



Trinkwasserqualität – Potenziale der Online-Überwachung

Online-Erfassung hygienerelevanter Parameter in der
Trinkwasserverteilung und -speicherung zur Früherkennung
hygienischer Auffälligkeiten und deren Risiken

Technische Mitteilung | Stand: August 2023

Inhalt

1. Einleitung	3
2. Grundsätzliche Begriffe	5
2.1 Prozessübersicht für Probenahme und Analytik	5
2.2 Abkürzungen und Erläuterungen	6
3. Gesetze – Verordnungen – Technisches Regelwerk	9
4. Hintergrund	11
5. Begrifflichkeiten, Praxis und Herausforderungen der Überwachung von Trinkwasserverteilung und -Installation	14
6. Digitalisierung	20
6.1 Monitoring	21
6.2 Smart Cities	22
6.3 Netzwerke und Datensicherheit	24
7. Risikomanagement	25
8. Physikalisch-chemische Parameter und Einfluss auf die Wasserqualität	26
8.1 Klassifikation der Parameter	26
8.2 Beschreibung der Einzelparameter	27
8.3 Zusammenhang zwischen Mikrobiologie und physikalisch-chemischen Parametern	38
9. Methoden zur Erfassung mikrobiologischer Parameter	48
9.1 Kulturbasierte Verfahren	48
9.1.1 Mikrobiologische Indikatorparameter	48
9.1.2 Hygienerelevante Bakterien	49
9.2 Durchflusszytometrie	52
9.3 Mikroskopiebasierte Verfahren (MBV)	55
9.4 PCR-Test (Polymerasekettenreaktion)	57
9.5 ATP-Test (Adenosintriphosphat)	58
9.6 Enzymaktivität	59
9.7 Antikörperbasierte Nachweisverfahren	60
10. Ausblick	61
11. Literaturverzeichnis	63
12. Bildverzeichnis	67
13. Tabellenverzeichnis	68
14. Autoren aus dem figawa-Arbeitskreis	69

1. Einleitung

Die figawa e. V. übernimmt als technisch-wissenschaftlicher Verband gesellschaftliche Verantwortung durch die aktive Mitgestaltung des technischen Rechts. Diese Mitgestaltung nimmt die Gemeinschaft der Mitgliedsunternehmen wahr, indem sie den aktuellen und zukünftigen Herausforderungen der Wasserwirtschaft, dem Klimawandel und dessen Folgen, Fachkräftemangel, Digitalisierung, mit lösungsorientierten Ansätzen begegnen. Eine essenzielle Herausforderung aktuell und in Zukunft ist die unterbrechungsfreie Bereitstellung von qualitativ hochwertigem und hygienisch sicherem Trinkwasser ohne Gefährdung für die Gesundheit der Menschen. Hierbei unterstützen die Mitgliedsunternehmen der figawa Wasserversorgungsunternehmen mit innovativen Produkten und Dienstleistungen sowie Neu- und Weiterentwicklungen und tragen so zu einer nachhaltigen und zukunftsfähigen Trinkwasserversorgung bei.

Mit Blick auf die Trinkwasserqualität, die je nach Rohwasser – wie z. B. Grund- oder Oberflächenwasser – und äußeren Einflüssen auch über das Jahr Änderungen unterworfen sind, ist die Überwachung der chemischen und mikrobiologischen Wasserqualität von hoher Bedeutung. Veränderungen der Wasserqualität können Anpassungsmaßnahmen in den je nach Rohwasserherkunft unterschiedlichen Aufbereitungsprozessen oder auch Maßnahmen innerhalb der Trinkwasserverteilung bedingen. Zur Unterstützung der Wasserversorgungsunternehmen haben die Mitglieder des AK „Smarte Sensoring Technologien“ die Thematik der Online-Erfassung von hygienerelevanten Parametern in der Trinkwasserverteilung und -speicherung zur Früherkennung hygienischer Auffälligkeiten und deren Risiken ausgearbeitet, um auf die zukünftigen Herausforderungen zu reagieren. Dazu werden Instrumente aufgezeigt, um die Überwachung der Wasserqualität weiter zu digitalisieren und Reaktionszeiten bei Veränderungen der Wasserqualität zu minimieren.

Im Bereich der Trinkwasserversorgung arbeiten Wasserversorgungsunternehmen stetig an der Bereitstellung von qualitativ hochwertigem und hygienisch sicherem Trinkwasser, welches keine Gefährdung der Gesundheit des Menschen hervorruft. Von der Rohwasserentnahme über die Aufbereitung und Verteilung bis hin zur Entnahme des Trinkwassers am Zapfhahn unterliegt das Trinkwasser unterschiedlichen Einflüssen, die zu einer Veränderung der Trinkwasserqualität führen können. Es ist unumgänglich, eine gesamtheitliche Sicht der Wertschöpfungskette „Trinkwasser“ vorzunehmen und dabei die Trinkwasserqualität in Bezug auf Mikroorganismenwachstum, Korrosion und Kalksteinbildung zu beurteilen. Rohwasser aus Quellen, die von saisonalen Veränderungen der Oberflächenwasserqualität beeinflusst sind, müssen in der Aufbereitung entsprechend angepasst werden. Dabei sind schnelle Reaktionen auf nachteilige Veränderungen unabdingbar.

Mit Blick auf die Trinkwasserverteilung wird die Komplexität der Infrastruktur hinsichtlich der einzelnen Gewerke, Strömungsgeschwindigkeiten, Werkstoffe, des veränderlichen Nutzerverhaltens, Temperaturschwankungen (weitere betreiberseitige Einflüsse) usw. deutlich, die einen Einfluss auf das Mikroorganismenwachstum haben können. So bestehen in der Trinkwasser-Installation beispielsweise eine große Vielfalt an verschiedenen Werkstoffen in Kontakt mit Trinkwasser. Zudem liegen oft längere Stagnationszeiten, fehlende Zirkulation, Mobilisierung von Nährstoffen, Partikel als Aufwuchsfläche und Temperaturschwankungen vor, die die Wasserqualität nachteilig beeinflussen.

In Deutschland wird in einem Großteil der Trinkwasserversorgungsgebiete Trinkwasser in die Verteilnetze eingespeist, welches keinen nachweisbaren Gehalt an Desinfektionsmitteln aufweist. In anderen Ländern, wie z. B. Großbritannien, den USA u. a., wird z. B. gechlortes Wasser über die Trinkwassernetze an die Verbraucher:innen verteilt. In gechlortem Wasser kann eine mikrobiologische Auffälligkeit einfach dadurch festgestellt werden, dass an jedem Ort im Netz bei Regelbetrieb (ohne Stagnation) freies Chlor gemessen werden kann. Ist das Wasser von vornherein nicht gechlort oder erfolgt die Desinfektion z. B. mittels UV-Bestrahlung, muss die

Überwachung der hygienischen Unbedenklichkeit und biologischen Stabilität, z. B. bei Temperaturschwankungen, Stagnation und je nach Werkstoff und Zustand des Leitungsnetzes, durch andere Parameter erfolgen.

Diese Mitteilung soll sowohl den Wasserversorgungsunternehmen als auch Betreibern von Trinkwasserinstallationen die bereits verfügbaren Anwendungsmöglichkeiten und die zukünftigen Potenziale der Online-Überwachung der chemischen und mikrobiologischen Wasserqualität im Netz aufzeigen. Der figawa-AK „Smarte Sensing Technologien“ möchte über die Möglichkeiten zum Aufbau und Betrieb von Frühwarnsystemen informieren, die mit Hilfe entsprechender Sensorik und Datenanalyse Betriebszustände überwacht und Veränderungen in der Wasserqualität automatisch erkennt. Die dafür notwendigen Informationen werden durch entsprechende relevante Parameter erfasst, protokolliert und zur proaktiven Steuerung der hygienischen Anlagenparameter genutzt.

Mit dieser Mitteilung soll den öffentlichen und privatwirtschaftlich organisierten Wasserversorgungsunternehmen sowie deren Kunden eine erste wissenschaftliche und technische Orientierung zur Überwachung der Wasserverteilungssysteme gegeben werden.

2. Grundsätzliche Begriffe

In der täglichen Praxis der Wasseranalytik werden verschiedene Begriffe für die Vorort online gemessenen Parameter verwendet. Dazu zählen die Begriffe wie Alltagsparameter, Echtzeitparameter, Vorort-Parameter, Online-Parameter.

Für den Nachweis der Trinkwasserqualität werden heute einzelne Parameterwerte gemessen, wobei die Abgrenzung der Begrifflichkeit hier verdeutlicht wird.

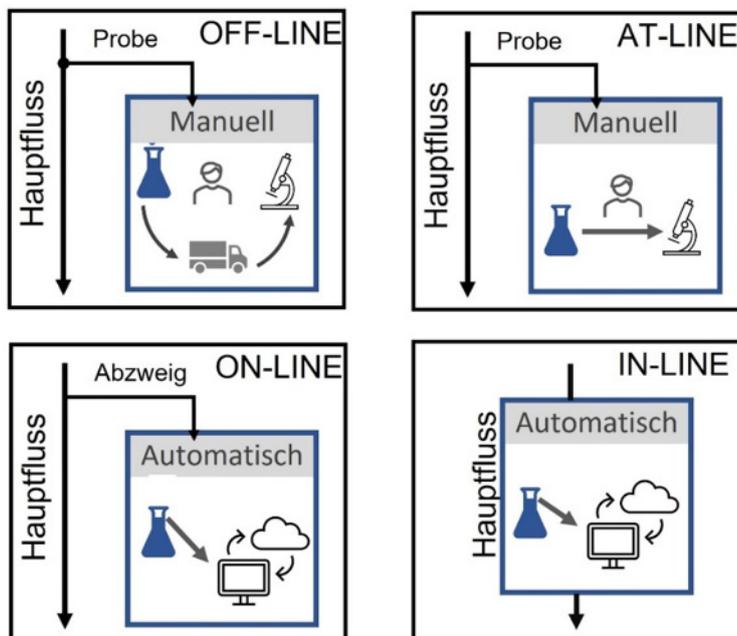
Ein einzelner Parameter wird für das Messen eines Trinkwasser-Merkmales definiert, wobei dies ein organoleptischer, chemischer oder mikrobiologischer Wert sein kann. In der Trinkwasserverordnung sind für diese Parameter Grenzwerte oder Wertebereiche festgelegt.

Hygienerrelevante Parameter sind diejenigen, die einen Einfluss auf Trinkwassergüte haben und die für die hygienischen Aspekte eine Bedeutung haben. Erst die Beurteilung einzelner Parameter und das anschließende Zusammenführen ergeben einen guten Überblick des Hygienezustands.

2.1 Prozessübersicht für Probenahme und Analytik

Die Messungen verschiedener Parameter können im Trinkwasser an verschiedenen Orten durchgeführt werden. Die folgende Prozessübersicht (siehe Bild 2.1) zeigt die prinzipiellen Aufbau-Varianten.

Bild 2.1: Schematische Darstellung der Begriffe Off-Line, At-Line, On-Line und In-Line



Off-Line-Analyse: Die Proben werden manuell entnommen und für den Transport zu Laboren vorbereitet, wo die Untersuchung von Experten durchgeführt wird. Es ist ein zeitaufwendiger Prozess, da Probenveränderungen während des Transports vermieden werden sollten und Kontrolltests notwendig sind. Die Ergebnisse sind nach einigen Tagen bekannt.

At-Line-Analyse: Die Messung wird in der Nähe der Probenahmestelle durchgeführt. Es ist immer noch ein manueller Prozess, aber die möglichen Veränderungen durch den Transport werden verhindert, die Reaktionszeit bis zum Erhalt der Ergebnisse ist ebenfalls schneller. Allerdings benötigt diese Methode tragbare Analyseeinrichtungen und kann durch die Umgebungsbedingungen der Probenahmestelle (Temperatur, Feuchtigkeit, Sauberkeit) beeinflusst werden.

On-Line-Analyse: Hier werden die Probenahme und Analyse automatisch mit möglichst kurzer Latenzzeit durchgeführt. Sie kann kontinuierlich durchgeführt werden. Das gewährleistet eine zeitnahe Reaktion auf jede Abweichung vom Normalbetrieb. Diese Methode kann genutzt werden, um Rückmeldungen zur Verbesserung der Prozesssteuerung zu geben. Die Probenahme kann über einen Bypass erfolgen, der sicherstellt, dass keine äußeren Einflüsse durch das Messsystem auf den Hauptstrom einwirken. Die Messungen sind computergesteuert und die Ergebnisse können über Cloud-Möglichkeiten zur Verfügung gestellt werden.

In-Line-Analyse: Eine Variante der On-Line-Analyse ist die In-Line-Analyse. Hier wird die Analyse direkt in-situ im Prozessstrom durchgeführt. Die Methode setzt aber voraus, dass das Messsystem direkt in-line mit dem Hauptstrom in Verbindung steht, was in der Regel in Trinkwasserinstallationen unerwünscht ist. Auch hier erfolgen die Messungen computergesteuert und die Ergebnisse können über Cloud-Möglichkeiten zur Verfügung gestellt werden.

2.2 Abkürzungen und Erläuterungen

a.a.R.d.T.	Allgemein anerkannte Regeln der Technik sind schriftlich fixierte oder mündlich überlieferte technische Festlegungen für Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen, die nach herrschender Auffassung der beteiligten Kreise (Fachleute, Anwender:innen, Verbraucher:innen und öffentliche Hand) geeignet sind, das gesetzlich vorgegebene Ziel zu erreichen und die sich in der Praxis allgemein bewährt haben oder deren Bewährung nach herrschender Auffassung in überschaubarer Zeit bevorsteht.
Annealing	Annealing bezeichnet die Anlagerung des Primers an das Template. Nach dem Schmelzen der DNA wird das Reaktionsgemisch auf eine definierte Temperatur abgekühlt. Bei dieser sogenannten Annealing-Temperatur kommt es zur spezifischen Bindung des Primers an sein nun einzels-trängiges DNA-Template, aber auch zu unerwünschten Reaktionen wie dem erneuten Binden der beiden komplementären DNA-Stränge aneinander (Renaturierung) oder zu unspezifischen Bindungen von DNA oder Primern.
AOC	Assimilable Organic Carbon (assimilierter aktiver Kohlenstoff) ist meist der größere Anteil des DOC und wird von Bakterien vollständig verwertet.
ATP	Adenosintriphosphat wird zur Messung mikrobiologischer Aktivität verwendet.
Biofilm T	Mit Biofilm T werden Temperaturmessungen bei Biofilmen bezeichnet. Je dicker ein Biofilm ist, desto ausgeprägter sind Temperaturunterschiede.
Cybersecurity / IT-Sicherheit	Cybersecurity oder IT-Sicherheit ist der Schutz von Netzwerken, Computersystemen, cyber-physischen Systemen vor Diebstahl oder Beschädigung ihrer Hard- und Software oder der von ihnen verarbeiteten Daten sowie vor Unterbrechung oder Missbrauch der Dienste und Funktionen.
Denaturierung	Denaturierung bezeichnet das Auflösen der die Doppelhelix zusammenhaltenden Wasserstoffbrückenbindungen durch Erhitzen in einem Thermoblock auf 94 bis 96 °C. Am Ende der Denaturierungsphase sollten die DNA-Sequenzen und die Primer als Einzelstränge vorliegen.
DNA	Deoxyribonucleic Acid (Desoxyribonukleinsäure) ist eine aus unterschiedlichen Desoxyribonukleotiden aufgebaute Nukleinsäure. Sie trägt die Erbinformation bei allen Lebewesen als genetischen Code.
DO	Dissolved Oxygen (gelöster Sauerstoff) ist die Menge an Sauerstoff, die im Wasser vorhanden ist. Gewässer erhalten Sauerstoff aus der Atmosphäre und über die Photosynthese aus Wasserpflanzen.
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff) ist ein Teil des TOC (engl.: total organic carbon). Dabei ist der DOC für das mikrobiologische Wachstum entscheidend.

EC	E lectrical C onductivity (elektrische Leitfähigkeit) ist ein Maß für die gelösten Stoffe im Trinkwasser. Ein hoher Leitwert weist auf hohe Ionenkonzentration hin.
Elongation	Elongation bezeichnet die Anlagerung von komplementären Basen an die DNA-Einzelstränge zur Gendetektion durch Genvervielfachung während der PCR.
Enzyme	Enzyme sind biologische Eiweiß-Moleküle (Proteine), die als Katalysator eine biochemische Reaktion beschleunigen.
EPS	EPS steht für E xtrazelluläre P olymere S ubstanzen.
FCM	F lowcytometry (Durchflusszytometrie) ist eine Methode, bei der Laserlicht zur automatischen Untersuchung von einzelnen Zellen verwendet wird. Dabei werden das Streulicht und Fluoreszenzsignale ausgewertet. Je nach Methodik können z. B. lebende und tote Bakterienzellen unterschieden werden.
Fingerprinting	Mit Fingerprinting wird die Charakterisierung von Mikroorganismenpopulationen und ihren Eigenarten bezeichnet. Damit lassen sich Unterschiede hinsichtlich der Artenzusammensetzung von Bakterien im Trinkwasser oder Biofilm erfassen und vergleichen.
FISH	F luoreszenz- i n- s itu- H ybridisierung ist eine Methode zum bakteriellen Nachweis von DNA im Zellkern mittels Fluoreszenzfarbstoff. Die Auswertung erfolgt i.d.R. bildbasiert (mikroskopisch).
GZZ	Die G esamtzellzahl entspricht der gesamten Mikroorganismenzahl in einer Probe bzw. einem bestimmten Untersuchungsvolumen. Je nach Verfahren werden damit u. U. vorrangig Bakterien detektiert.
HNA	Der Begriff H igh N ucleic A cid wird bei der Durchflusszytometrie für Bakterienzellen mit hohem Nukleinsäuregehalt verwendet.
HPC	Mit H eterotrophic P late C ount (Koloniezahl heterotropher Bakterien) wird eine Kultivierungsmethode für Bakterien bezeichnet, die vor über 100 Jahren von Robert Koch entwickelt wurde.
KI	KI steht für K ünstliche I ntelligenz (engl.: AI, artificial intelligence). Es gibt eine Vielfalt von Methoden, wie z. B. maschinelles Lernen.
LNA	Der Begriff L ow N ucleic A cid wird bei der Durchflusszytometrie für Bakterienzellen mit niedrigem Nukleinsäuregehalt verwendet.
MBV	Das m ikroskopie b asierte V erfahren baut auf der optischen Partikelzählung auf.
Mikroben	Ein Mikroorganismus oder eine Mikrobe ist ein mikroskopisch kleines Lebewesen (Organismus). Zu den Mikroorganismen zählen Bakterien, viele Pilze sowie einzellige Lebewesen.
OP	O pportunistische P athogene sind Bakterien, Pilze und Viren, die nur geschwächte Organismen schädigen und Infektionen auslösen können. Oft auch als fakultativ-pathogen bezeichnet.
ORP	O xidations- R eduktions- P otential wird die oxidative oder reduzierende Aktivität einer wässrigen Lösung bezeichnet.
PCR	P olymerase C hain R eaction (Polymerase-Kettenreaktion) bezeichnet eine Methode zur Vervielfachung von Genen (DNA oder RNA).
Prandtl'sche-Grenzschicht	Die Prandtl'sche Grenzschicht – auch Reibungsschicht – ist eine sehr dünne Schicht in unmittelbarer Nähe eines von einem Fluid umströmten Körpers.
Primer, Primerhybridisierung	Der Primer ist ein kurzes DNA-Segment, das z. B. bei der PCR-Methode (Polymerase-Kettenreaktion) den Startpunkt der Vervielfältigungsreaktion markiert. Er wird synthetisch hergestellt und zu Beginn der PCR an die zu vervielfältigende DNA-Sequenz angelagert (Primerhybridisierung).
PWC	Als P otable W ater C old wird international kaltes Trinkwasser bezeichnet.
PWH	Als P otable W ater H ot wird international warmes Trinkwasser bezeichnet.
RAMAN	Unter RAMAN versteht man die spektroskopische Untersuchung der inelastischen Streuung von Licht an Material/Bakterien, wobei üblicherweise ein Laserstrahl verwendet wird. Entdeckt wurde dies vom indischen Physiker C. V. Raman.
Resuspendierung	Resuspendierung bezeichnet den Übergang von Feststoffen (z. B. Sedimente) wieder zurück in einen schwebenden Zustand.

SAK254	SAK254 steht für den Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm. Die UV-Absorption bei 254 nm Wellenlänge ist ein Summenparameter für die Gewässerbelastung durch bestimmte gelöste organische Substanzen, wie aromatische Verbindungen und Huminstoffe aus dem Bodenbereich.
Sequenzierung	Mit Sequenzierung wird die Nukleotid-Abfolge in einem DNA-Molekül bestimmt und der genaue Bakterien-Typ kann bestimmt werden.
T	Temperatur
TFN	Threshold Flavour Number bezeichnet den Geschmacksschwellenwert einer Probe.
Thermocycler	Thermocycler bezeichnet ein Gerät (auch PCR-Block genannt), das in der Lage ist, die Temperaturzyklen einer Polymerase-Kettenreaktion (PCR) automatisiert durchzuführen.
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff) ist ein Summenparameter in der Umweltanalytik und gibt die Summe des gesamten organischen Kohlenstoffs in einer Probe an. Er ist das Maß für den Gehalt an organischem Kohlenstoff in einer Wasser-, Boden- oder Luftprobe.
TON	Threshold Odour Number ist der Geruchsschwellenwert einer Probe.
Unterbelag-Korrosion	Der Begriff Unterbelag-Korrosion bezeichnet die Korrosion metallischer Werkstoffe in Rohrleitungen, wo an der Grenzfläche zwischen Metalloberfläche und Unterseite des Biofilms, bedingt durch Sauerstoffmangel, die Mikroorganismen die für den Stoffwechsel benötigte Energie aus der Oxidation von Metallen gewinnen. Biologisch induzierte Korrosion, z. B. durch sulfatreduzierende Bakterien, unter anaeroben Bedingungen an Kohlenstoffstahl ist ein dafür bekanntes Beispiel. Bestimmte Bakterien rufen lokale Korrosionen an Chrom-Nickelstählen oder auch Kupfer hervor [2.1].
Usl	Als Unternehmer und sonstige Inhaber wird der Eigentümer, Vermieter oder Betreiber bezeichnet. Er ist verantwortlich für die Einhaltung einer hohen Trinkwassergüte an die Verbraucher.
Log-Reduktion	Als Log-Reduktion wird die Bakterienreduktion in Log ₁₀ -Stufen bezeichnet. Bei einer Trinkwasserdesinfektion spricht man von einer Reduktion von > 4 Log Stufen, dies entspricht > 99,99 %, bei entsprechender Kontaktzeit von z. B. 25 min [2.2].
VBNC	Viable but non-culturable (lebend, aber nicht kultivierbar) bezeichnet den bakteriellen Zustand, der zwischen lebend und tot liegt. In diesem Ruhezustand können die Bakterien mit Kultivierungsmethoden im Labor nicht nachgewiesen werden, dennoch sind sie virulent und können zurück in den aktiven Zustand wechseln.

3. Gesetze – Verordnungen – Technisches Regelwerk

Zur Beschreibung der Hygieneanforderungen in der Trinkwasserverteilung und Installation existiert bereits eine Auswahl an anwendbaren Regelwerken:

Organisation	Titel	Veröffentlichungsdatum
BTGA e.V.	Praxisleitfaden „Gefährdungsanalyse in der Trinkwasserinstallation“	Juni 2019
DIN e.V.	DIN EN 16479:2014-09 „Wasserbeschaffenheit – Leistungsanforderungen und Konformitätsprüfungen für Geräte zum Wassermonitoring – Automatische Probenahmegeräte für Wasser und Abwasser“	September 2014
DIN e.V.	DIN EN 1717-2011-08 Deutsche Fassung EN 1717:2000; Technische Regel des DVGW „Schutz des Trinkwassers vor Verunreinigungen in Trinkwasserinstallationen und allgemeine Anforderungen an Sicherungseinrichtungen zur Verhütung von Trinkwasserverunreinigungen durch Rückfließen“	August 2011
DIN e.V.	DIN EN 806-1:2001-12 „Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen – Teil 1: Allgemeines“	Dezember 2001
DIN e.V.	DIN EN 806-2:2006-06 „Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen – Teil 2: Planung“	Juni 2005
DIN e.V.	DIN EN 806-2:2006-07 „Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen – Teil 3: Berechnung der Rohrrinnendurchmesser“	Juli 2006
DIN e.V.	DIN EN 806-4-2010-06 „Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen – Teil 4: Installation“	Juni 2010
DIN e.V.	DIN EN 806-5:2012-04 „Technische Regeln für Trinkwasserinstallationen – Teil 5: Betrieb und Wartung“	April 2012
DIN e.V.	DIN EN ISO 19458 „Wasserbeschaffenheit – Probenahme für mikrobiologische Untersuchungen“	Dezember 2006
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 263 „Hygiene in der Wasserversorgung bis zur Übergabestelle an die Trinkwasserinstallation“	Gelbdruck (Dezember 2021)
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 551 „Trinkwassererwärmungs- und Leitungsanlagen; Technische Maßnahmen zur Verminderung des Legionellenwachstums“	April 2004
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 556 „Hygienisch-mikrobielle Auffälligkeiten in Trinkwasserinstallationen, Methodik und Maßnahmen zu deren Behebung“	Dezember 2015
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 557 „Reinigung und Desinfektion in der Trinkwasserinstallation“	Mai 2020
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 645-1:2007-12 „Überwachungs-, Mess-, Steuer- und Regeleinrichtungen in Wasserversorgungsanlagen – Teil 1: Messeinrichtungen“	Dezember 2007
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 645-2:2009-06 „Überwachungs-, Mess-, Steuer- und Regeleinrichtungen in Wasserversorgungsanlagen – Teil 2: Steuern und Regeln“	Juni 2009
DVGW e.V.	DVGW-Arbeitsblatt W 645-3:2006-02 „Überwachungs-, Mess-, Steuer- und Regeleinrichtungen in Wasserversorgungsanlagen – Teil 3: Prozessleittechnik“	Februar 2006
DVGW e.V.	DVGW-Information Wasser Nr. 74 „Hinweise zur Durchführung von Probennahmen aus der Trinkwasserinstallation für die Untersuchung auf Legionellen“	Januar 2012

Organisation	Titel	Veröffentlichungsdatum
DVGW e.V.	DVGW-Information Wasser Nr. 81 „Planung, Bau und Betrieb von Wasser- verteilungssystemen unter dem Blickwinkel der Bewertung und Vermeidung von Aufkeimungserscheinungen“	August 2013
DVGW e.V.	DVGW-Information Wasser Nr. 90 „Informationen und Erläuterungen zu Anforderungen des DVGW-Arbeitsblattes W 551“	März 2017
DWA e.V.	DWA-M 256-1 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 1: Allgemeine Anforderungen“	Mai 2020
DWA e.V.	DWA-M 256-1 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 2: Messeinrichtungen zur Bestimmung des Sauerstoffgehalts“	Mai 2020
DWA e.V.	DWA-M 256-3 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 3: Messeinrichtungen zur Bestimmung der Leitfähigkeit“	Mai 2020
DWA e.V.	DWA-M 256-4 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 4: Messe- inrichtungen zur Bestimmung des pH-Werts und des Redoxpotentials“	Mai 2020
DWA e.V.	DWA-M 256-7 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 7: Messeinrichtungen zur Bestimmung der Trübung“	Mai 2020
DWA e.V.	DWA-M 256-9 „Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 9: Messeinrichtungen zur Bestimmung des Drucks“	Gelbdruck
DWA e.V.	DWA-M 269 „Prozessmessgeräte für Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff in Abwasserbehandlungsanlagen“	Juni 2018
DWA e.V.	DWA-M 1060 „IT-Sicherheit – Branchenstandard Wasser/Abwasser“	August 2017
DWA e.V.	IT-Sicherheitsleitfaden – Web-Applikation zum DWA Merkblatt DWA-M 1060, Version 3.0	April 2022
EU	EU-Richtlinie (EU) 2020/2184 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2020 über die Qualität von Wasser für den mensch- lichen Gebrauch	Dezember 2020
UBA	Bewertungsgrundlage für Emails und keramische Werkstoffe im Kontakt mit Trinkwasser (Email/Keramik Bewertungsgrundlage)	August 2021
UBA	Bewertungsgrundlage für Kunststoffe und andere organische Materialien im Kontakt mit Trinkwasser (KTW-BWGL)	März 2022
UBA	Bewertungsgrundlage für metallene Werkstoffe im Kontakt mit Trinkwasser	Mai 2021
UBA	Information zur Bewertung von Ausgangsstoffen zur Herstellung von zementgebundenen Werkstoffen im Kontakt mit Trinkwasser	Dezember 2021
UBA	UBA-Empfehlung „Systemische Untersuchungen von Trinkwasser- Installationen auf Legionellen nach Trinkwasserverordnung“	Dezember 2018
UBA	Water Safety Plan (WSP)-Konzept für Gebäude	Oktober 2020
VDI e.V.	VDI 6023 Blatt 1 „Hygiene in Trinkwasserinstallationen – Anforderung an Planung, Ausführung, Betrieb und Instandhaltung“	2021
VDI e.V.	VDI 6023-3/VDI 3810-2 „Betrieb und Instandhaltung – Betreiben und Instandhalten von Gebäuden und gebäudetechnischen Anlagen“	Mai 2020
VDI e.V.	VDI 6041 „Facility-Management – Technisches Monitoring von Gebäuden und gebäudetechnischen Anlagen“	Juli 2017

Diese Regelwerke haben gemeinhin nicht die vorbeugende Überwachung der auf hygienerelevante Ereignisse hinweisenden Parameter zum Gegenstand. Regelwerke und Leitlinien legen nur die Anforderungen dessen fest, was erfüllt werden muss, um die Trinkwassergüte einzuhalten. Grenz- und Richtwerte für einzelne Parameter bieten die notwendige Orientierung zur Beurteilung der hygienischen Wassergüte, jedoch sind Empfehlungen für die Auswertung und Umsetzung von Maßnahmen wie z. B. Best Practice nur vereinzelt zu finden.

4. Hintergrund

„Trinkwasser muss so beschaffen sein, dass durch seinen Genuss oder Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit insbesondere durch Krankheitserreger nicht zu besorgen ist.“

Diesem Grundsatz der Trinkwasserverordnung (IfSG § 37 Abs.1, verankert auch in TrinkwV §5 [4.1]) sind alle Verantwortlichen für die Planung, den Bau und den Betrieb von Trinkwasseranlagen verpflichtet.

Neben bauseitig gegebenen Risiken der unerwünschten Erwärmung von „Trinkwasser kalt“ werden Umwelteinflüsse weiter stark zunehmen, da nach aktuellen Erkenntnissen aufgrund des Klimawandels das durch den Versorger bereitgestellte „Trinkwasser kalt“ (PWC) bereits mit höherer Temperatur $T \geq 20 \text{ °C}$ an der Übergabestelle zur häuslichen Trinkwasserinstallation ankommen kann. Ein wesentlicher Grund dafür ist tatsächlich der Klimawandel mit verschiedenen Auswirkungen auf die Temperatur des Rohwassers: Zum einen steigt durch die höheren Lufttemperaturen die Rohwassertemperatur in Seen und Talsperren. Als Konsequenz nimmt die Durchmischung des warmen Oberflächenwassers mit dem kälteren Tiefenwasser ab. Lange Trockenperioden mit sinkenden Wasserständen führen zum anderen zu höheren Temperaturen in der Tiefe. Außerdem kann unter ungünstigen Bedingungen eine Gefährdung der Trinkwasserhygiene im Verteilungsnetz und in Hochbehältern nicht ausgeschlossen werden. Steigende Bodentemperaturen erwärmen das Wasser in den Verteilungen der Versorger zusätzlich. Ein Forschungsprojekt wies in den Sommermonaten sogar Wassertemperaturen $> 25 \text{ °C}$ im Wasserrohrnetz der Versorger nach [4.2]. Der Hintergrund: Trinkwasser und Trinkwasserbiofilme enthalten immer Mikroorganismen. Erhöhte Temperaturen, insbesondere im Zusammenhang mit einem steigenden Nährstoffgehalt im Verteilnetz, aber auch im Aquifer (Grundwasserleiter) selbst, können die mikrobiologisch-hygienische Qualität des Trinkwassers beeinträchtigen. Denn sowohl eine Erhöhung der Koloniezahl als auch eine steigende Nachweishäufigkeit hygiene-relevanter Mikroorganismen bergen ein gesundheitliches Risiko.

Immer wieder berichten Wasserversorger von Auffälligkeiten in der Wasserversorgung, die zu mikrobiologischen Beeinträchtigungen und Wasserqualitätsproblemen führen. Das kann in den Versorgungsbereichen zu Kontaminationen führen, wo das Wasser ohne Chlorung verteilt wird bzw. in den Bereichen, wo einmal dosiertes Chlor gezehrt wurde.

Wird das Wasser von vornherein nicht gechlort, muss die Überwachung der hygienischen Unbedenklichkeit und biologischen Stabilität anhand anderer geeigneter Parameter festgestellt werden.

In gechlortem Wasser kann eine Auffälligkeit einfach dadurch festgestellt werden, dass an jedem Ort im Netz bei Regelbetrieb (ohne Stagnation) freies Chlor gemessen werden kann. Der Differenzwert zur Anfangskonzentration an der Dosierstelle ergibt jeweils einen Indikationswert betreffend die mikrobiologische Aktivität im Wasser. Je größer der Chlordifferenzwert ist, umso größer sind die Gehalte organischer Materialien und in Konsequenz der Mikroorganismengehalt. Mit einer hohen Anzahl an gemessenen Chlordifferenzwerten lässt sich ein Risikobereich gezielter lokalisieren.

In der Trinkwasserinstallation wiederum besteht eine große Vielfalt an verschiedenen Werkstoffen, die in Kontakt mit Trinkwasser stehen. Auch können hier ungünstige Betriebsbedingungen (z. B. längere Stagnationszeiten, fehlende Zirkulation und Temperaturschwankungen in der Trinkwasserinstallation) das Mikroorganismenwachstum begünstigen.

Geringe Wasserverbräuche, aber vor allem auch zu gering durchflossene Teilbereiche (z. B. undichte Wasserhähne) führen zu einem minimalen Wasseraustausch, sodass die Mikroben mit Nährstoffen versorgt werden. Die Strömungsgeschwindigkeit ist zudem viel zu gering, um Biomasse abzutransportieren und die Stärke des Biofilms stabilisieren und begrenzen zu können [4.3].

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen physikalisch-chemischen und organoleptischen Parameter dargestellt, die mit einfacher Gerätetechnik langzeitstabile Messsignale liefern, die auf mikrobiologische Auffälligkeiten hinweisen können. Mikrobiologische Auffälligkeiten in Trinkwassersystemen können beispielsweise auf folgende Aspekte zurückgeführt werden:

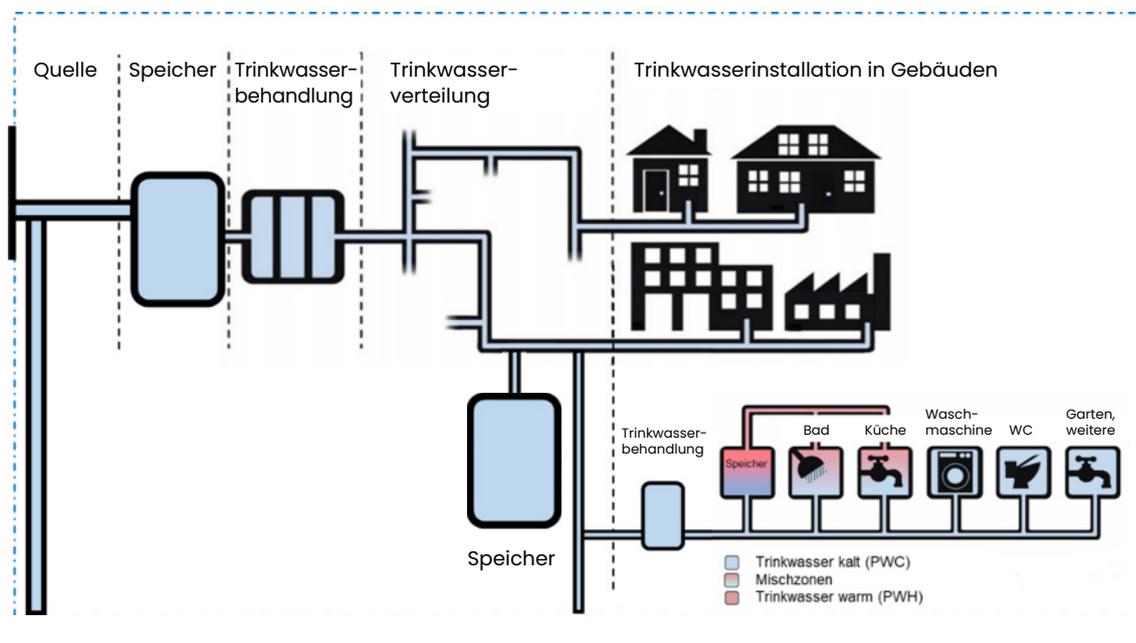
- Veränderungen in der Trinkwasserqualität aufgrund von externen Einflüssen verändern das Potenzial zum Mikroorganismenwachstum und hygienisch-chemischer Belastung bereits im Rohwasser (z. B. Veränderung der Niederschläge, Mischwasseränderungen, Nährstoffeinträge aus der Agrarwirtschaft, Einleitungen aus der Industrie).
- Oft treten wegen mangelhaften Betriebes in der Trinkwasserinstallation (z. B. fehlender hydraulischer Abgleich, Abschalten der Zirkulation, bestehende Totstrecken) hygienische (chemische oder mikrobiologische) Probleme auf.

Zielsetzungen für Online-Analysesysteme in Trinkwassersystemen sind beispielsweise:

- Kontinuierliche Überwachung von Trinkwassernetzen und Trinkwasserinstallationen durch Online-Analysesysteme zur Unterstützung kommunaler und privater Wasserversorger durch lückenloses Monitoring physikalisch-chemischer oder organoleptischer Parameter
- Kontinuierliche Überwachung der Trinkwassergüte bei erhöhten hygienischen Anforderungen (z. B. Kliniken, Altenheime, Verdunstungskühlanlagen, Wellnessbäder, Abfüllanlagen für mobile Systeme wie Flugzeuge, Züge, Wohnmobile, militärische und Rettungsinfrastruktur).

Bei der Festlegung von Messstellen und Probenahmestellen ist es entscheidend, dass die Systemgrenzen von der Wasserquelle bis zum Nutzer berücksichtigt werden. Bei der Betrachtung von Abschnitten ist jeweils der unmittelbar davor liegende Abschnitt in die Beurteilung einzubeziehen – siehe dazu Bild 4.1.

Bild 4.1: Schematische Darstellung der Trinkwasserverteilung von der Quelle bis zur Nutzung des Trinkwassers in Gebäuden [modifiziert nach 4.4.]



Die Risikobeurteilungen hängen von einer Vielzahl von Einflussfaktoren ab und sollten immer mit einem Expertenteam aus Planer, Installateur, Betreiber, Hygieniker und Gebäudemanager erfolgen. Nur so können kritische Bereiche definiert und Maßnahmen zur Risikobeherrschung zielgerichtet umgesetzt werden.

Ende Januar 2021 wurde auf EU-Ebene die am 16. Dezember 2020 novellierte Europäische Trinkwasserrichtlinie (Drinking Water Directive, DWD) ratifiziert. Die wesentlichen Ziele sind eine effizientere Überwachung der Wasserqualität, die Einführung aktualisierter Qualitätsstandards und eine gesicherte Verfügbarkeit von hygienisch einwandfreiem Trinkwasser. Dafür wurde der vorbeugende Schutz der Ressourcen gestärkt und das Überwachungskonzept durch zusätzliche Prozesskontrolle vom Brunnen bis zum Zapfhahn modernisiert, weg von der alleinigen Endproduktkontrolle zu einer risikobasierten, maßgeschneiderten und effizienteren Überwachung. Grundlage dafür bilden eine Risikobewertung und ein Risikomanagement, wie es auch von der Welt-Gesundheitsorganisation WHO empfohlen wird. Innerhalb des deutschen und europäischen Regelwerks wird der ganzheitliche Ansatz des Water Safety Plans (WSP) seit 2013 durch DIN EN 15975-2 „Sicherheit der Trinkwasserversorgung – Leitlinien für das Risiko- und Krisenmanagement – Teil 2: Risikomanagement“ unterstützt. Die konsequente Umsetzung des WSP-Konzepts schützt die menschliche Gesundheit vor wasserbürtigen Gefährdungen durch eine für die jeweilige Trinkwasserinstallation individuelle Analyse und die Umsetzung von daraus hergeleiteten Maßnahmen zur Risikobeherrschung. In einem nationalen Projekt wurde das Water Safety Plan (WSP)-Projekt für Gebäude von der UBA umgesetzt und als Handbuch veröffentlicht [4.5].

Viele wasserchemische Parameter haben eine Wirkung auf opportunistische Krankheitserreger (engl.: opportunistic pathogens, OPs) wie *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium* und *Pseudomonas aeruginosa*. OPs sind als Hauptursache für den Ausbruch von durch Wasser übertragenen Krankheiten in entwickelten Ländern anerkannt. Im Gegensatz zu den traditionellen fäkalen Pathogenen (Enterokokken, *E. coli*) sind OPs in Süßwasser- und Trinkwassersystemen heimisch und können sich unter günstigen Umweltbedingungen in Haussystemen vermehren. Viele OPs sind relativ tolerant gegenüber Desinfektionsmitteln und ihr Vorkommen hängt stark von den Umgebungsbedingungen ab, neben Desinfektionsmitteln können auch Unterschiede im Aquifer bzw. der Wasserherkunft und in der Wasserchemie zu Unterschieden in der entsprechenden mikrobiellen Gemeinschaft führen.

5. Begrifflichkeiten, Praxis und Herausforderungen der Überwachung von Trinkwasser-Verteilung und -Installation

Untersuchungspflicht und Probennahme

Trinkwasserinstallationen werden nach geltendem Recht den Wasserversorgungsanlagen zugeordnet (vgl. TrinkwV [4.1]). Für sie besteht eine gesetzlich festgeschriebene Überwachungsmöglichkeit bzw. je nach Nutzungsart auch Überwachungspflicht für bzw. durch die Gesundheitsämter.

Beispielsweise besteht die Untersuchungspflicht auf Legionellen nach § 31 Abs.1 TrinkwV für Betreiber von Trinkwasserinstallationen, wenn

- die Wasserversorgungsanlage sich nicht in einem Ein- oder Zweifamilienhaus befindet,
- sich in der Wasserversorgungsanlage eine Anlage zur Trinkwassererwärmung befindet und
- die Wasserversorgungsanlage Duschen oder andere Einrichtungen enthält, in denen es zu einer Vernebelung des Trinkwassers kommt.

Bei der Probenahme zur Kontrolle der chemischen Parameter ist die Empfehlung des Umweltbundesamtes „Beurteilung der Trinkwasserqualität hinsichtlich der Parameter Blei, Kupfer und Nickel“ von Dezember 2018 zu beachten. Die gesetzliche Grundlage für chemische Parameter ergibt sich aus § 7 in Verbindung mit Anlage 2 Teil II, § 29 und §55 Abs. 5 TrinkwV und wird gebäudespezifisch mit dem Gesundheitsamt abgestimmt.

Trinkwasserinstallationen sind mindestens alle drei Jahre zu untersuchen, sofern das Wasser im Rahmen einer gewerblichen, nicht aber öffentlichen Tätigkeit abgegeben wird. Öffentliche Trinkwasserinstallationen sind mindestens einmal jährlich zu untersuchen, sofern nicht das Gesundheitsamt ein anderes Untersuchungsintervall festlegt.

Öffentliche Trinkwasserinstallation

Mit der öffentlichen Trinkwasserinstallation ist die Trinkwasserbereitstellung für einen unbestimmten, wechselnden und nicht durch persönliche Beziehungen mit der bereitstellenden Person verbundenen Personenkreis gemeint. Beispiele sind: Krankenhäuser, Altenheime, Schulen, Kindertagesstätten, Gemeinschaftsunterkünfte, Vorsorge- und Rehabilitationseinrichtungen, Sportstätten, Wellnessbäder, Hallenbäder, saisonal genutzte Apartments, öffentliche Gebäude, Veranstaltungshallen und JVA's, Kasernen. In diesen Bereichen kommt der durchgehenden Qualitätsüberwachung besondere Bedeutung zu, weil durch lange Stagnationsperioden kritische Zustände entstehen können bzw. die sich dort aufhaltenden Personen durch ihre Konstitution zu jeder Zeit bereits durch geringe Gehalte an wasserbürtigen Krankheitserregern gefährdet sind.

Gewerbliche Trinkwasserinstallation

Bei der gewerblichen Trinkwasserinstallation handelt es sich um die unmittelbare oder mittelbare, zielgerichtete Trinkwasserbereitstellung im Rahmen einer Vermietung oder einer sonstigen selbstständigen, regelmäßigen und in Gewinnerzielungsabsicht ausgeübten Tätigkeit. Bei vielen Anlagen treffen beide Kriterien zu. Ausschlaggebend ist dann das weitergehende Kriterium der öffentlichen Tätigkeit. Diese Anlagen sind dann nach den Bestimmungen des § 54 TrinkwV durch das Gesundheitsamt zu prüfen und können in das Überwachungsprogramm nach § 55 TrinkwV einbezogen werden. Auch im gewerblichen Bereich ist der vorbeugende Schutz der Mieter und des Publikums eine Verpflichtung jedes Betreibers, der durch permanente Messung der Online-Parameter die Sicherheit für das Personal und das Publikum deutlich erhöhen kann.

Für die Bemessung von Trinkwasserinstallation spielen die Druckverluste, die Strömungsverhältnisse sowie die Wassertemperatur eine entscheidende Rolle (siehe auch Kap. 8.2). Das Zusammenwirken dieser auslegungsrelevanten Größen und ihr Einfluss auf die Trinkwasserqualität sind in der Fachliteratur hinreichend beschrieben und finden sich u. a. in einschlägigen Regelwerken und Normen zur Dimensionierung von Trinkwasserinstallationen wieder.

Temperaturmessungen in der Trinkwasserinstallation

Die im Gebäude befindlichen Verteilungen sind an geeigneten Stellen auf die zulässigen Temperaturen zu prüfen. Ebenso sind die Wassertemperaturen an den Entnahmestellen aufzunehmen und zu dokumentieren. Weitere Informationen können durch die Temperaturmessung unmittelbar nach voller Ventilöffnung oder die Messung der Zeit bis zum Erreichen der Temperaturkonstanz erlangt werden. In Räumen, in denen Trinkwasserleitungen kalt installiert sind, kann es auch sinnvoll sein, die Umgebungstemperatur (z. B. Keller, Heizungszentralen, Technikzentralen) zu erfassen und zu dokumentieren.

Betriebsparameter können manuell oder mittels elektronischer Systeme auch automatisch überwacht werden. Der Einsatz eines technischen Anlagenmonitorings nach VDI 6041 oder einer Gebäudeautomation nach VDI 3814 kann bei der Überwachung und Dokumentation von Trinkwasserinstallationen unterstützen. Zusätzlich besteht dadurch die Möglichkeit, die Anlagen effizient und gebäudespezifisch unter Gesichtspunkten der Hygiene zu steuern. Aktuell geht die Entwicklung in Richtung automatisierter Temperaturmessung und Dokumentation im Rahmen von Managementsystemen, durch die eine schnelle Reaktion (z. B. automatisierte Spülung von Entnahmestellen) bei hygienerelevanten Temperaturabweichungen möglich ist.

Relevante Temperaturmessstellen sind:

- Hausanschluss (PWC)
- Austritt aus dem Trinkwassererwärmer (PWH) und Wiedereintritt in den Trinkwassererwärmer (PHW-C)
- Zirkulationsventile (PWH-C)
- Trinkwasser warm (PWH) in den Nutzungseinheiten
- Trinkwasser kalt (PWC) in den Nutzungseinheiten
- Automatisierte Spüleinrichtungen (z. B. Armaturen, Spülventil, Spülkasten).

Grundsätzlich gilt es, den für zahlreiche pathogene Mikroorganismen besonders günstigen Temperaturbereich von 25 bis 55 °C zu vermeiden, um nicht deren Vermehrung zu begünstigen. Das kalte Trinkwasser darf nach aktuellem Stand von Wissenschaft und Technik eine Temperatur von 20 °C in der gesamten Trinkwasserinstallation bis zur Entnahmestelle nicht überschreiten und sollte immer so kalt wie möglich sein. Beispielsweise können Legionellen zwar auch in kaltem Wasser vorkommen, sie vermehren sich aber bei Temperaturen unter 20 °C nicht nennenswert. Auch in der Praxis hat sich schon gezeigt, dass bei Trinkwassertemperaturen unter 20 °C nur sehr selten Legionellen nachgewiesen werden [5.1].

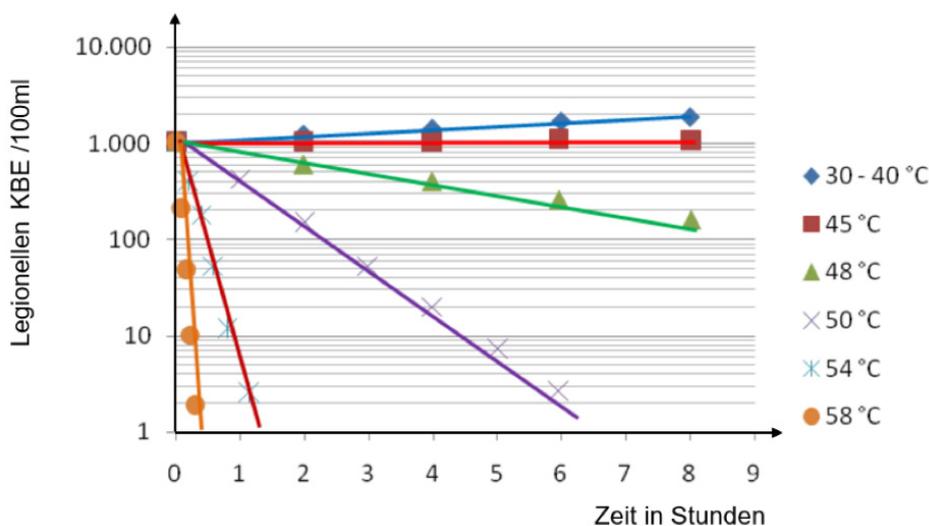
Unterhalb von 20 °C geht man davon aus, dass bei regelmäßigem Wasseraustausch kein kritisches Wachstum von Mikroorganismen stattfindet. Für die Fremderwärmung des Trinkwassers kalt (PWC) und ein damit verbundenes erhöhtes Gefährdungspotenzial in der Trinkwasserinstallation spielen die Parameter Hauseingangstemperatur, Umgebungstemperatur, Dämmung, Verweilzeit und die Rohrleitungsführung auf dem gesamten Fließweg eine entscheidende Rolle. Darüber hinaus empfiehlt der DVGW seit 2011 bei Hinweisen auf Erwärmung der Leitungen für kaltes Trinkwasser auch Proben an Entnahmestellen für Kaltwasser zu entnehmen. Mittlerweile ist der verbindliche Hinweis auf diese Untersuchung in der am 18. Dezember 2018 veröffentlichten Empfehlung des Umweltbundesamtes (UBA) zur systemischen Untersuchung von Trinkwasserinstallationen auf Legionellen enthalten.

Zirkulationssysteme für Trinkwasser warm (PWH-C, engl.: potable water hot circulation) sind nach den a. a. R. d. T. (allgemein anerkannte Regeln der Technik) so zu bauen und zu betreiben, dass in allen Teilstrecken und am Wiedereintritt in den Trinkwassererwärmer mindestens eine Temperatur von mindestens 55 °C eingehalten wird, um das Risiko einer Legionellenkontamination

deutlich zu reduzieren. Die Austrittstemperatur am Trinkwassererwärmer muss 60 °C betragen, eine Abkühlung um mehr als 5 K im Zirkulationssystem ist nach a. a. R. d. T. nicht erlaubt. Ferner ist ein hydraulischer Abgleich der Stränge nach DIN 1988-300 sicherzustellen.

Die Wachstums- und Inaktivierungskinetik von Legionellen im Bezug zur Wassertemperatur zeigt deutlich auf, dass 55 °C einzuhalten sind, um Legionellen in der Trinkwasserinstallation zu reduzieren. Bei zu geringen Temperaturen kann die Konzentration von gelösten Nährstoffen im Wasser das Wachstum andernfalls beschleunigen (siehe Bild 5.1).

Bild 5.1: Wachstums- und Inaktivierungskinetik für Legionellen im Wasser, wobei die Legionellen extrazellulär vorliegen [5.2]



Strömungsverhältnisse in der Trinkwasserinstallation

Auch unter wenig günstigen Bedingungen hinsichtlich Temperatur und Nährstoffangebot kann sich ein langsames mikrobielles Wachstum zeigen, wenn genügend Zeit zur Verfügung steht, d. h. bei geringer Wasserbewegung und/oder Stagnation des Wassers in der Rohrleitung. Gerade in überdimensionierten Leitungen besteht das Risiko, dass eine laminare Rohrströmung vorliegt und damit an den Rohrwandungen der geforderte Wasseraustausch nicht gewährleistet werden kann. Möglichst kurze Installationsstrecken mit geringem Leitungsvolumen und regelmäßiger Nutzung wirken der Stagnation und somit einer Kontamination entgegen.

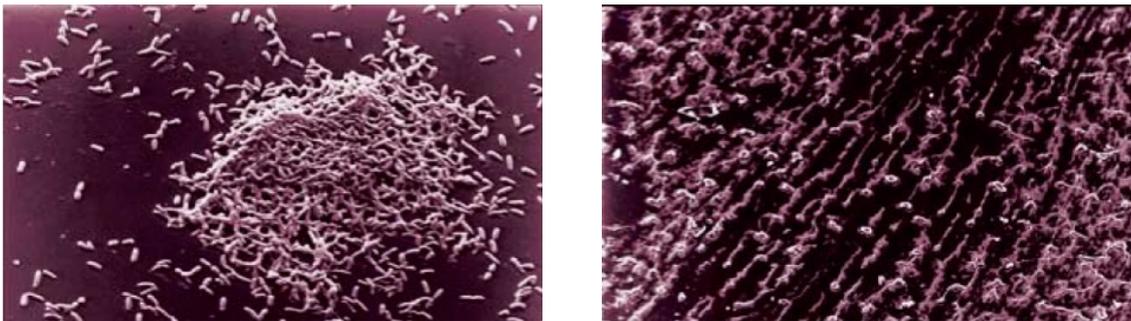
An den Grenzflächen von Wasser und Material bilden sich natürlicherweise Biofilme aus. Diese werden von Mikroorganismen gebildet, die durch eine umgebende sogenannte Schleimschicht, der EPS-Matrix, zusammengehalten werden und innerhalb derer sie sich vermehren [5.3]. Auch einige wasserbürtige Krankheitserreger wie Coliforme, Legionellen oder Pseudomonaden können sich in Biofilmen einnisten oder diese sogar selbst initial bilden. Sind bestimmte Zelldichten erreicht, werden die Bakterien in diesen Biofilmen als planktonische Zellen wieder an das Wasser abgegeben.

Bei ausreichender Durchströmung und damit vorhandenen Scherkräften bildet sich ein relativ kompakter Biofilm, während Stagnation und geringe Fließgeschwindigkeit zu einer losen Ansammlung an Bakterien führt, die deutlich dicker aufwachsen können (siehe Bild 5.2). Folglich kann sich nur bei ausreichender Durchströmung ein Biofilm von geringer Schichtdicke ausbilden, der stets bis zur Grenzschicht des Wandungsmaterials mit Sauerstoff versorgt ist, sodass der Prozess der Unterbelagskorrosion nicht auftritt.

Lose Bakterienansammlungen, wie sie typischerweise bei Stagnation und geringer Fließgeschwindigkeit in der Rohrleitung entstehen, lösen sich bei Änderungen der Strömungsgeschwindigkeit oder Druckstößen häufig von der Rohrwand ab. Dies kann zu einer zeitweise starken

Beeinträchtigung der Wasserqualität führen. Zudem können sich in losen Biofilmen einfacher Pathogene und weitere Mikroorganismen, darunter auch Amöben, die als Wirt für Legionellen dienen, einnisten bzw. ansiedeln. Daher ist es ratsam, Entnahmestellen regelmäßig zu nutzen und bereits bei der Dimensionierung Rohrleitungen an den tatsächlichen Bedarf anzupassen, d. h. unter Berücksichtigung des Spitzenvolumenstroms mit den kleinstmöglichen Rohrdurchmessern zu planen.

Bild 5.2: *Pseudomonas aeruginosa*, Biofilm gewachsen bei 0,03 m/s (links) und bei 1 m/s (rechts) [5.4]



Bei der Bewirtschaftung von Trinkwasserinstallationen und der Wasserentnahme ist grundsätzlich zumindest vorübergehend eine Mindest-Strömungsgeschwindigkeit notwendig, damit zum einen ausreichende Scherkräfte vorhanden sind, die der übermäßigen Biofilmbildung entgegenwirken, und zum anderen damit warmes Wasser entlang der Fließstrecke nicht zu stark abkühlt. Eine Überwachung der Fließgeschwindigkeit findet jedoch nicht permanent statt. Nur im Rahmen der Durchführung eines hydraulischen Abgleichs wird diese indirekt überprüft bzw. optimal eingestellt.

Von stichpunktartigen Laboruntersuchungen zu kontinuierlichen Online-Messungen

Bakterien sind sehr vielfältig und es scheint, als wäre nur ca. 1 % der in der Umwelt gefundenen Bakterien auf Nährböden kultivierbar [5.5–5.7]. Berichten zufolge kann der Anteil an unbekanntem und nicht klassifizierbaren Bakterien in einer Trinkwasserprobe 40 bis 90 % betragen. Zudem sind von den bekannten, kultivierbaren Arten nicht immer alle Zellen vermehrungsfähig. Daher sind kulturbasierte Nachweismethoden, wie z. B. die allgemeine Koloniezahl heterotropher Bakterien (engl.: heterotrophic plate counts, HPC), dafür bekannt, die tatsächliche Bakterienkonzentration in der Probe viel zu niedrig anzugeben (nur ca. 1 % Wiederfindungsrate [5.5, 5.7, 5.8]). Die einzigen Bakterien, die mit Kultivierungsmethoden erfasst werden, sind diejenigen, die aktuell teilungsfähig sind und sich spezifisch auf einem Medium kultivieren lassen. Alle anderen nicht aktiven Zellzustände, wie z. B. diejenigen, die als lebensfähig, aber nicht kultivierbar (VBNC, „viable but nonculturable“) bezeichnet werden, sowie tote Organismen, werden nicht erkannt.

Methoden hingegen, die unspezifisch einzelne Zellen oder Partikel zählen, wie z. B. zytometrische Methoden (Durchflusszytometrie oder Festphasenzytometrie), oder mikroskopische Methoden (kombiniert mit einer (Fluoreszenz-)Färbung oder ohne), erlauben es, die meisten Bakterien zu detektieren, weil in der Messung jede (ggf. gefärbte) Zelle erfasst wird. Dies erklärt, dass die Gesamtzellzahl in Trinkwasserproben, deren Ermittlung auf Kulturmethoden basiert, als unterschätzt angesehen wird. In der Literatur berichten mehrere Autoren, dass die Gesamtzellzahl in Trinkwasserproben, wie sie mit physikalisch-chemischen Methoden (meist Durchflusszytometrie) gemessen wird, im Bereich von 10^4 bis 10^5 Zellen/ml angegeben wird [5.7, 5.9–5.11].

Die spezifische Erkennung einzelner Mikroorganismenarten mittels Durchflusszytometrie oder Fluoreszenzmikroskopie ist generell ebenfalls möglich. Allerdings ist bei der spezifischen Erkennung die Wiederfindung geringer in Bezug auf die Mikroorganismenanzahl als bei den unspezifischen Nachweisen.

Es ist bekannt, dass der bakteriologische Zustand eines Trinkwassernetzes zeitlich und räumlich nicht konstant ist und von der Wasserherkunft (Oberflächen- oder Grundwasser, Jahreszeit) abhängt [5.12]. Zeitliche Änderungen der Zellzahlen im Rohwasser können durch meteorologische Einzelereignisse (z. B. Starkregen, Überschwemmungen), saisonale Schwankungen oder hydrologische Ereignisse bedingt sein. Solche Ereignisse können zu einem Anstieg des Wasserspiegels und einer schnellen Fließgeschwindigkeit führen, was zu Bodenerosion führt und somit die Belastung des Rohwassers mit Schwebstoffen und organischen Verbindungen erhöht [5.9, 5.11, 5.13-5.15]. Auch innerhalb der Trinkwasserinstallation gibt es deutliche raum-zeitliche Variationen, die v. a. durch Nutzungsmuster sowie Umgebungstemperaturen beeinflusst sind [5.16]. Das Mikrobiom zeigt Veränderungen, ob man an der Wasseraufbereitungsanlage, über das Verteilungssystem oder direkt am Zapfhahn beim Verbraucher misst [5.17]. Auch wenn die Abundanz bestimmter Mikroorganismenarten im verteilten Trinkwasser gering sein mag, wurde berichtet, dass die Zellzahl in der Wasserversorgung von Gebäuden insgesamt im Bereich von 10^4 bis 10^6 Zellen/ml liegt [5.6, 5.9]. Außerdem kann eine Stagnation in den Leitungen der Trinkwasserinstallation diese Zahlen weiter erhöhen [5.17]. Am Ende des Verteilungsnetzes werden die Rohrdurchmesser tendenziell kleiner, wodurch sich das Verhältnis von Kontaktfläche zu Volumen vergrößert und somit die für die Biofilmbildung zur Verfügung stehende Oberfläche deutlich erhöht. Dort haben auch das Rohrmaterial und dessen Alter einen großen Einfluss auf das Wachstum der Bakteriengemeinschaft bzw. auf die Begünstigung bestimmter Bakterientypen. Es ist auch bekannt, dass es eine große Rolle spielt, ob das Trinkwasser regelmäßig fließt oder nicht (also die Häufigkeit der Nutzung und die Stagnationszeit) [5.13, 5.14, 5.17].

Weiter wird die Wasserqualität in einem Verteilungssystem nicht nur durch den Nachweis von Bakterienzellen überwacht, sondern auch durch den Nachweis und die Beobachtung von allgemeinen Partikeln vom Typ Sediment oder von losen Ablagerungen [5.15]. Es ist bekannt, dass die Vermehrung einer bestimmten Reihe von Bakterien durch die Anwesenheit von anorganischen oder organischen Partikeln oder losen Ablagerungen im Wasser begünstigt wird. Insbesondere die opportunistischen pathogenen Bakterien (wie z. B. Pseudomonas, Legionellen oder Mykobakterien) werden durch die Anwesenheit solcher Partikel besonders begünstigt. Außerdem kann das Vorkommen dieser Partikel ebenso wie der Biofilm an den Grenzflächen dazu beitragen, dass diese Bakterien Desinfektionsbehandlungen widerstehen. Mischgesellschaften von planktonischen und partikelassoziierten Bakterien wurden in behandeltem Wasser gefunden [5.10]. Die partikelassoziierte Bakteriengemeinschaft in behandeltem Wasser kann die Bakteriengemeinschaft, die mit losen Ablagerungen und Biofilmen in den Verteilungssystemen assoziiert ist, verändern. Das Mikrobiom im Leitungswasser ist stark ortsabhängig und wird auch von hydraulischen Ereignissen beeinflusst (z. B. hydraulische Spitzen, Feuerwehreinsätze, morgendliche Verbrauchsspitzen, Spülungen, Rohrbrüche usw.). Es existieren bereits mehrere Methoden, um die Sedimentationsrate abzuschätzen. Diese basieren auf der Messung von Partikelbelastung und Trübung. Die Freisetzung von Bakterien, die über Sedimente und Biofilm mit dem Hauptwasser verbunden sind, kann mit diesen Methoden aufgrund von Verdünnungseffekten in den Wassersystemen im Allgemeinen nicht erfasst werden. Darüber hinaus bieten sowohl die Rohrwand als auch die im fließenden Wasser vorhandenen Partikel Oberflächen, an denen sich Bakterien festsetzen können. Partikel enthalten sowohl organische als auch anorganische Nährstoffe und können als Adsorptionsflächen für die Anlagerung von Bakterien fungieren. Lose Ablagerungen entstehen meist durch Rohralterung bzw. Korrosion und Ablagerungsprozesse. Elemente, die hauptsächlich in losen Ablagerungen vorhanden sind, sind Aluminium, Calcium, Eisen, Magnesium, Mangan, Schwefel oder Arsen [5.15]. Alle diese Stoffe können im bakteriellen Stoffwechsel verwertet werden. Die Überwachung von Partikeln im Wasser kann helfen, Rückschlüsse auf die Entwicklung von Bakteriengemeinschaften im System zu ziehen. Daher ist eine empfindliche Messmethode, die sowohl Bakterien als auch lose Partikel erfasst, von entscheidender Bedeutung, um ein genaues Bild des aktuellen Zustands eines Wassersystems zu erhalten. Die Veränderungen und die Dynamik von planktonischen Bakterien, losen Ablagerungen und Biofilm sollten kontinuierlich überwacht und quantifiziert werden, um eine Gesundheitsgefährdung durch Trinkwasser zu minimieren.

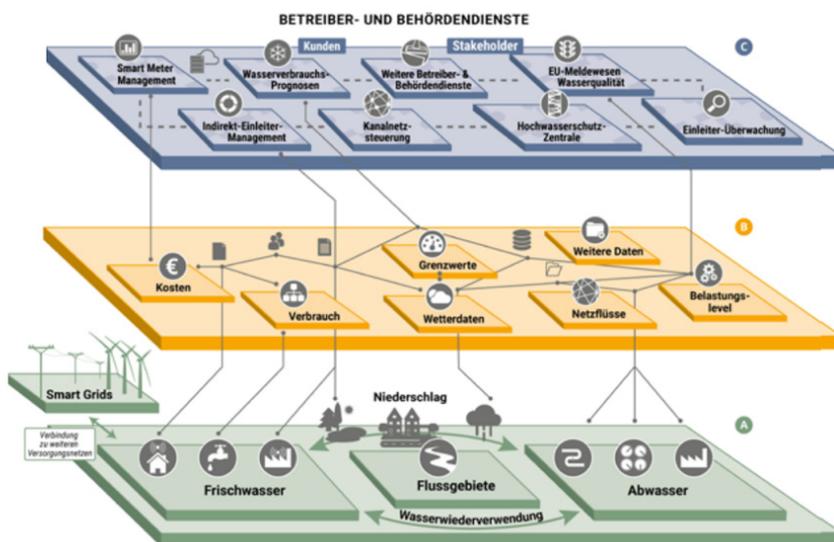
Es ist weiterhin wichtig, mehrere Indikatorparameter zu definieren, um die Entwicklung eines bestimmten Trinkwassersystems besser vorhersagen zu können. Die gleichzeitige Aufzeichnung von physikalisch-chemischen Parametern (wie Temperatur, pH-Wert, Trübung, Metallionenkonzentration, Leitfähigkeit, gesamter organischer Kohlenstoff, Sulfat, Phosphat, Nitrat, Ammonium usw.) mit Zellzählungsmethoden erhöht die Vorhersagbarkeit von problematischen Ereignissen [5.14]. Um das Verhalten eines Systems und seine Empfindlichkeit gegenüber Veränderungen (Instabilitäten oder Resilienz) zu verstehen, ist es entscheidend, ein möglichst ganzheitliches Bild aller Parameter zur Beurteilung der Wasserqualität über einen langen Überwachungszeitraum zu erfassen. Je nach Messaufgabe können hochauflösende Messverfahren oder Echtzeitmessverfahren deutliche Vorteile bieten (siehe Kap. 9).

6. Digitalisierung

Mit den raschen und fortwährenden Entwicklungen in der Kommunikations- und Informationstechnologie ergeben sich für die Mess-, Steuer- und Regeltechnik zahlreiche Aspekte der Modernisierung und neue Nutzungsmöglichkeiten. Der Trend der Digitalisierung in der Wasserwirtschaft eröffnet zusätzliche Gestaltungsräume etwa bei der Erfassung, Übertragung, Speicherung und Auswertung von Daten. Moderne Methode für den Umgang großer Datenmengen unterstützen die Entwicklung von Assistenzsystemen, digitalen Diensten und an die Digitalisierung angepasste Geschäftsmodelle.

Bild 6.1 setzt die unterschiedlichen Sektoren der Wasserwirtschaft in den Kontext der Digitalisierung. Das 3-Ebenen-Modell visualisiert die Interaktionen zwischen allen Akteuren, wie Hersteller von Geräten und Anlagen, IT-Dienstleister, Anlagenbetreiber und Behörden.

Bild 6.1: Visionsbild einer digitalisierten und vernetzten Wasserwirtschaft nach FiW/IWW [6.1]



In Bild 6.1 repräsentiert die Physikalische Ebene (grün im Bild) alle wasserwirtschaftlichen Anlagen sowie die für ihren Betrieb erforderlichen Geräte und Maschinen. In dieser Ebene werden Messdaten und Systeminformationen von Mess- und Betriebseinrichtungen erzeugt und an die übergeordnete Informationsebene (gelb im Bild) geliefert. Dort werden sie zusammen mit Daten und Informationen aus weiteren Quellen (z. B. Wetter-, Modell- oder Prognosedaten) gesammelt und weiterverarbeitet. Durch den Prozess der Datentransformation entsteht ein digitales, virtuelles Abbild von wasserwirtschaftlichen Einrichtungen und Prozessen. In der Dienst-/Geschäftsebene (blau im Bild) werden die verarbeiteten Daten von Stakeholdern der Wasserwirtschaft wie Betreiber wasserwirtschaftlicher Anlagen oder Umwelt- und Fachbehörden für betriebliche Aufgaben genutzt. Hierfür werden digitale Dienste, z. B. für die Berichterstattung oder die Instandhaltung von Geräten sowie Assistenzsysteme für die Entscheidungsunterstützung, zur Verfügung gestellt.

Insbesondere für die in dieser technischen Information behandelten Anwendungsfälle bieten sich mit der Digitalisierung zahlreiche Nutzungsmöglichkeiten und Optimierungspotenziale der relevanten wasserwirtschaftlichen Prozesse. Dies ergibt sich aus den folgenden Aspekten:

- Die Trinkwasserverteilung umfasst flächig ausgedehnte wasserwirtschaftliche Infrastrukturen und Anlagen wie z. B. Verteilnetze mit langen Transportleitungen und unterschiedlichen Vermaschungsgraden.
- An zum Teil weit entfernten Messstellen entstehen Messdaten, die zur weitergehenden Datenauswertung, -nutzung und -archivierung übertragen und zentral erfasst werden müssen.

- Daten von unterschiedlichen Messgeräten von derselben oder verschiedenen Messstellen werden mit Hilfe moderner Methoden der Datenanalyse verknüpft.
- Aus Monitoringdaten von standardmäßig verfügbaren Messgeräten werden Informationen gewonnen, um Betreibern wasserwirtschaftlicher Anlagen eine fundierte Entscheidungsgrundlage für die Steuerung betrieblicher Prozesse an die Hand zu geben; dies ist beispielsweise die Früherkennung hygienerelevanter Auffälligkeiten und Risikobewertung mikrobiologischer Aktivität.

Voraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung von Digitalisierungslösungen ist die Erfassung repräsentativer und valider Systeminformationen und Messdaten (Monitoring), vor allem für zukünftige Nutzungsszenarien (z. B. Smart Cities). Hierfür müssen geeignete digitale Infrastrukturen mit modernen Techniken (z. B. drahtlose Datenübertragung und Einbindung von Cloud-Technologien) aufgebaut werden. In diesem Zusammenhang verdienen die Datensicherheit und die Resilienz von Netzwerken eine besondere Aufmerksamkeit, da Hackerangriffe auf sensible Netzwerke sowie Datenspeicher und Systemausfälle von Dateninfrastrukturen zu vermeiden sind.

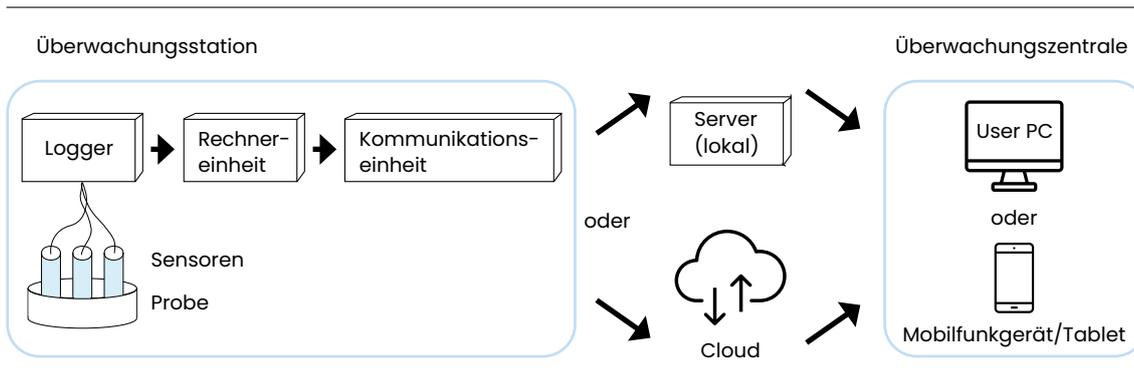
6.1 Monitoring

Die Analyse von Trinkwasser und deren Bewertung wird immer wichtiger, damit Veränderungen frühzeitig erkannt werden können. Die Urbanisierung und die Verknappung von Trinkwasser machen regelmäßige Trinkwasserprobenahmen zunehmend wichtiger, wobei vielerorts bereits heute ein Online-Monitoring verlangt wird.

Das Online-Monitoring wird in der Regel als die automatisierte Probenahme, Analyse und Berichterstattung eines Parameters definiert; es erzeugt eine Sequenz von Daten mit viel größerer Häufigkeit, als dies bei manuellen Probenahmen möglich ist, und es ermöglicht auch nahezu ein Echtzeit-Feedback entweder für die Prozesssteuerung, die Charakterisierung der Wasserqualität für betriebliche oder behördliche Zwecke sowie für Alarmzwecke. Das automatisierte Online-Monitoring ist ferner unabhängig von individuellen Arbeitstechniken einzelner mit der Probenahme beauftragten Personen. Die Überwachung der Online-Daten kann sowohl vor Ort als auch an entfernten Standorten durchgeführt werden und liefert Messungen in Intervallen von Sekunden bis Minuten. Natürlich müssen Online-Messgeräte an repräsentativen Stellen im Wassersystem platziert und regelmäßig von qualifiziertem technischem Personal geprüft, kalibriert und gewartet werden. Um bei Überschreitung von Grenz- bzw. Maßnahmenwerten zielorientiert handeln zu können, sind die möglichen Gegenmaßnahmen zum Beispiel innerhalb einer Gefährdungsbeurteilung des Betreibers, im Rahmen eines Wassersicherheitsplans (engl.: water safety plan, WSP) oder separat in einer andersartig geeigneten Liste zu erfassen.

Die Verfügbarkeit von analytischen Informationen in Echtzeit ist einer der Hauptvorteile von Online-Überwachungsinstrumenten: Diese Informationen müssen jedoch mittels eines Datenerfassungs- und -übertragungssystems an den entsprechenden Benutzer weitergeleitet werden. Dieses System (siehe Bild 6.2) besteht aus den einzelnen Online-Instrumenten, die mit programmierbaren Steuerungen oder Remote-Einheiten verbunden sind, die die Instrumentenausgangssignale in die gewünschten Einheiten umwandeln, sie mit den vom Benutzer eingestellten Kriterien vergleichen und Signale für die Alarmierung oder Steuerung anderer Prozessgeräte erzeugen. Diese Systeme werden fast immer durch einen Host-Computer ergänzt, der zur Visualisierung oder Speicherung von Daten und/oder zu deren weiterer Verwendung für bestimmte Zwecke eingesetzt werden kann.

Bild 6.2: Schematische Darstellung für ein sensorisches Online-System



Ein Online-Überwachungssystem besteht aus zwei Teilen (siehe Bild 6.2):

- Überwachungsstationen (am Standort) und
- Überwachungszentrale (Server oder Cloud-Dienst).

Eine Überwachungsstation ist ein eingebettetes System, das über eine Schnittstelle mit einem Logger verfügt. Der Logger ist mit den verschiedenen Sensoren des Systems verbunden. Das eingebettete System hat auch eine Schnittstelle zum Internet-Netzwerk (z. B. Ethernet, WLAN, LTE usw.). Die Kommunikationsaufgabe des Internetmoduls ist für den Aufbau des Kommunikationsnetzwerks mit der Datenüberwachungszentrale zuständig.

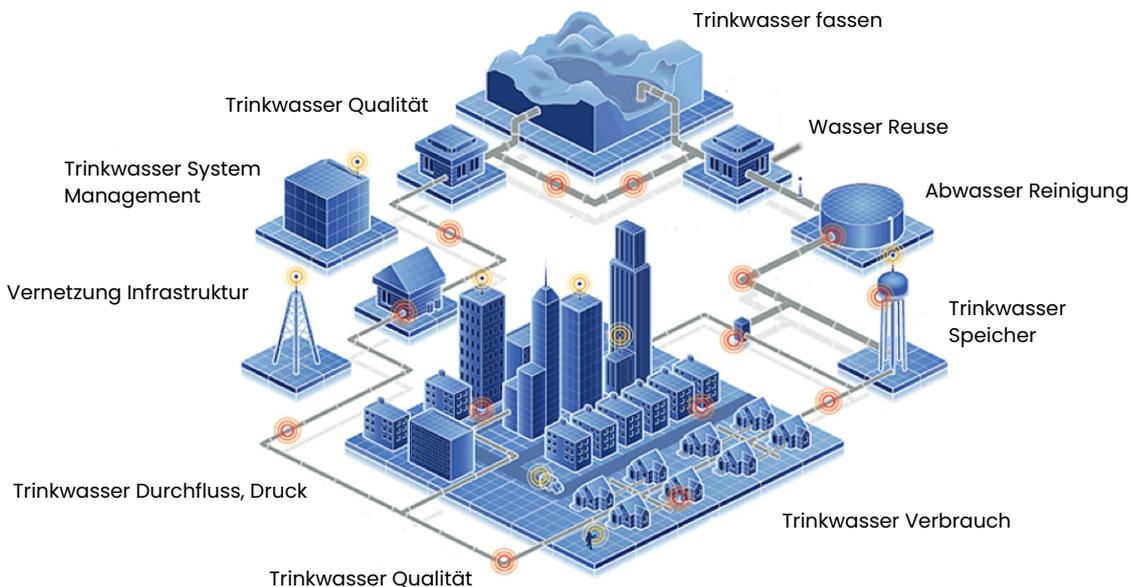
Wenn Werte gefunden werden, die außerhalb der definierten Grenzen liegen, z. B. wenn der pH-Wert niedriger als ein vordefinierter Werte ist oder die Bakterienkonzentration eine bestimmte Grenze überschreitet, sendet das Überwachungssystem eine Frühwarnung per E-Mail oder SMS an den angegebenen Benutzer.

In einem bestimmten Zeitraum oder bei Bedarf übertragen die Überwachungsstationen die vom Logger gewonnenen Daten z. B. über das Internet, Intranet oder Datenkommunikationswege an eine Überwachungszentrale. Die Überwachungszentrale ist ein Computer, Server oder ein Cloud-Service, auf dem der Dienst läuft, der die von den Überwachungsstationen gesendeten Daten abrufen, sie verarbeiten und in die Datenbank einspeist. Die automatisierte Sammlung und webbasierte Verbreitung der Daten bietet eine zentralisierte Datenbank für die Nutzung und detaillierte Datenanalyse durch alle an der Einhaltung der Wasserqualität Beteiligten. Die Daten der Überwachungsstationen werden den Endbenutzern entweder in tabellarischer oder grafischer Ansicht über eine Website oder ein dafür entwickeltes PC-Programm angezeigt.

6.2 Smart Cities

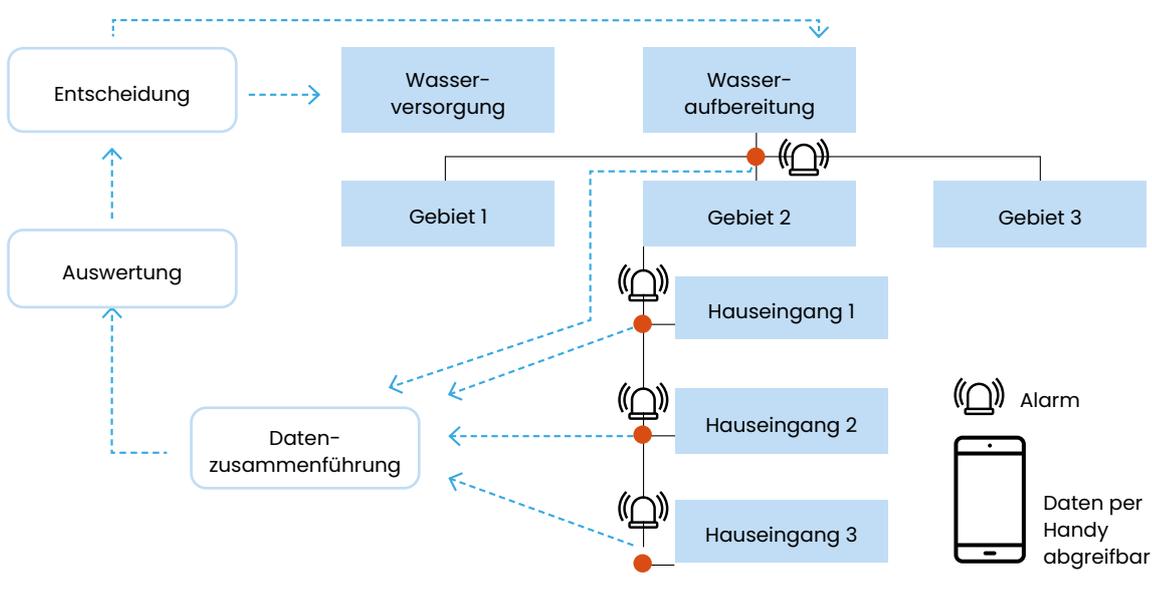
Die Urbanisierung und die steigende Bevölkerungszahl führen dazu, dass für viele Städte der Ansatz Smart Cities bedeutender wird. Dabei wird die Vernetzung der Gebäude und des Wasserkreislaufs wichtig, damit die Ressource Wasser für alle ausreicht. Somit muss der Vernetzung, der Datenerfassung und der Risikobewertung eine hohe Bedeutung zukommen.

Bild 6.3: Vernetzung der Wasser-Sensoren/-Aktoren zu einem großen Netzwerk wird notwendig werden, damit der effiziente und effektive Ressourceneinsatz Wasser optimiert werden kann [modifiziert nach 6.3]



Smart Metering-Systeme machen dabei die Online-Überwachung von Wassersystemen möglich, wie Bild 6.3 und Bild 6.4 zeigen. Die Wasserqualitäten an verschiedenen Stellen von Wasserverteilungssystemen (z. B. Hauseingang, Wasserspeicher usw.) können damit kontinuierlich gemessen werden. Die Echtzeit-Änderungen können gleichzeitig zusammengeführt und ausgewertet werden. Falls die gemessenen Werte einen bestimmten Grenzwert über- oder unterschreiten, kann das Smart Metering-System die verantwortlichen Personen direkt benachrichtigen. Die gesamte Historie der Messdaten kann dann entweder per Mobilfunkgerät oder per PC-Software eingesehen werden. Dies ermöglicht eine rasche, zeitnahe Antwort auf Veränderungen in dem Wassersystem, also die Möglichkeit, frühzeitig Maßnahmen zu ergreifen [6.2].

Bild 6.4: Schematische Darstellung eines smarten Wasserverteilungssystems [modifiziert nach 6.2]



6.3 Netzwerke und Datensicherheit

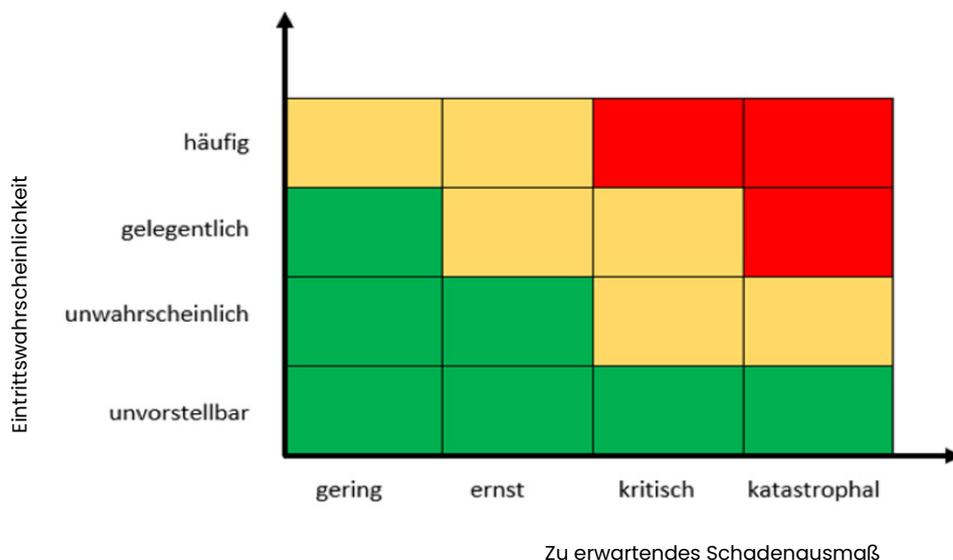
Sensoren und Aktoren werden verstärkt mit drahtgebundenen und drahtlosen Netzwerken verbunden und erzeugen Datenvolumina, die meist einer externen Speicherung zugeführt werden. Datenauswertungen erfolgen von verschiedenen Teilnehmern an verschiedenen Orten, oftmals über das Internet mit mehr oder weniger starken Sicherheitsvorkehrungen. Der Datensicherheit kommt besondere Bedeutung zu, da Cloud-Dienstleistungen und drahtlose Vernetzung hohe Sicherheitsrisiken darstellen. Eine Cybersecurity-Prüfung wird für jede Installation empfohlen, damit unsichtbare Zugriffe verhindert werden können und der externe Zugriff mit hohen Sicherheitseinschränkungen abgesichert wird. Dabei sind die Bereiche Datenverarbeitung, Auswertung, Archivierung und Löschung einzubeziehen. Diese Projektvorhaben sollten mit professionellen Netzwerkanbietern realisiert werden.

7. Risikomanagement

Ein Trend in der Qualitätssicherung, der bei Trinkwasserversorgern eine immer wichtigere Rolle spielt, ist das Risikomanagement. Die regulatorischen Bestimmungen orientieren sich an Konzepten wie „Hazard Analysis and Critical Control Points“ (HACCP) und den „Water Safety Plans“ (WSP) der Weltgesundheitsorganisation (engl.: World Health Organisation, WHO). Darin sind nicht mehr nur einzelne Grenzwerte für schädliche Stoffe und Organismen festgelegt, sondern auch tolerierbare Abweichungen („no abnormal changes“) und für die Wasseraufbereitung sogenannte Leistungsindikatoren (z. B. X-Log-Reduktion). Ein wichtiger Bestandteil dieser Konzepte sind die vordefinierten Maßnahmen, die bei kritischen Abweichungen zu treffen sind, um das Risiko möglichst gering zu halten, sowie der Anspruch stetiger Systemverbesserung zur Risikominimierung.

Die Erfassung von Einzelparametern, sei dies manuell oder automatisiert, kann aufgrund von Erfahrungen in gleichartigen Projektansätzen erfolgen, wobei jede Trinkwasserverteilung oder jeder Betrachtungsabschnitt eine detaillierte Beurteilung der kritischen Punkte in Bezug auf eine Kontamination verlangt. Wie eine Risikoanalyse im Trinkwasser erfolgen muss, zeigen verschiedene Publikationen und wird hier im Detail nicht betrachtet – siehe hierzu u. a.: Leitfaden zum Risikomanagement [7.1].

Bild 7.1: Risikobewertungsmatrix (Punkte im roten Bereich werden als besonders kritisch angesehen, müssen mit Maßnahmen versehen und zwingend überwacht werden) [7.2]



Wichtig ist jedoch, die Einschätzung der Bedrohung durch die verschiedenen Einflussfaktoren vorzunehmen und dabei die Eintrittswahrscheinlichkeit nicht zu optimistisch einzuschätzen. Dies sollte bevorzugt in einem interdisziplinär besetzten Team zum Thema Trinkwassergüte erfolgen. Nach der Einstufung und Zuordnung in einer Matrix sollte daraus das entsprechende Mess- und Maßnahmenkonzept abgeleitet werden. Die Risikobewertungsmatrix (siehe Bild 7.1) gibt einen guten Überblick über die Verteilung der Risiken [7.2]. Mittlere und hohe Risiken sollten engmaschig überwacht werden. Eine Multiparameter-Auswertung wird hier empfohlen, wobei die Eigenheiten jeder Trinkwasserverteilung/-Installation eigenständig betrachtet werden sollten. In Verteilungssystem ebenso wie in Gebäuden ermöglicht ein einheitliches und systematisches, prozessorientiertes Risikomanagement dem Betreiber, Risiken, die in den Prozessen der Trinkwasserinstallation auftreten können, zu minimieren. Die konsequente Umsetzung des WSP schützt die menschliche Gesundheit vor wasserbürtigen Gefährdungen durch eine für die jeweilige Trinkwasserinstallation individuelle Analyse und die Umsetzung von daraus hergeleiteten Maßnahmen zur Risikobeherrschung [4.5, 7.3].

8. Physikalisch-chemische Parameter und Einfluss auf die Wasserqualität

8.1 Klassifikation der Parameter

Für die kontinuierliche Überwachung der Wasserqualität spielen vorzugsweise sogenannte Standardparameter eine wesentliche Rolle, die in Prozessen der Trinkwasserversorgung typischerweise zum Einsatz kommen. Sie werden mittels physikalischer und chemischer Methoden erfasst und lassen zum Teil Rückschlüsse auf die mögliche mikrobielle Qualität des Trinkwassers bzw. auf mikrobielle Veränderungen im Trinkwasser zu [4.1]. Zu diesem Zweck kommen vor allem folgende Parameter in Betracht:

a. Physikalische Parameter:

- Färbung
- Fließgeschwindigkeit, Durchfluss und Druck
- Leitfähigkeit
- Spektraler Schwächungskoeffizient (SSK) / spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 nm und 436 nm
- Temperatur, PWC (engl.: potable water cold) und PWH (engl.: potable water hot)
- Trübung.

b. Chemische Parameter:

- Ammonium
- Desinfektionsparameter (z. B. Chlor/Chlordioxid)
- DOC (gesamter gelöster Kohlenstoff, engl.: dissolved organic carbon)
- Gesamthärte, Carbonathärte und Säurekapazität
- Nitrat
- pH-Wert
- Redoxspannung
- Sauerstoffgehalt.

c. Organoleptische Parameter:

- Geruch
- Geschmack.

Diese Parameter, mit deren Hilfe Aussagen über mögliche hygienische Zustände bzw. Zustandsänderungen und das Wachstumspotenzial von Mikroorganismen getroffen werden können, zeichnen sich durch folgende gemeinsame Eigenschaften aus:

- Die Parameter sind einfach zu bestimmen.
- Für alle physikalischen und chemischen Parameter ist Online-Messtechnik verfügbar.
- Veränderungen der Wasserqualität können quasi in Echtzeit an den Leitständen angezeigt werden; so können nach Überschreiten vorgegebener Schwellen-/Grenzwerte rechtzeitig Gegenmaßnahmen eingeleitet werden.
- Die Abstände für die Kalibrierung bzw. Justierung können in der Regel groß gewählt werden (30 bis 90 Tage).
- Die Kalibrierung bzw. Justierung ist einfach vor Ort durch den Betreiber oder im Labor durchführbar.
- Die Kombination verschiedener Einzelparameter kann genutzt werden, um eine Aussage über mögliche Ursachen der wasserchemischen bzw. mikrobiellen Veränderung des Trinkwassers zu treffen.

Die etablierte Nachweismethode für Bakterien ist seit über 120 Jahren die Kultivierung; es sind dementsprechend sehr viele Analysedaten verfügbar. Die Kultivierung stellt immer noch den

Goldstandard in der behördlichen Überwachung und bei den gesetzlichen Grenzwerten dar, wobei die Probenahmen und Analysen von akkreditierten Laboren durchgeführt werden müssen. Allerdings zeigt sich, dass für viele Anwendungen die Sensitivität und Selektivität ungenügend sind oder der Zeitbedarf groß ist. Außerdem wird die Beurteilung der Vitalität des Zellzustandes wie aktiv, VBNC oder tot immer wichtiger. Aus diesen Anforderungen ist ein breites Spektrum an Methoden und neuen Technologien entstanden, die es erlauben, schnellere und präzisere Analysen von Bakterien durchzuführen und rascher auf bakterielle Kontaminationen reagieren zu können. Die nachfolgende Übersicht zeigt Methodengruppen und deren Merkmale, wobei von Einzelparametern bis zu komplexen DNA/RNA-Methoden das ganze Spektrum erfasst wurde. Ziel ist es, Betreibern eine Orientierungshilfe an die Hand zu geben und damit Trinkwasseranwendungen besser überwachen und die Risiken minimieren zu können. Auf Nachweisgrenzen, Sensitivität und Selektivität spezifischer Fragestellungen oder Erfordernisse der einzelnen Methoden bzw. Produkte ist zusätzlich zu achten.

8.2 Beschreibung der Einzelparameter

Im Netz und in der Installation machen sich Auffälligkeiten oft durch plötzliche Änderung bei Parametern (siehe Kap. 2) bemerkbar. Verändern sich die Messwerte nur allmählich, so kann die Ursache hygienisch bedingt sein, aber auch in der Alterung des Messwertgebers liegen. Eine Alterung bedeutet nicht zwangsläufig den irreversiblen Verschleiß und Austausch der Komponente. Regelmäßige Instandhaltungsmaßnahmen gemäß der Herstellerangaben (z. B. visuelle Inspektion, Kalibrierung, Justierung, Wartung, Reinigung, Entfernung von Deckschichten oder Austausch von Membranen) verlängern die Lebensdauer der Messwertgeber in der Regel deutlich und sind für eine hohe Vertrauenswürdigkeit der Messwerte meist unerlässlich.

Diesen Parametern stehen die Kultivierungsmethoden zur direkten Bestimmung der Bakterienzahl bzw. zur Erfassung der biologischen Aktivität gegenüber. Sie dienen der Absicherung festgestellter Auffälligkeiten und werden insbesondere nach Spül- und Sanierungsmaßnahmen zur Freigabe von Versorgungsbereichen oder Leitungsabschnitten benötigt. Allerdings sind diese Methoden nur im Labor routinemäßig einsetzbar bzw. es wird für die behördliche Anerkennung nach TrinkwV ein akkreditiertes Labor benötigt. Darüber hinaus können von der Probenahme bis zum Vorliegen des Analyseergebnisses bis zu zehn Tagen vergehen (bei Legionellen) – ein Zeitraum, der zu lang ist, um mit gezielten Maßnahmen vor dem Überschreiten von Grenzwerten eingreifen zu können.

Durchströmung, Temperatur, Wasseraustausch und Nährstoffangebot sind wesentliche und stets zusammenwirkende Einflussgrößen auf die Trinkwasserökologie und damit auf die hygienisch-mikrobiologische Trinkwasserqualität. Der Wirkkreis der Trinkwassergüte fasst diese vier Stellgrößen visuell zusammen (siehe Bild 8.1). Für das Gesamtverständnis wirken mindestens diese Faktoren in der Trinkwasserinstallation zusammen und beeinflussen gemeinsam die hygienische Stabilität des Systems und somit die Trinkwassergüte. Die Wirkungen können gleichgerichtet und gegenläufig sein, wie Bild 8.1 verdeutlicht.

Bild 8.1: Wirkkreis der Trinkwassergüte (modifiziert nach [8.1, 8.2])

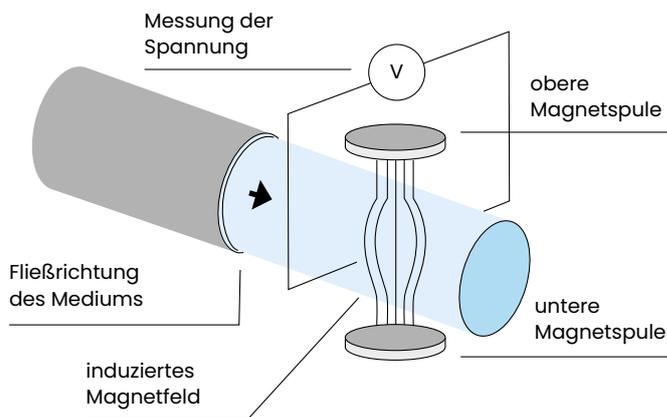


Fließgeschwindigkeit und Durchfluss

Eine aus trinkwasserhygienischer Sicht wichtige Größe ist die Dynamik der Wasserbewegung in der Trinkwasserinstallation. Sie ergibt sich aus Wasseraustausch und Durchströmung und kann durch die physikalischen Größen Strömungsgeschwindigkeit und Durchfluss beschrieben werden. Die grundlegende Bedeutung dieser Parameter für den Betrieb und die Auslegung von Trinkwasserinstallationen wurde in Kap. 5 ausführlich genannt.

Ein bewährtes Messverfahren für die Bestimmung des Durchflusses in Wasser ist das magnetisch induktive Messprinzip (siehe Bild 8.2). Es beruht auf dem sogenannten Faraday'schen Gesetz. Danach wird in einem elektrischen Leiter, der sich in einem Magnetfeld (idealerweise senkrecht zu den Magnetfeldlinie) bewegt, eine Spannung induziert, die proportional zur Bewegungsgeschwindigkeit des Leiters ist. Bei der Durchflussmessung liegt senkrecht zur Fließrichtung des Wassers (bewegter Leiter) ein Magnetfeld an. Die Spannung, die beim Fließen des Wassers durch das Magnetfeld durch Induktion entsteht, wird mithilfe zweier gegenüberliegenden Messelektroden ermittelt. Daraus lässt sich die Durchflussgeschwindigkeit bestimmen und mit dem Rohrleitungsquerschnitt das Durchflussvolumen errechnen.

Bild 8.2: Schematische Darstellung des Messprinzips der magnetisch induktiven Durchflussmessung



Druck

Neben dem Durchfluss ist auch der Druck eine sehr wichtige physikalische Größe für den hydraulisch korrekten Betrieb von wasserwirtschaftlichen Anlagen. So muss besonders im Leitungssystem der Trinkwasserverteilung immer ein konstanter Überdruck herrschen, um zu verhindern, dass Verunreinigungen (z. B. aus Stauwasser oder von Sickerwasser) in das Trinkwasser eindringen.

Für die Druckmessung von Flüssigkeiten stehen verschiedene Messverfahren zur Verfügung [8.3]. Ihre Gemeinsamkeit ist, dass die mechanische Verformung eines druckempfindlichen Sensorelementes in eine elektrisch messbare Größe umgewandelt wird. Dabei wird im Wesentlichen zwischen dem kapazitiven und resistiven Messprinzip unterschieden. Kapazitive Sensoren entsprechen in ihrer Funktionsweise einem Plattenkondensator, bei dem die druckinduzierte Änderung des Plattenabstandes eine Kapazitätsänderung hervorruft, die gemessen und ausgewertet wird. Im Vergleich hierzu fungiert bei resistiven Sensoren ein elektrischer Leiter als Sensorelement. Wird der Leiter verformt, ändert sich sein elektrischer Widerstand in Abhängigkeit vom anliegenden Druck.

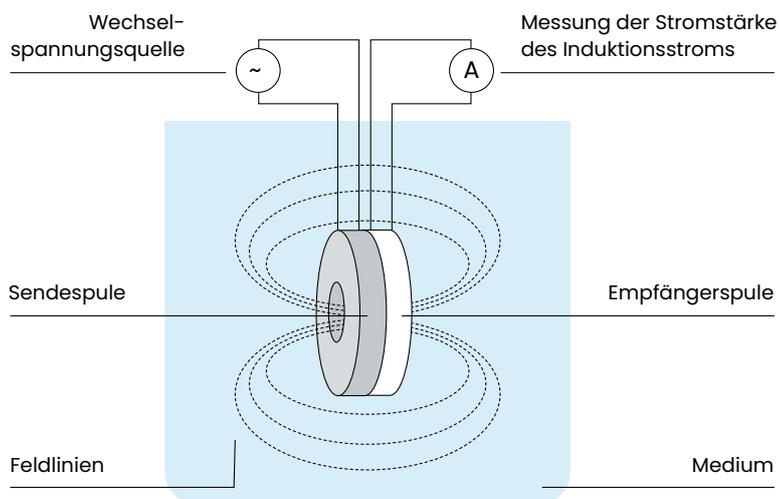
Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit ist ein Maß für den Salzgehalt wässriger Lösungen [8.4]. Sie beruht auf der Fähigkeit der im Wasser gelösten Ionen, elektrischen Strom zu leiten, und hängt u. a. von der Konzentration, der Art und der Ladung der gelösten Ionen ab. Die Leitfähigkeit ist eine summarische Größe, die keine Rückschlüsse auf die genaue Zusammensetzung des gemessenen Mediums zulässt. Allerdings können Änderungen im Mischungsverhältnis der einzelnen Ionen empfindlich erfasst werden.

Da es durch mikrobielle Stoffwechselaktivitäten zu einer Änderung der Ionenzusammensetzung von Trinkwasser kommen kann (z. B. Nährstoffe werden dem Wasser entnommen, Stoffwechselprodukte werden ins Wasser ausgeschieden), können mithilfe der Leitfähigkeitsmessung Rückschlüsse auf die mikrobielle Aktivität im Wasser gezogen werden. Grundsätzlich kann sich die Leitfähigkeit auch durch Korrosionsprozesse oder durch den Eintrag von Fremdwasser ändern. Nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV Anlage 3 Teil I) liegt in Deutschland der Grenzwert bei $2.790 \mu\text{S}/\text{cm}$ ($25 \text{ }^\circ\text{C}$).

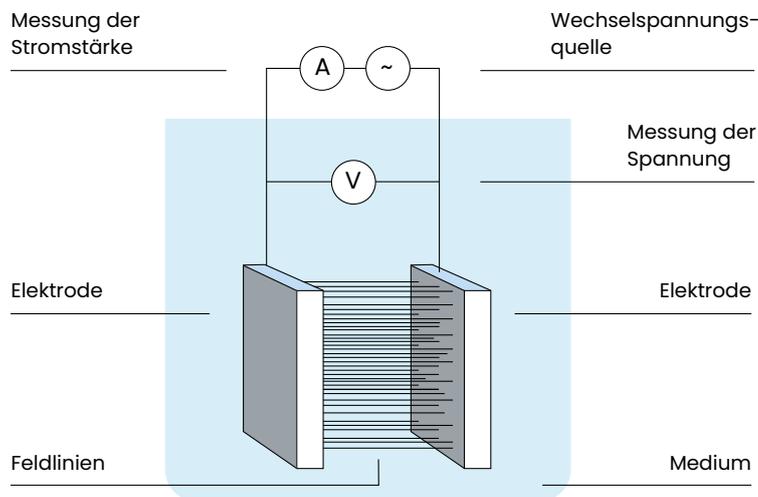
Für die Bestimmung der Leitfähigkeit wird das induktive und konduktive Messverfahren genutzt [8.5]. Wie in Bild 8.3 schematisch gezeigt, wird beim induktiven Messverfahren über die Sendespule ein wechselndes Magnetfeld angelegt, das im Medium einen Stromfluss induziert. Dieser wiederum führt in der Empfängerspule zu einem wechselnden Magnetfeld, das einen Induktionsstrom erzeugt, der gemessen, ausgewertet und als Leitfähigkeit ausgegeben wird.

Bild 8.3: Schematische Darstellung des Messprinzips der induktiven Leitfähigkeitsmessung (nach [8.5] modifiziert)



Beim kapazitiven Messfahren ist der Sensor wie ein Kondensator aufgebaut (siehe Bild 8.4). Wird an den Kondensatorflächen eine Spannung angelegt, entsteht ein elektrisches Feld, dessen elektrischer Widerstand vom Medium abhängig ist und gemessen wird. Der Widerstand ist indirekt proportional zur Leitfähigkeit des Medium, die als Messwert angezeigt wird.

Bild 8.4: Schematische Darstellung des Messprinzips der konduktiven Leitfähigkeitsmessung mit paralleler Elektrodenanordnung (nach [8.5] modifiziert)



Bei Leitfähigkeiten, die im Bereich des Trinkwassergrenzwertes liegen, sind grundsätzlich beide Messprinzipien einsetzbar. Induktive Sensoren sind allerdings gegenüber Ablagerungen und Verschmutzungen unempfindlicher. Im Vergleich zu induktiven Sensoren können konduktive Sensoren auch sehr niedrige Leitfähigkeiten zuverlässig erfassen, sodass bei Trinkwasseranwendungen mit Leitfähigkeiten $< 100 \mu\text{S}/\text{cm}$ bevorzugt konduktive Sensoren zum Einsatz kommen.

Spektraler Absorptions- bzw. Schwächungskoeffizient (SAK bzw. SSK) bei 254 nm und 436 nm, Färbung

Wasserinhaltsstoffe sind je nach ihrer chemischen Struktur in der Lage, Licht im ultravioletten und sichtbaren Spektralbereich mehr oder weniger stark zu absorbieren. Da dies vor allem für organische Verbindungen zutreffend ist, kann die Lichtabsorption als Maß für die im Wasser gelösten organischen Stoffe herangezogen werden. Dieser physikalische Parameter wird als spektraler Absorptionskoeffizient (SAK) bezeichnet. Die Messung des SAK-Wertes erfolgt typischerweise bei 254 nm (SAK254). Bei dieser Wellenlänge ist die Lichtabsorption vieler organischer Stoffe hoch, weshalb der Messwert immer ein Summensignal liefert und eine Unterscheidung einzelner Stoffe nicht möglich ist [8.6].

Bei der Messung von feststoffhaltigen Medien findet neben der reinen Lichtabsorption auch Streuung an Partikeln statt. Da die Partikelstreuung zum Messwert beiträgt, wird in diesem Fall vom spektralen Schwächungskoeffizienten (SSK) gesprochen.

Steigt der SAK254 im Trinkwasser in kurzer Zeit (innerhalb von Stunden) deutlich an, kann dies ein Hinweis auf Verschmutzungsereignisse sein (z. B. Leckagen und Eintrag von Fremdwasser/-stoffen). Der SAK254 kann somit als Indikator für die Wasserqualität dienen, bzw. die Erhöhung des SAK254 für deren Verschlechterung.

Oberflächenwässer weisen häufig organische Makromoleküle pflanzlichen Ursprungs, sogenannte Huminstoffe, auf, die an Feststoffen gebunden sind oder selbst als nicht lösliche Partikel vorliegen können. Ein Anstieg des SSK254 in einer Wasserprobe kann somit ein Hinweis auf einen zunehmenden Einfluss von Oberflächenwasser sein.

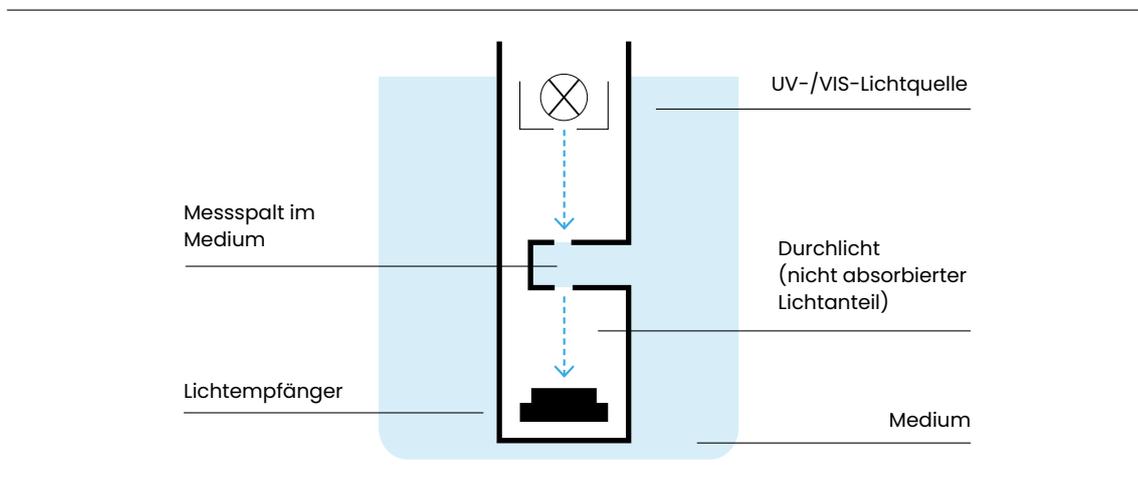
Nach DIN 2000 soll Trinkwasser farblos sein. Die Messung bei einer Wellenlänge von 436 nm erfasst die typisch gelben bis braunen Farbwerte von gefärbten Wässern [8.3]. Höhere Gehalte an organischen Substanzen führen zu einer teils intensiven Färbung (z. B. durch natürlich vorkommende Huminsäuren, mikrobielle Verunreinigungen oder auch Fäkalien im Grundwasser,

das zur Trinkwassergewinnung verwendet wird). Diese Substanzen können zudem Nahrungsgrundlage für Bakterien sein, die sich in der Trinkwasserinstallation befinden und dort ansiedeln können.

Langsame und über einen längeren Zeitraum stattfindende kontinuierliche Anstiege des SAK- oder SSK-Wertes müssen nicht unbedingt auf eine sich verändernde Wasserqualität hindeuten. Vielmehr liegt in solchen Fällen häufig eine Signaldrift des Messgerätes vor, die durch Belagsbildung auf optischen Bauteilen, Verschmutzung der optischen Fenster oder Lampenalterung hervorgerufen sein kann. Dies ist zu verifizieren, um Kontamination durch übermäßiges Biofilmwachstum auszuschließen.

Das Messverfahren zur Bestimmung des SAK bzw. SSK bei 254 nm bzw. 436 nm beruht auf der Messung der Lichtschwächung von UV-Licht von 254 nm bzw. sichtbarem Licht von 436 nm beim Durchgang des Lichtstrahls durch eine Wasserprobe bei definierter Weglänge [8.6].

Bild 8.5: Schematische Darstellung eines Sensors zur Bestimmung des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) durch Messung der UV-/VIS-Absorption



Vom Funktionsprinzip sind Messgeräte zur Bestimmung der Strahlungsabsorption entsprechend Bild 8.5 immer gleich aufgebaut. Der wesentliche Unterschied ist, dass Photometer (z. B. Filterphotometer) für eine bestimmte Wellenlänge ausgelegt sind, was den optischen Aufbau wesentlich vereinfacht. Spektralphotometer hingegen bieten die Möglichkeit, das gesamte Lichtspektrum im ultravioletten und sichtbaren Spektralbereich zu vermessen und eine Vielzahl von Wellenlängen für die Auswertung zu nutzen.

Temperatur

Der Parameter Temperatur ist aus trinkwasserhygienischer Sicht eine besonders kritische Größe und ein wichtiger Indikator für das Mikroorganismenwachstum. Bei Temperaturen über 20 °C zeigen sich ansteigende Bakterienzahlen. Diese nehmen über 55 °C, bzw. über 60 °C im Falle der Legionellen, wieder ab [8.7, 4.2]. Eine Bewertung des dynamischen Verlaufs der Trinkwassertemperaturen im kalten Trinkwasser (PWC) sowie im warmen Trinkwasser (PWH und PWH-C) bei Hausinstallationen sollte stets im Zusammenhang mit den Durchflusswerten erfolgen, da ein geringer Durchfluss das Aufwärmen (PWC) bzw. Abkühlen (PWH/PWH-C) begünstigt. Weitere Details über diese Zusammenhänge sind in Kap. 5 beschrieben.

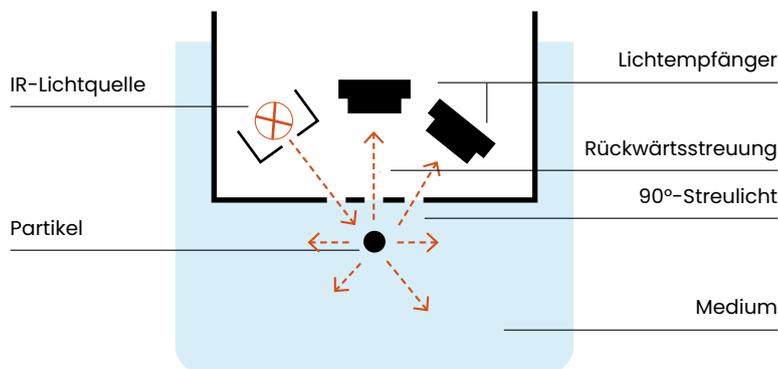
Hinsichtlich der Einhaltung der relevanten Betriebsparameter wird eine Überprüfung der Temperaturen bisher hauptsächlich im Rahmen der Routineprobenahmen sowie der Gefährdungsanalyse durchgeführt. Die entsprechenden Aufzeichnungen an repräsentativen Abschnitten des Trinkwassernetzes geben unmissverständlich Aufschluss über die vorhandenen Probleme und Ursachen eines eventuell vorliegenden Hygieneproblems im kalten sowie im warmen Trinkwasser.

Trübung

Auch die Trübung ist ein wichtiger Parameter zur Beurteilung aufkommender hygienischer Auffälligkeiten. Für einen direkten Nachweis einzelner Mikroorganismen im Trinkwasser ist das Trübungsmessverfahren jedoch nicht geeignet. Einzelne planktonische, also freischwimmende, Bakterien sind zu klein, um nennenswert Streulicht zu erzeugen. Vielmehr bewirken erst recht hohe homogene Konzentrationen von Mikroorganismen eine messbare Trübung, oder die Trübung wird heterogen durch größere Konglomerate wie abgelösten Biofilm verursacht. In Aggregaten von Biofilmen sind zahlreiche Mikroorganismen vergesellschaftet, die auch durch Desinfektion mit Chlor/Chlordioxid oder UV-Bestrahlung nicht mehr aus dem Wasser entfernt werden können.

Das Messverfahren (siehe Bild 8.6) beruht auf dem Prinzip der Streulichtmessung (auch nephelometrische Messung). Die Angabe des Messwertes erfolgt in der nephelometrischen Trübungseinheit NTU (engl.: nephelometric turbidity unit). Üblich ist auch die Angabe als FNU (engl.: formazine nephelometric unit), wenn die Streulichtmessung nach DIN EN ISO 7027-1 erfolgt und Formazin als Substanz für die Kalibrierung verwendet wird [8.8].

Bild 8.6: Schematische Darstellung eines Sensors zur Trübungsmessung basierend auf Messung des 90°-Streulichts bzw. der Rückwärtsstreuung



Das Vorhandensein von Bakterien kann also mit der Trübung des Wassers korrelieren. Einerseits können Bakterienzellen, abhängig von der Menge, als Trübung erfasst werden. Andererseits verursachen Partikel wie Sedimente, an die Bakterien anhaften können oder auch Partikel, die von Bakterien verstoffwechselt werden können, eine Trübung.

Die Intensität des Streulichts ist neben der Anzahl der Partikel auch abhängig von der Partikelgröße, deren Form, der Wellenlänge des eingestrahnten Lichts und dessen Winkel in Bezug auf den Sensor. Trübungswerte von Trinkwasser liegen üblicherweise im Bereich von 0,05 bis 0,5 NTU, diejenigen von Abwasser im Bereich von 100 bis 2.000 NTU.

Ammonium

Ammonium entsteht durch die mikrobielle Zersetzung von Proteinen (z. B. aus Nutztierexkrementen), aber auch beim Abbau von Aminosäuren aus jeglichem natürlicherweise in der Umwelt vorkommenden organischen Material. Es kann über den Boden in das Grundwasser gelangen. Ammonium kann daher als Verschmutzungsindikator dienen. Über bakterielle Nitrifikation kann das Ammonium im Wasser weiter zu Nitrat umgewandelt werden.

Als Messverfahren kommen im Wesentlichen zwei Möglichkeiten in Betracht [8.6]:

- Dies ist zum einen die Potentiometrie in ionenselektiven Sensoren, die mit einer auf Ammonium abgestimmten Membran ausgestattet sind. Je nach Ionengehalt stellt sich an der Membran eine Potenzialdifferenz ein, die gemessen und in die Ammoniumkonzentration umgerechnet wird.
- Ein sehr empfindliches und robustes Messverfahren stellt zum anderen die Photometrie dar. Dabei wird Ammonium durch eine chemische Reaktion in einen Farbstoff überführt, der photometrisch bestimmt werden kann. Die Farbintensität bzw. die gemessene Absorption ist ein Maß für den Gehalt an Ammonium in z. B. Trinkwasser. Da diese Methode den Einsatz von Reagenzien erfordert und apparativ aufwendiger ist als das ionenselektive Prinzip, sind für die photometrische Messung Analysatoren erforderlich. Das Messgut muss also dem Messgerät zugeführt werden.

Desinfektionsparameter

Der Einsatz chemischer Desinfektionsmittel gewährleistet die hygienisch-mikrobiologische Unbedenklichkeit des Trinkwassers. Die dafür zugelassenen chemischen Desinfektionsmittel sind nach Trinkwasserverordnung § 20 gelistet. Die Liste wird vom UBA geführt. Diese Desinfektionsmaßnahme bedingt eine Überwachung, die abhängig vom eingesetzten Mittel ist. Entsprechende Handlungsvorschriften und Leitfäden stehen für jedes in Deutschland zugelassene Verfahren zur Verfügung (siehe Kap. 3). In einer fachgerecht ausgeführten und betriebenen Trinkwasserinstallation sollte in der Regel kein Desinfektionsmitteleinsatz erforderlich sein. Wird zur Risikominimierung – abgestimmt mit dem Gesundheitsamt und meist temporär – Desinfektionsmittel zudosiert, so kann mit der laufenden Messung des Desinfektionsmittelverbrauchs die Veränderung der mikrobiologischen Kontamination festgestellt werden. Wo viele Bakterien vorhanden sind, erfolgt eine starke Zehrung, d. h. es wird nur noch wenig Desinfektionsmittel messbar sein. Der Vergleich zwischen dem Gehalt an Desinfektionsmittel an der Dosierstelle und an der Messstelle ergibt eine zuverlässige Aussage über die Qualität eines Trinkwassers. Eine generell gültige Korrelation zwischen Bakterienzahl und Desinfektionsmittel lässt sich aufgrund der verschiedenen örtlichen Wasserqualitäten und der Installationsverteilung nicht herleiten. Einzig Veränderungstrends können aus einer Messreihe im gleichen Gebäude abgeleitet werden.

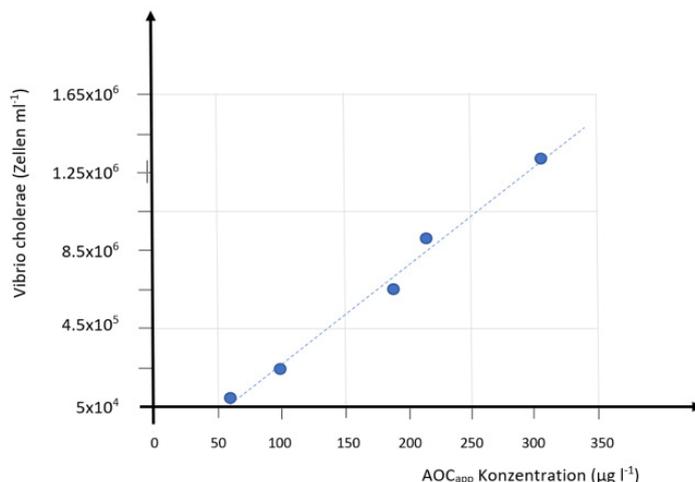
Zudem ist nicht für alle Desinfektionsmittel eine Dosierung mit Messung oder eine entsprechende Messtechnik vorgesehen oder vorhanden. Bei oxidierend wirkenden Desinfektionsmitteln kann statt der direkten Messung des eingesetzten Desinfektionsmittels als Anhaltspunkt die Veränderung des Redoxwertes des Wassers herangezogen werden. Eine Erhöhung des Redoxwertes nach der Dosierung von Desinfektionsmittel spricht für eine Zugabe, die die Zehrung übertrifft.

DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) und AOC (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)

Der DOC (engl.: dissolved organic carbon) entspricht definitionsgemäß der Summe der gelösten organischen Verbindungen in mg/l und ist damit eine Stoffmengenangabe für ein Gemisch von verschiedensten organischen Substanzen im Wasser. Ein gewisser Anteil des DOC wird auch als AOC (engl.: assimilable organic carbon) bezeichnet, da er für Bakterien als Nährstoff zur Verfügung steht. Der DOC ist als Konventionmethode definiert; es werden alle Verbindungen erfasst, die einen Membranfilter mit einer Porengröße von 0,45 µm passieren.

Messreihen mit verschiedenen Wässern zeigen, dass der AOC eine lineare Korrelation zum Bakterienwachstum hat und somit ein wichtiger Indikator für die Beurteilung der biologischen Stabilität im Wasser ist (siehe Bild 8.7). Die Korrelation zwischen der AOC-Konzentration und der Bakterienkonzentration von *Vibrio cholerae* erreicht beispielsweise in der stationären Phase von Chargenkulturen einen Korrelationswert von $r^2 = 0,98$ [8.9].

Bild 8.7: Korrelation AOC zu Vibrio cholerae-Bakterien [8.9]



Nach DIN EN 1484 beruht das Messverfahren zur Bestimmung des DOC auf der TOC-Messung (engl.: total organic carbon; gesamter organischer Kohlenstoff). Abweichend ist bei der DOC-Messung die Wasserprobe mit einem Filter der Porenweite 0,45 µm zu filtrieren, um zellgebundenen Kohlenstoff abzutrennen [8.10]. Die TOC-Messung beruht auf einem thermischen Aufschluss (ggf. katalytisch unterstützt) der Wasserproben und Nachweis des gebildeten Kohlenstoffdioxids mittels Infrarotspektroskopie. Da das Verfahren sehr aufwendig ist, wird v. a. bei Wässern mit geringem TOC-Gehalt der SAK als Ersatzgröße verwendet [8.6]. Da es sich hierbei um keine „echte“ DOC-Messung handelt, müssen neben den Vorteilen vor allem auch die Einsatzgrenzen der optischen Messung beachtet werden. Verglichen mit dem AOC wird der DOC oft bevorzugt als sogenannter Verkeimungsindikator herangezogen, da die Bestimmung des AOC nur mit hohem Aufwand durchzuführen ist.

Gesamthärte, Carbonathärte und Säurekapazität pH 4,3

Bei Kontakt von Wasser mit carbonathaltigen Gesteinen und Böden sowie in Grundwasserleitern stellt sich ein komplexes Gleichgewicht zwischen dem im Wasser gelösten Kohlenstoffdioxid, der gelösten Kohlensäure und ihren Anionen Hydrogencarbonat und Carbonat ein [8.11]. Ein Teil der Carbonate wird durch die Kohlensäure aufgelöst und setzt vor allem Hydrogencarbonat (HCO₃⁻) sowie Magnesium- und Calciumkationen frei. Auf diese Weise ergibt sich eine bestimmte Wasserhärte und Säurekapazität.

Die Summe der Konzentrationen der Erdalkalimetallkationen, die gelöst im Wasser vorhanden sind, wird als Gesamthärte bezeichnet. Demgegenüber stellt die Carbonathärte denjenigen Anteil der Erdalkalimetallkationen dar, der an Kohlensäure gebunden ist. Die Carbonathärte bedingt den Hauptteil der Gesamthärte von Wasser.

Die Säurekapazität ist ein Maß für die puffernde Wirkung (Pufferkapazität) von Wasser gegenüber Säuren. Verantwortlich für die Ausbildung der Pufferwirkung ist das Vorhandensein der im Wasser gelösten Hydrogencarbonate. Bei einem pH-Wert von 4,3 liegt etwa nur noch 1 % der gelösten Kohlensäure als Hydrogencarbonat vor. Die Säurekapazität bei pH 4,3 wird häufig als Synonym für die Carbonathärte verwendet.

Wenn hartes Wasser in der Trinkwasserinstallation erhitzt wird, kann es zur Ausfällung von sogenanntem Kesselstein (CaCO₃) an den Rohrwänden kommen. Darauf können sich Bakterien ansiedeln. Außerdem gelten Magnesium und Calcium als essenzielle Mineralstoffe für Mikroorganismen. Wie die Wasserhärte hat auch die Säurekapazität einen Einfluss auf das mikrobielle Wachstum in Trinkwasser.

Eine etablierte Methode für die Bestimmung der Gesamthärte ist die komplexometrische Titration. Dabei werden Calcium- und Magnesiumionen während einer Titration komplexiert

und die Komplexbildung mit einem Farbstoff verfolgt. Üblicher ist heute jedoch die Bestimmung mittels ICP-OES oder ICP-MS.

Die Carbonathärte bzw. die Säurekapazität bei pH 4,3 wird durch das Salzsäurebindungsvermögen (SBV) bestimmt. Dabei erfolgt eine Zugabe von verdünnter Salzsäure, bis sich der pH-Wert auf 4,3 eingestellt hat. Bei dieser Titration wird sowohl Carbonat als auch Hydrogencarbonat so gut wie vollständig in Kohlensäure umgewandelt. Der Säureverbrauch entspricht der Konzentration an Hydrogencarbonat und ergibt die Säurekapazität in mmol/l.

Nitrat

Nitrat, das Anion der Salpetersäure, ist in Wasser sehr gut löslich. Es wird als Mineraldünger in der Landwirtschaft eingesetzt und kann so über den Boden in das Grundwasser gelangen. Außerdem können Bodenbakterien durch oxidative Stoffwechselprozesse vorhandenes Ammonium in Nitrat umwandeln (Nitrifikation). Der Nitratgehalt ist ein wichtiger Parameter der Trinkwasserüberwachung und zur Beurteilung der Wasserqualität.

Für die Bestimmung des Nitratgehaltes stehen hauptsächlich zwei Messverfahren zur Verfügung. So lässt sich Nitrat wie Ammonium mit ionenselektiven Sensoren bestimmen. Die zweite Methode beruht darauf, dass Nitrationen im UV-Bereich eine starke Absorption besitzen und daher sehr einfach durch Messung der Licht-Absorption bestimmt werden können (siehe auch SAK). Für Trinkwasser eignet sich diese Methode oft besonders gut, da andere lichtabsorbierende Stoffe in der Regel nur in geringer Konzentration vorhanden sind. Grundsätzlich gilt aber, dass die Absorptionsmessung alle Stoffe erfasst, die bei der ausgewählten Wellenlänge Licht absorbieren.

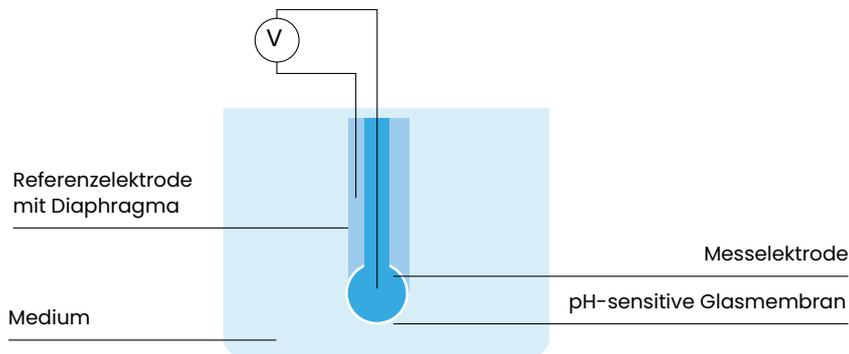
pH-Wert

Der pH-Wert ist ein Maß für die Konzentration an Wasserstoffionen (positiv geladene Protonen) in einem Medium. Diese bestimmen den sauren beziehungsweise basischen Charakter einer Lösung (pH < 7: sauer; pH = 7: neutral; pH > 7: basisch bzw. alkalisch). Im Allgemeinen hat Trinkwasser einen neutralen bis schwach alkalischen pH-Wert. Die gemessenen Werte bewegen sich meist zwischen 7,0 und 8,5. Gemäß der deutschen Trinkwasserverordnung sollte der pH-Wert von Trinkwasser zwischen 6,5 und 9,5 liegen.

Die weitaus meisten Bakterien bevorzugen einen pH-Wert im neutralen Bereich und finden daher in vielen Trinkwässern optimale Bedingungen vor. In dem für Trinkwasser empfohlenen pH-Bereich ist Mikroorganismenwachstum jederzeit möglich. Daher ist für die Überwachung des pH-Wertes weniger der absolute Wert von Bedeutung als vielmehr das Erkennen einer meist raschen pH-Wert-Änderung, die auf eine sich verändernde Wasserqualität hinweisen kann. Langsame Änderungen des pH-Wertes in eine Richtung können zudem durch eine Alterung der pH-Sonde verursacht sein.

Das Messverfahren zur Bestimmung des pH-Wertes beruht auf der Potentiometrie [8.12]. Es lässt sich anhand von Bild 8.8 einfach erläutern. Demnach erfolgt die Messung üblicherweise mit Einstab-Glaselektroden. In Abhängigkeit von der Wasserstoffionenkonzentration in dem Medium bildet sich an der Glasmembran eine Potenzialdifferenz aus. Diese wird mit einer Mess- und Referenzelektrode gemessen und zum pH-Wert in Beziehung gesetzt. Die Umrechnung basiert auf der sogenannten Nernst-Gleichung, die den linearen Zusammenhang zwischen der Potenzialdifferenz und dem pH-Wert beschreibt. Die pH-Messung ist grundsätzlich sehr exakt. Bei pH 12 wird z. B. eine Konzentration von 10^{-12} mol/l Protonen detektiert, was einer Massenkonzentration von 10^{-12} g/l entspricht.

Bild 8.8: Schematische Darstellung einer Einstabmesskette zur pH-Messung



Redoxspannung (engl.: oxidation reduction potential, ORP)

In einer wässrigen Lösung können neben oxidierend wirkenden Stoffen (z. B. Desinfektionsmittel) auch reduzierend wirkende Stoffe (z. B. Schmutz) vorliegen. Alle Stoffe tragen zur oxidierenden bzw. reduzierenden Eigenschaft des Mediums bei, weshalb eine gemessene Redoxspannung oder das Redoxpotenzial der Kapazität eines wässrigen Systems entspricht, Elektronen aufzunehmen oder abzugeben.

Generell ist die Redoxspannung ein anerkanntes Maß für die Abtötungsgeschwindigkeit von Bakterien durch oxidative Stoffe bzw. Desinfektionsmittel. Mit steigender Redoxspannung beschleunigt sich die Schädigung der Zellen. Die Vitalität von Bakterien hängt also stark von der vorherrschenden Redoxspannung ab. Durch mikrobiellen Stoffwechsel kann zudem die Redoxspannung eines Wassers verändert werden.

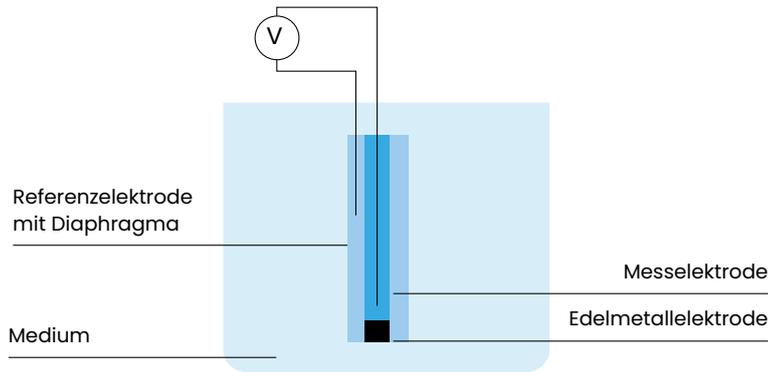
Die Redoxspannung ist als Summenparameter aller im Medium enthaltenen reduzierenden und oxidierenden Stoffe in ihrem Grundwert immer von der Ausgangssituation her zu beurteilen. Zum Beispiel weisen aufbereitete Trinkwässer eine Redoxspannung im Bereich von 650 bis 700 mV gegen die Silber-/Silberchloridelektrode auf. Dies entspricht dem festgelegten Wertebereich für den anzustrebenden Grundwert. Fällt die Redoxspannung auf ≤ 600 mV ab, reduziert sich die desinfizierende Wirkung, sodass die Abtötung der gleichen Zellanzahl längere Zeit benötigt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Redoxspannung als langzeitstabiler Messwert in der Trinkwasserversorgung sehr gut geeignet ist, die hygienische Stabilität eines Wassers zu beurteilen.

Wie Bild 8.9 zeigt, entspricht das Messverfahren für die Bestimmung des Redoxpotenzials dem der pH-Messung [8.12]. Der grundlegende Unterschied ist, dass das Sensorelement der Messelektrode inert sein muss, da es an Prozessen, die zur Einstellung des Redoxpotenzials führen, nicht beteiligt sein darf. Als Material wird daher oft Platin oder Gold verwendet.

Auch der pH-Wert des Mediums hat einen Einfluss auf die Redoxspannung. Daher ergänzen sich die beiden Parameter und die gemessenen Werte sollte immer gemeinsam betrachtet werden.

Bild 8.9: Schematische Darstellung einer Einstabmesskette zur Messung der Redoxspannung

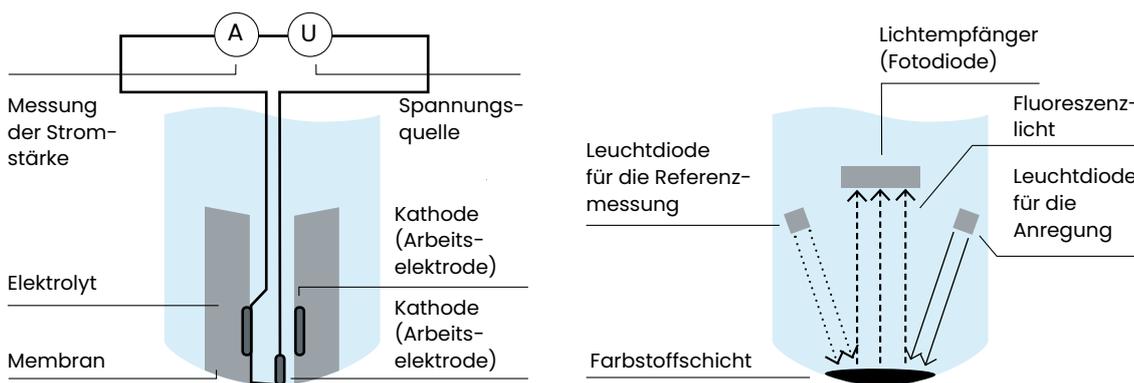


Sauerstoffgehalt

Die mikrobielle Zusammensetzung des Trinkwassers hängt einerseits von seinem Sauerstoffgehalt ab. Andererseits kann sich durch bakterielle Stoffwechselaktivitäten die Sauerstoffkonzentration des Wassers ändern (Zehrung).

Die Messung von Sauerstoff in wässrigen Medien ist mit elektrochemischen und optischen Messverfahren möglich [8.13]. Bei elektrochemischen Verfahren wird der Sauerstoff an einer Kathode durch chemische Reaktion umgesetzt (Reduktion). Dadurch entsteht ein zwischen der Kathode und einer Anode fließender Strom, der gemessen und in die Sauerstoffkonzentration umgerechnet wird. Elektrochemische Sensoren werden in galvanische und amperometrische Sensoren unterteilt. Sie unterscheiden sich u. a. in den Elektrodenmaterialien, in der Art des Elektrolyten und in der elektrischen Betriebsweise. Bild 8.10 zeigt exemplarisch den Aufbau eines amperometrischen Sauerstoffsensors.

Bild 8.10: Schematische Darstellung eines amperometrischen (links) und optischen (rechts) Sauerstoffsensors (nach [8.13] modifiziert)



Optische Sensoren nutzen das Prinzip der Fluoreszenz (siehe Bild 8.10). Ein spezieller Farbstoff, der in eine Membran eingelagert ist, wird durch Licht zur Fluoreszenz angeregt. Sauerstoff, der in die Membran diffundiert, hat die Eigenschaft, dass die Intensität der Fluoreszenz vermindert wird. Diese Änderung wird optisch erfasst und ist ein Maß für die Sauerstoffkonzentration in der Lösung.

Geruch

Bei stärkerer mikrobieller Belastung kann Wasser durch Abbauprodukte des bakteriellen Stoffwechsels unangenehm riechen. Die Bestimmung des Geruchsschwellenwertes TON (engl.: threshold odour number) erfolgt nach DIN EN 1622. Dabei ist TON definiert als Verdünnungsverhältnis, oberhalb dessen bei einer Probe kein Geruch wahrnehmbar ist. Geruchsfreies Wasser hat einen TON von eins.

Geschmack

Die Bestimmung des Geschmacksschwellenwertes TFN (engl.: threshold flavour number) erfolgt ebenfalls nach DIN EN 1622. TFN gibt das Verdünnungsverhältnis an, oberhalb dessen bei einer Probe kein Geschmack wahrnehmbar ist. Auch hier gilt, dass mikrobielle Abbauprodukte den Geschmack des Wassers abhängig vom Verschmutzungsgrad negativ beeinflussen können.

Ergänzende Hinweise zur Reproduzierbarkeit von Messwerten

Für alle hier vorgestellten Messmethoden gelten einige Grundsätze, die beim Einsatz von Messtechnik zu beachten sind. Diese Anforderungen sind Voraussetzung für das Erzielen repräsentativer, reproduzierbarer und nachvollziehbarer Messwerte:

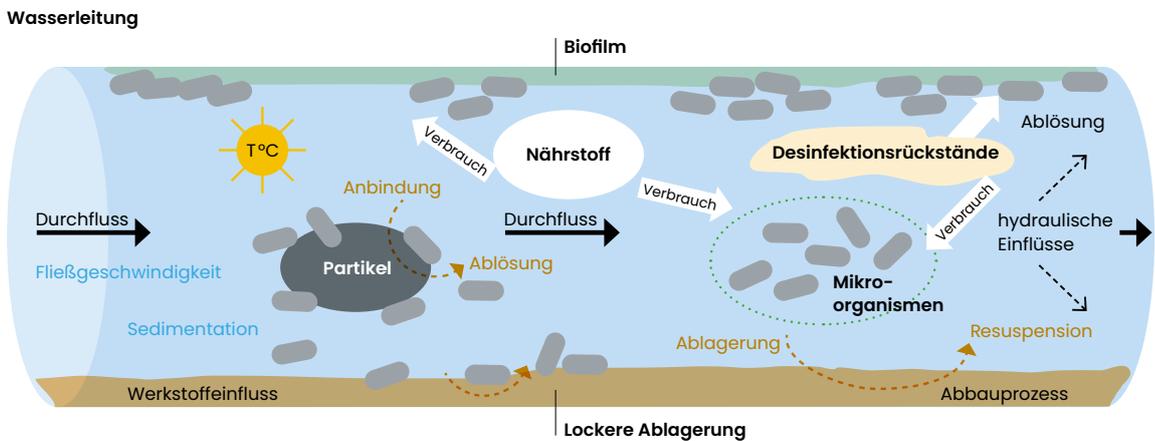
- Durchführung einer regelmäßigen Kalibrierung der Messgeräte. Die verwendeten Kalibrierstandards dürfen nicht überlagert, verunreinigt oder verdünnt sein. Messgeräte, Kalibrierstandards und zu messendes Trinkwasser müssen dieselbe Temperatur aufweisen.
- Regelmäßige Inspektion, Reinigung und Wartung der Messgeräte laut Vorgaben in der Betriebsanleitung.
- Ggfs. eine Justierung des Messgeräts durch den Hersteller vornehmen lassen.
- Die Messsonden müssen in korrekter Einbaulage (Eintauchtiefe, Wandabstände) eingerichtet sein.
- Die Anströmgeschwindigkeit muss im korrekten Bereich liegen.
- Vermeidung der Kondensation von Feuchtigkeit bei optischen Sensoren.
- Vermeidung der Gasblasenbildung durch Druckentspannung in der Messapparatur.

8.3 Zusammenhang zwischen Mikrobiologie und physikalisch-chemischen Parametern

Seit Jahrzehnten werden die Zusammenhänge zwischen Bakterienkonzentration (also Anzahl an Bakterien pro Volumen, als Gesamtzahl aller Arten oder auf bestimmte Spezies bezogen; quantitative Angabe) und Zusammensetzung des Mikrobioms (welche Spezies sind mit welcher relativen Abundanz miteinander vergesellschaftet; qualitative Angabe) auf der einen Seite und die physikalisch-chemischen Parametern des Wassers auf der anderen Seite wissenschaftlich untersucht. Die bedeutenden Parameter sind hier z. B. Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxspannung. In diesem Abschnitt stellen wir wissenschaftliche Erkenntnisse über die angesprochenen Zusammenhänge vor.

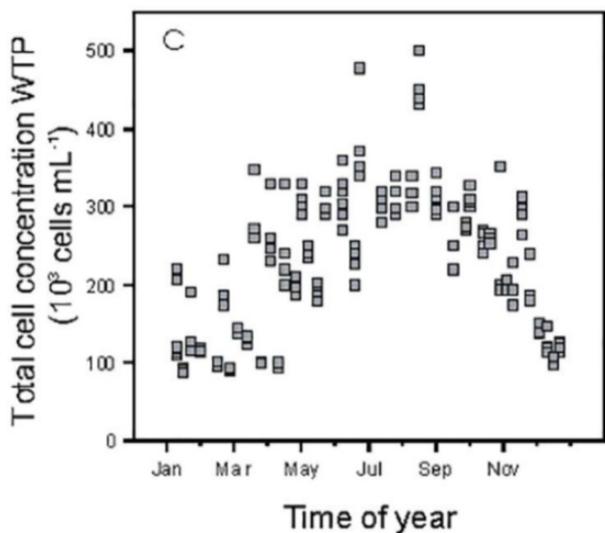
Überleben und Wachstum von Mikroben sind komplexe Prozesse, die vom Zusammenspiel vieler variabler Faktoren abhängen. Diese Faktoren sind z. B. Temperatur, Rohrleitungsmaterialien, Verfügbarkeit von Nährstoffen im Trinkwasser und der Oberflächen in Kontakt mit Trinkwasser, Alter des Wassers (Stagnation), Nutzerverhalten sowie ggf. Art und Konzentration von Desinfektionsmittel bzw. deren Rückstände im Trinkwasser, wie in Bild 8.11 illustriert.

Bild 8.11: Schematische Darstellung von Einflüssen (Nährstoff, Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Werkstoffe, Partikeln usw.) auf Biofilmbildung und Ablösung von Mikroorganismen in Wasserleitungen



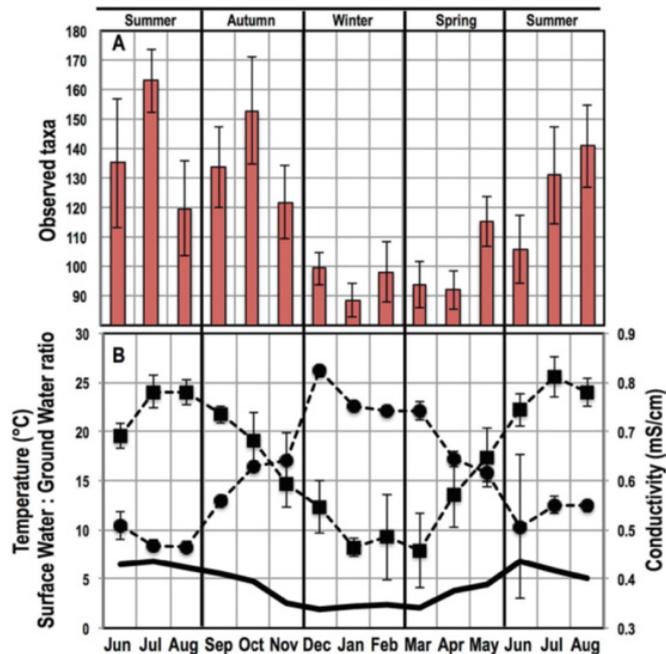
Es ist bekannt, dass in Trinkwässern aus Oberflächenwässern und in Wasserverteilungsnetzen große saisonale Schwankungen der mikrobiellen Trinkwasserqualität auftreten (siehe z. B. Bild 8.12 und Bild 8.13). Mehrere Umwelt- und Prozessparameter können die Veränderungen in der bakteriellen Gemeinschaftsstruktur zu verschiedenen Zeiten des Jahres erklären [4.2]. Es wurde festgestellt, dass das bakterielle Wachstum bei erhöhten Wassertemperaturen und in Proben mit mehr Nährstoffen (v. a. Kohlenstoff, Phosphor, Silikat, anorganischer Stickstoff, Sulfat, Eisen, Mangan) höher ist. Die mikrobiologische Qualität und biologische Stabilität des Trinkwassers kann sich durch verschiedene Einflüsse ändern und das Ausmaß dieser Änderungen hängt von der Wassertemperatur, der Wasserquelle, der Strömungsgeschwindigkeit und der Art der Wasseraufbereitung ab. Darüber hinaus könnten Unterschiede in den primär wachstumslimitierenden Nährstoffen in verschiedenen Wasserquellen zur biologischen Instabilität im Netzwerk beitragen [8.14–8.15].

Bild 8.12: Einfluss der Saisonalität auf die Gesamtzellzahl [8.16]



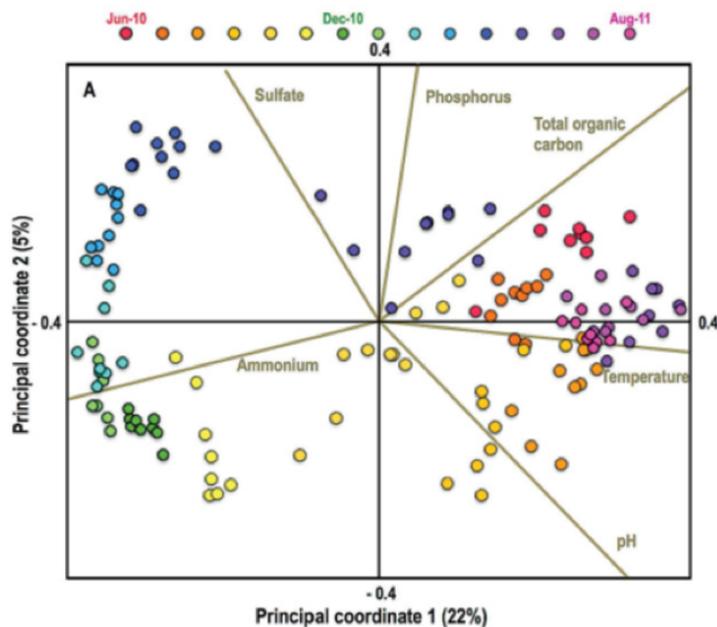
Mehrere Parameter beeinflussen die relative Häufigkeit von Bakterien in Bakteriengemeinschaften. Ebenso übt eine Kombination aus Prozessparametern (z. B. pH-Wert, Leitfähigkeit) und Umgebung (Temperatur, Substratzusammensetzung usw.) einen saisonalen Einfluss aus. Bild 8.13 zeigt exemplarisch, dass sowohl die Leitfähigkeit als auch die Wasserherkunft (Verhältnis Oberflächen- zu Grundwasser) das Mikrobiom verändern.

Bild 8.13: Zeitliche Veränderung der Komplexität des beobachteten Mikrobioms, gemittelt über die Probenahmestellen innerhalb jedes Monats (A), korreliert mit der Wassertemperatur (schwarze Quadrate), der Leitfähigkeit (schwarze Kreise) und dem Verhältnis von Oberflächenwasser zu Grundwasser (glatte schwarze Linie) [8.17]



Die meisten Einflussgrößen der Wasserchemie technischer Systeme werden durch Jahreszeiten oder betriebliche Veränderungen (Aufbereitungsprozess) beeinflusst. Es hat sich gezeigt, dass saisonale Temperaturänderungen einen starken Einfluss auf die Gesamtbakterienzellkonzentration in Wassersystemen haben (siehe Bild 8.12), [8.16, 8.17, 8.18-8.20]. Nicht nur die Gesamtzellzahl wird saisonal beeinflusst, auch die Zusammensetzung des Mikrobioms. Interessanterweise sind diese saisonalen Veränderungen auch mit anderen Prozess- oder Umweltparametern verknüpft (siehe Bild 8.14). Zum Beispiel ist im Sommer die Wassertemperatur der einflussreichste Parameter, während im Herbst die pH-Änderungen dominant werden, und im Winter zeigt die Substratzusammensetzung einen vorherrschenden Effekt.

Bild 8.14: Hauptkoordinatengrafik Umwelt- und Prozessparameter mit signifikanter Pearson-Korrelation zur zeitlichen Variabilität der bakteriellen Gemeinschaftsstruktur¹



Es wurde festgestellt, dass Parameter wie Temperatur, pH-Wert, Ammonium-, Sulfat- und Phosphatkonzentration, gelöste organische Kohlenstoff (DOC) oder assimilierbarer organischer Kohlenstoff (engl.: assimilable organic carbon, AOC) unterschiedliche Auswirkungen in Abhängigkeit der Jahreszeit haben können [4.2, 8.14, 8.22].

Die zeitlichen Beziehungen zwischen der Zusammensetzung oder Struktur des Mikrobioms und den Wasserqualitätsparametern stimmen mit den Veränderungen der meisten Parameter überein, die aufgrund von absichtlichen Prozessänderungen (pH, Ammonium, Phosphat) und denen, die aufgrund von Umweltbedingungen (Temperatur, gesamter organischer Kohlenstoff, Sulfat) variieren. Das Wasser im Verteilungsnetz ist dann in ähnlicher Weise betroffen. Der mittels Kultivierung bestimmte mikrobiologische Indikator-Parameter heterotrophe Bakterien bzw. die „allgemeine Koloniezahl“ (heterotropher Bakterien) (engl.: heterotrophic plate counts, HPC) ist dabei nicht immer in der Lage, diese Veränderung anzuzeigen, da unterschiedlichste heterotrophe Bakterien im Mikrobiom mit gleicher Intensität auf Platte wachsen und der Parameter nicht zwischen verschiedenen Arten unterscheidet [8.23].

In einer anderen Studie beispielweise wurden fünf Messgrößen für den Mikroorganismengehalt hinsichtlich ihrer Quantifizierbarkeit und Variabilität in der Verteilung verglichen: Gesamt- (engl.: total cell count, TCC) und intakte Zellzahlen (engl.: intact cell count, ICC), Gesamt- und intrazelluläre ATP-Konzentrationen sowie HPC. Es wurde festgestellt, dass intrazelluläre ATP- und intakte Zellzahlen signifikante negative Korrelationen mit der Desinfektionsmittelkonzentration aufwiesen [8.24]. Weiterhin wurde gezeigt, dass sowohl die Wasserqualität als auch die bakterielle Aktivität und Änderungen in der Zusammensetzung der zugeführten Nährstoffe beeinflusst wurden. Die mikrobiellen Wasserqualitätsparameter reagierten jedoch nicht so schnell und direkt auf Änderungen des Nährstoffangebotes wie die physikalisch-chemischen Parameter Nitrat, chemischer und biologischer Sauerstoffbedarf usw.

¹ Die Hauptkoordinatengrafik wird konstruiert mit der Bray-Curtis-Abstandsmetrik. Die Datenpunkte sind nach Monat eingefärbt und die Legende befindet sich über dem Diagramm. Umwelt- und Prozessparameter mit signifikanter Pearson-Korrelation ($P < 0,000001$) mit einer der beiden Hauptachsen werden hier angezeigt [8.21].

Es können verschiedene Einflüsse der betrachteten Parameter unterschieden werden: Einfluss auf die An-/Abwesenheit von Mikroben oder Einfluss auf die relative Zusammensetzung des Gesamtmikrobioms, das wiederum nachweislich einen Einfluss auf das Vorhandensein von opportunistischen Krankheitserregern (OP) hat. Tabelle 8.1 fasst die Einflüsse der Parameter auf die Gesamtorganismenzahl (Bakterienkonzentration) und auf die Zusammensetzung des Mikrobioms (Bakterienspezies) aus Praxiserfahrungen zusammen.

Tabelle 8.1: Einschätzung zum Einfluss ausgewählter physikalisch-chemischer Parameter auf die Bakterienkonzentration und auf die bakterielle Zusammensetzung des Mikrobioms im Trinkwasser (Literaturlauswertung der in Kap. 8 genannten Literatur)

Parameter	Einfluss auf Bakterienkonzentration	Einfluss auf Zusammensetzung des Mikrobioms
Stagnation ^{a)}	+++	++
Temperatur	+++	+++
pH	+	++
Redoxspannung	++	++
Leitfähigkeit	+	+
Trübung	+++	+
AOC	+++	++
Nitrat ^{c)}	++	+
Chlorid ^{b)}	+	+
Phosphat ^{c)}	+	+
Sulfat ^{c)}	+	++
Ammonium ^{c)}	++	+
Magnesium/Calcium ^{d)}	++	+
Eisen und Mangan ^{c)}	++	+
Sauerstoff	++	++
Weitere metallische Inhaltsstoffe wie Pb/Cr/Ni/Mb/Cu/Zn/	+	++
Wasserherkunft (Grundwasser, Oberflächenwasser usw.)	+ ^{e)}	++

Legende: +++ = starker Einfluss, ++ = bedeutender Einfluss, + = geringer Einfluss, / = kein signifikanter Einfluss bekannt

- a) Bakterienkonzentration ist abhängig von der Fließzeit an der Zapfstelle
- b) Höhere Chloridgehalte können das Bakterienwachstum begünstigen
- c) Solange die Werte innerhalb der Grenzen der TrinkwV liegen, kein merklicher Einfluss aber bei Überschreitung
- d) Inkrustationen von Ca/Mg-Carbonaten bilden eine Aufwuchsfläche für Bakterien
- e) Abhängig vom gewählten Aufbereitungsverfahren

Es besteht generell eine komplexe Wechselbeziehung zwischen den wasserchemischen Parametern, die eher auf einen kooperativen als auf einen individuellen Einfluss auf das Mikrobiom hinweist. Die Zusammensetzung des Mikrobioms in der Wasserchemie und das Auftreten von OP scheinen in einem komplexen Zusammenhang zu stehen. Zum Beispiel sind Legionellen säuretolerant (sie können z. B. für kurze Zeit einem pH-Wert von 2,0 ausgesetzt werden) und können in Naturquellen mit einem pH-Wert im Bereich von 2,7 bis 8 gefunden werden [8.25]. Studien haben bestätigt, dass die Lebensfähigkeit von Legionella pneumophila bei höheren pH-Werten reduziert ist. Im Gegensatz dazu begünstigen hohe pH-Werte eher Amöben, in denen die Legionellen sich intrazellulär vermehren. Auch die trinkwasserrelevanten Krankheitserreger Pseudomonas sind mit höheren pH-Werten assoziiert [8.26]. Weiterhin wurden in einer Studie Sphingomonas spp. und Pseudomonas spp. als dominante Bakterien gefunden, die mit Schwebstoffen und suspendierten Partikeln (engl.: total suspended solids, TSS) assoziiert sind.

Bild 8.15: Pearson-Koeffizient für verschiedene Mikroorganismen in Abhängigkeit von Wasserparametern, exemplarisch für die Studie von [8.27]

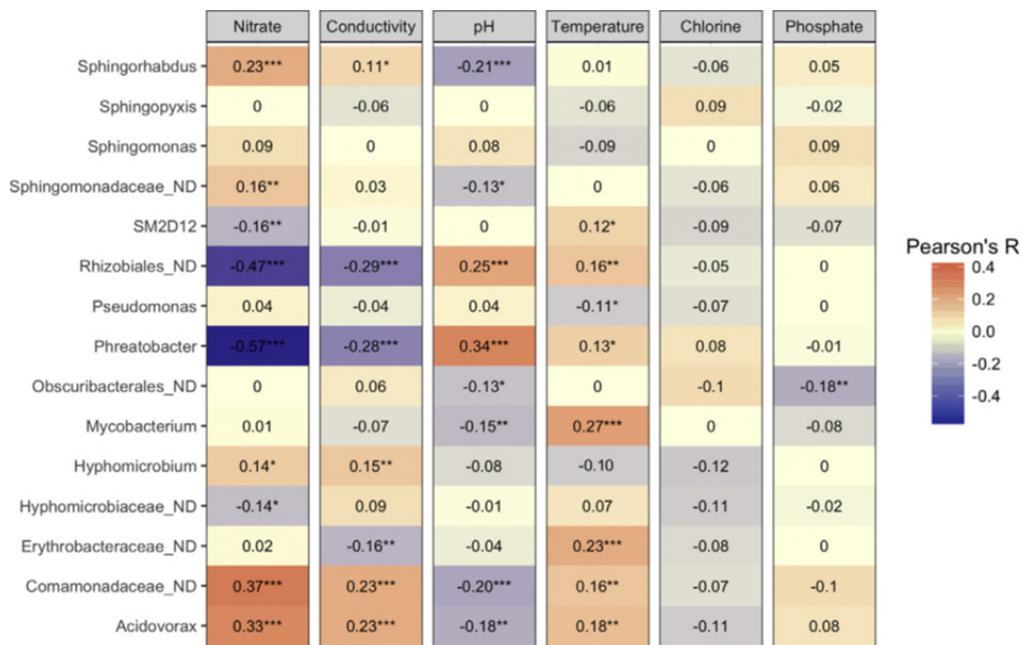
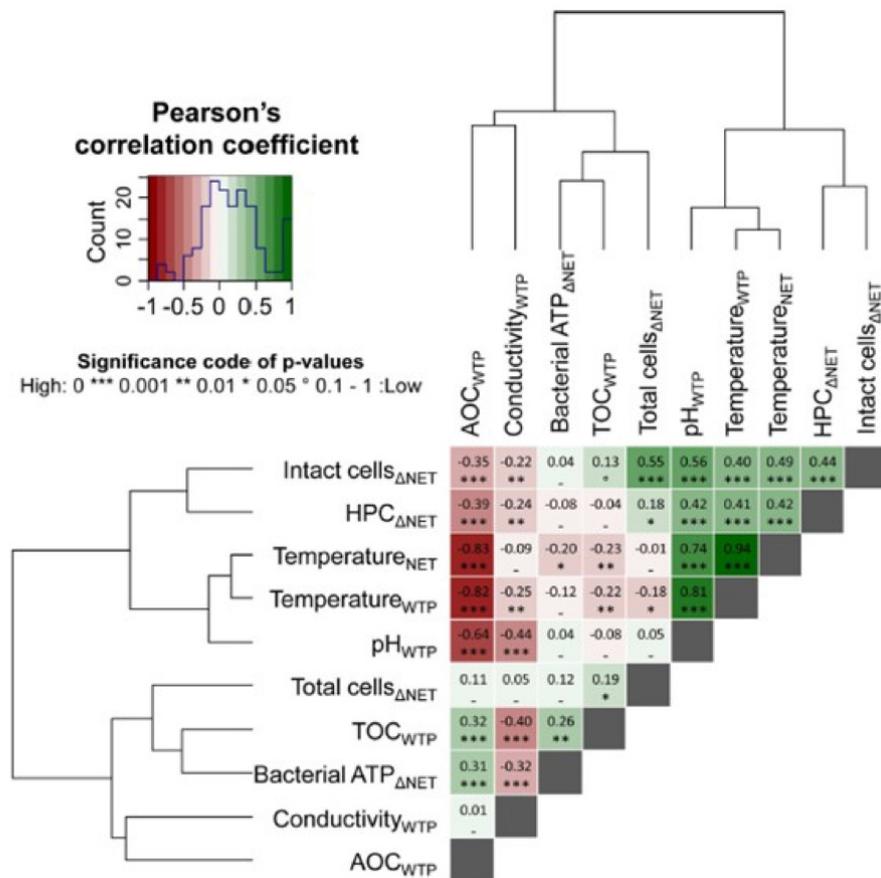


Bild 8.15 zeigt exemplarisch lineare Beziehungen zwischen mehreren Parametern. Der Pearson-Koeffizient zeigt die linearen Zusammenhänge zwischen wasserchemischen Parametern und dem Vorhandensein bestimmter Bakterien innerhalb eines Probenkollektivs an. Die Sternbewertung hängt vom Signifikanzniveau (P-Wert) ab (***) = $P < 0.001$, ** = $P < 0.01$, * = $P < 0.05$, - = $P > 0.05$) [8.27]. Der Pearson-Koeffizient zeigt, dass jede Bakterienart eine spezifische Empfindlichkeit auf die verschiedenen wasserchemischen Parameter hat. Zum Beispiel zeigt die Tabelle, dass Mykobakterien in dieser Studie bzw. in dem analysierten Probenkollektiv eine lineare positive Abhängigkeit von der Temperatur und eine lineare negative Abhängigkeit vom pH-Wert haben, während Pseudomonas eine schwache negative lineare Korrelation mit der Temperatur zeigen. Phreatobacter haben eine lineare positive Abhängigkeit mit dem pH-Wert, dafür eine negative lineare Abhängigkeit mit der Leitfähigkeit und dem Nitratgehalt. Mit anderen Worten, Phreatobacter wird hier mit erhöhtem pH-Wert, verminderter Leitfähigkeit und verringerter Nitratkonzentration gegenüber den anderen Arten des spezifischen Mikrobioms begünstigt.

Weiterhin kann auch gezeigt werden, wie Parameter miteinander korreliert sein können. Bild 8.16 zeigt den Pearson-Koeffizienten (r) für die Beziehung zwischen Paaren von Parametern exemplarisch für die Untersuchung eines chlorfreien Wasserverteilungssystems für die Teilstichproben chlorfreies Trinkwasser, Trinkwassernetz (Δ NET) und dazu gehörende Wasseraufbereitungsanlage (WTP) (Wasser von Oberflächenwasser gewonnen). Die Gesamtzellzahl mit FCM (total + intakt), ATP, HPC, TOC, pH und Leitfähigkeit sind in Vergleich gebracht geworden. Ein positiver Spearman-Koeffizient (Rang-Korrelation) zeigt eine monotone (nicht notwendigerweise lineare) Veränderung zwischen den beiden betrachteten Variablen an.

Bild 8.16 zeigt zum Beispiel, dass die Temperatur eine signifikante negative Korrelation mit AOC (engl.: assimilable organic carbon) ($r = -0.83$) und TOC ($r = -0.23$) und eine positive Korrelation mit dem pH-Wert ($r = 0.81$) hat. Der pH-Wert wiederum ist stark negativ mit AOC ($r = -0.64$) und Leitfähigkeit ($r = -0.44$) korreliert. So kann auch z. B. gezeigt werden, dass das relative Ausmaß des Bakterienwachstums im Wasserverteilungsnetz ($HPC_{\Delta NET}$) invers mit den AOC-Konzentrationen nach der Wasseraufbereitung ($r = -0.39$) und positiv mit dem pH-Wert und der Wassertemperatur in Aufbereitungsanlage und Verteilungsnetz korreliert ($r = 0.42$).

Bild 8.16: Pearson-Koeffizient zwischen einer Auswahl von Parametern von einem chlorfreien Wasserverteilungssystem [8.16]. Δ NET: Trinkwassernetz; WTP: Wasseraufbereitungsanlage (Water Treatment Plant), Datenbasis: zwei Jahre, 184 Wasserproben

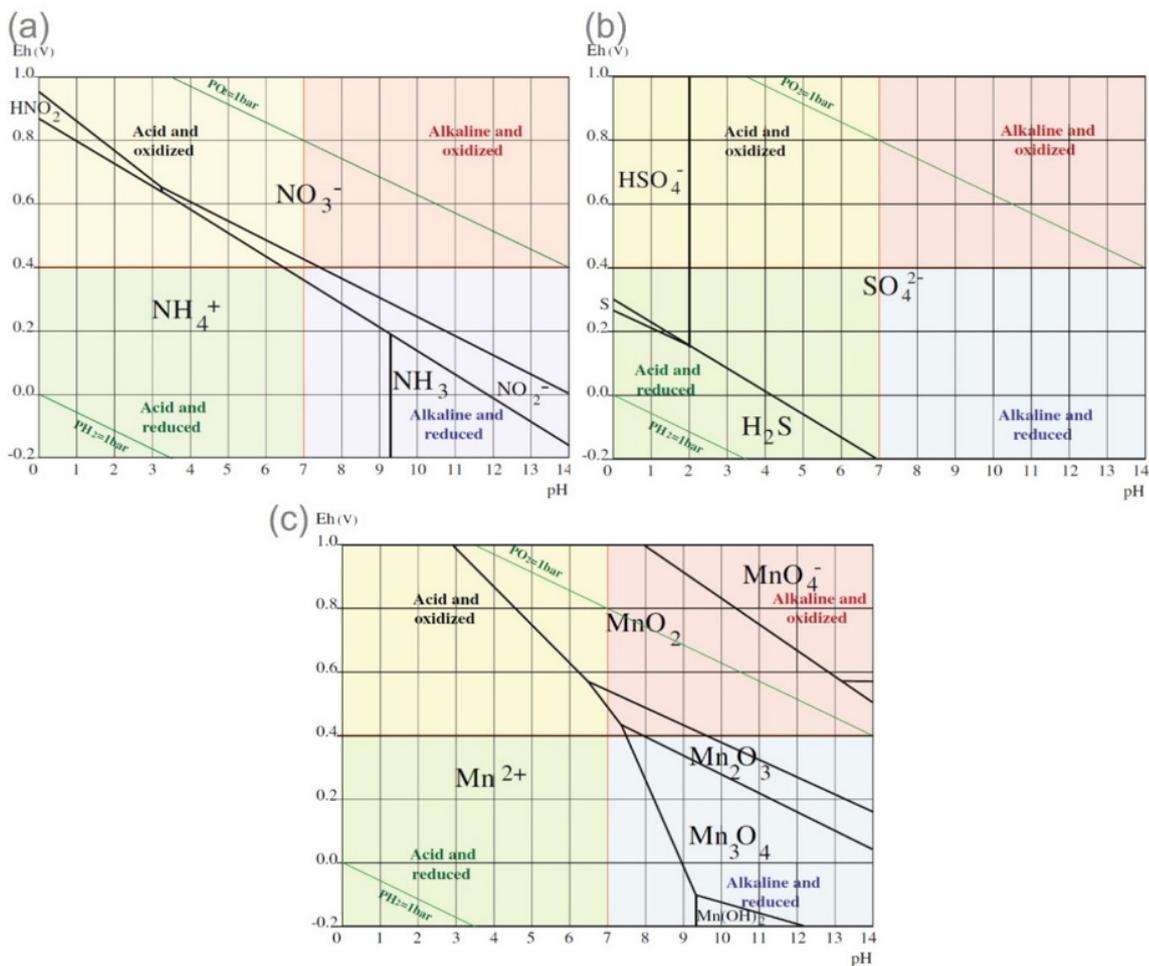


Die Konkurrenz zwischen Bakterienarten ist ein komplexes Wechselspiel, das von der Nährstoffzusammensetzung und deren Verfügbarkeit im Wasser, physikalisch-chemischen Parametern wie Temperatur oder pH-Wert und den spezifischen Fähigkeiten der einzelnen Arten gesteuert wird. Die Wirkung des pH-Wertes auf mikrobielle Prozesse ist im Allgemeinen indirekt, da der pH-Wert viele andere geochemische Parameter beeinflusst. Der pH-Wert kann eine wichtige Rolle bei der Steuerung der Diversität und taxonomischen Zusammensetzung mikrobieller Gemeinschaften spielen.

Beide Studien weisen darauf hin, dass mit Online-Messtechnik detektierbare Parameter bzw. deren Änderung Vermutungen über das potenzielle relative Risiko im Vorkommen bestimmter Pathogener zulassen. Bei bekanntem Ausgangsmikrobiom erlauben sie sogar eine bedingte Aussage über die vermutliche hygienisch-bakteriologische Qualitätsänderung im Wasserkörper.

Pourbaix-Diagramme (auch **Potential-pH-Diagramm**) sind eine grafische Darstellung von Reduktionspotenzialen von Halbreaktionen, jeweils für die verschiedenen Oxidationsstufen eines Elements, in Abhängigkeit vom pH-Wert. Die Linien im Diagramm (siehe Bild 8.17) stellen die Übergänge der einzelnen Zustandsformen dar. Die Diagramme sind für eine Temperatur von 25 °C und eine Konzentration von 1 mol/l erstellt. Sind der pH-Wert und die Redoxspannung eines Wassers bekannt, dann kann im Pourbaix-Diagramm abgelesen werden, in welcher Oxidationsstufe ein Element im Wasser vorliegt. Oberhalb der Linien ist die oxidierte Form stabil und unterhalb der Linien ist es die reduzierte Form.

Bild 8.17: Pourbaix-Diagramm von (a) Stickstoff, (b) Schwefel und (c) Mangan [8.28]



Gelöster Sauerstoff (engl.: dissolved oxygen, DO) und Redoxspannung (engl.: oxidation reduction potential, ORP) charakterisieren die Wasserherkunft. Sauerstoffarme Grundwasserproben weisen die niedrigsten DO- und ORP-Werte auf. Die Redoxspannung des Trinkwassers wird durch das Vorhandensein von oxidierend wirkenden und reduzierend wirkenden Bestandteilen (z. B. Eisen, Chlor und Sauerstoff) charakterisiert und kann auf das Vorhandensein von Desinfektionsmitteln und die Korrosionsneigung der Materialien des Wasserverteilungssystems hinweisen. Die Redoxspannung spiegelt Bedingungen wider, die das Wachstum des Biofilms und die Entfernung von Eisen und Mangan beeinflussen. Wasserparameter wie pH-Wert und Temperatur haben einen großen Einfluss auf die Redoxspannung. Wasser, das aus Böden mit hohen Fe- und Mn-Gehalt stammt, zeigt niedrige Redoxspannungen, was auf eine stärker reduzierende Umgebung hinweist. Dies spiegelt sich im Allgemeinen auch in neutraleren pH-Werten und höheren DOC-Werten wider, was wiederum auf den Einfluss der Geochemie des Grundwassers hinweist [8.29, 8.30]. Dies beeinflusst das gesamte Mikrobiom, indem es Bakterienarten selektiert, die durch das Vorhandensein bestimmter Elemente (Fe, Mn, S usw.) begünstigt werden. Das Vorhandensein dieser Bakterien kann opportunistische pathogene Bakterien entweder begünstigen oder mit ihnen konkurrieren. Die kontinuierliche Überwachung der Redoxspannung ist wertvoll für die Verfolgung der bakteriellen Stoffwechselaktivitäten von Bakterien. Es wurde gezeigt, dass die Redoxwerte ein Zeichen für eine veränderte Geochemie des Wassers sind, auf die Unterschiede im Zusammenhang mit der Wasserherkunft hinweisen und einen erheblichen Einfluss auf die unbehandelte Mikrobiota (Bakterienart und Wachstum) haben.

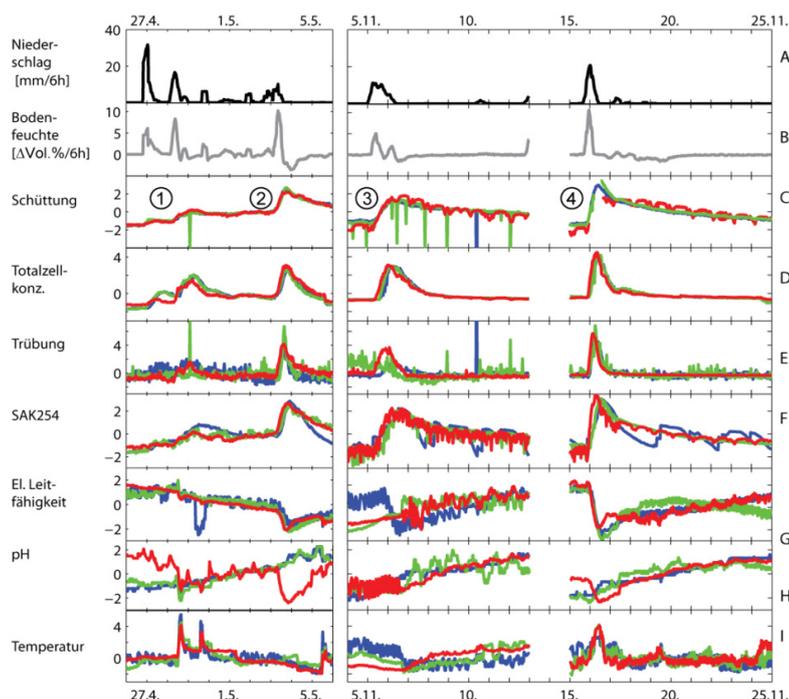
Niedrige Redoxwerte sind mit einer reduzierenden Umgebung verbunden, die oft mit einer Fülle von verschiedenen Nährstoffen und Metallen sowie einem hohen Anteil an organischem Kohlenstoff einhergeht [8.30]. Dies liegt darin begründet, dass Redoxspannung und pH-Wert gemeinsam die Stabilität verschiedener Elemente in bestimmten Oxidationsstufen (insbesondere auch Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Eisen) beeinflussen, und damit die Mikroorganismenzusammensetzungen. In ähnlicher Weise wird die Verfügbarkeit von Nährstoffen sowohl von Redoxspannung als auch vom pH-Wert stark beeinflusst (siehe z. B. Bild 8.16), und somit das Mikroorganismenwachstum (bzw. dessen Limitierung). Die biochemischen Kreisläufe vieler Haupt- und Spurenelemente werden durch Redoxreaktionen angetrieben. Beispiele hierfür sind Kohlenstoff (C), Makronährstoffe (Stickstoff (N), Schwefel (S)) und Mikronährstoffe (Eisen (Fe) und Mangan (Mn)). Darüber hinaus kann das biogeochemische Verhalten anderer nicht „redoxaktiver“ Elemente und Verbindungen indirekt an die Redoxreaktion natürlicher organischer Materie und mineralischer Phasen gekoppelt sein. Zum Beispiel sind redoxaktive funktionelle Gruppen mit Huminstoffen verbunden und mineralische Oberflächen können die Oxidation oder Reduktion von Ionen und Molekülen, einschließlich vieler organischer Verunreinigungen, weiter katalysieren.

Im folgenden Beispiel, gemessen an Schweizer Quellwasser, sind die Korrelationen zwischen physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Parametern zu erkennen. Verwendet wurde ein Online-Messsystem, bei dem mehrere Wasserparameter gleichzeitig und kontinuierlich erfasst wurden.

Zusammenhänge bei Quellwasser

Die Zusammenhänge durch Einfluss eines Niederschlagsereignisses bei Quellwasser zeigt Bild 8.18. Die Niederschlagsereignisse haben mit einem zeitlichen Versatz Einfluss auf verschiedene Einzelparameter. Die Gesamtzellzahl konnte mit einem Online-Durchflusszytometer erfasst werden. Die physikalisch-chemischen Wasserparameter (Trübung, UV-Absorption (SAK254), Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur) zeigen Veränderungen in der Wasserqualität an, die einen Einfluss auf die mikrobiologischen Verhältnisse haben können. Als Schüttung wird die Wassermenge aus der Quelle bezeichnet. Die markierten Punkte mit Zahlen zeigen Veränderungen bei der Quellwassermenge an. Mit einer laufenden Datenerfassung der aufgeführten Einzelparameter können Ereignisse erfasst und weitere Maßnahmen/Messungen gezielt eingeleitet werden [8.31].

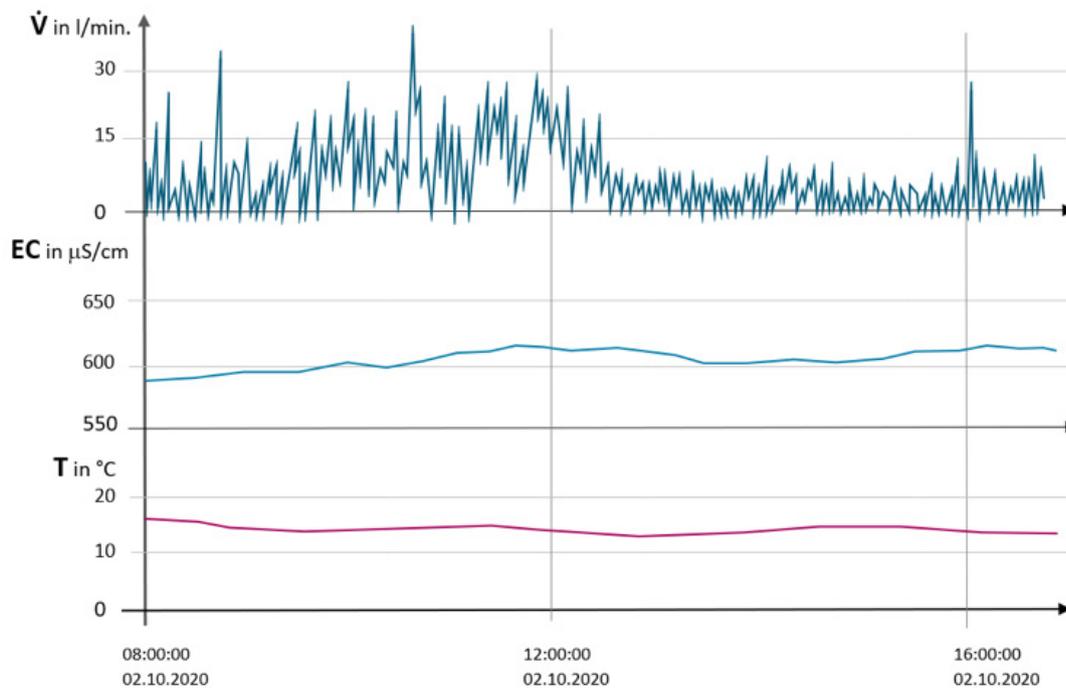
Bild 8.18: Messwerte einzelner Parameter nach Niederschlagsereignis an verschiedenen Quellen [8.31]



Die drei Quellen liegen im Schweizer Mittelland und sind „Martinsmatt“ (rot), „z’Hof Nord“ (blau) und „z’Hof West“ (grün). Die Zeitreihenwerte sind normiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1). Mit einer Zunahme der Schüttung ist zu erkennen, dass die Totalzellkonzentration, Trübung und SAK254 ansteigen, während sich die Leitfähigkeit und der pH-Wert gleichzeitig deutlich verringern.

Die Erfassung einzelner Parameter und die gleichzeitige Auswertung der Analysewerte rückt immer mehr in den Fokus von Trinkwasserversorgern. Allgemein gültige Zusammenhänge zwischen einzelnen Parametern hängen stark von der Trinkwasserzusammensetzung und den Umgebungseinflüssen ab. Somit ist es möglich, langfristige Trends zu erfassen und gezielt Maßnahmen gegen Kontaminationen einzuleiten. Bild 8.19 zeigt den gleichzeitigen Verlauf der Parameter Durchfluss \dot{V} , Leitfähigkeit EC und Temperatur T und damit die gegenseitige Abhängigkeit der einzelnen Analysewerte auf [8.32]. Mit der Auswertung können Spitzenwerte, Null-Verbräuche oder erhöhte Trinkwassertemperaturen ($> 20\text{ °C}$) erkannt werden. Abweichungen oder das Überschreiten von Schwellenwerten sind wichtige Indikatoren für die Risikobeurteilung einer Trinkwasserverteilung.

Bild 8.19: Parallele Messwert-Erfassung der Parameter Durchfluss \dot{V} , Leitfähigkeit EC und Temperatur T. Messort: Trinkwasser am Hauswassereingang eines Wohngebäudes [8.32]



9. Methoden zur Erfassung mikrobiologischer Parameter

Der Fokus der Qualitätsüberwachung verschiebt sich zunehmend von Einzelproben zur Vermeidung von akuten oder langwierigen Schadensfällen hin zur Prozessüberwachung und kontinuierlichen Sicherstellung der Prozessstabilität innerhalb der tolerierbaren Spezifikationen. Insbesondere für die mikrobiologische Wasserqualität ist dies eine Herausforderung, da die üblichen Messungen für Indikatororganismen zeitaufwendig und daher nicht oft durchführbar sind. Darüber hinaus zeigen Positivergebnisse (Messwert > 0) nur ein Ereignis an, das bereits existiert und in der Regel als problematisch einzustufen ist. Präventiv in den Prozess einzugreifen, um Beeinträchtigungen der Wasserqualität rechtzeitig entgegenwirken zu können, ist so kaum möglich.

Zudem lehrt die Erfahrung, dass die Messfrequenz für die bisher übliche mikrobiologische Überwachung deutlich zu niedrig ist, um Fluktuationen auf kurzen Zeitskalen abzubilden. Diese können jedoch für die Wasser- und Prozessqualität von sehr großer Bedeutung sein und sind daher für Betreiber relevant. Auch adäquate Reaktionszeiten zur Risikominimierung durch Adaption/Gegenregulierung in der Prozesssteuerung sind damit nicht realisierbar.

Für die Prozessüberwachung wurden daher in den letzten 10 bis 15 Jahren neue, schnellere Detektionsmethoden entwickelt, die allmählich zunehmende Verbreitung finden [9.1]. Dazu zählen beispielsweise die Messung von Adenosintriphosphat (ATP), die Polymerase-Kettenreaktion (engl.: polymerase chain reaction, PCR), enzymatische Reaktionen, Detektion mittels Oberflächenantikörpern und die Durchflussszytometrie. Diese Zusammenstellung soll einen Überblick über die direkten mikrobiologischen Nachweisverfahren geben, die in Zukunft in der kontinuierlichen Überwachung der Trinkwasserqualität eine stärkere Rolle spielen werden.

9.1 Kulturbasierte Verfahren

Kulturbasierte Verfahren sind der historisch gewachsene Goldstandard in der behördlichen Überwachung, da hier Grenzwerte bzw. technische Maßnahmenwerte definiert sind, anhand derer sich die Wasserqualität rechtssicher beurteilen lässt. Im Folgenden werden die für Trinkwasser in der Überwachung relevanten Spezies bzw. Bakteriengruppen besprochen, deren zulässige Höchstkonzentrationen in Tabelle 9.1 und Tabelle 9.2 dargestellt sind.

9.1.1 Mikrobiologische Indikatorparameter

Koloniezahl bei 22 °C

Der Parameter Koloniezahl bei 22 °C ist kein direkter Nachweis von Krankheitserregern, sondern der bei 22 °C vorherrschenden kultivierbaren heterotrophen Spezies, v. a. Umweltbakterien. Er liefert allgemeine Informationen über den mikrobiologischen Zustand der Trinkwasserinstallation. Ein plötzlicher Anstieg kann ein Hinweis auf eine Kontamination mit Mikroorganismen sein. Erhöhte Koloniezahlen können auf externe Verunreinigungen des Trinkwassers oder systeminternes Bakterienwachstum (z. B. durch lange Stagnationszeiten nach einer Aufbereitung und/oder im Verteilungssystem bis zur Trinkwassernutzung) hinweisen. Koloniezahlerhöhungen treten in Zusammenhang mit folgenden Ereignissen auf:

- Mangelhafte Wirksamkeit von Aufbereitung/Desinfektion
- Zeit- und materialabhängige Einflüsse der Trinkwasserinstallation
- Havarien/Rohrbrüche
- Biofilmbildung/mikrobiologische Aktivität
- Wachstum bei Stagnation des Trinkwassers im Verteilungssystem.

Auch Eingriffe in die Trinkwasserinstallation bei Neubau oder Umbau können zu erhöhten Bakterienkonzentrationen führen.

Koloniezahl bei 36 °C

36 °C entspricht der Körpertemperatur von Warmblütern. Die Bestimmung der allgemeinen Koloniezahl heterotropher Bakterien bei dieser Temperatur liefert daher einen Hinweis auf die Anwesenheit von Bakterien, die auch prinzipiell im menschlichen Körper vermehrungsfähig und pathogen sein könnten. Neben dem Hinweis auf eine Kontamination kann bei erhöhten Koloniezahlen bei 36 °C in der Trinkwasserinstallation das Vorkommen von potenziell pathogenen Mikroorganismen (z. B. Pseudomonaden, Legionellen) nicht mehr ausgeschlossen werden. In Tabelle 9.1 bis Tabelle 9.3 sind Grenzwerte bzw. Maßnahmenwerte für Mikroorganismen angegeben.

Tabelle 9.1: Grenzwerte für mikrobiologische Parameter und Indikatoren im Trinkwasser nach der TrinkwV (nicht zur Abfüllung in Behälter) [4.1]

Mikrobiologischer Parameter / Indikator	Grenzwert
Koloniezahl bei 22 °C bzw. 36 °C	ohne abnormale Veränderung bzw. <100/ml bei speziellem Alternativ-Verfahren
Enterokokken	0/100 ml
Escherichia coli	0/100 ml
Coliforme Bakterien	0/100 ml

Tabelle 9.2: Technischer Maßnahmenwert für Legionellen nach der TrinkwV [4.1]

Mikrobiologische Parameter	Technischer Maßnahmenwert
Legionella spec. bzw. spp.	100 KBE/100 ml

Tabelle 9.3: Technische Maßnahmenwerte für Gesundheitseinrichtungen nach Empfehlung der DGKH (Deutsche Gesellschaft für Krankenhaushygiene e.V.) [9.2]

Mikrobiologische Parameter	Technischer Maßnahmenwert
Legionella spec. bzw. spp.	0 KBE/100 ml
Pseudomonas aeruginosa	0 KBE/100 ml

9.1.2 Hygienerelevante Bakterien

Als hygienerelevante Bakterien werden hier krankheitsauslösende, also pathogene Bakterienarten aufgeführt, die in vielen Trinkwasserinstallationen zu finden sind. Die zunehmenden Nachweise sind nicht zwingend Anzeichen für eine sich verschlechternde Wasserqualität, sondern auch Ergebnis verbesserter Analysemethoden und häufigerer Untersuchungen. Entsprechend den steigenden Qualitätsansprüchen sind die Zahlen positiver sanierungsbedürftiger Fälle teilweise besorgniserregend und müssen oftmals mit hohen Sanierungskosten behoben werden. Legionellen und Pseudomonaden, die hier im Detail beschrieben werden, zählen zu den Bakteriengattungen, die am häufigsten im Trinkwasser eine Gesundheitsgefährdung besorgen lassen. Auf Bakterienspezies mit aktuell geringer Bedeutung für das Trinkwasser wie Staphylococcus und Listerien wird nicht eingegangen. Abschließend bietet Tabelle 9.4 eine Übersicht der Nachweismethoden für Bakterien und deren Merkmale.

Legionellen

Legionellen sind im Wasser lebende stäbchenförmige Bakterien und zählen zu den Auslösern von umweltbedingten Infektionen beim Menschen. Es sind mehr als 48 Arten und 70 Serogruppen bekannt. Die für die Erkrankungen des Menschen bedeutsamste Art ist *Legionella pneumophila*. Ihr bevorzugter Lebensraum ist das erwärmte, stagnierende Wasser, z. B. in Leitungen und Speichern. Unter diesen ungünstigen Bedingungen können sie sich auf ein unzulässig hohes Maß (Überschreitung des technischen Maßnahmenwertes) vermehren. Eine nennenswerte Vermehrung von Legionellen tritt bei Wassertemperaturen zwischen 25 und 55 °C auf. Deshalb werden im Regelfall nur Warmwasserproben auf Legionellen hin untersucht. Im Kaltwasser wird zudem bei Temperaturen von $T > 20$ °C und einer entsprechenden Veranlassung eine Legionellenuntersuchung in Betracht gezogen. Legionellen gelangen meist mit dem ankommenden Wasser der Versorger in sehr niedrigen Konzentrationen in die Trinkwasserinstallation der Gebäude.

Bei den im ankommenden Trinkwasser üblichen Temperaturen (5 bis 10 °C) ist die Wahrscheinlichkeit, eine nennenswerte Anzahl an koloniebildenden Einheiten zu finden, sehr gering. Erst die Erwärmung des Wassers in Gebäuden, gepaart mit Stagnationsperioden, führt zur Vermehrung der Legionellen. Durch Inhalation erregerrhaltiger Aerosole, aber auch durch Aspiration (Eindringen von erregerrhaltigen Trinkwassertröpfchen in die Luftröhre oder Lunge) kann eine Infektion des Menschen erfolgen. Zu unterscheiden ist dabei eine schwere Lungenentzündung mit oft tödlichem Ausgang sowie ein nicht der Behandlung bedürftiger, grippeähnlicher Verlauf, das sogenannte Pontiac-Fieber. Kennzeichnend für die Lungenentzündung ist die hohe Sterblichkeit der Patienten, die bei einer Legionellose im Durchschnitt bei etwa 10 bis 15 % liegt.

Aus diesem Grund wird Legionellen im Trinkwasserbereich auch eine hohe Bedeutung beigegeben. Die Meldeinzidenz liegt bei 1,9 Erkrankungen pro 100.000 Einwohner (2019) und Woche. Da nicht alle Pneumonien auf eine Legionellen-Infektion getestet werden, ist von einer deutlichen Untererfassung auszugehen. Aus Studieninformationen wird die tatsächliche Inzidenz von nicht im Krankenhaus behandelten Fällen der Legionärskrankheit auf etwa 18 bis 36 Erkrankungen pro 100.000 Einwohner geschätzt [9.3]. Zusätzlich erkrankt die zehn- bis hundertfache Anzahl von Personen am Pontiac-Fieber. Das Maximum der Erkrankungen findet sich dabei in den Sommer- und Herbstmonaten. Allgemein höhere Wassertemperaturen, die das Wachstum der Legionellen begünstigen, sowie feuchtwarmes Wetter werden als Ursache dafür angesehen. Die Mehrzahl der detektierten Infektionen ist dabei kühlwasserassoziiert, diese Infektionen treten meist ausbruchsartig auf.

Pseudomonas aeruginosa

Die Pseudomonaden kommen in der Regel nur in kaltem Wasser vor und manifestieren sich in hartnäckigen Biofilmen. Auch sie gelangen über das Versorgungssystem in zumeist nicht nachweisbaren Konzentrationen in die Trinkwasserinstallation. Bei deutlicher Vermehrung gibt der Nachweis von *P. aeruginosa* u. a. Hinweise auf mögliche Stagnationsprobleme in der Trinkwasser-Installation, die bei Nichtbeachten der a. a. R. d. T. auftreten können. In den Biofilmen wasserführender Systeme kann sich *P. aeruginosa* über Jahre aufhalten und vermehren, und so systemweite Kontaminationen der Trinkwasserinstallation hervorrufen. In neuerlegten Rohrleitungen kann *P. aeruginosa* durch Kontamination der verbauten Materialien ebenfalls nachgewiesen werden.

P. aeruginosa zeichnet sich durch äußerst geringe Nährstoffansprüche und Vermehrungsfähigkeit schon bei Temperaturen unterhalb von 15 °C aus. Sie können prinzipiell alle Wässer einschließlich Trinkwasser, kalt und warm, besiedeln. Die obere Temperaturgrenze für *Pseudomonas*-Wachstum liegt bei 42 °C. Bei einer orientierenden Untersuchung reicht es nach UBA-Empfehlung aus, sie an der Übergabestelle zum Gebäude und an einigen Kaltwasserzapfstellen zu untersuchen [9.4]. Eine Kontamination mit Pseudomonaden stellt in Kaltwassernetzen die problematischste Verkeimungsart dar und ist ein Indikatorparameter für den Gesamtzustand der Trinkwasserinstallation. Bei systemischem Nachweis von *P. aeruginosa* im Trinkwasser sollte eine Gefährdungsanalyse folgen, die insbesondere klärt, inwieweit risikominimierende Maßnahmen notwendig sind.

Escherichia coli oder Enterokokken

E. coli oder Enterokokken können eine Trinkwasserinstallation zwar kontaminieren, sich aber dort im Gegensatz zu Legionellen oder Pseudomonas aeruginosa nicht weiter vermehren. Der Nachweis von E. coli oder Enterokokken ist ein eindeutiger Hinweis auf fäkale Einträge.

Wenn Enterokokken nachgewiesen werden, muss immer mit dem Vorkommen anderer fäkal ausgeschiedener Erreger gerechnet werden. Ihr alleiniger Nachweis ist aufgrund ihrer hohen Persistenz als Indiz für eine länger zurückliegende Kontamination zu werten. Wenn E. coli allein oder zusammen mit Enterokokken nachgewiesen werden, ist eher von einer frischen Verunreinigung auszugehen. Eine Kontamination von Trinkwasserinstallationen mit E. coli oder Enterokokken erfolgt entweder durch Einspeisung kontaminierten Wassers der öffentlichen/zentralen Trinkwasserversorgung (z. B. durch schadhafte Versorgungsleitungen, Hochwasserschäden) über die Hausanschlussleitung oder über eine nach TrinkwV unzulässige unmittelbare Verbindung der Trinkwasserinstallation mit Nichttrinkwasseranlagen (z. B. von Löschwasser, Betriebswasser, Dachablaufwasser). Diese nach DIN EN 1717 unzulässige Verbindung ist strafbewehrt, da sie eine direkte Gesundheitsgefahr darstellt (siehe TrinkwV). Eine weitere Möglichkeit der Kontamination mit E. coli oder Enterokokken besteht durch unsauberes Arbeiten (z. B. Umbau, Instandsetzung) an der Trinkwasserinstallation.

Coliforme Bakterien

Coliforme Bakterien umfassen verschiedene Arten von Umwelt- und Fäkalbakterien. Im Gegensatz zu E. coli und Enterokokken hat ihr Vorkommen im Trinkwasser nicht zwangsläufig eine fäkale Ursache, sondern kann auch durch unspezifische Kontaminationen des Trinkwassers (z. B. Schmutzeinträge) verursacht sein. Viele Coliforme sind in der Lage, sich im Wasser zu vermehren. Das Vorkommen niedriger Konzentrationen bedeutet nicht zwingend einen Eintrag von außen, da es, z. B. bei plötzlicher Erhöhung der Fließgeschwindigkeit oder bei Umkehr der Fließrichtung des Trinkwassers, zu einer Mobilisierung coliformer Bakterien aus vorhandenen Ablagerungen oder aus Biofilmen kommen kann. Eine Vermehrung von coliformen Bakterien im Leitungssystem ist zu erwarten, wenn ungeeignete Leitungsmaterialien eingesetzt werden, die Nährstoffe ins Wasser abgeben, die Wassertemperatur über 20 °C beträgt und/oder anaerobe Bedingungen herrschen.

Viele coliforme Bakterien zählen zu den fakultativen Krankheitserregern, die insbesondere für immungeschwächte Patienten in medizinischen Einrichtungen Bedeutung haben können. Bei bestimmten Grunderkrankungen können Infektionen mit coliformen Bakterien (z. B. Enterobacter und Klebsiella) zu ernststen Komplikationen führen.

Tabelle 9.4: Übersicht der Nachweismethoden für Bakterien und deren Merkmale (für die optischen/mikrobiologischen und DNA-/RNA-Methoden wurden jeweils verschiedene Technologien geclustert)

Merkmale	Kultivierungsmethoden	Einzelparameter	Indirekter Bakterien-nachweis	Direkter Bakterien-nachweis	Optische/Mikroskopische Methoden	DNA-/RNA-Nachweismethoden
Technologien, Parameter	HPC & Spezies-spezifische Nachweise	T, pH, ORP, DOC	Biofilm T, EC	ATP, Enzyme	FCM, FISH, RAMAN, MBV	PCR, Sequenzierung
Indirekter Indikator Parameter für Bakterien		X	X			
Nachweis von Bakterien-Aktivität				X		
Nachweis Anzahl Bakterien	X			X (aktive Zellen)	X	X
Nachweis Anzahl + Typ der Bakterien	X				X	X
Differenzierung lebend / VBNC / tot					X	X
Zeitbedarf für Analyse	3 – 10 Tage	< 10 min	Sekunden	15 – 240 min	10 – 120 min	1 – 8 Std.
Labormethode	X	X		X	X	X
Mobile Vor-Ort-Methode	x	X	X	X	X	
Online-Methode		X	X	X	X	
Relevanz für Gesundheitsämter	X	X				X (als Zusatzinfo)

9.2 Durchflusszytometrie

Methodische Grundlagen

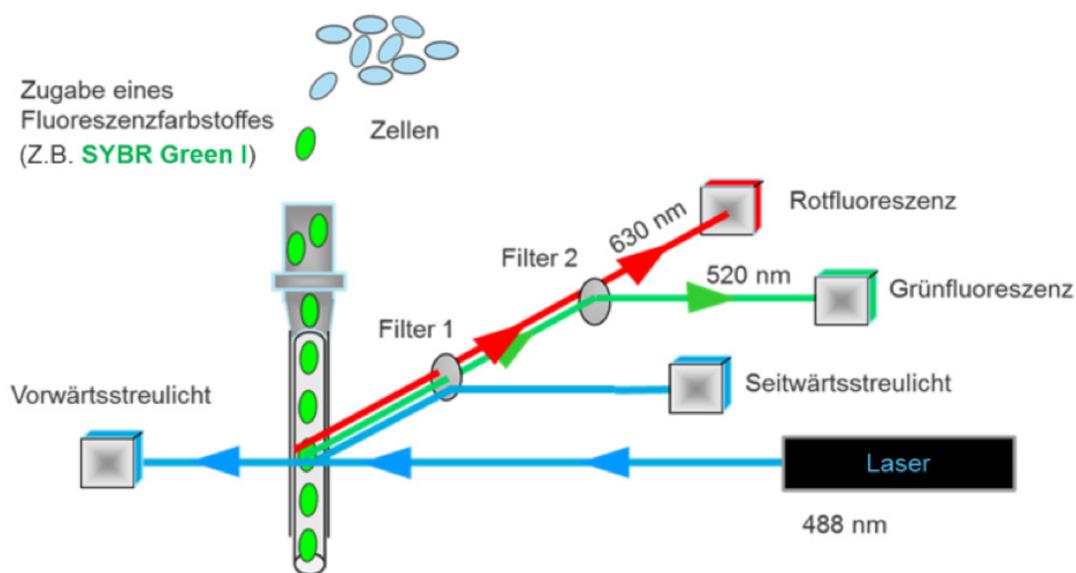
Die Durchflusszytometrie (engl.: flow cytometry, FCM) ist eine laserbasierte Detektionsmethode, die ursprünglich für die Quantifizierung von Blutzellen in der Medizin entwickelt wurde und dort unter dem Begriff FACS bekannt ist (siehe Bild 9.1). Dank weiterentwickelter Gerätetechnik und vereinfachter sowie standardisierter Protokolle können mit der FCM auch Mikroorganismen detektiert werden. Die FCM unterscheidet nur Größe und Zellstrukturen, zur Lebend-Tot-Unterscheidung müssen zusätzlich verschiedene zellgängige Fluoreszenzfarbstoffe zugegeben werden. Für die Spezieserkennung werden typischerweise artspezifische Antikörper, die fluoreszenzgekoppelt sind, verwendet. Für die Messung von Bakterien ist die Zugabe von DNA-Farbstoffen notwendig, die es erlauben, die Bakterien von anderen, in der Probe vorhandenen, ähnlich großen Partikeln zu unterscheiden, um sie anschließend quantifizieren zu können. Grundsätzlich zeichnet sich die Durchflusszytometrie durch folgende etablierte Merkmale aus:

- Probenvolumen: 50 bis 1.000 µl
- Einzeldetektion von sämtlichen in einer Probe vorhandenen Zellen
- Reproduzierbarkeit mit < 5 % Standardabweichung
- Messbereich (ohne Verdünnung) von 10² bis 10⁷ Zellen/ml [9.4]
- Standardmessungen: Gesamtzellzahl (GZZ), Unterscheidung lebende/tote Zellen
- GZZ-LNA/HNA-Verteilung.

Weitere Messspezifizierungen sind mit anderen Farbstoffen oder speziesspezifisch mit Antikörpern grundsätzlich möglich, jedoch noch nicht so standardisiert bzw. im Monitoring nicht so weit verbreitet wie die o. g. Analysen. Die FCM wird konventionell als Laborverfahren mit manueller Entnahme und Vorbereitung der zu analysierenden Probe ausgeführt. Dabei wird fluoreszierender Farbstoff zur Differenzierung zwischen Partikel und Bakterien dazugegeben. Der Zeitbedarf für ein einzelnes Messergebnis beträgt etwa 15 min (ca. 12 min Vorbereitungszeit, ca. 3 min Messzeit). Mittlerweile befinden sich auch automatisierte Online-Messsysteme in der Entwicklung, bei denen die manuelle Probenahme und die Probenvorbereitung entfallen.

Für weitere Details zu den theoretischen sowie methodischen Grundlagen und deren Funktionsweise und Anwendung sei auf die weiterführende Literatur verwiesen.

Bild 9.1: Prinzip der Durchflusszytometrie in vereinfachter Darstellung zur Detektion der Gesamtzellzahl [9.6]



Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen

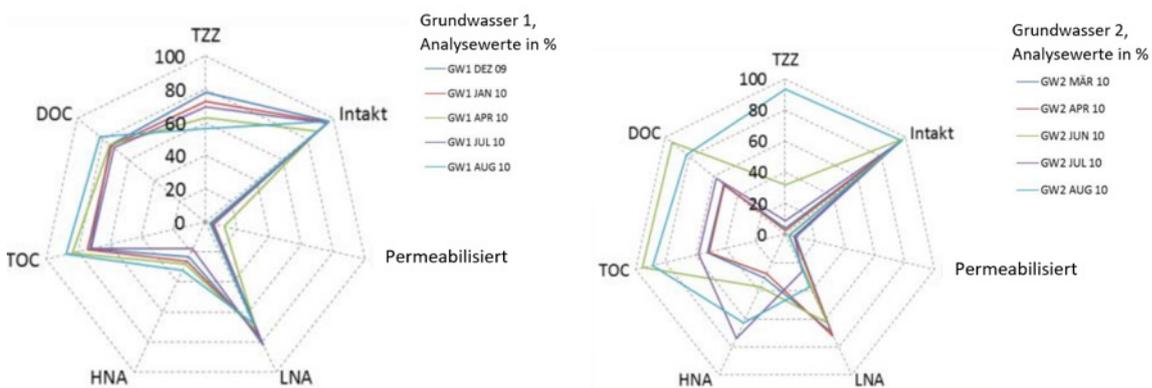
Die FCM ist in erster Linie nutzbar, um Prozessparameter zu überwachen. Als solche kann die FCM quantitativ, reproduzierbar, repräsentativ, direkt und in Echtzeit Informationen über Stabilität, Fluktuationen, Anomalien und Trends in der Konzentration von Mikroorganismen – insbesondere Bakterien – im Trinkwasser liefern. Damit ist es möglich, die Anwendungsbereiche der physikalisch-chemischen Prozessparameter um mikrobiologische Qualitätsparameter auf die folgenden Bereiche zu erweitern:

- Betriebsüberwachung von technischen Anlagen (z. B. Abgänge Trinkwasserwerk/Grundwasserbrunnen, Reservoire, Wassertürme, Pumpstationen) in ihrem vorgesehenen Normbereich
- Sofortiges Erkennen und ggf. Lokalisieren allfälliger Abweichungen aufgrund von Störfällen
- Überprüfung/Anpassung von eingeleiteten Korrekturmaßnahmen auf ihre Wirkung in Echtzeit
- Sichere Inbetriebnahme neuer Infrastrukturen
- Erhöhung der Effizienz und Repräsentativität von Routine-Beprobungen und -Messungen für Indikatororganismen
- Testung/Optimierung von neuen technischen Systemen bzw. Einstellungen in Echtzeit
- Untersuchung des Einflusses von Stagnation, Druckstößen, Resuspension usw.

Üblicherweise kommt bisher die Bestimmung der GZZ zum Einsatz. Die GZZ wird typischerweise mikroskopisch in einer Zählkammer ausgezählt und erfasst alle Mikroorganismen. GZZ mittels FCM erfasst in der Partikelzählung methodisch eher (aber nicht ausschließlich) Bakterien. In Analogie zur allgemeinen Koloniezahl heterotropher Bakterien bei 22/36 °C zeigt eine Veränderung der GZZ mikrobiellen Aufwuchs an und lässt Kontaminationen vermuten. Anwendungsgrenzen ergeben sich daraus, dass mit der FCM einzelne Pathogene in Wasserproben nicht quantifiziert werden können. Diese Zellen werden zwar prinzipiell detektiert, sind jedoch bei einer üblichen Konzentration von z. B. 1 Zelle/100 ml als die sprichwörtliche Nadel im Heuhaufen der natürlichen Bakterien (z. B. 100.000 Zellen/ml in einwandfreiem nicht gechlortem Trinkwasser) nicht als solche zu erkennen. Eine Quantifizierung von spezifischen Pathogenen ist erst nach ausreichend selektiver Aufkonzentrierung möglich.

Die Auswertungsmöglichkeit bei der Durchflusszytometrie geht bei Bestimmung mehrerer Parameter weit über die reine Bakterienzählung hinaus. In Kombination mit einer TOC-/DOC-Messung ergeben sich Datenauswertungen, die Veränderungen im Wasser erkennen lassen. Bild 9.2 zeigt eine Auswertung zweier verschiedener Grundwasserleiter. Analoge Möglichkeiten der Auswertung können auch mit anderen mikrobiologischen Summenparametern durchgeführt werden.

Bild 9.2: Darstellung von Wasserparametern und Eigenschaften von Mikroorganismen in einem Spiderweb-Diagramm [9.6]



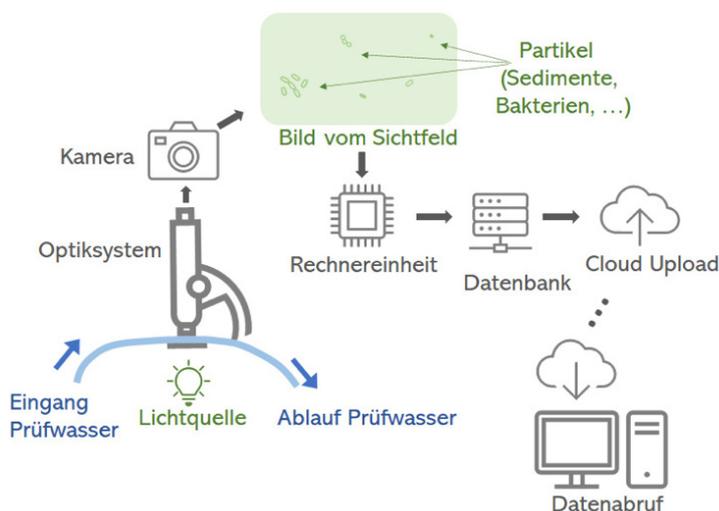
Diese zwei Spiderwebs zeigen zwei verschiedene Grundwässer, wobei neben der GZZ (Gesamtzellzahl, hier engl. als TZZ = totale Zellzahl bezeichnet), auch die lebenden (intakten) und großen/kleinen Bakterien (HNA/LNA) sowie den TOC und den DOC zeigten. Für die Identifikation lebender HNA-/LNA-Zellen ist eine zusätzliche Färbung zur Lebend-Tot-Unterscheidung nötig, da die HNA-/LNA-Zellen an sich gruppiert sind, unabhängig von der Lebensfähigkeit der Zellen. Der Unterschied zeigt den deutlichen zeitlichen Verlauf und deren gegenseitigen Einfluss. Eine Linie gleicher Farbe verbindet die zeitgleich vorgenommenen Untersuchungsergebnisse [9.6].

9.3 Mikroskopiebasierte Verfahren (MBV)

Methodische Grundlagen

Die mikroskopiebasierten Verfahren (MBV) wurden als Erweiterung der Probenanalyse im Labor entwickelt, bei der Bakterienzellen unter mikroskopischer Beobachtung gezählt werden können. Ein automatisiertes System besteht aus einem digitalen Mikroskop (einschließlich Lichtquelle), einer computergesteuerten Kamera und einer Durchflusszelle, in der das zu beprobende Wasser als Abzweig vom Trinkwassersystem fließt (Bild 9.3). In regelmäßigen Abständen (mehrere Bilder pro Sekunde) werden Bilder des Sichtfeldes des Mikroskops aufgenommen und von der Computereinheit ausgewertet, um die vom Wasserstrom mitgeführten Partikel zu zählen und nach Größe und Form zu sortieren. In Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit kann die Gesamtpartikelkonzentration pro ml berechnet und kontinuierlich überwacht werden. Durch den Einsatz von Programmen der künstlichen Intelligenz mit Bilderkennungsfähigkeiten kann die Partikelsortierung kontinuierlich verbessert werden. Somit wird die Vorhersagekraft der verwendeten neuronalen Netzwerkmodelle verbessert.

Bild 9.3: Schematische Darstellung des mikroskopiebasierten Verfahrens [9.7]



Grundsätzlich zeichnet sich das mikroskopiebasierte Verfahren durch folgende Merkmale aus:

- Probenvolumen im Bereich 100-200 ml/Tag, zeitlich gleichmäßig verteilt
- Einzeldetektion von sämtlichen in einer Probe vorhandenen Partikel (Sedimente, Zellen usw.)
- Klassifikation der vorhandenen Partikel in Bezug auf Form und Größe
- Messbereich: 102-103 bis 107 Partikel/ml
- Die Zeit, um das Wasser vom Probenabzweig aus der Medienleitung zum Mikroskop zu leiten, ist so kurz wie möglich zu halten (kurze Leitungswege im Verhältnis zur Durchflussgeschwindigkeit), um Veränderungen des Partikelzustands während der Probenahme zu verhindern (Teilung, Aggregation, Freisetzung usw.).

Ein automatisiertes Online-Messsystem stellt die Messergebnisse dem autorisierten Nutzer zur Verfügung. Ein Alarm, gekoppelt an Grenzwerte der verschiedenen Messparameter, informiert den Kunden über Veränderungen im System. Mit einem automatisierten Probenehmer (oder auch manuell) kann dann zusätzlich eine Wasserprobe entnommen werden, wenn bestimmte Kriterien vorliegen, z. B. direkt nach der Schwellenwertüberschreitung.

Die automatisierte digitale Mikroskopie-Analyse von Bildern [z. B. 9.8, 9.9] unterscheidet zwischen statischer und dynamischer Analyse. Bei der statischen Bildanalyse werden die Bilder der Probelösung durch Dispergieren auf einer Oberfläche zur mikroskopischen Analyse bereitgestellt. Bei statischer Bildanalyse handelt es sich oft um die Analyse einer manuellen Probenahme im Labor oder eine automatisierte At-Line-Analyse (siehe Kap. 2). Stattdessen, in Bezug auf kontinuierliche Online-Messungen, wird die dynamische mikroskopische Analyse direkt im Wasserfluss eingesetzt.

Die digitale Mikroskopie verwendet eine hochauflösende Kamera, um Bilder des Probenstroms aufzunehmen. Die 2D-Projektion der Partikel wird durch Umwandlung in Pixel digitalisiert. Die Auflösung eines Mikroskops ist eine Funktion der optischen Vergrößerung, der Fokusqualität, der numerischen Apertur, der Art des Immersionsmediums und auch der optischen Eigenschaften der Partikel. Die grundlegende Formel drückt die theoretische Grenze des Auflösungsvermögens d_0 eines Mikroskops aus:

$$d_0 = \lambda/2NA$$

Dabei gilt:

- d_0 ist der kürzeste Abstand zwischen zwei getrennt wahrnehmbaren Punkten.
- λ ist die Wellenlänge des Lichts, die zur Aufnahme des Bildes verwendet wird.
- NA ist die numerische Apertur. Normalerweise liegt die kleinste Partikelgröße, die angestrebt wird, bei etwa 1-2 μm , da kleinere Partikel durch die Anzahl der Pixel, die die Partikel darstellen, begrenzt sind.

Durch die Bildanalyse werden die Partikel identifiziert, gezählt und verschiedene geometrische oder physikalische Eigenschaften berechnet, wie z. B. die Partikelgröße und die Form [9.10-9.12]. Gezielte Programmierungsschritte können die Auswertung mit statistischen Methoden oder maschinellem Lernen ergänzen.

Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen der MBV

Die MBV können quantitativ, reproduzierbar, repräsentativ direkt und in Echtzeit Informationen über Stabilität, Fluktuationen, Anomalien und Trends in der Partikelkonzentration, insbesondere Bakterien und Sedimente im Trinkwasser, liefern. Die Einsatzmöglichkeiten und Vorteile der MBV sind:

- Betriebsüberwachung von technischen Anlagen
- Sofortiges Erkennen von Abweichungen aufgrund von Störfällen
- Erweiterte Rückschlüsse mit gleichzeitigen Messungen von physikalisch-chemischen Prozessparametern sowie Partikelanzahl und -verteilung in Form und Größe
- Überprüfung/Anpassung von eingeleiteten Korrekturmaßnahmen auf ihre Wirkung in Echtzeit
- Testung/Optimierung von neuen technischen Systemen bzw. Einstellungen in Echtzeit
- Untersuchung des Einflusses von Stagnation, Druckstößen, Resuspendierung, externe Einflüsse (wetterabhängige, hydraulische Ereignisse usw.).

Die MBV könnten die ideale Vorstufe für eine weitere Analyse (FCM, Molekularanalytik oder Kulturverfahren) sein, da nur ereignisorientiert Proben bereitgestellt werden.

Anwendungsgrenzen ergeben sich daraus, dass nicht nur Bakterien, sondern alle Partikel im Wasser ähnlich erfasst werden. Durch kontinuierliche Erfassung von Systemparametern (Systemkenntnis) und den Einsatz von Methoden der künstlichen Intelligenz kann sich die Wahrscheinlichkeit einer genauen Erkennung und Identifizierung von Partikeln bzw. Bakterien jedoch erhöhen.

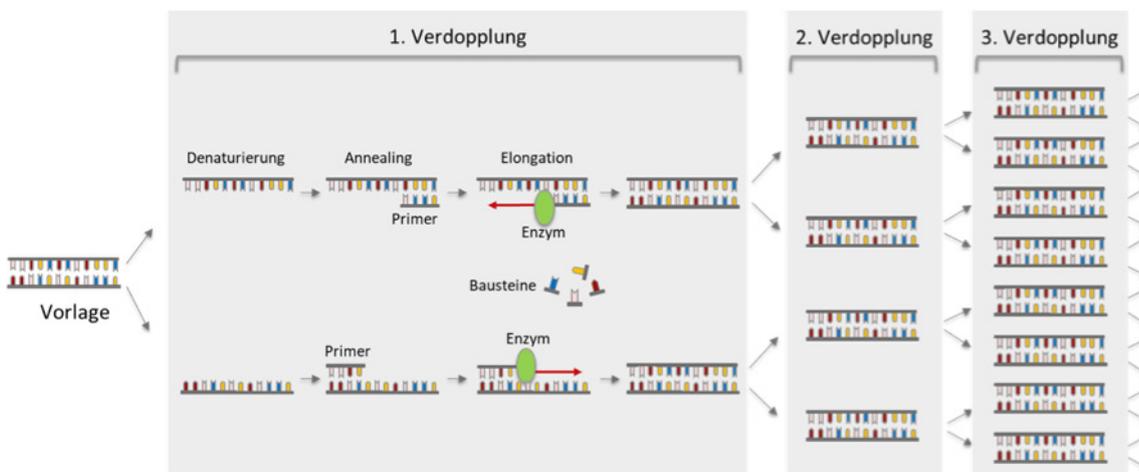
9.4 PCR-Test (Polymerasekettenreaktion)

Methodische Grundlagen

Die Polymerasekettenreaktion ist eine thermisch gesteuerte enzymatische Reaktion, um ausgewählte DNA-Sequenzen zu vervielfältigen. Hierfür wird das Enzym DNA-Polymerase genutzt. Für eine Standard-PCR-Reaktion werden normalerweise 20 bis 50 Reaktionszyklen durchgeführt, wobei jeder Zyklus aus drei Schritten besteht (siehe Bild 9.4). Im ersten Schritt, der sogenannten Denaturierung, wird der DNA-Doppelstrang bei 95 °C in zwei Einzelstränge getrennt. Zum Starten der anschließenden gezielten Verdopplung der Einzelstränge müssen kurze DNA-Stücken (sogenannte Primer) an die ausgewählten Zielsequenzen auf dem DNA-Strang binden. Für diese Primerhybridisierung wird die Temperatur abgesenkt, damit die Primer an ihre komplementären Sequenzen auf den DNA-Einzelsträngen binden können.

Als Primer werden dabei kurze einzelsträngige und synthetisch hergestellte DNA-Stücke genutzt. Durch die DNA-Sequenz der Primer lässt sich genau definieren, welcher DNA-Abschnitt (Target) durch die PCR vervielfältigt werden soll. Im dritten Schritt des Zyklus, der Elongation, bindet die DNA-Polymerase an den hybridisierten Primer und verlängert diesen, indem der DNA-Einzelstrang wieder zu einem Doppelstrang vervollständigt wird. Anschließend kann ein neuer Reaktionszyklus durch die Denaturierung der DNA-Doppelstränge gestartet werden.

Bild 9.4: Schematische Darstellung der PCR (Der erste PCR-Zyklus ist noch in seine drei Einzelschritte (Denaturierung, Annealing und Elongation) unterteilt. Mit jedem PCR-Zyklus verdoppelt sich theoretisch die Anzahl der nachzuweisenden DNA-Moleküle.) [9.13]



Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen

Die PCR ist heute eine der Standardmethoden in molekularbiologischen, diagnostischen und medizinischen Laboren. Mit ihr können gezielt spezifische DNA-Targets nachgewiesen werden. Dadurch lassen sich Organismen, einzelne Gene oder Mutationen äußerst genau identifizieren. Zudem ist über 16S-Analytik eine Aussage über den Gesamtbakterien-(DNA)-Gehalt möglich. Allerdings benötigt die Durchführung der PCR ein dafür ausgestattetes Labor mit Möglichkeiten zur Probenvorbereitung, der PCR und Auswertung der PCR-Reaktion. Die Probenvorbereitung (Pre-PCR) auf der einen Seite und die eigentliche PCR und evtl. anschließende weitere Analysen der PCR-Produkte (Post-PCR) auf der anderen Seite sind typischerweise räumlich getrennt, um Kontaminationsereignisse zu minimieren. Für die Durchführung der PCR werden Thermocycler genutzt, die die oben beschriebenen Temperaturzyklen automatisch durchführen. Die notwendigen Reagenzien oder fertigen Nachweiskits, die alle notwendigen Reagenzien zum Nachweis enthalten, sind ebenfalls kommerziell erhältlich. Als Ausgangsmaterial für die PCR wird standardmäßig aufgereinigte DNA benötigt. Diese Probenvorbereitung ist oft ein zeitaufwendiger und

entscheidender Schritt für einen erfolgreichen Nachweis mittels PCR, jedoch existieren auch hier bereits für viele Matrices kommerzielle Extraktionskits.

Für den Nachweis mikrobieller Kontaminationen in Trinkwasserproben müssen die Proben zuerst aufkonzentriert und danach die DNA extrahiert werden. Bei der Analyse von Trinkwasser ist dabei die Herausforderung, dass die mikrobiellen Kontaminationen oft nur in sehr geringen Konzentrationen vorliegen. Deswegen müssen meist große Volumen (0,1 bis 1 l oder mehr) aufbereitet werden. Durch den Einsatz geeigneter Primersysteme können dann Mikroorganismen mittels PCR identifiziert werden. Allerdings können nur Mikroorganismen detektiert werden, für die auch entsprechende Primer im Reaktionsansatz enthalten sind.

Aktuelle Entwicklungen in der Gerätetechnik sind darauf ausgerichtet, die einzelnen Schritte der PCR-Analytik noch weiter zu automatisieren und die Gerätekomponenten zu verkleinern. Damit soll langfristig erreicht werden, dass PCR-basierte Verfahren zur Messung mikrobiologischer Kontaminationen auch im unmittelbaren Umfeld von wasserwirtschaftlichen Anlagen und Prozessen möglich werden.

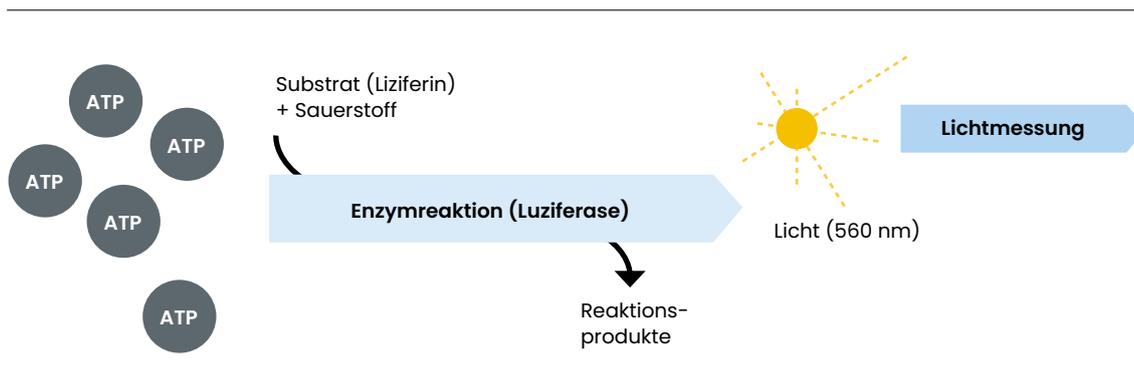
9.5 ATP-Test (Adenosintri-phosphat)

Methodische Grundlagen

ATP ist natürlicher Bestandteil aller lebenden Zellen. Die wichtigste Aufgabe von ATP im Zellstoffwechsel ist seine Funktion als chemischer Energieträger für eine Vielzahl unterschiedlichster biochemischer Reaktionen.

Der Nachweis von ATP erfolgt mit dem sogenannten Luziferase-Luziferin-System, eine Reaktionsabfolge, die von dem amerikanischen Glühwürmchen (*Photinus pyralis*) bekannt ist. Für messtechnische Zwecke kann die zugrundeliegende Reaktion im Labor nachgestellt werden. Hierfür werden die Substrate D-Luziferin, ATP und molekularer Sauerstoff durch das Enzym Luziferase zu Oxyluciferin, Kohlenstoffdioxid und weiteren Reaktionsprodukten umgesetzt. Bei dieser Reaktion wird Licht im Wellenlängenbereich von 500 bis 650 nm und einem Intensitätsmaximum bei ca. 560 nm emittiert (Lumineszenz), das gemessen wird und so die mengenmäßige Erfassung von ATP ermöglicht (siehe Bild 9.5).

Bild 9.5: Reaktionsschema der ATP-Messung



Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen

Mit der Bestimmung von ATP kann eine Aussage darüber getroffen werden, ob eine mikrobielle Belastung vorliegt oder nicht. Dabei ist eine Unterscheidung zwischen dem gebundenen ATP (aus lebenden Zellen) und freien ATP (aus abgestorbenen Zellen) sehr wichtig, um auf das Vorhandensein tatsächlich aktiver, lebender Mikroorganismen schließen zu können. Allerdings kann mit dem ATP-Nachweis nur die Kontamination an sich nachgewiesen werden, eine Aussage darüber, welche Mikroorganismen dafür verantwortlich sind, ist nicht möglich. Im Gegensatz zu Bakterien wie *E. coli*, Legionellen oder Pseudomonaden versagt die ATP-Methode bei der Detektion von Viren, da sie keinen eigenen Stoffwechsel besitzen und somit auch kein ATP bilden. Die Ergebnisse können bzgl. ihrer Aussagekraft auf den Bakteriengehalt zudem bei Vorliegen von großen Zellen mit hohem ATP-Gehalt (z. B. Algen, Pilze usw.) verzerrt werden.

Die Messung des mikrobiellen ATPs in z. B. Trinkwasser mit Laborgeräten ermöglicht die Bestimmung der mikrobiologischen Trinkwasserqualität innerhalb von wenigen Minuten.

Darüber hinaus sind Messsysteme am Markt verfügbar, die eine Online-Überwachung der mikrobiologischen Aktivität ermöglichen. Hierbei wird anhand der Differenz von Gesamt-ATP und freiem ATP das interzelluläre ATP der lebenden Zellen ermittelt und somit die lebende Biomasse detektiert. Die Menge an intrazellulärem ATP korreliert linear mit der Aktivität der Mikroorganismen.

9.6 Enzymaktivität

Methodische Grundlagen

Enzyme sind komplexe Makromoleküle, die eine Vielzahl von verschiedenen Stoffwechselreaktion in lebenden Zellen katalysieren. Dabei gibt es viele unterschiedliche Enzyme für eine Vielzahl von Stoffwechselprozessen. Ähnlich wie beim ATP-Test können über die Aktivität von ausgewählten Enzymen lebende Mikroorganismen gezielt nachgewiesen werden [9.14]. Die Enzymaktivität ist das Maß für die Wirksamkeit bzw. die Reaktionsgeschwindigkeit eines Enzyms und beziffert die Anzahl der Substratmoleküle, die ein Enzymmolekül pro Zeiteinheit unter Substratsättigung umsetzen kann. Als SI-Einheit wird Katal ($\text{kat} = \text{mol s}^{-1}$) verwendet.

Über die Auswahl geeigneter Enzyme und Substrate (d. h. Stoffe, die von dem Enzym spezifisch umgesetzt werden) ist es möglich, eine genauere Differenzierung von Mikroorganismen vorzunehmen [9.15]. Beispielsweise ist es mit den beiden Enzymen Beta-D-Glucosidase und alkalische Phosphatase sowie den dazugehörigen Substraten möglich, durch Messung der Enzymaktivität zum einen die bakterielle Gesamtaktivität der Probe zu bestimmen, als auch zum anderen die Bakterien *E. coli* und *Enterococcus* zu unterscheiden und deren Aktivität zu quantifizieren. Die Methode beruht darauf, dass die enzymatische Umsetzung der ausgewählten Substrate ein Reaktionsprodukt erzeugt, das durch eine optische Messung (Fluoreszenz oder Absorption) bestimmt und quantifiziert werden kann. Dabei wird die Konzentration des Reaktionsproduktes der Enzymreaktion direkt mit der Konzentration der aktiven Bakterien in der Probe korreliert.

Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen

Anders als bei der ATP-Bestimmung erlaubt die Bestimmung der enzymatischen Aktivität nicht nur den Nachweis einer mikrobiellen Belastung, sondern auch eine Unterscheidung zwischen einer Belastung durch *E. coli* und *Enterococcus* sowie die Angabe der gesamten bakteriellen Aktivität. Die so ermittelten Werte einer mikrobiologischen Belastung sind somit spezifischer als die Messergebnisse der ATP-Methode. Allerdings ist die Aussage der bakteriellen Aktivität auf die ausgewählten Indikatororganismen beschränkt. Wichtige im Wasser vorkommende Pathogene wie Legionellen oder Pseudomonaden können auch mit dieser Technologie bisher nicht differenziert werden. Eine virale Belastung von Wasserproben kann ebenfalls nicht ermittelt werden, da Viren keinen eigenen Stoffwechsel mit entsprechenden Enzymen besitzen.

Die Messung einer mikrobiellen Belastung mittels der Bestimmung der enzymatischen Aktivität konnte bereits erfolgreich für unterschiedlichste Anwendungen in der Wasserwirtschaft demonstriert werden. Hierfür stehen Online-Messsysteme von vereinzelt Herstellern zur Verfügung. Diese ermöglichen direkt am Prozess die Online-Bestimmung der mikrobiellen Belastung mit einigen Messwerten pro Stunde.

9.7 Antikörperbasierte Nachweisverfahren

Methodische Grundlagen

Bei antikörperbasierten Nachweisverfahren werden mit Hilfe von Antikörpern bestimmte Strukturen, sogenannte Antigene, spezifisch erkannt. Werden Antikörper für Antigene verwendet, die sich auf den Oberflächen von speziellen Mikroorganismen befinden, binden diese Antikörper spezifisch nur an gewünschte Zielorganismen bzw. deren Zielstrukturen. Über Aufkonzentrations- und Waschschriffe können die Zielorganismen der Probe angereichert werden. Sind die eingesetzten Antikörper selbst direkt oder indirekt über einen zweiten Antikörper mit Fluoreszenzfarbstoffen als Marker gekoppelt, so lässt sich über die Fluoreszenzintensität die Konzentration der Zielorganismen ermitteln. Alternativ können auch Enzyme gekoppelt sein, die spezifisch Farbstoffe umsetzen. Dieses Verfahren ist unter dem Begriff ELISA (engl.: enzyme-linked immunosorbent assay) bekannt. Andere Immunoassay-Verfahren nutzen beispielsweise radioaktive Markierungen anstelle von Farbstoffen.

Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen

Teilautomatisierte Geräte mit ELISA-Technologie, die für Routineanalytik (z. B. im Gesundheitswesen) eingesetzt werden, sind verfügbar. Für die Trinkwasseranalytik ist es in der Regel noch erforderlich, die Proben zuvor aufzukonzentrieren, um spezifische Erreger in genügend hoher Konzentration zu erhalten. Zudem können andere Nachweisverfahren eine Kombination mit antikörperbasierten Nachweisen nutzen, um Erreger besser bzw. in geringeren Konzentrationen im FCM (siehe Kap. 9.2) oder mit MBV (siehe Kap. 9.3) zu detektieren.

Technologieansätze für die Entwicklung von vollautomatisch arbeitenden Online-Geräten für Trinkwasseranalytik werden im wissenschaftlichen Umfeld derzeit diskutiert und in F&E-Vorhaben entwickelt. Eine der wesentlichen methodischen Hürden ist durch die Verfügbarkeit und Bereitstellung von geeigneten Antikörpern bzw. Antikörpersets gegeben [9.16–9.18].

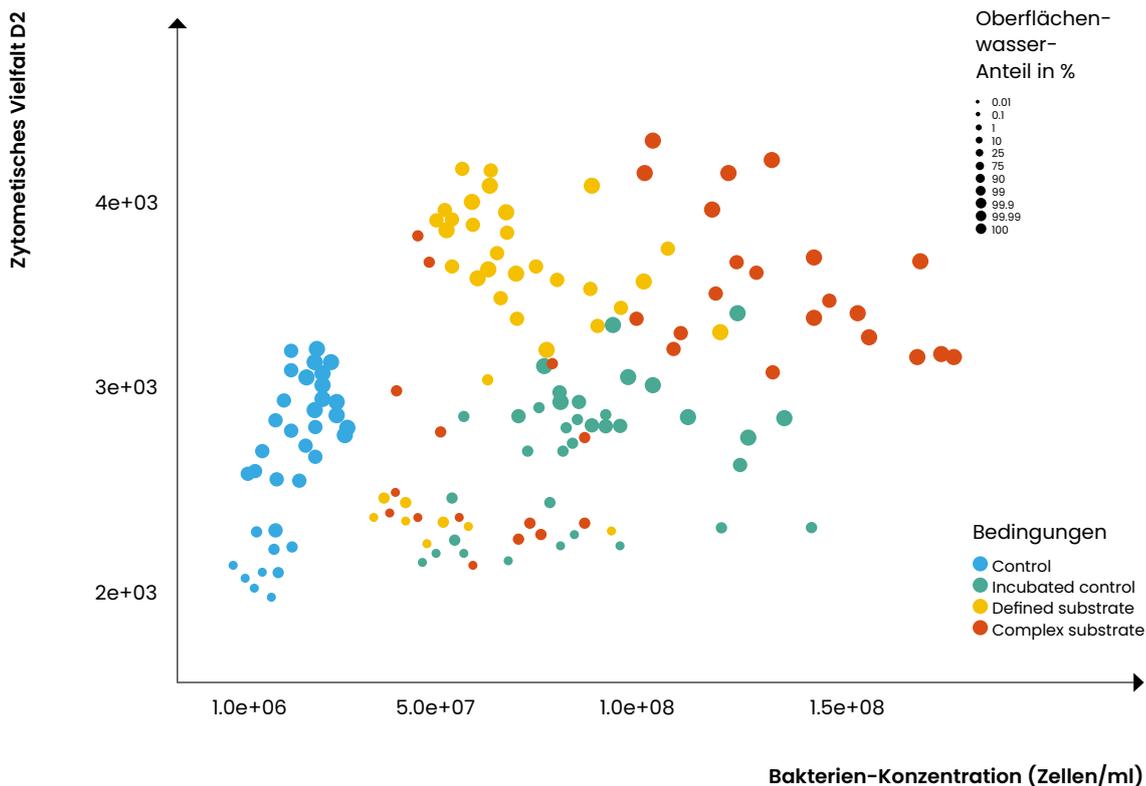
10. Ausblick

Diese Mitteilung gibt den Betreibern von Trinkwasserverteilsystemen einen Überblick, welche Parameter für die kontinuierliche Überwachung mit überschaubarem Aufwand für Investition und beim Betrieb zur Verfügung stehen. Einzelne der in Kap. 8.2 vorgestellten Parameter erlauben für sich allein keine Aussage über den hygienischen Zustand einer Wassergüte. Die Veränderung der Einzelparameter in kurzen Zeiträumen sollte als Hinweis auf hygienische Probleme verstanden werden.

Bei der Suche nach der Ursache und dem Abstellen der vorgefundenen Abweichung sollte der Betreiber mit sehr großer Wahrscheinlichkeit den guten hygienischen und regelgerechten Betrieb des Versorgungsbereiches bzw. seiner Installation wiederherstellen können.

Die Konnektivität zwischen Hardware und Software erfasst auch die Wasserwirtschaft immer mehr und wird zukünftig wichtig für die Auswertung der Daten und somit zur Sicherstellung einer hohen Trinkwassergüte. Im Bereich der Datenauswertung wird der Einsatz von Fingerprinting-Konzepten und deren Mustervergleich eine zentrale Funktion einnehmen, da die Trinkwassergüte seit einigen Jahren starken Einflüssen ausgesetzt ist und diese sich immer wieder verändern. Dies zeigt Bild 10.1 für verschiedene Wässer.

Bild 10.1: Zusammenhang zwischen zytometrischer Vielfalt (d.h. bakterieller Artenvielfalt) [10.2] und Bakterienkonzentration in filtriertem Oberflächenwasser (nach [10.1] modifiziert)



Mit dem Einsatz von Automatisierung und KI-Technologien wird man zukünftig bei der Überwachung der Trinkwassergüte neue Möglichkeiten finden, um die Risiken ungewollter mikrobieller Kontaminationen einschließlich Biofilmwachstum langfristig senken zu können und die Ressourceneffizienz zu steigern. Da sich mit den klimatischen Veränderungen (wie z. B. Starkregenereignissen, sinkende Flusspiegel usw.) Grund- und Oberflächenwasser drastisch verknappen werden und mit dem demografischen Wandel der Anteil an Risikogruppen in Deutschland steigen wird, kommt der Verfügbarkeit von Trinkwasser mit einer hohen Güte eine unverzichtbare Bedeutung zu. Diese Veränderungen erfordern ein Monitoring von Grund- und Oberflächenwasser sowie Rohwasser.

Die Ergänzung der physikalischen und chemischen Trinkwassergüteüberwachung ist ein essenzieller Baustein, um die Ursachen für Qualitätsprobleme in Trinkwasserverteilungen zu erkennen und zu lokalisieren. Die neuen Verfahren der mikrobiologischen Trinkwasserüberwachung zur Früherkennung werden in Zukunft gezieltere und schnellere Maßnahmen zur Vermeidung hygienerelevanter Ereignisse ermöglichen.

11. Literaturverzeichnis

Kapitel 2

- [2.1] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 2002. Synthesebericht Antifoulings und Kühlwassersysteme. Koblenz
- [2.2] DVGW e.V., 2018. Trinkwasserdesinfektion – Einsatz- und Anforderungskriterien – W 290:2018-05

Kapitel 4

- [4.1] Trinkwasserverordnung in der Fassung vom 20.06.2023 (BGBL 2023 I Nr. 159, zweite Verordnung zu Novellierung der Trinkwasserverordnung)
- [4.2] Rühling, K.; Schreiber, C.; Lück, C.; Schaule, G.; Kallert A., 2018. EnEff: Wärme-Verbundvorhaben, Energieeffizienz und Hygiene in der Trinkwasserinstallation, Schlussbericht [online]. [Zugriff am 18.08.2022]. Verfügbar unter: https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/iet/gewv/ressourcen/dateien/forschung_und_projekte/projekte/ee_hyg_at_twi/180618_Koordinierter-Schlussbericht_public.pdf?lang=de
- [4.3] Ji, P.; Parks, J.; Edwards, M. A.; Pruden, A., 2015. Impact of Water Chemistry, Pipe Material and Stagnation on the Building Plumbing Microbiome [online]. PLOS One 10(10): e0141087 [Zugriff am 18.08.2022]. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141087>
- [4.4] Neu, L.; Hammes, F., 2020. Fütterung des Mikrobioms der Gebäudeinstallation: Die Bedeutung synthetischer Polymermaterialien für die Bildung und das Management von Biofilmen [online]. Wasser 2020, 12, 1774 [Zugriff am 18.08.2022]. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3390/w12061774>
- [4.5] Schmoll, O.; Bethmann, D.; Sturm, S.; B. Schnabel, B., 2018. Das Water-Safety-Plan-Konzept: Ein Handbuch für kleine Wasserversorgungen. 3. Auflage, Umweltbundesamt

Kapitel 5:

- [5.1] RKI (Robert-Koch-Institut), 2019. Ratgeber Legionellose. Epidemiologisches Bulletin. 36. S. 377-386; Infektions-epidemiologisches Jahrbuch für 2018. Verfügbar unter: www.rki.de/DE/Content/Infekt/Jahrbuch/Jahrbuch2018.pdf
- [5.2] K. Rühling, K.; R. Rothmann, R., 2012. Untersuchungen zur Verifizierung von Sicherheitsabständen zur Zone des Legionellenwachstums in der Trinkwassererwärmung [online]. Technische Universität Dresden, Fakultät Maschinenwesen, Institut für Energietechnik, Forschungsvorhaben FKZ 0327831B, gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, S. 7. [Zugriff am 18.08.2022]. Verfügbar unter: https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/iet/gewv/ressourcen/dateien/forschung_und_projekte/projekte/berichte/bericht_legionellen?lang=de%22.
- [5.3] Flemming, H.-C.; Wingender, J., 2010. The biofilm matrix. Nature Reviews Microbiology (8), S. 623-633
- [5.4] Hall-Stoodley, L.; Costerton, J.W.; Stoodley, P., 2004. Bacterial Biofilms: From the natural environment to infectious diseases. Nature Reviews Microbiology (2), S. 95-108
- [5.5] Helmi, K.; Barthod, F.; Meheut, G.; Henry, A.; Poty, F.; Laurent, F.; Charni-Ben Tabassi, N., 2015. Methods for microbiological quality assessment in drinking water: A comparative study. Journal of water and health (13), S. 34-41. Verfügbar unter: DOI: 10.2166/wh.2014.056.
- [5.6] Brumfield, K.; Hasan, N.; Leddy, M.; Cotruvo, J.; Rashed, S.; Colwell, R.; Huq, A., 2020. A comparative analysis of drinking water employing metagenomics. PLOS One. 15. e0231210. Verfügbar unter: DOI: 10.1371/journal.pone.0231210.
- [5.7] Liu, G.; van der Mark, E.; Verberk, J.Q.J.C.; Dijk, J., 2013. Flow Cytometry Total Cell Counts: A Field Study Assessing Microbiological Water Quality and Growth in Unchlorinated Drinking Water Distribution Systems. BioMed Research International. 2013. 595872. Verfügbar unter: DOI: 10.1155/2013/595872.
- [5.8] Roeselers, G.; Coolen, J.; van der Wielen, P.; Jaspers, M.; Atsma, A.; Graaf, B.; Schuren, F., 2015. Microbial biogeography of drinking water: Patterns in phylogenetic diversity across space and time. Environmental microbiology. 17(7). Verfügbar unter: DOI: 10.1111/1462-2920.12739.
- [5.9] Proctor, C.; Hammes, F., 2015. Drinking water microbiology – from measurement to management. Current opinion in biotechnology. 33C. S. 87-94. Verfügbar unter: DOI: 10.1016/j.copbio.2014.12.014.
- [5.10] Liu, G.; Zhang, Y.; van der Mark, E.; Knezev, A.; Pinto, A.; van den Bogert, T.; Liu, W.; Meer, W.; Medema, G., 2018. Assessing the origin of bacteria in tap water and distribution system in an unchlorinated drinking water system by SourceTracker using microbial community fingerprints. Water Research. 138. Verfügbar unter: DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.043.
- [5.11] Liu, G.; Verberk, J.; Dijk, J., 2013. Bacteriology of drinking water distribution systems: An integral and multidimensional review. Applied microbiology and biotechnology. 97. Verfügbar unter: DOI: 10.1007/s00253-013-5217-y.
- [5.12] Castell-Exner, C.; Zenz, T., 2010. Klimawandel und Wasserversorgung. energie | wasser-praxis. (3), S. 22
- [5.13] Ling, F.; Whitaker, R.; LeChevallier, M.; Liu, W.-T., 2018. Drinking water microbiome assembly induced by water stagnation. The ISME Journal. 12. Verfügbar unter: DOI: 10.1038/s41396-018-0101-5.
- [5.14] Ji, P.; Parks, J.; Edwards, M.; Pruden, A., 2015. Impact of Water Chemistry, Pipe Material and Stagnation on the Building Plumbing Microbiome. PLOS One. 10. e0141087. Verfügbar unter: DOI: 10.1371/journal.pone.0141087.

- [5.15] Liu, G.; Bakker, G.; Li, S.; Vreeburg, J.; Verberk, J.; Medema, G.; Liu, W.-T.; Dijk, J., 2014. Pyrosequencing Reveals Bacterial Communities in Unchlorinated Drinking Water Distribution System: An Integral Study of Bulk Water, Suspended Solids, Loose Deposits, and Pipe Wall Biofilm. *Environmental science & technology*. 48. Verfügbar unter: DOI: 10.1021/es5009467.
- [5.16] Völker, S.; Schreiber, C.; Müller, H.; Zacharias, N.; Kistemann, T., 2017. Identifikation systemweiter Kontaminationen mit Legionella spec. in Trinkwasserinstallationen: Untersuchungsstrategien und korrespondierende Parameter. *Das Gesundheitswesen*. 79, S. 407-414
- [5.17] Lautenschlager, K.; Boon, N.; Wang, Y.; Egli, T.; Hammes, F., 2010. Overnight stagnation of drinking water in household taps induces microbial growth and changes in community composition. *Water research*. 44, S. 4868-77. Verfügbar unter: DOI: 10.1016/j.watres.2010.07.032.

Kapitel 6:

- [6.1] German Water Partnership e.V., 2019. *Wasser 4.0*, S. 7
- [6.2] Smalley, J. S. T.; Vallini, F.; El Amili, A.; Fainman, Y., 2016. Photonics for Smart Cities. In: I. N. Da Silva, R. A. Flauzino, Hrsg. *Smart Cities Technologies*. InTechOpen. Verfügbar unter: DOI: 10.5772/61375
- [6.3] CB Information Service, 2020. What are Smart Cities? [online]. 15.12.2020, [Zugriff am: 18.08.2022]. Verfügbar unter: <https://www.cbinsights.com/research/what-are-smart-cities/>

Kapitel 7:

- [7.1] Riegel, M. et al., 2014. Leitfaden zum Risikomanagement für Trinkwasserversorgungen hinsichtlich gezielter Einträge von chemischen, biologischen oder radioaktiven Substanzen, TZW
- [7.2] BTGA e.V.; figawa e.V., Hrsg., 2019. *Praxisleitfaden: Gefährdungsanalyse in Trinkwasserinstallationen*
- [7.3] DVGW e.V., Hrsg., 2020. *Merkblatt W 1001 2020-11 Sicherheit in der Trinkwasserversorgung – Risiko- und Krisenmanagement*

Kapitel 8:

- [8.1] Kistemann, T., 2018. Bakterienwachstum nicht unterschätzen. In: *IKZ Fachplaner* (4), S. 10-11
- [8.2] Kistemann, T. et al., 2010. Erkenntnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Biofilme in der Trinkwasserinstallation“, Teilprojekt 1 (Leiter: Prof. Dr. Thomas Kistemann): Entwicklung und Evaluierung eines rationalen räumlich-zeitlichen Probenahme-Regimes zur effizienten und verlässlichen Erfassung, Beobachtung und Interpretation mikrobieller Kontaminationen in Trinkwasserinstallationen Version 2.1. Projektdauer: 01.10.2006 bis 30.04.2010, Koordination: Prof. Dr. Hans-Curt Flemming
- [8.3] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2022. *DWA-Merkblatt 256-9: Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 9: Messeinrichtungen zur Bestimmung des Drucks*. Gelbdruck, Ausgabe Februar 2022. Hennef
- [8.4] Kölle, W., 2017. *Wasseranalysen – richtig beurteilt: Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe*. 4. Auflage. Weinheim: Wiley-VCH
- [8.5] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020. *DWA-Merkblatt 256-3: Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 3: Messeinrichtungen zur Bestimmung der Leitfähigkeit*. Ausgabe Mai 2020. Hennef
- [8.6] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2018. *DWA-Merkblatt 269: Prozessmessgeräte für Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff in Abwasserbehandlungsanlagen*. Ausgabe Juni 2018. Hennef
- [8.7] Rühling, K.; Schreiber, C.; Lück, C.; Schaule, G.; Kallert, A., 2018. *EnEff: Wärme-Verbundvorhaben, Energieeffizienz und Hygiene in der Trinkwasserinstallation: Schlussbericht 2018* [online]. [Zugriff am 18.08.2022]. Verfügbar unter: https://tu-dresden.de/ing/maschinenwesen/iet/geww/ressourcen/dateien/forschung_und_projekte/projekte/ee_hyg_at_twi/180618_Koordinierter-Schlussbericht_public.pdf?lang=de
- [8.8] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020. *DWA-Merkblatt 256-7: Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 7: Trübungsmesseinrichtungen*. Ausgabe Mai 2020. Hennef
- [8.9] Vital, M.; Fuchsli, H.P.; Hammes, F.; Egli, T., 2007. Growth of *Vibrio cholerae* O1 Ogawa Eltor in freshwater. In: *Microbiology* 153(7), S. 1993-2001
- [8.10] Deutsches Institut für Normung e.V., 1997. *DIN EN 1484 (2019-04-00): Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)*; Deutsche Fassung EN 1484:1997; Berlin: Beuth, 00.04.2019
- [8.11] Nießner, R., 2019. *Holl Wasser – Nutzung im Kreislauf: Hygiene, Analyse und Bewertung*. 10. Auflage. De Gruyter
- [8.12] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020. *DWA-Merkblatt 256-4: Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 4: Messeinrichtungen zur Bestimmung des pH-Wertes und des Redoxpotentials*. Ausgabe Mai 2020. Hennef
- [8.13] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020. *DWA-Merkblatt 256-2: Prozessmesstechnik auf Kläranlagen – Teil 2: Messeinrichtungen zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes*. Ausgabe Mai 2020. Hennef
- [8.14] Gabrielli, M.; Turolla, A.; Antonelli, M., 2021. Bacterial dynamics in drinking water distribution systems and flow cytometry monitoring scheme optimization. *J. Environ. Management*. 286. 112151

- [8.15] Nescerecka, A.; Juhna, T.; Hammes, F., 2018. Identifying the underlying causes of biological instability in a full-scale drinking water supply system. *Water Research*. 135. S. 11-21
- [8.16] Prest, E. I.; Weissbrodt, D. G.; Hammes, F.; van Loosdrecht, M. C. M.; Vrouwenvelder, J. S., 2016. Long-Term Bacterial Dynamics in a Full-Scale Drinking Water Distribution System. *PLOS One*, 0164445
- [8.17] Pinto, A. J.; Schroeder, J.; Lunn, M.; Sloan, W.; Raskin, L., 2014. Spatial-Temporal Survey and Occupancy-Abundance Modeling To Predict Bacterial Community Dynamics in the Drinking Water Microbiome. *mBio*. 5. 01135-14
- [8.18] Revetta, R. P.; Gomez-Alvarez, V.; Gerke, T. L.; Santo Domingo, J. W.; Ashbolt, N. J., 2016. Changes in bacterial composition of biofilm in a metropolitan drinking water distribution system. *J. Appl. Microbiol.* 121, S. 294-305
- [8.19] Osmancevic, E.; Engelfried, M.; Friedmann, R., 2018. Erhöhte Temperaturen in Trinkwasser-Versorgungssystemen. *energie | wasser-praxis*. (9), S. 58-63
- [8.20] Grobe, S.; Wagner, J.; Wingender, J., 2014. Sicherung der Trinkwasserqualität bei der Wasserverteilung bei veränderten Bodentemperaturen. *dynaklim-Publikation Nr. 52 / Juli 2014*. Essen: BMBF-Verbundprojekt dynaklim
- [8.21] Schauer, C., 2020. Hygienierisiko oder Hype? Legionellen in kaltgehenden Trinkwasserinstallationen. *tab*. (10), S. 40-45
- [8.22] Ji, P.; Parks, J.; Edwards, M. A.; Pruden, A., 2015. Impact of water chemistry, pipe material and stagnation on the building plumbing microbiome. *PLOS One*. 0141087
- [8.23] Rojas Tirado, P. A.; Pedersen, P. B.; Vadstein, O.; Pedersen, L.-F., 2018. Changes in microbial water quality in RAS following altered feed loading. *Aquacultural Eng.* 81, S. 80-88
- [8.24] Kennedy, L. C.; Miller, S. E.; Kantor, R. S.; Nelson, K. L., 2021. Effect of disinfectant residual, pH, and temperature on microbial abundance in disinfected drinking water distribution systems. *Environ. Sci.: Water res. Technol.* (7), S. 78-92
- [8.25] Bartram, J.; Chartier, Y.; Lee, J. V.; Pond, K.; Surman-Lee, S., 2007. *Legionella and the prevention of legionellosis*. Genf: World Health Organisation Press
- [8.26] Delafont, V.; Bouchon, D.; Héchard, Y.; Moulin, L., 2016. Environmental factors shaping cultured free-living amoebae and their associated bacterial community within drinking water network. *Water Research*. (100), S. 382-392
- [8.27] Perrin, Y.; Bouchon, D.; Delafont, V.; Moulin, L.; Héchard, Y., 2019. Microbiome of drinking water: A full-scale spatio-temporal study to monitor water quality in the Paris distribution system. *Water Research*. (149), S. 375-385
- [8.28] Husson, O., 2013. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant Soil*. 362, S. 389-417
- [8.29] Copeland, A.; Lytle, D. A., 2014. Measuring the oxidation-reduction potential of important oxidants in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*. Verfügbar unter: DOI: 10.5942/jawwa.2014.106.0002. S. E10-E20
- [8.30] Kaestli, M.; O'Donnell, M.; Rose, A.; Webb, J. R.; Mayo, M.; Currie, B. J.; Gibb, K., 2019. Opportunistic pathogens and large microbial diversity detected in source-to-distribution drinking water of three remote communities in Northern Australia. *PLOS Neglected Tropical Diseases*. 13. 0007672
- [8.31] Bessmer, M. et al., 2016. Trinkwasser aus Karstgebieten und mikrobiologische Trinkwassersicherheit [online]. EAWAG. [Zugriff am: 23.08.2022] Verfügbar unter: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/wasser/wasserversorgung/publikationen/downloads-1/tp1-karstsysteme.pdf/@download/file/TP1%20Karstsysteme.pdf>
- [8.32] Lüscher, M., 2021. Eigene Untersuchungen. Endress+Hauser Flowtec AG

Kapitel 9:

- [9.1] Favere, J.; Waegenaar, F.; Boon, N.; De Gussemme, B., 2021. Online microbial monitoring of drinking water: How do different techniques respond to contaminations in practice? [online] *Water Research*. Art.-Nr. 117387. [Zugriff am: 18.08.2022] Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117387>
- [9.2] DGKH (Deutsche Gesellschaft für Krankenhaushygiene e.V.), 2016. Gesundheitliche Bedeutung, Prävention und Kontrolle wasserassoziiierter Pseudomonas aeruginosa-Infektionen. *Hyg Med* 41. Suppl. 2
- [9.3] RKI (Robert-Koch-Institut), 2019. Ratgeber Legionellose. *Infektionsepidemiologisches Jahrbuch für 2018*. *Epidemiologisches Bulletin*. 36, S. 377-386
- [9.4] Umweltbundesamt (UBA), 2020. Ratgeber: Trink was – Trinkwasser aus dem Hahn: Gesundheitliche Aspekte der Trinkwasserinstallation
- [9.5] Zunabovic, M. et al., 2018. Durchflusszytometrie in der Wasserversorgung, mikrobiologische Charakterisierung von Einflussfaktoren und Zustandsveränderungen bei der Wasserversorgung. *BMNT*
- [9.6] Schweizerisches Bundesamt für Gesundheit (BAG), 2012. Durchflusszytometrische Analyse von Wasserproben
- [9.7] Bild: LEGIO-GROUP GmbH.
- [9.8] Højris, B.; Christensen, S. C. B.; Albrechtsen, H.-J.; Smith, C.; Dahlqvist, M., 2016. A novel, optical, on-line bacteria sensor for monitoring drinking water quality. *Scientific Reports*. 6. 23935
- [9.9] Højris, B.; Kornholt, S. N.; Christensen, S. C. B.; Albrechtsen, H.-J.; Dahlqvist, M., 2018. Detection of drinking water contamination by an optical real-time bacteria sensor. *H2Open Journal*. 1, S. 160-168
- [9.10] Cerbino, R.; Piotti, D.; Buscaglia, M.; Giavazzi, F., 2018. Dark field differential dynamic microscopy enables accurate characterization of the roto-translational dynamics of bacteria and colloidal clusters. *J. Phys.: Cond. Matter*. 30. 025901

- [9.11] Shekunov, B. Y.; Chattopadhyay, P.; Tong, H. H. Y.; Chow, A. H. L., 2006. Particle Size Analysis in Pharmaceuticals: Principles, Methods and Applications. *Pharm. Research*. 24, S. 203-227
- [9.12] Hansen, D. S.; Bram, M. V.; Lauridsen, S. M. Ø.; Yang, Z., 2021. Online Quality Measurements of Total Suspended Solids for Offshore Reinjection: A review Study. *Energies*. 14, S. 967
- [9.13] Analytik Jena GmbH
- [9.14] Corfitzen, C. B.; Andersen, B. Ø.; Miller, M.; Ursin, C.; Arvin, E.; Albrechtsen, H.-J., 2006. Rapid methods for detection of bacteria [online]. NVK 2006, Reykjavik [Zugriff am 23.08.2022]. Verfügbar unter: https://www.researchgate.net/profile/Morten-Miller/publication/228484665_Rapid_methods_for_detection_of_bacteria/links/546e49270cf29806ec2eb02b/Rapid-methods-for-detection-of-bacteria.pdf
- [9.15] Orenca, S.; James, A. L.; Manafi, M.; Perry, J. D.; Pincus, D. H., 2009. Enzymatic substrates in microbiology. *Journal of Microbiological Methods*. 79 (2), S. 139-155
- [9.16] Kumar, S.; Balakrishna, K.; Batra, H.V., 2008. Enrichment-ELISA for Detection of Salmonella typhi From Food and Water Samples. *Biomedical and Environmental Sciences*. 21, S. 137-143
- [9.17] Mansfield, L. P.; Forsythe, S. J., 2000. The detection of Salmonella using a combined immunomagnetic separation and ELISA end-detection procedure. *Letters in Applied Microbiology* 31, S. 279-283
- [9.18] Schlöter, M.; Aßmus, B.; Hartmann, A., 1995. The use of immunological methods to detect and identify bacteria in the environment. *Biotechnology Advances*. 13 (1), S. 75-90

Kapitel 10:

- [10.1] Buysschaert, B. et al., 2019. Flow cytometric fingerprinting to assess the microbial community response to changing water quality and additives. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* (5), S. 1672-1682, <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2019/ew/c9ew00283a>
- [10.2] Props, R.; Monsieurs, P.; Mysara, M.; Clement, L.; Boon, N., 2016. Measuring the biodiversity of microbial communities by flow cytometry. *Methods Ecol. Evol.* (7), S. 1376-1385

12. Bildverzeichnis

Bild 2.1:	Schematische Darstellung der Begriffe Off-Line, At-Line, On-Line und In-Line	5
Bild 4.1:	Schematische Darstellung der Trinkwasserverteilung von der Quelle bis zur Nutzung des Trinkwassers in Gebäuden [4.4]	12
Bild 5.1:	Wachstums- und Absterbekinetik für Legionellen im Wasser, wobei die Legionellen extrazellulär vorliegen [5.2]	16
Bild 5.2	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , Biofilm gewachsen bei 0,03 m/s (links) und bei 1 m/s (rechts) [5.4]	17
Bild 6.1:	Visionsbild einer digitalisierten und vernetzten Wasserwirtschaft nach FiW/IWW [6.1]	20
Bild 6.2:	Schematische Darstellung für ein sensorisches Online-System	22
Bild 6.3:	Vernetzung der Wasser-Sensoren/-Aktoren zu einem großen Netzwerk wird notwendig werden, damit der effiziente und effektive Ressourceneinsatz Wasser optimiert werden kann [modifiziert nach 6.3]	23
Bild 6.4:	Schematische Darstellung eines smarten Wasserverteilungssystems [modifiziert nach 6.2]	23
Bild 7.1:	Risikobewertungsmatrix (Punkte im roten Bereich werden als besonders kritisch angesehen, müssen mit Maßnahmen versehen und zwingend überwacht werden) [7.2]	25
Bild 8.1:	Wirkkreis der Trinkwassergüte (modifiziert nach [8.1, 8.2])	27
Bild 8.2:	Schematische Darstellung des Messprinzips der magnetisch induktiven Durchflussmessung	28
Bild 8.3:	Schematische Darstellung des Messprinzips der induktiven Leitfähigkeitsmessung (nach [8.5] modifiziert)	29
Bild 8.4:	Schematische Darstellung des Messprinzips der konduktiven Leitfähigkeitsmessung mit paralleler Elektrodenanordnung (nach [8.5] modifiziert)	30
Bild 8.5:	Schematische Darstellung eines Sensors zur Bestimmung des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK) durch Messung der UV-/VIS-Absorption	31
Bild 8.6:	Schematische Darstellung eines Sensors zur Trübungsmessung basierend auf Messung des 90°-Streulichts bzw. der Rückwärtsstreuung	32
Bild 8.7:	Korrelation AOC zu <i>Vibrio cholerae</i> -Bakterien [8.9]	34
Bild 8.8:	Schematische Darstellung einer Einstabmesskette zur pH-Messung	36
Bild 8.9:	Schematische Darstellung einer Einstabmesskette zur Messung der Redoxspannung	37
Bild 8.10:	Schematische Darstellung eines amperometrischen (links) und optischen (rechts) Sauerstoffsensors (nach [8.13] modifiziert)	37
Bild 8.11:	Schematische Darstellung von Einflüssen (Nährstoff, Temperatur, Fließgeschwindigkeit, Werkstoffe, Partikeln usw.) auf Biofilmbildung und Ablösung von Mikroorganismen in Wasserleitungen	39
Bild 8.12:	Einfluss der Saisonalität auf die Gesamtzellzahl [8.16]	39
Bild 8.13:	Zeitliche Veränderung der Komplexität des beobachteten Mikrobioms, gemittelt über die Probenahmestellen innerhalb jedes Monats (A), korreliert mit der Wassertemperatur (schwarze Quadrate), der Leitfähigkeit (schwarze Kreise) und dem Verhältnis von Oberflächenwasser zu Grundwasser (glatte schwarze Linie) [8.17]	40
Bild 8.14:	Hauptkoordinatengrafik Umwelt- und Prozessparameter mit signifikanter Pearson-Korrelation zur zeitlichen Variabilität der bakteriellen Gemeinschaftsstruktur ¹	41
Bild 8.15:	Pearson-Koeffizient für verschiedene Mikroorganismen in Abhängigkeit von Wasserparametern, exemplarisch für die Studie von [8.27]	43
Bild 8.16:	Pearson-Koeffizient zwischen einer Auswahl von Parametern von einem chlorfreien Wasserverteilungssystem [8.16]. ΔNET: Trinkwassernetz; WTP: Wasseraufbereitungsanlage (Water Treatment Plant), Datenbasis: zwei Jahre, 184 Wasserproben	44
Bild 8.17:	Pourbaix-Diagramm von (a) Stickstoff, (b) Schwefel und (c) Mangan [8.28]	45
Bild 8.18:	Messwerte einzelner Parameter nach Niederschlagsereignis an verschiedenen Quellen [8.31]	46
Bild 8.19:	Parallele Messwert-Erfassung der Parameter Durchfluss \dot{V} , Leitfähigkeit EC und Temperatur T. Messort: Trinkwasser am Hauswassereingang eines Wohngebäudes [8.32]	47

Bild 9.1: Prinzip der Durchflusszytometrie in vereinfachter Darstellung zur Detektion der Gesamtzellzahl [9.6]	53
Bild 9.2: Darstellung von Wasserparametern und Eigenschaften von Mikroorganismen in einem Spiderweb-Diagramm [9.6]	54
Bild 9.3: Schematische Darstellung des mikroskopiebasierten Verfahrens [9.7]	55
Bild 9.4: Schematische Darstellung der PCR (Der erste PCR-Zyklus ist noch in seine drei Einzelschritte (Denaturierung, Annealing und Elongation) unterteilt. Mit jedem PCR-Zyklus verdoppelt sich theoretisch die Anzahl der nachzuweisenden DNA-Moleküle.) [9.13]	57
Bild 9.5: Reaktionsschema der ATP-Messung	58
Bild 10.1: Zusammenhang zwischen zytometrischer Vielfalt (d.h. bakterieller Artenvielfalt) [10.2] und Bakterienkonzentration in filtriertem Oberflächenwasser (nach [10.1] modifiziert)	61

13. Tabellenverzeichnis

Tabelle 8.1: Einschätzung zum Einfluss ausgewählter physikalisch-chemischer Parameter auf die Bakterienkonzentration und auf die bakterielle Zusammensetzung des Mikrobioms im Trinkwasser (Literatúrauswertung der in Kap. 8 genannten Literatur)	42
Tabelle 9.1: Grenzwerte für mikrobiologische Parameter und Indikatoren im Trinkwasser nach der TrinkwV (nicht zur Abfüllung in Behälter) [4.1]	49
Tabelle 9.2: Technischer Maßnahmenwert für Legionellen nach der TrinkwV [4.1]	49
Tabelle 9.3: Technische Maßnahmenwerte für Gesundheitseinrichtungen nach Empfehlung der DGKH (Deutsche Gesellschaft für Krankenhaushygiene e.V.) [9.2]	49
Tabelle 9.4: Übersicht der Nachweismethoden für Bakterien und deren Merkmale (für die optischen/mikrobiologischen und DNA-/RNA-Methoden wurden jeweils verschiedene Technologien geclustert)	52

14. Autoren aus dem figawa-Arbeitskreis

CARELA GmbH:
Bernd Krumrey, Priv.-Doz. Dr. Christiane Schreiber

Endress+Hauser Conducta GmbH+Co. KG:
Dr. Achim Gahr

Endress+Hauser Flowtec AG:
Marcel Lüscher

Evoqua Water Technologies GmbH:
Georg Csontos

figawa e.V.
Michael Reinders

Hach Lange GmbH:
Clemens Hanschke, Juliane Thamm

Dr. Kücke GmbH:
Dr. Stephanie Holz

LEGIO-WATER GmbH:
Rainer Kaifel

Viega GmbH & Co. KG:
Dr. Christian Schauer

Xylem GmbH:
Frank Honold

und weitere.



Impressum

Herausgeber

figawa e.V.
Marienburger Straße 15
50968 Köln
www.figawa.org

Kontakt

Michael Reinders
Referent Wasser
reinders@figawa.de

Wir sind figawa. Wir sind Interessenvermittler, Innovationsbeschleuniger und Wissensnetzwerk. Für alle, die sichere und nachhaltige Technologien rund um Gas, Liquid Fuels und Wasser für unsere gemeinsame Zukunft gestalten.

