PO_4^{3-} -Gehalte in solchen Gewässern sind als natürlich zu betrachten und können in dieser Größenordnung auch im Trinkwasser vorhanden sein.

Der Eintrag von Phosphor in seinen verschiedenen chemischen Bindungsformen in die Umwelt durch die industrielle Gesellschaft hat einen wesentlichen Einfluss auf die Phosphorgehalte im Grund-, Oberflächen- und Trinkwasser. Bedingt durch eine Vielzahl von phosphorhaltigen Produkten in Haushalt und Industrie ist in den letzten Jahrzehnten eine ernstzunehmende Phosphatbelastung der Umwelt eingetreten. Ein Großteil des konsumierten Phosphors ist als natürlicher Bestandteil in Nahrungsmitteln enthalten. Der Rest stammt aus Wasch-, Reinigungs- und Spülmitteln. Der größte Teil des Phosphors wird über die kommunale Kanalisation den Kläranlagen zugeführt, dort in eine schwerlösliche Form überführt und abfiltriert. Dieser Niederschlag kann dann einem "Phosphatrecycling", d. h. einer Umarbeitung in Düngemittel zugeführt oder in Deponien gelagert werden.

Da Phosphor in seinen verschiedenen organischen Bindungsformen ein unverzichtbarer Bestandteil nahezu sämtlicher Organismen und Pflanzen ist, gelten phosphatreiche Substanzen als bewährte Düngestoffe (z. B. Gülle oder Kunstdünger). Durch einen übermäßigen Gebrauch phosphatreicher Düngemittel können sehr hohe Phosphatkonzentrationen im Boden entstehen. Das Auswaschen intensiv landwirtschaftlich genutzter Böden durch Regenwasser kann dann zu erhöhten Phosphatgehalten im Grund- und Oberflächenwasser führen.

Die Entwicklung phosphatfreier Waschmittel war ein wichtiger Schritt zur Entlastung der Umwelt durch Herabsetzen des Phosphatgehaltes in den häuslichen Abwässern. Eine weitere, nicht unwesentliche Phosphatbelastung für die Umwelt kann durch den übermäßigen Verbrauch sogenannter Weichmacher oder Enthärter entstehen. Diese Substanzen (Natriumpolyphosphate) enthärten das Wasser, indem sie mit Calcium lösliche Verbindungen bilden. Natriumpolyphosphate werden sowohl im Warmwasserbereich des Haushalts wie auch zunehmend zur Trinkwassernachbehandlung eingesetzt. Defekte oder ungenügend gewartete Anlagen können zur erhöhten Phosphatbelastung des Trinkwassers führen.

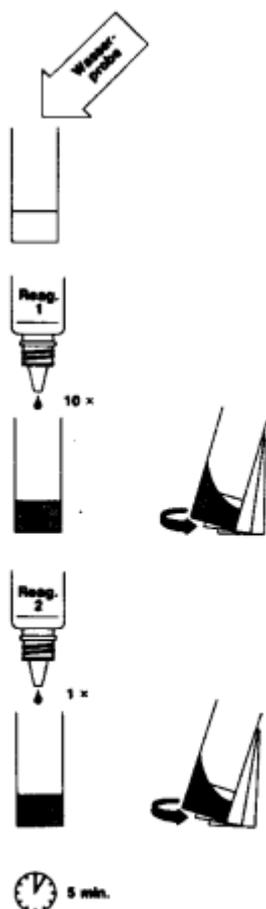
Phosphor hat keine bisher nachgewiesene gesundheitsbeeinträchtigende Eigenschaft. Aufgrund der wachstumsfördernden Wirkung auf Pflanzen kann jedoch ein erhöhter Phosphorgehalt zur sogenannten Eutrophierung von Gewässern führen. Ebenso wie bei erhöhten Nitratgehalten führt dann ein durch übermäßiges Pflanzenwachstum hervorgerufener Fäulnisprozess zu einer Sauerstoffverarmung im Gewässer. Die Folge ist ein "Umkippen" des Gewässers und das Ausbilden eines lebensfeindlichen, anaeroben Milieus. Die vielen Möglichkeiten des Phosphoreintrags in die Umwelt erfordert gerade bei diesem Parameter eine Mäßigung des Verbrauchs und eine sorgfältige Überwachung. Ein erhöhter Phosphatgehalt im Trinkwasser ist weiterhin neben Ammonium und Nitrit ein wichtiger Hinweis auf die mögliche Verschmutzung des Wassers mit Fäkalien.

Aufgrund der vielen bekannten Verbindungen des Phosphors werden zum Teil dessen Grenz- und Richtwerte in verschiedenen chemischen Formeleinheiten ausgedrückt. EU-Richtlinien beziehen sich oft auf Phosphorpentoxid (P_2O_5), während Grenzwerte nach Verordnungen der Bundesrepublik Deutschland als ortho-Phosphat (PO_4^{3-}) angegeben werden. Veröffentlichungen, die der tatsächlich bei normalen pH-Werten im Wasser vorliegenden Form des Phosphats Rechnung tragen, beziehen sich oft auf das Hydrogenphosphat (HPO_4^{2-}).

Phosphat: Grenzwerte und Richtlinien

	mg/L PO_4^{3-}	mg/L P_2O_5
EU-Trinkwasserrichtlinie: Richtwert:	max. 6,95 0,56	max. 5,2 0,42
Trinkwasser-Aufbereitungs-VO: (Entwurf vom Januar 1985)	max. 4,7	max. 3,5
Messbereich ÖKOTEST:	0,5 - 6,0	0,38 - 4,5

Phosphat (P043)-Testdurchführung



1. Probeglas bis zur Markierung mit der Wasserprobe füllen.
2. 10 Tropfen Reagenz 1 zugeben, Probeglas schwenken, bis Wasserprobe und Reagenzlösung vermischt sind.
3. 1 Tropfen Reagenz 2 zugeben und Probeglas schwenken, bis Wasserprobe und Reagenzlösung vermischt sind.
4. 5 Minuten stehen lassen und die in der Wasserprobe entstandene Färbung mit der für diesen Test gültigen Farbskala vergleichen. Das Probeglas wird zu diesem Zweck auf die kreisförmige weiße Fläche eines Farbfeldes gesetzt. Nun wird die gefärbte Wasserprobe, von oben betrachtet, mit dem Farbfeld verglichen. Die gesuchte Konzentration in mg/L wird unter dem Farbfeld abgelesen, das die gleiche Farbe wie die gefärbte Wasserprobe hat. Zwischenwerte müssen geschätzt werden.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit wird, unabhängig von der tatsächlich herrschenden Temperatur, stets auf 25 °C angegeben. Moderne Konduktometer besitzen deshalb in der Messzelle einen zusätzlichen Temperaturfühler, sodass die gemessenen Leitfähigkeiten direkt umgerechnet und der bei 25 °C vorliegende Wert angezeigt wird.

Besitzt das verwendete Konduktometer keine Temperaturkompensation wird zusätzlich die Wassertemperatur (t) gemessen und mit dem entsprechender Faktor (f) aus nachstehender Tabelle auf 25 °C hochgerechnet.

t										
°C	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
0	1,918	1,912	1,906	1,899	1,893	1,887	1,881	1,875	1,369	1,363
1	1,857	1,851	1,845	1,840	1,834	1,828	1,822	1,817	1,811	1,805
2	1,800	1,794	1,788	1,783	1,777	1,772	1,766	1,761	1,756	1,750
3	1,745	1,740	1,734	1,729	1,724	1,719	1,713	1,708	1,703	1,698
4	1,693	1,638	1,683	1,678	1,673	1,668	1,663	1,658	1,653	1,648
5	1,643	1,638	1,634	1,629	1,824	1,619	1,615	1,610	1,605	1,601
6	1,596	1,591	1,587	1,582	1,578	1,573	1,569	1,564	1,560	1,555
7	1,551	1,547	1,542	1,538	1,534	1,529	1,525	1,521	1,516	1,512
8	1,508	1,504	1,500	1,496	1,491	1,487	1,483	1,479	1,475	1,471
9	1,467	1,463	1,459	1,455	1,451	1,44	1,443	1,439	1,436	1,432
10	1,428	1,424	1,420	1,416	1,413	1,409	1,405	1,401	1,398	1,394
11	1,390	1,387	1,383	1,379	1,376	1,372	1,369	1,365	1,362	1,358
12	1,354	1,351	1,347	1,344	1,341	1,337	1,334	1,330	1,327	1,323
13	1,320	1,317	1,313	1,310	1,307	1,303	1,300	1,297	1,294	1,290
14	1,287	1,284	1,281	1,278	1,274	1,271	1,268	1,265	1,262	1,259
15	1,256	1,253	1,249	1,246	1,243	1,240	1,237	1,234	1,231	1,228
16	1,225	1,222	1,219	1,216	1,214	1,211	1,20	1,205	1,202	1,199
17	1,196	1,193	1,191	1,188	1,185	1,182	1,179	1,177	1,174	1,171
18	1,168	1,166	1,163	1,160	1,157	1,155	1,152	1,149	1,147	1,144
19	1,141	1,139	1,136	1,134	1,131	1,128	1,126	1,123	1,121	1,118
20	1,116	1,113	1,111	1,108	1,105	1,103	1,101	1,098	1,096	1,093
21	1,091	1,088	1,086	1,083	1,081	1,079	1,076	1,074	1,071	1,069

22	1,067	1,064	1,062	1,060	1,057	1,055	1,053	1,051	1,048	1,046
23	1,044	1,041	1,039	1,037	1,035	1,032	1,030	1,028	1,026	1,024
24	1,021	1,019	1,017	1,015	1,013	1,011	1,008	1,006	1,004	1,002
25	1,000	,0998	,0996	,0994	,0992	0,990	0,987	,0985	0,983	0,981
26	0,979	0,977	0,975	0,973	0,971	0,969	0,967	0,965	0,963	0,961
27	0,959	0,957	0,955	0,953	0,952	0,950	0,948	0,946	0,944	0,942
28	0,940	0,938	0,936	0,934	0,933	0,931	0,929	0,927	0,925	0,923
29	0,921	0,920	0,918	0,916	0,914	0,912	0,911	0,909	0,907	0,905
30	0,903	0,902	0,900	0,898	0,896	0,895	0,893	0,891	0,889	0,888
31	0,886	0,884	0,883	0,881	0,879	0,877	0,876	0,874	0,872	0,871
32	0,869	0,867	0,865	0,864	0,863	0,861	0,859	0,858	0,856	0,854
33	0,853	0,851	0,850	0,848	0,846	0,845	0,843	0,842	0,840	0,839
34	0,837	0,835	0,834	0,832	0,831	0,829	0,828	0,826	0,825	0,823
35	0,822	0,820	0,819	0,817	0,816	0,814	0,814	0,811	0,810	0,809

Umrechnungsbeispiel

Bei einer Wassertemperatur von 17,5 °C wurde eine Leitfähigkeit von 480 µS/cm gemessen. Für diese Temperatur ergibt sich aus der Tabelle ein Faktor $f = 1,182$. Die Leitfähigkeit bei 25 °C beträgt

$$480 \mu\text{S/cm} \times 1,182 = 567 \mu\text{S/cm}$$

Zur Überprüfung oder Kalibrierung eines Konduktometers werden Kaliumchloridlösungen mit bekannten Leitfähigkeiten verwendet.

	0,01 M	0,1 M	1 M
18 °C	1,225 mS/cm	11,190 mS/cm	98,240 mS/cm
19 °C	1,251 mS/cm	11,430 mS/cm	100,160 mS/cm
20 °C	1,278 mS/cm	11,870 mS/cm	102,090 mS/cm
21 °C	1,305 mS/cm	11,910 mS/cm	104,020 mS/cm
22 °C	1,332 mS/cm	12,150 mS/cm	105,940 mS/cm
23 °C	1,359 mS/cm	12,390 mS/cm	107,890 mS/cm
24 °C	1,386 mS/cm	12,640 mS/cm	109,840 mS/cm
25 °C	1,413 mS/cm	12,880 mS/cm	111,800 mS/cm

Die Herstellung der 1 molaren Lösung erfolgt durch Lösen von 74,555g KCl in 1 Liter entionisiertem Wasser. Das KCl muss analysenrein sein und vorher etwa 2h bei 105 - 120 °

C getrocknet werden. Während die 0,1 molare Lösung durch Ansatz mit 7,456g KCl herstellbar ist, soll die 0,01 molare Lösung nur durch Verdünnung von Stammlösungen hergestellt werden.

Benutzung der Diagramme und Berechnungsbeispiel

Auf der Abszisse wird der gefundene Messwert abgetragen, senkrecht nach oben der Schnittpunkt mit der Kurve festgelegt und von dort in der Waagerechten der zugehörige Subindex auf der Ordinate abgelesen.

Der Subindex wird mit dem entsprechenden Exponent (s. 17">Auswertebogen) potenziert und liefert einen Multiplikator. Liegen diese für alle Parameter vor, werden sie miteinander multipliziert und liefern als Produkt den Chemischen Index.

Parameter	Dimension	Messwert	Subindex	Exponent	Multiplikator
1 Sauerstoffsättigung	%	57	40	0,20	2,09
2 BSB ₅	mg/L	5,3	45	0,20	2,14
3 Temperatur	°C	10	100	0,08	1,45
4 Ammonium	mg/L	3,6	16	0,15	1,52
5 Nitrat	mg/L	20,8	41	0,10	1,45
6 Phosphat	mg/L	8,4	1	0,10	1,00
7 pH-Wert		6,0	55	0,10	1,49
8 Leitfähigkeit	µS/cm	550	56	0,07	1,33

Berechnung des CI aus den Multiplikatoren

1	×	2	×	3	×	4	×	5	×	6	×	7	×	8	=	CI
2,09	×	2,14	×	1,45	×	1,52	×	1,45	×	1,00	×	1,49	×	1,33	=	28,3

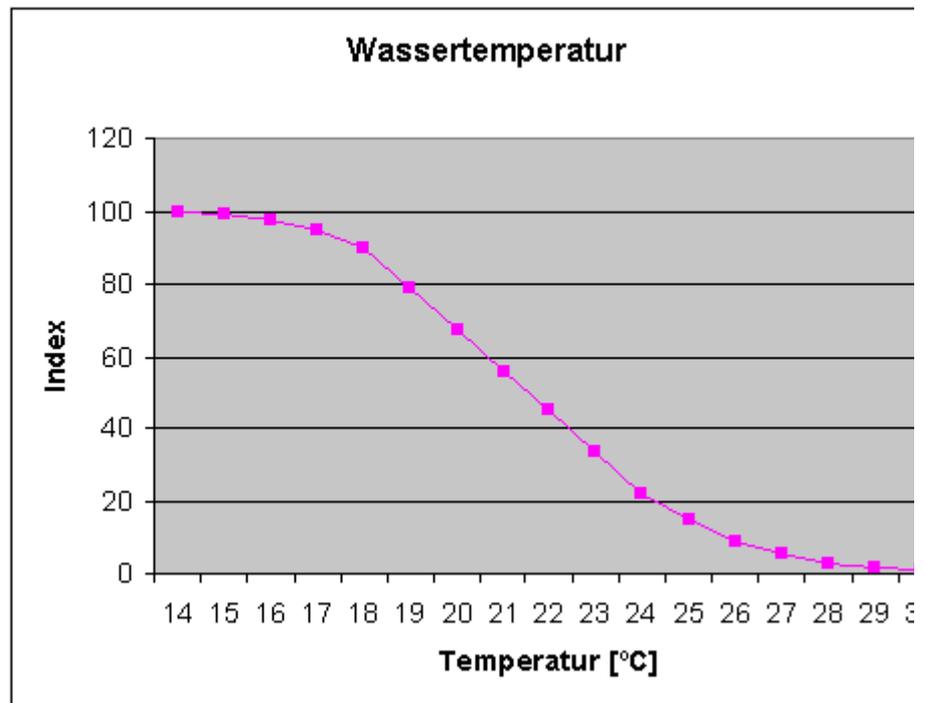
Für dieses Beispiel ergab sich ein **CI = 28,3** und daraus die **Gewässergüteklasse III** (stark verschmutzt).

Tabellen und Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI

Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Wassertemperatur

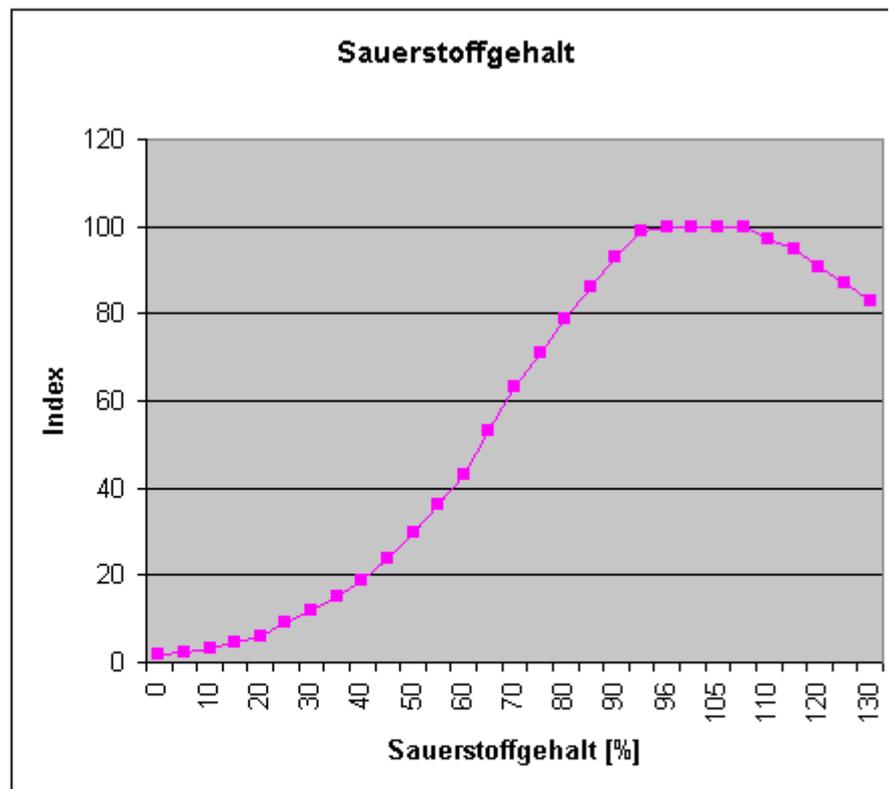
Temperatur	Index
14	100
15	99
16	97,5
17	95
18	90
19	79
20	67,5
21	56
22	45
23	33,5
24	22
25	15
26	9
27	5,5
28	3
29	1,5
30	1
unter 14:	100
über 30:	1



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Sauerstoffgehalt

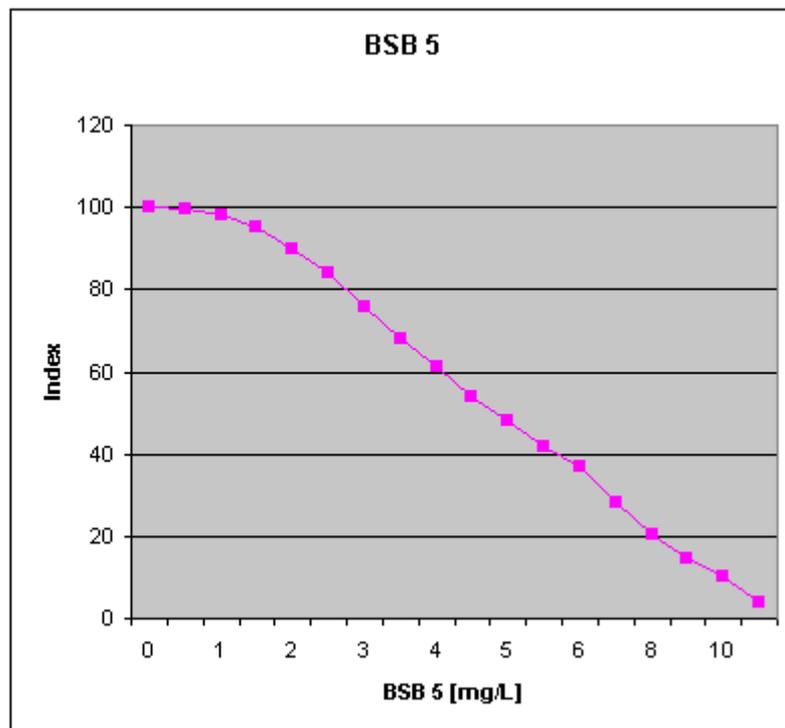
Sauerstoffgehalt	Index
0	2
5	2,5
10	3
15	4,5
20	6
25	9
30	12
35	15
40	19
45	24
50	30
55	36
60	43
65	53
70	63
75	71
80	79
85	86
90	93
95	99
96	100
100	100
105	100
106	100
110	97
115	95
120	90,5
125	87
130	83



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

BSB 5

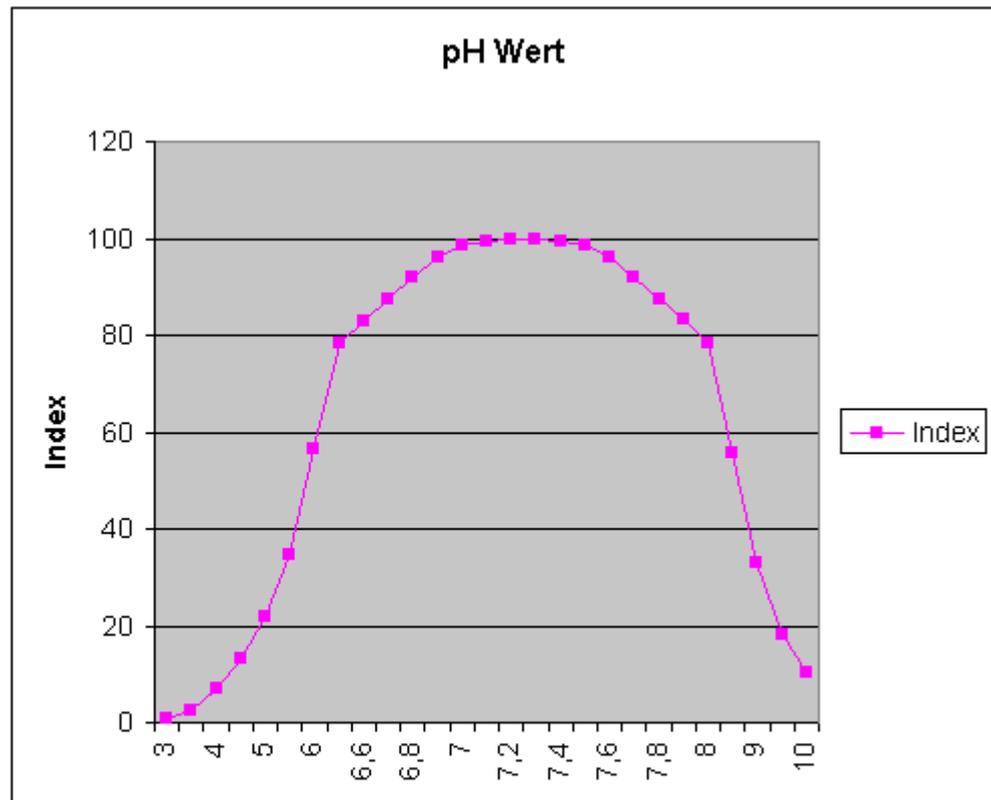
BSB 5	Index
0	100
0,5	99,5
1	98
1,5	95
2	90
2,5	84
3	76
3,5	68
4	61
4,5	54
5	48
5,5	42
6	37
7	28
8	20,5
9	14,5
10	10
15	4
über 15:	3



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

pH Wert

pH	Index
3	1
3,5	2,5
4	7
4,5	13
5	22
5,5	34,5
6	56,5
6,5	78,5
6,6	83
6,7	87,5
6,8	92
6,9	96
7	98,5
7,1	99,5
7,2	100
7,3	100
7,4	99,5
7,5	98,5
7,6	96
7,7	92
7,8	87,5
7,9	83,5
8	78,5
8,5	55,5
9	33
9,5	18
10	10,5

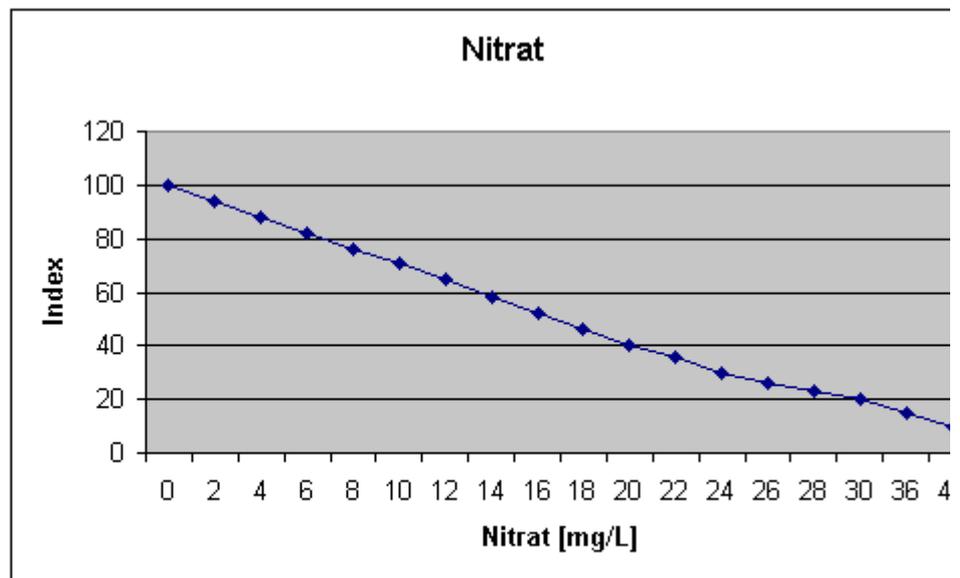


Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Nitrat

Nitrat	Index
0	100
2	94
4	88
6	82
8	76
10	70,5
12	64,5
14	58,5
16	52,5
18	46,5
20	40,5
22	35,5
24	30
26	26
28	23
30	20
36	15
40	10

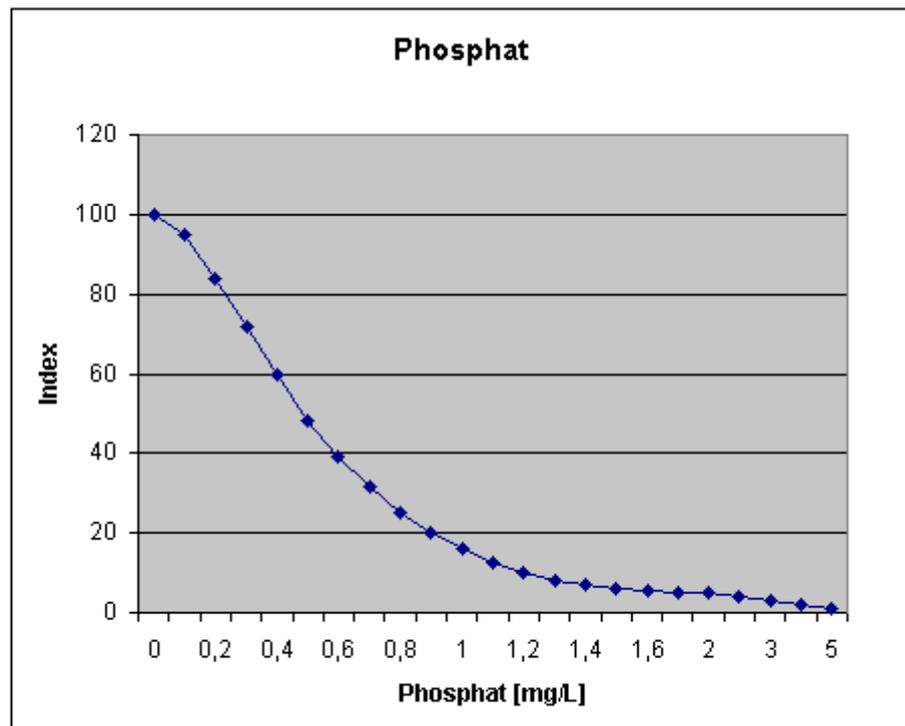
über 40: 10



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Phosphat

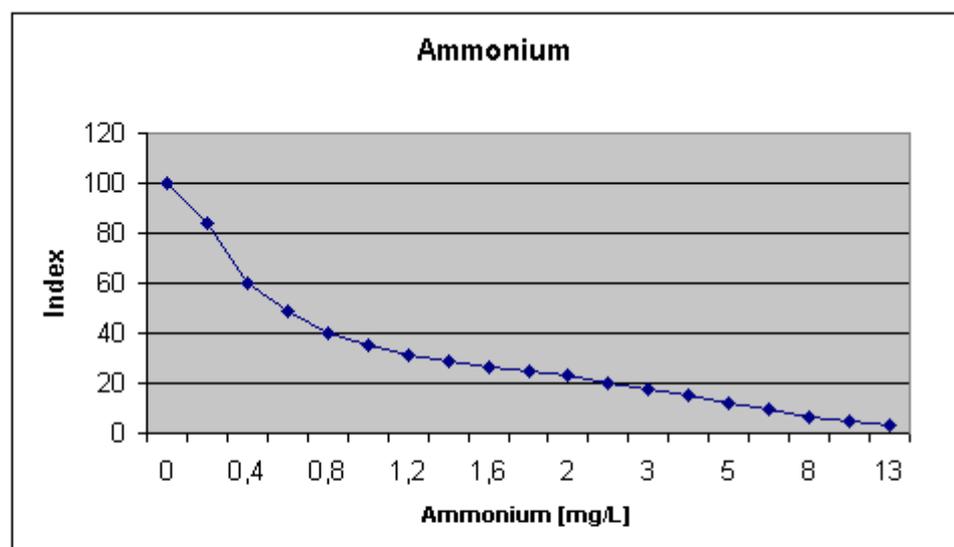
Phosphat	Index
0	100
0,1	95
0,2	84
0,3	72
0,4	60
0,5	48
0,6	39
0,7	31,5
0,8	25
0,9	20
1	16
1,1	12,5
1,2	10
1,3	8
1,4	7
1,5	6
1,6	5,5
1,8	5
2	5
2,5	4
3	3
4	2
5	1



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Ammonium

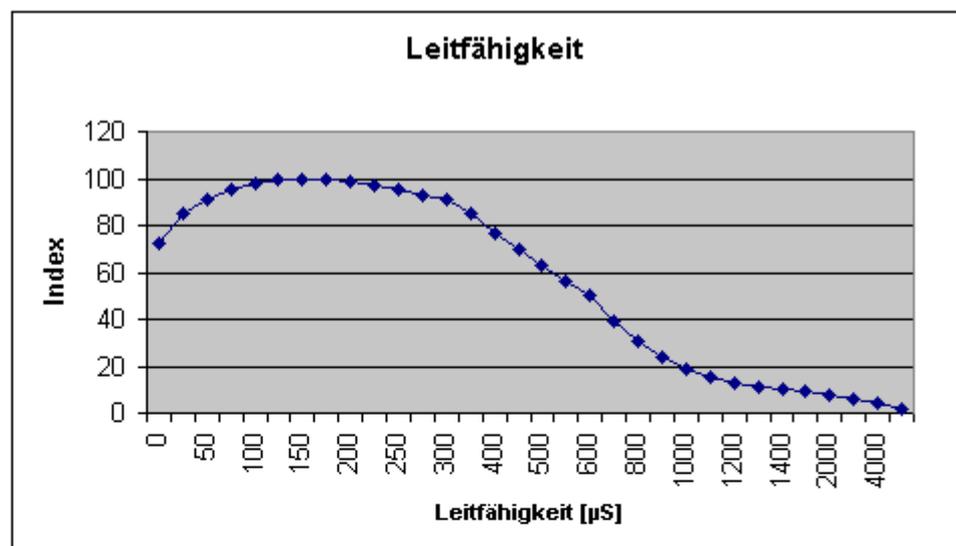
Ammonium	Index
0	100
0,2	84
0,4	60
0,6	49
0,8	40
1	35
1,2	31
1,4	28,5
1,6	26,5
1,8	24,5
2	23
2,5	20
3	18
4	15,5
5	12
6	10
8	6,5
10	4,5
13	3,5
über 13:	3



Tabellen u. Diagramme für die Bestimmung der Subindices zur Ermittlung des CI:

Leitfähigkeit

Leitfähigkeit	Index
0	72
25	85
50	91
75	95
100	97,5
125	99,5
150	100
175	99,5
200	98,5
225	97
250	95,5
275	93
300	91
350	85
400	77
450	70
500	63
550	56
600	50
700	39
800	31
900	24
1000	19
1100	15
1200	13
1300	11
1400	10
1500	9
2000	8
3000	6
4000	4
5000	2



Auswertebogen für die Bestimmung des CI

Auswertebogen im Anhang

Zuordnung der Gewässergüte über den ermittelten Chemischen Index:

Indexzahl	Gewässergüte	Beurteilung
100 - 83	I	unbelastet
82 - 74	I - II	gering belastet
73 - 56	II	mäßig belastet
55 - 45	II - III	kritisch belastet
44 - 27	III	stark verschmutzt
26 - 18	III - IV	sehr stark verschmutzt
17 - 0	IV	verödet

Anmerkung zur Berechnung des CI:

Der CI ist multiplikativer Index der Form

$$CI = P_1^{E_1} \cdot P_2^{E_2} \cdot \dots \cdot P_n^{E_n}$$

$P_1, P_2 \dots P_n$: Gefundener Wert aus Tabelle für den n-ten Parameter

$E_1, E_2 \dots E_n$: Exponent für den n-ten Parameter

Literatur

- Bach, Erwin: Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern in DGM 24, 1980
- Hütter, P. Leonhard: Wasser und Wasseruntersuchung, Verlag Sauerländer, 1988
- Rump, H. H., Krist H.: Laborhandbuch für die Untersuchung von Wasser, Abwasser und Boden, VCH Verlagsgesellschaft, 1987
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser- und Schlammuntersuchung, VCH Verlagsgesellschaft
- E. Merck: Die chemische Untersuchung von Wasser (Firmenschrift)
- Riedel-de Haen AG: AQUANAL-ÖKOTEST, Wasserlabor Begleitheft zum Untersuchungskoffer (Firmenschrift)



Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe

Bezeichnung der Probenahmestelle: _____

(ggfs. umseitig eine Lageskizze der Entnahmestelle anfertigen)

Besondere Beobachtungen: _____

Probenahmezeitpunkt: Datum: _____ Uhrzeit: _____

Witterungsverhältnisse: _____

Art der Probenahme: Einzelprobe

Mischprobe aus _____ Einzelproben (jeweils gleiche Volumenanteile)
Zeitabstand zwischen den Probenahmen: _____

Untersuchungen vor Ort

Wassertemp.: _____ °C Lufttemp. _____ °C

Luftdruck: _____ hPa

pH-Wert: _____

Leitfähigkeit: _____ $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei _____ °C

Farbe: _____

Trübung: _____

Geruch: _____

Bodensatz: _____

Es wurden weiterhin sofort nach der Probenahme bestimmt:

Ammonium: _____ mg/L Nitrat: _____ mg/L Phosphat: _____ mg/L

Proben für BSB₅-Bestimmung wurden angesetzt um _____ Uhr

Probenbezeichnung: _____ Probennehmer: _____



Auswertebogen für die Bestimmung des CI

	Parameter	Dimension	Messwert	Subindex	Exponent	Multiplikator
1	Sauerstoff-sättigung	%			0,20	
2	BSB ₅	mg/L			0,20	
3	Temperatur	°C			0,08	
4	Ammonium	mg/L			0,15	
5	Nitrat	mg/L			0,10	
6	Phosphat	mg/L			0,10	
7	pH-Wert				0,10	
8	Leitfähigkeit	µS/cm			0,07	

Berechnung des CI aus den Multiplikatoren

1	2	3	4	5	6	7	8	= CI

Zuordnung der Gewässergüte über den ermittelten Chemischen Index

Indexzahl	Gewässergüte	Beurteilung
100 – 83	I	unbelastet
82 – 74	I – II	gering belastet
73 – 56	II	mäßig belastet
55 – 45	II – III	kritisch belastet
44 – 27	III	stark verschmutzt
26 – 18	III – IV	sehr stark verschmutzt
17 - 0	IV	verödet