

Vorwissenschaftliche Arbeit im Rahmen der Reifeprüfung

# Bestimmung der Gewässergüte anhand des chemischen und biochemischen Sauerstoffbedarfs Stephanie Müllauer 8D 2018/19

Bundesgymnasium und Bundesrealgymnasium Wien 4 Wiedner Gymnasium/Sir Karl Popper Schule A-1040 Wien, Wiedner Gürtel 68

> Betreuungslehrperson: Dr. Peter Pany Vorgelegt am 12.02.2019

#### Abstract

Um im Rahmen der Gewässergütebestimmung ein möglichst detailliertes Bild des untersuchten Wasserkörpers zu erhalten, ist es unter anderem notwendig die organischen Wasserinhaltsstoffe summarisch zu bestimmen. Das Ziel dieser Arbeit ist es den chemischen und biochemischen Sauerstoffbedarf eines Fließgewässers zu untersuchen und zu ermitteln, ob die beiden Parameter saisonalen Schwankungen unterliegen und ob sich die Parameter mit dem Durchfluss durch urbanisiertes Gebiet signifikant verändern. Um diese Fragen zu beantworten, wurden an zwei Standorten entlang des Wienflusses über den Zeitraum von einem Jahr monatlich Proben gezogen und ihr chemischer und biochemischer Sauerstoffbedarf bestimmt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die beiden Parameter saisonalen Schwankungen unterliegen. Beim biochemischen Sauerstoffbedarf sind diese vermutlich auf die gesteigerte Vermehrung der Mikroorganismen in den warmen Monaten zurückzuführen. Die Ursachen der Schwankungen des chemischen Sauerstoffbedarfs konnten nicht eindeutig geklärt werden. Außerdem wurde gezeigt, dass der Durchfluss durch urbanisiertes Gebiete im Fall des Wienflusses keine signifikanten Änderungen der beiden Parameter bedingt hat.

# Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Organische Substanzen in Gewässern	2
2.1 Natürliche organische Substanzen	3
2.2 Anthropogene organische Substanzen	5
2.3 Quantitative Analyse organischer Substanzen	6
3 Der chemische Sauerstoffbedarf	
3.1 Die Kaliumdichromatmethode	7
3.2 Die Kaliumpermanganatmethode	
4 Der biochemische Sauerstoffbedarf	
4.1 Die Sauerstoffbestimmung nach Winkler	14
4.2 Die manometrische Analysemethode	15
4.3 Die Verdünnungsmethode	15
5 Fragestellungen und Arbeitshypothesen	16
6 Material und Methoden	
6.1 Versuchsaufbau chemischer Sauerstoffbedarf	19
6.2 Versuchsaufbau biochemischer Sauerstoffbedarf	20
7 Ergebnisse	21
7.1 Ergebnisse der CSB- Bestimmung	21
7.2 Ergebnisse der BSB-Bestimmung	25
8 Diskussion	28
8.1 Interpretation der Ergebnisse	28
8.2 Limitationen der Untersuchung und weiterführende	31
Fragestellungen	31
Literaturverzeichnis	33
Abbildungsverzeichnis	35

## 1 Einleitung

Ungefähr 70% der Erdoberfläche sind mit Wasser bedeckt. Wasser ist essentiell für das Leben auf unserem Planeten. Es fungiert sowohl als Trinkwasser, als auch als Lebensraum für ein breites Spektrum an Organismen. Aus diesem Grund leistet Wasser einen großen und wichtigen Beitrag zur Entwicklung und Wahrung der Biodiversität auf der Erde.

Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Wasserkörpern, die sehr unterschiedliche Eigenschaften aufweisen können, ist zur näheren Betrachtung einzelner Wässer eine Kategorisierung der verschiedenen Wasserkörper vonnöten. Diese Kategorisierung kann auf viele verschiedene Arten erfolgen. Grohmann teilt Wasser in folgende Kategorien ein: Regenwasser, Quellwasser, Oberflächenwasser, Grundwasser, Meerwasser, Brackwasser und Mineralwasser. Bei der Einteilung der einzelnen Wässer in diese Kategorien ist jedoch zu beachten, dass die Zusammensetzung und Eigenschaften des Wassers auch innerhalb der einzelnen Kategorien stark variabel ist (vgl. Grohmann 2011, 22).

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit einer Unterkategorie der Gewässerkategorie Oberflächenwasser, den Fließgewässern.

Oberflächenwasser ist ein Gemisch aus Grund-, Quell-, Regen- und (behandeltem und unbehandeltem) Abwasser und dementsprechend in seiner chemischen Beschaffenheit starken Schwankungen unterworfen. (Hütter 1994, 54)

Neben ihrer schwankenden chemischen Beschaffenheit weisen Oberflächenwässer, und damit auch Fließgewässer, starke Temperaturschwankungen auf, die unter anderem saisonal bedingt sind (vgl. Grohmann 2011, 22).

Aufgrund der starken Variabilität der chemischen und physikalischen Beschaffenheit von Oberflächenwasser, ist es vonnöten regelmäßige Qualitätserhebungen durchzuführen. In Österreich werden vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus in regelmäßigem Abstand Kontrollen der Gewässergüte in Auftrag gegeben. Diese offizielle Gewässergütebestimmung umfasst drei Komponenten: die biologischen, die hydromorphologischen und die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Die biologischen Qualitätskomponenten

umfassen die Faktoren Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna und die Fischfauna. Die biologischen Qualitätsparameter sind insofern interessant, als sie zur Bestimmung des Saprobienindexes herangezogen werden können. Dabei werden die Gewässer, anhand der im Gewässer vorkommenden Organismen, in verschiedene Gewässergüteklassen eingeteilt (vgl. Jürging und Patt 2005, 183).

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer sind die Morphologie, die Durchgängigkeit des Flusses und der Wasserhaushalt (vgl. Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer 2018, § 4).

Zu den physikalisch-chemischen Parametern der offiziellen Gewässergütebestimmung gehören die Temperatur, der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB), der gelöste organische Kohlenstoff (DOC), die Sauerstoffsättigung, der pH-Wert, Ortophosphat und Chlorid (vgl. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018, 11).

Die vorliegende Arbeit widmet sich den physikalisch-chemischen Parametern, die zur Erfassung organischer Substanzen in Fließgewässern eingesetzt werden.

## 2 Organische Substanzen in Gewässern

Viele der im Wasser befindlichen Stoffe sind Stoffe organischer Natur. Sie werden auf verschiedenen Wegen in das Gewässer eingetragen und können dort einen großen Einfluss auf das Leben der Organismen haben.

Bis zu einem gewissen Grad ist es Gewässerorganismen möglich organische Substanzen, die sich im Gewässer befinden, im Rahmen der Mineralisation abzubauen (vgl. Worch 1997, 129). Bei der Mineralisation werden die organischen Substanzen in erster Linie zu Wasser und CO<sub>2</sub> umgesetzt. Es können aber auch andere kleine anorganische Moleküle wie HCl, CO oder NH<sub>3</sub> gebildet werden (vgl. Korte 1987, 53). Die Fähigkeit organische Substanzen durch enzymatische Spaltung abzubauen, wird auch als biologische Selbstreinigung der Gewässer bezeichnet. Das Ausmaß der Selbstreinigung hängt sowohl von der Art und Anzahl der im Gewässer vorkommenden Mikroorganismen, als auch von der Art und Menge der organischen Substanzen ab, da bestimmte organische Schadstoffe eine hemmende Wirkung auf die Abbauaktivität der Mikroorganismen ausüben können (vgl. Jungwirth et al. 2003, 178).

Neben den biotischen Abbauwegen existieren für organische Substanzen in Gewässern auch abiotische Wege des Abbaus. Für diese sind unter anderem oxidative, reduktive, hydrolytische oder photochemische Prozesse verantwortlich (vgl. Korte 1987, 54-61).

Die Einteilung der organischen Substanzen in Gewässern erfolgt grob in die Kategorien natürliche und anthropogene organische Substanzen.

## 2.1 Natürliche organische Substanzen

Natürliche organische Substanzen (NOM – natural organic matter) umfassen alle Stoffe, die auf natürlichem Weg, also ohne anthropogenen Einfluss, in das Gewässer eingebracht werden. Eintragsquellen können beispielweise Fallholz, Wurzeln der Uferbäume oder abgestorbene Pflanzen sein (vgl. Jürging und Patt 2005, 26).

Auch innerhalb der Kategorie der natürlichen organischen Stoffe kann man eine grobe Einteilung in zwei Kategorien vornehmen: Nichthuminstoffe und Huminstoffe. Nichthuminstoffe sind Substanzen wie Proteine, Kohlenhydrate, Lipide oder Aminosäuren, die jedoch in der Gewässeranalyse aufgrund ihrer sehr guten biologischen Abbaubarkeit nur eine kleine Rolle einnehmen (vgl. Grohmann 2011, 158). Eine höhere Relevanz weist hierbei die Kategorie der Huminstoffe auf. Huminstoffe sind eine Stoffklasse die nicht eindeutig definiert werden kann, da es nicht möglich ist, ihre genaue Summenformel und Struktur anzugeben. Sie haben keine verallgemeinerbaren, regelmäßigen Strukturen, sondern sind sehr uneinheitlich aufgebaut (vgl. Ziechmann 1996, 27). Es konnte jedoch nachgewiesen werden, dass die meisten Huminstoffe sowohl aromatische als auch aliphatische Strukturen aufweisen (vgl. Ziechmann 1996, 17). Außerdem ist bekannt, dass die molaren Massen der meisten Huminstoffe sehr hoch sind und zwischen 500 g/mol und 100000 g/mol liegen (vgl. Worch 1997, 132). Grob kann man Huminstoffe in drei Kategorien, die sich aufgrund ihrer Löslichkeit in wässrigen Lösungen unterscheiden, einteilen: Humine, die in jedem wässrigen Milieu unlöslich sind, Huminsäuren, die im basischen Milieu löslich sind, nicht jedoch im sauren, und Fulvinsäuren, die in jedem pH-Bereich eine gute Löslichkeit aufweisen (vgl. Worch 1997, 131).

In der folgenden Abbildung ist eine Modelldarstellung einer Huminsäure angeführt.

$$(CH_3)_{0-3} \xrightarrow{OH} \xrightarrow{O$$

Abb. 1: Struktur einer Huminsäure.

Im Durchschnitt liegen 50 bis 67% des DOC – also des gelösten organischen Kohlenstoffs – als Huminstoffe vor (vgl. Zwirnmann 2009, 252).

Huminstoffe sind insofern relevant, als sie für Mikroorganismen oftmals nur schwer abbaubar sind und aus diesem Grund lange im Gewässer verbleiben können (vgl. Worch 1997, 130). Sie sind außerdem für die sichtbare Braunfärbung vieler Gewässer verantwortlich (vgl. Ziechmann 1996, 27). In Gewässern haben Huminstoffe jedoch auch wichtige Funktionen. Schwermetalle, die für Wasserlebewesen potentiell toxisch sind, können mit Huminstoffen Komplexe bilden, die ihre Bioverfügbarkeit in Gewässern reduzieren (vgl. Meinelt et al. 2001, 214).

## 2.2 Anthropogene organische Substanzen

Neben den NOMs kommen in Gewässern, in geringerer Konzentration, auch anthropogene, xenobiotische organische Stoffe vor. In die Kategorie der anthropogenen organischen Substanzen fallen alle Stoffe, die auf nicht natürlichem Weg in das Gewässer eingetragen werden. Da die Konzentrationen der meisten anthropogenen organischen Stoffe sehr gering sind, werden sie meist als Spurenstoffe bezeichnet. Einige von ihnen haben jedoch, trotz ihrer geringen Konzentration, einen großen negativen Einfluss auf das Leben der Gewässerorganismen und sind deshalb für eine nähere Betrachtung relevant (vgl. Grohmann 2011, 168).

Ein Beispiel für anthropogene organische Stoffe, die in Gewässern vorkommen, sind aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe, die unter anderem aufgrund ihres häufigen Vorkommens in Erdölprodukten in Gewässer eintreten können (vgl. Worch 1997, 134). Andere anthropogene organische Substanzen, die oft in Gewässern vorzufinden sind, sind unter anderem folgende: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, die als unerwünschte Nebenprodukte bei Pyrolyseprozessen oder unvollständigen Verbrennungen entstehen, Phenole, die bei der Herstellung von Kunststoffen oder Weichmachern anfallen, halogenorganische Verbindungen, die als Lösungsmittel, Kühlflüssigkeiten oder Pestizide Anwendung finden und Chlorbenzole und Chlorphenole, die Bakterizide und Fungizide sind und als Zwischenprodukte in der chemischen Industrie anfallen. Außerdem lassen sich oft folgende Stoffe in Gewässern finden: polychlorierte Biphenyle, die als Hydraulikflüssigkeit verwendet werden, stickstofforganische Verbindungen, die in vielen Pharmaka, Kosmetika und Pestiziden vorkommen, schwefelorganische Verbindungen, die bei der Zellstoffherstellung eine große Rolle spielen und Tenside aus Wasch- und Spülmitteln (vgl. Worch 1997, 136-161). Eine weitere Stoffgruppe, die sich oftmals in Gewässern befindet und dort problematische Auswirkungen auf die Gewässerorganismen haben kann, ist die Gruppe der synthetischen organischen Komplexbildner. In diese Gruppe fallen Substanzen wie Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) oder Nitrilotriessigsäure (NTA). Diese werden vor allem durch die Galvanik- oder Textilindustrie in die Gewässer eingetragen und können, ähnlich wie Huminstoffe, mit Schwermetallionen hochstabile Chelatkomplexe bilden. Die Problematik hierbei ist jedoch, dass Schwermetallionen aus Kläranlagen remobilisiert werden können und dadurch in die Gewässer eingetragen werden. Ähnliche Effekte konnten auch bei Phosphonsäuren, die ebenfalls in der Textilindustrie zur Anwendung kommen, beobachtet werden (vgl. Worch 1997, 161- 163).

## 2.3 Quantitative Analyse organischer Substanzen

Aufgrund der großen Zahl verschiedener organischer Substanzen in Gewässern ist es in den meisten Fällen nicht relevant oder zielführend qualitative oder quantitative Analysen einzelner Substanzen durchzuführen. Stattdessen wird oftmals auf sogenannte Summenparameter zurückgegriffen, welche alle organischen Wasserinhaltsstoffe zusammenfassen und ihre Menge quantitativ bestimmen (vgl. Höll 2010, 908). Die wichtigsten Summenparameter zur Bestimmung organischer Substanzen in Gewässern sind der CSB, der BSB, der DOC und der TOC (vgl. Höll 2010, 909). Der chemische Sauerstoffbedarf, oder CSB, ist definiert als der Sauerstoffverbrauch bei der chemischen Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe (vgl. Höll 2010, 910). Der biochemische Sauerstoffbedarf, oder BSB, ist hingegen der Sauerstoffbedarf bei der biologischen Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe durch Mikroorganismen (vgl. Schaefer 2003, 36). Diese beiden Parameter werden in den folgenden Kapiteln genauer beschrieben.

Der DOC ("Dissolved organic carbon" – gelöster organischer Kohlenstoff) und der TOC ("total organic carbon" – gesamter organischer Kohlenstoff) sind direkt über den, in den Gewässern vorhandenen, Kohlenstoff definiert. Die Bestimmung des gelösten, beziehungsweise des gesamten Kohlenstoffs, erfolgt durch die Oxidation der organischen Substanzen zu Kohlendioxid und der anschließenden quantitativen Bestimmung des Kohlendioxids (vgl. Höll 2010, 913).

#### 3 Der chemische Sauerstoffbedarf

Einer der Parameter, die zur summarischen Bestimmung organischer Substanzen im Wasser eingesetzt werden, ist der chemische Sauerstoffbedarf. Dieser Parameter ist folgendermaßen definiert: "Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) gibt die Menge Sauerstoff an, die zur Oxidation der organischen Verbindungen in einem Liter Wasser benötigt werden." (Pohling 2015, 59)

Üblicherweise wird der chemische Sauerstoffbedarf durch Oxidation der organischen Inhaltsstoffe einer Wasserprobe durch das Oxidationsmittel Kaliumdichromat (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) bestimmt (vgl. Pohling 2015, 59). Durch den gemessenen Verbrauch des Oxidationsmittels kann auf die

entsprechende Sauerstoffmenge, die bei ebenjener Oxidation verbraucht werden würde, rückgerechnet werden. Bei der Untersuchung von schwach bis mäßig belasteten Gewässern kann neben der Analyse mit Kaliumdichromat ein äquivalentes Verfahren, bei dem das Oxidationsmittel Kaliumpermanganat (KMnO<sub>4</sub>) verwendet wird, angewendet werden (vgl. Pohling 2015, 227). Der Sauerstoffverbrauch hierbei ist jedoch bei gleicher Belastung geringer, da einige der organischen Inhaltstoffe mit dieser Methode nicht oder nur unvollständig oxidiert werden können (vgl. Hütter 1994, 104).

#### 3.1 Die Kaliumdichromatmethode

Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumdichromat können zwei unterschiedliche Aufschlussmethoden zum Einsatz kommen: der nasschemische Aufschluss am offenen Rückfluss (Makromethode) und der nasschemische Aufschluss am geschlossenen Rückfluss (Mikromethode) (vgl. Pohling 2015, 63-65).

Sowohl bei der Bestimmung des CSB mit Hilfe der Makromethode, als auch bei der Analyse mit Hilfe der Mikromethode, findet die mit Silbersulfat (Ag<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) katalysierte Reaktion in schwefelsaurer Lösung statt. Da der Oxidationsmittelverbrauch durch die Oxidation etwaiger Chlorid-Ionen zu elementarem Chlor verfälscht werden könnte, werden die in der Probe befindlichen Chlorid-Ionen durch den Zusatz von Quecksilbersulfat (HgSO<sub>4</sub>) zu undissoziiertem Quecksilberchlorid (HgCl<sub>2</sub>) umgesetzt.

$$2~Cl^- +~HgSO_4 \rightarrow~HgCl_2 + SO_4^{2-}$$

Ist bekannt, dass die Probe eine hohe Nitritkonzentration aufweist, wird vor der Oxidation Sulfaminsäure zugesetzt um das in der Probe befindliche Nitrit zu Stickstoff und Schwefelsäure umzusetzen und dadurch den störenden Einfluss, der sich in einer Erhöhung des Oxidationsmittelverbrauchs manifestieren würde, zu minimieren.

$$NH_2HSO_3 + NO_2^- + H^+ \rightarrow N_2 \uparrow + H_2SO_4 + H_2O$$

Im Anschluss an die präparativen Maßnahmen, wird eine Kaliumdichromatlösung bekannter Konzentration im Überschuss zugegeben, um die organischen Wasserinhaltsstoffe zu einem möglichst hohen Grad zu oxidieren.

In den folgenden Reaktionsgleichungen ist exemplarisch die Oxidation organischer Substanzen durch das Oxidationsmittel Kaliumdichromat gezeigt. Als Beispielsubstanzen wurden Phenol und die organische Stickstoffverbindung Methylamin gewählt.

$$3 C_6 H_5 O H + 14 K_2 C r_2 O_7 + 56 H_2 S O_4 \rightarrow 14 C r_2 (S O_4)_3 + 14 K_2 S O_4 + 65 H_2 O + 18 C O_2$$

$$2 C H_3 N H_2 + 2 K_2 C r_2 O_7 + 9 H_2 S O_4$$

$$\rightarrow 2 C r_2 (S O_4)_3 + 2 K_2 S O_4 + (N H_4)_2 S O_4 + 2 C O_2 + 10 H_2 O$$

Der nach der Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe in der Lösung verbleibende Überschuss des Oxidationsmittels Kaliumdichromat, wird nach Ablauf obenstehender Reaktionen mit Ammoniumeisen(II)sulfatlösung oder Eisen(II)sulfatlösung titriert.

$$K_2Cr_2O_7 + 6 (NH_4)_2Fe(SO_4)_2 + 7 H_2SO_4$$
  
 $\rightarrow K_2SO_4 + Cr_2(SO_4)_3 + 3 Fe_2(SO_4)_3 + 6 (NH_4)_2SO_4 + 7 H_2O_4$   
 $3 Fe^{2+} + Cr^{6+} \rightarrow 3 Fe^{3+} + Cr^{3+}$ 

Um den Endpunkt der Titration zu kennzeichnen, wird der Indikator Ferroin eingesetzt. Dieser schlägt bei einem Überschuss von Fe<sup>2+</sup>-Ionen, der eintritt, wenn alle Cr<sup>6+</sup>-Ionen nach obenstehender Reaktionsgleichung reagiert haben, von hellblau nach rot um.

Bei der Analyse mit Kaliumdichromat ist es notwendig, neben der eigentlichen Probe einen Blindwert mit reinem Wasser zu bestimmen, um mögliche Fehlerquellen, wie zum Beispiel die thermische Zersetzung von Kaliumdichromat bei längerem Erhitzen der Probe, berücksichtigen zu können. Sind die Ergebnisse der volumetrischen Analyse bekannt, kann man auf die bei der Oxidation der organischen Inhaltsstoffe verbrauchte Menge Kaliumdichromat und davon weiter auf den Sauerstoffverbrauch rückrechnen.

Der nasschemische Aufschluss am geschlossenen Rückfluss unterscheidet sich vom nasschemischen Aufschluss am offenen Rückfluss durch die verwendeten Gerätschaften. Während bei der Makromethode mit Heizplatte, Rückflusskühler und Rundkolben gearbeitet wird, werden bei der Mikromethode die Proben in verschlossene Reagenzgläser gefüllt und in einem Aluminiumblock erhitzt.

Die Mikromethode wird, einerseits aufgrund ihres platzsparenden Aufbaus, und andererseits aufgrund des geringeren Austritts flüchtiger organischer Verbindungen, bedingt durch den Verschluss der Reagenzgläser, bevorzugt. Ein weiterer Vorteil des nasschemischen Aufschlusses am geschlossenen Rückfluss ist, dass geringere Probenvolumina benötigt werden.

Neben der beschriebenen volumetrischen Bestimmung des Oxidationsmittelüberschusses, kann dieser auch photometrisch bestimmt werden. Die orange Färbung des K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> nimmt im Laufe der Oxidation ab, während die grüne Färbung des Cr(III), das sich aufgrund der Reduktion des Cr(VI) bildet, zunimmt. Es wird sowohl die Intensität der verbleibenden orangen Farbe bei 420 Nanometern, als auch die Intensität der grünen Farbe bei 600 Nanometern gemessen.

Die Ergebnisse der Analysen werden üblicherweise in mg $\,O_2$  pro Liter angegeben. Dabei wird angenommen, dass die Oxidationskraft einer Einheit Kaliumdichromat, jener von 1,5 Einheiten Sauerstoff entspricht.

Die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumdichromat ist eine sehr exakte Analysemethode. Die organischen Inhaltsstoffe werden dabei praktisch vollständig (man kann mit einer Oxidationsrate zwischen 95 % und 97 % rechnen) oxidiert. Der größte Nachteil dieser Methode sind die verwendeten Chemikalien, da sowohl Kaliumdichromat, als auch Quecksilbersulfat als toxisch gelten. Kaliumdichromat wird außerdem eine kanzerogene Wirkung zugeschrieben.

# 3.2 Die Kaliumpermanganatmethode

Anstelle von Kaliumdichromat kann zur summarischen Bestimmung organischer Wasserinhaltsstoffe auch das Oxidationsmittel Kaliumpermanganat (KMnO<sub>4</sub>) verwendet werden. Die Oxidation kann bei diesem äquivalenten Verfahren sowohl im sauren (vgl. Klee 1998, 97-100) als auch im basischen Milieu (vgl. Pohling 2015, 229-230) stattfinden.

Bei der Oxidation im sauren Milieu wird der schwefelsauren Wasserprobe ein Überschuss des Oxidationsmittels Kaliumpermanganat in bekannter Konzentration zugesetzt. Die organischen Wasserinhaltsstoffe werden oxidiert, während das Mn(VII) im Permanganatanion (MnO<sub>4</sub>-) zu Mn<sup>2+</sup> reduziert wird. Die folgende Reaktionsgleichung stellt exemplarisch die Oxidation einer organischen Verbindung durch KMnO<sub>4</sub> am Beispiel der Glucose dar (vgl. Pohling 2015, 228).

$$5 \ C_6 H_{12} O_6 + 24 \ KMn O_4 + 36 \ H_2 S O_4 \rightarrow 30 \ C O_2 + 66 \ H_2 O + 12 \ K_2 S O_4 + 24 \ Mn S O_4$$

$$MnO_4^- + 8 H^+ + 5 e^- \rightleftharpoons Mn^{2+} + 4 H_2 O$$

Nachdem die organischen Substanzen in der Wasserprobe zu einem möglichst hohen Grad oxidiert wurden, verbleibt das überschüssige Permanganat, welches nicht zu  $Mn^{2+}$  reduziert wurde, in der Lösung. Es wird durch Zusatz einer Oxalsäurelösung der gleichen Äquivalentkonzentration wie die anfangs zugesetzte Kaliumpermanganatlösung reduziert. Die Oxalsäure liegt hierbei im Überschuss vor.

$$2 KMnO_4 + 3 H_2SO_4 + C_2H_2O_4 \rightarrow 2 MnSO_4 + K_2SO_4 + 4 H_2O + 2 CO_2$$

Die Restkonzentration, der in Lösung verbliebenen Oxalsäure, wird in einem nächsten Schritt manganometrisch ermittelt. Durch den Verbrauch dieser Titration ist es möglich auf die ursprünglich zur Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe benötigte Menge Kaliumpermanganat rückzurechnen.

Bei der Oxidation im alkalischen Milieu wird der Wasserprobe sowohl Kaliumpermanganat, als auch Kalilauge zugesetzt. Während die organischen Substanzen oxidiert werden, wird das Mn(VII) zu Mn(VI) reduziert. Statt Kaliumsulfat und Mangan(II)sulfat bildet sich bei der Reaktion im alkalischen Milieu Kaliummanganat. Die folgende Reaktionsgleichung beschreibt exemplarisch den Oxidationsprozess der organischen Substanzen am Beispiel der Glucose.

$$C_6H_{12}O_6 + 24 KMnO_4 \rightarrow 6 CO_2 + 18 H_2O + 24 K_2MnO_4$$

Der zweite Reaktionsschritt ist die Reduktion des Manganat-Ions zu Mangandioxid. Dieses weist eine schwarzbraune Färbung auf und setzt sich als Niederschlag ab.

$$MnO_4^{2-} + 2 H_2 O + 2e^- \rightarrow MnO_2 \downarrow +4 OH^-$$

Der Mangandioxidniederschlag löst sich nach Zusatz von Schwefelsäure und Oxalsäure im Überschuss.

$$MnO_2 + H_2C_2O_4 + H_2SO_4 \rightarrow MnSO_4 + 2CO_2 + 2H_2O$$

Der in der Lösung verbleibende Oxalsäureüberschuss wird im Anschluss, wie bei der Oxidation im sauren Milieu beschrieben, manganometrisch rücktitriert.

Das Ergebnis der Oxidationen mit Kaliumpermanganat kann entweder in mg KMnO $_4$  pro Liter oder, wie die Ergebnisse der Analyse mit Kaliumdichromat, in mg  $O_2$  pro Liter angegeben werden, wobei ein Milligramm KMnO $_4$  3,95 mg O $_2$  entsprechen (vgl. Pohling 2015, 230). Als Anhaltspunkte für die Einordnung der Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass reine Oberflächengewässer einen Kaliumpermanganatverbrauch von etwa 8-12 mg/l aufweisen. Bei mäßig belasteten Gewässern ist ein Verbrauch von 20 bis 35 mg/l zu erwarten und bei verschmutzten Gewässern kann ein Verbrauch von bis zu 150 mg/l beobachtet werden (vgl. Klee 1998, 100).

Die summarische Bestimmung der organischen Wasserinhaltstoffe mit Kaliumpermanganat bietet den Vorteil, dass die verwendeten Chemikalien wesentlich harmloser sind als jene, die bei der Kaliumdichromatmethode zum Einsatz kommen. Der entscheidende Nachteil dieser Methode ist jedoch, dass viele organische Substanzen nicht vollständig oder auch gar nicht oxidiert werden können und dadurch die erhaltenen Verbrauchswerte wesentlich geringer sind als jene, die bei der Oxidation mit Kaliumdichromat zustande kommen würden (vgl. Kölle 2010, 279). Generell ist feststellbar, dass Substanzen wie Phenole oder Huminstoffe relativ gut durch Kaliumpermanganat oxidiert werden, während Waschmittel oder einige Industrieabwässer nicht oxidiert werden (vgl. Klee 1998, 99) (s. Tab. 1).

Substanz	KMnO <sub>4</sub>	$K_2Cr_2O_7$
Essigsäure	0	99
Fumarsäure	82	93
Saccharose	39	97
Tryptophan	74	76
Benzol	0	24
Phenol	84	97
Pyrrol	67	88
Furfurol	73	93

Tab.1: ausgewählte Werte nach Hollura et al., (1959) in Kölle (2010). Vergleich des tatsächlichen Sauerstoffverbrauchs bei der Oxidation mit  $K_2Cr_2O_7$  und  $KMnO_4$ . Die Werte sind in Prozent des theoretischen Sauerstoffverbrauchs angegeben (vgl. Kölle 2010, 417).

Abschließend lässt sich feststellen, dass die Oxidation mit Kaliumpermanganat aufgrund der verwendeten Chemikalien der Oxidation mit Kaliumdichromat bei schwach bis mäßig

belasteten Gewässern vorzuziehen ist. Wenn es jedoch notwendig ist möglichst genaue Ergebniswerte zu erzielen, wenn das Gewässer stark verschmutzt ist, oder wenn gar Abwässer untersucht werden, wird jedoch meistens die Oxidation mit Kaliumdichromat herangezogen.

#### 4 Der biochemische Sauerstoffbedarf

Der biochemische Sauerstoffbedarf oder BSB ist definiert als "die Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen benötigt wird, um die organische Substanz eines Wasserkörpers aerob abzubauen" (Schaefer 2003, 36).

Bei der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs wird generell der sinkende Sauerstoffgehalt einer Wasserprobe betrachtet. Dieser resultiert aus der biologischen Selbstreinigung der Gewässer, also aus dem Abbau der organischen Substanzen durch Mikroorganismen unter Sauerstoffverbrauch. Um den BSB zu bestimmen, ermittelt man die Differenz der Sauerstoffgehalte zweier Wasserproben. Der Sauerstoffgehalt der ersten Probe wird dabei direkt nach der Probenentnahme bestimmt, während der Sauerstoffgehalt der zweiten Probe, die im Dunkeln bei 20°C gelagert wurde, x Tage (BSBx) nach der Probenentnahme bestimmt wird. Die Differenz der beiden Werte, ausgedrückt in mg  $O_2/I$ , entspricht ebenjener Menge Sauerstoff, die von den Mikroorganismen zum Abbau der organischen Substanzen benötigt wurde. Diese Sauerstoffmenge gibt einerseits Aufschluss über die ungefähre Anzahl und Aktivität der im Gewässer befindlichen Mikroorganismen, andererseits kann sie einen Hinweis auf die biologische Abbaubarkeit der organischen Substanzen geben (vgl. Klee 1998, 103).

In den meisten Fällen greift man bei der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs auf den BSB<sub>5</sub>, die Differenz der Sauerstoffgehalte, die sich nach fünf Tagen eingestellt hat, zurück (vgl. Pöppinghaus 1994, 3). Dabei muss beachtet werden, dass in den meisten Fällen nach fünf Tagen nicht alle organischen Substanzen komplett abgebaut sind. Der BSB<sub>5</sub> kann also als Ausdruck für die Menge gut abbaubarer organischer Substanzen gesehen werden. In der Literatur wird der BSB<sub>20</sub> als absoluter BSB angenommen (vgl. Höll 2015, 915). Bei vielen Gewässerarten ist jedoch eine ungefähre Umrechnung des BSB<sub>5</sub> auf andere Messdauern möglich (vgl. Pöppinghaus 1994, 4). Um die Reproduzierbarkeit der Messung zu gewährleisten, ist darauf zu achten, dass die Umweltbedingung während der Lagerung der Proben so konstant wie möglich gehalten werden, da die biologische Aktivität und damit die Abbaubarkeit der

organischen Substanzen stark von äußeren Einflüssen abhängt (vgl. Grohmann 2011, 173). Bei der Bewertung der BSB $_5$ -Werte kann man davon ausgehen, dass gering belastete Gewässer einen BSB $_5$  von unter 2 mg O $_2$ /I, mäßig belastete einen BSB $_5$  bis ungefähr 7 mg O $_2$ /I und stark belastete Gewässer einen BSB von über 7 mg O $_2$ /I aufweisen (vgl. Hoch 1992, 70).

Werden Kohlenstoffverbindungen durch Mikroorganismen aerob abgebaut, sind die Produkte der Oxidation, die unter Sauerstoffverbrauch abläuft, primär Kohlendioxid und Wasser (vgl. Pöppinghaus 1994, 633). Die folgenden Reaktionsgleichungen illustrieren diesen Prozess am Beispiel der Glucose und der Essigsäure (vgl. Pohling 2015, 62).

$$C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$$

$$CH_3COOH + 2 O_2 \rightarrow 2 CO_2 + 2 H_2O$$

Bei der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs kann es in manchen Fällen zu Verfälschungen der Werte kommen, da nicht nur Oxidationsreaktionen der organischen Wasserinhaltstoffe, sondern auch andere Reaktionen unter Sauerstoffverbrauch ablaufen. Es ist beispielweise möglich, dass während des Untersuchungszeitraumes die Nitrifikation des im Gewässer enthaltenen Ammoniums nach folgender Reaktionsgleichung einsetzt (vgl. Pohling 2015, 218).

$$2 NH_3 + 3 O_2 \rightarrow 2 NO_2^- + 2 H^+ + 2 H_2 O$$

Diese sauerstoffzehrende Reaktion, die besonders bei hohen Ammoniumkonzentrationen einen signifikanten Einfluss auf den gemessenen biochemischen Sauerstoffbedarf haben kann, macht es in manchen Fällen erforderlich, nitrifikationshemmende Maßnahmen zu ergreifen. Die am weitesten verbreitete Möglichkeit, die vor allem bei unbekannter Ammoniumkonzentration der Wasserprobe zum Einsatz kommt, ist der Zusatz des Nitrifikationshemmers ATH (Allylthioharnstoff). Wenn die Ammoniumkonzentration einer Wasserprobe bekannt ist, kann auch durch theoretische Berechnungen der Effekt der Nitrifikation auf den biochemischen Sauerstoffbedarf abgeschätzt und dieser ohne Zusatz des Nitrifikationshemmers in den Ergebniswert miteinberechnet werden (vgl. Kölle 2010, 277). Da die Nitrifikation in der Regel erst nach 10 Tagen einsetzt, ist es in den meisten Fällen, vor allem wenn der BSB5 bestimmt wird, zulässig diesen sauerstoffzehrenden Faktor bei der Durchführung der Analyse zu vernachlässigen (vgl. Höll 2010, 915).

Zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs ist es bei vielen Messmethoden notwendig den Sauerstoffgehalt einer Wasserprobe zu bestimmen. Hierfür stehen mehrere Analysemethoden zur Verfügung. Der Sauerstoffgehalt kann entweder ampèrometrisch mit Messelektroden oder volumetrisch, zum Beispiel mit Hilfe der Winkler-Methode, bestimmt werden. Jedoch gibt es auch andere Wege um den biochemischen Sauerstoffverbrauch zu messen. Diese Alternativverfahren werden vor allem bei stark belasteten Wässern, wie zum Beispiel Kläranlagenwasser, eingesetzt. In den folgenden Abschnitten werden die Sauerstoffbestimmung nach Winkler (vgl. Pohling 2015, 293-296), die manometrische BSB-Bestimmung und der Verdünnungs-BSB beschrieben (vgl. Höll 2015, 916-920).

## 4.1 Die Sauerstoffbestimmung nach Winkler

Um den Sauerstoffgehalt einer Wasserprobe mit Hilfe der Winkler-Methode volumetrisch bestimmen zu können, ist es notwendig den in der Wasserprobe vorhandenen Sauerstoff zunächst durch den Zusatz von Mangan zu fixieren. Dazu werden eine konzentrierte Mangansulfat-Lösung (MnSO<sub>4</sub>) und Kali- oder Natronlauge, die gelöstes Natrium- oder Kaliumiodid und Natriumazid enthält, zugegeben. Die Kali- oder Natronlauge reagiert mit der Mangansulfat-Lösung zu Mangan(II)hydroxid, das dann mit dem gelösten Sauerstoff weiterreagiert.

$$MnSO_4 + 2 KOH \rightarrow Mn(OH)_2 \downarrow + K_2SO_4$$

$$2 Mn(OH)_2 + O_2 \rightarrow 2 MnO(OH)_2 \downarrow$$

Der bei der Reaktion entstandene Niederschlag setzt sich am Boden des Untersuchungsgefäßes ab und wird durch den Zusatz von Schwefelsäure zu gelöstem Mangan(IV)sulfat umgesetzt.

$$MnO(OH)_2 + 2 H_2SO_4 \rightarrow Mn(SO_4)_2 + 3 H_2O$$

Das entstandene Mangan(IV)sulfat reagiert mit dem Kaliumiodid, das sich in der anfangs hinzugefügten Kali- oder Natronlauge befunden hat, unter Freisetzung von Iod.

$$Mn(SO_4)_2 + 2 KI \rightarrow MnSO_4 + K_2SO_4 + I_2$$

Das Iod wird im letzten Schritt mit einer Natriumthiosulfat-Lösung titriert.

$$Na_2S_2O_3 + I_2 \rightarrow Na_2S_4O_6 + 2 NaI$$

Zur Bestimmung des Endpunktes der Titration wird der Lösung vor der Titration Stärkelösung zugegeben, die mit dem Iod zu einem blauen Iod-Stärke-Komplex reagiert. Schlägt die Farbe von blau auf farblos um, ist der Endpunkt der Titration erreicht. Nach der Titration ist eine Rückrechnung auf den Sauerstoffgehalt der Probe möglich.

## 4.2 Die manometrische Analysemethode

Die manometrische Analyse beruht auf dem Sachverhalt, dass beim Abbau organischer Substanzen Sauerstoff verbraucht wird und dabei volumengleich Kohlendioxid entsteht.

Das entstandene Kohlendioxid wird hierbei direkt nach der Entstehung an Kaliumhydroxid und Natronkalk, ein Gemisch aus Calciumhydroxid und Natriumhydroxid, gebunden. Durch die Bindung des entstandenen Gases entsteht im Gefäß ein Unterdruck, der nach Ablauf der gewünschten Untersuchungsdauer manometrisch gemessen wird und dabei einen Hinweis auf die von den Mikroorganismen verbrauchte Sauerstoffmenge gibt.

Eine andere manometrische Messmethode gleicht den entstandenen Unterdruck im Gefäß permanent durch elektrolytische Sauerstofferzeugung aus. Der Stromverbrauch, der innerhalb des Messzeitraumes für die Sauerstofferzeugung aufgewendet wird, gibt dabei Rückschluss auf die Sauerstoffmenge, die von den Mikroorganismen zum Abbau der organischen Substanzen benötigt wurde.

# 4.3 Die Verdünnungsmethode

Die Verdünnungsmethode wird bei allen Wässern angewandt, bei denen zu erwarten ist, dass nach 5 Tagen weniger als 2 mg gelöster Sauerstoff pro Liter vorhanden sein wird (vgl. Klee 1998, 104). Man setzt diese Methode ein, weil bei sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen, oder einem sehr hohen erwarteten BSB, davon ausgegangen werden kann, dass nicht ausreichend Sauerstoff zur Oxidation der organischen Substanzen vorhanden ist und die ermittelten BSB-Werte in Folge geringer als die tatsächlichen BSB-Werte sind. Dies ist vor allem bei der Bestimmung des Reinigungsgrades der Abwässer in Kläranlagen der Fall. Bei der Verdünnungsmethode wird die Wasserprobe anfangs mit sauerstoffreichem Wasser vermischt, sodass eine

ausreichende Sauerstoffversorgung im Untersuchungszeitraum sichergestellt ist. Der Grad der Verdünnung mit dem sauerstoffreichen Wasser wird hierbei an den erwarteten BSB und den in der Probe vorhandenen Sauerstoff angepasst. Die Menge des zugesetzten Sauerstoffes wird am Ende vom Ergebniswert abgezogen, sodass ein vergleichbares Ergebnis ermittelt werden kann.

## 5 Fragestellungen und Arbeitshypothesen

Die vorliegende Arbeit hat das Ziel, den chemischen und biochemischen Sauerstoffbedarf eines Fließgewässers zu bestimmen und Faktoren, die einen Einfluss auf diese Parameter haben könnten, zu untersuchen. Während der biochemische Sauerstoffbedarf noch heute in der chemischen Gewässeranalyse Anwendung findet, wird der chemische Sauerstoffbedarf in den letzten Jahren immer mehr vom DOC verdrängt. Aufgrund des geringeren apparativen Aufwands wird in dieser Arbeit dennoch der chemische Sauerstoffbedarf zur summarischen Bestimmung der organischen Wasserinhaltstoffe herangezogen.

Es sollen die Fragen beantwortet werden, ob die beiden Parameter CSB und BSB<sub>5</sub> eines Fließgewässers saisonalen Schwankungen unterliegen, und ob der Durchfluss eines urbanen Gebietes einen Einfluss auf diese beiden Parameter hat.

Saisonale Schwankungen im Haushalt organischer Substanzen eines Fließgewässers könnten einerseits durch Schwankungen im Eintrag organischer Substanzen in das Gewässer und andererseits durch veränderte Pegelstände und der daraus folgenden veränderten Konzentration der organischen Substanzen bedingt sein.

Eintragsschwankungen in das Gewässer können sowohl natürliche, als auch anthropogene Ursachen haben. Eintragsschwankungen natürlicher organischer Stoffe könnten sich unter anderem durch saisonale Faktoren, wie zum Beispiel den verstärkten Laubfall in den Herbstmonaten, erklären lassen. Andere Faktoren, die hierbei eine Rolle spielen könnten, sind Wetterereignisse wie Stürme oder lange Trockenperioden.

Schwankungen im Eintrag anthropogener organischer Stoffe könnten zum Beispiel nach der Einleitung von Abwässern in das Fließgewässer, oder nach Düngungen entstehen.

Die Änderung der Pegelstände könnte vor allem aus unterschiedlichen Niederschlagsmengen im Jahresverlauf resultieren. Bei dem untersuchten Gewässer, dem Wienfluss, sind hohe Niederschlagsmengen normalerweise vor allem in den Sommermonaten zu verzeichnen.

Die Arbeitshypothese ist daher, dass der Eintrag natürlicher organischer Stoffe in den Herbstmonaten, bedingt durch den verstärkten Laubfall, besonders hoch sein sollte. Aus diesem Grund könnte auch der CSB in den Herbstmonaten besonders hohe Werte aufweisen. Ein geringer CSB-Wert ist in den Sommermonaten, bedingt durch die höheren Pegelstände, zu erwarten. Anthropogene Einflüsse, oder Einflüsse, die aus einmaligen Wetterereignissen resultieren, können jedoch unabhängig von der Jahreszeit auftreten. Deshalb könnte es passieren, dass Schwankungen beobachtet werden, die nicht durch die aufgestellten Hypothesen erklärbar sind.

Der biochemische Sauerstoffbedarf hängt nicht direkt von der Menge der organischen Substanzen im Gewässer ab. Viel wichtiger hierbei ist die Art und Anzahl der Mikroorganismen, die sich im Gewässer befinden und nicht zuletzt die Art der organischen Substanzen, die einen Einfluss auf die Abbaubarkeit dieser haben kann. Aufgrund der höheren Temperaturen und der damit verbundenen höheren Vermehrungsrate der Mikroorganismen, sollten in den Sommermonaten die höchsten BSB-Werte auftreten. Einzelne Ausreißer, bedingt durch den Eintrag organischer Substanzen, die einen hemmenden Einfluss auf die Mikroorganismen haben, können jedoch, ähnlich wie beim CSB, in jeder Jahreszeit auftreten.

Zur Beantwortung der zweiten Forschungsfrage müssen vor allem anthropogene organische Stoffe, die während des Durchflusses durch das Stadtgebiet in das Gewässer eingetragen werden, in Betracht gezogen werden. Da anthropogene organische Stoffe im allgemeinen nur einen kleinen Teil der im Gewässer vorkommenden organischen Stoffe ausmachen, sollte der Einfluss dieser nur einen geringen, womöglich nicht signifikanten, Einfluss auf die ermittelten CSB-Werte haben. Ausnahmen könnten jedoch entstehen, wenn während des Durchflusses Abwässer mit hohen Konzentrationen an organischen Stoffen in das Gewässer eingeleitet werden.

Einen größeren Einfluss könnten bestimmte organische Stoffe auf den biochemischen Sauerstoffbedarf haben, wenn sie die eingangs erwähnte hemmende Wirkung auf die biologische Selbstreinigung des Gewässers ausüben. Demzufolge kann es möglich sein, bei einer bestimmten Zusammensetzung der organischen Substanzen, nach dem Durchfluss durch urbanisiertes Gebiet einen veränderten BSB-Wert zu ermitteln.

#### 6 Material und Methoden

Zur Beantwortung dieser beiden Fragestellungen sollen die Parameter des chemischen und des biochemischen Sauerstoffbedarfs über den Zeitraum von einem Jahr, an zwei verschiedenen Entnahmestellen entlang des Wienflusses bestimmt werden.

Aufgrund der geringeren Toxizität der verwendeten Chemikalien wird in dieser Arbeit auf die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat zurückgegriffen. Da der Wienfluss laut aktuellen Untersuchungsberichten der MA 39 und der MA 45 ein mäßig belastetes Gewässer ist, ist die Anwendung dieser Messmethode in diesem Fall zulässig (vgl. Magistrat der Stadt Wien Magistratsabteilung 39 2018, 3).

Der biochemische Sauerstoffbedarf wurde mit einem Verfahren, das sich an der Sauerstoffbestimmung nach Winkler orientiert, bestimmt.

Die Proben wurden monatlich, über den Zeitraum von einem Jahr, an zwei Entnahmestellen entlang des Wienflusses gezogen. Die erste Entnahmestelle befand sich auf Höhe der U-Bahn-Station Ober St. Veit, die andere einige Kilometer stromabwärts auf Höhe des Stadtparks (siehe Abb. 2).



Abb. 2: Wienflusskarte mit gekennzeichneten Entnahmeorten

Der Wienfluss fließt zwischen den beiden Probenentnahmestellen in einem Kanal durch urbanisiertes Gebiet. Er fließt hierbei immer unter Straßenniveau. Eine kurze Strecke, die in der Karte durch eine gestrichelte Linie gekennzeichnet ist, legt der Wienfluss unterirdisch zurück. Bevor der Wienfluss in das Stadtgebiet fließt, und in diesem auch stark reguliert wird, legt er, beginnend in der Nähe von Rekawinkel, 19 Kilometer durch Niederösterreich zurück (vgl. Seethaler 2013, 23).

#### 6.1 Versuchsaufbau chemischer Sauerstoffbedarf

Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat, wurde nach der folgenden Arbeitsvorschrift gearbeitet:

#### Geräte:

5 ml Vollpipette

10ml Vollpipette

100ml Vollpipette

500ml Erlenmeyerkolben

Heizplatte

Siedesteine

#### Chemikalien:

Konzentrierte Schwefelsäure

0,002 molares/0,01 normales Kaliumpermanganat

0,005 molare/0,01 normale Oxalsäure

100 ml der Wasserprobe wurden gemeinsam mit 5ml konzentrierter Schwefelsäure und ein bis zwei Siedesteinen in einen 500 ml Erlenmeyerkolben transferiert. Auf einer Heizplatte wurde die Lösung zum Sieden gebracht und es wurden 15 mL einer 0,002 molaren Kaliumpermanganatlösung hinzugefügt. Der Erlenmeyerkolben wurde mit Watte verschlossen und die Lösung 10 Minuten siedend gelassen. Nach Ablauf der 10 Minuten wurden der Probe 15ml der äquinormalen, 0,005 molaren, Oxalsäure zugesetzt. Die Lösung wurde noch kurz bis zur vollständigen Entfärbung weiter gekocht und die überschüssige Oxalsäure im Anschluss, noch warm, mit 0,002 molarer Kaliumpermanganatlösung auf die erste Rosafärbung titriert.

#### 6.2 Versuchsaufbau biochemischer Sauerstoffbedarf

Der biochemische Sauerstoffbedarf wurde mit Hilfe des Testkits des Merck-Wasseruntersuchungskoffers bestimmt. Dabei wurde der Sauerstoffgehalt der Probe direkt nach der Entnahme, noch an der Entnahmestelle, und in einem zweiten Schritt fünf Tage nach erfolgter Probenentnahme bestimmt. Die Differenz der beiden ermittelten Werte entspricht dem biochemischen Sauerstoffbedarf. Die Probe wurde bis zur Untersuchung bei ungefähr 20 Grad im Dunklen gelagert.

Von Seiten des Herstellers des Merck-Wasseruntersuchungskoffers wird keine genaue Auskunft über die bei der Analyse verwendeten Chemikalien und deren Konzentrationen erteilt. Aufgrund des Versuchsaufbaus und der Gefahrenhinweise auf einzelnen Behältnissen, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich die verwendete Methode an der Sauerstoffbestimmung nach Winkler orientiert.

Der Wasserprobe wurden zuerst fünf Tropfen der Lösung 1, welche vermutlich eine Mangansulfat-Lösung ist, und dann fünf Tropfen der Natriumhydroxid-Lösung (Lösung 2) zugesetzt. Nach erfolgter Homogenisierung der Lösung, wurde die Probe eine Minute stehen gelassen, damit sich der entstandene, gelbe Niederschlag am Boden des Reaktionsgefäßes absetzen kann. Die Auflösung des Niederschlags wird durch den Zusatz von 10–12 Tropfen

Schwefelsäure (Lösung 3) erreicht. 10 Millilitern der vorbereiteten Probe wird 1 Tropfen der Lösung 4, vermutlich der Stärkelösung, zugegeben, nach deren Zugabe sich die Lösung blau färbt. Die Lösung wird dann bis zum Farbumschlag von blau auf farblos mit Natriumthiosulfat (Lösung 5) titriert.

# 7 Ergebnisse

# 7.1 Ergebnisse der CSB- Bestimmung

In der folgenden Tabelle sind die Mittelwerte der CSB-Bestimmung mit Kaliumpermanganat in mg KMnO<sub>4</sub>/I und die entsprechenden Standardabweichungen angegeben.

Monat	Entnahmeort	Standardabweichung	Entnahmeort	Standardabweichung
	Ober. St Veit		Stadtpark	
Jänner	16,1	2,68	22,4	8,04
Februar	10,7	0,447	11,7	0,894
März	15,8	2,23	20,9	2,68
April	16,9	2,46	12,5	1,56
Mai	17,4	0,447	15,0	0,670
Juni	17,4	0,894	16,1	0,447
Juli	7,7	0,67	6,8	2,01
August	7,3	0,00	7,6	0,45
September	23,0	0,000	21,0	1,56
Oktober	14,2	0,894	13,1	0,670
November	14,2	0,447	11,2	0,223
Dezember	15,6	0,223	14,5	0,447

Tab.2.: Ergebnisse der Analyse der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs in mg KMnO<sub>4</sub>/l

Im folgenden Punkt-Linien Diagramm sind die Ergebnisse der CSB-Analyse an den beiden Standorten Ober St. Veit (Ostv) und Stadtpark (SP) in den einzelnen Monaten aufgetragen.

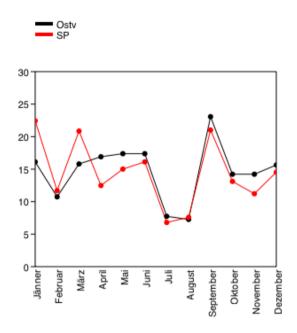


Abb. 3: Punkt-Linien Diagramm der CSB-Werte beider Standorte. Auf der x-Achse aufgetragen sind die Monate, auf der y-Achse die Ergebniswerte in mg  $KMnO_4$  /I

An dem Punkt-Linien Diagramm ist ersichtlich, dass die CSB-Werte beider Standorte in den Monaten Juli und August besonders niedrige Werte annahmen. Besonders hohe Werte sind bei beiden Standorten im Monat September, sowie beim Entnahmeort Stadtpark auch in den Monaten Jänner und März, ermittelt worden.

Um die Frage zu beantworten, ob der Durchfluss durch urbanisiertes Gebiet statistisch signifikante Unterschiede zwischen den ermittelten CSB-Werten verursacht hat, wurden die Werte der beiden Entnahmestellen Ober St. Veit und Stadtpark verglichen und mithilfe eines twosample t-Tests untersucht. Dieser Test gibt an wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist fälschlicherweise signifikante Unterschiede zwischen den beiden Versuchsreihen anzunehmen. Sinkt die Wahrscheinlichkeit, also der Wert p, unter 0,05, kann davon ausgegangen werden, dass tatsächlich signifikante Unterschiede zwischen den beiden Versuchsreihen vorliegen. Liegt das Ergebnis p des t-Tests über diesem Wert, wird davon ausgegangen, dass die gefundenen Unterschiede nicht signifikant sind. Die Berechnungen wurden mit Hilfe des Statistikprogramms PAST durchgeführt.

Beim Vergleich der beiden Untersuchungsstandorte wurde ein p von 0,88 ermittelt. Daraus lässt sich schließen, dass, bezogen auf die manganometrische Bestimmung des chemischen

Sauerstoffbedarfs, keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Entnahmestellen nachgewiesen werden konnten.

Um die Forschungsfrage zu beantworten, ob die CSB-Werte saisonalen Schwankungen unterliegen, wurden die Ergebnisse der einzelnen Monate mit Hilfe des Anova-Testverfahrens untereinander verglichen, um möglicherweise vorhandene signifikante Unterschiede aufzuzeigen. Bei der Berechnung wurden die Ergebnisse der beiden Standorte zusammengefasst, da der vorgehende Test keine statistisch relevanten Unterschiede zwischen den Entnahmestellen nachweisen konnte. Der ermittelte Wert p von 0,0036 zeigt, dass zwischen den einzelnen Monaten signifikante Unterschiede bestehen.

Durch einen Post–Hoc –Test (Dunn's Post Hoc) wurden die einzelnen Signifikanzen ersichtlich gemacht. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Post-Hoc-Untersuchung aufgetragen. Die eingetragenen Zahlenwerte beschreiben, äquivalent zum t-Test, die p-Werte der Untersuchung. Signifikante Unterschiede sind farblich hervorgehoben.

	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
Jänner	0,01	0,96	0,27	0,69	0,89	0,002	0,001	0,36	0,10	0,06	0,38
Februar		0,01	0,17	0,04	0,02	0,50	0,46	0,0007	0,41	0,56	0,11
März			0,25	0,65	0,85	0,001	0,001	0,39	0,09	0,05	0,36
April				0,49	0,34	0,04	0,03	0,04	0,58	0,43	0,82
Mai					0,79	0,01	0,005	0,19	0,21	0,14	0,64
Juni						0,003	0,002	0,29	0,13	0,08	0,46
Juli							0,94	0,00005	0,14	0,21	0,02
August								0,00004	0,12	0,18	0,02
September									0,01	0,005	0,07
Oktober										0,81	0,43
November											0,31

Tab.3.: Ergebnisse des Dunn's Post Hoc der Ergebnisse des chemischen Sauerstoffbedarfs. Signifikante Abweichungen sind farblich gekennzeichnet.

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die Monate Juli und August besonders viele signifikante Abweichung aufweisen. Auch in den Monaten Februar und September konnte eine relativ hohe Zahl an signifikanten Abweichungen ermittelt werden. Besonders wenige signifikante Abweichungen weisen der Oktober und der November auf.

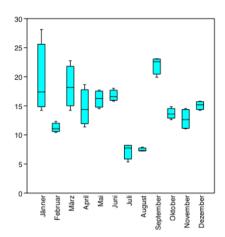


Abb. 4: Boxplot- Diagramm der CSB-Werte der einzelnen Monate.

In dem obenstehenden Boxplot ist die Verteilung der Werte beider Versuchsreihen in den jeweiligen Monaten dargestellt. Dabei ist ersichtlich, dass vor allem in den Monaten Jänner, März und April eine große Streuung der Werte bemerkbar ist. Die kleinste Streuung ist im Monat August bemerkbar.

Eine Korrelation des CSB-Werte und der Pegelstände konnte nicht nachgewiesen werden.

# 7.2 Ergebnisse der BSB-Bestimmung

In der folgenden Tabelle sind die Mittelwerte der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs mg $O_2$ /I und die entsprechenden Standardabweichungen angegeben.

Monat	Entnahmeort	Standardabweichung	Entnahmeort	Standardabweichung
	Ober St. Veit		Stadtpark	
Jänner	6,0	0,14	6,9	0,14
Februar	3,9	0,57	3,5	0,14
März	2,7	0,42	1,4	0,07
April	0,8	0,28	2,0	0,00
Mai	1,4	0,28	2,1	0,00
Juni	2,4	0,00	3,0	0,21
Juli	1,8	0,21	1,3	0,14
August	4,7	0,00	4,7	0,07
September	3,4	0,14	3,0	0,35
Oktober	1,9	0,00	2,3	0,14
November	1,9	0,28	2,1	0,85
Dezember	2,0	0,42	3,7	0,50

Tab.4.: Ergebnisse der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs in mg O<sub>2</sub>/l.

In dem untenstehenden Punkt-Linien Diagramm sind die gemessenen BSB-Werte der beiden Probenentnahmestellen Ober St. Veit (Ostv) und Stadtpark (SP) in den einzelnen Monaten aufgetragen.

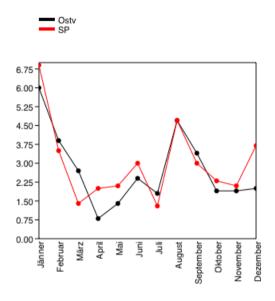


Abb. 5.: Punkt-Linien Diagramm der BSB-Werte beider Probestellen

Im Punkt-Linien Diagramm ist ersichtlich, dass besonders hohe BSB-Werte in den Monaten Jänner und August an beiden Standorten nachgewiesen werden konnten. Ein Minimum wurde beim Entnahmeort Ober St. Veit im Monat April und beim Entnahmeort Stadtpark im Monat Juli erreicht.

Um die Frage zu beantworten, ob durch den Durchfluss durch urbanisiertes Gebiet statistisch relevante Änderungen des BSB-Werts beobachtet werden konnten, wurden die beiden Standorte mit Hilfe des two-sample t-Tests verglichen. Dabei konnte ein p von 0,60 ermittelt werden. Dieser Wert, der deutlich über der Signifikanzgrenze von 0,05 liegt, lässt darauf schließen, dass, keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Entnahmestellen vorliegen.

Zur Beantwortung der Frage, ob der biochemische Sauerstoffbedarf saisonalen Schwankungen unterliegt, wurden die Ergebnisse der einzelnen Monate mit Hilfe des Anova-Verfahrens untersucht und miteinander verglichen. Die Werte der beiden Entnahmeorte wurden zusammengefasst, da bei der ersten Untersuchung keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden konnten. Bei der Untersuchung mit Hilfe des Anova-Verfahrens konnte ein p von 0,00029 errechnet werden. Dieser Wert lässt auf statistisch relevante Abweichungen innerhalb der Messreihe schließen.

Durch einen Post-Hoc-Test (Dunn's Post-Hoc) wurden die einzelnen Signifikanzen ersichtlich gemacht. In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Post-Hoc Untersuchung des BSB-Werts aufgetragen. Signifikante Unterschiede sind farblich hervorgehoben.

	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember
Jänner	0,36	0,003	0,0002	0,001	0,05	0,0002	0,69	0,16	0,005	0,0003	0,04
Februar		0,04	0,005	0,02	0,30	0,006	0,60	0,64	0,06	0,01	0,27
März			0,43	0,72	0,33	0,46	0,01	0,12	0,88	0,51	0,37
April				0,67	0,08	0,97	0,0009	0,02	0,35	0,90	0,09
Mai					0,18	0,70	0,004	0,06	0,61	0,76	0,21
Juni						0,09	0,12	0,57	0,41	0,10	0,94
Juli							0,001	0,02	0,37	0,93	0,10
August								0,32	0,02	0,002	0,10
September									0,16	0,03	0,52
Oktober										0,42	0,46
November											0,12

Tab.5.: Ergebnisse des Dunn's Post Hoc der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs. Signifikante Abweichungen sind farblich gekennzeichnet.

In dieser Tabelle ist ersichtlich, dass die Monate Jänner und August besonders viele statistisch relevante Abweichungen aufweisen. Auch der Februar weist relativ viele signifikante Abweichungen auf. Der einzige Monat, der keine signifikanten Abweichung aufweist, ist der Monat Juni.

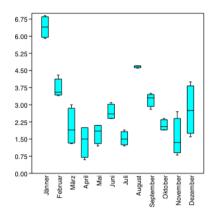


Abb. 6.: Boxplot-Diagramm der Ergebnisse der Analyse des biochemischen Sauerstoffbedarfs.

In dem obenstehenden Boxplot sind die Ergebnisse der BSB-Bestimmung beider Standorte in den einzelnen Monaten angegeben. Die größten Streuungen der Werte sind im Monat Dezember nachweisbar, die geringsten im Monat August.

Es konnte keine Korrelation der CSB und der BSB-Werte nachgewiesen werden.

#### 8 Diskussion

## 8.1 Interpretation der Ergebnisse

Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat ist generell davon auszugehen, dass die ermittelten Ergebnisse unter dem tatsächlichen Sauerstoffbedarf, der mit Kaliumdichromat ermittelt werden würde, liegen, da Oxidationen mit Kaliumpermanganat in einigen Fällen unvollständiger ablaufen als jene mit Kaliumdichromat. Einige Substanzen werden durch das Oxidationsmittel Kaliumpermanganat auch gar nicht oxidiert. Aufgrund der variablen Zusammensetzung der Gewässer kann keine Aussage darüber abgegeben werden um welchen Faktor sich die Ergebnisse bei der Analyse mit Kaliumdichromat erhöhen würden. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist diese Differenz jedoch zu beachten.

Der Oxidationsmittelverbrauch bei der CSB-Analyse liegt zwischen 6,8 und 23 mg KMnO<sub>4</sub>/I. Der Mittelwert der Ergebnisse beträgt 14,6 und ihr Median 14,8. Wie im Einleitungsteil beschrieben, geht man bei einem Kaliumpermanganatverbrauch von 8-12 mg KMnO<sub>4</sub> pro Liter

von einem weitgehend unbelasteten, bei einem Verbrauch von 12-20 mg KMnO<sub>4</sub> pro Liter von einem schwach belasteten und bei einem Verbrauch von 20-35 mg KMnO<sub>4</sub> pro Liter von einem mäßig belasteten Gewässer aus. Den durchgeführten Analysen zufolge kann der Wienfluss also, bezogen auf den Gehalt organischer Substanzen, als ein schwach belastetes Gewässer bezeichnet werden.

Bei der Bestimmung des  $BSB_5$  wurden Ergebniswerte zwischen 0,8 und 6,9 mg  $O_2$ /l ermittelt. Der Mittelwert der Ergebnisse beträgt 2,9 und ihr Median 2,4. Wie im Einleitungsteil beschrieben, bezeichnet man Gewässer mit einem  $BSB_5$  von unter 2,0 mg  $O_2$ /l als gering belastet. Bei einem  $BSB_5$  von 2-7 mg  $O_2$ /l spricht man von einem mäßig belasteten Gewässer. Der Wienfluss ist also, bezogen auf den  $BSB_5$ , ebenfalls als schwach bis mäßig belastet zu bezeichnen.

Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsstandorten ermittelt werden. Das bedeutet, dass das Wasser des Wienflusses im Laufe des Durchflusses durch urbanisiertes Stadtgebiet keine signifikante, mit den verwendeten Methoden ermittelbare, Kontamination durch organische Substanzen erfahren hat. Diese Ergebnisse stützen die Vermutungen der Arbeitshypothese, dass die vermutlich erfahrene Verunreinigung des Wienflusses durch anthropogene organische Stoffe in einem Bereich liegt, der mit den eingesetzten Methoden nicht detektiert werden kann. Für das Ergebnis spricht zusätzlich der Sachverhalt, dass der Wienfluss einen Teil der untersuchten Fließstrecke unterirdisch zurücklegt und deshalb in diesem Bereich keine größeren Einträge natürlicher organischer Substanzen, die einen wesentlich größeren Teil des Gehalts organischer Substanzen ausmachen und damit auch eher detektiert werden können, stattfinden können. Zusätzlich befinden sich entlang der untersuchten, oberirdischen Fließstrecke des Flusses nur eine sehr begrenzte Anzahl an Uferbäumen- und Pflanzen, was den Eintrag der NOMs zusätzlich verringert.

Auch bei der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Standorten nachgewiesen werden. Aus diesem Ergebnis kann man schließen, dass sich die Art und Anzahl der Mikroorganismen und die Abbaubarkeit der im Gewässer befindlichen organischen Substanzen beim Durchfluss durch das Stadtgebiet nicht signifikant geändert haben.

Dieses Ergebnis könnte sich dadurch erklären, dass die physikalische und chemische Konstitution des Gewässers, und damit auch die Lebensbedingungen der Mikroorganismen, bei dem Durchfluss durch das Stadtgebiet relativ konstant geblieben sind. Das könnte unter anderem durch die relativ kurze Fließstrecke und bedingt sein. Auch der relativ geringe Eintrag an organischem Material, der bei der vorhergehenden Analyse nachgewiesen werde konnte, könnte zu diesem Ergebnis beigetragen haben. Die ermittelten BSB-Werte lassen zusätzlich den Schluss zu, dass der Eintrag von organischen Substanzen, die eine hemmende Wirkung auf Mikroorganismen ausüben, bei der untersuchten Fließstrecke als gering einzuschätzen ist.

Bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat konnten im Vergleich der einzelnen Monate signifikante Unterschiede ermittelt werden. Besonders niedrige Werte weisen hierbei die Monate Juli und August auf. Der höchste Wert wurde im Monat September ermittelt. Ähnlich hohe Werte wie im September sind am Entnahmeort Stadtpark auch in den Monaten Jänner und März ermittelt worden.

Eine periodische Saisonalität der Werte konnte jedoch nicht nachgewiesen werden. Vor allem am Standort Ober St. Veit lässt sich beobachten, dass die Werte in den Monaten März bis Juni und in den Monaten Oktober bis Dezember relativ konstant geblieben sind und in diesen Zeiträumen auch nicht signifikant voneinander abweichen. Es könnte also nun die Hypothese aufgestellt werden, dass die CSB-Werte generell keinen signifikanten periodischen Schwankungen unterliegen und die ermittelten Abweichungen aus weitergehenden Faktoren, wie Einleitungen von Abwässern in das Gewässer, Wetterereignissen, oder anderen punktuellen Ereignissen resultieren. Da die Untersuchungen nur stichprobenartig durchgeführt wurden, könnten punktuelle Änderungen der Werte das ganze Bild verzerren. Endgültige Erklärungen für die beobachteten Schwankungen konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht gefunden werden. Die Hypothese, dass der Pegelstand Auswirkungen auf den CSB haben könnte, konnte nicht bestätigt werden.

Auch beim biochemischen Sauerstoffbedarf konnten signifikante Schwankungen zwischen den einzelnen Monaten nachgewiesen werden. Die geringsten Werte wurden hierbei am Standort Ober St. Veit in den Monaten April und Mai und am Standort Stadtpark in den Monaten März und Juli ermittelt. Die höchsten Werte wurden an beiden Standorten in den Monaten Jänner und August nachgewiesen. Die ermittelten signifikanten Unterschiede könnten

unter anderem auf die variable Anzahl und Art der Mikroorganismen, die aus der Variabilität der Umweltbedingungen resultieren, zurückzuführen sein. Tendenziell lässt sich feststellen, dass die Werte in den wärmeren Monaten eher höher sind und in den kälteren Monaten eher niedriger. Dieser Sachverhalt könnte auf die höhere Vermehrung der Mikroorganismen in den wärmeren Monaten, beziehungsweise auf die geringere Vermehrung der Mikroorganismen in den kälteren Monaten zurückzuführen sein. Ausnahmen sind vor allem am Anfang der Versuchsreihe im Monat Juli, und am Standort Stadtpark auch im Monat Dezember, wahrnehmbar. Diese Ausreißer nach oben und nach unten könnten, ähnlich wie bei den Werten des CSB, durch punktuelle Eintragsschwankungen und der damit verbundenen erhöhten bzw. erniedrigten Abbaubarkeit der organischen Substanzen, erklärt werden.

## 8.2 Limitationen der Untersuchung und weiterführende

## Fragestellungen

Da bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Kaliumpermanganat viele Substanzen nicht oder nur unvollständig oxidiert werden, wäre es mit Sicherheit sinnvoll weiterführende Analysen mit Hilfe des Oxidationsmittels Kaliumdichromat durchzuführen. Dadurch könnten genauere und aussagekräftigere Ergebnisse erzielt werden.

Um aussagekräftige Ergebnisse über eine Saisonalität der Ergebnisse zu erhalten, sollten Proben einerseits engmaschiger, also beispielsweise wöchentlich, und andererseits über mehrere Jahre hinweg gezogen werden. Dadurch fallen punktuelle Schwankungen, die aus Einleitungen oder einzelnen Wetterereignissen resultieren, nicht so stark ins Gewicht und es ist möglich eine fundiertere Aussage zu treffen.

Um die Veränderungen entlang der Fließstrecke weitergehend zu untersuchen, wäre es zum Beispiel möglich mehrere Proben über den gesamten Flusslauf zu ziehen um ein genaueres Bild über Kontaminationen, die im Laufe des Flusses entstehen, zu bekommen.

Zusammenfassend konnte im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesen werden, dass im Laufe der untersuchten Fließstrecke des Wienflusses kein signifikanter, mit der Kaliumpermanganatmethode nachweisbarer, Eintrag organischer Substanzen beobachtet werden konnte. Auch der

biochemische Sauerstoffbedarf änderte sich im Untersuchungszeitraum zwischen den beiden Standorten nicht signifikant. Beide Parameter weisen in der untersuchten Zeitperiode signifikante saisonale Unterschiede auf. Beim CSB konnten die Gründe dafür nicht endgültig festgestellt werden. Es wurde jedoch die Hypothese aufgestellt, dass die Werte generell keinen periodischen, saisonalen Schwankungen unterliegen und festgestellte Unterschiede aus punktuellen Eintragsschwankungen in das Gewässer resultieren. Beim BSB resultieren die Werte vermutlich aus der höheren Zahl an Mikroorganismen in den wärmeren Monaten und aus der niedrigeren Zahl an Mikroorganismen in den kühleren Monaten. Zur weiteren Untersuchung der Fragestellungen sollten längerfristige Untersuchungen mit genaueren Methoden durchgeführt werden.

#### Literaturverzeichnis

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 2018. Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 2013- 2015. Wien: Bmnt.

Grohmann, Andreas. 2011. *Wasser: Chemie, Mikrobiologie und nachhaltige Nutzung.* Berlin: de Gruyter.

Hoch, Birgit. 1992. "Neue Aspekte der Gewässerbeurteilung durch die Bestimmung mikrobieller Parameter (Univ. Prof. Dr. J. Ott)." Diplomarbeit. Universität Wien.

Höll, Karl. 2010. Wasser: Nutzung im Kreislauf: Hygiene, Analyse und Bewertung. Berlin, Boston: De Gruyter.

Hütter, Leonhard. 1994. Wasser und Wasseruntersuchung. Frankfurt am Main: Otto Salle Verlag.

Jungwirth, Mathias, Gertrud Haidvogl, Otto Moog, Susanne Muhar und Stefan Schmutz. 2003. Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien: Facultas Verlags- und Buchhandels AG.

Jürging Peter und Heinz Patt. 2005. *Fließgewässer- und Auenentwicklung.* Berlin: Springer Verlag.

Klee, Otto. 1998. Wasser untersuchen. Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag.

Kölle, Walter. 2010. Wasseranalysen- richtig beurteilt. Weinheim: WILEY- VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Korte, Friedhelm. 1987. Lehrbuch der ökologischen Chemie. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.

Magistrat der Stadt Wien Magistratsabteilung 39. 2018. Zwischenbericht über Untersuchung von überbrachten Wasserproben gemäß den Vorgaben des Auftraggebers. Wien: MA 39.

Meinelt, Thomas, Richard C. Playle, Michael Pietrock, B. Kent Burnison, Andreas Wienke und Christian E.W. Steinberg. 2001. "Interaction of cadmium toxicity in embryos and larvae of zebrafish (Danio rerio) with calcium and humic substances". *Aquatic toxicology* 2001, Vol. 54 (3): 205-215.

Pohling, Rolf. 2015. *Chemische Reaktionen in der Wasseranalytik.* Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.

Pöppinghaus, Klaus. 1994. Abwassertechnologie. Berlin: Springer Verlag.

Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG. 2018. In: *Bundesgesetzblatt II Nr. 369/2018*.

Schaefer, Matthias. 2012. Wörterbuch der Ökologie. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Seethaler, Daniel. 2013. "Quecksilber im Wienfluss (Univ.-Prof. DDr. Bernhard K. Kepler)." Diplomarbeit. Universität Wien.

Worch, Eckhard. 1997. *Wasser und Wasserinhaltstoffe.* Stuttgart: B.G. Teubner Verlagsgesellschaft.

Ziechmann, Wolfgang. 1996. *Huminstoffe und ihre Wirkung*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

Zwirnmann, Elke. 2009. "Huminstoffe in Sedimentporenwässern ausgewählter Bundeswasserstraßen". Wirkungsorientierte Analytik in der aquatischen Umwelt 21(3): 252-255.

# Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.: Schulten, HR. 1999. "Interaction of dissolved Interactions of dissolved organic matter with xenobiotic compounds: Molecular modeling in water.". Environmental Toxicology and Chemistry 18 (8) 1643- 1655. Zitiert in Trommler, Ulf. 2007. "Einfluss von Huminstoffen auf chemische Reaktionen bei der Reinigung von kontaminierten Wässern (Prof. Dr. B. Schulze)." Dissertation. Universität Leipzig.

Abb. 2.: Stadt Wien-ViennaGIS. 2019. "Stadtplan Wien". Aufgerufen am 15. Jänner 2019. https://www.wien.gv.at/stadtplan/

Abb. 3.: Abbildung stammt von der Verfasserin

Abb. 4.: Abbildung stammt von der Verfasserin

Abb. 5.: Abbildung stammt von der Verfasserin

Abb.6.: Abbildung stammt von der Verfasserin