

Labor für Wasser und Umwelt der Technischen Hochschule Köln

D-Sediment GmbH

Arbeitsgruppe Umweltphysik der Universität Koblenz-Landau

Methangaselimination

Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus wasserwirtschaftlichen Stauräumen bei der Umlagerung von Sedimenten

Abschlussbericht des Gesamtvorhabens

Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt – AZ: 34765/01-23

Prof. Dr.-Ing. Christian Jokiel (Technische Hochschule Köln)

Mara Offermann, M.Sc. (Technische Hochschule Köln)

Dr.-Ing. Michael Detering (D-Sediment GmbH)

Laura Backes (geb. Bolsenkötter), M.Sc. (D-Sediment GmbH)

Felix Schreiber, M.Sc. (D-Sediment GmbH)

Prof. Dr. Andreas Lorke (Universität Koblenz-Landau)

Lediane Marcon, M.Sc. (Universität Koblenz-Landau)

Köln, September 2021

Inhalt

| | |
|---|------------|
| Inhalt | iii |
| Abbildungsverzeichnis | v |
| Tabellenverzeichnis | ix |
| Abkürzungsverzeichnis | x |
| 1 Zusammenfassung | 1 |
| 2 Einleitung | 2 |
| 2.1 Ausgangssituation | 2 |
| 2.2 Zielsetzung | 4 |
| 2.3 Aufgabenstellung | 4 |
| 3 Arbeiten im Projekt | 6 |
| 3.1 Zeitplan | 6 |
| 3.2 Untersuchungsraum: Wupper-Vorsperre | 6 |
| 3.3 Durchgeführte Messungen | 7 |
| 3.3.1 Stauseevermessung | 7 |
| 3.3.2 Sedimentuntersuchungen | 9 |
| 3.3.3 Wasserqualitätsparameter | 14 |
| 3.3.4 Wetterdaten | 16 |
| 3.3.5 Hydraulik | 17 |
| 3.3.6 Emissionsmonitoring | 19 |
| 3.4 Prototyp | 32 |
| 3.4.1 Konzept und Aufbau | 32 |
| 3.4.2 Optimierung des Saugkopfes | 35 |
| 3.4.3 Modellmaßnahmen | 36 |
| 3.4.4 Ergebnis und Bewertung | 38 |
| 3.5 Emissionsauswertung | 43 |
| 4 Fazit und Ausblick | 47 |
| 5 Literatur | 49 |
| Anhang | 54 |
| A Veröffentlichungen | 54 |
| B Impressionen der Modellmaßnahme 2020 | 55 |
| C Tabellen | 57 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abbildung 1: CH ₄ und CO ₂ Emissionspfade an einer Stauhaltung (mit OM = organic matter, also organisches Material; POC = particulate organic carbon, also partikulärer organischer Kohlenstoff; DOC = dissolved organic carbon, also gelöster organischer Kohlenstoff) (Goldenfum, 2010)..... | 3 |
| Abbildung 2: Zeitplan des Projektes Methangaselimination, oben: ursprünglicher Zeitplan, unten: aktualisierter Zeitplan..... | 6 |
| Abbildung 3: Wupper-Vorsperre (links) und Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit überströmter Hochwasserentlastung am 24.08.2020. | 7 |
| Abbildung 4: Monitoringstandorte (Locations 01 bis 05) an der Wupper-Vorsperre und Sedimentverlagerungsbereich, mit ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler, MiniDOT = Sauerstofflogger, WVS: Wupper-Vorsperre Sedimentproben..... | 8 |
| Abbildung 5: Links: Übersichtsplan der Bathymetrie. Rechts oben: Detaildarstellung der Vermessung aus 2020. Rechts unten: Detaildarstellung der Vermessung aus 2021 | 9 |
| Abbildung 6: Korngrößenverteilung der Sedimentproben WVS 1 (schwarze Linie) und WVS 2 (gestrichelte Linie) aus der Wupper-Vorsperre. | 10 |
| Abbildung 7: Vorbereitung der Sedimentproben für die Inkubationsversuche im Labor der Universität Landau..... | 12 |
| Abbildung 8: Potentielle Methanproduktion (PMP) in inkubierten Sedimentproben von Mai, Juli und September 2020. (a) Profile von Referenz- und Sedimententnahmestellen vor dem Prototypentest (Juli 2020) und (b) nach dem Prototypentest (September 2020). (c) PMP-Profile von allen Standorten entlang des Stausees, wobei die Farben den Anteil der organischen Substanz darstellen (aus dem Glühverlust - LOI bei 550°C). Die dunkelblaue Farbe im Diagramm (c) sind Proben mit nicht verfügbarem LOI (NA). | 12 |
| Abbildung 9: vertikale und horizontal Querschnitte aus den CT Scans der beiden Gefrierkerne 1 (links) und 2 (rechts). | 13 |
| Abbildung 10: Tiefenprofile von Wasserqualitätsparametern an unterschiedlichen Messstellen entlang des Stausees (unterschiedliche Symbolfarben) und zu unterschiedlichen Probenahmeterminen (Spalten): gelöster Sauerstoff, Chlorophyll-a und Trübung. Bitte beachten Sie, dass die Skalierung der x-Achse für Chlorophyll-a im Mai und Juni 2020 und für die Trübung in den ersten drei Monaten, von denen der folgenden Monate abweichen. | 15 |
| Abbildung 11: Zeitreihen der Wassertemperatur, der Temperatur der oberen Sedimentschicht und der Konzentration von gelöstem Sauerstoff (DO). (a) und (b) zeigen die von der Thermistorkette aufgezeichneten Wassertemperaturen in der Nähe des Staudamms; (c) die von den HOBO-Loggern an fünf verschiedenen Stellen des Stausees aufgezeichnete Temperatur der oberen Sedimentschicht; und (d) die Konzentrationen des gelösten Sauerstoffs an der Wasseroberfläche und am | |

| | |
|--|----|
| Gewässergrund an der Messstelle MiniDot. Die horizontale grüne Linie in (b) zeigt der Temperatur der maximalen Dichte von Wasser (4°C)..... | 16 |
| Abbildung 12: Zeitreihen der meteorologischen Daten, die von der installierten Wetterstation aufgezeichnet wurden. Die Niederschlagsdaten stammen von einer nahe gelegenen Station (Breitengrad 51.143° und Längengrad 7.365°), die vom Wupperverband betrieben wird (https://fluggs.wupperverband.de/swc/#/start heruntergeladen). | 17 |
| Abbildung 13: Profilierende Strömungsmesser (ADCP). links: RDI-ADCP mit Rahmen, der für 2 Wochen in der Wupper-Vorsperre installiert war; rechts: Signature 1000 Nortek ADCP der seit September 2020 in der Wupper-Vorsperre installiert ist. | 18 |
| Abbildung 14: Obere Abbildung - Abfluss und Wasserstand der Wupper, gemessen an der Station Hückeswagen, die sich stromaufwärts des Zuflusses zum Stausee befindet (Datenquelle: https://fluggs.wupperverband.de/swc/#/start). Unten - Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe (aus dem hydrostatischen Druck berechnet), gemessen mit dem akustischen Doppler-Strömungsprofilier (ADCP)...... | 19 |
| Abbildung 15: Methangehalt in den Gasblasen im Sediment während des monatlichen Monitorings in Prozent [%]; Die obere und untere Grenze der farbigen Balken stellen das 75. bzw. 25. Perzentil dar; die Whisker zeigen die Höchst- und Mindestwerte, und die Linie innerhalb der farbigen Balken stellt den Median dar. | 20 |
| Abbildung 16: von links nach rechts: ABT Test und Rekalibrierung im Labor, ABT mit Trichter, Wartung einer oABT (rechts oben) und einer ABT (rechts unten)...... | 21 |
| Abbildung 17: Die linke Seite zeigt das Histogramm der Häufigkeitsverteilung des Blasendurchmessers und die rechte Seite zeigt die Aufzeichnungszeit einzelner Gasblasen. Daten vom Standort L04 (linkes Ufer) vom 22. Oktober bis 23. November 2020. | 21 |
| Abbildung 18: Kumuliertes Gasvolumen, das von den optischen Blasenfallen an den 7 Messstandorten aufgezeichnet wurde. Die Lücken in den Zeitreihen sind auf Fehlfunktionen der Sensoren zurückzuführen. | 22 |
| Abbildung 19: Zeitreihen des Methan-Blasenaufstiegs berechnet für 5-minütige und tägliche Zeitschritte für die Standorte L02, L03, L04 (linke und rechte Seite) und L05 von Juli 2020 bis Mai 2021. | 23 |
| Abbildung 20: Konzentrationen des gelösten Methangehaltes an den verschiedenen Monitoringstandorten während des monatlichen Emissionsmonitorings; Diagramm ganz rechts zeigt den zum Absperrbauwerk hin zunehmenden gelösten Methangehalt im Wasser. | 25 |
| Abbildung 21: (a) Schwimmende Kammer, die für Flussmessungen an der Wupper-Vorsperre verwendet wird. Die Kammer ist in einem geschlossenen Kreislauf mit einem Gasanalysator (Los Gatos) verbunden, der die Methan- und Kohlendioxidkonzentration in der Kammer über die Zeit misst. (b) zeigt ein Beispiel für Messungen, bei denen die Methankonzentration in der Kammer über die Zeit | |

| | |
|---|----|
| ansteigt. Aus dem Anstieg wird die diffusive Emission von Methan an der Wasseroberfläche berechnet. | 25 |
| Abbildung 22: Diffusive Emissionen von Methan an der Wasser-Luft-Grenzfläche für den Monitoringzeitraum an den unterschiedlichen Messstellen entlang der Wupper-Vorsperre. | 27 |
| Abbildung 23: (a) Konzentration des im Wasser gelösten Methans stromaufwärts und stromabwärts des Damms der Wupper-Vorsperre. Die Werte flussaufwärts sind der Durchschnitt von Oberfläche und Boden. (b) Durchschnittlicher Tagesabfluss an den Tagen, an denen die Messungen durchgeführt wurden. (c) Berechneter Entgasungsfluss von Methan. | 28 |
| Abbildung 24: (a) Konzentration des gelösten Methans im Zufluss- und Abflusswasser der Vorsperre. (b) Verlauf des Netto-Methanexports aus der Vorsperre mit dem ausströmenden Wasser. | 28 |
| Abbildung 25: (a) Echolotmessungen zur Erfassung der räumlichen Variabilität aufsteigender Gasblasen; (b) Echogramm, das Blasen anzeigt, die mit den Nachbearbeitungsschritten quantifiziert werden; (c) Darstellung der Fahrstrecke und der Stellen, an denen Blasen bei den Messungen vom 25. August 2020 entdeckt wurden. | 29 |
| Abbildung 26: Echogramm der Echolot-Messungen während des Prototypentests. Es zeigt die aufsteigenden Blasenspuren und -fahnen, die während der Sedimentremobilisierung detektiert werden konnten, sowie die Gewässersohle und -oberfläche. | 31 |
| Abbildung 27: Boxplots des Methanoxidationsanteils an jeder Messstelle. Die obere und untere Grenze der blauen Balken stellen das 75. bzw. 25. Perzentil dar; die Whisker zeigen die Höchst- und Mindestwerte, und die rote Linie stellt den Median dar. Das Diagramm in der oberen Zeile zeigt die Zeitreihe des Oxidationsanteils und das untere Feld den daraus resultierenden Methanoxidationsfluss. | 32 |
| Abbildung 28: Schematischer Aufbau der Modellanlage zur Sedimentverlagerung und Gasernte. | 33 |
| Abbildung 29: Platzierung der Gerätschaften auf der Arbeitsplattform (Draufsicht). | 34 |
| Abbildung 30: Aufbau des Prototyps im Labor der TH Köln, von links nach rechts: Plattform mit Gerätschaften, Gasabscheider, 3D-gedrucktes Schwimmerventil während des Betriebs. | 34 |
| Abbildung 31: Gegenüberstellung der beiden Saugkopfvarianten. Links: alter Saugkopf, rechts: neuer Saugkopf. | 35 |
| Abbildung 32: Arbeitsplattform auf der Wupper-Vorsperre (Juli 2020). | 36 |
| Abbildung 33: Befahrene Transekte an der Wupper-Vorsperre während der ersten und zweiten Modellmaßnahme. | 38 |
| Abbildung 34: Messdaten der Gasmessstrecke für die Transekten T2.1 und T3.1 bei der Modellmaßnahme 2020 und die Transekten T3.1 und T4.2 bei der Modellmaßnahme 2021. Der Übersicht halber sind die Graphen so dargestellt, dass sie in die | |

| | |
|--|----|
| Messdaten vom linken Ufer ausgehend hin zum rechten Ufer zeigen. Orange Kurve: Gasvolumenstrom in Liter Standard pro Minute [ls/min]; blaue Kurve: Methangehalt [%] gemessen mit dem Biogas5000; Punkte: Methangehalt in den entnommenen und im Labor analysierten Proben [%]. | 41 |
| Abbildung 35: Oben: Mittelwerte von diffusiven CH ₄ Emissionen, Emissionen durch Gasblasen, sowie CH ₄ Oxidations- und Produktionsraten. Die potentielle Produktionsrate (PMP) wurde durch Integration der Methanproduktion in der obersten 20 cm dicken Sedimentschicht berechnet. Die im Labor bestimmten Produktionsraten wurden auf die durchschnittliche gemessene Sedimenttemperatur (10,4 °C) korrigiert. Die Produktionsraten wurden zur besseren Skalierung in der Abbildung durch den Faktor 10 geteilt. Unten: Mittlere Methanbilanz in der Wupper-Vorsperre. Die fettgedruckten Werte sind der räumlich-zeitliche Durchschnitt aller Messstandorte, während die Werte in Klammern den Bereich der Messwerte angeben. Alle Werte sind als Flüsse in der Einheiten mg CH ₄ /m ² /d angegeben. | 44 |
| Abbildung 36: Berechnung der potenziell entnehmbaren Methanmasse. | 45 |
| Abbildung 37: Berechnung der Methanernte pro Betriebsstunde und Tag sowie der Anzahl der Tage, in der die geerntete Menge Methan in der Wupper-Vorsperre produziert wird. | 45 |
| Abbildung 38: Abschätzung, wie viele Tage des Blasenanstiegs im Verlagerungsbereich durch die Methanernte verhindert werden konnten. | 46 |
| Abbildung 39: Transport der Schwimmkörper zum Stausee | 55 |
| Abbildung 40: Aufbau der Arbeitsplattform auf dem See | 55 |
| Abbildung 41: Entnahme von Gefrierkernen aus der Wupper-Vorsperre | 55 |
| Abbildung 42: Fertigstellung der Arbeitsplattform mithilfe eines Autokrans..... | 56 |
| Abbildung 43: Arbeitsplattform auf der Wupper-Vorsperre..... | 56 |
| Abbildung 44: links: Gasmessstrecke; rechts: Gasabscheider mit Plexiglasbehälter..... | 56 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 1: Zusammenstellung der Inhalte, Dauer und Federführung der fünf geplanten Arbeitspakete (WP1 bis WP5) | 5 |
| Tabelle 2: Im Projekt angewandte Verfahren zur Sedimentprobenentnahme und durchgeführte Analysen..... | 9 |
| Tabelle 3: LAGA Grenzwerte Z0 überschreitende Parameter der chemischen Sedimentanalysen (Analyselabor: UCL). | 11 |
| Tabelle 4: Zusammenfassung der Methan-Emissionen durch Gasblasen an allen Messstellen mit Angaben zur Wassertiefe und der Entfernung vom Zufluss. Die von den ABTs gemessenen Daten sind mit ABT beschriftet. | 24 |
| Tabelle 5: Übersicht über die Aktivitäten während der Modellmaßnahmen..... | 37 |
| Tabelle 6: Zusammenfassung der Messdaten während der Modellmaßnahmen. | 40 |
| Tabelle 7: Vergleich verschiedener Kenngrößen der Modellmaßnahmen 2020 und 2021. . | 42 |
| Tabelle 8: Ergebnisse der Gaschromatographie von zwei während des Prototyptests 1 2020 entnommenen Gasproben | 57 |
| Tabelle 9: Gehalt an gelöstem CH ₄ [mg/L] in den Wasserproben, die vor und nach dem Gasabscheider (GS) genommen wurden | 57 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------|---|
| ABT | Automated Bubble Trap (Automatisierte Blasenfalle) |
| ADCP | Acoustic Doppler Current Profiler |
| oABT | optical Bubble Trap (Optische Blasenfalle) |
| C | Kohlenstoff |
| CH ₄ | Methan |
| CO ₂ | Kohlenstoffdioxid |
| CT | Computertomographie |
| DO | Dissolved Oxygen (Gelöster Sauerstoff) |
| DOC | Dissolved Organic Carbon (Gelöster organischer Kohlenstoff) |
| DGM | Digitales Geländemodell |
| ER | Methane Ebullition Rate |
| GHG | Greenhouse-Gas (Treibhausgas) |
| ICOLD | International Commission on Large Dams |
| IHA | International Hydropower Association |
| LWU | Labor für Wasser und Umwelt |
| N | Stickstoff |
| PMP | Potentielle Methan Produktion |
| POC | Particulate Organic Carbon (Partikulärer organischer Kohlenstoff) |
| TOC | Total Organic Carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff) |
| WCD | World Commission on Dams |
| WFD | Water Framework Directive (Wasserrahmenrichtlinie) |

1 Zusammenfassung

Das Forschungsprojekt „Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus wasserwirtschaftlichen Stauräumen bei der Umlagerung von Sedimenten“ (Aktenzeichen 34765/01-23) wurde in einer Kooperation der D-Sediment GmbH, der Technischen Hochschule Köln und Universität Landau durchgeführt. Im Rahmen des Projekts wurde ein Prototyp zur Methanernte während einer Sedimentremobilisierung von den Projektbeteiligten entwickelt. Bei mehreren Feldversuchen wurde der Prototyp an einem Modellgewässer erprobt. Neben der Prototypentwicklung bestand eine weitere Hauptaufgabe im Aufbau eines kontinuierlichen Emissionsmonitorings. Durch Monitoring können Grundlagendaten zu den Methanemissionen aus dem Modellgewässer erhoben und analysiert werden. Aus den kontinuierlich und während der Modellmaßnahme erhobenen Daten wird das Emissionsvermeidungspotential der technischen Anlage ermittelt.

Als Modellgewässer dient die Wupper-Vorsperre in Hückeswagen. Für das dort etablierte Emissionsmonitoring wurden unter anderem automatisierte und optische Blasenfallen, Temperatur- und Sauerstofflogger und ein Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) ausgebracht. Während regelmäßigen Feldkampagnen wurde außerdem die Gaszusammensetzung im Sediment, der im Wasser gelöste Methangehalt, der diffusive Austausch an der Oberfläche sowie weitere Wasserqualitätsparameter untersucht. Weiterhin wurden regelmäßig Sedimentproben entnommen, die in den Laboren der Uni Landau und TH Köln analysiert wurden.

Der Prototyp zur Methangasernte und Sedimentremobilisierung wurde zunächst im Labor für Wasser und Umwelt (LWU) der TH Köln erprobt und anschließend auf der Wupper-Vorsperre eingesetzt. Die erste Modellmaßnahme wurde im Sommer 2020 erfolgreich durchgeführt – Sediment wurde verlagert und das entweichende Gas gleichzeitig aufgefangen. Dabei hat sich aber auch Optimierungsbedarf vor allem beim Saugkopf gezeigt. Ein nicht unerheblicher Teil des entweichenden Gases konnte aufgrund der Saugkopf-Geometrie nicht aufgefangen werden. Zur Effizienzsteigerung des Verfahrens wurde die Saugkopf-Geometrie sowie die Anordnung der Pumpe verbessert. Der optimierte Saugkopf wurde bei einer zweiten Modellmaßnahme, Anfang Sommer 2021, getestet.

Der optimierte Saugkopf hat zu einer verbesserten Leistung der Methanernte und Sedimentremobilisierung geführt. Der Gasförderstrom konnte mehr als verdoppelt werden. Bei den Feldversuchen im Sommer 2021 wurden während circa 24 Betriebsstunden 3.100 kg verlagert. Dabei wurden 2.300 l Gas geerntet. Dies entspricht einer Masse von 850 g Methan bzw. 73,1 kg CO₂-Äquivalenten. Bezogen auf die befahrene Fläche von 90m² und Betriebszeit von 24 Stunden, entspricht die Ausbeute dem 86-fachen der Gasmenge, die pro Quadratmeter und Tag durchschnittlich aus der Wupper-Vorsperre emittiert wird. Insgesamt konnte die Methanproduktion von 37 Tagen pro Quadratmeter während der zweiten Modellmaßnahme geerntet werden.

2 Einleitung

2.1 Ausgangssituation

Fließgewässer und Stauräume sind wesentliche Bestandteile unserer Wasser- und Kulturlandschaft und sind unverzichtbar für die Sicherstellung der lebensnotwendigen Trink- und Brauchwasserversorgung. Gewässer sind außerdem wichtige Natur- und Lebensräume, stellen die Wahrung der ökologischen Vielfalt sicher, dienen dem Hochwasserschutz sowie der Binnenschifffahrt und können gleichzeitig zur Energieerzeugung durch Wasserkraft genutzt werden.

Damit Gewässer erhalten bleiben und ihre vielfältigen Aufgaben erfüllen können, ist es wichtig, den natürlichen Transport von Sedimenten in den Gewässern zu ermöglichen. Sedimente sind essenzielle Bestandteile von Gewässern und beeinflussen maßgeblich deren ökologischen Zustand. Stauanlagen unterbinden in Gewässern jedoch den natürlichen Sedimenttransport und stören das natürliche Gleichgewicht. Vor Absperrbauwerken kommt es so in der Regel zu einer übermäßigen Ablagerung der Sedimente, wodurch der Stauraum verlandet und seine vielfältigen Aufgaben nicht mehr erfüllen kann. Unterhalb von Absperrbauwerken dagegen fehlen diese Sedimente und es kann unter anderem zu Sohlerosion kommen.

Solange Stauhaltungen an Gewässern bestehen, kommt es in diesen Bereichen zur Einschränkung des natürlichen Sedimenttransportes. Es ist deshalb notwendig, Maßnahmen gegen die unvermeidbare Verlandung eines Stausees zu ergreifen. Eine Möglichkeit dazu bietet das innovative und patentierte Verfahren des kontinuierlichen Sedimenttransfers (ConSedTrans), das vom Antragsteller D-Sediment GmbH in Kooperation mit dem Labor für Wasser und Umwelt der TH Köln entwickelt wurde. Beim kontinuierlichen Sedimenttransfer werden die Stauseesedimente mittels eines Aufnahmekopfes schichtweise vom Stauraumboden abgetragen, über eine Transportleitung zum Abflussorgan geleitet und dort mit dem Triebwasser in naturnahen Konzentrationen dem Unterwasser zugeführt.

Ein weiterer Aspekt der Stauraumverlandung, der wissenschaftlich zunehmend in den Fokus rückt, ist die Emission von Treibhausgasen, insbesondere Methan, aus abgelagerten Stauseesedimenten. Neben anorganischen Feststoffen lagert sich auch organisches Material in Stauräumen ab. Infolge des anaeroben Abbaus dieser Organik im Sediment entsteht vermehrt Methan, welches ein etwa 34-fach höheres Treibhausgaspotential als Kohlenstoffdioxid aufweist (IPCC, 2013). Die weltweiten jährlichen Methangasemissionen aus Stauhaltungen werden auf ca. 18 Mio. Tonnen CH₄ bzw. 610 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalente geschätzt (Deemer et al., 2016).

Die Einflussfaktoren auf die Methanproduktion im Gewässersediment und die Methanemission aus diesem sind vielfältig und Gegenstand der gegenwärtigen Forschung. Zu entscheidenden Einflussfaktoren auf die Methanproduktion zählen unter anderen (siehe dazu Praetzel et al., 2020, Wilkinson, Bodmer und Lorke, 2019, Aben et al., 2017, Sobek et al., 2012, Smith et al., 2003):

- die Zusammensetzung des organischen Materials,
- die Temperatur,
- die Sedimentationsrate,
- und der Sauerstoffgehalt im Wasser (Redoxbedingungen).

Die Emission des am Gewässergrund produzierten Methans an die Atmosphäre wird unter anderen durch die folgenden Faktoren maßgeblich beeinflusst (siehe dazu u. a. Scandella et al., 2011, Maeck, Hofmann und Lorke, 2014, Natchimuthu et al., 2016, Wik et al., 2013, Joyce und Jewell, 2003, Vachon et al., 2019, Beaulieu, McManus und Nietch, 2016, Langenegger et al., 2019):

- der hydrostatische Druck und dessen Änderung (Wassertiefe und Wasserstandsschwankungen),
- der Luftdruck und Windgeschwindigkeit,
- die Strömungsverhältnisse (bodennahe Strömungsgeschwindigkeit),
- die Schichtung und Umwälzprozesse,
- die Sedimentationsrate,
- die Entfernung vom Zulauf,
- der gelöste Methangehalt in der Wassersäule.

Es kann zwischen verschiedenen Emissionspfaden am Staugewässer unterschieden werden, welche in Abbildung 1 dargestellt sind: 1. Aufsteigende Gasblasen vom Gewässergrund, 2. diffusiver Gasaustausch im Staubeereich, 3. Gasaustausch über Makrophyten, 4. Ausgasung am Wehrauslass (Änderung der Druck- und Strömungsverhältnisse) und 5. diffusiver Gasaustausch im Unterwasser des Stauees. Der Aufstieg von Gasblasen aus dem Sediment stellt dabei einen der Hauptemissionspfade aus einer Stauhaltung dar (Aben et al., 2017, Wilkinson et al., 2015).

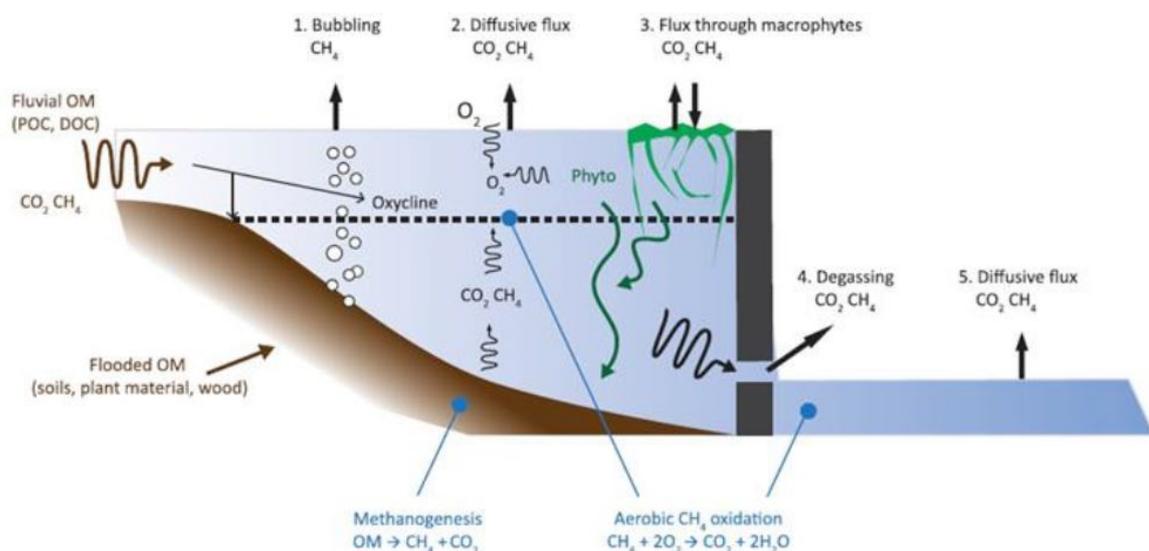


Abbildung 1: CH₄ und CO₂ Emissionspfade an einer Stauhaltung (mit OM = organic matter, also organisches Material; POC = particulate organic carbon, also partikulärer organischer Kohlenstoff; DOC = dissolved organic carbon, also gelöster organischer Kohlenstoff) (Goldenfum, 2010).

2.2 Zielsetzung

Ziel des Projekts ist die Entwicklung und der Test eines Prototyps zur Methanernte während einer Sedimentremobilisierung im Zuge einer Sedimentmanagementmaßnahme.

Im Sediment gebildetes und gespeichertes Gas wird unter anderem sehr verstärkt freigesetzt, sobald das Sediment bewegt oder aufgewirbelt wird. Dies kann während einer Sedimentumlagerung, wie dem kontinuierlichen Sedimenttransfer (ConSedTrans-Ansatz), erreicht werden, sodass das Gas während der Sedimentverlagerung aufgefangen und entnommen werden kann. Mit dieser Entnahme des Gases können Treibhausgasemissionen aus Stauseen verringert werden. Außerdem kann das energiereiche Methangas ggf. verwertet und energetisch genutzt werden.

Neben der Entwicklung und Ausführung der technischen Emissionsvermeidungsanlage steht die Untersuchung des Emissionsvermeidungspotentials einer solchen Maßnahme im Vordergrund. Über umfangreiche Messungen wurde eine detaillierte Treibhausgas-Bilanz aufgestellt. Es wurden fehlende Grundlagendaten erhoben, in-situ Untersuchungen durchgeführt und ein Systemverständnis generiert. So hat das hier beantragte Projekt das Ziel, Methanemissionen in die Atmosphäre zu vermeiden bzw. möglichst weitgehend zu reduzieren und die nachhaltige Wirkung der Maßnahme zu erfassen. Die Bilanzierung der Emissionen und der Test der Anlage wurden beispielhaft an einem Modellstausee durchgeführt.

2.3 Aufgabenstellung

Um die für das Forschungsprojekt gesetzten Ziele zu erreichen, wurden die folgenden drei Forschungsfragen definiert:

1. Mit welcher Effizienz lassen sich Methanemissionen durch das Auffangen und Speichern von während der Sedimentremobilisierung freigesetzten Methan vermeiden?
2. In welchen Mengen und in welcher Konzentration kann Methangas durch Remobilisierung während der Durchführung einer ConSedTrans-Maßnahme gewonnen werden?
3. Wie nachhaltig wirkt sich eine Remobilisierung und Gasernte (RemoGas-Verfahren) auf die Vermeidung von Methanemissionen aus Stauhaltungen aus?

Zu diesen Forschungsfragen wurden die in Tabelle 1 zusammengefassten Arbeitspakete definiert, die im Zuge des Projektes detailliert bearbeitet werden.

Das Projekt wurde nach Ablauf der ursprünglichen Projektlaufzeit von 18 Monaten um 4 Monate bis September 2021 kostenneutral verlängert. Im Rahmen dieser Verlängerung wurde auf Basis der Erkenntnisse aus der ersten Modellmaßnahme 2020 ein neuer, optimierter Saugkopf gebaut und die gesamte Modellanlage wurde optimiert. Außerdem wurde eine weitere Modellmaßnahme im Juni 2021 mit der optimierten Modellanlage durchgeführt.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Inhalte, Dauer und Federführung der fünf geplanten Arbeitspakete (WP1 bis WP5)

| Arbeitspakete | Dauer/ Federführer |
|---|--|
| <p><u>WP1: Sedimentanalyse</u></p> <p>1a: Detaillierte Bestandaufnahme der Sedimentverteilungen im Stauraum;</p> <p>1b: Entnahme von Sedimentkernen an repräsentativen Stellen; detaillierte Bestimmung der potenziellen Methanproduktionsrate über die Tiefe der Sedimentproben in Laborinkubationen unter definierten Temperaturen; Bestimmung des Organikanteils im Sediment</p> | <p>4 Monate</p> <p>TH Köln, D-Sediment Uni Landau, TH Köln</p> |
| <p><u>WP2: Emissionsmonitoring</u></p> <p>2a: Kontinuierliche Erfassung der Hauptemissionspfade von Methan aus dem Stauraum; Installation von 3 automatischen Blasenfallen; Installation von Sensoren für Druck (Pegel) und Wassertemperatur;</p> <p>2b: Erfassung der räumlichen Verteilung der Methanemissionen (aufsteigende Methanblasen, Echolot) innerhalb der Staustufe zu 2 Zeitpunkten (zusammen mit 1a und 1b); Entnahme von Wasserproben zur Bestimmung des gelösten Methangehalts im Wasser; Messung des diffusiven Methanaustrags an die Atmosphäre (floating chambers, Windgeschwindigkeit)</p> | <p>12 Monate</p> <p>Uni Landau, TH Köln</p> |
| <p><u>WP3: Kombiniertes RemoGas--ConSedTrans-Verfahren</u></p> <p>Konzeptionelle Weiterentwicklung des RemoGas-Verfahrens und Integration in das bestehende ConSedTrans-System, um Methanblasen während des Sedimenttransportes aufzufangen und zu analysieren.</p> | <p>6 Monate</p> <p>D-Sediment, TH Köln</p> |
| <p><u>WP4: Modellmaßnahme</u></p> <p>Wissenschaftliche Begleitung einer ConSedTrans-Maßnahme mit der neu entwickelten Methan-Auffanganlage und Quantifizierung aufgefangener und der nicht aufgefangenen Methanemissionen (Emissionsbilanzierung).</p> <p><u>WP4b: Weitere Modellmaßnahmen</u></p> <p>Zwei weitere Modellmaßnahmen werden im Juni 2021 und voraussichtlich September/Okttober 2021 durchgeführt.</p> | <p>4 Monate</p> <p>TH Köln, Uni Landau, D-Sediment</p> |
| <p><u>WP5: Synthese</u></p> <p>Wissenschaftliche Publikation der Ergebnisse, Vorstellung auf Tagungen und bei relevanten Stakeholdern (Betreiberverbände, IHA, Umweltämter des Bundes und der Länder); Konzeption weiterführender Projekte und Anwendungen.</p> | <p>3 Monate</p> <p>TH Köln, D-Sediment, Uni Landau</p> |
| <p><u>WP6: Optimierung Prototyp/ Saugkopf</u></p> <p>Der Prototyp, insbesondere der Saugkopf werden auf Basis der Erkenntnisse aus der ersten Modellmaßnahme optimiert, im Labor erprobt und im Anschluss erneut im Feld getestet.</p> | <p>7 Monate</p> <p>TH Köln, D-Sediment</p> |



Abbildung 3: Wupper-Vorsperre (links) und Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit überströmter Hochwasserentlastung am 24.08.2020.

3.3 Durchgeführte Messungen

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden umfangreiche Feldmessungen an der Wupper-Vorsperre in Hückeswagen durchgeführt. Es wurden sowohl stationäre Messinstrumente zur kontinuierlichen Datenerfassung im Staugewässer installiert als auch regelmäßige manuelle Messungen ca. alle vier Wochen durchgeführt. Die durchgeführten Messungen dienen der qualitativen und quantitativen Erfassung der:

- Methanemissionen aus dem Gewässer über die verschiedenen Austrittspfade,
- Sedimenteigenschaften,
- Hydraulik,
- Wasserqualitätsparameter.

Die Stellen im Gewässer, an denen die verschiedenen Sensoren für das kontinuierliche Monitoring ausgebracht wurden, sind in Abbildung 4 dargestellt. Das monatliche Monitoring der Wasserqualitätsparameter und die Gasuntersuchungen wurden ebenfalls an diesen Stellen durchgeführt. L03 (Location 03) ist im Rahmen des Forschungsprojektes als Referenzbereich definiert, in dem keine Sedimentverlagerung und Gasentnahme stattfindet. Diese werden im Bereich von L04 (Location 04) durchgeführt.

3.3.1 Stauseevermessung

Die hydroakustische Untersuchung der Wupper-Vorsperre wurde mit einem Echolot der Firma Garmin durchgeführt, das mit einem eigenen GPS ausgestattet ist. Zur Erfassung der Bathymetrie wurde zunächst der Uferbereich in einer Linie und im Anschluss die Gewässermittle in Schleifen mit einem Boot befahren. Zusätzlich wurden die Achse und die Viertelpunkte der Querprofile vom Zulauf bis zum Absperrbauwerk längs durchfahren.

Aus den Echolotdaten wurde ein digitales Geländemodell (DGM) erstellt und so die aktuelle Wassertiefenvarianz ermittelt. Abbildung 5 links zeigt die Sohlhöhen der Wupper-Vorsperre in m ü. NHN aus der Vermessung 2020. (Hinweis: der Pegel in der Wupper-Vorsperre unterliegt aufgrund der Bewirtschaftung in der Regel nur geringen Schwankungen). Die im März 2020 erhobenen Daten wurden mithilfe von weiteren im Mai 2020 aufgenommenen Daten validiert und ergänzt. Im Zuflussbereich der Wupper-Vorsperre sind die Wassertiefen eher gering und

liegen teilweise unter 50 cm. Im Bereich vor dem Absperrbauwerk sind die Wassertiefen deutlich größer mit einer maximalen Tiefe von über 5 m.

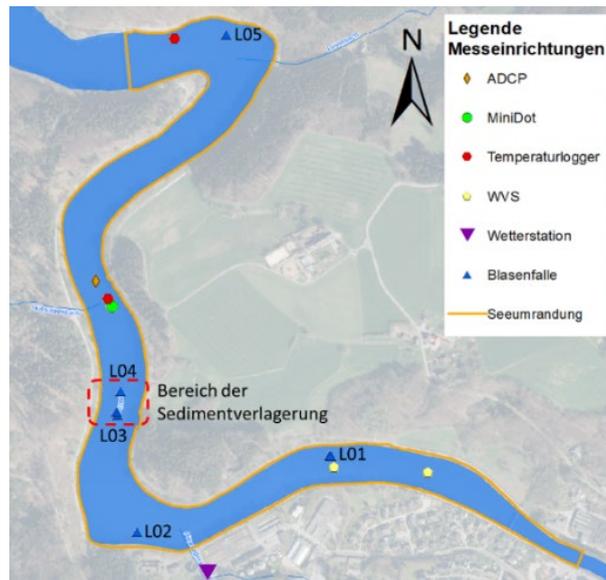


Abbildung 4: Monitoringstandorte (Locations 01 bis 05) an der Wupper-Vorsperre und Sedimentverlagerungsbereich, mit ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler, MiniDOT = Sauerstofflogger, WVS: Wupper-Vorsperre Sedimentproben.

Im Frühjahr 2021 wurde die Wupper-Vorsperre erneut vermessen und die erhobenen Daten mit der Vermessung aus 2020 verglichen. Das Ziel dieser Analyse war die Darstellung von Sedimentbewegungen sowie Sedimentein- und -austragen. Die bisherige Auswertung in der Software ArcGIS hat einige Fehlstellen in der Datenübereinstimmung aufgedeckt. Hintergrund ist die teils zu geringe Datendichte, die dazu geführt hat, dass die aus den Vermessungsdaten erstellten DGMs in einigen Bereichen inkonsistent sind. Dies ist u.a. in Abbildung 5 rechts zu sehen. In der oberen Abbildung ist die Vermessung aus 2020 und in der unteren Abbildung die Vermessung von 2021 im Ausschnitt dargestellt. Im direkten Vergleich ist in der Vermessung von 2021 ein deutlich homogenerer Sohlverlauf zu erkennen.

Der direkte Vergleich der beiden DGM mit einem 1 m-Raster ergab einen Sedimenteintrag in die Wupper-Vorsperre von circa 10.000 m³ und einen Sedimentaustrag aus der Wupper-Vorsperre von circa 19.000 m³. Insgesamt ergibt sich so ein Netto-Austrag von 9.000 m³ Sediment. Dies erscheint jedoch nicht plausibel, da während der Zeit zwischen den Vermessungen keine größeren Hochwasserereignisse stattgefunden haben, aufgrund derer große Mengen Sediment über das Absperrbauwerk hätten transportiert werden können. Es haben auch keine Sedimententnahmen im Rahmen eines Sedimentmanagements stattgefunden. Denkbar wären aber auch eine Kompaktierung des Sediments aufgrund des Eigengewichts.

Eine Möglichkeit, genauere Ergebnisse zum Sedimentein- und -austrag an der Wupper-Vorsperre zu erhalten, wäre ein direkter Vergleich einzelner Messpunkte, die einen definierten Abstand zueinander haben. So kann eine Unsicherheit durch Interpolation zwischen den Messpunkten reduziert werden. Eine solche Auswertung steht mit den Vermessungsdaten der Wupper-Vorsperre noch aus.

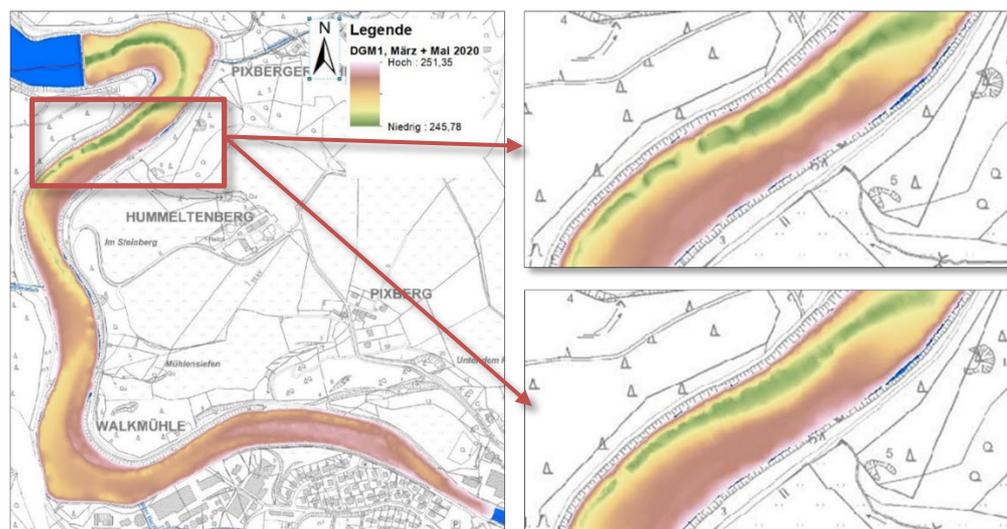


Abbildung 5: Links: Übersichtsplan der Bathymetrie. Rechts oben: Detaildarstellung der Vermessung aus 2020. Rechts unten: Detaildarstellung der Vermessung aus 2021.

3.3.2 Sedimentuntersuchungen

Aus verschiedenen Bereichen der Wupper-Vorsperre wurden Sedimentproben mittels verschiedener Probenahmeverfahren entnommen. Das entnommene Sediment wurde auf unterschiedliche Weise analysiert. Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die angewandten Entnahmeverfahren und die jeweils durchgeführten Sedimentanalysen. Die Entnahmestandorte beziehen sich auf die in Abbildung 4 dargestellten Standorte.

Tabelle 2: Im Projekt angewandte Verfahren zur Sedimentprobenentnahme und durchgeführte Analysen.

| Probenahmeverfahren | Anzahl der Proben | Sedimentanalysen | Entnahmestandorte |
|--|-------------------|---|---|
| Gestörte Oberflächenprobe mittels Van-Veen-Greifer | 2 | Korngrößenanalyse | WVS |
| Sedimentkern mittels Moorbohrer | 6 | Chemische Sedimentanalyse | Um L01 und L02 |
| Sedimentkern mittels „Gravity-Corer“ | 13 | Sedimentinkubation (Potentielle Methanproduktion (PMP)), Elementarzusammensetzung (CHNS), Glühverlust | L01, L02, L03 (linkes und rechtes Ufer), L04 (linkes und rechtes Ufer), L05 |
| Sedimentkern mittels Gefrierkernverfahren | 2 | Sedimentstruktur, -schichtung und Blasenverteilung | Zwischen L03 und L04 |

a) Korngrößenverteilung

Zur Ermittlung der Korngrößenverteilung der Sedimente in der Wupper-Vorsperre wurden zwei gestörte Oberflächenproben mithilfe eines Van-Veen-Greifens entnommen, eine aus dem Zuflussbereich (WVS I; siehe Abbildung 4) und eine an der Position L01 (WVS II; siehe Abbildung 4). Die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Labor erfolgte entsprechend der DIN EN ISO 17892-4:2016 (2016). Für die Probe WVS I wurde eine Siebung und für die Probe WVS II eine Sedimentationsanalyse durchgeführt. Die Korngrößenverteilungen der beiden Proben sind in Abbildung 6 dargestellt. Im Zuflussbereich ist das Sediment grober und besteht

aus Sand und Kies. Ab dem Bereich um den Standort L01 ist das Sediment feiner mit Korngrößen unter 0,125 mm.

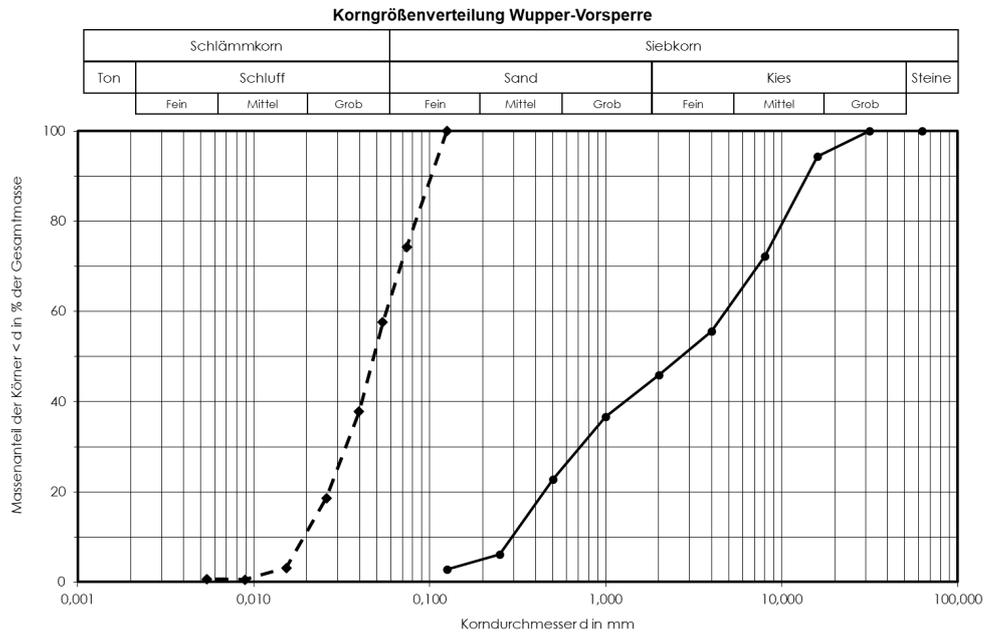


Abbildung 6: Korngrößenverteilung der Sedimentproben WVS 1 (schwarze Linie) und WVS 2 (gestrichelte Linie) aus der Wupper-Vorsperre.

b) Sedimentzusammensetzung (Feststoff- und Organikanteil)

Für verschiedene entnommene Sedimentproben wurde der Wasser- und Feststoffgehalt ermittelt. Der mittlere Wassergehalt des Sedimentes liegt bei 62,81 %, der Feststoffgehalt als Trockenrückstand bei 105 °C bei 37,19 %. Die Messwerte schwanken zwischen einem minimalen Wassergehalt von 58,62 % und einem maximalen Wassergehalt von 66,70 % und entsprechend zwischen einem minimalen Feststoffgehalt von 33,30 % und einem maximalen Feststoffgehalt von 41,38 %. Der Organikanteil der inkubierten Sedimentproben wurde als Glühverlust nach DIN 18128:2002 (2002) bestimmt. Der Glühverlust der oberen 15 cm Sediment lag im Mittel bei 12,32 % (minimal 8,05 %, maximal 15,68 %). Der Glühverlust in Sedimenttiefen > 15 cm lag im Mittel bei 11,42 % (minimal 8,67 %, maximal 13,35 %).

c) Chemische Sedimentanalyse

Aus der Wupper-Vorsperre wurden am 20.05.2020 zwei gestörte Mischproben entnommen, die in einem externen Labor auf ihre chemische Beschaffenheit hin untersucht wurden. Die Analyse und deren Bewertung erfolgte nach den gängigen Kriterien der Mitteilung 20 „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ der Ländergemeinschaft Abfall (LAGA) von 2004. Hier werden Grenzwerte für die Verwertung bzw. den Einbau von Sedimenten (Zuordnungswerte Z0 bis Z2) außerhalb des Gewässers festgelegt. Werden diese Grenzwerte überschritten, ist eine Ablagerung des entnommenen Sediments auf einer Deponie erforderlich. Vor dem Hintergrund einer geplanten Sedimententnahme in der Wupper-Vorsperre geben die untersuchten chemischen Parameter also einen Hinweis auf den Belastungsgrad u. a. mit Schwermetallen und eine erste Einordnung möglicher Handlungsoptionen im Umgang mit dem Sediment.

Die Mischproben zur chemischen Untersuchung wurden mittels eines Moorbohrers entnommen und bestehen jeweils aus drei Einzelproben. Die Mischprobe 1 (WV MP1) wurde im Zuflussbereich oberhalb der Kläranlage entnommen, die Mischprobe 2 (WV MP2) in der Kurve unterhalb des Zuflusses der Kläranlage (im Bereich von L02 in Abbildung 4).

In Tabelle 3 sind die von den nach LAGA definierten Grenzwerten für die Einbauklasse Z0 abweichenden Parameter der chemischen Sedimentanalyse zusammengefasst. Auffällig ist bei beiden Mischproben ein relativ hoher TOC (total organic carbon) Gehalt von 7,2 bzw. 5,1 %-TS. Diese Werte geben einen Hinweis auf einen hohen Organikgehalt im Sediment, was die Methanproduktion in Sedimenten begünstigt.

Das Ergebnis der chemischen Sedimentanalyse zeigt leichte Belastungen des Sedimentes mit Schwermetallen. Diese erhöhten Messwerte können durch die im Einzugsgebiet der Wupper angesiedelte metallverarbeitende Industrie bedingt sein (MUNLV, 2005).

Tabelle 3: LAGA Grenzwerte Z0 überschreitende Parameter der chemischen Sedimentanalysen (Analyselabor: UCL).

| Probe | Parameter | Messwert | Klasse (Grenzwert) nach LAGA |
|--------|--------------------|------------|------------------------------|
| WV MP1 | TOC | 7,2 % TS | >Z2 (5 %) |
| | Cadmium | 2,4 mg/kg | Z1 (3 mg/kg) |
| | Kupfer | 94,1 mg/kg | Z1 (120 mg/kg) |
| | Zink | 311 mg/kg | Z1 (450 mg/kg) |
| | EOX | <2,0 mg/kg | Z1 (3 mg/kg) |
| | Summe PAK | 3,02 mg/kg | Z2 (30 mg/kg) |
| | Chrom ges. (Eluat) | 13,0 µg/l | Z1.2 (25 µg/l) |
| WV MP2 | TOC | 5,1 %TS | >Z2 (5 %) |
| | Cadmium | 3,2 mg/kg | Z2 (10 mg/kg) |
| | Kupfer | 125 mg/kg | Z2 (400 mg/kg) |
| | Zink | 411 mg/kg | Z1 (450 mg/kg) |
| | EOX | <1,5 mg/kg | Z1 (3 mg/kg) |

d) Potenzielle Methanproduktionsraten

Die potenzielle Methanproduktion des Sediments wurde in Laborinkubationen ermittelt. Für die Sedimentprobenahme wurde ein Kernstecher (mit 6 cm Durchmesser und 1 m langem Rohr) von Uwitec verwendet. Die Länge der entnommenen Sedimentkerne variierte von 20 cm bis 42 cm. Nach der Probenahme wurden die Sedimentkerne ins Labor gebracht und bis zur Analyse bei ~4°C aufbewahrt. Das Porenwasser der Sedimente wurde aus verschiedenen Schichten des Sedimentkerns mit Hilfe von Rhizon-Röhrchen extrahiert, die mit 10-ml-Vakuum-Glasfläschchen verbunden waren. Das im Porenwasser gelöste Methan wurde dann mittels der Headspace-Methode ermittelt. Die Sedimentkerne wurden in einer mit Stickstoff gespülten Glovebox weiterverarbeitet (Abbildung 7) und in 3 cm dicke Schichten geschnitten. Jede Schicht wurde homogenisiert, das homogenisierte Sediment wurde mit einer 3-ml-Kunststoffspritze entnommen und in 120-ml-Flaschen umgefüllt, die dann mit Stickstoff gespült und mit einem Septum und Aluminiumkappe verschlossen wurden. Die Fläschchen mit den Sedimentproben wurden im Dunkeln bei einer Umgebungstemperatur von ~20°C gelagert. Die Methankonzentration im Headspace jeder inkubierten Sedimentprobe wurde vier Wochen lang gemessen. Dazu wurde mit einer gasdichten Glasspritze 100 µl Kopfraumgas entnommen und die CH₄- und CO₂-Konzentrationen in einem Los Gatos-Gasanalysator bestimmt.



Abbildung 7: Vorbereitung der Sedimentproben für die Inkubationsversuche im Labor der Universität Landau.

Von dem verbleibenden Sediment wurden 3 ml in ein 20-ml-Glasfläschchen überführt und durch Zugabe von 6 ml Milli-Q-Wasser eine Aufschlämmung hergestellt. Die Fläschchen wurden ebenfalls gasdicht mit einem Septum verschlossen. Anschließend wurde die Methankonzentration im Kopfraum gemessen, um das in der Aufschlämmung gelöste Methan zu berechnen, das dann zur Schätzung der gelösten Methankonzentration im Porenwasser nach dem von Dale et al. (2008) beschriebenen Verfahren verwendet wird.

Die potentielle Methanproduktion jeder Sedimentschicht wird als Steigung einer linearen Regression der Methankonzentration im Kopfraum über die Zeit ermittelt, wie von Wilkinson et al. (2015) beschrieben. An den Standorten der Blasenfallen wurden Sedimentkerne entnommen (siehe Abbildung 4 für die Standorte). An den als L03 und L04 definierten Standorten, den Referenz- bzw. Sedimententnahmebereichen, wurden Sedimentkerne von der linken und rechten Seite des Fließquerschnitts entnommen, um transversale Variabilität zu berücksichtigen. Die Ergebnisse der Sedimentinkubationen (Abbildung 8) zeigen, dass das Potenzial für die Methanproduktion in den Sedimentkernen aller Standorte hauptsächlich auf die oberste 10-20 cm dicke Schicht beschränkt ist und von nahezu Null bis zu einem Maximalwert von $13,3 \text{ mgCH}_4 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ reicht. Für andere Stausysteme im Rhein in Deutschland fanden Wilkinson et al. (2019) eine Methanbildung in einem ähnlichen Bereich, allerdings mit einer Methanproduktion auch in tieferen Sedimentschichten (bis zu 30 cm Tiefe) und in einigen Fällen mit einer maximalen Methanproduktion von über $15 \text{ mgCH}_4 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

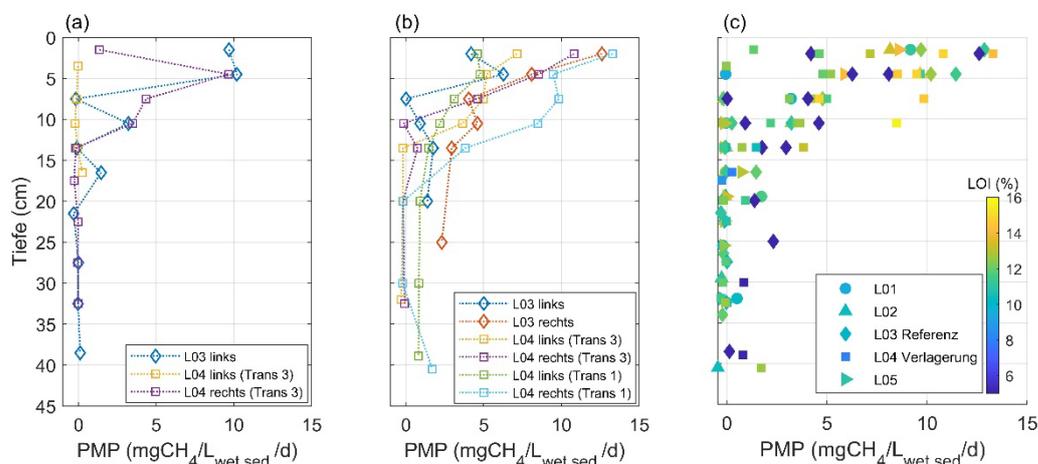


Abbildung 8: Potentielle Methanproduktion (PMP) in inkubierten Sedimentproben von Mai, Juli und September 2020. (a) Profile von Referenz- und Sedimententnahmestellen vor dem Prototypentest (Juli 2020) und (b) nach dem Prototypentest (September 2020). (c) PMP-Profile von allen Standorten entlang des Stausees, wobei die Farben den Anteil der organischen Substanz darstellen (aus dem Glühverlust - LOI bei 550°C). Die dunkelblaue Farbe im Diagramm (c) sind Proben mit nicht verfügbarem LOI (NA).

Die Menge und die Art des organischen Materials im Sediment wurden in der Literatur mit der Methanproduktion und damit mit den Methanemissionen in Verbindung gebracht. Grasset et al. (2018) fanden beispielsweise durch die Inkubation von Sedimenten heraus, dass die Zugabe von allochthonem organischem Material die Methanproduktion erhöhte, und dasselbe wurde für autochthones organisches Material (Phytoplankton) beobachtet. Auch in unseren Messungen fanden wir die höchsten potenziellen Methanproduktionsraten in den Proben mit dem höchsten Gehalt an organischer Substanz (ermittelt durch Glühverlust für ausgewählte Proben) (Abbildung 8 (c)).

e) Blasenverteilung im Sediment

Während der ersten Modellmaßnahme 2020 wurden zwei Gefrierkerne entnommen. Die Gefrierkerne wurden mithilfe eines Freeze Corers (siehe Anhang B) entnommen. Hierbei handelt es sich um einen doppelwandigen Stahl-Probenehmer. Der Zwischenraum des Probenehmers wird mit einer Mischung aus Trockeneis und Ethanol befüllt und mit dem Deckel verschlossen. Danach wird der Probenehmer mithilfe einer Lanze im Sediment versenkt. Nun wird der Probenehmer etwa 20 bis 30 min im Sediment belassen, damit der Kern im Probenehmer noch im Sediment gefriert. Der gefrorene Kern wird luftdicht verpackt und in Trockeneis gelagert, bis er im Labor der TH Köln in einer Gefriertruhe gelagert wird.

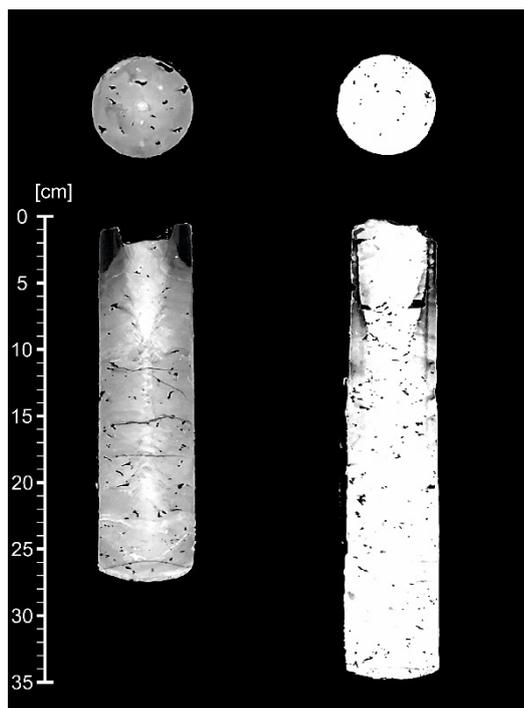


Abbildung 9: vertikale und horizontale Querschnitte aus den CT Scans der beiden Gefrierkerne 1 (links) und 2 (rechts).

Die Gefrierkerne wurden Ende Juli 2021, an der Uniklinik Köln in einem Computertomographen gescannt. Auf den CT Scans eines Gefrierkerns kann die ursprüngliche Blasenverteilung im Sediment analysiert werden. Vorteil der Gefrierkerne ist hier, dass die Blasenstruktur durch den Prozess des Einfrierens erhalten bleibt und nicht durch z.B. Druckunterschiede während der Entnahme aus dem Wasser oder durch Schütteln beim Transport verändert wird (Jokiel et al., 2019, Dück et al., 2019a, Dück et al., 2019b). Die Scans wurden an einem IQon Spectral CT der Firma Philips durchgeführt. Die Schichtdicke der Aufnahmen beträgt 0,6 mm mit einer

räumlichen Auflösung von $0,04 \text{ mm}^3$. In Abbildung 10 sind vertikale und horizontale Querschnitte der beiden Gefrierkerne dargestellt. Die Auswertung der CT Aufnahmen erfolgt mit der Software Blob3D (Ketcham, 2005). Die Software kann mittels der CT Bilder ein dreidimensionales Abbild der Gefrierkerne erstellen. Anhand der Grauwerte der Bildpunkte können Einschlüsse im Sediment erkannt werden. Schwarze Bildbereiche (Grauwert 0) stellen eingeschlossene Gasblasen dar. Daraus konnte das Gasvolumen in den Kernen bestimmt werden. In Gefrierkern 1 (Abbildung 9, links) ist ein Gasvolumen von ca. ca. 415 ml enthalten. In Gefrierkern 2 (Abbildung 9, rechts) konnte ein Blasenvolumen von 526 ml ermittelt werden.

3.3.3 Wasserqualitätsparameter

Die Wasserqualitätsparameter wurden monatlich mit einer Multiparametersonde (RBR Ltd) gemessen, die vertikalen Profile der Chlorophyll-a-Konzentration (chl-a), der Trübung, der elektrischen Leitfähigkeit, der Wassertemperatur und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs lieferte. Leider musste die Sonde zur Reparatur geschickt werden und konnte von August bis Dezember 2020 nicht für Messungen verwendet werden. Obwohl die Messungen nur eine Momentaufnahme der gemessenen Parameter darstellen, ergaben sich daraus Erkenntnisse über die vertikale und zeitliche Variabilität der gemessenen Parameter. Die Chlorophyllkonzentrationen waren in den ersten Monaten des Jahres 2020 erhöht, mit maximalen Konzentrationen an der tiefsten Stelle in der Nähe des Staudamms (Standort L05), siehe Abbildung 10. Maximale Chlorophyllkonzentrationen von mehr als $10\text{-}15 \mu\text{g/l}$ deuten auf eutrophe Bedingungen im Frühjahr hin (Mai und Anfang Juni 2020), während relativ geringe Konzentrationen ($< 3 \mu\text{g/l}$) während des überwiegenden Teils der Probenahmen auf oligotrophe Bedingungen hindeuten. Die vertikale Verteilung von Chlorophyllkonzentrationen war während dreier Messungen (Januar, Februar und Mai 2021) gleichmäßig, mit einem leichten vertikalen Gradienten im Juni beider Jahre mit zunehmender Konzentration zum Boden hin.

Ähnlich wie bei Chlorophyll waren die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff in der Wassersäule vor allem in den kälteren Monaten gleichmäßig, ohne dass starke Längsgradienten beobachtet wurden. Eine ausgeprägte Schichtung, mit hohen Konzentrationen nahe der Wasseroberfläche und zunehmenden Konzentrationen entlang der Vorsperre wurde während hoher Chlorophyllkonzentrationen im Frühjahr beobachtet. Eine detailliertere Beschreibung der zeitlichen Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen erfolgt in den folgenden Abschnitten anhand der Zeitreihen von kontinuierlich aufzeichnenden Sensoren. Die Trübung nahm mit Ausnahme des Monats Juni 2021 zum Grund hin zu. Während der Messungen im Stausee wurden auch visuelle Veränderungen der Wassertransparenz beobachtet, die auf Veränderungen bei den gelösten Stoffen oder den Schwebstoffen in der Wassersäule hinweisen. Die Veränderungen der Trübung können entweder auf den Eintrag von Partikeln oder auf die Resuspension zurückgeführt werden, da es sich um einen flachen Stausee handelt (maximale Tiefe von 6 m) und daher Wind zu einer Durchmischung der unteren Trübungsschicht führen kann.

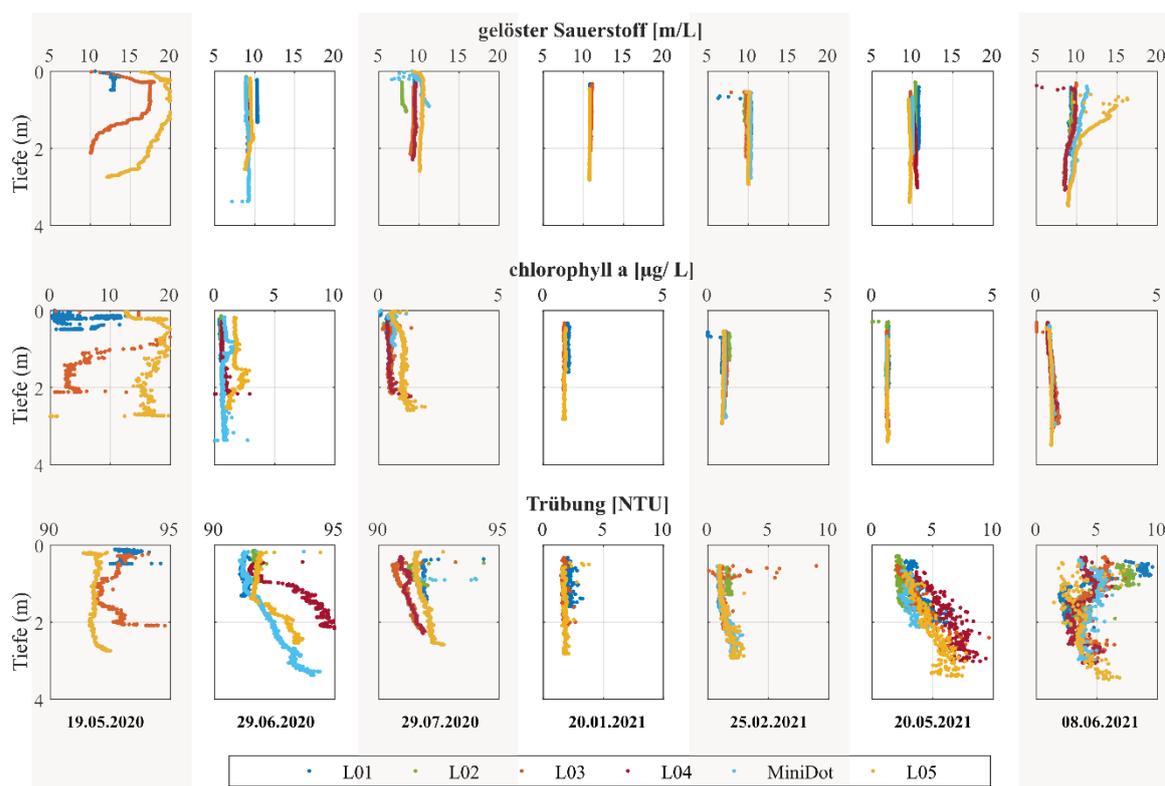


Abbildung 10: Tiefenprofile von Wasserqualitätsparametern an unterschiedlichen Messstellen entlang des Stausees (unterschiedliche Symbolfarben) und zu unterschiedlichen Probenahmeterminen (Spalten): gelöster Sauerstoff, Chlorophyll-a und Trübung. Bitte beachten Sie, dass die Skalierung der x-Achse für Chlorophyll-a im Mai und Juni 2020 und für die Trübung in den ersten drei Monaten, von denen der folgenden Monate abweichen.

Es wurden kontinuierliche Messungen der Wassertemperatur, der Sedimenttemperatur und der Konzentration an gelöstem Sauerstoff durchgeführt. Für die Wassertemperatur zeichneten zwei Thermistorketten in der Nähe des Staudamms und am MiniDot-Standort Daten in 1-minütigen Zeitintervallen auf (siehe Karte in Abbildung 4). Die RBR-Thermistoren waren entlang eines Seil mit einem vertikalen Abstand von $\sim 0,5$ m befestigt. Das Seil war an einem Ankergewicht befestigt, eine Tauchboje diente dazu, das Seil vertikal zu straffen; eine Oberflächenboje zeigte die Standorte der Kette an. Zwei Sauerstofflogger (MiniDot-PME) wurden zur Messung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs und der Wassertemperatur am Boden und an der Oberfläche (0,3 bzw. 1,9 m über der Sedimentoberfläche) eingesetzt. Die MiniDot-Logger sind so eingestellt, dass sie Daten in Zeitschritten von 5 Minuten aufzeichnen. Zusätzlich wurde die Temperatur der obersten Sedimentschicht kontinuierlich in 4-Stunden-Intervallen von HOBO-Datenloggern aufgezeichnet, die an 5 Stellen entlang des Stausees (L01, L03, MiniDot, L05 und Damm) an im Sediment platzierten Gewichten befestigt waren.

Die vertikale Verteilung der Wassertemperatur kann Aufschluss darüber geben, ob der Stausee dichtegeschichtet, oder vertikal durchmischt ist. Die aufgezeichneten Zeitreihen (Abbildung 11) zeigen, dass der Stausee, auch wenn er ein flacherer Wasserkörper ist, mehrere Monate lang geschichtet war (im Zeitraum von Mai bis September 2020, Februar 2021 und von April bis Mai 2021). Die längste Durchmischungsperiode fand von Ende September bis Dezember 2020 statt. Doch auch in anderen Monaten wurden Durchmischungsereignisse beobachtet, z. B. im August 2020 und im April 2021, die entweder auf die Kombination des

Zustroms von kälterem Wasser und niedrigeren Lufttemperaturen oder auf Erwärmungsperioden zurückzuführen sein könnten, in denen sich die untere Wasserschicht schnell erwärmt. Die Temperatur der oberen Sedimentschicht folgte der Dynamik der Temperatur der unteren Wasserschicht. Die mittlere Sedimenttemperatur betrug $10,4^{\circ}\text{C} \pm 3,3^{\circ}\text{C}$. In Bezug auf die räumliche Variabilität wurde eine maximale Abweichung von 4°C zwischen den Standorten beobachtet (im Februar 2021), die meiste Zeit über sind die Temperaturen jedoch an allen Standorten ähnlich. Die Temperatur wirkt sich auf die bakterielle Aktivität und damit auf die Methanproduktion aus, die Berichten zufolge bei wärmeren Temperaturen ansteigt (2019).

Was die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff betrifft, so lagen die zeitlich gemittelten Konzentrationen für den gesamten Messzeitraum bei $9.6 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ und $8.8 \pm 1.7 \text{ mg L}^{-1}$ für die Oberfläche bzw. den Boden (Mittelwert \pm Standardabweichung). Die größten Schwankungen der Konzentrationen wurden während der geschichteten Perioden verzeichnet, und die größten vertikalen Unterschiede in den Sauerstoffkonzentrationen wurden im Mai 2020 beobachtet, wenn auch die vertikalen Temperaturunterschiede und die Chlorophyllkonzentrationen am größten waren. Zu dieser Zeit gab es auch ausgeprägte Tagesgänge in der Sauerstoffkonzentration (Abbildung 11 (d)).

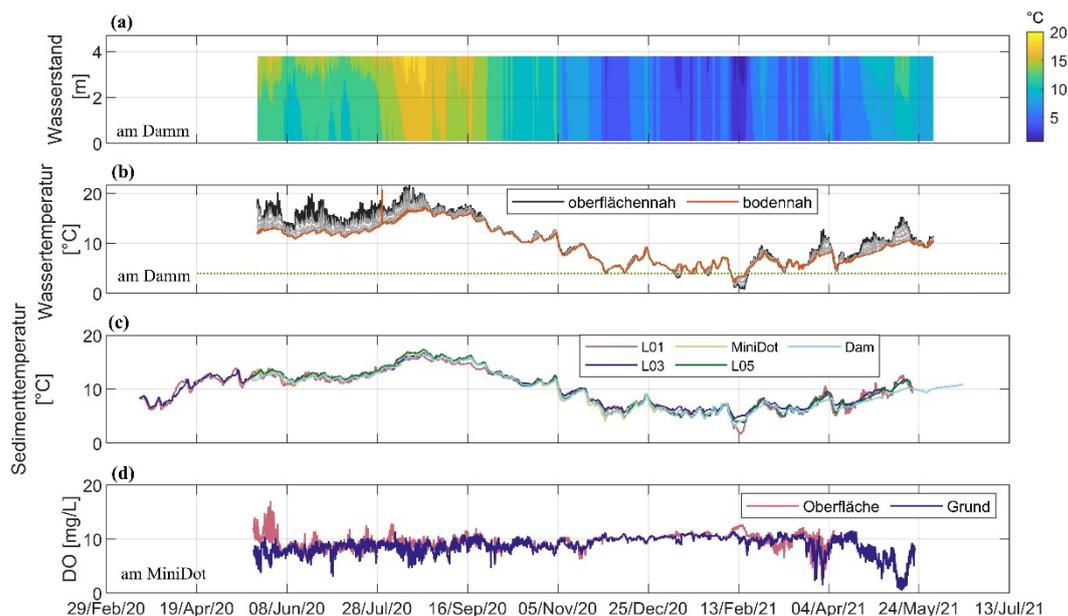


Abbildung 11: Zeitreihen der Wassertemperatur, der Temperatur der oberen Sedimentschicht und der Konzentration von gelöstem Sauerstoff (DO). (a) und (b) zeigen die von der Thermistorkette aufgezeichneten Wassertemperaturen in der Nähe des Staudamms; (c) die von den HOBO-Loggern an fünf verschiedenen Stellen des Stausees aufgezeichnete Temperatur der oberen Sedimentschicht; und (d) die Konzentrationen des gelösten Sauerstoffs an der Wasseroberfläche und am Gewässergrund an der Messstelle MiniDot. Die horizontale grüne Linie in (b) zeigt der Temperatur der maximalen Dichte von Wasser (4°C).

3.3.4 Wetterdaten

Eine MWS 9-5 Wetterstation der Firma Reinhardt System und Messelectronic GmbH wurde am Stausee (ca. 70 m vom Standort L02; Koordinaten 51.155° Breitengrad und 7.331° Längengrad) installiert, und zeichnet seit Juli 2020 meteorologische Daten in 3 m Höhe über dem Wasserspiegel auf.

Die Wetterstation zeichnet Lufttemperatur, Luftdruck, Windrichtung und -geschwindigkeit, Globalstrahlung und Niederschlag in 5-minütigen Intervallen auf. Diese Variablen werden in der Literatur bereits wegen ihrer Auswirkungen auf die Gasdynamik beschrieben; so wird beispielsweise berichtet, dass eine höhere Temperatur die Methanemissionen verstärkt (Aben et al., 2017) und es wurde festgestellt, dass ein Abfall des Luftdrucks das Aufsteigen von Gasblasen verursacht (Natchimuthu et al., 2016).

Zusätzliche akkumulierte Tagesniederschlagsdaten sind von einer nahegelegenen Station verfügbar, die vom Wupperverband betrieben wird. Aus den aufgezeichneten Daten, die in Abbildung 12 dargestellt sind, geht hervor, dass die Lufttemperatur zwischen -14.1 und 35 °C variierte und der Niederschlag nahezu gleichmäßig über den gesamten Zeitraum verteilt war, wobei August 2020 der trockenste Monat war. Bei den gemessenen Winden überwiegen Westwinde (50 % der Zeit) mit Geschwindigkeiten <1 m/s. Auch Wind aus Nordwest- und Südwest wurde beobachtet, und jede Richtung trat etwa 15 % der Zeit auf. Mit wenigen Ausnahmen sind die Stundenmittelwerte der Windgeschwindigkeit <3 m/s während des gesamten Messzeitraums.

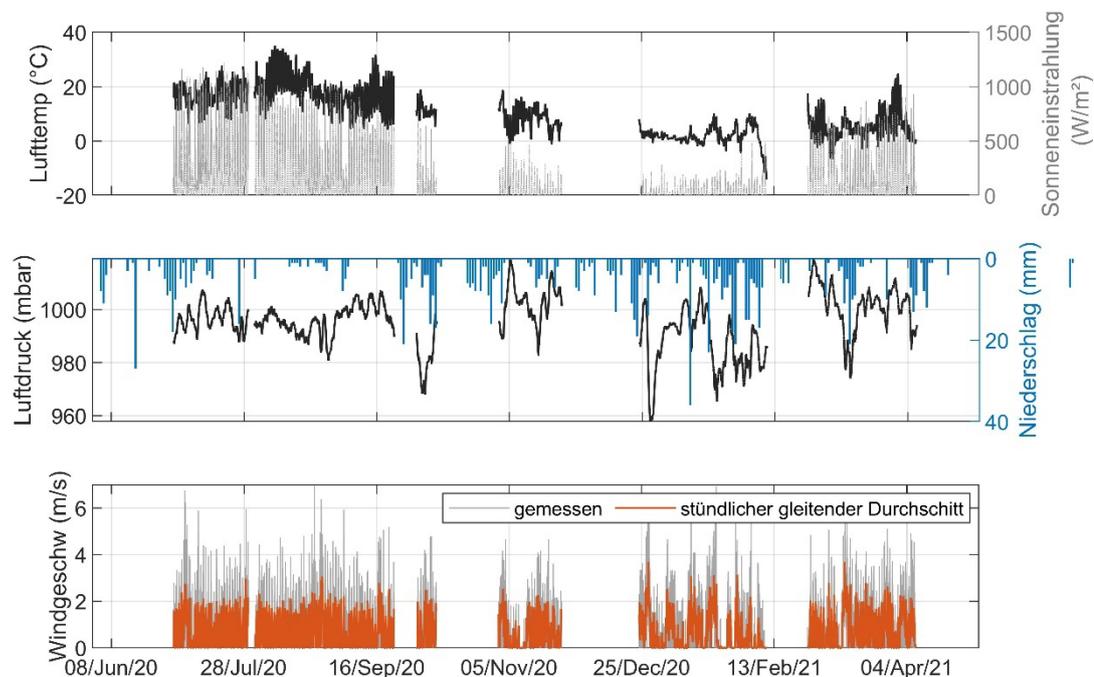


Abbildung 12: Zeitreihen der meteorologischen Daten, die von der installierten Wetterstation aufgezeichnet wurden. Die Niederschlagsdaten stammen von einer nahe gelegenen Station (Breitengrad 51.143° und Längengrad 7.365°), die vom Wupperverband betrieben wird (<https://fluggs.wuppverband.de/swc/#/start> heruntergeladen).

3.3.5 Hydraulik

Abfluss und Wasserstand der Wupper werden an der Station Hückeswagen aufgezeichnet, die 1,2 km flussaufwärts des Zuflusses zur Vorsperre liegt (Koordinaten 51.146° Breitengrad und 7.352° Längengrad). Die Station wird vom Wupperverband betrieben, und die Daten stehen online zum Herunterladen zur Verfügung.

Die Strömungsgeschwindigkeiten werden an einem Standort (siehe Abbildung 4) mit einem aufwärtsgerichteten Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) aufgezeichnet. Für 2 Wochen

wurde ein RD-Instrument Workhorse ADCP eingesetzt und später durch ein Signature 1000 Nortek ADCP ersetzt (beide ADCPs mit Rahmen sind in Abbildung 13 dargestellt).



Abbildung 13: Profilierende Strömungsmesser (ADCP). links: RDI-ADCP mit Rahmen, der für 2 Wochen in der Wupper-Vorsperre installiert war; rechts: Signature 1000 Nortek ADCP der seit September 2020 in der Wupper-Vorsperre installiert ist.

Die Strömungsmessungen basieren auf akustischen Verfahren, welche den Dopplereffekt nutzen. Beide ADCPs messen die Temperatur zur Korrektur der Schallgeschwindigkeit und den Druck, so dass Wasserstandsschwankungen ermittelt werden können. Der Hauptunterschied zwischen den Geräten besteht darin, dass das Signature 1000 zusätzlich zu den vier Strahlen (gerichtete Schallwandler) einen vertikalen Strahl hat, der die Messung von vertikalen Strömungsgeschwindigkeitsprofilen mit hoher Auflösung und damit von turbulenten Geschwindigkeitsschwankungen ermöglicht. Die Strömungsgeschwindigkeit ist wichtig für den Transport von Stoffen und wurde in der Literatur auch als Auslöser für Gasblasen beschrieben (Joyce und Jewell, 2003).

Wie erwartet, ist der Wasserstand mit dem Abfluss gekoppelt und nimmt mit größerem Wasserzufluss zu. Der Basisabfluss liegt im Bereich von $1 - 2 \text{ m}^3/\text{s}$, Durchflussspitzen treten in Zeiten hoher Niederschläge oder aufgrund der Schneeschmelze im Winter auf. In dem in Abbildung 14 dargestellten Zeitraum lag die Abflussspitze beispielsweise im März 2020 bei über $40 \text{ m}^3/\text{s}$, als der aufgezeichnete kumulierte Tagesniederschlag 32 mm betrug. Die aus den ADCP-Messungen abgeleitete vertikale Verteilung der Strömungsgeschwindigkeit ist im unteren Feld von Abbildung 14 dargestellt. Die in der Vorsperre gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten sind niedriger als an der Stelle, an der der Abfluss gemessen wird, d. h. in einem Flussabschnitt. Für den gesamten Messzeitraum (September 2020 – Juni 2021) betrug die mittlere Fließgeschwindigkeit im Stausee $0,03 \pm 0,03 \text{ m/s}$. Es ist zu beobachten, dass die Ereignisse mit hohem Abfluss (im Februar 2021 und März 2021) zu einer höheren Strömungsgeschwindigkeit ($>0,06 \text{ m/s}$) und zu einer Durchmischung der Wassersäule führten (unter Berücksichtigung der Wassertemperaturen in Feld (b) von Abbildung 11).

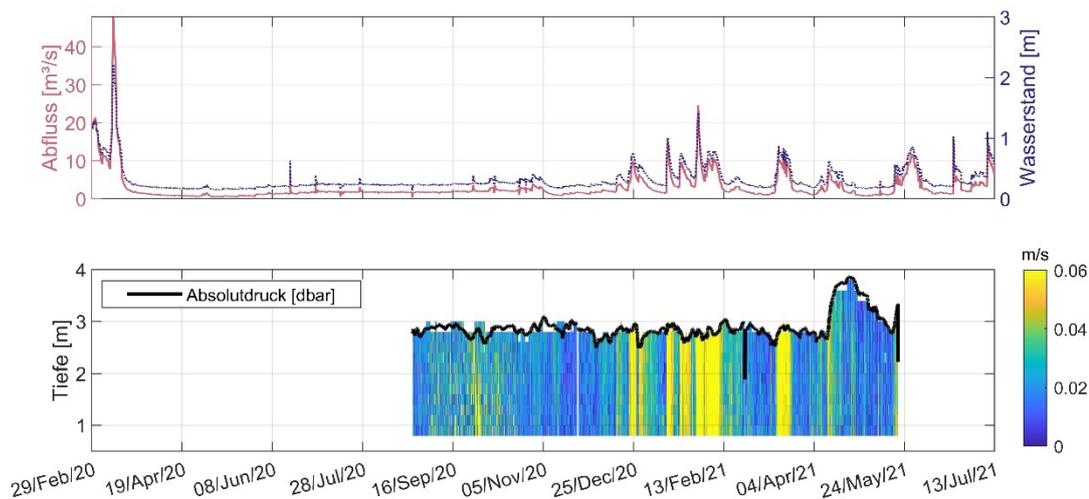


Abbildung 14: Obere Abbildung - Abfluss und Wasserstand der Wupper, gemessen an der Station Hückeswagen, die sich stromaufwärts des Zuflusses zum Stausee befindet (Datenquelle: <https://fluggs.wupperverband.de/swc/#/start>). Unten - Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe (aus dem hydrostatischen Druck berechnet), gemessen mit dem akustischen Doppler-Strömungsprofiler (ADCP).

3.3.6 Emissionsmonitoring

a) Untersuchung des Methangehalts in den Gasblasen

Um zu berechnen, wie viel Methan als Blasen aus dem Sediment aufsteigt, ist es wichtig, den Methangehalt der im Sediment gespeicherten Gasblasen zu ermitteln. Mithilfe eines Trichters, an dem oben ein Glasfläschchen (Vial) befestigt wurde, wurden Proben des im Sediment gespeicherten Gases entnommen. Bei der Probenahme wurden Trichter und Vial zunächst vollständig mit Wasser gefüllt und unter Wasser gehalten. Danach wurde das Sediment am Gewässergrund gestört und die freigesetzten Blasen mithilfe des Trichters und des Vials aufgefangen. Das Fläschchen mit der Gasprobe wurde weiter unter Wasser gehalten. Aus dem aufgefangenen Gasvolumen wurden mit einer Spritze circa 6 ml Probe entnommen und in einem Vial mit gesättigter Salzlösung gespeichert. Die entnommenen Proben wurden bis zur Analyse im Labor auf dem Kopf stehend gelagert.

Der Methangehalt des Gases wurde im Labor durch eine Injektion von 100 μL der Gasprobe in einen Gasanalysator (UGGA, Los Gatos Research Inc.) ermittelt. Die Gasproben werden im Zuge des Emissions-Monitorings monatlich gesammelt und analysiert. Insgesamt konnte während des monatlichen Monitorings ein mittlerer Methangehalt in den Gasblasen von 56 % ermittelt werden. In Abbildung 15 sind die während der Feldkampagnen an den verschiedenen Messtandorten gemessenen Methangehalte als Boxplots dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass der Methangehalt im Laufe der Zeit und von Ort zu Ort schwankt. Zu Beginn des Monitorings im Mai und Juni 2020 lag der mittlere Methangehalt in den Gasblasen bei 80 bzw. 74 %. Im weiteren Verlauf des Monitorings war der gemessene Methangehalt geringer und lag im Schnitt zwischen 43 und 60 %.

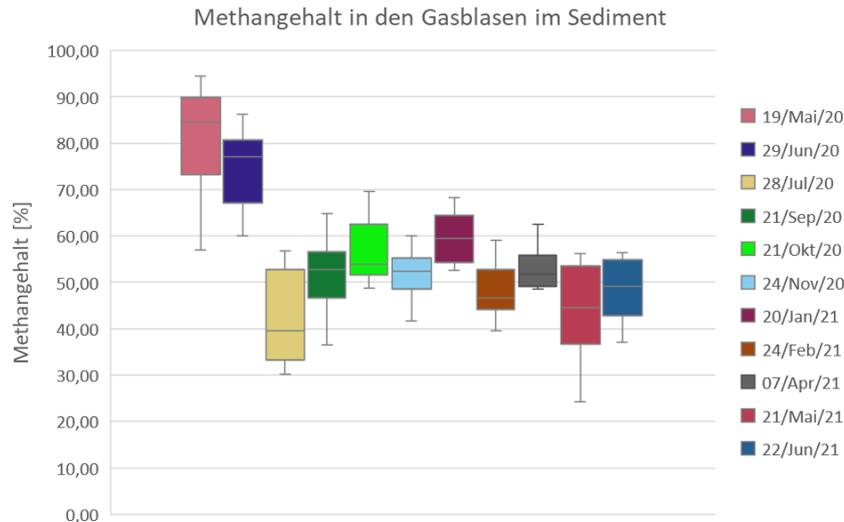


Abbildung 15: Methangehalt in den Gasblasen im Sediment während des monatlichen Monitorings in Prozent [%]; Die obere und untere Grenze der farbigen Balken stellen das 75. bzw. 25. Perzentil dar; die Whisker zeigen die Höchst- und Mindestwerte, und die Linie innerhalb der farbigen Balken stellt den Median dar.

Zwei während des Prototypentest 1 2020 entnommene Gasproben wurden im Labor für Bioenergie der TH Köln mittels Gaschromatographie analysiert. Bei dem genutzten Gaschromatographen handelt es sich um eine modifizierte Anlage des Typs 1310 der Fa. ThermoFischer Scientific mit Wärmeleitfähigkeitsdetektor und Helium als Trägergas. Neben CH_4 , CO_2 , O_2 und H_2S konnte auch der H_2 - und N_2 -Gehalt im Gas bestimmt werden. Die Analyse der ersten Probe ergab als Hauptbestandteile einen Methangehalt von 70,5 % sowie einen Stickstoffgehalt von 25,2 %, während die Analyse der zweiten Probe einen Methangehalt von 44,8 % und einen Stickstoffgehalt von 51% ergab (siehe Tabelle 8, Anhang C).

b) Kontinuierliche Messung des Methanblasenaufstiegs mittels automatisierter Blasenfallen

Das Volumen aufsteigender Gasblasen wurde mit Blasenfallen gemessen. Es werden zwei Arten von Blasenfallen mit unterschiedlichen Messprinzipien verwendet: Automatisierte Blasenfallen (ABT) und optische automatische Blasenfallen (oABT). Beide Geräte sind an Bojen befestigt und bleiben in der Wassersäule eingetaucht, wobei Ankergewichte verwendet werden, um ihre Position zu halten. Am unteren Teil des Geräts ist eine trichterförmige Struktur mit 1 m Basisdurchmesser angebracht, die die aufsteigenden Blasen auffängt und das Gas in die Messkammer leitet. Während der Feldkampagnen werden die Blasenfallen jeden Monat gereinigt, die Batterien ausgetauscht und die Daten heruntergeladen. In Abbildung 16 sind die ABT-Tests in einem Laborwassertank, der Einsatz einer Blasenfalle im Feld und die Geräte während der Wartung dargestellt.

Die von der Senect GmbH entwickelten ABTs verwenden einen Differenzdrucksensor zur Messung der Höhe des in einem zylindrischen Rohr aufgefangenen Gases. Einzelheiten zum Aufbau und zur Funktionsweise des Sensors sind in Maeck et al. (2014) beschrieben. Da die geometrischen Eigenschaften des Rohrs bekannt sind, kann das Gasvolumen berechnet werden. Die ABTs können Daten in Zeitschritten von 10 bis 60 Sekunden aufzeichnen, und das Gerät misst auch Absolutdruck und Temperatur. Die ABTs wurden zur Überwachung an



Abbildung 16: von links nach rechts: ABT Test und Rekalibrierung im Labor, ABT mit Trichter, Wartung einer oABT (rechts oben) und einer ABT (rechts unten).

zwei Stellen (L01 und L03) und die optischen Blasenfallen an 7 Stellen (L01, L02, L03, L04 linkes Ufer, L04 rechtes Ufer, MiniDot und L05) eingesetzt; die Stellen sind in Abbildung 4 dargestellt. Die mithilfe der ABTs gemessenen Emissionsraten sind in Tabelle 4 dargestellt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der optischen Blasenfallen detailliert vorgestellt.

Die optischen automatischen Blasenfallen (oABT) wurden von Delwiche et al. (2015) übernommen. Die aufsteigenden Blasen werden durch einen Glas-Trichter geleitet und eine Kombination aus 3 Paaren von Infrarot-LEDs und Fototransistoren (Lichtschranken) wird verwendet, um die Zeit des Durchgangs einzelner Blase zu ermitteln. Da die Abmessungen des Trichters bekannt sind, kann die Größe jeder Blase sowie deren Aufstiegsgeschwindigkeit berechnet werden. Die aufgezeichneten Daten werden zunächst gefiltert und alle fehlerhaften Detektionen (etwa durch Partikel) entfernt. Anschließend werden Durchmesser und Volumen der Blasen auf der Grundlage der aufgezeichneten Zeiten, des Abstands zwischen den Sensoren und des Glasdurchmessers berechnet. Die Kriterien für die Datenfilterung und das Berechnungsverfahren wurden gemäß Delwiche und Hemond (2017) festgelegt. In Abbildung 17 sind die verarbeiteten Daten von Standort L04 dargestellt, die im Zeitraum von Oktober bis November 2020 aufgezeichnet wurden. Der mittlere Blasendurchmesser betrug 6,2 mm, wobei mehr als 60 % der Blasen einen Durchmesser von 5 - 7 mm aufwiesen.

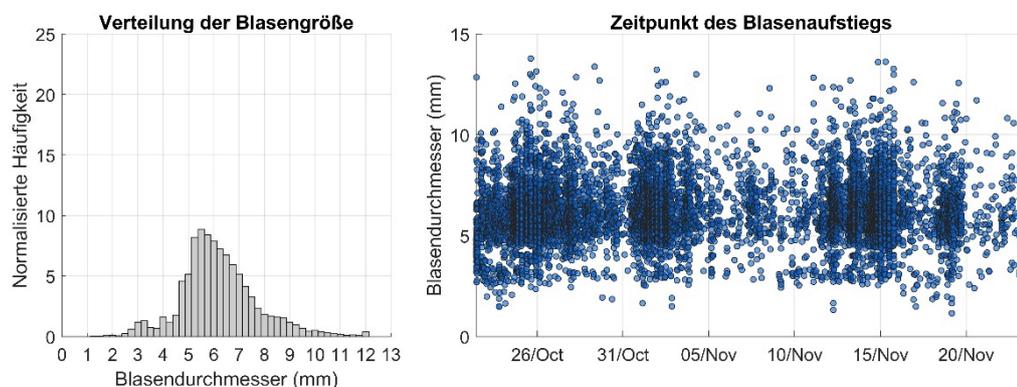


Abbildung 17: Die linke Seite zeigt das Histogramm der Häufigkeitsverteilung des Blasendurchmessers und die rechte Seite zeigt die Aufzeichnungszeit einzelner Gasblasen. Daten vom Standort L04 (linkes Ufer) vom 22. Oktober bis 23. November 2020.

Der Gasvolumenstrom ($F_{bubbles}$) für feste und einheitliche Zeitschritte wurde berechnet als $F_{bubbles} = \frac{\sum V_i}{dt A_{funnel}}$, wobei $\sum V_i$ die Summe aller über den definierten Zeitschritt aufgezeichneten Blasenvolumina, und dt das für die Berechnung berücksichtigte Zeitintervall ist (5 min oder tägliche Zeitschritte wurden verwendet). A_{funnel} ist die Grundfläche des Trichters der die Blasen auffängt (0,78 m²). Das ideale Gasgesetz wurde dann zur Berechnung des Methanflusses angewandt, wobei der gemessene Anteil von Methan in den Gasblasen (57 %), der gemessene atmosphärische Druck und die Wassertemperatur berücksichtigt wurden.

Das akkumulierte Gasvolumen, das von der oABT von Ende Juli 2020 bis Mai 2021 aufgezeichnet wurde, ist in Abbildung 18 dargestellt. Die Lücken in den aufgezeichneten Zeitreihen sind auf verschiedene Gründe zurückzuführen, wie z. B. die Lebensdauer der Gerätebatterie, das Versagen der Datenspeicherung auf der SD-Karte, oder die Blockierung des optischen Sensors durch Wasserwanzen und Pflanzenfragmente, die sich im Glas-Trichter angesammelt haben. Auf diese Weise stellt das emittierte Gasvolumen (sowie der Methanfluss) nur eine untere Abschätzung für die tatsächlich emittierte Menge dar.

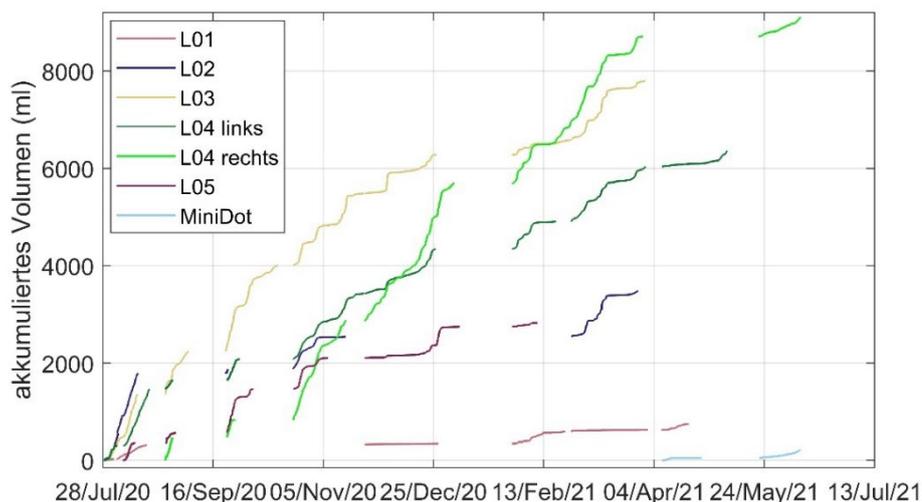


Abbildung 18: Kumuliertes Gasvolumen, das von den optischen Blasenfallen an den 7 Messstandorten aufgezeichnet wurde. Die Lücken in den Zeitreihen sind auf Fehlfunktionen der Sensoren zurückzuführen.

Die Messstelle L03 wurde als Referenzgebiet für die Entnahmestellen L04 definiert (die auf der linken und rechten Seite des Querschnitts überwacht wurden). Dies sind die Standorte mit den geringsten Lücken in den Zeitreihen. An dem als MiniDot definierten Standort konnte die Blasenfalle erst im April 2021 installiert werden. Werden die Daten aus dem Jahr 2020 betrachtet, so lässt sich feststellen, dass die Referenz L03 und der Entnahmestandort L04 am linken Ufer ähnliche kumulierte Blasenemissionen aufwiesen, während am Standort L04 am rechten Ufer die größte Gasmenge gemessen wurde. Diese transversale Variation wurde auch in der potenziellen Methanproduktion in den Sedimenten (PMP) beobachtet, wobei die rechte Seite, der überstaute Bereich, einen höheren PMP-Wert aufwies als die linke Seite, wo sich der frühere Flusskanal befindet (Abbildung 4 und Abbildung 5).

Ein weiterer Aspekt, der aus der Zeitreihe des akkumulierten Volumens hervorgeht, ist die Stufenform der Kurve, die abwechselnd Perioden mit und ohne Ebullition hindeutet. Dies ist

entweder auf die Zeit zurückzuführen ist, die erforderlich ist, um die Sedimentmatrix nach einem Ebullitionsereignis wieder mit Gas zu füllen, oder auf die Wirkung anderer Kontrollmechanismen (wie die Zunahme des diffusiven Methanflusses vom Sediment in die Wassersäule, den Anstieg des absoluten Drucks an der Sedimentoberfläche).

Die Zeitreihe des Methan-Blasenaufstiegs ist in Abbildung 19 für 5 Standorte dargestellt. Wie bereits in früheren Studien für verschiedene Wasserkörper berichtet, ist die Ebullition durch eine starke zeitliche Variabilität auf verschiedenen Zeitskalen gekennzeichnet (Varadharajan und Hemond, 2012, Maeck et al., 2014). Bei der Betrachtung der täglichen Methanemissionen zwischen den Standorten ist zu beobachten, dass auf der Zeitskala Tage/Woche das Auftreten der höchsten Emissionsraten, sowie die Perioden weniger intensiver Ebullition, synchronisiert waren. Dies deutet auf die Wirkung von Ebullitionsauslösern hin, die auf einer großen räumlichen Skala wirken (z.B. Wasserstands- oder Luftdruckschwankungen), während eher lokale Bedingungen für kurzfristige Schwankungen innerhalb der Standorte verantwortlich sind.

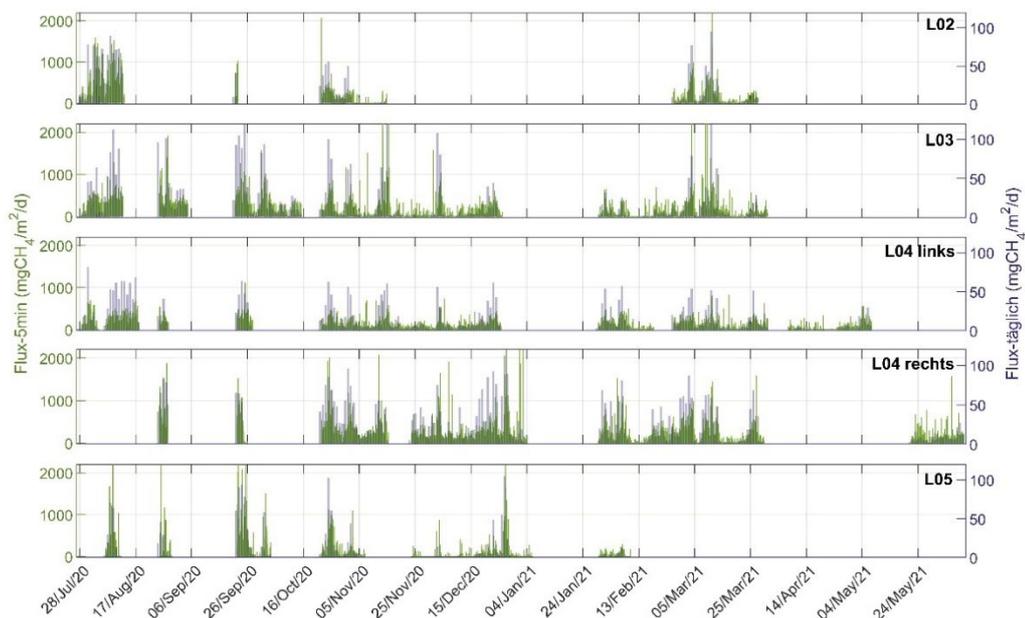


Abbildung 19: Zeitreihen des Methan-Blasenaufstiegs berechnet für 5-minütige und tägliche Zeitschritte für die Standorte L02, L03, L04 (linke und rechte Seite) und L05 von Juli 2020 bis Mai 2021.

Tabelle 4 zeigt eine Zusammenfassung des Methan-Blasenaufstieges an allen Messstellen über den gesamten Überwachungszeitraum. Die Methanemissionen durch Gasblasen schwankten zwischen Null und einem Höchstwert von 135,8 mgCH₄/m²/d. Die rechte Seite des Standorts L04 (L04 rechts) wies die höchste mittlere Emissionsrate auf. Es besteht kein eindeutiger direkter Zusammenhang zwischen Wassertiefe und durchschnittlicher Emissionsrate. Dennoch wiesen die Standorte im äußeren Teil der Flusskurve, wo die größte Menge an Sedimentablagerungen zu erwarten ist, die höchsten Methanemissionen auf (L02, L04 rechts und L05; vergleiche Abbildung 4 und Abbildung 5).

Tabelle 4: Zusammenfassung der Methan-Emissionen durch Gasblasen an allen Messstellen mit Angaben zur Wassertiefe und der Entfernung vom Zufluss. Die von den ABTs gemessenen Daten sind mit ABT beschriftet.

| | Ebullition (mgCH ₄ /m ² /d) | | Anzahl der Tage mit Daten | Wassertiefe (m) | Entfernung vom Zufluss (km) |
|-------------------|---|------------|---------------------------|-----------------|-----------------------------|
| | Maximum | Mittelwert | | | |
| L01 | 23,8 | 3,0 | 128 | 1,5 | 0,75 |
| L01 ABT#40 | - | 25,8 | 124 | 1,5 | 0,75 |
| L02 | 95,1 | 23,4 | 76 | 1,5 | 1,05 |
| L03 | 135,8 | 21,6 | 184 | 2,3 | 1,35 |
| L03 ABT#41 | - | 84,8 | 118 | 2,3 | 1,35 |
| L04 left | 81,5 | 17,8 | 183 | 2,6 | 1,40 |
| L04 right | 112,3 | 29,9 | 156 | 2,0 | 1,40 |
| MiniDot | 14,2 | 2,8 | 39 | 3,0 | 1,65 |
| L05 | 105,4 | 14,6 | 99 | 3,1 | 2,21 |

Die mittlere Emissionsrate durch Gasblasen unter Berücksichtigung aller Standorte und des gesamten Zeitraums betrug 18 mgCH₄/m²/d (gewichteter Durchschnitt nach der Anzahl der Tage mit aufgezeichneten Daten). Die Messdaten der ABTs wurden in der Berechnung der mittleren Emissionsrate nicht berücksichtigt. Dieser durchschnittliche Fluss könnte unterschätzt sein, wenn man bedenkt, dass es Lücken in den Zeitreihen gibt.

c) Messung des gelösten Methangehalts im Wasser

Die Konzentration von im Wasser gelösten Methan wurde monatlich gemessen. Mit einem Uwitec-Wasserprobenehmer wird an den Messstandorten Wasser aus verschiedenen Tiefen entnommen. Das Wasser aus jeder Tiefe wird langsam in 1-Liter-Schott-Flaschen umgefüllt. Am Ufer wird in den Flaschen ein Headspace (Gasphase) erzeugt. Die Flaschen werden mit einer angepassten Kappe verschlossen und nach kräftigem Schütteln in einem geschlossenen Kreislauf mit einem Gasanalysator (Los Gatos) verbunden, der die Headspace-Konzentration von Methan und Kohlendioxid aufzeichnet.

Die gemessenen Headspace-Konzentrationen werden für die Berechnung der gelösten Konzentration im Wasser verwendet. Der pH-Wert, die Temperatur und die Leitfähigkeit des Wassers werden mit einer WTW-Multiparametersonde gemessen.

Die bisherigen Messergebnisse zeigen kein klares vertikales Muster des im Wasser gelösten Methangehaltes an den verschiedenen Monitoringstandorten. Die Messungen zeigen aber vom Zufluss zum Absperrbauwerk hin eine Zunahme des im Wasser gelösten Methans (siehe Abbildung 20). Außerdem ist ein erhöhter CH₄-Gehalt im Wasser während des Sommers (Juni bis August) zu erkennen. Während der Wintermonate (Dezember bis Februar) ist der gelöste Methangehalt geringer. Dieser Verlauf des Methangehaltes im Wasser folgt in etwa dem Verlauf der Sediment- und Wassertemperatur im Gewässer (siehe Abbildung 11). Der während des Monitorings gemessene gelöste Methangehalt im Wasser wird zur Ermittlung des diffusiven Gasaustausches an der Wasseroberfläche genutzt (siehe dazu Kapitel 3.3.6 e)

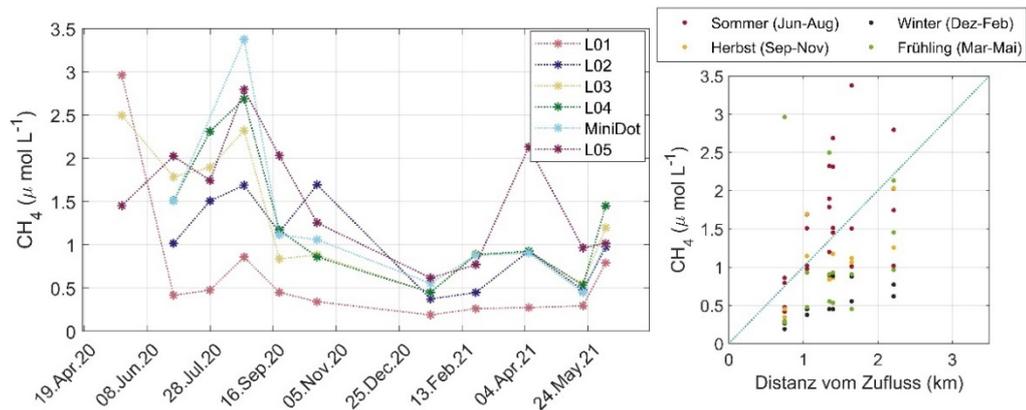


Abbildung 20: Konzentrationen des gelösten Methangehaltes an den verschiedenen Monitoringstandorten während des monatlichen Emissionsmonitorings; Diagramm ganz rechts zeigt den zum Absperrbauwerk hinzunehmenden gelösten Methangehalt im Wasser.

d) Messung des diffusiven Gasaustausches

Der diffusive Methanfluss an der Wasser-Luft-Grenzfläche wurde durch direkte Messungen mit einer schwimmenden Kammer (floating chamber) ermittelt, sowie aus den im Oberflächenwasser gemessenen gelösten Konzentrationen berechnet. Für die direkten Messungen wurde eine 6-Liter-Kunststoffschüssel verwendet (siehe Abbildung 21 (a)). Die Kammer ist dann in einem geschlossenen Kreislauf mit einem Los Gatos-Gasanalysator mit 5 m langen Tygenschläuchen verbunden. Die Messungen wurden monatlich an jedem Überwachungsstandort durchgeführt, wobei die Kammer sorgfältig auf der Wasseroberfläche mit der Öffnung nach unten platziert wurde und während der Messungen frei an der Oberfläche trieb. Jede Messung mit der schwimmenden Kammer wurde für etwa 6 Minuten durchgeführt, ein Beispiel ist in Abbildung 21 (b) dargestellt. Das Eindringen von Blasen in die Kammer konnte durch Sprünge in der Methankonzentration innerhalb der Kammer nachgewiesen werden.

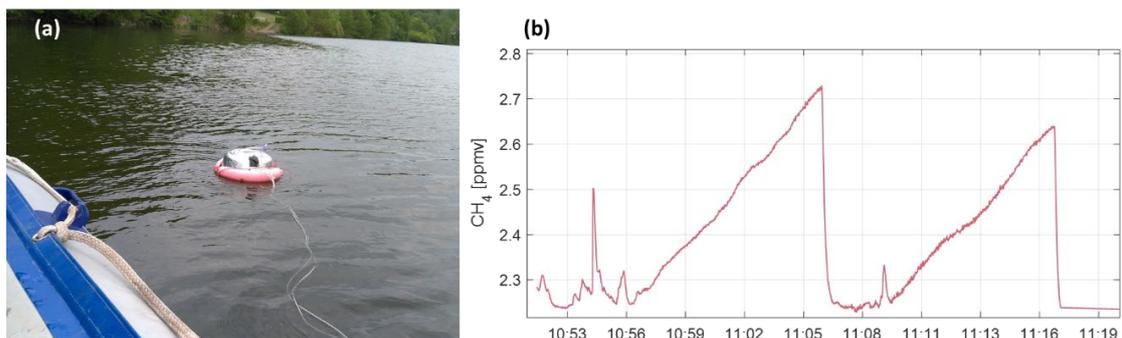


Abbildung 21: (a) Schwimmende Kammer, die für Flussmessungen an der Wupper-Vorsperre verwendet wird. Die Kammer ist in einem geschlossenen Kreislauf mit einem Gasanalysator (Los Gatos) verbunden, der die Methan- und Kohlendioxidkonzentration in der Kammer über die Zeit misst. (b) zeigt ein Beispiel für Messungen, bei denen die Methankonzentration in der Kammer über die Zeit ansteigt. Aus dem Anstieg wird die diffusive Emission von Methan an der Wasseroberfläche berechnet.

Während der Feldkampagnen und während der Messungen mit der Schwimmkammer wurden am Stausee häufig aufsteigende Gasblasen beobachtet. Auf diese Weise wurden die aus der Schwimmkammer gewonnenen Flussmessungen als ergänzende Messungen verwendet, um den diffusiven Methanfluss an der Wasser-Luft-Grenzfläche aus den im Oberflächenwasser gemessenen Konzentrationen an gelöstem Methan zu berechnen.

Die Messungen in der Schwimmkammer, die keinen eindeutigen Beitrag von Blasen enthielten, wurden ausgewählt, um den diffusiven Methanfluss zu berechnen. Der diffusive Fluss wird aus der Steigung einer linearen Regression der Konzentration über die Zeit und unter Berücksichtigung des Kammervolumens (6 l) und der Fläche (0,071 m²) berechnet. Detaillierte Schritte für die Berechnung sind z. B. in Jansen et al. (2020) beschrieben.

Zudem wurden die diffusiven Methanemissionen (F_{dif}) wie von Liss und Slater (1974) unter Berücksichtigung eines Zweischichtsystems (Wasser-Luft) berechnet: $F_{dif} = k (C_{CH_4,w} - C_{CH_4,eq})$ beschrieben. Dabei ist k die Gasaustauschgeschwindigkeit; $C_{CH_4,w}$ ist die gemessene im Wasser gelöste Methankonzentration; $C_{CH_4,eq}$ ist die gelöste Methankonzentration im Wasser, wenn es sich im Gleichgewicht mit der Atmosphärenkonzentration befindet. Letztere wurde unter Berücksichtigung des Henry Gesetzes berechnet als $C_{CH_4,eq} = K_h X_{CH_4} P_{atm}$, wobei K_h die Henry-Konstante ist, die als Funktion der Temperatur nach Goldenfum (2010) berechnet wurde; X_{CH_4} ist der mittlere Methananteil in der Luft, der mit dem Gasanalysator während der Feldkampagnen gemessen wurde, und P_{atm} ist der von der Wetterstation ermittelte Luftdruck. Die Gasaustauschgeschwindigkeit (k) ist gasspezifisch, und die Turbulenz und damit die Windverhältnisse über der Wasseroberfläche werden als einer der wichtigsten Einflussfaktoren genannt (Crusius und Wanninkhof, 2003, Wanninkhof, 2014). Zusätzlich kann k in einen standardisierten Wert umgewandelt werden, der als k_{600} ausgedrückt wird und eine Funktion der Schmidt-Zahl ist.

Die Gasaustauschgeschwindigkeit kann anhand verschiedener Modelle als Funktion des Gases, der Wassertemperatur, der Windverhältnisse und anderer Faktoren geschätzt werden. Crusius und Wanninkhof (2003) analysierten die Gasaustauschgeschwindigkeit unter Annahme verschiedener Modelle und der Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Die Autoren wiesen darauf hin, dass bei Windgeschwindigkeiten $U_{10} < 3,7$ m/s (Bedingung für die den überwiegenden Teil der an der Wupper-Vorsperre gemessenen Windgeschwindigkeiten), die Gasaustauschgeschwindigkeit eine geringere Abhängigkeit von den Windverhältnissen aufweist und für solche Bedingungen k_{600} als Konstante von 1 cm/h angenommen werden kann.

Unter der Annahme, dass $k_{600} = 1 \frac{cm}{hr} = 0,24 \frac{m}{d}$ ist, wurde die spezifische Transfergeschwindigkeit für Methan (k_{CH_4}) als $k_{CH_4} = 0,24 / \left(\frac{600}{Sc}\right)^{-2/3}$ berechnet. Dabei wurde die Schmidt-Zahl (Sc) als Funktion der Wassertemperatur nach Wanninkhof (2014) berechnet. Die in Abbildung 22 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die diffusiven Methanemissionen zwischen 0,4 und 13 mgCH₄/m²/d liegen, wobei der durchschnittliche Fluss an allen Standorten 3,6 mgCH₄/m²/d beträgt. Da der Diffusionsfluss vom Konzentrationsgefälle zwischen Wasser und Luft abhängt und sich die Methankonzentration in der Luft im Laufe der Monate nicht wesentlich ändert, waren die Emissionen durch Diffusion in den warmen Monaten (Juli - September) größer, wenn auch die im Wasser gemessenen gelösten Konzentrationen höher waren (Abbildung 20). Yvon-Durocher et al. (2014) wiesen darauf hin, dass die Zunahme der Methanemissionen mit steigender Temperatur auf eine erhöhte Methanproduktion und ein erhöhtes CH₄:CO₂-Verhältnis in der Wassersäule zurückzuführen ist. Betrachtet man die

Variationen in Längsrichtung, so nehmen die diffusiven Emissionen zum Damm hin zu ($F_{dif,L01} < F_{dif,L02} < F_{dif,L03}, F_{dif,L04}, F_{dif,L05}$).

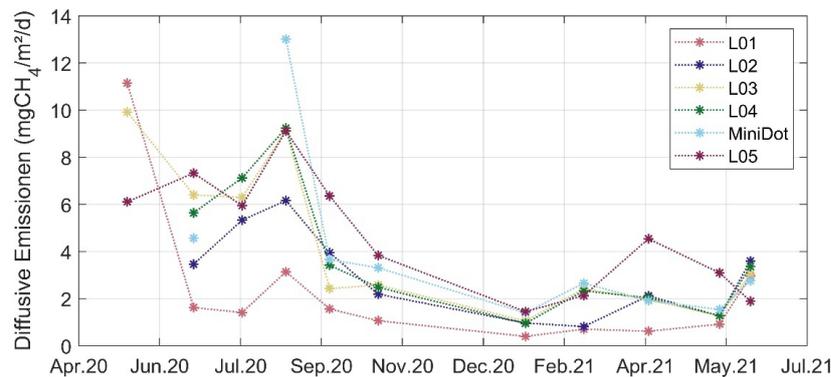


Abbildung 22: Diffusive Emissionen von Methan an der Wasser-Luft-Grenzfläche für den Monitoringzeitraum an den unterschiedlichen Messstellen entlang der Wupper-Vorsperre.

e) Ausgasung am Damm

Der Durchfluss von Wasser durch Grundablass und die Hochwasserentlastung (Wehrüberlauf) fördert die Freisetzung von gelösten Gasen in die Atmosphäre. Dieser als Entgasung bezeichnete Prozess kann zur Freisetzung großer Mengen Methan in die Atmosphäre führen, vor allem dann, wenn Bodenwasser mit hohem Gehalt an gelöstem Methan freigesetzt wird. Nach den Ergebnissen früherer Studien kann die Entgasung in ähnlichem oder größerem Umfang zu Methanemissionen beitragen als die Blasenemissionen. An der Saar beispielsweise berichteten Maeck et al. (2013), dass die Entgasung an der Staumauer im Durchschnitt höher ist als die mittlere Emission in Form von Gasblasen.

Der Entgasungsfluss ($F_{degassing}$) wird durch die Differenz der Konzentration an gelöstem Methan stromaufwärts (C_{up}) und stromabwärts (C_{down}) der Talsperre, multipliziert mit dem Abfluss (Q , Tagesmittelwerte unter der Annahme, dass Zufluss = Abfluss), gemäß der Gleichung $F_{degassing} = (C_{up} - C_{down}) \times Q$ geschätzt. Der Fluss $F_{degassing}$ wurde durch die Oberfläche der Vorsperre ($0,2 \times 10^6 \text{ m}^2$) geteilt, um den Fluss pro Flächeneinheit zu erhalten. An der Wupper-Vorsperre erfolgt der Wasserabfluss durch einen Überlauf in die Talsperre und durch einen Grundablass. Die gelöste Methankonzentration im Wasser wurde flussaufwärts aus dem Oberflächen- und dem bodennahen Wasser gemessen, und flussabwärts wurden die Wasserproben nur wenige Meter von der Staumauer entfernt aus dem Gewässer entnommen. Die Bestimmung der gelösten Methankonzentration im Wasser erfolgte nach demselben Verfahren wie im Abschnitt "Messung des gelösten Methangehalts im Wasser" (Kapitel 3.3.6 c) beschrieben.

Der von Juni 2020 bis April 2021 gemessene Methanausgasungsfluss (siehe Abbildung 23 (c)) lag zwischen 1,8 – 22,8 mg CH₄/m²/d mit einem Durchschnittswert für den gesamten Zeitraum von 15,2 mg CH₄/m²/d. Die Monate mit den geringsten Methanemissionen durch Entgasung waren Februar und April 2021, als der Wasserstand flussabwärts der Vorsperre anstieg und die Konzentration des gelösten Methans flussaufwärts der Talsperre ähnlich war wie flussabwärts. In den Monaten Mai und Juni 2021 wurde der Entgasungsfluss nicht berechnet, da der Wasserstand stromabwärts der Talsperre mit dem stromaufwärts übereinstimmte.

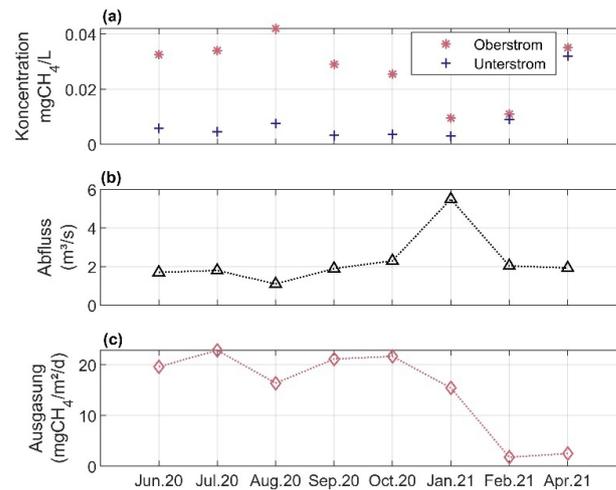


Abbildung 23: (a) Konzentration des im Wasser gelösten Methans stromaufwärts und stromabwärts des Damms der Wupper-Vorsperre. Die Werte flussaufwärts sind der Durchschnitt von Oberfläche und Boden. (b) Durchschnittlicher Tagesabfluss an den Tagen, an denen die Messungen durchgeführt wurden. (c) Berechneter Entgasungsfluss von Methan.

Das im Wasser gelöste Methan wird ebenfalls durch die Wasserströmung in den Stausee hinein und aus ihm heraus transportiert. Die an der stromaufwärts gelegenen Stelle (L01) gemessenen Konzentrationen wurden als die Konzentration des einströmenden Wassers ($C_{CH_4,in}$) und die im Ausfluss der Vorsperre, stromabwärts der Staumauer gemessene Konzentration als die Konzentration des ausströmenden Wassers ($C_{CH_4,out}$) angenommen (Abbildung 23 (a)). Mit dem täglich gemittelten Abfluss (Q), unter der Annahme, dass Zu- und Abfluss gleich sind und unter Vernachlässigung der Verweilzeit des Wassers, wurde der exportierte Methanfluss berechnet als $F_{export} = \frac{(C_{CH_4,out} - C_{CH_4,in})}{A_{reservoir}} Q$, wobei $A_{reservoir}$ die Oberfläche der Wupper-Vorsperre ($0,2 \times 10^6 \text{ m}^2$) ist. Während des gesamten Beobachtungszeitraums betrug der Methanexportfluss im Durchschnitt $2,0 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$, wobei von Juni 2020 bis Januar 2021 kein Nettoexport durch den Fluss stattfand (Abbildung 24 (b)). Im April 2021 erreichte der Methanexport jedoch $23 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$, was auf den Anstieg des Wasserspiegels stromabwärts des Staudamms, und die dadurch verringerte Entgasung am Wehrüberlauf zurückzuführen sein könnte.

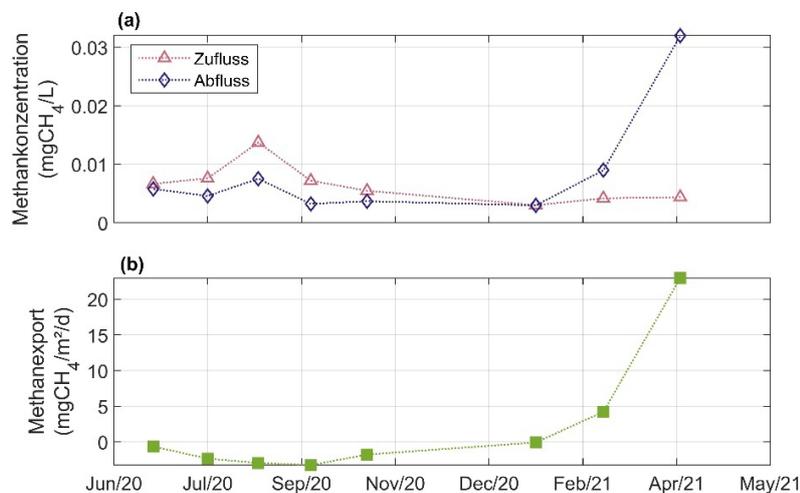


Abbildung 24: (a) Konzentration des gelösten Methans im Zufluss- und Abflusswasser der Vorsperre. (b) Verlauf des Netto-Methanexports aus der Vorsperre mit dem ausströmenden Wasser.

f) Ermittlung der räumlichen Verteilung des Blasenanstiegs mittels Echolotmessung

Die eingesetzten Blasenfallen lieferten Informationen über die zeitliche Variabilität der Ebullition mit hoher zeitlicher Auflösung, allerdings beschränkt auf die einzelnen Messorte. Während der monatlichen Feldkampagnen wurde zusätzlich ein Echolot (Simrad Kongsberg 120 kHz Split-Beam) eingesetzt, um die räumliche Variabilität aufsteigender Gasblasen zu erfassen. Das Echolot wird seitlich an einem Boot im Wasser befestigt, und die Daten werden während zickzackförmiger Transekte entlang des Stausees aufgezeichnet (Abbildung 25).

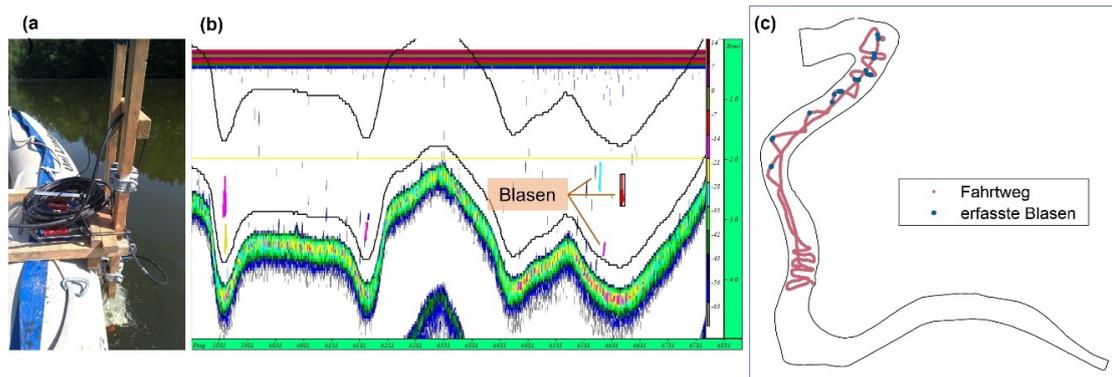


Abbildung 25: (a) Echolotmessungen zur Erfassung der räumlichen Variabilität aufsteigender Gasblasen; (b) Echogramm, das Blasen anzeigt, die mit den Nachbearbeitungsschritten quantifiziert werden; (c) Darstellung der Fahrstrecke und der Stellen, an denen Blasen bei den Messungen vom 25. August 2020 entdeckt wurden.

Das Echolot wurde auf eine Ausgangsleistung von 50 W, einer Impulsdauer von 0,256 ms und einer Ping-Rate von 4 Hz eingestellt. Die aufgezeichneten Daten wurden mit der Software Sonar5_pro (Lindem Acquisition, Norwegen) konvertiert und analysiert, wobei die In-situ-Wassertemperatur für die Berechnung der Schallgeschwindigkeit verwendet wurde. Eine detaillierte Beschreibung der Methode, die zur Erkennung von Blasen in der Wassersäule verwendet wurde, ist in DelSontro et al. (2011) zu finden. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Sonar5_pro einen Cross-Filter-Detektor zur Identifizierung von Objekten (in diesem Fall sind Gasblasen das Ziel) in der Wassersäule bietet. Blasen werden von Fischen oder anderen Objekten durch ihren Bewegungspfad und ihre Aufstiegsgeschwindigkeit unterschieden, die ebenfalls in der Software für jedes einzelne identifizierte Objekt berechnet werden. Als Schwellenwerte für Blasen wurden vertikale Geschwindigkeiten im Bereich von 0,1-0,5 m/s und Zielstärken von -70 dB bis -35 dB angenommen.

Nach der automatischen Erkennung von Blasen durch die Software wurden die identifizierten Blasen manuell auf Unstimmigkeiten überprüft und weitere unsichere Blasen aus dem gültigen Datensatz entfernt. Das Volumen jeder einzelnen Blase kann aus dem mit dem Echolot gemessenen Rückstreuquerschnitt und damit der Zielstärke berechnet werden. Das verwendete Echolot konnte aufgrund der geringen Wassertiefe nicht direkt an der Wupper-Vorsperre kalibriert werden, jedoch wiesen DelSontro et al. (2015) auf die gute Übereinstimmung der im Labor gewonnenen Kalibrierungsgleichung mit der aus Messungen abgeleiteten hin. Daher wurde die von Maeck et al. (2013) definierte Kalibrierungsgleichung, die dasselbe Echolot zur Blasenenerkennung in Süßwasserumgebungen verwendete, für die Berechnung des Blasen Volumens übernommen. Die verwendete Gleichung lautet

$V = 2,76 \times 10^5 e^{0,295 \times TS}$ wobei TS die Zielstärke in dB ist und das Blasenvolumen V in ml angegeben wird.

Nach der Berechnung des Volumens jeder einzelnen Blase wurde die Fahrstrecke in 5-m-Segmente unterteilt. Der Blasenfluss für jedes Segment wurde dann auf der Grundlage des gesamten im Segment erfassten Gasvolumens berechnet, durch das Volumen des beschallten Wassers geteilt und mit der mittleren Aufstiegsgeschwindigkeit der Blasen im Segment multipliziert ($F_{gas,section} = \frac{V}{V_{water}} v_z$, Einheiten wurden auf ml/m²/d angepasst). Das Volumen des beschallten Wassers wurde nach Wilkinson et al. (2019) berechnet, wobei eine trapezförmige Fläche (ohne die oberen 20 cm des Schallstrahls und unter Annahme der durchschnittlichen Wassertiefe) und die zurückgelegte Strecke angenommen wurden. Das ideale Gasgesetz wird dann angewandt, um den Methanvolumenstrom unter Berücksichtigung der gemessenen Wassertemperatur, des atmosphärischen Drucks und des Methanteils in den Gasblasen zu berechnen.

Die in den monatlichen Feldkampagnen aufgezeichneten Daten werden derzeit verarbeitet. In Abbildung 25 (c) sind die Ergebnisse der am 25. August 2020 aufgezeichneten Daten dargestellt. Bei dieser Messung wurden Gasblasen in den tieferen Bereichen der Vorsperre festgestellt, die als dunkelblaue Punkte markiert sind. Die durchschnittliche Aufstiegsgeschwindigkeit der identifizierten Blasen betrug 0,26 m/s und der Methanfluss in den Segmenten mit detektierten Blasen variierte zwischen 0,01 mgCH₄/m²/d und 208,8 mgCH₄/m²/d.

Wie eingangs erwähnt, liefert das Echolot eine Momentaufnahme der Blasen in der Wassersäule und löst somit die zeitliche Variabilität der Blasenflüsse nicht auf. Ein weiterer Aspekt ist, dass das Nahfeld des Echolots (Bereich direkt unter dem Schwinger) zu verrauschten Daten führt und somit die Anwendung des Echolots für Messungen in flachen Gebieten einschränkt. Das Vorhandensein von Wasserpflanzen, wie in den Sommermonaten im Oberlauf der Wupper-Vorsperre beobachtet wurde, führte ebenfalls zu verrauschten Daten, in denen die Erkennung von Blasen nicht möglich war.

Das Echolot wurde während des ersten Prototypentests zusätzlich als qualitatives Hilfsmittel eingesetzt, um das Auftreten von Blasen zu erkennen, die während der Sedimentverlagerung aus dem Saugkopf entweichen. Das entweichende Gasvolumen konnte mit der oben erwähnten Kalibrierungsgleichung nicht berechnet werden, da die Gleichung die Spur einzelner Blasen beschreibt, aber keine Blasenfahnen auflöst, wie sie beim Prototypentest 1 auftraten. Wie in Abbildung 26 zu sehen ist, wurde eine große Anzahl von Blasen nicht vom Saugkopf aufgefangen, sondern durch die Störungen im Boden, die beim Ziehen der Struktur im Sediment verursacht wurden, in Kombination mit der Form und Konstruktion des Trichters zum Auffangen der aufsteigenden Blasen, aus dem Sediment freigesetzt.

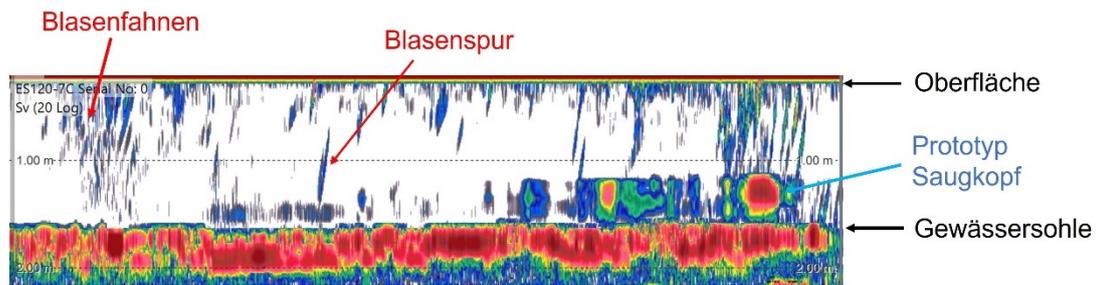


Abbildung 26: Echogramm der Echolot-Messungen während des Prototyptests. Es zeigt die aufsteigenden Blasen Spuren und -fahren, die während der Sedimentremobilisierung detektiert werden konnten, sowie die Gewässersohle und -oberfläche.

g) Methanoxidation

Es gibt verschiedene Quellen für gelöstes Methan in der Wassersäule: diffusiver Fluss aus dem Sediment, lateraler und longitudinaler Transport, Auflösung aus aufsteigenden Blasen und lokale Produktion. Die Senken für Methan in der Wassersäule sind Emission in die Atmosphäre und Oxidation. Die Methanoxidation erfolgt durch bakterielle Aktivität unter oxischen (durch methanotrophe Bakterien) oder anoxischen Bedingungen (Hanson und Hanson, 1996). Es wird berichtet, dass die Methanotrophie-Aktivitäten von der Lichtexposition (Thottathil et al., 2018) und der Konzentration an gelöstem Sauerstoff beeinflusst werden, wobei die optimalen Bedingungen für die Methanoxidation bei einer O_2 -Konzentration im Bereich von 0,23 – 1,2 mgO_2/L liegen (2019).

Die Methanoxidation wurde hier unter der Annahme geschätzt, dass der diffusive Fluss an der Wasser-Luft-Grenzfläche die Menge an gelöstem Methan darstellt, die der Oxidation in der Wassersäule entgangen ist, und dass der Methaneintrag vom Sediment in die Wassersäule der Summe aus diffusiven Emissionen und der Methanoxidation entspricht. Auf diese Weise wurde der Oxidationsfluss von Methan (F_{ox}) berechnet als $F_{ox} = \frac{f}{(1-f)} F_{dif}$, wobei F_{dif} der in einem früheren Abschnitt beschriebene Diffusionsfluss an der Wasser-Luft-Grenzfläche und f der Anteil des oxidierten Methans ist.

Der Anteil des oxidierten Methans (f) wurde unter Anwendung eines Rayleigh-Isotopen-Massenbilanzmodells für ein geschlossenes System berechnet. Dabei handelt es sich um einen Lagrangeschen Ansatz, bei dem davon ausgegangen wird, dass die Oxidation eine Reaktion erster Ordnung ist und die Durchmischung vernachlässigbar ist (Leonte et al., 2017), und zwar mit der Gleichung $\ln(1 - f) = \frac{\ln(\delta_b + 1000) - \ln(\delta_w + 1000)}{\alpha - 1}$, wie von Sawakuchi et al. (2016) vorgeschlagen. Die Variablen δ_b und δ_w sind die Methan-Kohlenstoff-Isotope ($\delta^{13}C - CH_4$) von Blasen, die aus dem Sediment bzw. dem Oberflächenwasser aufgewirbelt werden, und α ist der Isotopenfraktionierungsfaktor, der mit 1,025 angenommen wird.

Die Proben für die $\delta^{13}C - CH_4$ -Messungen wurden monatlich an allen Messstellen entnommen. Blasen aus dem Bodensediment wurden nach dem beschriebenen Verfahren zur Bestimmung der Methankonzentration entnommen, und die Oberflächenproben wurden aus dem Headspace extrahiert, der für die Messungen der Konzentration von gelöstem Methan geschaffen wurde.

Die Ergebnisse der Methanoxidationsfraktion und des Oxidationsflusses sind in Abbildung 27 dargestellt. Es ist eine Längsvariation mit erhöhtem Oxidationsanteil in Richtung Damm zu beobachten, was zu einem hohen Oxidationsfluss an diesem Standort führt (Standort L05 mit einem mittleren Oxidationsanteil von 42 %). Der Oxidationsfluss schwankte im Bereich von 0,15 – 10,5 mgCH₄/m²/d mit einem Durchschnittswert von 2,7 mgCH₄/m²/d für alle Standorte und über den gesamten Beobachtungszeitraum. Der hier gefundene Bereich des Methanoxidationsflusses liegt innerhalb des von Guérin und Abril (2007) für ein tropisches Reservoir berichteten Bereichs.

Zu beachten ist, dass ausschließlich der diffusive Methantransport vom Sediment in die Atmosphäre durch Oxidation verringert wird, während Blasenemissionen unbeeinflusst bleiben, abgesehen von dem Anteil Methan, der sich während des Aufstiegs in der Wassersäule aus der Blase löst.

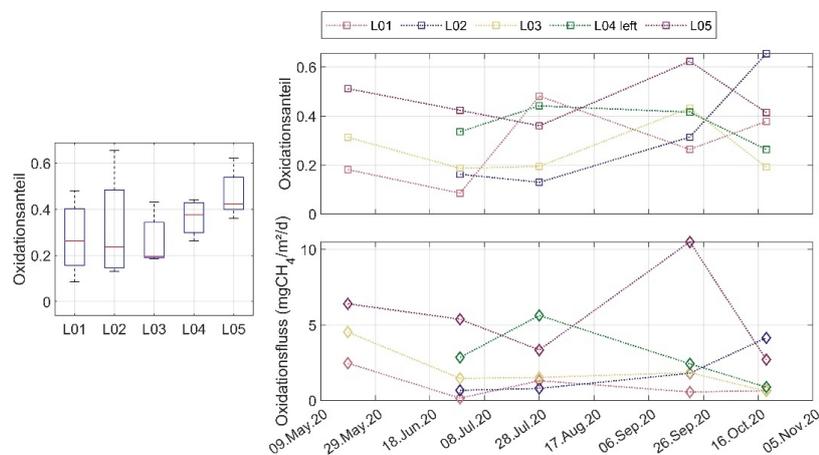


Abbildung 27: Boxplots des Methanoxidationsanteils an jeder Messstelle. Die obere und untere Grenze der blauen Balken stellen das 75. bzw. 25. Perzentil dar; die Whisker zeigen die Höchst- und Mindestwerte, und die rote Linie stellt den Median dar. Das Diagramm in der oberen Zeile zeigt die Zeitreihe des Oxidationsanteils und das untere Feld den daraus resultierenden Methanoxidationsfluss.

3.4 Prototyp

3.4.1 Konzept und Aufbau

Im Zuge des Forschungsprojektes wurde ein Prototyp zur „Methanernte“ im Zusammenhang mit einer Sedimentumlagerung weiterentwickelt und optimiert. Eine erste Versuchsanlage mit der gleichen Zielsetzung wurde in dem Vorgängerforschungsprojekt MELIST (gefördert im Rahmen des EFRE-Programms) der Projektpartner TH Köln und D-Sediment (bzw. DB Sediments) erarbeitet und getestet. Diese lieferte jedoch noch nicht die anvisierten Resultate, weshalb eine Neukonzeptionierung erforderlich war.

Der Prototyp basiert auf dem von D-Sediment in Zusammenarbeit mit der TH Köln entwickelten kontinuierlichen Sedimenttransfer. Hier wird das Sediment am Gewässerboden mithilfe eines sogenannten Saugkopfes gelöst und an eine Stelle im Gewässer transportiert, an der das Sediment durch die natürliche Strömung weitertransportiert wird. Bei dem entwickelten Prototyp wird dieses Konzept zusätzlich durch eine Gas auffangeinheit am Saugkopf ergänzt.

Der Aufbau des Systems ist in Abbildung 28 schematisch dargestellt.

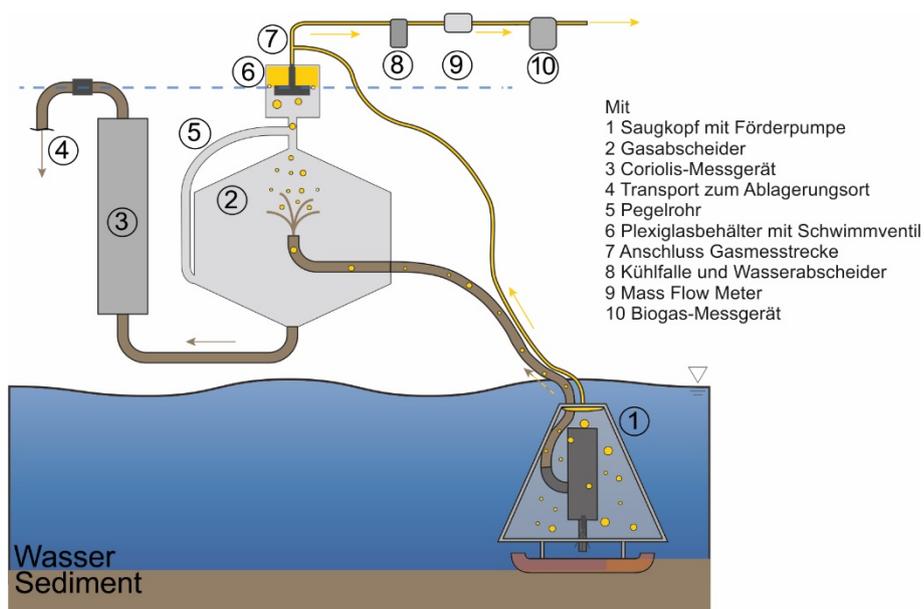


Abbildung 28: Schematischer Aufbau der Modellanlage zur Sedimentverlagerung und Gasernte.

Die Modellanlage besteht aus zwei Schwimmkörpern mit einem Baugerüst, auf dem die einzelnen Systemkomponenten installiert werden. Die Bewegung der Modellanlage über den See erfolgt mithilfe eines Getriebemotors entlang eines über das Modellgewässer gespannten Seiles. Der sogenannte Saugkopf (siehe dazu auch Kapitel 3.4.2) dient der Sedimentverlagerung und Methanernte und wird mithilfe einer Seilwinde ins Wasser gelassen. Zwei Düsen im Saugkopf, die über eine Hochdruckpumpe mit Wasser versorgt werden, lockern das Sediment auf, um die Förderung zu erleichtern. Die Förderpumpe im Saugkopf (Ebara DW Vox 150) fördert das Wasser-Sediment-Gas-Gemisch in einen Gasabscheider auf der Arbeitsplattform. Im Gasabscheider wird das Gas aus dem Förderstrom abgetrennt. Das Wasser-Sediment-Gemisch wird durch ein Coriolis-Messgerät geleitet, um die Sedimentmenge zu bestimmen, und daraufhin im Unterstrom wieder in das Gewässer eingeleitet. Das abgetrennte Gas wird in eine Gasmessstrecke geleitet. Dort werden der Gasvolumenstrom sowie die Gaszusammensetzung bestimmt.

In Abbildung 29 ist die Anordnung der wichtigsten Komponenten auf der Arbeitsplattform dargestellt. Im Folgenden werden die einzelnen Komponenten erläutert:

- Generatoren und Schaltkasten: dienen der Stromversorgung und -verteilung
- Verfahrwinde und Verfahrseil: zur Fortbewegung der Arbeitsplattform
- Saugkopf: Methanernte- und Sedimentverlagerungseinheit
- Hochdruckreiniger: Beschickung der Hochdruckdüsen im Saugkopf zur Lockerung des Sediments
- Gasabscheider: Abtrennung vom Gas aus dem Förderstrom
- Coriolis: Misst die verlagerte Sedimentmenge
- Gasmessstrecke: Messung der aufgefangenen Gasmenge sowie dessen Zusammensetzung

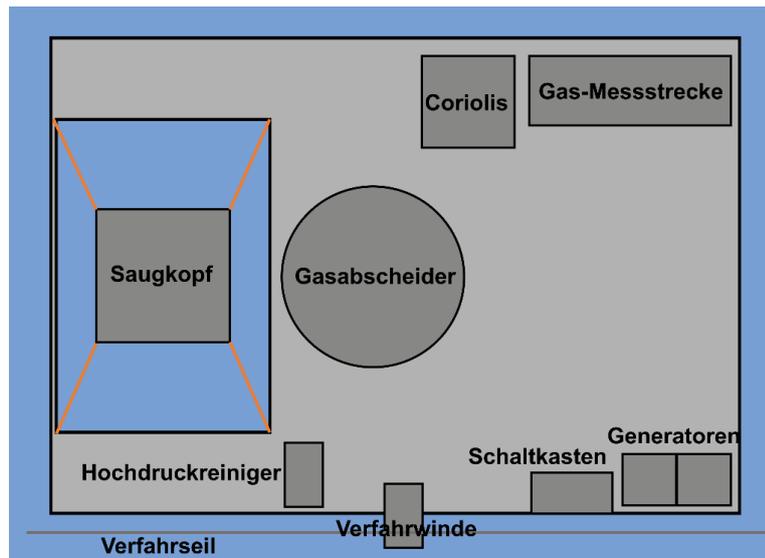


Abbildung 29: Platzierung der Gerätschaften auf der Arbeitsplattform (Draufsicht).

Um auf eine elektronische Steuerung der Gasentnahme verzichten zu können, wurde ein Schwimmerventil entwickelt und 3D-gedruckt, das die Gasmessstrecke vom Gasabscheider trennt (siehe Abbildung 30 rechts). Solange nur ein Gemisch aus Sediment und Wasser in den Gasabscheider gefördert wird, schließt das Schwimmerventil den Gasabscheider von der Messstrecke ab. Sobald Gas in den Gasabscheider transportiert wird und sich aus dem Förderstrom löst, steigt es im Gasabscheider auf und das Gasvolumen wird erhöht. Wenn das Gasvolumen so groß ist, dass der Wasserstand im Gasabscheider sinkt, senkt sich auch das Schwimmerventil ab, sodass das ankommende Gas in die Gasmessstrecke transportiert werden kann. Steigt der Wasserstand im Gasabscheider dann wieder, schwimmt das Schwimmerventil auf und verschließt den Auslass zur Gasmessstrecke wieder. So kann gewährleistet werden, dass das im Gasabscheider ankommende Gas allein durch den Druck im System in die Gasmessstrecke gedrückt wird.



Abbildung 30: Aufbau des Prototyps im Labor der TH Köln, von links nach rechts: Plattform mit Gerätschaften, Gasabscheider, 3D-gedrucktes Schwimmerventil während des Betriebs.

3.4.2 Optimierung des Saugkopfes

Während der ersten Modellmaßnahme 2020 hat sich ein deutliches Optimierungspotential am Saugkopf gezeigt. So variierte beispielsweise die verlagerte Sedimentmenge je nach Fahrtrichtung der Modellanlage. Dies wird auf die schräge Anordnung der Förderpumpe im Saugkopf zurückgeführt. Beim Befahren der Transekte in Richtung der Saugspitze konnte mehr Sediment verlagert werden als bei der Fahrt in die entgegengesetzte Richtung. Beim Rückweg glitt die Pumpe über das Sediment hinweg, sodass deutlich weniger transferiert werden konnte (vgl. Tabelle 6: Verlagerte Feststoffmaße). Die Anordnung der Pumpe war daher ein zentraler Punkt in der Optimierung des Saugkopfs.

Die ungleichmäßige Gewichtsverteilung im Saugkopf hatte zur Folge, dass der Saugkopf nicht horizontal ins Wasser gelassen werden konnte, sondern zur schweren Seite mit der Förderpumpe kippte.

Während des Betriebs der Anlage hat sich gezeigt, dass ein bedeutender Anteil des aus dem Sediment entweichenden Gases nicht durch den Saugkopf aufgefangen und gezielt entnommen werden konnte. Grund hierfür ist die Bauform des Saugkopfes mit über das Gehäuse hinausstehenden Kufen. Diese Kufen sind der Teil des Saugkopfes, der das Sediment zuerst stört und bewegt. Bereits bei dieser ersten Störung wird das im Sediment gespeicherte Gas gelöst und entweicht als Blasen. Da das Gehäuse des Saugkopfes aber nicht über diesen Bereich hinausgeht, konnte das entweichende Gas nicht aufgefangen werden. Hier bietet sich deutliches Potential zur Optimierung.

Um die genannten Probleme zu beheben, wurde eine Neukonstruktion des Saugkopfs als am sinnvollsten betrachtet. In Abbildung 31 sind die beiden Varianten gegenübergestellt. Links ist der vorherige Saugkopf zu sehen. Die Kunststoffplatte des Gehäuses ist auf einer Seite demontiert. Im Inneren ist die schräg liegende Pumpe erkennbar, ihr gegenüber sind die Düsen befestigt. Die Kufen ragen bei diesem Saugkopf noch über das Gehäuse hinaus (auf der Abbildung nicht erkennbar). Rechts ist die neue Saugkopfvariante abgebildet, die bei der zweiten Modellmaßnahme im Juni 2021 zum Einsatz kam.



Abbildung 31: Gegenüberstellung der beiden Saugkopfvarianten. Links: alter Saugkopf, rechts: neuer Saugkopf.

Bei dem neu konstruierten Saugkopf wurde die Pumpe senkrecht angeordnet mit jeweils einer Düse zu beiden Seiten der Saugspitze. Durch die senkrecht nach unten zeigende Öffnung

kann der Saugkopf in beide Richtungen verfahren werden. Die Pumpe bzw. der komplette Saugkopf muss nach einer Transekte nicht aus dem Wasser gehoben und gedreht werden, um die gleiche Saugleistung zu erzielen.

Durch die neu angeordnete Pumpe sowie die quadratische Grundfläche des Gehäuses ist der Saugkopf nun symmetrisch aufgebaut. Der Schwerpunkt liegt somit in der Mitte, wodurch im Betrieb keine Schräglage des Saugkopfes möglich ist und der Saugkopf horizontal ins Wasser gelassen werden kann. Um das Gewicht des Saugkopfes zu reduzieren und den Auffangtrichter möglichst dicht zu gestalten, wurde als Abdeckung eine Silikonfolie gewählt.

An den vier Ecken am unteren Rahmen des Saugkopfes wurden Ösen angebracht. Der Saugkopf wurde an diesen vier Punkten mit Seilen an der Arbeitsplattform befestigt. Die Seile werden händisch an der Plattform befestigt und bei einer Höhenänderung neu justiert. So konnte der Saugkopf im Wasser stabilisiert werden. Der Saugkopf wird durch diese neue Befestigung nicht mehr lediglich durch einen Anschlagpunkt am oberen Ende des Saugkopfs an der Seilwinde, sondern durch die vier befestigten Seile bewegt. Die Zugkraft wird dadurch nicht nur von der Seilwinde aufgenommen, sondern auf die Seile verteilt und der Saugkopf in Position gehalten. Ein Kippen des Saugkopfs wird verhindert, indem die vier Seile in etwa auf Höhe des Schwerpunktes des Saugkopfs angebracht wurden.

Die Kufen des Saugkopfes wurden verkürzt, sodass sie nicht mehr über das Gehäuse hinausragen. Wird das Sediment gestört, geschieht das somit unterhalb des Auffangtrichters und das entweichende Gas wird aufgefangen. Durch die Pyramidenform wird das Gas besser nach oben zum Gasauslass geführt. Die verwendete Silikonplane ist elastisch und sehr robust und ermöglicht eine sehr gute Abdichtung des Saugkopfs.

Insgesamt wurde der Saugkopf verkleinert. Die Grundfläche des neuen Saugkopfs beträgt 1 m^2 während die Grundfläche des ersten Saugkopfs bei circa $1,25 \text{ m}^2$ lag.

3.4.3 Modellmaßnahmen

Der im Projekt entwickelte Prototyp wurde zweimal auf dem Modellgewässer Wupper-Vorsperre getestet und ein dritter Test ist für September/ Oktober 2021 geplant. Die erste Modellmaßnahme an der Wupper-Vorsperre fand zwischen dem 27.07.2020 und dem 07.08.2020 statt und die zweite Modellmaßnahme im Juni 2021.



Abbildung 32: Arbeitsplattform auf der Wupper-Vorsperre (Juli 2020).

In Tabelle 5 sind die während der einzelnen Modellmaßnahmen durchgeführten Arbeiten zusammengefasst. Während der Feldversuche wurden insgesamt 4 Transekte auf der Wupper-Vorsperre ausgehend von einem Fixpunkt am linken Ufer befahren.

Tabelle 5: Übersicht über die Aktivitäten während der Modellmaßnahmen.

| 1. Modellmaßnahme 27.07.2020 – 07.08.2020 |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> - Aufbau der Modellanlage - Ausbringen eines ADCP - Entnahme von zwei Gefrierkernen, einer im Referenzbereich, einer im Sedimentverlagerungsbereich - Detaillierte Erfassung der Bathymetrie im Referenz- und Verlagerungsbereich mittels Echolot - Erfassung der aufsteigenden Gasblasen mittels Echolot - Messung des diffusiven Gasaustausches an der Wasseroberfläche (Floating Chamber Messungen) - CTD Messungen - Test des Prototyps: Befahren von 3 Transekten (Siehe Abbildung 33) jeweils zweimal - Während Verlagerung: Echolotmessungen zum Blasenanstieg und Entnahme von Wasser- und Gasproben - Entnahme von Sedimentkernen im Verlagerungsbereich - Abbau der Arbeitsplattform |
| 2. Modellmaßnahme 07.06.2021 – 18.06.2021 |
| <ul style="list-style-type: none"> - Aufbau der Modellanlage - Detaillierte Erfassung der Bathymetrie im Referenz- und Verlagerungsbereich mittels Echolot - Floating Chamber Messungen - CTD Messungen - Test des Prototyps: erneutes befahren der Transekte 1 und 3 sowie des neuen Transekts 4 jeweils 4 mal - Während Verlagerung: Entnahme von Wasser- und Gasproben - Abbau der Arbeitsplattform |

Das Wetter während der ersten Modellmaßnahme war heiß und sonnig. Zeitweise kam ein leichter bis mäßiger Wind auf. Am Wochenende (01. und 02.08.2020) gab es starke Gewitter. In Abbildung 32 ist die Arbeitsplattform auf der Wupper-Vorsperre zu sehen. Weitere Impressionen sind in Anhang B zu finden.

Eine zweite Modellmaßnahme fand zwischen dem 07.06.2021 und dem 18.06.2020 statt. Das Wetter in der ersten Woche war warm und bewölkt, in der zweiten Woche heiß und sonnig. Der Prototypentest war durch dauerhaften Wind geprägt. Die Sedimentverlagerung und Methanernte wurden an derselben Stelle der Wupper-Vorsperre durchgeführt, wie die erste Maßnahme. Während der zweiten Modellmaßnahme war der Wasserstand deutlich höher im Vergleich zur ersten Modellmaßnahme (circa 0,9 m zu Beginn der zweiten Modellmaßnahme). Der Steg, der als Zugang zum See diente, war überstaut. In den zwei Wochen vor Ort sank der Wasserspiegel um circa 0,4 m.

Transekt T2 wurde beim zweiten Feldversuch nicht befahren. Hierbei soll die Entwicklung der Gasmenge nach einem ganzen Jahr ohne Methanernte untersucht werden, daher findet eine erneute Befahrung von Transekt T2 erst während des nächsten Prototypentests im September 2021 statt. Die zweite Modellmaßnahme wurde um Transekt T4 erweitert. Insgesamt wurden drei Transekte jeweils viermal befahren. Abbildung 33 zeigt die befahrenen Transekte auf der Wupper-Vorsperre.

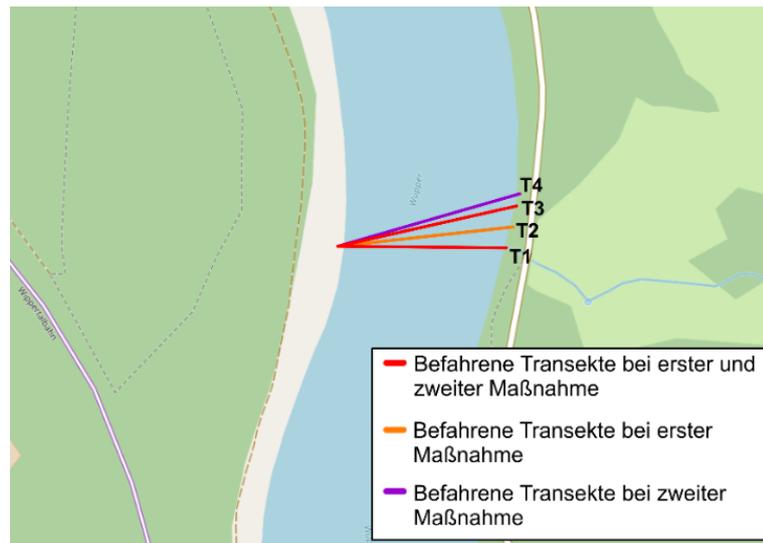


Abbildung 33: Befahrene Transekte an der Wupper-Vorsperre während der ersten und zweiten Modellmaßnahme.

3.4.4 Ergebnis und Bewertung

Der auf der Wupper-Vorsperre getestete Prototyp hat grundsätzlich wie erwartet funktioniert. Es haben sich aber an einigen Stellen Ansatzpunkte für eine weitere Optimierung ergeben. Diese konnten nach der ersten Modellmaßnahme teilweise umgesetzt werden.

Während der ersten Modellmaßnahme 2020 konnten in etwa 9 Betriebsstunden 960 kg Sediment mit einem Volumen von 2,15 m³ verlagert und 410 l Gas aufgefangen werden. Bei der zweiten Modellmaßnahme wurden in fast 24 Betriebsstunden über 3 Tonnen Sediment mit einem Volumen von circa 7 m³ verlagert. Dabei wurden 2.364 l Gas aufgefangen. In Um zu quantifizieren, wie viel Gas vom Prototyp nicht aufgefangen werden konnte, wurden Echolotmessungen zum Blasenanstieg um den Saugkopf durchgeführt. Eine solche Quantifizierung war auf Basis dieser Messung, wie in Kapitel 3.3.6f) beschrieben, nicht möglich.

Während des Prototyptests wurden bei der Befahrung der Transekte Gasproben in Gasbags und in Vials mit übersättigter Kochsalzlösung sowie Wasserproben vor und hinter dem Gasabscheider entnommen. Die Wasserproben sollen Aufschluss darüber geben, wie viel gelöstes Gas im Gasabscheider aus dem Förderstrom entfernt werden kann. Mit den entnommenen Wasserproben konnte keine Verringerung des gelösten Methans im Förderstrom nachgewiesen werden (siehe Tabelle 9, Anhang C). Dies könnte zum einen an der Art der Probenahme oder am Gasabscheider selbst liegen. Bei der Probenahme gab es eine große Turbulenz, sodass es zu einer Vermischung der Wasserprobe mit der Luft und damit einer Veränderung des gelösten Gasgehaltes gekommen sein kann. Beim derzeitigen Aufbau des Gasabscheiders findet kein Druckabbau auf den Förderstrom statt, sodass eine Ausgasung des gelösten Methans nicht unterstützt wird.

Tabelle 6 sind die Messdaten der einzelnen Transekte zusammengefasst. Um zu quantifizieren, wie viel Gas vom Prototyp nicht aufgefangen werden konnte, wurden Echolotmessungen zum Blasenanstieg um den Saugkopf durchgeführt. Eine solche

Quantifizierung war auf Basis dieser Messung, wie in Kapitel 3.3.6f) beschrieben, nicht möglich.

Während des Prototyptests wurden bei der Befahrung der Transekte Gasproben in Gasbags und in Vials mit übersättigter Kochsalzlösung sowie Wasserproben vor und hinter dem Gasabscheider entnommen. Die Wasserproben sollen Aufschluss darüber geben, wie viel gelöstes Gas im Gasabscheider aus dem Förderstrom entfernt werden kann. Mit den entnommenen Wasserproben konnte keine Verringerung des gelösten Methans im Förderstrom nachgewiesen werden (siehe Tabelle 9, Anhang C). Dies könnte zum einen an der Art der Probenahme oder am Gasabscheider selbst liegen. Bei der Probenahme gab es eine große Turbulenz, sodass es zu einer Vermischung der Wasserprobe mit der Luft und damit einer Veränderung des gelösten Gasgehaltes gekommen sein kann. Beim derzeitigen Aufbau des Gasabscheiders findet kein Druckabbau auf den Förderstrom statt, sodass eine Ausgasung des gelösten Methans nicht unterstützt wird.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Messdaten während der Modellmaßnahmen.

| Transecte | Betriebsdauer [h] | Verlagerte Feststoffmasse [kg] | Sedimentvolumen [m ³]** | Aufgefangenes Gasvolumen [l] | Mittlerer Methangehalt [%] | Methanvolumen [l] |
|---|-------------------|--------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|----------------------------|-------------------|
| 1. Modellmaßnahme | | | | | | |
| T1.1 | 1,29* / 2,07 | 136* | 0,30* | 62 | 58,76 | 36 |
| T1.2 (return) | 0,96 | 22 | 0,05 | 67 | 58,04 | 39 |
| T2.1 | 1,17 | 190 | 0,43 | 59 | 69,65 | 42 |
| T2.2 (return) | 1,36 | 41 | 0,09 | 63 | 67,09 | 42 |
| T2.3 | 0,87 | 271 | 0,61 | 25 | 49,49 | 12 |
| T3.1 | 1,35 | 127 | 0,29 | 70 | 69,53 | 49 |
| T3.2 | 1,09 | 173 | 0,39 | 64 | 71,28 | 46 |
| Gesamt | 8,87 | 959 | 2,15 | 410 | 63,41 | 266 |
| 2. Modellmaßnahme | | | | | | |
| T1.1 | 2,61 | 331 | 0,74 | 218 | 51,87 | 113 |
| T1.2 | 2,28 | 156 | 0,35 | 177 | 60,80 | 108 |
| T1.3 | 2,43 | 301 | 0,67 | 219 | 54,23 | 119 |
| T1.4 | 1,92 | 175 | 0,39 | 162 | 56,53 | 92 |
| T2 | - | - | - | - | - | - |
| T3.1 | 2,28 | 330 | 0,74 | 225 | 57,41 | 129 |
| T3.2 | 1,98 | 240 | 0,54 | 284 | 60,29 | 171 |
| T3.3 | 1,71 | 194 | 0,44 | 210 | 52,55 | 110 |
| T3.4 | 2,19 | 282 | 0,63 | 205 | 58,01 | 119 |
| T4.1 | 1,41 | 287 | 0,64 | 184 | 56,49 | 104 |
| T4.2 | 1,77 | 251 | 0,56 | 203 | 54,19 | 110 |
| T4.3 | 1,44 | 285 | 0,64 | 132 | 54,46 | 72 |
| T4.4 | 1,72 | 270 | 0,60 | 145 | 51,82 | 75 |
| Gesamt | 23,73 | 3102 | 6,95 | 2364 | 55,72 | 1322 |
| Anmerkungen: * Datenlücken in den Coriolis-Daten bei T1.1 | | | | | | |
| ** Berechnungsannahmen Sedimentvolumen: 2,38 t/m ³ Feststoffdichte, 35 Massen-% Feststoffe im Sediment | | | | | | |

Bei den entnommenen Gasproben wurde die Gaszusammensetzung (Methan- und Kohlenstoffdioxidgehalt) bestimmt und mit dem Biogasmessgerät, das kontinuierlich das Gas analysiert hat, verglichen (siehe Abbildung 34). Es hat sich gezeigt, dass die mit dem Biogas5000 und die in den entnommenen Gasproben mit dem Green House Gas Analyser der Firma Los Gatos der Uni Landau gemessenen Methangehalte gut übereinstimmen. Die zu Beginn der Messungen noch geringen Methangehalte im Gas werden auf eine Mischung des ankommenden Gasgemisches mit der noch im System vorhandenen Umgebungsluft zurückgeführt. Nach dem vollständigen Austausch des Gases im System ist der Methangehalt relativ konstant und liegt zwischen 60 und 80 % (erster Prototypstest) bzw. 45 und 70 % (zweiter Prototypstest). Die Messwerte des Mass Flow Meters zeigen, dass der Volumenstrom des Gases nicht konstant ist (siehe orange Kurve in Abbildung 34). Dies wird vom Schwimmerventil am Gasabscheider bedingt, da sich das Ventil erst bei einer gewissen Gasmenge senkt und das Gas dann schwallartig in die Messstrecke transportiert wird. Aus dem Saugkopf selbst strömt das Gas ebenfalls nicht kontinuierlich, sondern als größere Blasen.

Bei der Berechnung des mittleren Methangehaltes pro Transekt (siehe Tabelle 6) wurden Methankonzentrationen im Gas unter 30 % nicht berücksichtigt, da diese auf die zu Beginn der Messungen noch im System befindliche Luft zurückgeführt werden. Solch geringe Methankonzentrationen wurden während des monatlichen Emissionsmonitorings nicht gemessen. Das Methanvolumen wurde für jedes Transekt aus dem Gasvolumen und der mittleren Methankonzentration des jeweiligen Transekts ermittelt. So werden Schwankungen im Gasvolumen und -gehalt zwischen den einzelnen Transekten in die Auswertung mit einbezogen.

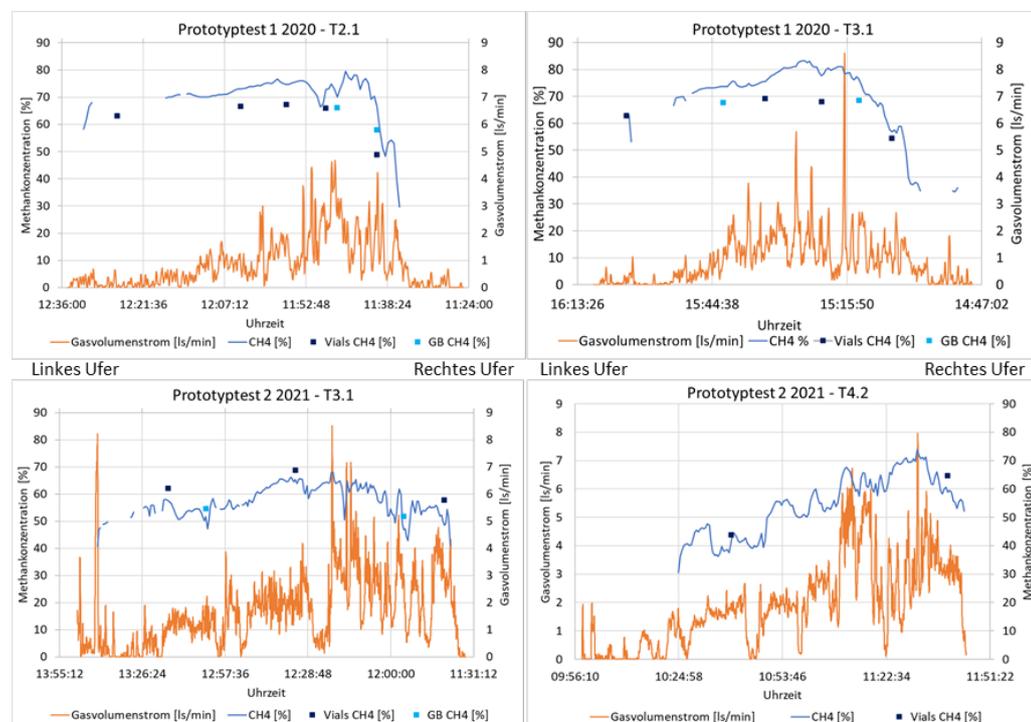


Abbildung 34: Messdaten der Gasmessstrecke für die Transekten T2.1 und T3.1 bei der Modellmaßnahme 2020 und die Transekten T3.1 und T4.2 bei der Modellmaßnahme 2021. Der Übersicht halber sind die Graphen so dargestellt, dass sie in die Messdaten vom linken Ufer ausgehend hin zum rechten Ufer zeigen. Orange Kurve: Gasvolumenstrom in Liter Standard pro Minute [l/min]; blaue Kurve: Methangehalt [%] gemessen mit dem Biogas5000; Punkte: Methangehalt in den entnommenen und im Labor analysierten Proben [%].

In Abbildung 34 sind beispielhaft die während der Befahrung der Transekte T2.1 und T3.1 2020 und der Transekte T3.1 und T4.2 2021 erhobenen Messdaten dargestellt. Die Abbildungen sind so aufgebaut, dass sie die Messdaten der Befahrungen jeweils vom linken zum rechten Ufer der Wupper-Vorsperre dargestellt werden. Es ist sowohl bei den Befahrungen 2020 als auch 2021 zu erkennen, dass das aufgefangene Gasvolumen (Gasvolumenstrom in l/min) vom linken zum rechten Ufer zunimmt. Die Messungen zeigen, dass sich der Gasgehalt im Sediment im Querprofil des Stausees unterscheidet. In der Nähe des rechten Ufers, wo das Wasser etwa eine Tiefe von 2 m hat, ist deutlich mehr Gas im Sediment gespeichert als am linken Ufer, wo sich der alte Talweg befindet und das Wasser mit einer Tiefe von bis zu 3,5 m tiefer ist. Dieser Unterscheid im Gasvolumen ist sowohl in den Messdaten 2020 als auch 2021 zu erkennen.

Durch den neu konstruierten Saugkopf ist eine deutliche Verbesserung der Verlagerungs- und Gasernteleistung erkennbar. In Tabelle 7 sind verschiedene Kenngrößen der Modellmaßnahmen 2020 und 2021 gegenübergestellt. Vor allem das geerntete Gasvolumen konnte in der Modellmaßnahme 2021 deutlich verbessert werden. Unter Berücksichtigung der Betriebsstunden konnte während des zweiten Prototypentest, im Durchschnitt, mehr als die doppelte Menge Gas aufgefangen werden.

Tabelle 7: Vergleich verschiedener Kenngrößen der Modellmaßnahmen 2020 und 2021.

| Kenngröße | Einheit | Modellmaßnahme 1 2020 | Modellmaßnahme 2 2021 |
|--|---------------------|--------------------------|--------------------------|
| Geerntetes Gasvolumen | [l] | 410 | 2.364 |
| Geerntetes Methanvolumen | [l] | 266 | 1.322 |
| Verlagerte Feststoffmasse pro Betriebsstunde | [kg/h] | 108 | 130 |
| Gasvolumen pro Betriebsstunde | [l/h] | 46 | 100 |
| Gasvolumen pro verlagerte Feststoffmasse | [l/kg] | 0,43 | 0,76 |
| Gasvolumen pro verlagertem Sedimentvolumen | [l/m ³] | 191 | 340 |

Während der Feldversuche konnten dennoch weitere Optimierungsmöglichkeiten festgestellt werden:

- Die vier Seile zur Bewegung des Saugkopfs sollten gekoppelt werden, um zu gewährleisten, dass die Seile gleich lang sind und der Saugkopf so gerade nach unten gelassen wird. Elektrische Winden, statt der händischen Justierung, sind hierbei von Vorteil.
- Durch das gestörte Sediment und den Gasanstieg wurden Feststoffe in den Gasschlauch gespült. Innerhalb des Saugkopfs, am Einlass des Gasschlauchs wird ein Sieb benötigt, um Feststoffe abzuhalten.
- Wesentlich weniger Gas ist während der zweiten Modellmaßnahme verloren gegangen. Teilweise sind jedoch große Gasmengen aufgestiegen, die nicht von Saugkopf aufgefangen wurden. Die Ursache hierfür ist unbekannt, da keine Sicht zum Saugkopf bestand. Der Saugkopf muss im Labor der TH Köln auf Undichtigkeiten überprüft werden.

- Die Arbeitsplattform liegt nicht gerade im Wasser. Die Anordnung der Apparaturen muss verändert werden, um die Gewichtsverteilung zu optimieren.

3.5 Emissionsauswertung

Im Zeitraum von März 2020 bis Juli 2021 wurde an der Wupper-Vorsperre ein intensives Monitoring mit Sensoren für kontinuierliche Messungen und monatlichen Feldkampagnen durchgeführt, um die wichtigsten Transportpfade und -raten für Methan abzuschätzen. Dazu gehören diffusive Emissionen an der Wasseroberfläche, Emissionen durch Gasblasen (Ebullition), Entgasung am Staubauwerk, sowie die Methanproduktion im Sediment und die Oxidation in der Wassersäule. Zusätzlich wurden meteorologische Informationen, Wassertemperatur und gelöster Sauerstoff, Wasserstand und Strömungsgeschwindigkeiten kontinuierlich gemessen.

Eine Zusammenfassung der gemessenen Methanflüsse ist in Abbildung 35 dargestellt. Aus den zeitlich gemittelten Flüssen (oberes Feld in Abbildung 35) geht hervor, dass die Methanemissionen durch Ebullition mit Ausnahme der Standorte L01 und MiniDot mindestens doppelt so hoch sind wie die Diffusionsflüsse. In Längsrichtung wies der mittlere Abschnitt der Vorsperre (von L02 bis L04), indem auch die Modellmaßnahmen stattfanden, die höchste Emissionsrate und das größte Potenzial für Methanproduktion im Sediment auf. Während beim diffusiven Fluss ein leichter Anstieg in Richtung der Staumauer (L05) festgestellt wurde, nimmt auch die Oxidation von Methan in der Wassersäule in Richtung der tiefsten Teile der Vorsperre zu.

Werden die räumlichen Mittelwerte der Methanflüsse und -umsatzraten (siehe unteres Feld von Abbildung 35) betrachtet, so hatte die Ebullition den größten Beitrag zu den Methanemissionen an der Wupper-Vorsperre, allerdings mit den stärksten zeitlichen und räumlichen Schwankungen. Der zweitwichtigste Methanemissionspfad war die Entgasung am Damm. Bei einer Fläche von 200.000 m² emittiert die Vorsperre 7,3 kg Methan pro Tag (oder 628 kg CO_{2,eq}/d, bei einer Zeitspanne von 20 Jahren (IPCC, 2013)), wobei diffusive, ebullitive und Entgasungsflüsse zu 9,8 %, 49,2 % bzw. 41 % zu den Gesamtemissionen beitragen. Methan ist ein relativ kurzlebige Treibhausgas, mit einer atmosphärischen Verweilzeit von 9,1 Jahren (Prather, Holmes und Hsu, 2012). Aus diesem Grund wird für die Umrechnung zu CO₂-Äquivalenten der Wert auf einen Zeitraum von 20 Jahren bezogen berücksichtigt.

Die obersten 20 cm des Sediments erwiesen sich als die produktivsten. Das Potenzial der Methanproduktion, das für die obersten 20 cm der Sedimentschicht integriert und über alle Standorte gemittelt wurde, ergab einen potenziellen Methanfluss aus dem Sediment von 255,1 mg CH₄/m²/d.

Ausgehend von den Durchschnittswerten war das Potenzial des Methanflusses (Methanproduktion) aus dem Sediment also um eine Größenordnung größer als die Summe der gemessenen Methanflüsse (diffusiver, ebullitiver, oxidativer, entgasender und fließender Transport). Diese Beobachtung unterscheidet sich von den Ergebnissen von Wilkinson et al. (2015), aus einer Stauhaltung in der der Saar, wo bei nahezu zehnfach höhere Emissionsraten eine gute Übereinstimmung von gemessenen Emissions- Produktionsraten gefunden wurde.

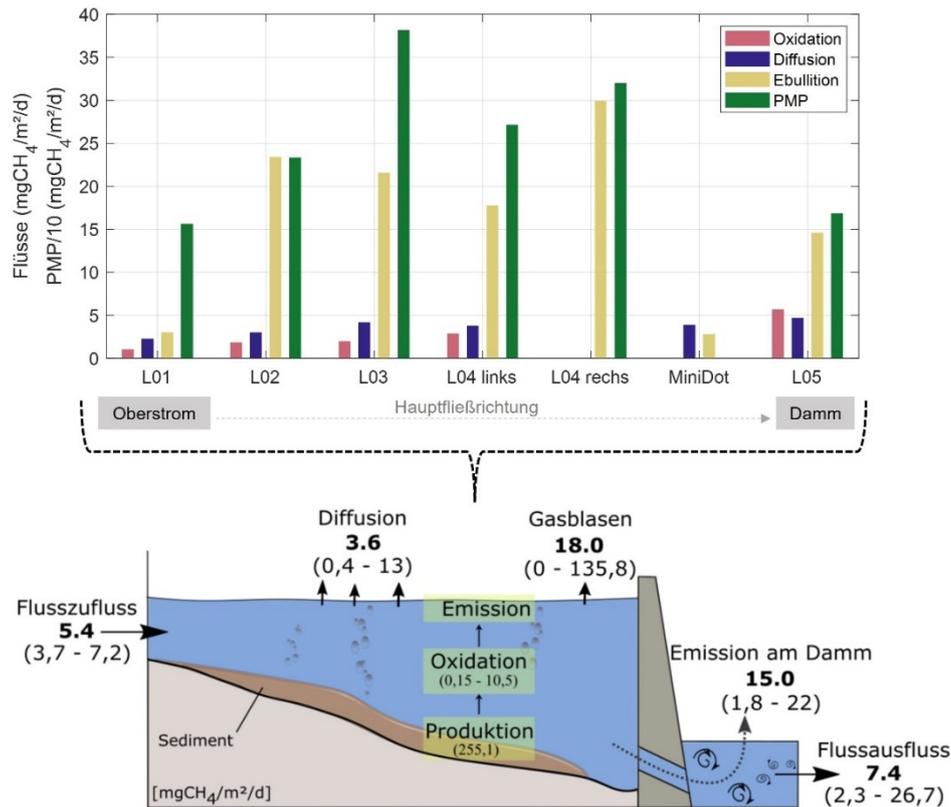


Abbildung 35: Oben: Mittelwerte von diffusiven CH_4 Emissionen, Emissionen durch Gasblasen, sowie CH_4 Oxidations- und Produktionsraten. Die potentielle Produktionsrate (PMP) wurde durch Integration der Methanproduktion in der obersten 20 cm dicken Sedimentschicht berechnet. Die im Labor bestimmten Produktionsraten wurden auf die durchschnittliche gemessene Sedimenttemperatur ($10,4\text{ }^\circ\text{C}$) korrigiert. Die Produktionsraten wurden zur besseren Skalierung in der Abbildung durch den Faktor 10 geteilt. Unten: Mittlere Methanbilanz in der Wupper-Vorsperre. Die fettgedruckten Werte sind der räumlich-zeitliche Durchschnitt aller Messstandorte, während die Werte in Klammern den Bereich der Messwerte angeben. Alle Werte sind als Flüsse in der Einheiten $\text{mg CH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ angegeben.

In anderen Studien (2019) konnten ähnliche Abweichungen der Methanemissionen von der potentiellen Methanproduktion gefunden werden, wie an der Wupper-Vorsperre. In Studien an Seen konnten derartige Abweichungen mit einer oxidischen Methanproduktion in der Wassersäule in Verbindung gebracht werden (Donis et al., 2017, Günthel et al., 2019). Nichtsdestotrotz weisen wir auf die starke zeitliche Variabilität der Flüsse und insbesondere des Potenzials der Methanproduktion hin, von der kürzlich gezeigt wurde, dass sie mit der Dynamik der partikulären organischen Substanz im Sediment variiert (Grasset et al., 2021).

Ein weiterer wichtiger Aspekt, der bei der Methanbilanz berücksichtigt werden muss, ist die Gasspeicherung im Sediment. Die geschätzte Gasspeicherung entspricht an der Wupper-Vorsperre etwa der kumulierten Produktionsrate von 2 bis 3 Monaten. Diese große Pufferkapazität des Sediments ist höchstwahrscheinlich der Grund für den großen Unterschied des Methan-Produktion-Emissions-Budgets der Wupper-Vorsperre. Diese großen im Sediment gespeicherten Gasmengen werden mit hoher Wahrscheinlichkeit durch Auslöser wie hohe Temperaturen in Verbindung mit starken Wasserstandsschwankungen bei kurzzeitigen Events in die Atmosphäre emittiert. Die Messung solcher Events im Rahmen eines Emissionsmonitorings ist schwierig und könnte auch im Rahmen des Monitorings an der Wupper-Vorsperre nicht genau abgebildet worden sein und so auch zu der großen Diskrepanz zwischen der Methanproduktion und -emission beitragen.

Während der zweiten Modellmaßnahme 2021 konnten mithilfe des Prototyps in ca. 24 Betriebsstunden 2.360 l Gas aufgefangen werden. Dies entspricht einem Methanvolumen von 1320 l und einer Masse von circa 850 g (siehe Kapitel 3.4.4). Ausgehend von einem um den Faktor 86 höheren Treibhausgaspotential von Methan bei einer Zeitspanne von 20 Jahren (IPCC, 2013) entspricht das 73,1 kg CO₂-Äquivalenten.

Die mittels Sedimentinkubationen ermittelten potenziellen Methanproduktionsraten zeigen, dass sich die Methanproduktion lediglich auf die oberen 20 cm des Sedimentes beschränkt. Als potenziell für die Methanemissionen aus einem Stausee relevant wird daher die obere Sedimentschicht mit einer Mächtigkeit von 20 cm betrachtet. Ausgehend von einer Fläche der Wupper-Vorsperre von 200.000 m² entspricht die obere Sedimentschicht einem potenziell relevanten Sedimentvolumen von 40.000 m³ (siehe Abbildung 36). Während der Modellmaßnahme konnte bei der Verlagerung eines Sedimentvolumens von 7 m³ eine Methanmasse von 850 g geerntet werden. Wird dieses Erntepotential auf das potenziell relevante Sedimentvolumen übertragen, ergibt sich für die Wupper-Vorsperre eine extrapolierte Methanernte von 4.850 kg CH₄ bzw. 417.100 kg CO₂-Äquivalente.

| | |
|---|--|
| Potentiell für Methanproduktion und -emission relevantes Sedimentvolumen: | $200.000 \text{ m}^2 * 0,2 \text{ m} = 40.000 \text{ m}^3$ |
| Potentiell entnehmbare Methanmasse: | $40.000 \text{ m}^3 * \frac{0,850 \text{ kg CH}_4}{7 \text{ m}^3} = 4.850 \text{ kg CH}_4$ |

Abbildung 36: Berechnung der potenziell entnehmbaren Methanmasse.

Von einer Breite des Saugkopfes von 0,5 m und einer Länge der Transekte von 60 m ausgehend, wurde bei den Modellmaßnahmen auf einer Fläche von 90 m² Sediment remobilisiert und Methangas geerntet. Pro Quadratmeter konnte während der zweiten Modellmaßnahme mit der verbesserten Anlage also eine Masse von 9.444 mg CH₄/m² geerntet werden. Die spezifische Ausbeute der Modellanlage, also die geerntete Gasmasse bezogen auf die Betriebszeit der Anlage von 24 h, beträgt 393,5 mg CH₄/m²/h. Von einer täglichen Betriebszeit der Modellanlage von 8 h ausgehend, würden pro Tag 3.148 mg CH₄/m²/d geerntet werden. Dies ist etwa 86-mal so viel, wie pro Quadratmeter und Tag an der Wupper-Vorsperre insgesamt emittiert wird. Insgesamt entspricht die geerntete Methanmenge der Menge an Methan, die in 37 Tagen im Sediment produziert wird (siehe Abbildung 37).

| | |
|--|---|
| Aufgefangenes CH ₄ pro Quadratmeter: | $\frac{850 \text{ g CH}_4 * 1000 \frac{\text{mg}}{\text{g}}}{90 \text{ m}^2} = 9.444 \frac{\text{mg CH}_4}{\text{m}^2}$ |
| Spezifische Gasausbeute: | $\frac{9.444 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2}}{24 \text{ h}} = 393,5 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \text{ h}}$ |
| Methanernte pro Tag (8 Arbeitsstunden): | $393,5 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \text{ h}} * 8 \frac{\text{h}}{\text{d}} = 3.148 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \text{ d}}$ |
| Anzahl der Tage der Methanproduktion, die geerntet werden konnten: | $\frac{9.444 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2}}{255 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2 \text{ d}}} = 37 \text{ d}$ |

Abbildung 37: Berechnung der Methanernte pro Betriebsstunde (spezifische Gasausbeute) und Tag sowie der Anzahl der Tage, in der die geerntete Menge Methan in der Wupper-Vorsperre produziert wird.

Im Rahmen der Modellmaßnahme wird das als Gasblasen im Sediment gespeicherte Methangas geerntet, welches überwiegend als Ebullition emittiert wird. Die Abschätzung, wie viele Tage des Blasenanstiegs an der Wupper-Vorsperre während der zweiten Modellmaßnahme verhindert werden konnten, ist in Abbildung 38 dargestellt. Bei der Abschätzung wurde der Durchschnitt des im Verlagerungsbereich (L04) gemessenen Blasenanstiegs von $23,85 \text{ mg/m}^2\text{/d}$ zugrunde gelegt. Im Zuge der zweiten Modellmaßnahme konnte die Menge Methangas, die im Schnitt in 396 Tagen als Blasen aus dem Verlagerungsbereich (90 m^2) aus dem Stausee emittiert wird, gezielt entnommen werden.

| | |
|---|--|
| Aufgefangenes CH ₄ pro Quadratmeter: | $\frac{850 \text{ g CH}_4 * 1000 \frac{\text{mg}}{\text{g}}}{90 \text{ m}^2} = 9.444 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2}$ |
| Anzahl der Tage des Blasenanstiegs, die verhindert werden konnten: | $\frac{9.444 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2}}{23,85 \frac{\text{mg}}{\text{m}^2\text{d}}} = 396 \text{ d}$ |

Abbildung 38: Abschätzung, wie viele Tage des Blasenanstiegs im Verlagerungsbereich durch die Methanernte verhindert werden konnten.

Die Messungen an der Wupper-Vorsperre haben gezeigt, dass sich die Methanproduktion im Sediment nach der Modellmaßnahme nicht geändert hat. Über die Ausgasung als Blasen nach den Modellmaßnahmen kann keine zuverlässige Aussage getroffen werden, da die Vergleichsdaten vor der ersten Modellmaßnahme bzw. nach der zweiten Modellmaßnahme fehlen. Auf Basis der unveränderten Methanproduktion ist eine Veränderung der Ausgasung unwahrscheinlich. Durch die Sedimentverlagerung wird aber das Korngerüst lokal stark verändert. Es ist daher zu untersuchen, inwieweit sich das Speicherverhalten des Sediments nach einer Veränderung der Sedimentstruktur verändert.

Die Modellanlage wurde nach der ersten Maßnahme optimiert, sodass die Ergebnisse der beiden Modellmaßnahmen nicht direkt vergleichbar sind. Eine Aussage, ob bei der zweiten Modellmaßnahme 2021 mehr oder weniger Gas im Sediment gespeichert war, ist daher nicht möglich.

4 Fazit und Ausblick

Im Rahmen des Forschungsprojektes konnte das Verfahren des kontinuierlichen Sedimenttransfers erfolgreich um eine Gasernte ergänzt werden. Bei einer ersten Modellmaßnahme 2020 wurden innerhalb von circa 9 Betriebsstunden 960 kg Sediment verlagert und 410 l Gas (davon 266 l Methan) entnommen. Nach diesem ersten Test wurde die Modellanlage optimiert und 2021 erneut im Feld getestet. Während dieser zweiten Modellmaßnahme konnten innerhalb von circa 24 Betriebsstunden 3.100 kg Sediment verlagert und 2.360 l Gas (davon 1.320 l Methan) geerntet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Gasernte möglich ist und im Rahmen des Forschungsprojektes die Ausbeute schon deutlich optimiert werden konnte. Während der ersten Modellmaßnahme 2020 lag der mittlere Methangehalt im Gas bei circa 63 %, während der zweiten Modellmaßnahme 2021 bei circa 56 %. Für eine Steigerung der Gasausbeute sind noch weitere Optimierungsschritte in den Arbeitsabläufen auf der Plattform und bei den Anlagenkomponenten erforderlich.

Die spezifische Ausbeute betrug während der zweiten Modellmaßnahme 393,5 mg CH₄/m²/h, was einer Tagesleistung (Annahme: 8 Arbeitsstunden) von 3.148 mg CH₄/m²/d entspricht. Somit wurde 86-mal mehr Gas geerntet als pro Tag und Quadratmeter durchschnittlich aus der Wupper-Vorsperre emittiert wird. Im Zuge der zweiten Modellmaßnahme konnte die Menge Methangas, die im Schnitt in 396 Tagen als Blasen aus dem Verlagerungsbereich (90 m²) emittiert wird, gezielt entnommen werden.

Mit den durchgeführten Messungen konnten keine Veränderungen in der Gasproduktion im Sediment nach einer Sedimentverlagerung nachgewiesen werden. Da die Modellanlage nach dem ersten Test verändert wurde, sind die Ergebnisse schlecht vergleichbar. Aussagen zu einer möglichen Veränderung der Gasspeicherung im Sediment sind daher nicht möglich.

Eine Aussage dazu, inwieweit eine Sedimentverlagerung die Gasproduktion im Sediment und die Emission beeinflusst, kann auf Grundlage der durchgeführten Messungen nicht getroffen werden, da die Modellanlage nach dem ersten Test optimiert wurde und somit die Ergebnisse nur begrenzt vergleichbar sind. Hierzu sind weitere Feldversuche erforderlich sowie eine Fortführung des kontinuierlichen Monitorings.

Wird das Sediment, wie beim kontinuierlichen Sedimenttransfer angedacht, hinter das Absperrbauwerk transportiert, wird es in natürlichen Konzentrationen dem Gewässer hinzugegeben. So wird der natürliche Sedimenthaushalt und die Sedimentdurchgängigkeit des Gewässers wiederhergestellt und durch den höheren Sauerstoffgehalt im Unterwasser die Methanproduktion reduziert. Bei einer Umlagerung innerhalb eines Stausees wird die Produktion lediglich lokal verlagert.

Bei der im Rahmen des Projekts eingesetzten Anlage handelt es sich um einen Prototyp, der vor dem wirtschaftlichen Einsatz weiter verbessert werden muss. Im Vordergrund steht hier vor allem die Automatisierung der Anlage sowie die weitere Verbesserung der Methanernte und Sedimentverlagerung. Das bisherige Emissionsvermeidungspotential der Anlage ist daher weiterhin noch deutlich ausbaufähig. Die hier vorgestellten Ergebnisse beziehen sich außerdem speziell auf das Modellgewässer Wupper-Vorsperre. In Gewässern mit anderen

Gegebenheiten wie Sedimentzusammensetzungen (Korngröße, Organischer Anteil, etc.) oder Wassertiefen können sich die erwartete Gasernte und Sedimentverlagerung deutlich unterscheiden. Wasserstandschwankungen beeinflussen, wie bereits erwähnt, die Methanemissionen aus dem Sediment. Wird eine Anlage zur Gasernte an einem Stausee eingesetzt, sollte dieser Einfluss in die Bewirtschaftung des Sees einbezogen werden.

Die Untersuchungen haben untermauert, dass Großteile des im Sediment produzierten und gespeicherten Methangases mittels des entwickelten Verfahrens aufgefangen und so klimaschädliche Emissionen deutlich reduziert werden können. Neben der erwähnten weiteren Optimierung des Verfahrens in Bezug auf Automatisierung und spezifische Ernteleistung ist ein Verfahren zur energetischen Nutzung (regenerative Energiegewinnung) des aufgefangenen Methangases ein Kernpunkt weiterer Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten.

5 Literatur

- ABEN, R.C.H., N. BARROS, E. VAN DONK, T. FRENKEN, S. HILT, G. KAZANJIAN, L.P.M. LAMERS, E.T.H.M. PEETERS, J.G.M. ROELOFS, L.N. de SENERPONT DOMIS, S. STEPHAN, M. VELTHUIS, D.B. VAN DE WAAL, M. WIK, B.F. THORNTON, J. WILKINSON, T. DELSONTRO und S. KOSTEN, 2017. Cross continental increase in methane ebullition under climate change [online]. *Nature communications*, **8**(1), 1682. *Nature communications* [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-017-01535-y
- BEAULIEU, J.J., M.G. MCMANUS und C.T. NIETCH, 2016. Estimates of reservoir methane emissions based on a spatially balanced probabilistic-survey [online]. *Limnology and Oceanography*, **61**(S1). ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.10284
- CRUSIUS, J. und R. WANNINKHOF, 2003. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake [online]. *Limnology and Oceanography*, **48**(3), 1010-1017. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.4319/lo.2003.48.3.1010
- DALE, A.W., D.R. AGUILERA, P. REGNIER, H. FOSSING, N.J. KNAB und B.B. JØRGENSEN, 2008. Seasonal dynamics of the depth and rate of anaerobic oxidation of methane in Aarhus Bay (Denmark) sediments [online]. *Journal of Marine Research*, **66**(1), 127-155. ISSN 00222402. Verfügbar unter: doi:10.1357/002224008784815775
- DEEMER, B.R., J.A. HARRISON, S. LI, J.J. BEAULIEU, T. DELSONTRO, N. BARROS, J.F. BEZERRA-NETO, S.M. POWERS, M.A. DOS SANTOS und J.A. VONK, 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis [online]. *Bioscience*, **66**(11), 949-964. ISSN 0006-3568 [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1093/biosci/biw117
- DELSONTRO, T., D.F. MCGINNIS, B. WEHRLI und I. OSTROVSKY, 2015. Size does matter: importance of large bubbles and small-scale hot spots for methane transport [online]. *Environmental science & technology*, **49**(3), 1268-1276. *Environmental science & technology* [Zugriff am: 25. August 2021]. Verfügbar unter: doi:10.1021/es5054286
- DELSONTRO, T., M.J. KUNZ, T. KEMPTER, A. WÜEST, B. WEHRLI und D.B. SENN, 2011. Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical reservoir [online]. *Environmental science & technology*, **45**(23), 9866-9873. *Environmental science & technology* [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1021/es2005545
- DELWICHE, K. und H.F. HEMOND, 2017. An enhanced bubble size sensor for long-term ebullition studies [online]. *Limnology and Oceanography: Methods*, **15**(10), 821-835. ISSN 1541-5856. Verfügbar unter: doi:10.1002/lom3.10201
- DELWICHE, K., S. SENFT-GRUPP und H. HEMOND, 2015. A novel optical sensor designed to measure methane bubble sizes in situ [online]. *Limnology and*

- Oceanography: Methods*, **13**(12), 712-721. ISSN 15415856 [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lom3.10060
- Deutsches Institut für Normung. DIN 18128:2002, *Baugrund: Untersuchung von Bodenproben: Bestimmung des Glühverlustes* [Zugriff am: 27. November 2020].
- Deutsches Institut für Normung. DIN EN ISO 17892-4:2016, *Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Laborversuche an Bodenproben - Teil 4: Bestimmung der Korngrößenverteilung* [Zugriff am: 27. November 2020].
- DONIS, D., S. FLURY, A. STÖCKLI, J.E. SPANGENBERG, D. VACHON und D.F. MCGINNIS, 2017. Full-scale evaluation of methane production under oxic conditions in a mesotrophic lake [online]. *Nature communications*, **8**(1), 1661. *Nature communications* [Zugriff am: 25. August 2021]. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-017-01648-4
- DÜCK, Y., A. LORKE, C. JOKIEL und J. GIERSE, 2019a. Laboratory and field investigations on freeze and gravity core sampling and assessment of coring disturbances with implications on gas bubble characterization [online]. *Limnology and Oceanography: Methods*, **17**(11), 585-606. ISSN 1541-5856 [Zugriff am: 7. Dezember 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lom3.10335
- DÜCK, Y., L. LIU, A. LORKE, I. OSTROVSKY, R. KATSMAN und C. JOKIEL, 2019b. A novel freeze corer for characterization of methane bubbles and assessment of coring disturbances [online]. *Limnology and Oceanography: Methods*, **17**(5), 305-319. ISSN 1541-5856 [Zugriff am: 7. Dezember 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lom3.10315
- ELWAS-WEB, 2020. *Daten Stauanlagen - Vorsperre Wupper* [online] [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>
- GOLDENFUM, J.A., Hg., 2010. *GHG measurement guidelines for freshwater reservoirs. Derived from: The UNESCO/IHA Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs Research Project*. London: Intern. Hydropower Association (IHA).
- GRASSET, C., R. MENDONÇA, G. VILLAMOR SAUCEDO, D. BASTVIKEN, F. ROLAND und S. SOBEK, 2018. Large but variable methane production in anoxic freshwater sediment upon addition of allochthonous and autochthonous organic matter [online]. *Limnology and Oceanography*, **63**(4), 1488-1501. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.10786
- GRASSET, C., S. MORAS, A. ISIDOROVA, R.-M. COUTURE, A. LINKHORST und S. SOBEK, 2021. An empirical model to predict methane production in inland water sediment from particular organic matter supply and reactivity [online]. *Limnology and Oceanography*. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11905
- GUÉRIN, F. und G. ABRIL, 2007. Significance of pelagic aerobic methane oxidation in the methane and carbon budget of a tropical reservoir [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **112**(G3), n/a-n/a. ISSN 2169-8953. Verfügbar unter: doi:10.1029/2006JG000393

- GÜNTHEL, M., D. DONIS, G. KIRILLIN, D. IONESCU, M. BIZIC, D.F. MCGINNIS, H.-P. GROSSART und K.W. TANG, 2019. Contribution of oxic methane production to surface methane emission in lakes and its global importance [online]. *Nature communications*, **10**(1), 5497. Nature communications [Zugriff am: 25. August 2021]. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-019-13320-0
- HANSON, R.S. und T.E. HANSON, 1996. Methanotrophic bacteria [online]. *Microbiological reviews*, **60**(2), 439-471. ISSN 0146-0749. Verfügbar unter: doi:10.1128/membr.60.2.439-471.1996
- IPCC, 2013. *Climate change 2013. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge und New York: Cambridge University Press.
- JANSEN, J., B.F. THORNTON, A. CORTÉS, J. SNÖÄLV, M. WIK, S. MACINTYRE und P.M. CRILL, 2020. Drivers of diffusive CH₄ emissions from shallow subarctic lakes on daily to multi-year timescales [online]. *Biogeosciences*, **17**(7), 1911-1932. Biogeosciences [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-17-1911-2020
- JOKIEL, C., Y. DÜCK, A. ELICIN, M. DETERING, L. BOLSENKÖTTER und Z. ERIC, 2019. *MELIST. Methanemissionen aus Stauräumen: Ursachen - Vorhersage - Gegenmaßnahmen*. Sachbericht zum Forschungsvorhaben. Köln, Essen.
- JOYCE, J. und P.W. JEWELL, 2003. Physical Controls on Methane Ebullition from Reservoirs and Lakes [online]. *Environmental and Engineering Geoscience*, **9**(2), 167-178. ISSN 1078-7275. Verfügbar unter: doi:10.2113/9.2.167
- KETCHAM, R., 2005. Computational methods for quantitative analysis of three-dimensional features in geological specimens. *Geosphere*, (1), 32-41. Geosphere.
- LAGA, 2004. *Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/ Abfällen. Mitteilung 20*. Länderarbeitsgemeinschaft Abfall.
- LANGENEGGER, T., D. VACHON, D. DONIS und D.F. MCGINNIS, 2019. What the bubble knows: Lake methane dynamics revealed by sediment gas bubble composition [online]. *Limnology and Oceanography*, **64**(4), 1526-1544. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11133
- LEONTE, M., J.D. KESSLER, M.Y. KELLERMANN, E.C. ARRINGTON, D.L. VALENTINE und S.P. SYLVA, 2017. Rapid rates of aerobic methane oxidation at the feather edge of gas hydrate stability in the waters of Hudson Canyon, US Atlantic Margin [online]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **204**, 375-387. ISSN 00167037. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.gca.2017.01.009
- LISS, P.S. und P.G. SLATER, 1974. Flux of Gases across the Air-Sea Interface [online]. *Nature*, **247**(5438), 181-184. Nature. Verfügbar unter: doi:10.1038/247181a0
- MAECK, A., H. HOFMANN und A. LORKE, 2014. Pumping methane out of aquatic sediments – ebullition forcing mechanisms in an impounded river [online].

- Biogeosciences*, **11**(11), 2925-2938. Biogeosciences [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-11-2925-2014
- MAECK, A., T. DELSONTRO, D.F. MCGINNIS, H. FISCHER, S. FLURY, M. SCHMIDT, P. FIETZEK und A. LORKE, 2013. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots [online]. *Environmental science & technology*, **47**(15), 8130-8137. Environmental science & technology. Verfügbar unter: doi:10.1021/es4003907
- MUNLV, 2005. *Ergebnisbericht Wupper. Wasserrahmenrichtlinie in NRW - Bestandsaufnahme*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- NATCHIMUTHU, S., I. SUNDGREN, M. GÅLFALK, L. KLEMEDTSSON, P. CRILL, Å. DANIELSSON und D. BASTVIKEN, 2016. Spatio-temporal variability of lake CH₄ fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates [online]. *Limnology and Oceanography*, **61**(S1), S13-S26. ISSN 00243590 [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.10222
- PRAETZEL, L.S.E., N. PLENTER, S. SCHILLING, M. SCHMIEDESKAMP, G. BROLL und K.-H. KNORR, 2020. Organic matter and sediment properties determine in-lake variability of sediment CO₂ and CH₄ production and emissions of a small and shallow lake [online]. *Biogeosciences*, **17**(20), 5057-5078. Biogeosciences [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-17-5057-2020
- PRATHER, M.J., C.D. HOLMES und J. HSU, 2012. Reactive greenhouse gas scenarios: Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry [online]. *Geophysical Research Letters*, **39**(9), n/a-n/a. ISSN 00948276. Verfügbar unter: doi:10.1029/2012GL051440
- SAWAKUCHI, H.O., D. BASTVIKEN, A.O. SAWAKUCHI, N.D. WARD, C.D. BORGES, S.M. TSAI, J.E. RICHEY, M.V.R. BALLESTER und A.V. KRUSCHE, 2016. Oxidative mitigation of aquatic methane emissions in large Amazonian rivers [online]. *Global change biology*, **22**(3), 1075-1085. Global change biology. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.13169
- SCANDELLA, B.P., C. VARADHARAJAN, H.F. HEMOND, C. RUPPEL und R. JUANES, 2011. A conduit dilation model of methane venting from lake sediments [online]. *Geophysical Research Letters*, **38**(6), n/a-n/a. ISSN 00948276 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1029/2011GL046768
- SMITH, K.A., T. BALL, F. CONEN, K.E. DOBBIE, J. MASSHEDER und A. REY, 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes [online]. *European Journal of Soil Science*, (54), 779-791. European Journal of Soil Science. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0567.x>
- SOBEK, S., T. DELSONTRO, N. WONGFUN und B. WEHRLI, 2012. Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir [online]. *Geophysical Research Letters*, **39**(1), n/a-n/a. ISSN 00948276 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1029/2011GL050144

- THOTTATHIL, S.D., P.C.J. REIS und Y.T. PRAIRIE, 2019. Methane oxidation kinetics in northern freshwater lakes [online]. *Biogeochemistry*, **143**(1), 105-116. ISSN 0168-2563. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10533-019-00552-x
- THOTTATHIL, S.D., P.C.J. REIS, P.A. DEL GIORGIO und Y.T. PRAIRIE, 2018. The Extent and Regulation of Summer Methane Oxidation in Northern Lakes [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **123**(10), 3216-3230. ISSN 2169-8953. Verfügbar unter: doi:10.1029/2018JG004464
- VACHON, D., T. LANGENEGGER, D. DONIS und D.F. MCGINNIS, 2019. Influence of water column stratification and mixing patterns on the fate of methane produced in deep sediments of a small eutrophic lake [online]. *Limnology and Oceanography*, **64**(5), 2114-2128. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11172
- VARADHARAJAN, C. und H.F. HEMOND, 2012. Time-series analysis of high-resolution ebullition fluxes from a stratified, freshwater lake [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **117**(G2), n/a-n/a. ISSN 2169-8953. Verfügbar unter: doi:10.1029/2011JG001866
- WANNINKHOF, R., 2014. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited [online]. *Limnology and Oceanography: Methods*, **12**(6), 351-362. ISSN 1541-5856. Verfügbar unter: doi:10.4319/lom.2014.12.351
- WIK, M., P.M. CRILL, R.K. VARNER und D. BASTVIKEN, 2013. Multiyear measurements of ebullitive methane flux from three subarctic lakes [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **118**(3), 1307-1321. ISSN 2169-8953 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/jgrg.20103
- WILKINSON, J., A. MAECK, Z. ALSHBOUL und A. LORKE, 2015. Continuous Seasonal River Ebullition Measurements Linked to Sediment Methane Formation [online]. *Environmental science & technology*, **49**(22), 13121-13129. Environmental science & technology [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.5b01525
- WILKINSON, J., P. BODMER und A. LORKE, 2019. Methane dynamics and thermal response in impoundments of the Rhine River, Germany [online]. *The Science of the total environment*, **659**, 1045-1057. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.424
- WUPPERVERBAND, 2019. *Wupper-Talsperre* [online] [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter:
[https://www.wupperverband.de/internet/mediendb.nsf/gfx/596E67D01EA1B174C125841D00394B71/\\$file/2019_flyer_wupper-tsp_web.pdf](https://www.wupperverband.de/internet/mediendb.nsf/gfx/596E67D01EA1B174C125841D00394B71/$file/2019_flyer_wupper-tsp_web.pdf)
- YVON-DUROCHER, G., A.P. ALLEN, D. BASTVIKEN, R. CONRAD, C. GUDASZ, A. ST-PIERRE, N. THANH-DUC und P.A. DEL GIORGIO, 2014. Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales [online]. *Nature*, **507**(7493), 488-491. Nature [Zugriff am: 3. Dezember 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1038/nature13164

Anhang

A Veröffentlichungen

Studentische Abschlussarbeiten

Engel, S. (2020): „Optimierung und Weiterentwicklung eines Konzepts zur Aufnahme und Analyse von Methan aus Sedimentablagerungen“. Bachelor Thesis

Püttmann, P. (2020): „Entwicklung eines Verfahrens zur Injektion eines Gasgemisches in einen Dreiphasen-Förderstrom“. Bachelor Thesis

Aring, J. (2021): „Analyse und Auswertung der sedimentologische Situation der Wupper-Vorsperre“. Bachelor Thesis

Veröffentlichte oder eingereichte wissenschaftliche Publikationen, Konferenzbeiträge

Tagung der Deutschen Limnologischen Gesellschaft (DGL): Offermann, M., Bolsenkötter, L., Marcon, L., Schreiber, F., Lorke, A., Jokiel, C., Detering, M. (2021): Entwicklung eines Verfahrens zur Methanelimination aus Stauräumen.

Eingereicht:

19. Deutsches Talsperren Symposium 2022: Backes, L., Offermann, M., Marcon, L., Schreiber, F., Lorke, A., Jokiel, C., Detering, M. (2021): Methanemissionen und Sedimentation an Stauanlagen – Herausforderungen und Lösungsmöglichkeiten.

Presse

Presse

Büllesbach, S. (06. April 2020): „Hückeswagen als Versuchsobjekt – Wupper-Vorsperre ist jetzt ein Forschungsprojekt“. RP online; https://rp-online.de/nrw/staedte/hueckeswagen/hueckeswagen-wupper-vorsperre-ist-jetzt-ein-forschungsprojekt_aid-49878177

Mitteilung auf der Homepage der TH Köln: https://www.th-koeln.de/hochschule/methangasernte-aus-stauseen_77071.php

Informationsposter

Seit dem 07.04.2020 sind an der Wupper-Vorsperre vier Informationsposter zum Forschungsprojekt für die Öffentlichkeit angebracht worden.

Social Media

Instagram und Facebook Account TH Köln:

<https://www.instagram.com/p/CEtOq3al7YC/>

B Impressionen der Modellmaßnahme 2020



Abbildung 39: Transport der Schwimmkörper zum Stausee



Abbildung 40: Aufbau der Arbeitsplattform auf dem See



Abbildung 41: Entnahme von Gefrierkernen aus der Wupper-Vorsperre



Abbildung 42: Fertigstellung der Arbeitsplattform mithilfe eines Autokrans



Abbildung 43: Arbeitsplattform auf der Wupper-Vorsperre

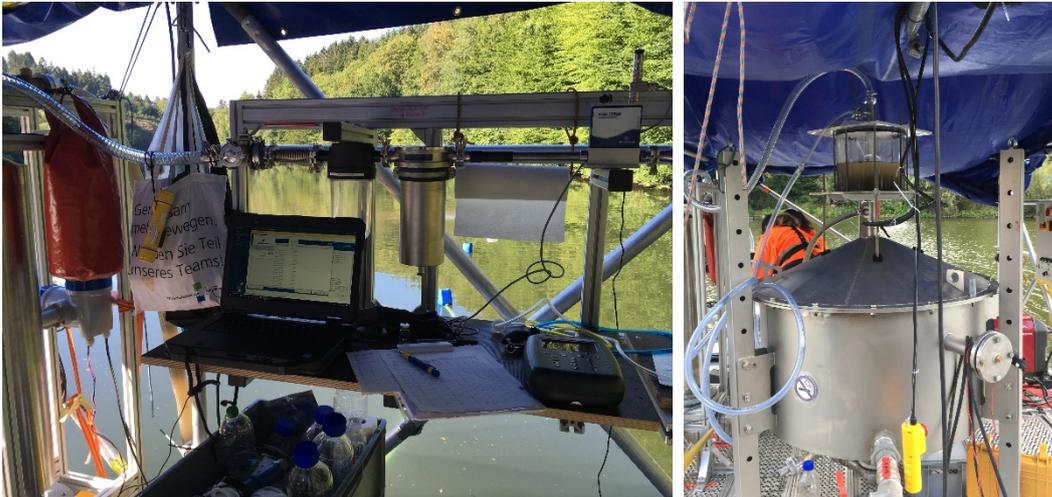


Abbildung 44: links: Gasmessstrecke; rechts: Gasabscheider mit Plexiglasbehälter

C Tabellen

Tabelle 8: Ergebnisse der Gaschromatographie von zwei während des Prototyptests 1 2020 entnommenen Gasproben

| Probe | Front Detector | | | Back Detector | | | | |
|------------|---------------------|----------------------|----------------------|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| | CO ₂ [%] | H ₂ S [%] | N ₂ O [%] | H ₂ [%] | CO ₂ [%] | O ₂ [%] | N ₂ [%] | CH ₄ [%] |
| Gasbag 5-a | 1,438 | n.a. | n.a. | 0,1117 | 1,3408 | 4,9015 | 24,8251 | 70,5443 |
| Gasbag 5-b | 1,4213 | n.a. | n.a. | 0,1149 | 1,3181 | 5,1353 | 25,5659 | 70,5108 |
| Gasbag 8-a | 0,3992 | n.a. | n.a. | n.a. | 0,3697 | 0,3697 | 50,9678 | 44,6425 |
| Gasbag 8-b | 0,3973 | n.a. | n.a. | n.a. | 0,3614 | 0,3614 | 51,1226 | 44,8799 |

Tabelle 9: Gehalt an gelöstem CH₄ [mg/L] in den Wasserproben, die vor und nach dem Gasabscheider (GS) genommen wurden

| | Proben-Nr. | Prototyptest 1 | | Prototypetest 2 | |
|------------|------------|--|---|--|---|
| | | gelöstes CH ₄ [mg/L] vor GS | gelöstes CH ₄ [mg/L] nach GS | gelöstes CH ₄ [mg/L] vor GS | gelöstes CH ₄ [mg/L] nach GS |
| Transekt 1 | 1 | 3,244 | 1,021 | 1,301 | 2,762 |
| | 2 | 0,153 | 0,276 | 0,383 | 0,811 |
| | 3 | 0,282 | 0,278 | 1,847 | 0,838 |
| | 4 | 0,19 | 0,138 | 0,044 | 0,058 |
| | 5 | 0,112 | 0,068 | 2,048 | 1,138 |
| | 6 | 0,262 | 0,157 | 0,198 | 0,559 |
| | 7 | | | 2,872 | 2,771 |
| | 8 | | | 1,092 | 2,117 |
| Transekt 2 | 1 | 0,316 | 0,411 | | |
| | 2 | 0,207 | 0,295 | | |
| | 3 | 0,052 | 0,043 | | |
| | 4 | 0,078 | 0,058 | | |
| | 5 | 0,092 | 0,065 | | |
| | 6 | 0,149 | 0,14 | | |
| | 7 | 1,041 | 1,31 | | |
| | 8 | 0,564 | 0,411 | | |
| Transekt 3 | 1 | 0,168 | 0,095 | 0,986 | 0,532 |
| | 2 | 1,902 | 0,970 | 3,493 | 3,964 |
| | 3 | 0,038 | 0,044 | 0,404 | 0,804 |
| | 4 | 0,212 | 0,162 | 0,036 | 0,064 |
| | 5 | 0,868 | 0,876 | 3,634 | 3,408 |
| | 6 | 0,263 | 0,284 | 1,027 | 1,775 |
| | 7 | | | 6,71 | 2,349 |
| | 8 | | | 0,732 | 1,591 |
| | 9 | | | 0,772 | 1,438 |
| | 10 | | | 0,032 | 0,143 |
| | 11 | | | 1,226 | 2,153 |
| | 12 | | | 2,894 | 3,023 |
| Transekt 4 | 1 | | | 2,584 | 2,909 |
| | 2 | | | 0,644 | 0,696 |
| | 3 | | | 0,244 | 0,997 |
| | 4 | | | 0,122 | 0,126 |
| | 5 | | | 2,863 | 1,839 |
| | 6 | | | 4,508 | 3,306 |
| | 7 | | | 3,159 | 2,8 |
| | 8 | | | 2,813 | 1,854 |
| | 9 | | | 0,839 | 0,883 |
| | 10 | | | 0,203 | 0,193 |
| | 11 | | | 3,099 | 1,686 |
| | 12 | | | 2,548 | 2,53 |

Technische Hochschule Köln
Gustav-Heinemann-Ufer 54
50968 Köln
www.th-koeln.de

Technology
Arts Sciences
TH Köln

Universität Koblenz-Landau
Fortstraße 7
76829 Landau
www.uni-koblenz-landau.de



D-Sediment GmbH
Weberstraße 10
59368 Werne
www.d-sediment.com



Gefördert durch:

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de