



universität
wien

DIPLOMARBEIT / DIPLOMA THESIS

Titel der Diplomarbeit / Title of the Diploma Thesis

„Persistenz von Stickstoffverbindungen in
Hochmoortorfmesokosmen“

verfasst von / submitted by

Alexander Meidl

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Magister der Naturwissenschaften (Mag. rer. nat.)

Wien, 2019 / Vienna, 2019

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 190 456 423

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Lehramtstudium
UF Geographie und Wirtschaftskunde
UF Chemie

Betreut von / Supervisor:

Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Stephan Glatzel

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und nur die ausgewiesenen Hilfsmittel verwendet habe. Diese Arbeit wurde weder an einer anderen Stelle eingereicht, noch von anderen Personen vorgelegt.

Alexander MEIDL

Wien, September 2019

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei meinem Betreuer Professor Glatzel und seinem Team vom Institut Geoökologie bedanken, die sich für meine Anliegen Zeit genommen haben und mir im Zweifelsfall mit hilfreichen Ratschlägen zur Seite gestanden sind.

Außerdem möchte ich meiner Familie, Freunden, KollegInnen meiner Schule und Verwandtschaft für den stetigen Beistand, die aufmunternden, motivierenden Worte Dank aussprechen.

Der größte Dank gilt meiner Partnerin Klara Döber, die sich aufopferungsvoll meine Texte für diese Arbeit durchgelesen hat. Vielen Dank für deine Lösungs- und Verbesserungsvorschläge.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
1.1 Der Stickstoffkreislauf in unserer Umwelt	3
1.2 Umweltchemische Charakteristika der verschiedenen Verbindungen.....	6
1.3 Torfmoos als biologisches Abbaumaterial von Stickstoffverbindungen	8
1.4 Problemdarstellung	12
1.5 Ziele dieser Diplomarbeit	13
2. Methodik.....	14
2.1 Vorstellung des Untersuchungsgebiets	14
2.2 Probennahme der Torfmooskerne	16
2.3 Aufbau und Ablauf des Mesokosmenexperiments	17
2.3.1 Grundidee eines Mesokosmenexperiments.....	17
2.3.2 Aufbau und Funktionsweise der Versuchsanordnung.....	18
2.3.3 Ablauf des Mesokosmenexperiments	20
2.3.4 Probennahme und -Aufbewahrung	20
2.4 Berechnung und Eintrag des Stickstoffs	22
2.4.1 Auswahl eines geeigneten Analyten	22
2.4.2 Stickstoffdeposition in das Pürgschachener Moor bzw. das Mesokosmensystem .	22
2.4.3 Stöchiometrische Berechnung der Stickstoffdeposition für das Mesokosmensystem	25
2.5 Methoden zur Analyse der Moorwasserproben	26
2.5.1 Photometrische Analyse der Nitrat-Ionen nach SCHNETGER & LEHNERS.....	26
2.5.2 Photometrische Analyse der Nitrit-Ionen nach Griess	28
2.5.3 Photometrische Analyse der Ammonium-Ionen nach Berthelot	28
2.5.4 DOC und TNb Analyse	29
2.5.5 Analyse von Begleitparameter.....	31

3. Ergebnisse der Analysen.....	32
3.1 Photometrische Analyse.....	32
3.1.1 Nitrat	33
3.1.2 Nitrit	34
3.1.3 Ammonium	35
3.2 DOC Analyse.....	36
3.3 TNb Analyse	37
3.4 Chemische und physikalische Begleitparameter ausgewählter Proben	38
4. Diskussion.....	40
4.1 Methodenkritik.....	40
4.2 Photometrische Analyse.....	43
4.3 DOC Analyse.....	48
4.4 TNb Analyse	49
4.5 Exkurs: Anmerkungen für zukünftige Experimentierdurchführungen.....	50
4.6 Fazit.....	51
5. Zusammenfassung / Abstract	53
5.1 Zusammenfassung	53
5.2 Abstract.....	54
6. Quellenverzeichnis.....	55
6.1 Literaturverzeichnis	55
6.2 Abbildungsverzeichnis	60
6.3 Tabellenverzeichnis	62
7. Anhang.....	63
7.1 Kalibrierfunktionen der photometrischen Analysen	63
7.2 Primärdaten aus den Analysen.....	65
7.2.1 Photometrische Nitrat-Analyse	65

7.2.2 Photometrische Nitrit-Analyse	67
7.2.3 Photometrische Ammonium-Analyse.....	68
7.2.4 DOC- und TNb-Analyse.....	69

1. Einleitung

Der Düngemiteleinsatz für die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung steigt weltweit tendenziell immer weiter an. Dadurch besteht laut WHO eine Gefährdung der Trinkwasserreserven und eine potenzielle Gefahr für Schutzgebiete, wie zum Beispiel für Moore. Es gibt Initiativen, das Torfmoos der Moore und andere organische Naturkomponenten für die Schmutzwasserreinigung zu verwenden. Diese anthropogen geschaffenen Anlagen werden Constructed Wetlands genannt.

Diverse Publikationen, die als Grundlage für diese Diplomarbeit dienen, weisen auf nitratbelastete Böden und die dadurch entstehenden mikrobiologischen Abbauprodukte hin.

Am einfachsten lassen sich Nitrate im Boden und Grundwasser verhindern, indem die Quellwassergebiete vor landwirtschaftlichem Düngemiteleintrag geschützt werden. Die Ausbringung von organischen (zB. Gülle) sowie anorganischen Düngemitteln (zB. Stickstoffsalze) als auch die momentanen Bodenbearbeitungsmethoden der Landwirtschaft gelten als Ursprung für diese Belastungen. (vgl. WHO 2011: 176, 179)

Folgende Grenzwerte von Stickstoffverbindungen im Trinkwasser wurden von der WHO definiert:

		WHO 2011
Name des Stoffes	Summenformel	Grenzwert [mg L ⁻¹]
Nitrat	NO ₃ ⁻	50
Nitrit	NO ₂ ⁻	3
Ammonium	NH ₄ ⁺	---
Harnstoff	CH ₄ N ₂ O	---

Tabelle 1: Trinkwassergrenzwerte der WHO zu ausgewählten Stickstoffverbindungen

Vor allem im Brunnenwasser von intensiv bewirtschafteten Landwirtschaftsflächen liegt die Konzentration von Nitrat-Ionen nahe am Grenzwert. Keine oberen Limits wurden durch die WHO für Ammonium und Harnstoff im Trinkwasser festgelegt, da für diese Verbindungen derzeit keine gesundheitsbeeinträchtigenden Konzentrationen festgestellt wurden. (WHO 2011: 313, 398f.)

Stickstoffdüngung ist wesentlich für die Sicherung von Ernteerträgen. Die weltweite Stickstoffbilanz zeigt einen regelmäßigen Überschuss an eingebrachtem Stickstoff in den Boden. Das ist der Fall, wenn die Pflanzen nicht die komplette Menge an Düngemitteln umsetzen können. Es gibt regionale Unterschiede, wie hoch der Überdüngungsfaktor

tatsächlich ist bzw. wie sich das Überangebot auf die Umwelt auswirkt. (vgl. GROß 2012: 451-453)

Es stellt sich die Frage, wie persistent diese im Übermaß eingetragenen Stickstoffverbindungen im Boden bzw. im Grundwasser sind und ob sie mit ökologisch verträglichen Methoden in unschädlichere Stoffe umgewandelt werden können.

Die Gliederung der Diplomarbeit soll eine logische Abfolge der Auseinandersetzung mit dem Thema darstellen. Im Folgenden wird auf die Stickstoffquellen in unserer Umwelt, auf die ökologischen Auswirkungen der Stickstoffverbindungen und auf die Möglichkeiten zur Entfernung dieser Verbindungen eingegangen. Anschließend wird die Methodik der Herangehensweise für die Untersuchungen und Experimentieranordnungen erklärt. Es folgen die Ergebnisse der Analysen in Diagrammen. Diese werden kritisch betrachtet und diskutiert und mit Literatur belegt. Am Schluss wird zur Forschungsfrage und den -Hypothesen Stellung bezogen.

Die Suchmaschinenplattform U:SEARCH der Universitätsbibliothek Wien zeigt im Februar 2019 in etwa 70.000 Treffer in wissenschaftlichen Abhandlungen zur Thematik „Stickstoffbelastung in Gewässersystemen“ vor allem in englischer Sprache. Unter den Suchbegriffen „constructed wetlands“ und „nitrogen“ werden in etwa 10.700 Werke vorgefunden. Für die wichtigsten Schlagwörter dieser Diplomarbeit („peat“, „nitrogen deposition“, „persistence“) werden nur noch ca. 700 Abhandlungen ausschließlich in Form von Peer Reviewed Journals vorgeschlagen. Beim Vergleich dieser Zahlen ist zu erkennen, dass die Thematik dieser Diplomarbeit noch nicht in umfassender Weise empirisch erforscht wurde.

1.1 Der Stickstoffkreislauf in unserer Umwelt

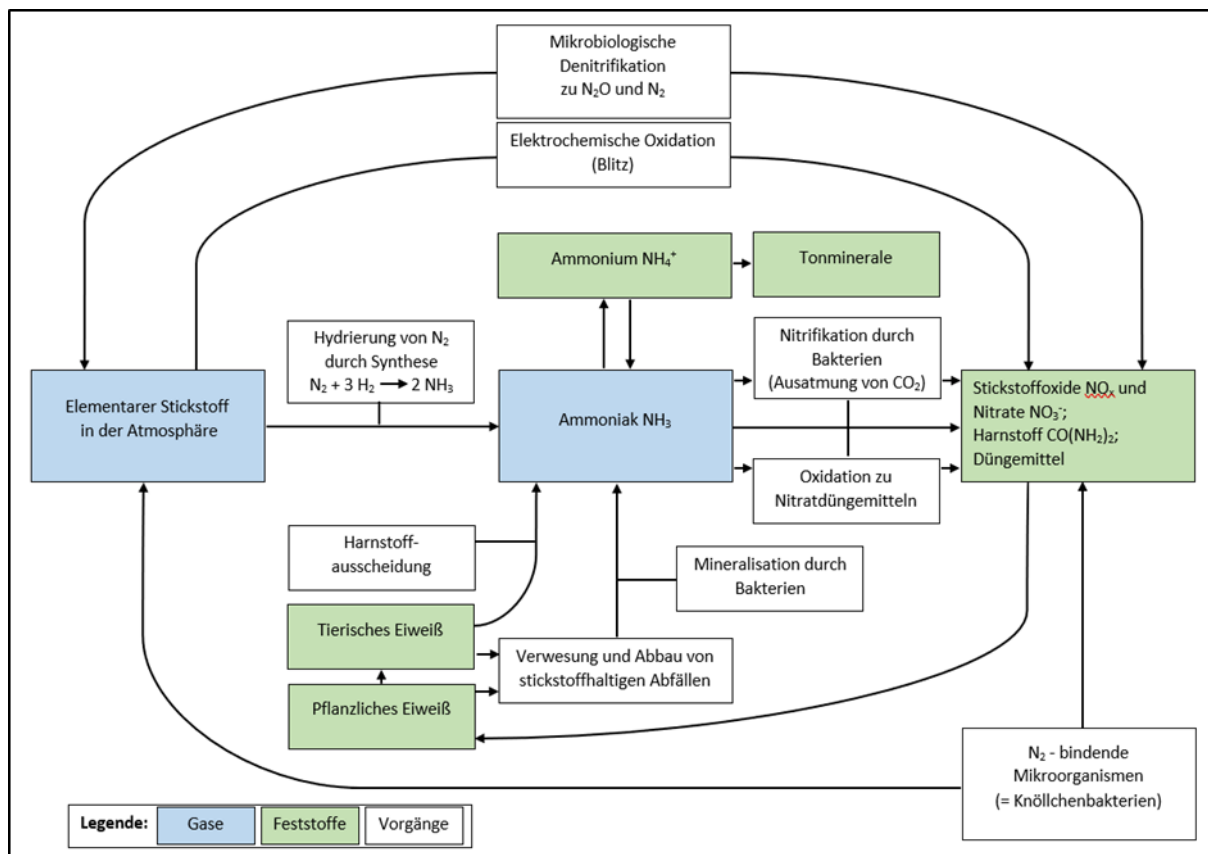


Abbildung 1: Der Kreislauf des Stickstoffs
(Quelle: HOPP 2018: 33; ergänzt durch BLIEFERT 2002³: 176; eigene Darstellung)

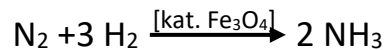
Der Stickstoffkreislauf in Abb. 1 zeigt den Austausch von Stickstoffverbindungen im Zuge (bio-) chemischer Umwandlungen zwischen Atmosphäre und Biosphäre. Es ist eine schematische Zusammenfassung über die natürlichen und anthropogenen Umwandlungsprozesse des Stickstoffatoms.

Das größte Reservoir an Stickstoff besitzt die atmosphärische Schicht, in ihr befindet sich hauptsächlich N_2 . Anorganisch gebunden ist Stickstoff in Salzen und (Ton-) Mineralien. Organisch gebundener Stickstoff befindet sich in Pflanzen und (Mikro-) Organismen. (vgl. BLIEFERT 2002³: 174f.)

Elementarer Stickstoff N_2 ist unter Normalbedingungen reaktionsträge. In der Natur sind wenige Mikroorganismen in der Lage, elementaren Stickstoff zu fixieren. Das N_2 Molekül wird in eine Ionenverbindung umgewandelt, damit Pflanzen (Leguminosen mithilfe von Knöllchenbakterien) bzw. Blaualgen (Cyanobakterien) diese Mineralstoffe assimilieren können. Danach werden in biochemischen Prozessen Stickstoffatome in die Molekülstruktur organischer Verbindungen eingefügt. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 416f.; BLIEFERT 2002³: 175; HOPP

2018: 123-125, 130)

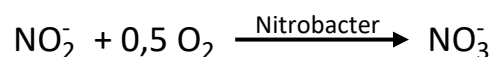
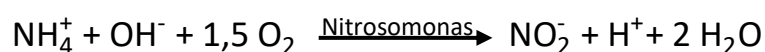
Die technisch wichtigste Fixierungsmöglichkeit von Stickstoff aus der Atmosphäre erfolgt über das Haber-Bosch Verfahren. Dazu wird der Luftstickstoff mithilfe von Eisenoxid-Katalysatoren unter einem Druck von ca. 300 bar dreifach hydriert. Es entsteht die für die Düngemittelproduktion zentrale Ausgangsverbindung NH_3 . Dieses Ammoniak ist bei Standardbedingungen ein Gas und löslich in Wasser. (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 494-497)



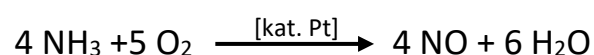
Auf natürliche Weise entsteht Ammoniak durch die Verwesung bzw. den Abbau von stickstoffhaltigen Abfällen. Enthalten ist es zudem in organischen Verbindungen als Stoffgruppe der Amine (Harnstoffe, Proteine, ...). (vgl. HOPP 2018: 126)

Der reaktionsträge Stickstoff kann durch eine weitere Möglichkeit aus der Atmosphäre fixiert werden. Bei hohen Temperaturen und der Anwesenheit von Sauerstoff wird eine Oxidation bewirkt. Auf natürliche Weise geschieht das über Blitzeinschläge im verhältnismäßig sehr geringen Ausmaß bezüglich der Nitratemission. Die anthropogene Quelle für Stickoxide ist durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern gegeben. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 422)

Nitrate entstehen durch die biogene sowie anthropogen bedingte Nitrifikation von Ammoniak bzw. Ammonium. Der enzymatische Prozess findet über eine zweistufige exotherme Reaktion statt. Im ersten Schritt entsteht Nitrit durch Nitrosomonas Bakterien, das weiter mithilfe von Nitrobacter zu Nitrat oxidiert wird. Der erste Schritt ist stärker energiebegünstigt als der zweite: (vgl. SIGG & STUMM 1994: 422; HOPP 2018: 265)



Die Oxidation von Ammoniak bzw. Ammonium-Ionen ist auch technisch zur Herstellung von Salpetersäure von Bedeutung. Die Umsetzung von Ammoniak mit Sauerstoff erfolgt bei ca. 900°C mithilfe eines Platinnetz-katalysators. Es entstehen unter exothermen Bedingungen Stickstoffmonoxid und das Nebenprodukt Wasser. Dieses sogenannte Ostwald-Verfahren ist eine günstigere und schnellere Alternative, anstatt den Oxidationsprozess aus elementarem Stickstoff bzw. mit bakterieller Hilfe aus Ammoniak zu starten: (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 503)



Um die Ausgangsbasis für die Herstellung der Salpetersäure zu schaffen muss das Stickstoffmonoxid aus dem Ostwald-Verfahren oxidiert werden. Dabei entsteht Stickstoffdioxid NO_2 , das aufgrund der Reaktionsbedingungen überwiegend zu Distickstofftetraoxid N_2O_4 dimerisiert: (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 508)



Aus Distickstofftetraoxid wird Salpetersäure HNO_3 durch weitere Oxidationsreaktionen in mehreren Zwischenschritten unter leicht erhöhtem Druck und Temperatur hergestellt. Die Teilgleichungen sind in einer Reaktionsgleichung zusammengefasst. Salpetersäure ist der zweitwichtigste Rohstoff für die Düngemittelproduktion nach Ammoniak: (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 508f.)



Neben den bereits genannten Stickstoffverbindungen des natürlichen Kreislaufs fehlt noch Distickstoffmonoxid N_2O bzw. Lachgas. Chemisch betrachtet ist es ein reaktionsträges Gas, das erst bei hohen Temperaturen über 600°C bzw. mithilfe von UV-Licht reaktiv wird. In der Stratosphäre ist es am Abbau der Ozonschicht beteiligt. Zudem wird es als Treibhausgas eingestuft. (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 502f.)

Lachgas ist ein flüchtiges Zwischenprodukt und wird bei Zersetzung von Biomasse, sprich Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsprozessen, im feuchten Milieu gebildet. Der Hauptemittent ist die Landwirtschaft, insbesondere in tropischen Gebieten bei hoher Temperatur und Feuchtigkeit bildet sich N_2O . Aufgrund seiner Reaktionsträgheit ist eine signifikante Erhöhung des Partialdrucks von Lachgas in der Atmosphäre seit dem 20. Jahrhundert nachweisbar. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 421f.; BLIEFERT 2002³: 174-177)

Der Stickstoffkreislauf wird in der heutigen Zeit stark von der Produktion und Ausbringung von Düngemitteln geprägt. Die Verteilung der verschiedenen Stickstoffverbindungen in Boden, Wasser und Luft ist durch die Intensivierung der Landwirtschaft verzerrt worden. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 416f.)

Generell ist zu erwähnen, dass Düngemittel tierischen Ursprungs den technisch hergestellten Mineraldüngern aufgrund des niedrigeren Stickstoffanteils unterlegen sind. Rindergülle hat unverdünnt einen Stickstoffanteil von ca. 4,2 % während Ammoniumnitrat als fester Kunststoffdünger theoretisch einen Anteil von bis zu 35 % aufweist. Der geringere

Stickstoffgehalt muss sich jedoch nicht immer nachteilig auswirken. Je nach Bedarf der landwirtschaftlichen Bodenbeschaffungen und pflanzlichen Anforderungen ist die mineralische oder organische Düngemethode vorzuziehen bzw. zu kombinieren. (vgl. HOPP 2018: 251, 270-273)

1.2 Umweltchemische Charakteristika der verschiedenen Verbindungen

Moore sind wasserabhängige, anaerobe Feuchtgebiete. Der Wasserhaushalt wird je nach Typ des Moores von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Ohne Dauernässe würden diese Ökosysteme mit zunehmender Zeit ihren gebundenen Kohlenstoff in Form von Kohlenstoffdioxid verlieren. (siehe WWF 2011)

Wasser ist aufgrund seiner gewinkelten, polaren Molekülstruktur ein gutes Lösungsmittel für hydrophile Stoffe. Es ist zudem das einzige Molekül auf der Erde, welches in allen drei Aggregatzuständen verfügbar ist. (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 460)

Für Lebewesen ist Wasser eine der wichtigsten chemischen Verbindungen. Auch kleinste Organismen sind davon abhängig. Daher ist es notwendig, dass Schadstoffe dieser Lebensgrundlage möglichst fernbleiben. Die WHO veröffentlicht in regelmäßigen zeitlichen Abständen Ratschläge zum Umgang mit (Trink-) Wasser. (siehe WHO 2011)

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft werden an den Mooren angrenzende Feuchtwiesen entwässert. Diese zusätzlichen Flächen waren vor der Nutzbarmachung eine Art Pufferzone zum Moor. Ohne diese Übergangszone können verschiedenste Stoffe (zB. Düngemittel) ins Moor gelangen, welche das Ökosystem aus dem biochemischen Gleichgewicht bringen. (vgl. COLDITZ 1994: 12f.)

Handelt es sich dabei um Gülle bzw. Jauche, so ist es bei geringer Kalkpufferung möglich, dass sich durch die enthaltenen Stickstoffverbindungen (insbesondere Ammoniak) der pH-Wert im angrenzenden Feuchtgebiet erhöhen kann (vgl. HOPP 2018: 255, 269-274).

Schadstoffe sind laut FÖRSTNER (2012⁸: 119) „[...] *umweltgefährliche Stoffe oder Zubereitungen, die selbst oder deren Umwandlungsprodukte geeignet sind, die Beschaffenheit des Naturhaushaltes, von Wasser, Boden oder Luft, Klima, Tieren, oder Mikroorganismen derart zu verändern, dass dadurch sofort oder später Gefahren für die Umwelt herbeigeführt werden können.*“

Schadstoffe definiert die BROCKHAUS ENZYKLOPÄDIE ähnlich: „[...] in der Umwelt vorhandene chemische Stoffe, die für Mensch, Tier und Pflanze schädlich sind oder auf ein Ökosystem beziehungsweise auf Sachgüter ungünstige Wirkung haben.“

In den beiden Definitionen für Schadstoffe wird nicht direkt auf die dosisabhängige Wirkung derer hingewiesen. Für jeden Stoff gilt laut dem Mediziner und Philosophen PARACELSUS (1589: 509):

„Alle Dinge sind Gift, und nichts ist ohne Gift; allein die dosis machts, daß ein Ding kein Gift sei.“

Da Moore Feuchtgebiete sind, wird die dortige Fläche aufgrund von Raumordnungskriterien nicht bebaut, sondern nach Entwässerung des Bodens mehrheitlich landwirtschaftlich genützt. Somit ergibt sich vorwiegend eine land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzung der umgebenden Gebiete. (COLDITZ 1994: 9f.)

Im Folgenden werden nun im Detail die geoökologischen und umweltchemischen Auswirkungen von ausgewählten Stickstoffverbindungen im Wassermilieu erläutert.

Ammoniak NH_3 reagiert, in Wasser gelöst, basisch. Sollte der pH-Wert einer solchen Lösung sauer sein, befindet sich darin verhältnismäßig wenig Ammoniak. Mit zunehmender Versauerung steigt die Konzentration an Ammonium-Ionen. Folglich entscheidet der pH-Wert, welche Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind. (vgl. RIEDEL & JANIAK 2015⁹: 495) Ammoniak ist bis auf Ausnahme bestimmter Mikrolebewesen für aerobe Organismen giftig. Es kann durch die kovalente Bindung an Kohlenstoffdioxid im Zuge des Stoffwechsels als Harnstoff ausgeschieden werden. (vgl. HOPP 2018: 140, 171)

Ammonium-Ionen sind hingegen für den Organismus nicht toxisch. Der Mensch kann zum Beispiel diese Ionen nützen, um den Stickstoffbedarf zum Aufbau von nicht-essenziellen Aminosäuren zu decken. (vgl. HOPP 2018: 124)

In reinem Wasser sollten nur $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ Ammonium-Ionen vorkommen. Bestimmte Fischarten gelten als sehr sensibel in Bezug auf die Ammonium - bzw. Ammoniakkonzentration. Ersteres ist ungiftig, während Ammoniak bereits ab 1 mg L^{-1} für Fische tödlich sein kann. (vgl. POHLING 2015: 8)

Nitrate sind Düngemittel für (Wasser-) Pflanzen. Eine erhöhte Nitratkonzentration kann vermehrtes Algenwachstum bedingen. In weiterer Folge eutrophieren langsam fließende bzw.

stehende Gewässer. Dieser Prozess wird auch „Kippen“ genannt. Es fehlt der Sauerstoff, den die Bakterien für das aerobe Zersetzen der abgestorbenen Pflanzenteile benötigen. (vgl. HOPP 2018: 169; vgl. POHLING 2015: 205f.)

Für den menschlichen Organismus sind Nitrat-Ionen nicht akut giftig. Erst bei einer Exposition über längere Zeiträume kann es zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen kommen. Das Nitrat-Ion wird im Menschen zu Nitrit reduziert. Für Erwachsene besteht eine erhöhte Chance auf eine Krebserkrankung, da im Körper beim Stoffwechselprozess Nitrosamine entstehen. Kleinkinder sind gefährdet an Blausucht (Methämoglobinämie) zu erkranken, aufgrund von Sauerstoffunterversorgung kann dies zum Tod führen. (vgl. POHLING 2015: 206)

Obwohl das Nitrit-Ion dem Nitrat-Ion in der Zusammensetzung ähnelt, ist es aufgrund seiner rascheren Bioverfügbarkeit toxischer für die Umwelt. Begründet wird diese Eigenschaft durch die höhere Reaktionsfreudigkeit dieser Verbindung. Folglich können bei übermäßiger Exposition von Nitrit dieselben Erkrankungen folgen wie bei Nitraten. (vgl. POHLING 2015: 217)

1.3 Torfmoos als biologisches Abbaumaterial von Stickstoffverbindungen

Es gibt verschiedenste Verwendungszwecke und Arten von Constructed Wetlands. Sie werden zur Aufnahme unterschiedlicher Arten von Abwasser (Industrie, Landwirtschaft,...) und zum Abbau von unerwünschten Stoffen eingesetzt. Das Abwasser soll mithilfe von natürlich vorkommenden Stoffen physikalisch und (bio-) chemisch gereinigt werden. (vgl. STEFANAKIS et al. 2014: 17)

IRWIN et al. (2018) definieren in ihrer Studie zum Kostenaufwand für die Errichtung und Betreibung diese Anlagen folgendermaßen:

„Constructed wetlands [...] are an engineered form of wetland that utilizes the natural environment – soil, organisms, and vegetation – as a form of water treatment, mimicking a naturally occurring wetland. These wetlands act as a filter to remove excessive pollutant [...] and can be especially effective with non-point sources of contamination“ (IRWIN et al. 2018: 1063 – zitiert nach KADLEC & WALLACE 2008).

Folgende Unterteilungen zu den Arten von Constructed Wetlands lassen sich treffen (siehe STEFANIKAS 2014):

- Free Water Surface Constructed Wetlands
- Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands

- Vertical Flow Constructed Wetlands
- Hybrid Constructed Wetlands
- Floating Treatment Wetlands

Für diese Diplomarbeit sind die Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCW's) von Bedeutung, da sie dem Experimentieraufbau ähneln:

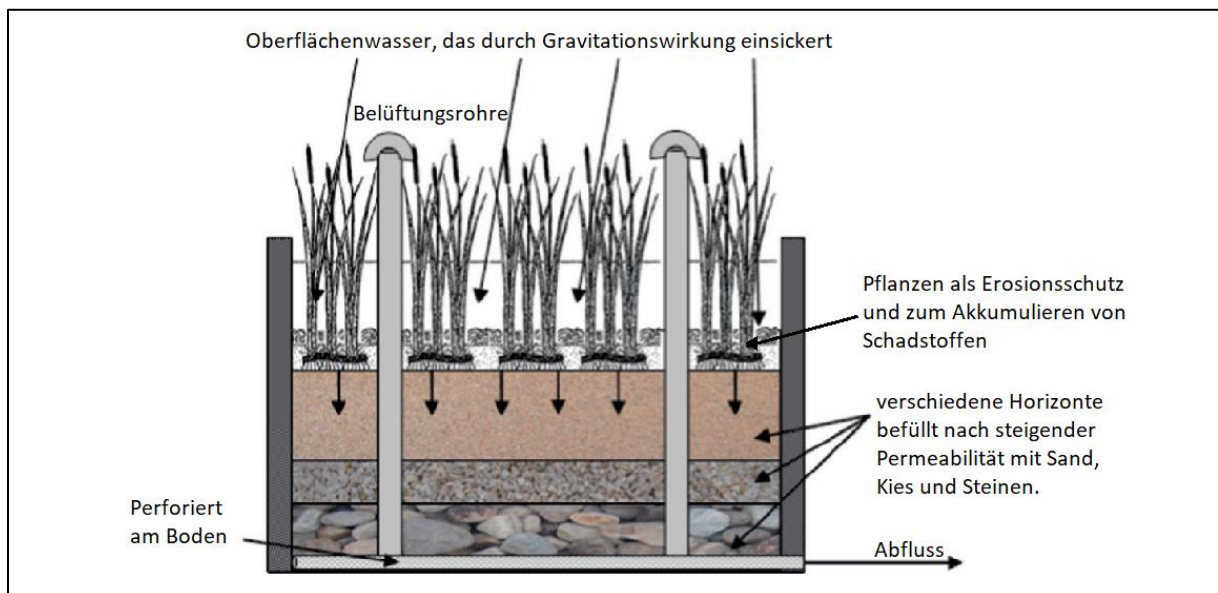


Abbildung 2: Schematischer Aufbau einer VFCW Anlage

(Quelle: STEFANAKIS et al. 2014: 22; eigene Darstellung)

Anhand der Abb. 2 ist zu entnehmen, dass das (verschmutzte) Oberflächenwasser die verschiedenen Horizonte passiert. Angetrieben wird dieser Effekt durch die Gravitationswirkung. In diesem Beispiel werden Sand, feiner Kies und Stein mit unterschiedlicher Durchlässigkeit übereinandergeschichtet. Die Belüftungsrohre gewähren eine Frischluftzufuhr, die es in den meisten natürlichen Ökosystemen nicht gibt. Bei anoxischen VFCW's müssen diese Belüftungsmöglichkeiten ausbleiben, ansonsten ergibt sich ein aerobes Milieu. Die Wurzeln der Pflanzen dienen als Erosionsschutz. Zudem kann mit einer gezielten Pflanzenauswahl eine erste Assimilation der zu entfernenden Stoffe erfolgen (zB. Nitrate). Der Abfluss aus der Anlage erfolgt über den aufgebauten Wasserdruck durch die Schwerkraft. Zusätzlich soll das System mit geringer Neigung (ca. 1 %) angelegt werden, sodass sich der Abfluss am tiefsten Punkt befindet. (vgl. STEFANAKIS et al. 2014: 22)

Wie erfolgt die Umwandlung von Stickstoffverbindungen in Constructed Wetlands im Detail?

Der Abbau von Stickstoffverbindungen ist abhängig vom Bodenmilieu, der Temperatur, dem pH-Wert und dem Redoxpotential. Die Verfügbarkeit von Sauerstoff spielt ebenfalls eine Rolle. (vgl. AMHA & BOHNE 2011: 293)

Am häufigsten untersucht wurden in Zusammenhang mit dem Stickstoffabbau Böden der Landwirtschaft und Wälder. Das passiert einerseits um den Stickstoffbedarf der Flächen zu ermitteln und andererseits um die quantitative Freisetzung von Stickstoffgasen, insbesondere das Treibhausgas N_2O , zu analysieren. (vgl. AMHA & BOHNE 2011: 294)

Seltener wurden Torfmoosböden auf ihre Abbaumöglichkeiten von Stickstoffverbindungen getestet. In der Landwirtschaft sind sie wichtig für die Anbauflächen von Gewächshausanlagen. (vgl. AMHA & BOHNE 2011: 294)

Dennoch ist Torfmoos als Abbaumedium etwas Besonderes. Es unterscheidet sich wesentlich von anderen Bodentypen durch einen (vielfach) erhöhten Kohlenstoffanteil und der geringen Wasserdurchlässigkeit. (vgl. KLEIMEIER et al. 2018: 355)

Die lange Verweildauer des Wassers und der hohe organische Anteil wirken sich positiv auf den Abbau von Stickstoffverbindungen aus. Mehrere Studien haben sich mit der Thematik der Eignung von degradiertem Torf für Constructed Wetlands befasst wie zum Beispiel GUNES K. (2007) zur Thematik der Abwasserbehandlung von Restaurants, AMHA und BOHNE (2011), KLEIMEIER et al. (2014) mit der Eignung von degradiertem Torf für Constructed Wetlands, sowie JIN et al. (2017). Sie kommen zum Schluss, dass Torfmoosböden ein geeignetes Medium für die Umwandlung von Stickstoffverbindungen sind.

Andere geeignete Stoffe für Constructed Wetlands sind Hackschnitzel aus Holz, Stroh, Grünschnitt bzw. Maiskolben. Hier können Nitrate aufgrund der höheren Permeabilität schwieriger absorbiert werden. Bessere Ergebnisse in der Umwandlung von Stickstoffverbindungen werden erzielt, wenn nitratbelastetes Abwasser durch alle vier genannten Medien fließt. Zudem konnte aufgezeigt werden, dass bei steigender Temperatur (14°C bzw. 23,5°C) eine höhere Denitrifizierungsrate erzielt werden kann. (vgl. CAMERON & SCHIPPER 2010: 1589, 1592)

KLEIMEIER et al. (2018) haben diese Methodik bei degradiertem Torfmoos angewendet. Sie erzielten ähnliche Ergebnisse, die aber aufgrund der methodischen Unterschiede nicht vergleichbar sind. Es wird in ihrer Studie darauf verwiesen, dass die Denitrifikationsrate, je nach Eingangskonzentration, pH-Wert, Durchflussrate und Temperatur unterschiedlich ist.

Beim Abbau von Stickstoffverbindungen wird in der Fachliteratur hauptsächlich dem Denitrifikationsprozess von Nitrat Beachtung geschenkt. Die chemischen und biologischen Möglichkeiten werden im Folgenden definiert.

BLIEFERT (2002³: 315) nennt drei Möglichkeiten um Nitrat im Boden abzubauen: Die Aufnahme der Nitrat-Ionen durch Pflanzen, die Immobilisierung sowie die Denitrifizierung. Letztere geschieht durch anaerobe Bakterien im anoxischen Bereich.

Diese Varianten sind natürliche Abbaumechanismen, die kooperativ je nach Standort agieren. Bei der Assimilation durch Pflanzen wird der anorganische Stickstoff in Form von organischen Molekülen gebunden (vgl. SIGG & STUMM 1994: 421).

Die Immobilisierung erfolgt physikalisch über die Löslichkeit von Nitrat-Salzen. Ebenso erfolgt kein Ionenaustausch mit dem Bodenmaterial, sodass der Auswaschungsprozess beschleunigt wird. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 421)

POHLING (2015: 206) bestätigt: „Nitrate und Nitrite sind sehr gut lösliche Salze, die vom Boden weder absorbiert noch adsorbiert werden. Dadurch wandern sie leicht in das Grundwasser und kontaminieren es.“

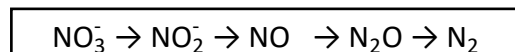
Anorganische bzw. organische Düngemittel aus Stickstoffverbindungen sind generell sehr gut in Wasser löslich (siehe WILLMES 2001² bzw. DGUV 2019):

Name des Stoffes	Summenformel	WILLMES 2001 ²	DGUV 2019
		Löslichkeit [g L ⁻¹]	Löslichkeit [g L ⁻¹]
Ammoniumnitrat	NH ₄ NO ₃	ca. 1650	1877
Kaliumnitrat	KNO ₃	350	316
Natriumnitrat	NaNO ₃	ca. 1000	874
Harnstoff	CH ₄ N ₂ O	1000	1000

Tabelle 2: Löslichkeitstabelle von Düngemittelbestandteilen bei 293K

Zu beachten ist die Tatsache, dass die Löslichkeit für einen neutralen pH-Wert gilt. Das heißt, es sind Abweichungen in saurem bzw. alkalischem Milieu zu erwarten.

Beim Denitrifikationsprozess wird durch Mikroorganismen Nitrat über Reduktionsstufen zu elementarem Stickstoffgas umgewandelt (vgl. SIGG & STUMM 1994: 294):



Die Bakterien nutzen im anoxischen Milieu die Sauerstoffatome des Nitrats bei der Oxidation von organischem Material. Im Zuge dieses exergonen Prozesses wird Energie frei, welche für Reproduktionsmaßnahmen verwendet wird. Die Mikroorganismen sind dabei die

Katalysatoren für den Denitrifikationsprozess. Nicht die Bakterien selbst, sondern ihre Enzyme besitzen eine katalytische Funktion. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 292)

Nitrat-Ionen können durch Mikroorganismen zu Ammonium-Ionen reduziert werden. Dieser Prozess findet in natürlicher Umgebung kaum statt. Die Denitrifikation zu N_2O und schließlich N_2 ist am bedeutendsten. (vgl. SIGG & STUMM 1994: 295)

Damit kann ausgeschlossen werden, dass bei einer erhöhten Nitratkonzentration im Boden durch Denitrifizierung die Ammoniumwerte steigen, sondern eher N_2 ausgasen wird.

1.4 Problemdarstellung

Aus den vorangegangenen Erläuterungen geht hervor, dass stickstoffbasierte Düngemittel bei zeitgerechtem Einsatz einen positiven Effekt auf die landwirtschaftliche Fruchtkultur haben. Folglich wird beim Einsatz anorganischer und organischer Düngemethoden bei unzureichender Gesetzgebung nicht sparend umgegangen. Es entsteht ein Überschuss im Bodenbereich, der von den Pflanzen nicht vollständig assimiliert werden kann. Trotz stetiger Steigerung der Düngemittel, kann es in nachfolgenden Jahren zu abnehmenden Ertragszuwächsen kommen. (vgl. HOPP 2018: 251-255)

Ammonium- und Nitrat-Ionen finden sich in den meisten stickstoffbasierten Düngemitteln wieder. Sowohl im anorganischen Kunstdünger, als auch in organischen Düngemitteln ist dies der Fall. (vgl. HOPP 2018: 252, 269-271)

Obwohl es Berechnungsmöglichkeiten für die Ausbringung von Düngemitteln auf Flächen gibt, kann der tatsächliche Düngemiteleinsatz abweichen. Zum Beispiel bei Rindergülle, die nur begrenzt lagerbar ist und trotzdem ganzjährig anfällt. (vgl. HOPP 2018: 96, 255, 271-273)

Der Einsatz von Düngemitteln ist nicht in jeder Region gleich geregelt, sodass die Auswirkungen auf die Umwelt nicht überall gleich sind. (vgl. WHO 2011: 402)

Bei unzureichender Bepflanzung und geringster Hangneigung ist infolge von Niederschlägen auf landwirtschaftlichem Grund mit einem Oberflächenabfluss von Schmutzwasser zu rechnen (vgl. HOPP 2018: 94).

Folglich kann das (düngemittelbelastete) Bodenmaterial erodiert werden. Eine Kontamination von benachbarten (Naturschutz-) Gebieten ist damit möglich.

Nitrate können sich bedingt durch Überdüngung bzw. Viehhaltung im Grundwasser anreichern. Eine zu hohe Konzentration kann Erkrankungen beim Menschen und anderen Organismen hervorrufen. (WHO 2011: 176, 179f., 398) Es gibt Ideen mithilfe von Constructed Wetlands diese Überkonzentrationen zu minimieren (siehe KLEIMEIER et al. 2018)

Die Bodengrundlage für diese Diplomarbeit ist Torf. Er unterscheidet sich von den anderen Böden durch einen hohen Kohlenstoffgehalt (vgl. KLEIMEIER et al. 2018: 355).

Folgende Forschungsfrage soll mit den Forschungshypothesen beantwortet werden:

Wie persistent sind Stickstoffverbindungen in Hochmoortorfmesokosmen?

Folgende Hypothesen haben sich ergeben. Sie sollen den Forschungsprozess begleiten.

- Bei einem Eintrag von Ammoniumnitrat in mesokosmische Torfkerne wird die Konzentration dieser Ionen mit fortlaufender Zeit abnehmen.
- Mit zunehmendem Eintrag an Ammoniumnitrat pro Niederschlagsmenge steigt die Konzentration des Analyten in den gezogenen Proben an.
- Die Diffusion der eingetragenen Ionen ist aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit bis in 25 cm Tiefe gegeben.

1.5 Ziele dieser Diplomarbeit

Das Ziel dieser Diplomarbeit ist zum einen eine Auseinandersetzung mit der vorhandenen Literatur, um herauszufinden, wie sich Stickstoffverbindungen in Böden verhalten. Zum anderen wird die Wirkung anorganischer Stickstoffverbindungen in Mooren in kostengünstiger Art und Weise experimentell überprüft. Die Versuche sollen einen Einblick geben, wie man methodisch bei solchen Analysen vorgeht bzw. was vermieden werden sollte. Die Ergebnisse sollen als Basis für weitere Forschungsansätze dienen.

2. Methodik

In diesem Kapitel wird erklärt, wie beim Untersuchungsprozess von der Planung bis zur Analyse vorgegangen wurde. Es folgt eine kurze Vorstellung des Untersuchungsgebiets, die Methodik der Probennahme der Torfkerne, ein Überblick über die Experimentieranordnung, die Berechnung für den Chemikalieneintrag in die Torfkerne und abschließend die Analysemethoden der gezogenen Wasserproben.

2.1 Vorstellung des Untersuchungsgebiets

Die Torfkerne für das Mesokosmenexperiment entstammen ursprünglich dem Pürgschachener Moor im Ennstal.

Das Moor befindet sich im Gemeindegebiet Ardning im Norden der Steiermark an der Grenze zu Oberösterreich. Im Norden führen mit der B149 und der A9 zwei Hauptverkehrsstraßen am Moor vorbei. Im Süden eine Bahnstrecke. Etwa acht Kilometer entfernt liegt Liezen mit einem Bevölkerungsstand von 8191 Einwohnern, der gesamte Bezirk beheimatet 80082 Personen (siehe STATISTIK AUSTRIA 2018a & b).

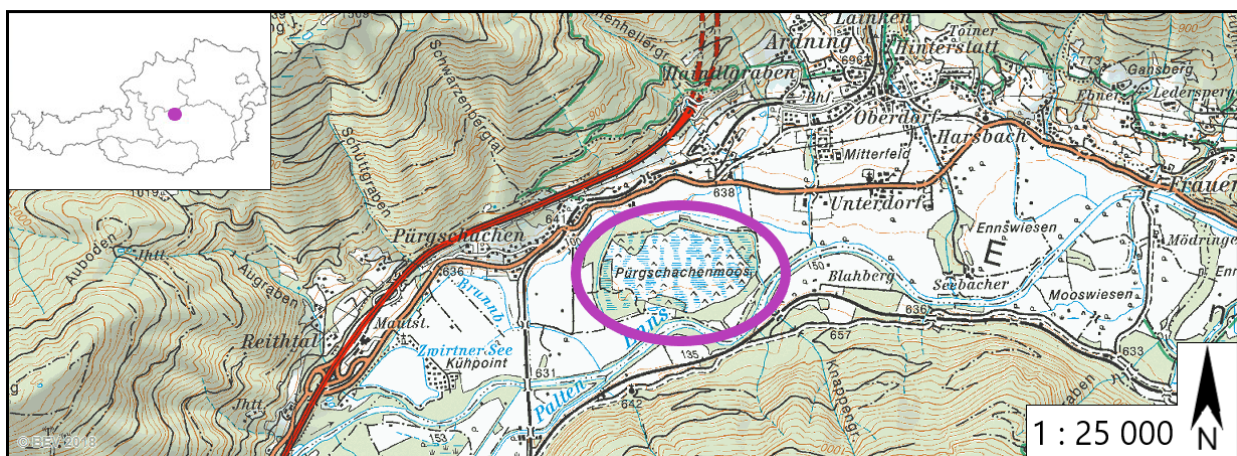


Abbildung 3: Lagekarte Pürgschachener Moor im Ennstal
(Quelle: <http://www.austrianmap.at/> [13.02.2019]; eigene Darstellung)

Die klimatischen Verhältnisse sind für die Gemeinde Irdning, die ca. 25 km westlich von Ardning liegt, bei der ZAMG von 1981 bis 2010 erfasst und analysiert. Die Jahresdurchschnittstemperatur lag 2018 bei 9,7°C. Das ist eine um 1,5°C höhere Temperatur als im langjährigen Mittel. Die Hauptmenge an Niederschlag fällt in den Sommermonaten. Die Wintermonate sind niederschlagsarm. Der Jahresniederschlag beträgt 1057 L m⁻². (vgl. ZAMG 2017)

Das auf 628m befindliche Moorgebiet ist seit 1860 von 110 ha auf bis zu 62 ha geschrumpft (vgl. WINTEREDER 2017: 3, 5, 64). Die umliegenden Flächen des Moores werden landwirtschaftlich zur Futtermittelproduktion für die Viehhaltung genützt (siehe Luftbild Abb. 4).

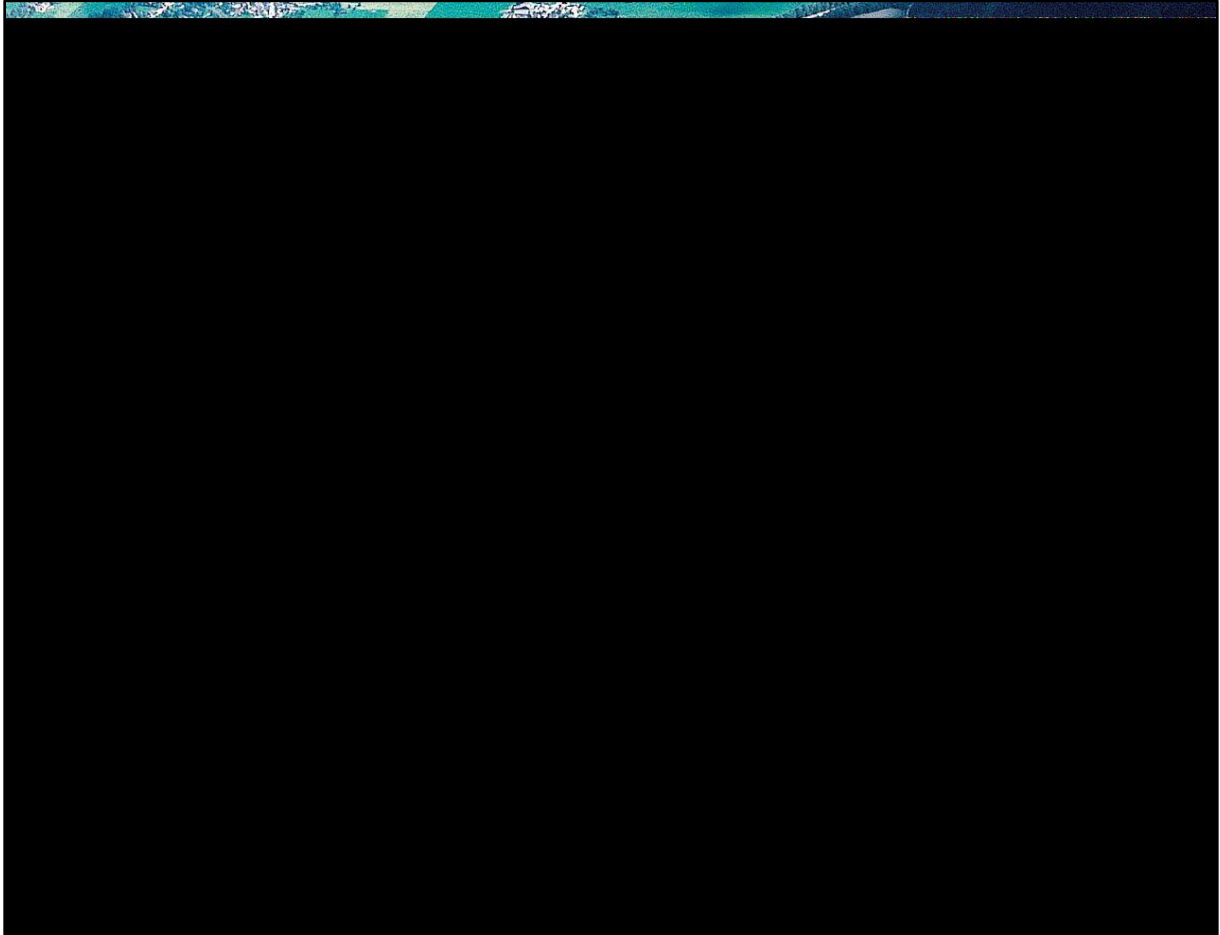


Abbildung 4: Pürgschachener Moor; Luftbildaufnahme mit Blickrichtung Osten
(Quelle: <https://www.moor-ardning.at/bilder> [13.02.2019])

2.2 Probennahme der Torfmooskerne

Das Torfmoos für das Mesokosmenexperiment wurde dem Pürgschachener Moor am 10.07.2018 durch das Projektteam rund um Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Stephan Glatzel entnommen. Als Probenstandort wurde das Zentrum des Moors gewählt. Die exakten Koordinaten lauten 47°34'48.6"N 14°20'48.6"E (siehe Abb. 5). (vgl. GLATZEL 2019)

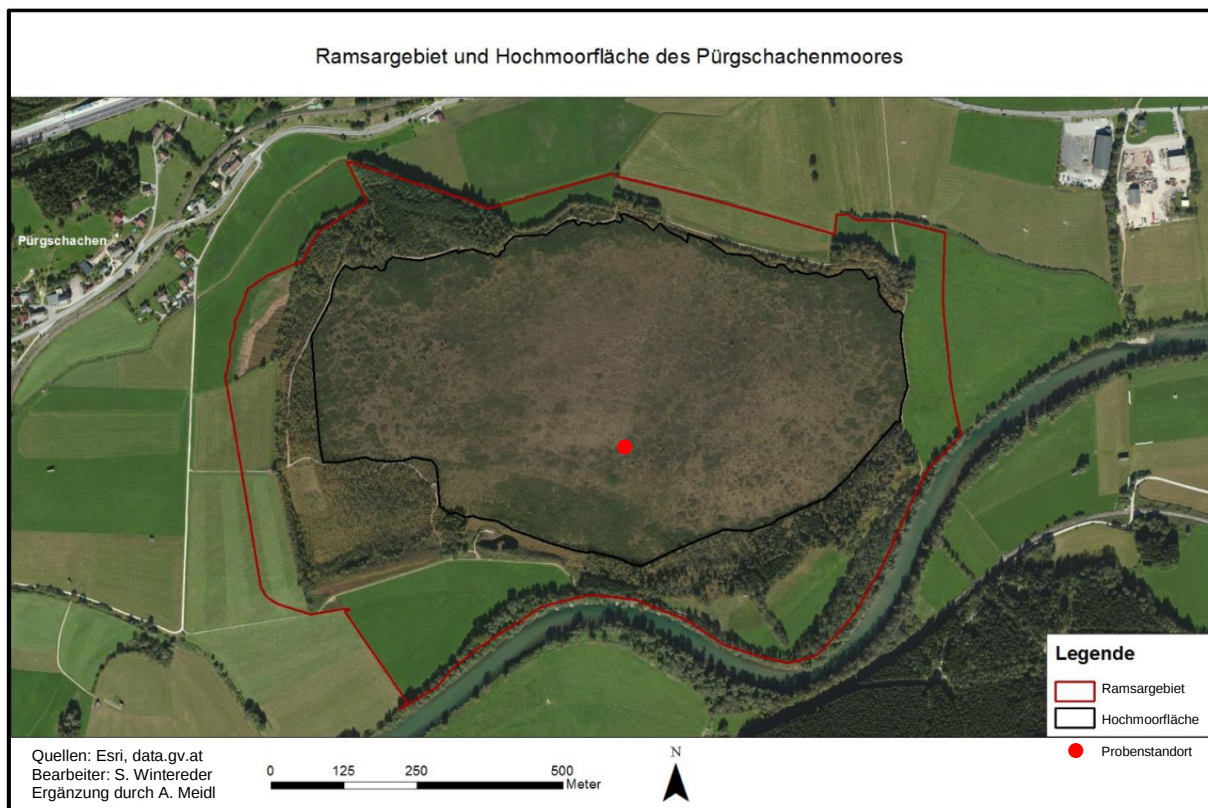


Abbildung 5: Probenstandort innerhalb der Hochmoorfläche (Quelle: WINTEREDER 2017: 6; eigene Darstellung)

Am Probenstandort überwiegen Torfmoose und Gräser. Latschengewächse sind in anderen Vegetationszonen des Moores anzutreffen. (vgl. WINTEREDER 2017: 58f.)

Durch den zentralen Entnahmepunkt ist davon auszugehen, dass die Probe möglichst frei von Störungseinflüssen ist.

Es gibt zwei Arten, um eine Bodenprobe zu ziehen. Die Qualität der Proben wird durch fünf Güteklassen nach DIN 4021 bestimmt (vgl. LANGE et al. 2017: 231f.):

- Mit der ungestörten Variante können aus der Bodenprobe im Fall der Güteklasse 1 Korngefüge, Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt, Dichte des feuchten Bodens, Wasserdurchlässigkeit, Steifemodul und Scherfestigkeit festgestellt

werden. Güteklasse zwei ist der ersten annähernd ähnlich. Bei Güteklasse drei sind Schichtenfolge, Kornzusammensetzung und Wassergehalt feststellbar.

- Bei der gestörten Variante entspricht die Bodenprobe nach der Entnahme nicht mehr ihrem natürlichen Ursprung. Der Probenkörper ist in Güteklasse vier unverändert in Schichtenfolge und Kornzusammensetzung. Güteklasse fünf entspricht einer unvollständigen Probe.

Die Probe für das Mesokosmenexperiment wurde ungestört entnommen. Durch den Entnahmevorgang kann es jedoch vorkommen, dass das lockere Torfmoos komprimierter als in der natürlichen Umgebung ist. Die Proben werden der Güteklasse H3 zugeordnet. (vgl. GLATZEL 2019)

Die ungestörte Probennahme von Torfmoos ist aufgrund von Verflechtungen der Wurzeln und der lockeren Bodenbeschaffung schwierig. Deshalb kann von einer Probennahmequalität der Güteklasse drei ausgegangen werden. Die Torfmoosproben mit einer Stichlänge von rund 50cm wurden in sechs PVC-Abflussrohre überführt. Danach wurde eine Seite der Rohre mittels einer Kappe abgedichtet und diese in das Institut für Geoökologie der Universität Wien transportiert.

2.3 Aufbau und Ablauf des Mesokosmenexperiments

In diesem Kapitel wird der Begriff „Mesokosmos“, sowie der Aufbau und Ablauf des Experiments beschrieben.

2.3.1 Grundidee eines Mesokosmenexperiments

In einem online verfügbaren Nachschlagewerk wird ein Mesokosmos beschrieben als:

„[...] teilgeschlossene experimentelle Anlage im Freiland zur Simulation biologischer, chemischer, physikalischer Prozesse. Mesokosmen stellen durch die Möglichkeit eines replikativen Ansatzes eine methodische Brücke zwischen Labor-Experimenten und Freilandbeobachtungen (Freilandexperimente) dar.“ (SPEKTRUM.DE 1999)

LAMPERT und SOMMER (1999²: 18) definieren Mesokosmen als isolierte Ausschnitte der natürlichen Umwelt, welche durch künstliche Materialien von der Umwelt abgegrenzt worden sind.

SCHAEFER (2012⁵: 169) definiert einen Mesokosmos für aquatische Systeme ausführlicher als:

„[...] experimentelles ökologisches System von mittlerer Größe, zwischen der Dimension eines Mikrokosmos und der eines Makrokosmos. In der Limnologie und Ozeanographie ist ein M. (Anm. Mesokosmos) ein isolierter, durch künstliche Barrieren (z. B. durchsichtige Kunststofffolie [sic!]) begrenzter Ausschnitt aus dem natürlichen Lebensraum – meist dem freien Wasserkörper. Diese Mesokosmen enthalten (als Enclosure) bestimmte Gemeinschaften oder sie schließen sie aus (Exclosure).“

Aus diesen Beschreibungen ergibt sich eine eigene Definition:

Mesokosmen sind vereinfachende Experimentieranordnungen der Biologie, Umweltchemie und Geoökologie, die einen Kompromiss zwischen Mikro- und Makrokosmos darstellen. Ihr Vorteil liegt in der hohen Reproduzierbarkeit bei der Simulation ökologischer Prozesse aufgrund von Verwendung (teil-) geschlossener Systeme im Labor, die eventuelle externe Störfaktoren im Freiland ausschließen können.

Ein Salzwasseraquarium ist beispielsweise ein Mesokosmos des Meeres.

2.3.2 Aufbau und Funktionsweise der Versuchsanordnung

Die Schichthöhe der einzelnen Torfkerne in den PVC-Abflussrohren beträgt bei allen Proben in etwa 50 cm. Die Proben weisen unterschiedliche Bewuchsintensität durch moortypische Gräser auf. Hier unterscheidet sich der gewählte Versuchsaufbau von KLEIMEIER et al. (2018: 2f.). Sie verwendeten homogenisiertes Torfmoos, damit das eingetragene Wasser nicht einen unerwünschten Bereich des verwendeten Behältnisses durchfließt.

Für diese Diplomarbeit wurde folgender Experimentieraufbau verwendet:



Abbildung 6: Adaptiertes PVC-Rohr für Mesokosmenexperiment

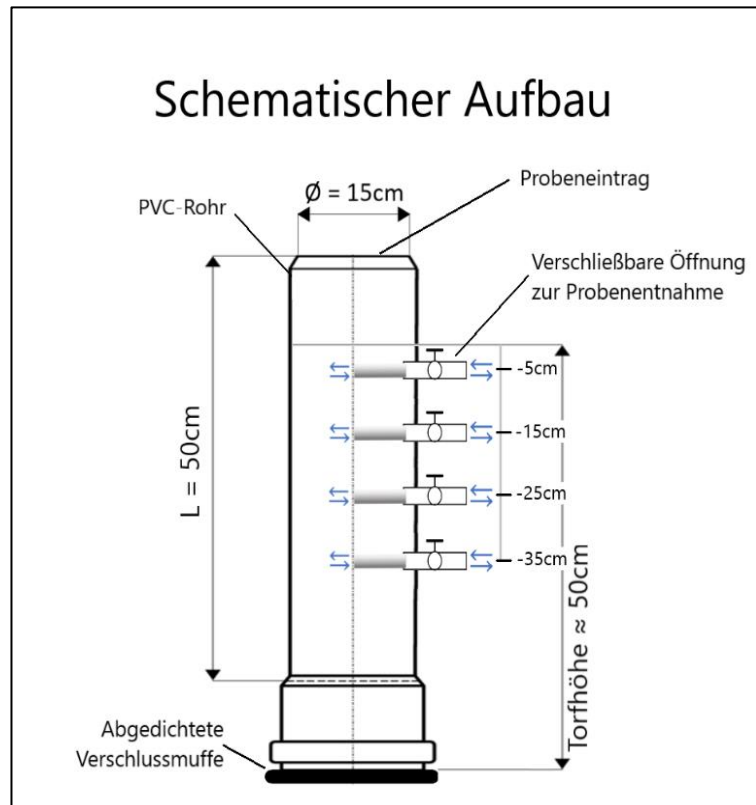


Abbildung 7: Schematischer Aufbau des Mesokosmos (Quelle: www.heizman24.de [24.05.2019]; eigene Darstellung)

In das PVC-Rohr wurden abhängig von der Torfhöhe im Abstand von 5, 15, 25 und 35 cm Löcher mit 8 mm Durchmesser gebohrt. Darin wurden gelochte Infusionsschläuche in Art eines Drainagerohres in die Mitte des Rohres eingeschoben. Es empfiehlt sich den Durchmesser des Bohrlochs um einen Millimeter kleiner zu bohren, damit der Schlauch das Bohrloch abdichtet. Außerhalb des PVC-Rohres wurde ein Dreiwegehahn an den Infusionsschlauch angeschlossen. Schlauch und Dreiwegehahn sind eigentlich für medizinische Anwendungen gedacht. Vor Inbetriebnahme der Schläuche wurden diese mit Moorwasser freigespült, um Durchgängigkeit zu gewährleisten.

Damit kein Wasser durch Schwerkraft entweichen kann, wurde eine Abschlussmuffe an das untere Ende aufgesetzt und zusätzlich mit handelsüblichem Heißkleber abgedichtet.

Auf das Torfmoos im oberen Bereich erfolgt der Probeneintrag mit einer gefrorenen Ammoniumnitratlösung (353 mL). Damit das Torf unter den kühlen Temperaturen nicht leidet, wurden PVC-Ringe als Abstandhalter auf die Torfmoosoberfläche gegeben.

Um die Feuchtigkeit im Torf einigermaßen konstant zu halten, wurde vor dem eigentlichen Versuch in regelmäßigen Zeitabständen der Torfstich im PVC-Rohr mit Moorwasser bewässert. In Abb. 6 ist im Hintergrund ein weißes Lüftungsgitter zu erkennen. Es dient zur

Klimatisierung des Raumes und sorgt für eine konstante Temperatur während des Experiments.

2.3.3 Ablauf des Mesokosmenexperiments

Das Experiment ist in insgesamt vier Teilphasen zu etwa je einer Woche gegliedert. Die erste Woche ist gleichbedeutend mit einer Test-Phase, in welcher das Forschungsdesign erprobt wurde. In den drei verbleibenden Wochen wurden Probenlösungen entnommen.

Etwa alle sieben Tage soll ein simulierter kalter Herbstregen in Form von gefrorener Ammoniumnitrat-Lösung auf die fünf Torfmoos-Mesokosmen einwirken (vgl. Peticzka 2018). Für die dritte Woche wurde der Probeneintrag aus organisatorischen Gründen um einen Tag vorverlegt. Die Konzentration dieser Lösungen kann zwischen 25 und 100 kg Stickstoff pro ha variieren. In manchen der verwendeten Torfkernen wurde Moorwasser ohne Ammoniumnitrat eingetragen. Gestartet wird der Eintrag bei Zeitpunkt -171 h. Die Probennahme erfolgt erst ab Zeitpunkt 0 h. In Tab. 3 ist ersichtlich zu welchem Zeitpunkt welche Konzentration in welchen Torfkern eingetragen wurde:

Zeitpunkt	Torfkern #1	Torfkern #2	Torfkern #3	Torfkern #4	Torfkern #5
-171 h	25 kg N/ha	-----	25 kg N/ha	25 kg N/ha	-----
-145 h	-----	25 kg N/ha	-----	-----	25 kg N/ha
±0 h	Moorwasser	25 kg N/ha	Moorwasser	Moorwasser	50 kg N/ha
+168 h	25 kg N/ha	50 kg N/ha	25 kg N/ha	25 kg N/ha	50 kg N/ha
+312 h	100 kg N/ha	100 kg N/ha	50 kg N/ha	25 kg N/ha	50 kg N/ha

Tabelle 3: Übersicht des Probeneintrags mit der jeweiligen Konzentration zu den festgelegten Zeitpunkten

Die Umgebungstemperatur schwankt während des Experiments zwischen 18 und 20°C. Die Experimentieranordnung befindet sich in einem Raum mit Tageslichteinfall.

Nach Beendigung des Experiments sollen die PVC-Rohre geöffnet werden. Dabei soll die Beschaffenheit der Torfkerne nach diesem Experiment beurteilt werden.

2.3.4 Probennahme und -Aufbewahrung

Die Probennahme erfolgte händisch an den Dreiwegehähnen der PVC-Rohre. Es wurden hauptsächlich Proben aus einer Tiefe von -25 cm entnommen. In der Pretest-Phase des Experiments wurde festgestellt, dass sich diese Tiefe aufgrund des ausreichenden Wasserdrucks und der damit verbundenen geringen Zeitdauer am besten eignet. KLEIMEIER et

al. (2018: 258-260) haben zudem bewiesen, dass erst ab einer Tiefe von ca. -15 cm ein anaerobes Milieu gegeben ist.

Bei den höhergelegenen Entnahmestellen dauerte die Probennahme im Vorfeld wesentlich länger, obwohl vor der ersten Probennahme alle relevanten Hähne mit Moorwasser gespült wurden. Auf die Entnahme bei -35 cm wurde verzichtet. Im Vorfeld wurde vermutet, dass der angereicherte Niederschlag zu lange benötigt, um in diese Tiefe zu gelangen. Zudem wäre eine mögliche Probe noch stärker verdünnt als bei -25 cm.

Die Probennahme orientiert sich an einem periodisch-wiederkehrenden Zeitmuster. Abweichungen von wenigen Stunden sind situationsbedingt entstanden. Für die vierte Woche wurde der Probeneintrag einen Tag vorverlegt:

1. Woche					
Keine Probennahme!					
2. Woche					
0 h	+27 h	+49 h	+97 h	+144 h	
3. Woche					
+168 h	+194 h	+218 h	+265 h	+312 h	
4. Woche					
+329 h	+336 h	+381 h	+456 h	+479 h	+529 h
= Zeitpunkt des jeweiligen Probeneintrags					

Tabelle 4: Zeitpunkte der sechzehn Probennahmen und drei Einträge

Zur Probennahme wurden beschriftete Einweg-Kunststofffläschchen mit einem Volumen von 23 mL verwendet. Beim Entnahmevergung wurde der Vorlauf aus den Dreiwegehähnen, bedingt durch die Länge des Infusionsschlauches, aufgefangen. Dieser wurde dem Mesokosmensystem wieder oben zugeführt. Die Fläschchen wurden gänzlich befüllt, um das Volumen der Gasphase so gering wie möglich zu halten. Sie wurden mit einem Schraubdeckel verschlossen, um zu verhindern, dass Sauerstoff die Analyten oxidiert. Der anaerobe Charakter der Proben bleibt somit erhalten.

Für die DOC (Dissolved Organic Carbon) und TNb-Analyse (Totally Nitrogen bounded) wurden ausgewählte Proben zunächst mit einem 20 µm Sieb in eine Petrischale und danach mit einer 10 mL Spritze durch einen 0,45 µm Chromafil-Filter gereinigt.

Die Aufbewahrung der Proben für die photometrischen Messungen erfolgte im Kühlschrank bei 4°C für längstens 14 Tage. Die Probenüberreste der Analysen wurden nach dem Experiment bei -18°C zur Lagerung und später durchgeführten TOC/TNb Analyse eingefroren.

2.4 Berechnung und Eintrag des Stickstoffs

Die Berechnung des einzutragenden Stickstoffs in das Mesokosmensystem ist zum einen von der Stickstoffdeposition in das Pürgschachener Moor über eine bestimmte Zeitdauer und zum anderen vom Stickstoffgehalt des Analyten abhängig.

2.4.1 Auswahl eines geeigneten Analyten

Da die landwirtschaftliche Nutzung für die Futterproduktion rund um das Moor überwiegt, musste ein Analyt gewählt werden, der auch in Düngemitteln vorhanden ist. Mit Ammoniumnitrat NH_4NO_3 und Kaliumnitrat KNO_3 standen zwei Ionenverbindungen zur Auswahl.

Bei der Analyse anderer Studien zur Untersuchung von anorganischen Stickstoffverbindungen in Bodenproben wurde fast ausschließlich Kaliumnitrat KNO_3 als Analyt verwendet (vgl. CAMERON & SCHIPPER 2010; AMHA & BOHNE 2011; KLEIMEIER et al. 2014; GHANE et al. 2015; KLEIMEIER et al. 2018).

JIN et al. (2017) verwendeten Schmutzwasser, das sowohl Ammonium- als auch Nitrat-Ionen enthält. Die verwendete flache Experimentieranordnung konnte jedoch aeroben Einfluss und somit eine oxidierende Wirkung auf die Ammonium-Ionen nicht ausschließen.

Schlussendlich fiel die Wahl für das Mesokosmenexperiment auf Ammoniumnitrat, da Ammonium-Ionen im sauren und anaeroben Moormilieu stabil und diese photometrisch analysierbar sind. Zudem wird bei vergleichbaren Studien ohne wesentliche Begründung Kaliumnitrat eingesetzt, obwohl Ammoniumnitrat als Basis anorganischer Düngemittel, chemisch betrachtet, sogar einen höheren Stickstoffanteil aufweist (HOPP 2018: 252f.).

2.4.2 Stickstoffdeposition in das Pürgschachener Moor bzw. das Mesokosmensystem

Die Datengrundlage für den regionalen atmosphärischen Stickstoffeintrag in Österreich ist zurzeit nicht ausreichend publiziert. Die letzten nationalen Karten zu dieser Thematik sind von SCHNEIDER (1998) herausgegeben worden. Die Genauigkeit der Kartenauflösung beträgt 1 mal 1 km².

SCHNEIDER (1998) bezieht sich auf die nasse Deposition von Schadstoffen. Das heißt, dass die

primären Schadstoffe in der Atmosphäre transportiert und teilweise chemisch umgewandelt werden. Die Schadstoffe werden durch Niederschläge auf den Boden abgegeben. Außerdem gibt es die rein trockene Deposition, wo die Schadstoffe als Gase direkt von Pflanzen und Lebewesen aufgenommen werden. (SCHNEIDER 1998: 5)

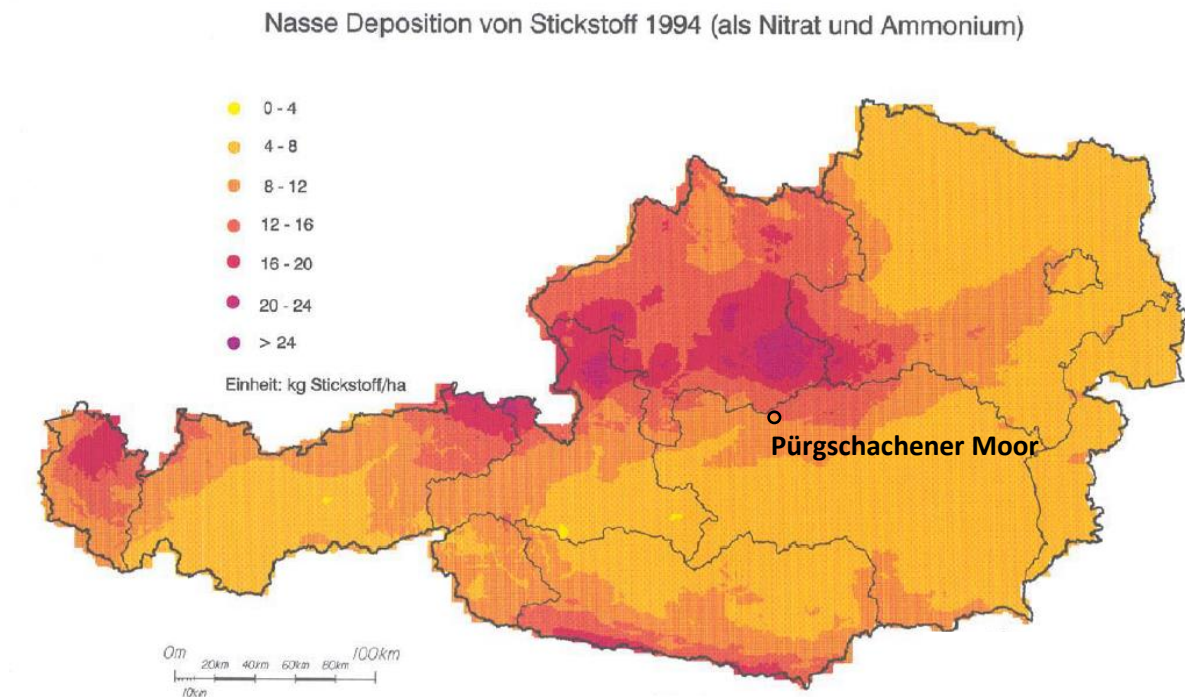


Abbildung 8: Übersichtskarte zur nassen Stickstoffdeposition in Österreich im Jahr 1994

(Quelle: SCHNEIDER 1998; eigene Darstellung)

In Abb. 8 ist aufgrund der Lage des Pürschachener Moors ersichtlich, dass kein genauer Wert zugeordnet werden kann. Das Moor liegt im Grenzbereich zweier Konzentrationsbereiche, daher werden 12 kg ha^{-1} für die nasse Stickstoffdeposition am ehesten zutreffend sein. Dieser Wert entspricht für 1994 dem österreichweiten Durchschnitt, wobei die regionalen Unterschiede verschieden ausgeprägt sind (SCHNEIDER 1998: 17).

Aufbauend auf die Berechnungen und Darstellungen von SCHNEIDER (1998) haben das Team rund um EASTAUGH et al. (2011) mit Arc.GIS 9.2 eine erneuerte Darstellung entworfen:

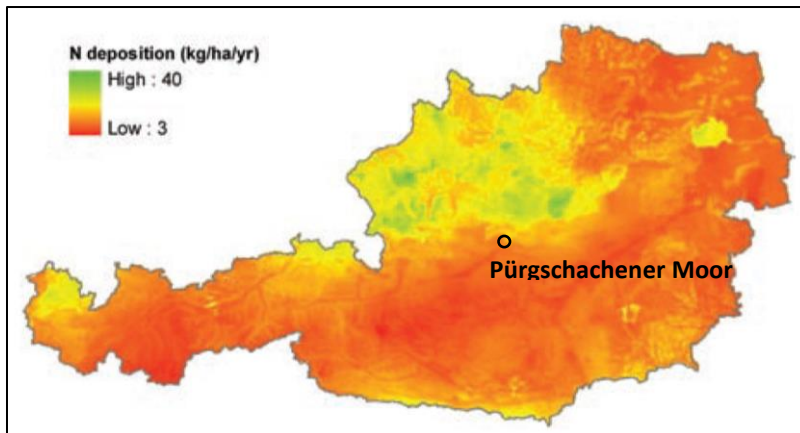


Abbildung 9: Gesamte Stickstoffdeposition in kg N ha⁻¹ im Jahr 2010 in Österreich
 (Quelle: EASTAUGH et al. 2011: 267; eigene Darstellung)

Die Karte in Abb. 9 ist aufgrund von fehlenden Orientierungshilfen (zB. Regionalgrenzen, detailliertere Legende,...) eher ungeeignet, um die Stickstoffdeposition insbesondere für das Pürgschachener Moor festzustellen.

Da die Datenlage zur Stickstoffdeposition in Österreich danach nicht mehr weiter öffentlich publiziert worden ist, wurde nach alternativen Quellen für eine Abschätzung des Werts gesucht: DIRNBÖCK et al. (2017: 3, 11f.) weisen aufgrund ihrer Untersuchungen zur Belastung österreichischer (Wald-) Ökosysteme infolge der Klima- und Luftverschmutzung darauf hin, dass der Klimawandel Mitverursacher einer tendenziell schwach wachsenden Stickstoffdeposition ist. Dies führt zu einer signifikanten Veränderung der Bodenzusammensetzung. Der Boden wird in der Regel mit Nährstoffen angereichert. Dieses Überangebot fördert das Wachstum und die Verbreitung von Pflanzen, die im Gegenzug den Nährstoffreichtum im Boden wieder senken.

Es gibt europaweite Berechnungen für den Stickstoffeintrag in den Boden. Für sämtliche Stickstoffkomponenten der Luft mit Ausnahme von N₂ wird für das Jahr 2016 ein ungefährender Wert zwischen 1050 und 1500 mg m⁻² angegeben. Das entspricht 1,05 bis 1,5 g m⁻² bzw. 10,5 bis 15 kg ha⁻¹. Wenn nur die nasse Deposition herangezogen wird, beläuft sich der Wert zwischen 7 und 10 kg ha⁻¹. Es ist anzumerken, dass beim verwendeten Kartenmaterial eine Auflösung von 50 mal 50 km² verwendet wird. (EMEP 2018: 5, 33f.) Für die Ennstal Region rund um das Pürgschachener Moor entspricht die Genauigkeit somit nicht den Anforderungen.

Die Meinung von DIRNBÖCK et al. deckt sich mit den Ergebnissen der EMEP, dass die Stickstoffdeposition in der Ennstalregion leicht gestiegen sein könnte, wenn der Maximalwert von 15 kg ha^{-1} herangezogen wird.

2.4.3 Stöchiometrische Berechnung der Stickstoffdeposition für das Mesokosmensystem

Das Mesokosmenexperiment soll insgesamt über vier Wochen betrieben werden. In den letzten 22 Tagen werden Proben entnommen.

Wie in Kapitel 2.4.2. erläutert, kann in der Region des Pürgschachener Moors von 15 kg ha^{-1} Stickstoffeintrag in die Mooroberfläche ausgegangen werden. Daher wurde der Wert für den Beginn des Experiments zunächst auf 25 kg ha^{-1} angehoben. Selbst diese Konzentration ist gering. In anderen Studien, wie zum Beispiel jene von KLEIMEIER et al. (2018), wird ein Vielfaches dessen eingetragen. Die Stickstoffdeposition N_{Dep} soll als simulierter kalter Herbstregen einmal pro Woche in das System eingebracht werden.

Die Kreisfläche der verwendeten PVC-Rohre im Mesokosmenexperiment beträgt $176,71 \text{ cm}^2$ und ist damit wesentlich kleiner als ein Hektar:

$$A = r^2 \pi = 7,5^2 * \pi = 176,71 \text{ cm}^2$$

Die Stickstoffdeposition muss somit von kg ha^{-1} auf g cm^{-2} umgewandelt werden, um für den weiteren Rechenweg sinnvolle Einheiten zu erhalten:

$$N_{\text{Dep}} = \frac{25000 \text{ g}}{10^8 \text{ cm}^2} = 2,5 * 10^{-4} \text{ g cm}^{-2}$$

Nun wird die einzutragende Masse an reinem Stickstoff pro Torfstich und Jahr errechnet:

$$m(N_{\text{Dep}}) = 2,5 * 10^{-4} \text{ g cm}^{-2} * 176,71 \text{ cm}^2 = 4,42 * 10^{-2} \text{ g pro Jahr}$$

Ein Jahr hat insgesamt 52 Wochen, das Experiment dauert vier Wochen:

$$\begin{aligned} m(N_{\text{Dep}}) &= \frac{4,42 * 10^{-2} \text{ g} * 1 \text{ Woche}}{52 \text{ Wochen}} = 8,5 * 10^{-4} \text{ g pro Woche} \\ &= 8,5 * 10^{-4} \text{ g} * 4 = 3,4 * 10^{-3} \text{ g für vier Wochen} \end{aligned}$$

Der Massenanteil an reinem Stickstoff im Ammoniumnitrat beträgt 35 %. Er wird als Verhältnis der molaren Massen des Stickstoffs und des Ammoniumnitrats berechnet:

$$w(\text{N}) = \frac{14 * 2 \text{ g mol}^{-1} * 100}{80,04 \text{ g mol}^{-1}} = 34,98 \%$$

Es ergibt sich somit in einer Schlussrechnung:

$$m(\text{NH}_4\text{NO}_3) = \frac{100\text{g} * 0,00085\text{g}}{34,98\text{g}} = 0,00243 \text{ g}$$

Beim künstlichen Eintrag sollen pro Woche 20 mm Niederschlag in das Torfmoos einsickern. Das Niederschlagsvolumen für ein Rohr des Mesokosmenexperiments beträgt pro Woche 353,43 cm³:

$$V = A * h = 176,71 \text{ cm}^2 * 2 \text{ cm} = 353,43 \text{ cm}^3 = 353,43 \text{ mL}$$

Da es schwierig ist so geringe Mengen exakt einzuwiegen, um die vorgesehene Stickstoffdeposition pro Rohr zu erreichen, wurden größere Volumina an Lösung hergestellt. Diese Lösung wurde in Äquivalenten von 353,4 mL geteilt und bei -18°C tiefgefroren.

Die Konzentration des Probeneintrags pro Eisblock entspricht für den Äquivalenzwert von 25 kg N pro Hektar und Jahr 6,88 mg L⁻¹. Bei 50 bzw. 100 kg N pro Hektar verdoppelt (13,75 mg L⁻¹) bzw. vervierfacht (27,50 mg L⁻¹) sich dieser Wert:

$$\beta(\text{NH}_4\text{NO}_3) = \frac{2,43\text{mg} * 1000\text{mL}}{353,43\text{mL}} = 6,88 \text{ mg L}^{-1}$$

2.5 Methoden zur Analyse der Moorwasserproben

Die Methoden zur quantitativen Analyse der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Ionen waren vom Institut für Geoökologie vorgegeben. Mithilfe einer photometrischen Untersuchung sollen die Konzentrationen der Proben ermittelt werden.

Zu Kontrollzwecken wurden DOC und TNb Analysen mit einem Combustion-Analyzer durchgeführt.

Zusätzlich wurden relevante Begleitparameter (pH-Wert und Leitfähigkeit) erhoben.

2.5.1 Photometrische Analyse der Nitrat-Ionen nach SCHNETGER & LEHNERS

Das Ergebnis dieser zweistufigen Nachweisreaktion soll ein lilafarbener Azofarbstoff sein, der photometrisch quantifiziert wird. Zunächst müssen die Nitrat-Ionen zu Nitrit-Ionen reduziert werden. Das passiert mit einer salzsauren Lösung, die Vanadium(III)-chlorid VCl₃ beinhaltet. Die Lösung muss angesäuert werden, damit sich die Ionenverbindung in Wasser lösen kann.

Der Vorteil liegt darin, dass auf giftiges Cadmium-Metall als Reduktionsmittel in einer Glassäule verzichtet werden kann. Dadurch wird weniger von der Probe benötigt und weniger Volumen an Reagenzien für die Nachweisreaktionen notwendig. (siehe SCHNETGER & LEHNERS 2014: 91f.)

Um diese gesättigte Lösung herzustellen, werden im Digestorium 400 mg VCl_3 in 50 mL einer 1 M HCl (Anm. 1M = 1 mol L^{-1}) eingewogen. Die Salzsäure wurde mit MilliQ-Wasser verdünnt. (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 92)

Als zweites Reagenz wird eine 1:1 Mischung einer NEDD-Lösung (N-(1-Naphthyl)-ethyldiamindihydrochlorid) und Sulfanilsäure-Lösung direkt vor der photometrischen Analyse vorbereitet. Diese Analyselösung wird Griess-Reagenz genannt. (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 92; POHLING 2015: 25f.)

Dazu wird für die NEDD-Lösung 50 mg NEDD in 250 mL MilliQ-Wasser eingewogen. 1 g der Sulfanilsäure wird in 100 mL 3 M Salzsäure aufgelöst, um die Sulfanilsäure-Lösung zu erhalten. (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 92)

Für die Berechnung der Kalibriergerade wird eine 1:2 Standardverdünnungsreihe basierend auf einer Kaliumnitrat-Lösung KNO_3 hergestellt. Dazu werden 1,01 g KNO_3 in 100 mL MilliQ-Wasser aufgelöst. Diese Maßlösung wird auf das 200-fache verdünnt, indem 0,5 mL der Maßlösung in 100 mL MilliQ-Wasser verdünnt werden. Die Standardlösung für die 1:2 Standardreihe ist damit fertiggestellt.

Es werden acht beschriftete 2 mL Eppendorf-Gefäße mit 0,75 mL MilliQ-Wasser vorbereitet. In das erste Gefäß werden mittels Kolbenhubpipette 1 mL Standardlösung transferiert und mittels Vortex-Mixer vermischt. Von diesem Gefäß werden 0,75 mL Lösung in das nächste Eppendorf-Gefäß transferiert und abermals vermischt. Die Prozedur wiederholt sich, bis die Verdünnungsreihe vollständig ist. Die Konzentrationen der Verdünnungsreihe reichen von 500 μM bis 3,9 μM und sind in Tab. 5 dargestellt. Optional können Verdünnungsreihen in anderen Konzentrationsbereichen erstellt werden.

Verdünnungsreihe 1:2	Standardlösung	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7
Konzentration [μM] bzw. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]	500	250	125	62,5	31,25	15,63	7,82	3,91

Tabelle 5: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Nitrats

Um die Nitratkonzentration der einzelnen Proben photometrisch bestimmen zu können, werden die Standardverdünnungen, mindestens drei Blanks (= MilliQ-Wasser) und 75 μL der

zu untersuchenden Proben in die einzelnen der 96 Vertiefungen einer Mikrotiterplatte überführt. Danach kommt in jede befüllte Öffnung zunächst in der Reihenfolge 75 μL VCl_3 -Reagenz und 75 μL Griess-Reagenz. Die vorbereitete Mikrotiterplatte wird für 60 min bei 37°C inkubiert. Schlussendlich kann die photometrische Messung bei einem Absorptionsmaximum von 540 nm erfolgen. (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 93)

Da bei dieser Analysenmethode aufgrund der Reduktion von Nitrat- zu Nitrit-Ionen eine kumulierte Konzentration von Nitrat- und Nitrit-Ionen berechnet wird, muss vom vorläufigen Ergebnis die Konzentration der Nitrit-Ionen abgezogen werden.

2.5.2 Photometrische Analyse der Nitrit-Ionen nach Griess

Die Vorgehensweise bei der photometrischen Analyse von Nitrit ähnelt jener von Nitrat. Folgendes wird anders gehandhabt: (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 92; POHLING 2015: 218f.)

- Die Herstellung der gesättigten VCl_3 -Reagenz entfällt, da Nitrit nicht weiter reduziert werden muss.
- Für die Maßlösung werden 0,85 g Kaliumnitrit KNO_2 eingewogen und in 100 mL MilliQ-Wasser aufgelöst.
- Bei der Vorbereitung der Mikrotiterplatte entfällt die Zugabe von VCl_3 -Reagenz.

Da Nitrit, wie bereits in der Einleitung erwähnt, nur in Spuren in natürlichen aquatischen Ökosystemen vorkommen sollte, wurde die Konzentration der Standardlösung von 500 μM ausgehend auf 100 μM reduziert (siehe Tab. 6).

Verdünnungsreihe 1:2	Standardlösung	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7
Konzentration [μM] bzw. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]	100	50	25	12,5	6,25	3,13	1,57	0,78

Tabelle 6: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Nitrits

Damit wird das Detektionslimit von 0,4 μM nicht unterschritten (vgl. SCHNETGER & LEHNERS 2014: 98).

2.5.3 Photometrische Analyse der Ammonium-Ionen nach Berthelot

Das Ergebnis dieses Nachweises ist eine blaue Indophenolfärbung mit einem Absorptionsmaximum bei 660 nm. Ammonium-Ionen reagieren bei alkalischen Bedingungen ($\text{pH} > 12$) mit dem Hydrolyseprodukt der Natriumdichloroisocyanursäure. Nach Zugabe von

Natriumsalicylat entsteht ein durch Natriumnitroprussid katalysierter bläulicher Indophenolkomplex. (vgl. SHAND et al. 2008: 649f.; POHLING 2015: 10f.)

Zur praktischen Durchführung dieser Nachweisreaktion müssen drei Reagenzien hergestellt werden. Eine 0,3 M Natronlauge wurde durch das Auflösen von 0,6 g Natriumhydroxid in 50 mL MilliQ-Wasser hergestellt. Für die Natriumsalicylat-Lösung müssen 8,5 g Natriumsalicylat und 64 mg Natriumnitroprussid in 50 mL MilliQ-Wasser eingewogen werden. (vgl. SHAND et al. 2008: 649f.)

Zur Herstellung der Färbereagenz für die Mikrotiterplatte müssen die 0,3 M Natronlauge, die Natriumsalicylat-Lösung und MilliQ-Wasser im 1:1:1 Verhältnis vermischt werden. Nun muss noch die Oxidationslösung hergestellt werden: Hier wurden 0,1 g Natriumdichloroisocyanursäure in 100 mL MilliQ-Wasser aufgelöst. (vgl. SHAND et al. 2008: 649f.)

Für die Berechnung der Kalibriergerade wurde eine 1:2 Standardverdünnungsreihe basierend auf einer Ammoniumchlorid-Lösung NH_4Cl hergestellt. Dazu wurden 0,535 g NH_4Cl in 100 mL MilliQ-Wasser aufgelöst. Diese Maßlösung wurde auf das 200-fache verdünnt, indem 0,5 mL der Maßlösung wiederum in 100 mL MilliQ-Wasser verdünnt werden. Die Standardlösung für die 1:2 Standardreihe ist nun fertig. Es folgt derselbe methodische Ablauf wie bei den Nitrat- bzw. Nitrit-Ionen.

Es werden acht beschriftete 2 mL Eppendorf-Gefäße mit 0,75 mL MilliQ-Wasser vorbereitet. In das erste Gefäß werden mittels Kolbenhubpipette 1 mL Standardlösung transferiert und mittels Vortex-Mixer vermischt. Vom ersten Gefäß werden 0,75 mL Lösung in das nächste Eppendorf-Gefäß transferiert und abermals vermischt. Die Prozedur wiederholt sich, bis die Verdünnungsreihe vollständig ist. Die Konzentrationen der Verdünnungsreihe reichen von 500 μM bis 3,9 μM und sind in Tab. 7 dargestellt.

Verdünnungsreihe 1:2	Standardlösung	#1	#2	#3	#4	#5	#6	#7
Konzentration [μM] bzw. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]	500	250	125	62,5	31,25	15,63	7,82	3,91

Tabelle 7: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Ammoniums

2.5.4 DOC und TNb Analyse

Die quantitative Elementaranalyse von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC=Dissolved Organic Carbon) und dem gesamten gebundenen Stickstoff (TNb=Total Nitrogen bounded) ist eine weitgehend automatisierte Methode. Der Vorteil dieser Methode basiert auf der

Messbarkeit zweier Analyten aus einer Probenlösung. Die Probenaufbereitung erfolgt händisch. (vgl. POZSGAI et al. 2018: 78; SHIMADZU o.J.)

Zur Ermittlung des DOC-Werts werden durch Ansäuerung der Probenlösung anorganische Kohlenstoffkomponenten zu Kohlenstoffdioxid CO_2 zersetzt. Mit einem Trägergas wird das CO_2 in einen Verbrennungsraum geleitet, der mit Platinkatalysatoren ausgekleidet ist. Hier werden auch die letzten organischen Fragmente in CO_2 umgewandelt. Abschließend wird durch einen NDIR-Detektor (Infrarot) der jeweilige Wert ermittelt. (vgl. ÁLVAREZ-SALGADO & MILLER 1998: 326f.; POZSGAI et al. 2018: 78; SHIMADZU o.J.)

Bei der Elementaranalyse von Stickstoff wird ähnlich vorgegangen: Die in der wässrigen Lösung enthaltenen Stickstoffverbindungen werden verbrannt und in Stickstoffmonoxid NO umgewandelt. Diese Verbindung lässt sich im angeregten Zustand mittels Chemolumineszenz quantifizieren. (vgl. POZSGAI et al. 2018: 78; SHIMADZU o.J.)

Für die automatisierte Probenanalyse werden 9 mL an Probenlösung benötigt (SHIMADZU o.J.). Es wurden ausgewählte Proben für diese Untersuchung verwendet. Die von vorherigen Analysen übriggebliebenen Moorwasserproben wurden zunächst durch einen $20\ \mu\text{m}$ Sieb in eine Petrischale transferiert. Von dieser Petrischale wurde die Flüssigkeit von einer 5 mL Kunststoffspritze in mehreren Etappen aufgenommen. Der Inhalt der Spritze wurde durch einen $0,45\ \mu\text{m}$ Chromafil-Filter (PET 45/25) in ein Probenröhrchen gefüllt. Eine Probe musste auf das doppelte Volumen verdünnt werden, da nur noch in etwa 4,5 mL Probenlösung vorhanden war. Diese Verdünnung wurde im späteren Ergebniskapitel berücksichtigt. Die Probenröhrchen wurden zum Schutz mit Alufolie abgedeckt. In Abb. 10 ist links die Probenvorbereitung und im rechten Abschnitt sind die fertigen Proben für die DOC/TNb Analyse zu sehen. Im Vergleich zum Inhalt der Probenfläschchen haben die vorbereiteten Moorwasserproben an Farbintensität verloren.

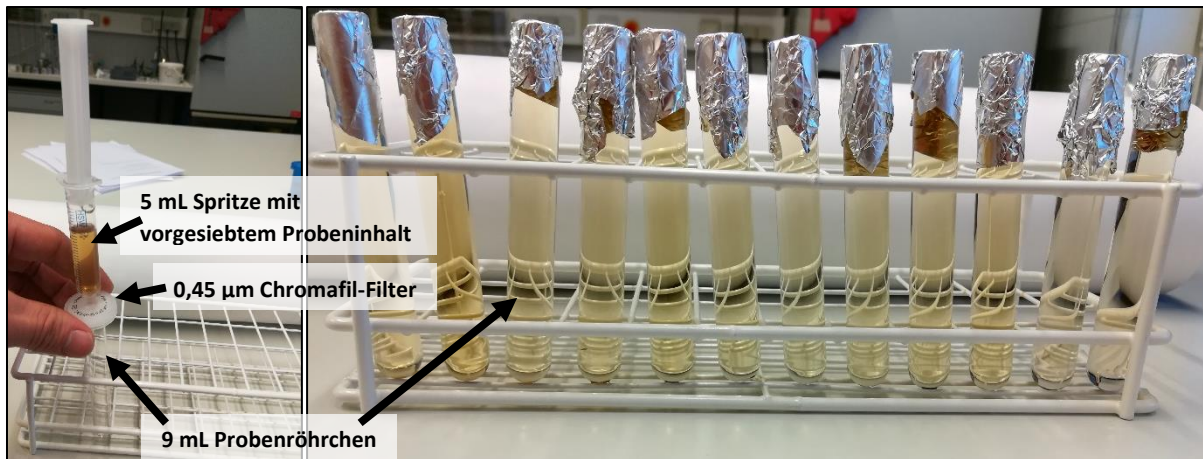


Abbildung 10: Probenvorbereitung links; deutlicher Verlust der Farbintensität vor der Analyse rechts (eigene Darstellung)

2.5.5 Analyse von Begleitparameter

Es wurde eine pH-Wert-Messung vor Beginn des dreiwöchigen Experiments bei den Torfkernen und bei gesonderten Moorwasserproben durchgeführt. Dazu wurden aus den Mesokosmen jeweils ca. 25 mL Wasser abgelassen. Danach wurde mit einem pH-Meter bei 19°C der pH-Wert ermittelt.

Die elektrische Leitfähigkeit bzw. Konduktivität eines Stoffes gibt an, wie gut bzw. schlecht mithilfe potentieller Ladungsträger elektrischer Strom geleitet werden kann. Im Vorfeld des dreiwöchigen Experiments wurde die elektrische Leitfähigkeit des Moorwassers überprüft, um zu sehen, in welchem Ausmaß die Probe mit Ionen belastet ist. Dazu wurden ca. 50 mL Moorwasser bei 18°C mit einem Leitfähigkeitsmesser überprüft.

3. Ergebnisse der Analysen

In diesem Kapitel werden die quantitativen Ergebnisse der photometrischen Analyse und Elementaranalysen dargestellt und beschrieben. Es kommt vor, dass bestimmte Daten in den Diagrammen aufgrund mangelnder Probenflüssigkeit fehlen. Dies ist der Fall bei Torfkern #2. Es wurde versucht, die tägliche Konzentrationsänderung des jeweiligen Analyten über einen Zeitraum von 22 Tagen in Liniendiagrammen darzustellen. Bei den DOC bzw. TNb Analysen wurde dieses Vorhaben auf weniger Proben innerhalb des Untersuchungszeitraumes beschränkt, da diese Methoden für Kontrollzwecke eingesetzt werden. Bei den optischen Visualisierungen der Untersuchungsergebnisse wurden die Linien einheitlich in unterschiedlichen Färbungen und in unterschiedlichen Mustern abgebildet. Die Diagramme wurden mit Microsoft Excel erstellt.

Die Ergebnisdiagramme beinhalten eine tageweise unterteilte Zeitachse an der Abszisse mit Markierungen, an denen der externe Probeneintrag erfolgt ist. Es gibt zwei Ordinatenskalen mit unterschiedlichen Konzentrationen: Eine wird in μmol pro Liter angegeben, die zweite in mg pro L Probenlösung.

3.1 Photometrische Analyse

Die photometrischen Analysen der Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Ionen wurden jeweils zu zwei unterschiedlichen Terminen durchgeführt, da sich mit der verwendeten 96-Well Microtiter-Platte maximal 96 Proben analysieren lassen. Als Absicherung wurde jeder Analyt pro zeitlich definierter Probe zwei Mal photometrisch bestimmt. Trotz gleicher Messbedingungen zeigten manche Werte, auf dieselbe Probe bezogen, Unterschiede in der Extinktion. Die Rohdaten zu den Analysen können im Anhang unter 7.2 eingesehen werden. Ebenfalls im Anhang 7.1 befinden sich die zur jeder Messung angefertigten Kalibrierfunktionen.

Zum besseren Verständnis der Ergebnisse sollte berücksichtigt werden, dass der Schmelzvorgang der gefrorenen Ammoniumnitrat-Lösung mit einem Volumen von $353,4 \text{ cm}^3$ etwa neun Stunden beträgt. Das heißt, frühestens bei der ersten Messung einen Tag nach dem Probeneintrag ist ein Anstieg der Konzentration möglich.

Außerdem muss das Volumen der Torfkerns berücksichtigt werden. Ein Torfkern beinhaltet rund 9000 cm^3 Torfmoos und Wasser. Die $353,4 \text{ cm}^3$ Lösung werden jeweils auf insgesamt ca.

9000cm³ aufgeteilt. Im Idealfall ergibt sich eine Verdünnung von einem Teil Probeneintrag zu 26 Teilen Torfmoos und Wasser.

3.1.1 Nitrat

Die quantitative Bestimmung der Nitrat-Ionen erfolgte am 22.10.2018 und 05.11.2018.

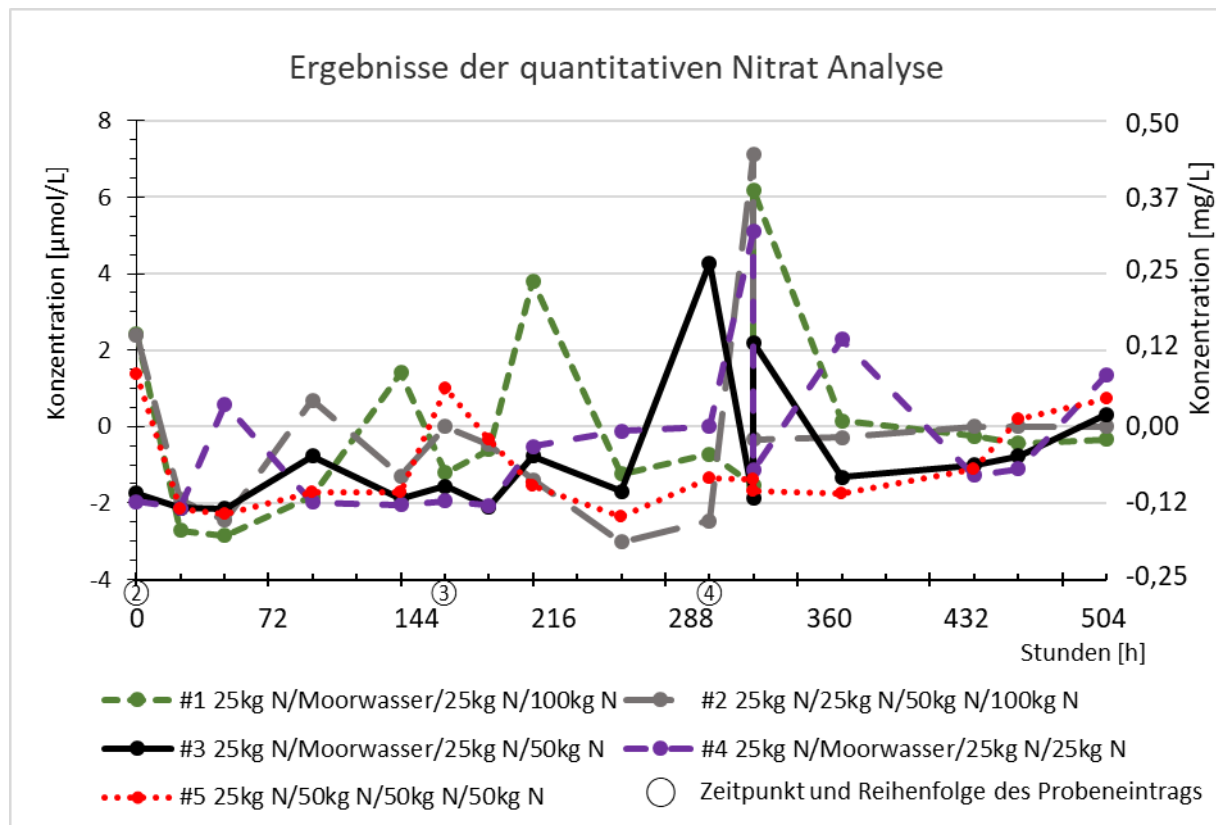


Abbildung 11: Ergebnisse der quantitativen Nitrat Analyse

Für alle Ergebnisdiagramme im Folgenden gilt, dass erst ab dem zweiten Probeneintrag der Ammoniumnitratlösung Wasserproben entnommen wurde. Vor der Stunde null befand sich das Experiment in der Test-Phase, wo ebenfalls bereits einmal Ammoniumnitrat hinzugefügt wurde (siehe Kapitel 2.3.3 und 2.3.4).

Besonders deutlich sieht man in Abb. 11 negative Konzentrationswerte des Nitrats. Diese sind bei der Subtraktion der Nitrit-Konzentration von den Nitrat-Werten entstanden. Beim Torfkern #5 ist diese Unterschreitung beinahe über die gesamte Untersuchungsdauer gegeben.

Nach dem zweiten Probeneintrag zur Stunde null sinkt zunächst die Konzentration des Analyten bei allen fünf Torfkernen. Im Laufe der nächsten Tage steigt die Konzentration kurzfristig an.

Der dritte Probeneintrag nach 168 Stunden verursacht in zwei Torfkernen deutlichere Konzentrationserhöhungen des Nitrat-Analyten im Probewasser. Zwei Tage später in Torfkern #1 und sechs Tage später in Torfkern #3. In den Torfkernen #2 und #4 steigt in dieser Periode der Konzentrationswert nicht an. In Torfkern #5 verhält sich die Konzentration des Analyten gleichmäßig.

Der vierte Probeneintrag erfolgte 312 Stunden nach Messbeginn. Nicht einmal 24 Stunden später zeigen bis auf den Torfkern #5 alle anderen Mesokosmen einen schlagartigen Anstieg der Nitratkonzentration. Die höchste Differenz zeigt sich dabei in Torfkern #2 mit insgesamt $7,2 \mu\text{mol L}^{-1}$ Unterschied. Neun Tage nach dem letzten Ammoniumnitrateintrag ist die Konzentration des Nitrat-Analyten niedrig und weist zudem eine geringe Streuung auf.

Zum Vergleich wurde eine Messung des unverdünnten Analyten durchgeführt. Es entspricht der Ausgangskonzentration an Ammoniumnitrat von 25kg Stickstoff pro Hektar Bodenfläche. Die photometrische Analyse ergab eine Konzentration von $410 \mu\text{mol L}^{-1}$ bzw. $25,44 \text{ mg L}^{-1}$.

3.1.2 Nitrit

Die quantitative Bestimmung der Nitrit-Ionen erfolgte am 19.10.2018 und 05.11.2018.

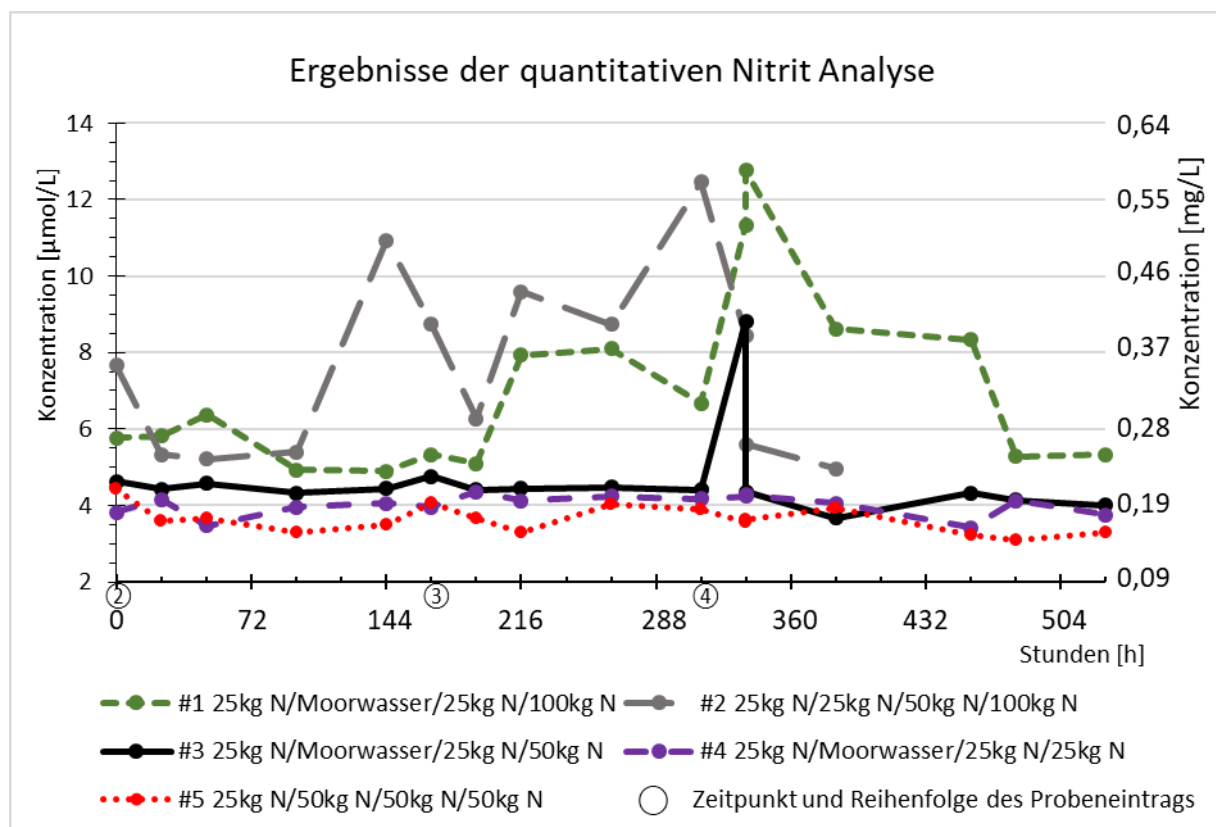


Abbildung 12: Ergebnisse der quantitativen Nitrit Analyse

Allgemein fällt auf, dass die Nitrit-Konzentration über die gesamte Zeitdauer in Torfkern #4 und #5 konstant auf einem niedrigen Niveau verbleibt. Dasselbe gilt für Torfkern #3 mit einem kurzen Anstieg nach dem vierten Probeneintrag.

Nach dem zweiten Probeneintrag zur Stunde null steigt nur im Torfkern #2 die Nitrit-Konzentration an. Die anderen vier Torfkerne zeigen keine wesentliche Änderung.

Der dritte Probeneintrag nach +168 Stunden verursacht in den Torfkernen #1 und #2 deutlichere Konzentrationserhöhungen des Nitrit-Analyten in der Probenflüssigkeit. Im Torfkern #2 wird nach +312 Stunden ein Maximum von $12,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ erreicht.

Der vierte Probeneintrag nach +312 Stunden zeigt deutliche Anstiege in der Konzentration 24 Stunden später in den Proben der Torfkerne #1 und #3. In Torfkern #1 wird bei 336 Stunden ein Maximum von $13 \mu\text{mol L}^{-1}$ erreicht.

Zu den Ergebnissen von Torfkern #2 ist noch zu sagen, dass ab +456h aufgrund einer Undichtheit keine Proben mehr genommen werden konnten.

Zum Vergleich konnte in diesem Fall keine Messung des unverdünnten Analyten durchgeführt werden. Nitrit-Ionen wurden nicht in das Mesokosmensystem eingetragen.

3.1.3 Ammonium

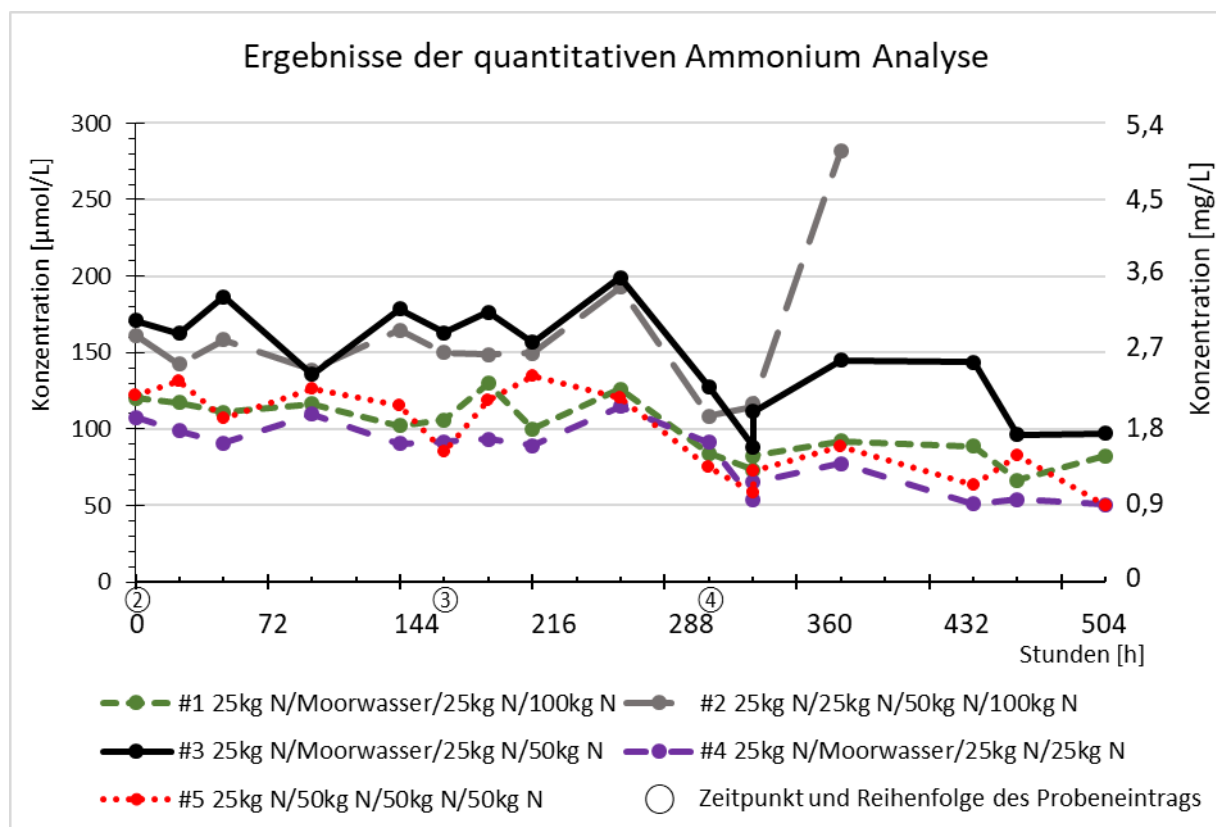


Abbildung 13: Ergebnisse der quantitativen Ammonium Analyse

Die quantitative Bestimmung der Ammonium-Ionen erfolgte am 25.10.2018 und 07.11.2018.

Wenn die Ordinaten der quantitativen Ammonium-Analyse mit jener der Nitrat-Analyse verglichen werden, ist eine höhere Grundkonzentration an Ammonium-Ionen in den Torfkernen bemerkbar.

Nach dem zweiten Probeneintrag zur Stunde null bleibt die Konzentration an Ammonium-Ionen im Verlauf bis zum dritten Probeneintrag eher konstant. Auffällig ist die breite Streuung in den fünf Torfkernen.

Der dritte Probeneintrag nach +168 Stunden verursacht in allen Torfkernen erste Konzentrationserhöhungen des Analyten im Probewasser. Zuerst wird diese in Torfkern #3 bei +216 Stunden sichtbar. Nach +265 Stunden folgen die Konzentrationserhöhungen aller anderen Torfkern.

Nach dem vierten Probeneintrag folgt auf ein Tief bei der Mehrheit eine leichte Erhöhung der Konzentrationen. Die Ausnahme bildet Torfkern #2, wo die Konzentration an Ammonium-Ionen auf das dreifache ansteigt, nämlich auf $280 \mu\text{mol L}^{-1}$. Danach konnten aufgrund mangelnder Probenflüssigkeit keine Daten mehr erhoben werden.

Zum Vergleich wurde wie bereits bei der Nitrat-Analyse eine Messung des unverdünnten Analyten durchgeführt. Es entspricht der Ausgangskonzentration an Ammoniumnitrat von 25 kg Stickstoff pro Hektar Bodenfläche. Die photometrische Analyse ergab eine Konzentration von $356 \mu\text{mol L}^{-1}$ bzw. $6,4 \text{ mg L}^{-1}$.

3.2 DOC Analyse

Die quantitative Bestimmung der DOC-Konzentration erfolgte am 30.11.2018. Für diese Analyse wurde die Gesamtzahl der zu untersuchenden Proben reduziert, da die Probenvorbereitung sehr zeitintensiv ist.

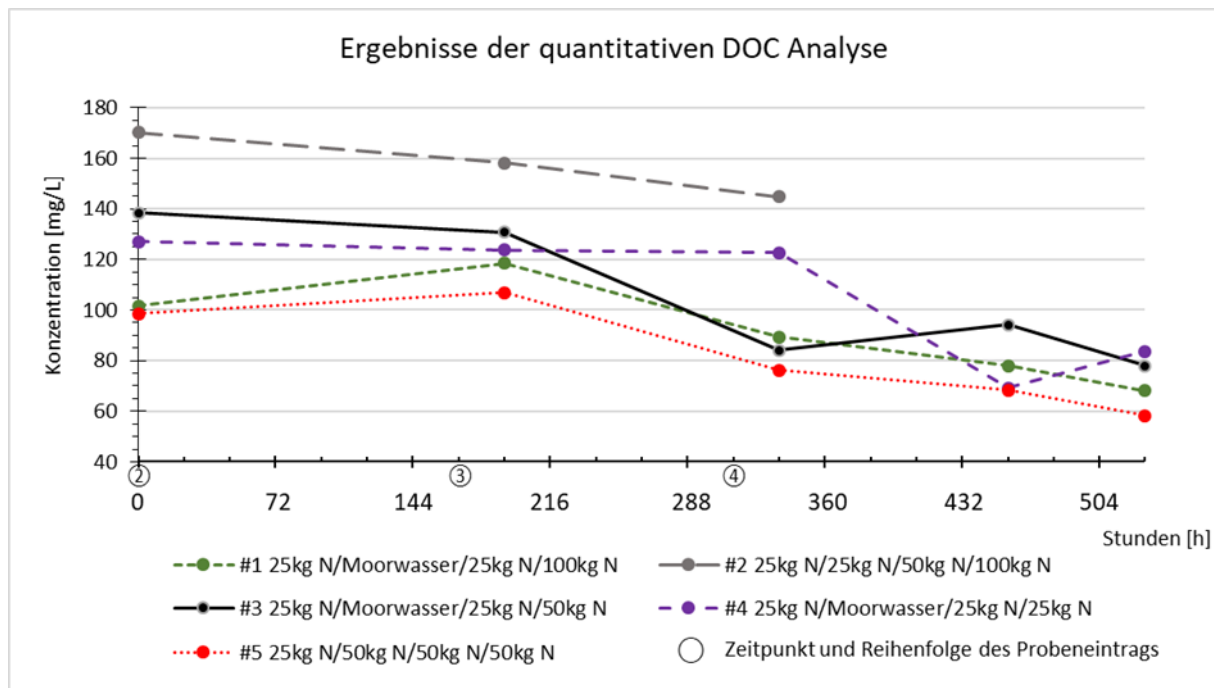


Abbildung 14: Ergebnisse der quantitativen DOC Analyse

Die Auswertung der Dissolved Organic Carbon-Konzentration ergibt über den Untersuchungszeitraum eine tendenzielle Senkung der Kohlenstoff-Konzentration in den entnommenen Proben. Leichte Anstiege sind zwar vorhanden, können den Abwärtstrend aber nicht aufhalten. Auffällig ist die im Verhältnis große Streuung der Messwerte in den einzelnen Mesokosmen zu Beginn und die geringere Varianz bei der letzten Probe. Der Maximalwert wurde in der ersten Probe mit 170 mg L^{-1} in Torfkern #2 gemessen. Der geringste Wert wurde in der letzten Probe nach +529 Stunden in Torfkern #5 mit 60 mg L^{-1} erreicht.

Von Torfkern #2 stand wie bereits bei den anderen Analysen nicht genügend Probenflüssigkeit zur Verfügung.

3.3 TNb Analyse

Die quantitative Bestimmung der TNb-Konzentration erfolgte am 30.11.2018. Da diese Analyse mit derselben Probenlösung wie beim zu ermittelnden DOC-Wert bestimmt wird, ist die Gesamtzahl der untersuchten Proben gleich.

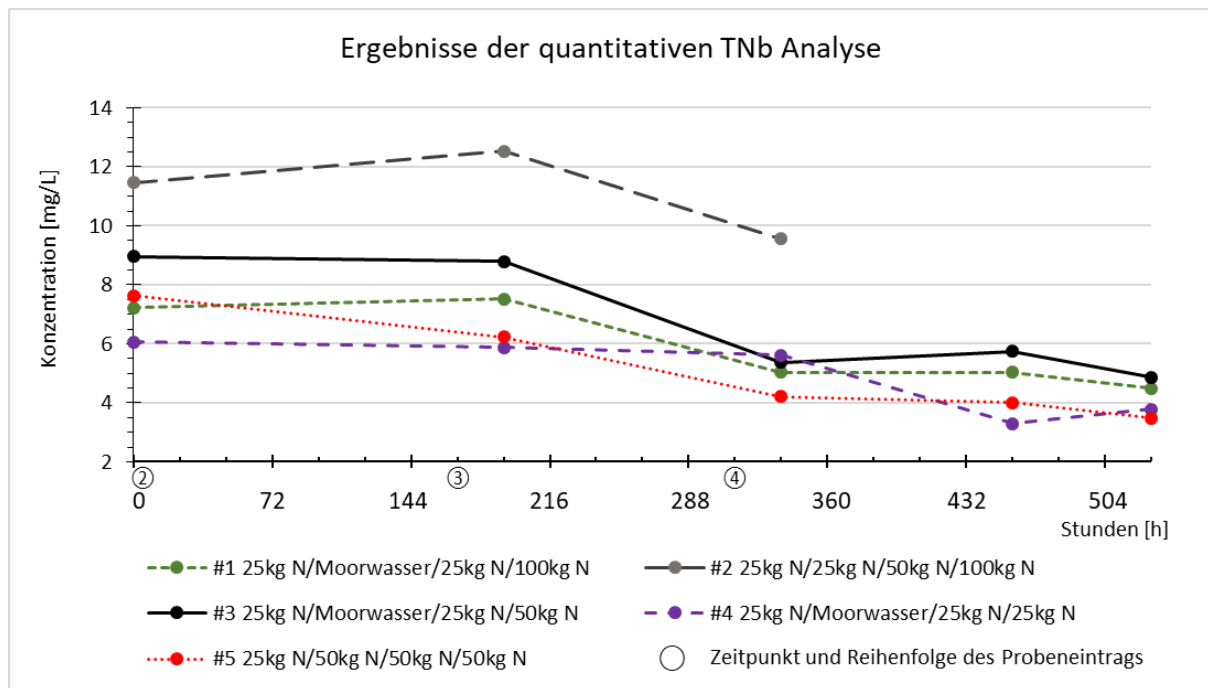


Abbildung 15: Ergebnisse der quantitativen TNb Analyse

Die Auswertung der Total Nitrogen bound-Konzentration zeigt über den Untersuchungszeitraum wie bei der DOC-Analyse eine tendenzielle Senkung der Stickstoff-Konzentration in den entnommenen Proben. Leichte Anstiege sind bei +456 Stunden in den Torfkernen #1 und #2 vorhanden. Beachtenswert ist die im Verhältnis große Streuung mit einem fast doppelt so hohen Wert von Torfkern #2 im Vergleich zu #4 und die geringere Varianz bei der letzten Probe. Der Maximalwert wurde in der ersten Probe mit $11,5 \text{ mg L}^{-1}$ in Torfkern #2 gemessen. Der geringste Wert wurde bei +456 Stunden in Torfkern #4 mit $3,3 \text{ mg L}^{-1}$ erreicht. Von Torfkern #2 stand wie bereits bei den anderen Analysen nicht genügend Probenflüssigkeit zur Verfügung.

3.4 Chemische und physikalische Begleitparameter ausgewählter Proben

Vom Moorwasser sowie den Torfkernen #1, #3 und #5 wurde vor dem allerersten Probeneintrag die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert gemessen:

Gemessen bei 18°C	Moorwasser	#1	#3	#5	Median
pH-Wert []	5,0	4,1	4,2	4,3	4,3
Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	35,8	77,7	85,5	93,0	81,6

Tabelle 8: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert ausgewählter Wasserproben

Erkennbar ist, dass sich das Moorwasser von den Werten der Torfkerne unterscheidet. Der pH-Wert der Torfkerne ist um fast eine Zehnerpotenz saurer als das Moorwasser. Im Median beträgt er 4,3.

Bei der elektrischen Leitfähigkeit weisen die Torfkerne einen mehr als doppelt so hohen Wert auf. Der Spitzenwert beträgt $93 \mu\text{S cm}^{-1}$.

4. Diskussion

Die Grundidee, dieses Mesokosmenexperiment durchzuführen, basiert auf die Untersuchungen von KLEIMEIER et al. (2018). Die vorhandenen Ergebnisse sollen nun interpretiert und mit Literatur verglichen werden.

4.1 Methodenkritik

Während des Experiments sind unerwartete Situationen aufgetreten. Durch sorgfältigere Erprobung der Versuchsanordnung wären diese vermeidbar gewesen. Die Ergebnisse dieses Mesokosmenexperiments haben dadurch Aussagekraft eingebüßt.

Das erste Problem trat bei der Experimentieranordnung auf. Sie war für dieses Mesokosmenexperiment durch das Institut vorgegeben. Torfkern #2 und #3 sind bereits in der Test-Phase bei den Auslässen undicht gewesen, wobei einige Milliliter Torfwasser entwichen. Dieser Missstand konnte einigermaßen behoben werden, sodass nur noch zeitweise wenige Tropfen verloren gingen.

In der Ursprungsplanung für diesen Versuch war vorgesehen, nach dem Probeneintrag dem Mesokosmos Gasproben zu entnehmen. Das sollte mit einer abgeschlossenen und dichten Gashaube möglich gemacht werden. Ein mit einem Dichtring versehener Deckel wurde aufgesetzt. Über das Wochenende hat die über vier Tage gebildete Menge an Gas den Deckel aufgehoben. Somit wurde der Torfkern #2 zum Zeitpunkt von -48 Stunden vor der ersten Probennahme aufgrund des hohen Innendrucks am Boden undicht. Eine Ausbesserung der Klebestellen brachte nur mäßigen Erfolg, sodass immer wieder wenig Flüssigkeit dieses Torfkerns verloren ging. Die Folge waren geringere Probenvolumen als 23 mL. Zudem konnte nach +381 Stunden nur noch wenige Tropfen Probenflüssigkeit entnommen werden.

Nach dieser fehlgeschlagenen Gasmessung wurde der Plan, Gasproben zu ziehen, verworfen. Das ist im Nachhinein betrachtet schade, da die meisten wissenschaftlichen Studien Gasanalysen von Lachgas in ihre Ergebnisanalyse miteinbeziehen. Zudem erleichtert es die Interpretation der quantitativen Ergebnisse der einzelnen Ionen-Konzentrationen. HELLEBRAND & SCHOLZ (2000), AMHA & BOHNE (2011), WARNEKE et al. (2011a & b) und GHANE et al. (2015) analysierten Gasproben aus Mesokosmen auf Lachgasvorkommen. Dabei wurde Bezug auf die Denitrifizierung nitratbelasteter organischer Materialien genommen, wie zum Beispiel

Torfmoosböden.

An der Versuchsanordnung kann kritisch angemerkt werden, dass die Probennahme nicht ganz zuverlässig funktioniert hat. Bei den oberen Entnahmestellen war der Druck zu niedrig. Als Abhilfe wurden die Entnahmestellen vor der ersten Probennahme mit Moorwasser durchgespült.

Die geringfügigen zeitlichen Abstände bei der Probennahme könnten durch einen Autosampler verhindert werden. Damit kann eine verbesserte regelmäßige Entnahme gewährleistet werden. Diese Entnahmevorrichtung wurde bei KLEIMEIER et al. (2014 & 2018) eingesetzt.

In den meisten anderen Studien wurde das Wasser in den Torfkernen mittels Pumpen in Bewegung gehalten. Das Mesokosmensystem wurde im Sinne von Constructed Wetlands durchgespült. Konkret trifft das bei CAMERON & SCHIPPER (2010), WARNEKE et al. (2011a & b), KLEIMEIER et al. (2014 & 2018) sowie GHANE et al. (2015) zu. Eine Perkolierung wäre möglich gewesen, entspricht aber nicht den natürlichen Moorgegebenheiten und wurde auch in anderen Studien nicht angewendet. Dadurch werden laut KLEIMEIER et al. (2014: 31) mögliche Störungszonen durch einzelne Gasphasen, die durch die bakterielle Atmung entstehen, vermieden. Auf Verdacht einer Störungszone in Torfkern #1 wurde einmal mit einem Stock behutsam in das Torfmoos aller Torfkerns eingestochen. In der Post-Phase des Experiments wurden die Torfkerns geöffnet, um die Struktur des Torfmooses auf Besonderheiten zu überprüfen. Die folgenden zwei Darstellungen wurden ausgewählt, da nur bei ihnen Störzonen festgestellt werden konnten.



Abbildung 16: Bodenprofil des Torfkerns nach dem Mesokosmenexperiment

Wie in Abb. 16 ersichtlich, hat sich im Laufe der Zeit eine vertikale Hohlstelle gebildet, die höchstwahrscheinlich mit Moor- bzw. Probenwasser gesättigt war. Das begünstigt die Durchmischung des Probeneintrags im Torfkern.



Abbildung 17: Bodenprofil des Torfkerns mit kleineren Störzonen nach dem Mesokosmenexperiment

In Abb. 17 sind markierte lokale Störzonen zu erkennen. Sie könnten während des Experiments mit Gas angereichert gewesen sein und so eine Durchmischung des Torfkerns verhindert haben. Sie befinden sich im Bereich der Probennahme zwischen -20cm und -35cm. Alle anderen Torfkerne wiesen keine Störungzonen auf.

Um die Huminstoffe und mikrobiellen Inhaltsstoffe der Proben zu entfernen, wurden für die DOC- und TNb-Analysen die entnommenen Wasserproben gesiebt und anschließend durch einen 0,45 µm Chromafil Spritzenfilter filtriert. Vor den photometrischen Messungen wurde das nicht gemacht, obwohl es CAMERON & SCHIPPER (2010), WARNEKE et al. (2011a & b) und KLEIMEIER et al. (2014 & 2018) direkt bei der Probennahme erledigt hatten. Bei der Probenvorbereitung für die Elementaranalyse von Kohlenstoff und Stickstoff für diese Diplomarbeit konnte in manchen Proben ein leichter Bodensatz an Schwebstoffen beobachtet werden.

Bei den verwendeten Analysemethoden kommt es zumeist darauf an, welche Geräte im Labor verfügbar sind. In diesem Fall war die photometrische Bestimmung am naheliegendsten, da sie kostengünstig, sehr sensitiv und im Labor bereits vorhanden war. CAMERON & SCHIPPER (2010) verwendeten ebenfalls den Photometer für die quantitative Ammoniumbestimmung, jedoch die ionenchromatographische Methode für Nitrat. KLEIMEIER et al. (2018) verwendeten ebenfalls die Ionenchromatographie. GHANE et al. (2015) verwendeten einen cadmiumbasierten Nitrat-Schnelltest von Lachat QuikChem 8500 series 2.

Die Fließinjektionsanalyse (FIA), welche ebenfalls auf der Reduktion mit Cadmium beruht wurde von WARNEKE et al. (2011a & b) verwendet. Im Buch der „Chemischen Reaktionen in der Wasseranalyse“ von POHLING (2015: 213) wird neben den erwähnten Methoden für kolorierte Proben eine mehrstufige Analyse namens „Reduktion mit Devarda-Legierung“ für gefärbte Probenlösungen vorgeschlagen.

Weiters ist noch zu erwähnen, dass die photometrischen Bestimmungen in zeitlichen Abständen von ungefähr zwei Wochen durchgeführt wurden. Außerdem wurde die erste Nitrat- und Nitrit Messung zwei Tage versetzt durchgeführt. Das könnte ein Mitgrund für die zum Teil negativen Messergebnisse der beiden voneinander abhängigen Messmethoden sein.

Dennoch sollte nicht unerwähnt bleiben, dass auch positive Neuerungen in diesem Analysesetting getestet werden konnte. Die Methode des Probeneintrags durch gefrorene Eisportionen, die einen kalten leichten 20 mm Nieselregen simulieren sollten, wurde bislang in keiner der vorgestellten Studien verwendet.

Die Versuchsanordnung ist einfach und günstig zu duplizieren. Es werden ein handelsübliches PVC-Rohr mit Stopfen, medizinische Schläuche, Dreiwegehähne und Heißkleber benötigt. Alle anderen Studien hatten aufwändigere und kostspieligere Versuchsanordnungen.

Die zeitliche Dauer variiert in den Studien zur Denitrifikation von 2,5 Jahren bei WARNEKE et al. (2011b) bis zur kürzesten Dauer von 60 Tagen bei KLEIMEIER et al. (2014). Damit ist dieses Mesokosmenexperiments mit 29 Tagen das zeitlich kürzeste.

Trotz der geringen Untersuchungsdauer wurden die Mesokosmen bereits drei Monate vor dem ersten Probeneintrag mit Torf geschichtet. KLEIMEIER et al. (2014: 30) haben in ihrer Studie herausgefunden, dass ein anaerobes Milieu ab einer Tiefe von bereits -10 cm garantieren werden kann.

Für die Untersuchung von Denitrifikationseigenschaften wird häufig Kaliumnitrat als Basis verwendet. Unter anderem ist dies bei CAMERON & SCHIPPER (2010), AMHA & BOHNE (2011), WARNEKE et al. (2011a & b), KLEIMEIER et al. (2014 & 2018) und bei GHANE et al. (2015) der Fall. Ammoniumnitrat wird seltener verwendet, nur bei JIN et al. (2017) war es im Schmutzwasser enthalten.

4.2 Photometrische Analyse

Die Ergebniskurven bei der quantitativen photometrischen Bestimmung variieren bei den Ergebnissen zum Nitrat- und Nitrit stärker als beim Ammonium. Bei allen drei Analyten sind

die Werte von Torfkern #2 mit Vorsicht zu interpretieren, da aufgrund von Undichtheiten weniger Feuchtigkeit vorhanden war. Zur besseren Übersicht wurden in Abb. 18 die drei Ergebnisdiagramme in einer Abbildung zusammengefasst:

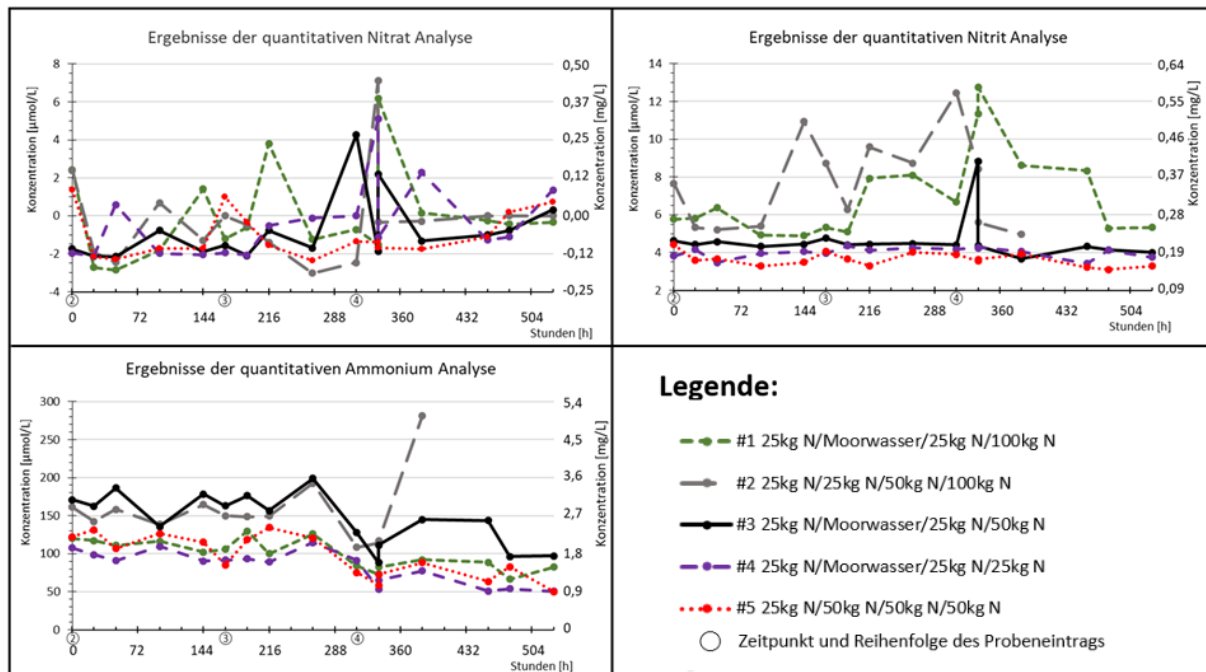


Abbildung 18: Zusammengefasste Ergebnisdiagramme der quantitativen photometrischen Analyse

Beim Ergebnisdiagramm der Nitratwerte in Abb. 18 ist festzustellen, dass das eingetragene Nitrat nur in Spuren die anaerobe Zone bei -25 cm Tiefe erreichen kann. Bei einer perfekten Durchmischung in einem System mit 100 % Wasseranteil, die es in einem solchen undurchlässigen Bodensystem nicht gibt (siehe KLEIMEIER et al. 2018: 355), sollte bei einem Eintrag eines Äquivalents von 25 kg Stickstoff ha⁻¹ eine Konzentration von 0,96 mg L⁻¹ Nitrat vorhanden sein. Das ist mit einer einfachen stöchiometrischen Grundrechnung bezogen auf das Volumen des Torfkerns, dem Volumen des Probeneintrags und der Ursprungskonzentration des Probeneintrags für 25 kg N pro Hektar in der Theorie beweisbar:

$$c_{\text{Ende}} = \frac{c_{\text{Beginn}} * V_{\text{Beginn}}}{V_{\text{Ende}}} = \frac{25,44 \frac{\text{mg}}{\text{L}} * 353,4 \text{ cm}^3}{9353,4 \text{ cm}^3} = 0,96 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

Bei entsprechenden Konzentrationserhöhungen auf 50 kg N pro Hektar ergibt sich mit dieser Rechnung eine Verdoppelung der Verdünnungskonzentration von 1,92 mg L⁻¹ Nitrat, bei 100 kg N pro Hektar wäre es eine Vervierfachung auf 3,84 mg L⁻¹. Da die Torfkerns jedoch nicht zu 100 % aus Wasser bestehen, sollte die Nitratkonzentration noch höher sein als berechnet. Das Pürgschachener Moor ist ein typisches regenwassergespeistes oligotrophes Hochmoor

(vgl. WINTEREDER 2017: 14). AMHA & BOHNE (2011: 296) haben für diesen nährstoffarmen Moortyp als Vergleichswert für die verwendeten Torfkerne einen Wassergehalt von etwa 80 Vol.% bestimmt.

Die Kalibrierfunktion für die photometrische Nitratanalyse ergab ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,9998$ und $0,9995$. Diese Werte zeigen, dass genauestens gearbeitet wurde. Auch wenn die quantitativen Ergebnisse eindeutig nicht mit den korrekten quantitativen Werten dargestellt wurden, so kann man die Konzentrationspeaks trotz allem dem jeweiligen Probeneintrag zuordnen:

Die erhöhten Werte der Torfkerne #1, #2 und #5 sind dem Probeneintrag mit dem Äquivalent von 25 kg pro Hektar sieben bzw. sechs Tage zuvor geschuldet. Im Vergleich dazu ist bei #3 und #4 kein erhöhter Nitratwert feststellbar. Auf den zweiten Probeneintrag zeigen alle Torfkerne eine gleiche Konzentrationserhöhung, wenn auch zu unterschiedlichen Zeiten. Wie erklärt sich dieses Resultat, wenn in Torfkern #1, #3 und #4 Moorwasser eingetragen wurde, jedoch in #2 eine Dosis von 25 kg N ha^{-1} und in #5 50 kg N ha^{-1} ?

Die Erklärung liegt im Detail. Erstens ergab sich durch den zweiten Probeneintrag aufgrund mangelnder Durchlässigkeit ein Wasserüberstand in Torfkern #1 und #5. Das erklärt die relativ späten Anstiege kurz vor dem dritten Probeneintrag in die Mesokosmensysteme. Zudem waren Torfkern #2 und #3 undicht, wodurch dem Torfkern unkontrolliert Flüssigkeit entzogen wurde. Folglich kann der Probeneintrag schneller sickern und erreicht bereits früher seinen Höhepunkt. Bei Torfkern #4 gab es keine äußeren Auffälligkeiten. Hier wurde das vorläufige Konzentrationsmaximum im Vergleich am schnellsten erreicht. Bei + 144 Stunden wurden alle Torfkerne sanft mit einem hölzernen Stab durchlöchert, damit kein weiterer Wasserüberstand auftritt.

Trotz der Durchlöcherung gab es nach dem dritten Probeneintrag nur in Torfkern #2 und später #3 einen Konzentrationsanstieg von Nitrat. In den übrigen Torfkernen ist die Erhöhung ausgeblieben. Bei +195 Stunden (= 26 Stunden nach dem Probeneintrag) ist wieder ein Wasserüberstand in Torfkern #1 beobachtet worden. Folglich befanden sich in diesem Torfkern entweder undurchlässige Störschichten aus Gas oder er war mit Wasser übersättigt. Es trifft vermutlich ersteres zu, da einen Tag später kein Wasserüberstand zu beobachten war. Eine so rasche Verdunstung bei 20°C Raumtemperatur ist unwahrscheinlich.

Der vierte Probeneintrag führte 27 Stunden später zu einem überaus deutlichen Konzentrationsanstieg der Nitrat-Ionen in Torfkern #1, #2, #3, #4 und zu einer sanfteren Erhöhung nach mehreren Tagen bei #5. Hier konnte zum ersten Mal ein deutlicher Anstieg gemessen werden. Bei Torfkern #5 konnte ab +336 Stunden nur noch sehr langsam Probenwasser entnommen werden. Bei Torfkern #1 und #4 gab es am Tag nach dem vierten Probeneintrag einen Wasserüberstand im PVC-Rohr. Die Anstiege nach dem vierten Eintrag korrelieren bedingt mit den eingetragenen Proben. Dann müsste nämlich der Wert bei #5 ebenfalls erhöht sein. Hier könnte aber auch eine Störschicht ein Sickersen verhindert haben. KLEIMEIER et al. (2018: 365f.) kommen bei ihren Ergebnissen zur Denitrifizierung in Torfkernen zu einem ähnlichen Ergebnis. Ab -25 cm Tiefe im Mesokosmos sinkt die Nitratkonzentration deutlich auf ein Minimum, darüber ist die Konzentration signifikant höher.

Zusammenfassend sind qualitative Tendenzen der Konzentrationserhöhung von Nitrat in mehreren Torfkernen erkennbar und erklärbar, die quantitativen Werte sind zu vernachlässigen.

Beim Ergebnisdiagramm der Nitritkonzentration in den einzelnen Torfkernen sind im Laufe des Untersuchungszeitraums bei Torfkern #1 und #2 signifikante Abweichungen zu erkennen. Im Idealfall befindet sich kaum Nitrit im Torfkern, da dieses eine instabile Zwischenstufe darstellt. Das bestätigen auch die Analyseergebnisse der Torfkern #3, #4 und #5. Es ist eine gleichbleibende niedrige Nitritkonzentration zu beobachten, während die Nitratkonzentration im Untersuchungszeitraum sprunghaft ansteigt und wieder fällt. Eine Erklärung für die erhöhten Nitritkonzentrationen in #1 und #2 könnte mit der Undurchlässigkeit in #1 bzw. durch Wassermangel in #2 begründet werden. Die Folge dieser vergleichsweise hohen Nitritwerte sind eine Verfälschung der Nitratwerte. Die Nitritkonzentration wird aus methodisch-experimentellen Gründen von der Nitratkonzentration subtrahiert. Aufgrund der hohen Schwankungsbreite zwischen den fünf Torfkernen ist die durchgeführte photometrische Analyse mit der angewandten Untersuchungsmethode nicht weiterzuempfehlen.

Das Ergebnisdiagramm der Ammonium-Ionen zeigt kaum Anstiege der Ionenkonzentration, nachdem Ammoniumnitratlösung eingebracht wurde. Zudem ist eine breite Streuung der Werte, je nach Torfkern zu beobachten. Insgesamt ist ein Abwärtstrend zu erkennen.

Ammonium wird bei Sauerstoffverfügbarkeit zu Nitrit bzw. Nitrat oxidiert, wenn es im oxidativen Bereich des Bodens festsetzt. Die Folge ist ein Absinken der Ammoniumkonzentration. (JIN et al. 2017: 935)

Entgegen der Erwartungen lag der Anfangswert der Ammoniumkonzentration zu Beginn der Messungen zwischen 2 und 3 mg L⁻¹. Dieser Wert ist im Vergleich zur TNb-Messung mit maximal 0,17 mg L⁻¹ viel zu hoch.

MCCARTER et al. (2018: 18, 29) bestätigen die Erwartungen. Moore sind typischerweise nährstoffarm. Folglich sollten kaum Ammonium-Ionen im Moorwasser vorhanden sein, da diese vom Torfmoos biochemisch abgebaut werden.

Dieses Ergebnis der zu hohen Konzentration kann mehrere Gründe haben: Entweder wirkt sich hier wie beim Nitrat/Nitrit die Eigenabsorption des Moorwassers ungünstig auf die photometrische Messung aus oder das Torfmoos ist maßgeblich beteiligt.

JIN et al. (2017) haben aufgrund ihrer Ergebnisse zur Ammoniumreduktion mit Constructed Wetlands folgende Hypothese erstellt. Durch die mikrobielle Zersetzung von Torfmoos entstehen Ammonium-Ionen, die aufgrund des sauren Milieus stabilisiert werden. Trotz dieser Hypothese ist eher die photometrische Analysenmethode infrage zu stellen, da in der äquivalenten Probe zwei unterschiedliche Stickstoffwerte als Ergebnis zustande kommen. Das bedeutet, qualitativ sind die Ergebnisse bis auf jenes von Torfkern #2 verwendbar, quantitativ nicht.

4.3 DOC Analyse

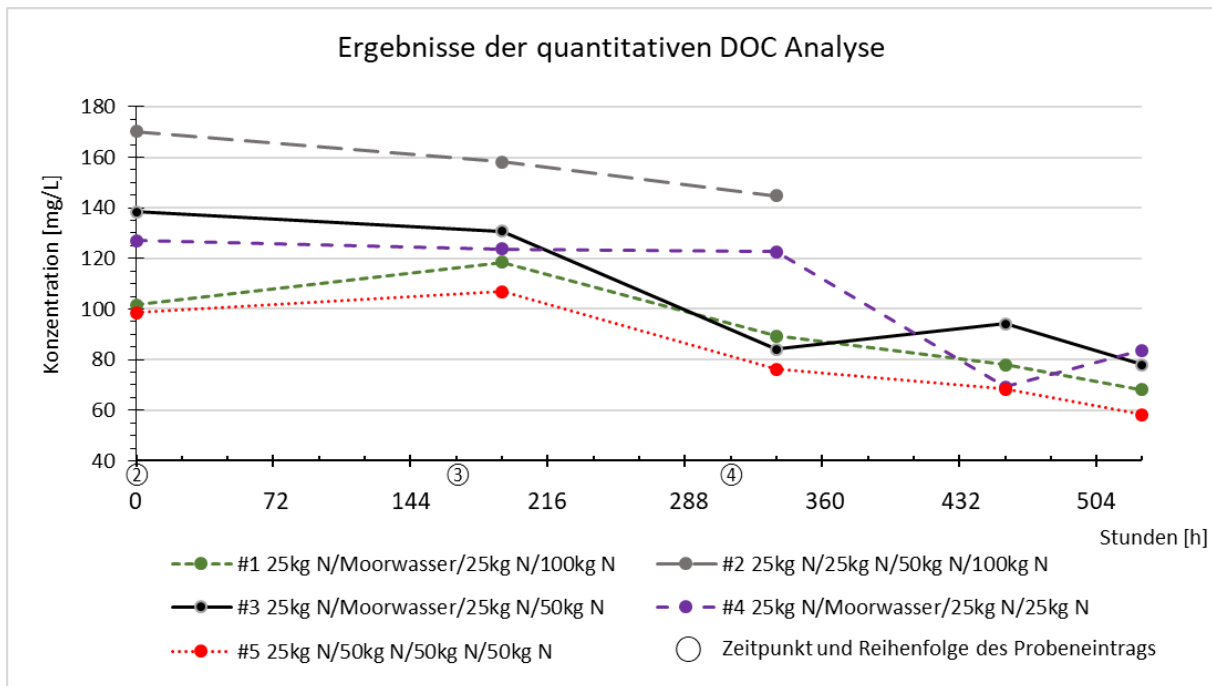


Abbildung 19: Ergebnisse der quantitativen DOC Analyse

Laut JIRSA et al. (2013: 239) liegt die typische Konzentration des DOC-Gehalts im Moorwasser zwischen 1 und 50 mg L⁻¹. In ihren Untersuchungen zum Tannermoor ergaben sich Werte für Dissolved Organic Matter (DOM) zwischen 41 und 65 mg L⁻¹. Die Probenvorbereitung erfolgte, wie in dieser Diplomarbeit, durch Filtrieren mittels 0,45 µm Filter. Folglich ist es überraschend, dass die Werte der eigenen DOC Analyse vom Anfang bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes höhere Werte zeigen. Einzig Torfkern #5 erreicht den empirisch festgelegten Konzentrationsbereich von JIRSA et al. (2013: 239).

Eine Erklärung für das kontinuierliche Absinken der DOC-Werte wäre die viermalige Wässerung der Torfkerne mit 375 mL Salzlösung.

MÖLLER et al. (2005: 653f.) haben herausgefunden, dass, je tiefer im Bodenprofil die Probennahme erfolgt, ein niedrigerer DOC-Wert als Ergebnis folgen wird. Außerdem lässt sich ein Trend erkennen, wonach in tieferen Schichten der hydrophile Anteil an, für den DOC-Wert verantwortlichen Huminsäuren, überwiegt.

Die Huminsäuren können dementsprechend einfacher ausgewaschen werden.

4.4 TNb Analyse

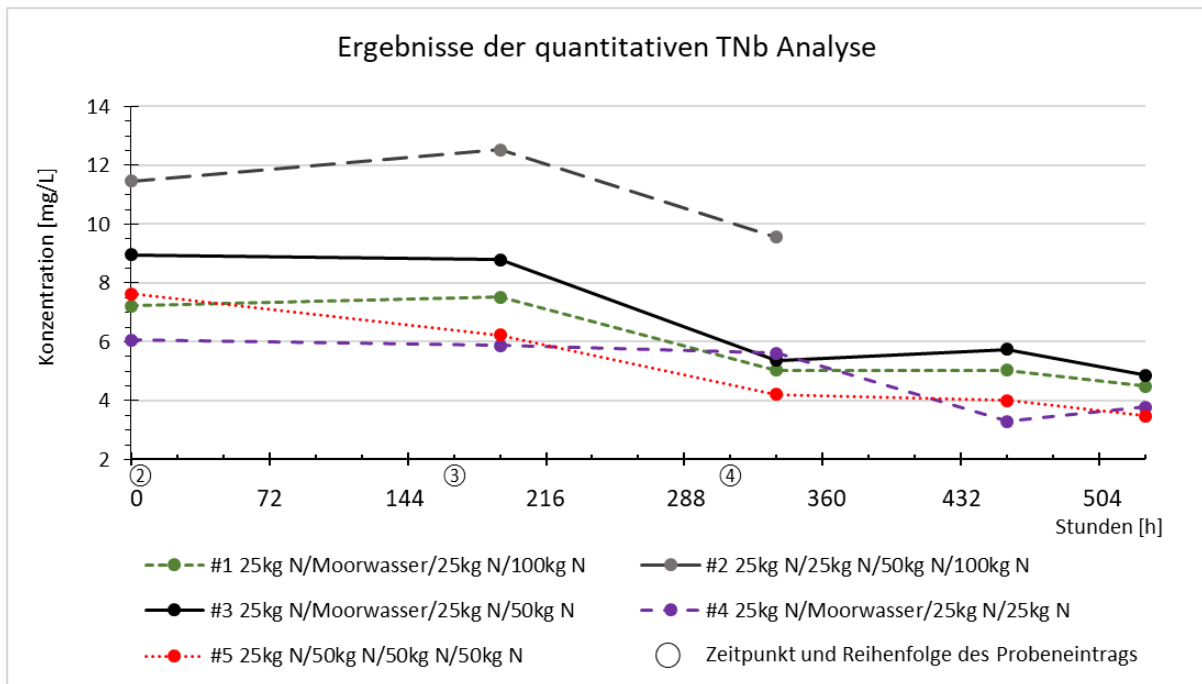


Abbildung 20: Ergebnisse der quantitativen TNb Analyse

Die quantitative TNb Analyse sollte mit ihren Ergebnissen als Kontrolle dienen, um festzustellen, wieviel Stickstoff sich tatsächlich in den Probenlösungen befindet. Das kontinuierliche Absinken der einzelnen Werte deutet darauf hin, dass die Stickstoffverbindungen aus dem Torfmoos ausgewaschen worden sind.

Generell überwiegen in Böden die Anteile von hydrophilen Stickstoffverbindungen. Am höchsten ist die Konzentration in den obersten Bodenhorizonten. Je tiefer im Boden eine Probe entnommen wird, desto niedriger wird die Konzentration von Stickstoffverbindungen sein. (MÖLLER et al. 2005: 654f.)

MÖLLER et al. (2005: 655) untersuchten sowohl Waldböden als auch Bodenproben von gedüngten Kohlfeldern im Regenwald. Während in den verschiedenen Waldböden in einer Tiefe von 30 cm im Mittel eine Konzentration von etwa 1 mg L^{-1} TNb vorhanden war, war diese im gedüngten Boden in derselben Tiefe mit ca. 5 mg L^{-1} durchaus höher. Der Hauptanteil dieser Konzentrationsergebnisse entstammte von Nitrat-Ionen. Wenige Prozent trug Ammonium zum TNb-Ergebnis bei.

Wenn diese Resultate mit den Werten der quantitativen TNb-Analyse aus Abb. 20 verglichen werden, fällt auf, dass in den Proben des Mesokosmenexperiments etwas mehr Stickstoff gebunden ist als im Regenwald. Obwohl die Mengen der eingebrachten Düngemittel auf das

Kohlfeld nicht bekannt sind, ist eine deutlich höhere Anfangskonzentration an TNb (hauptsächlich Nitrat) in ähnlicher Tiefe im Mesokosmos zu erkennen. Im Mesokosmenexperiment wurde folglich ein erhöhter Nitrat- bzw. TNb-Wert nachgewiesen. Dieser hohe Stickstoffanteil entstammt der eingetragenen Ammoniumnitrat-Lösung.

Bemerkenswert ist die Abbaurate der Stickstoffverbindungen im Laufe der Zeit. Zu Ende des Untersuchungszeitraums streuen die Werte trotz unterschiedlicher Anfangskonzentration nicht so weit. Zum Vergleich, unbelastetes Moorwasser hat einen Wert von ca. 1 mg L⁻¹.

4.5 Exkurs: Anmerkungen für zukünftige Experimentierdurchführungen

In der Methodenkritik wurde die eigene Methodik mit der vorhandenen Literatur abgeglichen. Daraus ergab sich im Nachhinein positive und negative Kritik hinsichtlich der Vorgehensweise.

Folgende Vorschläge sind für ein zukünftiges Mesokosmenexperiment denkbar:

- In der Test-Phase sollte die Funktionsfähigkeit der Experimentieranordnung geprüft werden (zB.: Dichtheit, Durchlässigkeit der Kanäle, Probennahme, Probeneintrag,...).
- In der Test-Phase sollten weitere allgemeine Begleitparameter erhoben werden (zB.: Wassergehalt, Kohlenstoff- und Stickstoffanteil im Torfmoos,...), um diese in stöchiometrische Berechnungen miteinbeziehen zu können.
- Bei sechs Torfkernen sollte eine einheitliche Dosierung des einzutragenden Analyten erfolgen.
- Die Konzentration der eingetragenen Stickstoffverbindung sollte zumindest höher als 13,75 mg L⁻¹ sein (entspricht einem Stickstoffeintrag von 50 kg pro Hektar im Jahr). Ideal wäre ein Wert ab mindestens 50 mg L⁻¹.
- Stöchiometrische Berechnungen sollten eine zusätzliche mathematische Veranschaulichung des Prozesses ermöglichen und statistische Bewertungen zulassen.
- Entstehende Gase sollten zumindest qualitativ, idealerweise quantitativ bestimmt werden.
- Anstatt der Photometrie sollte eine andere Analysemethode gewählt werden.
- Ein Autosampler mit automatischer Filtriereinrichtung (0,45 µm) erleichtert Probennahme und -Vorbereitung und gewährleistet eine zeitliche Konstanz.
- Die Probennahme sollte in verschiedenen und nicht nur in einer Tiefe erfolgen. Dabei darf das Gesamtvolumen keinesfalls jenes der eingetragenen Lösung übersteigen!

- Die Dauer des Experiments sollte zumindest mehr als ein Monat betragen.
- Als Analyt wird in ähnlichen Studien Kaliumnitrat verwendet.
- Es sollten Torfmoose unterschiedlicher Moore bzw. mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad verwendet werden.
- Die Temperatur sollte auf $\pm 2^\circ$ Celsius konstant gehalten werden.

4.6 Fazit

Mit den Ergebnissen dieses Experiments können die Forschungshypothesen wie folgt beantwortet werden:

Bei einem Eintrag von Ammoniumnitrat in mesokosmische Torfkerne wird die Konzentration dieser Ionen mit fortlaufender Zeit abnehmen.

Die Abnahme der Konzentration war qualitativ bei Nitrat und Ammonium mit Ausnahme des Nitrits feststellbar. Nach jeder Erhöhung konnte eine Absenkung der Konzentrationswerte beobachtet werden. Ein ähnliches Muster zeigt sich bei der TNb-Kontrollmessung, jedoch mit viel höheren Konzentrationen als im natürlichen Moorwasser üblich sind. Hier ist anzumerken, dass die Anzahl der untersuchten Proben im Vergleich zu den photometrischen Messungen viel geringer ist.

Mit zunehmendem Eintrag an Ammoniumnitrat pro Niederschlagsmenge steigt die Konzentration des Analyten in den gezogenen Proben an.

Ein Anstieg ist qualitativ beim Nitrat nachweisbar. Bei Ammonium und Nitrit erfolgte kein verifizierter Anstieg. Die exakte Konzentration der einzelnen Ionen konnte mit den verwendeten Untersuchungsmethoden nicht festgestellt werden.

Die Diffusion der eingetragenen Ionen ist aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit bis in 25 cm Tiefe gegeben.

Sowohl Ammonium- als auch Nitratverbindungen gelten als sehr gut wasserlöslich. Für Ammoniumnitratsalz gilt laut Literatur dasselbe. Trotz allem ist die Diffusion dieser Ionen im Torfkern eingeschränkt. Nur bei den Nitrat-Ionen konnte ein eindeutiger qualitativer Nachweis in dieser Tiefe erbracht werden. Die TNb-Analyse bestätigt eine erhöhte Stickstoffkonzentration in jedem Torfkern.

Die Resultate des Experiments zeigen überraschend, dass hydrophile Analyten wie Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Ionen in einem Mesokosmos bei einem Torfinhalt von neun Liter nicht perfekt diffundieren. Verantwortlich dafür sind laut der vorhandenen Literatur biochemische und physikalische Wechselwirkungen mit dem nassen Torfmoos. Biochemisch erfolgt eine Assimilation der Stickstoffverbindungen durch Pflanzen bzw. ein Abbau dieser Stickstoffverbindungen durch Mikroorganismen. Physikalisch bilden schlecht durchlässige Schichten eine Barriere.

Trotz sorgfältigster Analysedurchführungen ist es nicht gelungen, die Analyten photometrisch zu bestimmen. Die Eigenabsorption der Proben verfälschte das quantitative Ergebnis und lässt nur qualitative Aussagen zu.

Die Ergebnisse dieser Diplomarbeit sind von Relevanz, da bisher kaum eine Studie weitgehend naturbelassenes Torfmaterial verwendete. Der Torfinhalt wird entweder homogenisiert, perkoliert oder in Form von Constructed Wetlands mit Schmutzwasser durchspült.

Zusammenfassend besteht aufgrund der Resultate dieses Mesokosmenexperiments keine Gefahr für das Pürschachener Moor, dass nitratbelastende Düngemittel durch die saisonale Bewirtschaftung der umliegenden Flächen im Moor bei einer Tiefe von 25 cm unter der Oberfläche zu stark angereichert werden. Die Abbauraten des Torfmooses sind hoch genug, um die Stickstoffkonzentration mit fortschreitender Dauer abzusenken.

5. Zusammenfassung / Abstract

5.1 Zusammenfassung

Hintergrund: Der Düngemiteleinsatz für die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung steigt weltweit tendenziell weiter an. Dadurch besteht laut WHO eine Gefährdung der Trinkwasserreserven und eine potenzielle Gefahr für Schutzgebiete, wie zum Beispiel für Moore. Diese sind nährstoffarme Feuchtgebiete. Es gibt Initiativen, das Torfmoos der Moore und andere organische Naturkomponenten für die Schmutzwasserreinigung zu verwenden. Diese anthropogen geschaffenen Anlagen werden Constructed Wetlands genannt.

Ziel der Diplomarbeit: Es soll untersucht werden, wie sich Stickstoffkomponenten von Düngemittel (Nitrat- und Ammonium-Ionen) im Torfmoos verhalten.

Methodik: Zum Einsatz kommen dabei fünf Torfkerne, die einen Mesokosmos bilden. In diese werden in periodischen Zeitabständen Ammoniumnitratlösungen mit unterschiedlichen Konzentrationen (6,87; 13,75 und 27,50 mg L⁻¹) eingetragen. Anschließend werden dem anaeroben Bereich des Mesokosmos Wasserproben genommen, um die Konzentrationsveränderungen der eingetragenen Analyten festzustellen.

Ergebnisse: Es hat sich gezeigt, dass Spuren von Nitrat-Ionen die Probennahmestelle in der Tiefe von 25cm erreicht haben. Im Gegensatz dazu zeigt die TNb-Konzentration im dreiwöchigen Verlauf eine stetige Abnahme, obwohl das Äquivalent von 100 kg N pro ha im Jahr an Ammoniumnitratlösung in den Mesokosmos eingetragen wurde.

Schlussfolgerung und Relevanz: Aus den Resultaten lässt sich schließen, dass eine Überdüngung des Torfs aufgrund der eingeschränkten Mobilität der Ionen bzw. der biochemischen Abbaumechanismen nur kurzfristige Auswirkungen in einer Tiefe von 25 cm zeigt. Das bedeutet, dass Moore durch die landwirtschaftlicher Bearbeitung der Nachbarflächen mit einem Stickstoffeintrag von bis zu 50 kg N pro Hektar im Jahr über Monate nur für wenige Tage einem Nährstoffüberschuss ausgesetzt sind.

Suchbegriffe: Torf, Mesokosmos, Stickstoff, Nitrat, Ammonium, Düngemittel, Constructed Wetland, Pürgschachener Moor

5.2 Abstract

Background: The amount of fertilizer for agricultural land use tends to increase worldwide. As a result, according to WHO, there is a risk to drinking water resources and a potential danger for natural reserve areas, such as moors. These are nutrient-poor wetlands. There are initiatives to use peat moss from the bog and other organic natural components for wastewater treatment. These anthropogenically created facilities are called Constructed Wetlands.

Objective: The aim of this diploma thesis is to investigate how nitrogen components of fertilizers (nitrate and ammonium) behave in peat moss.

Methods: Five peat cores are used to form a mesocosm. Ammonium nitrate solution with different concentrations (6,87; 13,75 and 27,50 mg L⁻¹) are added to these at periodic time intervals. Subsequently, water samples are taken in the anaerobic region of the mesocosm to determine the concentration changes of the analytes.

Results: Traces of nitrate ions reached the sampling point at a depth of 25 cm. In contrast, the TNb concentration shows a steady decrease over the three-week course, although 100 kg N per hectare in one year of ammonium nitrate solution was given into the mesocosm.

Conclusion: From the results it can be concluded that overfertilization of the peat due to the limited mobility of the ions or the biochemical degradation mechanisms shows only short-term effects at a depth of 25 cm. This means that peatlands are exposed to an excess of nutrients for some days through the agriculture use in the neighbourhood with nitrogen inputs of up to 50 kg N per hectare in one year.

Key words: peat, mesocosm, nitrogen, nitrate, ammonium, fertilizer, constructed wetland, Pürgschachener moor

6. Quellenverzeichnis

Die Methodik der Kennzeichnung fremden geistigen Eigentums folgte nach dem Zitierleitfaden des Instituts für Geographie und Regionalforschung, der eine Formvorschrift für das korrekte Zitieren im wissenschaftlichen Kontext bietet. (vgl. RUMPOLT und GLADE 2012)

6.1 Literaturverzeichnis

ÁLVAREZ-SALGADO X.A., MILLER A.E.J. (1998): Simultaneous determination of dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen in seawater by high temperature catalytic oxidation: conditions for precise shipboard measurements. – In: *Marine Chemistry* 62 (3), 325-333.

AMHA Y. und BOHNE H. (2011): Denitrification from the horticultural peats: Effects of pH, nitrogen, carbon, and moisture contents. – In: *Biology and Fertility of Soils* 47 (3), 293-302.

BLIEFERT C. und BLIEFERT F. (2002³): *Umweltchemie*. – Weinheim.

BROCKHAUS ENZYKLOPÄDIE (o.J.): *Schadstoffe*;

<http://brockhaus.at/ecs/enzy/article/schadstoffe> [04.04.2019].

CAMERON S.G. und SCHIPPER L.A. (2010): Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds. In: *Ecology Engineering* 36, 1588-1595.

COLDITZ G. (1994): *Auen, Moore, Feuchtwiesen : Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten*. – Basel.

DIRNBÖCK T., DJUKIC I., KITZLER B., KOBLER J., MOL-DIJKSTRA J.P., POSCH M., REINDS G. J., SCHLUTOW A., STARLINGER F. und WAMELINK W.G.W. (2017): Climate and air pollution impacts on habitat suitability of Austrian forest ecosystems. – In: *PLOS ONE* 12 (9), 1-16;
DOI: 10.1371/journal.pone.0184194

DGUV (Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung) (Hrsg.) (2019): *GESTIS Stoffdatenbank*; <http://gestis.itrust.de/> [07.03.2019].

EASTAUGH C.S., PÖTZELSBERGER E., HASENAUER H. und ABRAMS M. (2011): Assessing the impacts of climate change and nitrogen deposition on Norway spruce. – In: *Tree Physiology* 31 (3), 262-274.

EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) (2018): Status Report 1/2018. Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components; https://emep.int/publ/reports/2018/EMEP_Status_Report_1_2018.pdf [23.05.2019].

FÖRSTNER U. (2012⁸): Umweltschutztechnik. – Berlin.

GHANE E., FAUSEY N.R und BROWN L.C. (2015): Modeling nitrate removal in a denitrification bed. – In: Water Research 71, 294-305.

GLATZEL S. (2019): Persönliche Mitteilung vom 04.02.2019.

GROß M. (2012): Stickstoffkreislauf: zu viel des Guten? – In: Nachrichten aus der Chemie 60 (4), 451-453.

GUNES K. (2007): Restaurant Wastewater Treatment by Constructed Wetlands. – In: Clean-Soil Air Water 35, 571-575.

HELLEBRAND H.J. und SCHOLZ V. (2000): Bestimmung bodenbürtiger Spurengasflüsse beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. – In: Agrartechnische Forschung 6 (4), 74-79.

HOPP V. (2018): Chemische Kreisläufe in der Natur. – Berlin.

IRWIN N.B., IRWIN E.G., MARTIN J.F. und ARACENA P. (2018): Constructed wetlands for water quality improvements: Benefit transfer analysis from Ohio. – In: Journal of Environmental Management 206 (1), 1063-1071.

JIN M., CARLOS J., MCCONNEL R., HALL G. und CHAMPAGNE P. (2017): Peat as Substrate for Small-Scale Constructed Wetlands Polishing Secondary Effluents from Municipal Wastewater Treatment Plant. In: Water 9 (12), 928-941.

JIRSA F., NEUBAUER E., KITTINGER R., HOFMANN T., KRACHLER R., VON DER KAMMER F. und KEPPLER B. (2013): Natural organic matter and iron export from the Tanner Moor, Austria. – In: Limnologia 43 (2), 239-244.

KLEIMEIER C., KARSTEN U. und LENNARTZ B. (2014): Suitability of degraded peat for constructed wetlands — Hydraulic properties and nutrient flushing. — In: *Geoderma* 228 und 229 (9), 25-32;

DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.12.026

KLEIMEIER C., LIU H., REZANEZHAD F. und LENNARTZ B. (2018): Nitrate Attenuation in Degraded Peat Soil-Based Constructed Wetlands. — In: *Water* 10 (4), 355-368.

LAMPERT W. und SOMMER U. (1999²): *Limnoökologie*. — New York.

LANGE F.M., MOOR H., LEHMANN A., HAAFF J. und STAHR K. (2017): *Bodenmanagement in der Praxis: Vorsorgender und nachsorgender Bodenschutz – Baubegleitung – Bodenschutzrecht*. — Wiesbaden.

MCCARTER C.P.R., WEBER T.K.D. und PRICE J.S. (2018): Competitive transport processes of chloride, sodium, potassium, and ammonium in fen peat. — In: *Journal of Contaminant Hydrology* 217 (10), 17-31.

MÖLLER A., KAISER K. und GUGGENBERGER G. (2005): Dissolved organic carbon and nitrogen in precipitation, throughfall, soil solution, and stream water of the tropical highlands in northern Thailand. — In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168 (5), 649-659.

PARACELTUS (1589): *Septem defensiones*. — Basel.

PETICZKA R. (2018): Persönliche Mitteilung vom Oktober 2018.

POHLING R. (2015): *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*. — Berlin.

POZSGAI E., GALAMBOS I., DÓKA G. und CSÓKA L. (2018): Use of hydrodynamic cavitation with additional high purity water for thermal water treatment. — In: *Chemical Engineering and Processing* 128 (6), 77-79.

RIEDEL E. und JANIAC C. (2015⁹): *Anorganische Chemie*. — Berlin.

RUMPOLT P.A. und GLADE T. (2012): Zitierempfehlung des Instituts für Geographie und Regionalforschung der Universität Wien. Ein Leitfaden für korrektes Zitieren im wissenschaftlichen Kontext. – Wien; auch online unter:
<http://geographie.univie.ac.at/zitierleitfaden> [14.10.2018].

SCHAEFER M. (2012⁵): Wörterbuch der Ökologie. – Heidelberg.

SHAND C.A., WILLIAMS B.L. und COUTTS G. (2008): Determination of N-species in soil extracts using microplate techniques. – In: *Talanta* 74 (4), 648-654.

SHIMADZU (o.J.): Gebrauchsanweisung für TOC-L und TNM-L;
<https://www.shimadzu.de/toc-control-lv> [07.06.2019].

SCHNEIDER J. (1998): Kartierung der nassen Deposition in Österreich. – Wien.

SCHNETZER B. und LEHNERS C. (2014): Determination of nitrate plus nitrite in small volume marine water samples using vanadium(III)chloride as a reduction agent. – In: *Marine Chemistry* 160 (3), 91-98.

SIGG L. und STUMM W. (1994): *Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer*. – Zürich.

SPEKTRUM.DE (1999): Lexikon der Biologie;
<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/mesokosmos/42311> [24.05.2019].

STATISTIK AUSTRIA (2018a): Bevölkerung am 1.1.2018 nach Gemeinden. – Wien.

STATISTIK AUSTRIA (2018b): Bevölkerung der Politischen Bezirke mit 1.1.2018. – Wien.

STEFANAKIS A., AKRATOS C.S. und TSIHRINTZIS V.A. (2014): *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. – Amsterdam.

WARNEKE S., SCHIPPER L.A., BRUESEWITZ D.A., McDONALD I. und (2011a): Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification bed. – In: *Ecological Engineering* 37 (3), 511-522.

WARNEKE S., SCHIPPER L.A., MATIASEK M.G., SCOW K.M., CAMERON S., BRUESEWITZ D.A. und MCDONALD I. (2011b): Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. – In: Water Research 45 (17), 5463-5475.

WILLMES A. (2001²): Taschenbuch. Chemische Substanzen. – Frankfurt am Main.

WINTEREDER S. (2017): Die Vegetation des Pürgschachenmoores und ihre Entwicklung seit Beginn des 20. Jahrhunderts. – Diplomarbeit, Universität Wien, Wien.

WWF (World Wide Fund for Nature) ÖSTERREICH (2011): Moore im Klimawandel. – Wien.

ZAMG (2017): Klimatothek;

<http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimatothek> [19.05.2019].

6.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der Kreislauf des Stickstoffs (Quelle: HOPP 2018: 33; ergänzt durch BLIEFERT 2002 ³ : 176; eigene Darstellung).....	3
Abbildung 2: Schematischer Aufbau einer VFCW Anlage (Quelle: STEFANAKIS et al. 2014: 22; eigene Darstellung).....	9
Abbildung 3: Lagekarte Pürgschachener Moor im Ennstal (Quelle: http://www.austrianmap.at/ [13.02.2019]; eigene Darstellung)	14
Abbildung 4: Pürgschachener Moor; Luftbildaufnahme mit Blickrichtung Osten (Quelle: https://www.moor-ardning.at/bilder [13.02.2019])	15
Abbildung 5: Probenstandort innerhalb der Hochmoorfläche (Quelle: WINTEREDER 2017: 6; eigene Darstellung).....	16
Abbildung 6: Adaptiertes PVC-Rohr für Mesokosmenexperiment	19
Abbildung 7: Schematischer Aufbau des Mesokosmos (Quelle: www.heizman24.de [24.05.2019]; eigene Darstellung).....	19
Abbildung 8: Übersichtskarte zur nassen Stickstoffdeposition in Österreich im Jahr 1994 (Quelle: SCHNEIDER 1998; eigene Darstellung).....	23
Abbildung 9: Gesamte Stickstoffdeposition in kg N ha ⁻¹ im Jahr 2010 in Österreich (Quelle: EASTAUGH et al. 2011: 267; eigene Darstellung).....	24
Abbildung 10: Probenvorbereitung links; deutlicher Verlust der Farbtintensität vor der Analyse rechts (eigene Darstellung).....	31
Abbildung 11: Ergebnisse der quantitativen Nitrat Analyse	33
Abbildung 12: Ergebnisse der quantitativen Nitrit Analyse	34
Abbildung 13: Ergebnisse der quantitativen Ammonium Analyse	35
Abbildung 14: Ergebnisse der quantitativen DOC Analyse	37
Abbildung 15: Ergebnisse der quantitativen TNb Analyse.....	38
Abbildung 16: Bodenprofil des Torfkerns nach dem Mesokosmenexperiment.....	41
Abbildung 17: Bodenprofil des Torfkerns mit kleineren Störzonen nach dem Mesokosmenexperiment	42
Abbildung 18: Zusammengefasste Ergebnisdiagramme der quantitativen photometrischen Analyse	44
Abbildung 19: Ergebnisse der quantitativen DOC Analyse	48

Abbildung 20: Ergebnisse der quantitativen TNb Analyse.....	49
---	----

6.3 Tabellenverzeichnis

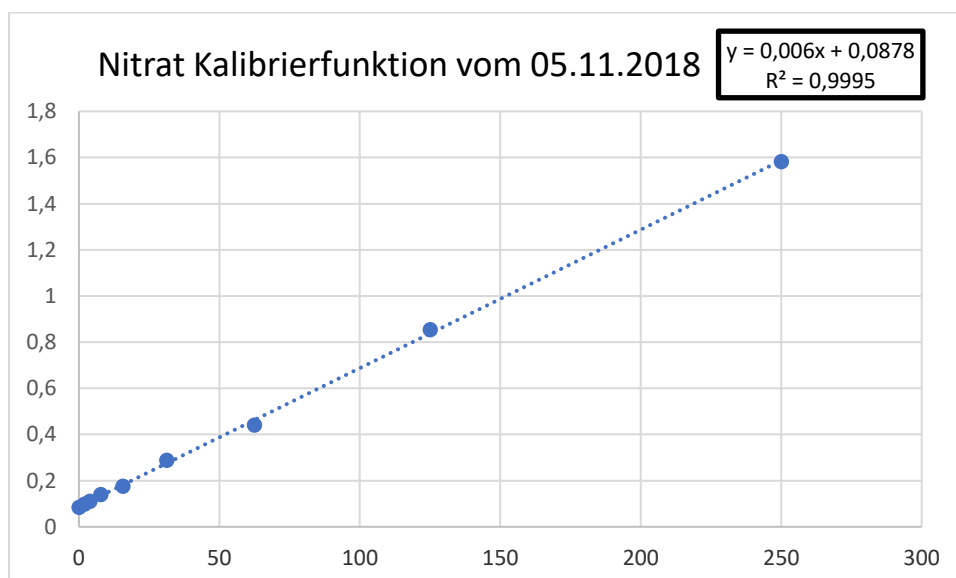
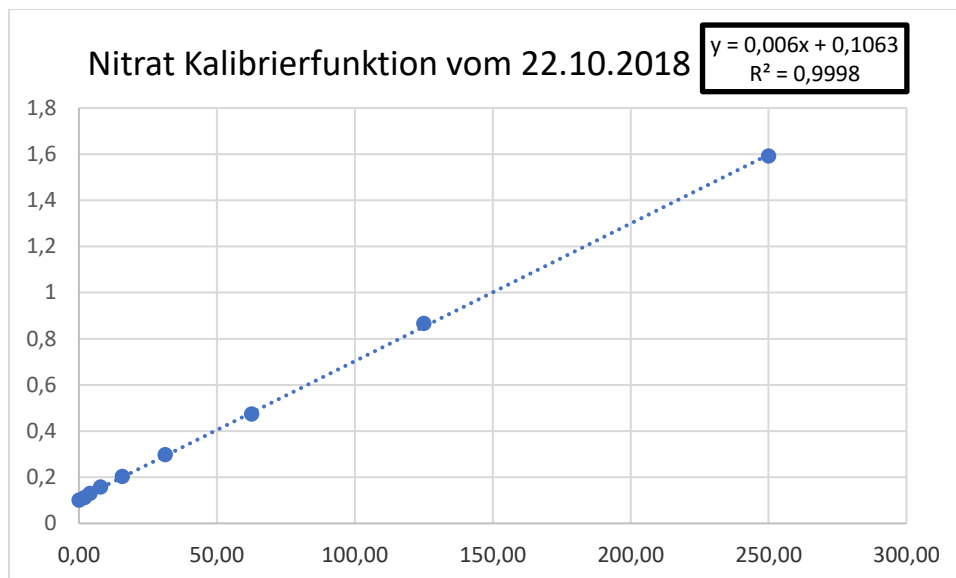
Tabelle 1: Trinkwassergrenzwerte der WHO zu ausgewählten Stickstoffverbindungen	1
Tabelle 2: Löslichkeitstabelle von Düngemittelbestandteilen bei 293K	11
Tabelle 3: Übersicht des Probeneintrags mit der jeweiligen Konzentration zu den festgelegten Zeitpunkten	20
Tabelle 4: Zeitpunkte der sechzehn Probennahmen und drei Einträge	21
Tabelle 5: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Nitrats	27
Tabelle 6: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Nitrits	28
Tabelle 7: Verdünnungsreihe für die Kalibriergerade des Ammoniums.....	29
Tabelle 8: Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert ausgewählter Wasserproben.....	38

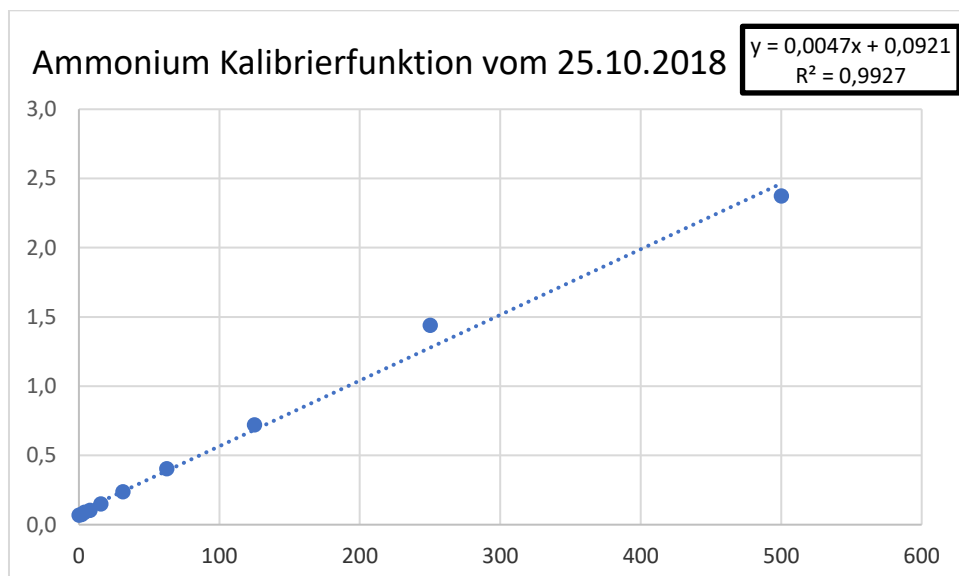
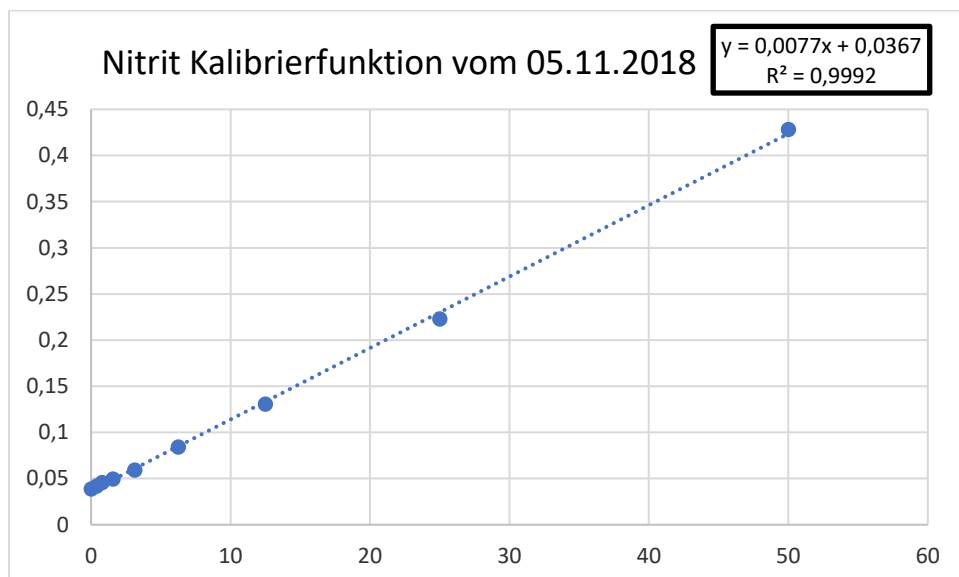
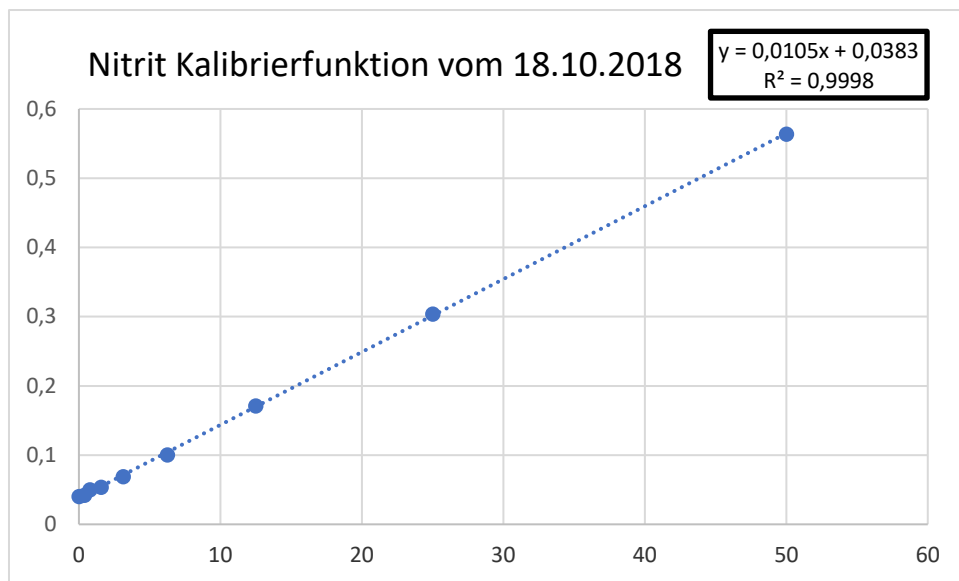
7. Anhang

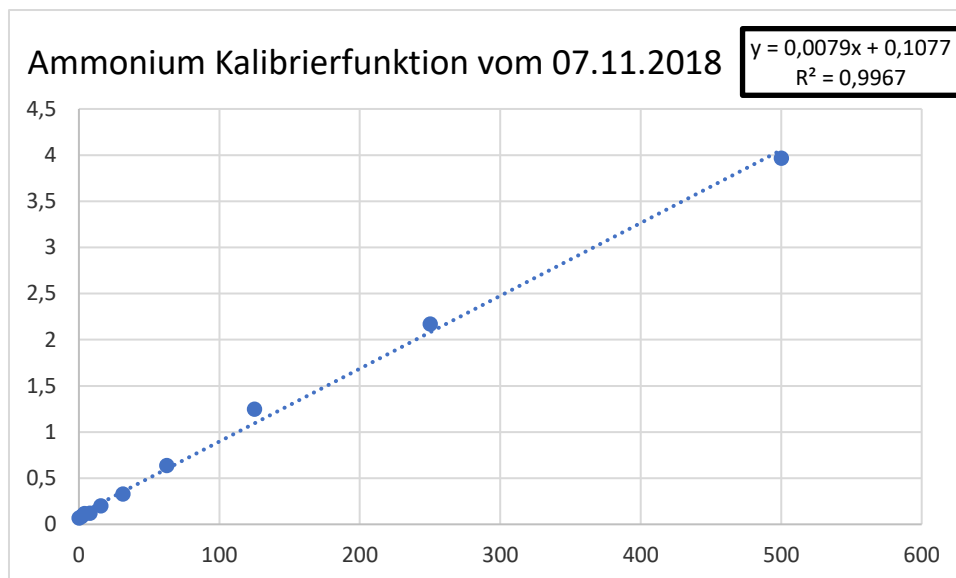
Im Anhang befinden sich zunächst die Kalibrierfunktionen der einzelnen Analysenschritte. Darauf folgen die Primärdaten aus den Analysen mit entsprechenden Datenmasken.

7.1 Kalibrierfunktionen der photometrischen Analysen

Zu jedem Analyten wurde je photometrischer Messung eine Kalibrierfunktion aus den Werten der Standardreihe erstellt.







7.2 Primärdaten aus den Analysen

In diesem Kapitel sind die unbearbeiteten Daten inklusive einer Datenmaske zu den einzelnen Analysen zu finden. Sie dienen als Grundlage zur Berechnung bzw. Erstellung der Ergebnisdiagramme.

Anmerkungen zu den Primärdaten:

- Bei den photometrischen Analysen wird zuerst die Datenmaske mit den Zeitpunkten der Probenahme abgebildet. Danach folgen die Tabellen mit den Extinktionswerten.
- Die Kommastellen der abgebildeten Werte sind aufgrund des Platzangebots reduziert worden.

7.2.1 Photometrische Nitrat-Analyse

Platteneinteilung 22.10. [µmol L ⁻¹]											
500 Standard	250 Standard	125 Standard	62,5 Standard	31,25 Standard	15,625 Standard	0,78125 Standard	3,90625 Standard	1,9531 Standard	Blank	Blank	Blank
t0 #1	t3 #1	t3 #1	t4 #1	t4 #1	t5 #1	t5 #1	t6 #1	t6 #1	t10 #1	t10 #1	t15 #1
t0 #2	t3 #2	t3 #2	t4 #2	t4 #2	t5 #2	t5 #2	t6 #2	t6 #2	t10 #3	t10 #3	t15 #2
t0 #3	t3 #3	t3 #3	t4 #3	t4 #3	t5 #3	t5 #3	t6 #3	t6 #3	t10 #5	t10 #5	t15 #3
t0 #4	t3 #4	t3 #4	t4 #4	t4 #4	t5 #4	t5 #4	t6 #4	t6 #4	t10 #6	t10 #6	t15 #4
t0 #5	t3 #5	t3 #5	t4 #5	t4 #5	t5 #5	t5 #5	t6 #5	t6 #5	25kg	t15 #1	t15 #5
t13 #1	t13 #2	t13 #3	t13 #4	t13 #5	t14 #1	t14 #2	t14 #3	t14 #4	t14 #5	t15 #2	t15 #4
t13 #1	t13 #2	t13 #3	t13 #4	t13 #5	t14 #1	t14 #2	t14 #3	t14 #4	t14 #5	t15 #3	t15 #5

Platteneinteilung 05.11. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]											
500 Standard	250 Standard	125 Standard	62,5 Standard	31,25 Standard	15,625 Standard	0,78125 Standard	3,90625 Standard	1,9531 Standard	Blank	Blank	Blank
t15 #1	t20 #1	t20 #1	t21 #1	t21 #1	t22 #1	t22 #1	t23 #1	t23 #1	Blank	Blank	Blank
t15 #2	t20 #2	t20 #2	t21 #2	t21 #2	t22 #2	t22 #2	t23 #2	t23 #2	Blank	Blank	Blank
t15 #3	t20 #3	t20 #3	t21 #3	t21 #3	t22 #3	t22 #3	t23 #3	t23 #3	----	----	----
t15 #4	t20 #4	t20 #4	t21 #4	t21 #4	t22 #4	t22 #4	t23 #4	t23 #4	----	----	----
t15 #5	t20 #5	t20 #5	t21 #5	t21 #5	t22 #5	t22 #5	t23 #5	t23 #5	----	----	----
t24 #1	t24 #5	t24 #4	t24 #3	t25 #1	t25 #3	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5
t24 #1	t24 #5	t24 #4	t24 #3	t25 #1	t25 #3	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5

Extinktionswerte des Nitrats vom 22.10. []												
Wellenlänge 540 nm				Anzahl der Blitze 25				Startzeit: 22.10.2018 21:45:13			Temperatur: 22.6 °C	
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	2,5302	1,5914	0,8658	0,4732	0,2969	0,2028	0,1575	0,1291	0,1113	0,0979	0,0974	0,0996
B	0,1555	0,1249	0,1259	0,1271	0,1274	0,1284	0,1249	0,1254	0,1441	0,1361	0,1259	0,1475
C	0,1666	0,1268	0,1321	0,1471	0,1229	0,1399	0,1428	0,1667	0,1642	0,1255	0,1242	0,1465
D	0,1236	0,1201	0,1189	0,1124	0,1209	0,1229	0,1276	0,1246	0,1217	0,1182	0,1184	0,1229
E	0,1175	0,1185	0,1025	0,1211	0,1307	0,1184	0,1181	0,1186	0,1183	0,1366	0,1257	0,1213
F	0,1410	0,1148	0,1134	0,1140	0,1145	0,1162	0,1158	0,1177	0,1170	2,5683	0,1539	0,1892
G	0,1319	0,1424	0,1289	0,1217	0,1221	0,1723	0,1573	0,1298	0,1316	0,1173	0,1406	0,1310
H	0,1271	0,1432	0,1189	0,1199	0,1196	0,1810	0,1538	0,1269	0,1242	0,1162	0,1236	0,1164

Extinktionswerte des Nitrats vom 05.11. []												
Wellenlänge 540 nm				Anzahl der Blitze 25				Startzeit: 05.11.2018 19:51:54			Temperatur: 22.6 °C	
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	2,4791	1,5798	0,8494	0,4368	0,2863	0,1753	0,1399	0,1105	0,0981	0,0830	0,0952	0,0869
B	0,1233	0,1246	0,1235	0,1437	0,1513	0,2094	0,1948	0,1391	0,1418	0,0902	0,0847	0,0817
C	0,1298	0,1465	0,1442	0,2028	0,1475	0,1215	0,1183	0,1160	0,1147	0,0872	0,0827	0,0801
D	0,1181	0,1471	0,1188	0,1318	0,1283	0,1288	0,1259	0,1012	0,1030	----	----	----
E	0,1275	0,1163	0,1132	0,1588	0,1331	0,1073	0,1044	0,1485	0,1071	----	----	----
F	0,1012	0,1023	0,1039	0,1010	0,1011	0,1016	0,0984	0,1015	0,1011	----	----	----
G	0,1351	0,1097	0,1026	0,1002	0,1163	0,1182	0,1047	0,1027	0,1191	0,1099	0,1138	0,1119
H	0,1361	0,1069	0,0988	0,0974	0,1142	0,1001	0,1091	0,1105	0,1195	0,1180	0,1222	0,1140

7.2.2 Photometrische Nitrit-Analyse

Platteneinteilung 18.10. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]											
100 Standard	50 Standard	25 Standard	12,5 Standard	6,25 Standard	3,125 Standard	1,5625 Standard	0,78125 Standard	0,391 Standard	Blank	Blank	Blank
100 Standard	50 Standard	25 Standard	12,5 Standard	6,25 Standard	3,125 Standard	1,5625 Standard	0,78125 Standard	0,391 Standard	Blank	Blank	Blank
t0 #1	t3 #1	t3 #1	t4 #1	t4 #1	t5 #1	t5 #1	t6 #1	t6 #1	t10 #1	t10 #1	t13 #1
t0 #2	t3 #2	t3 #2	t4 #2	t4 #2	t5 #2	t5 #2	t6 #2	t6 #2	----	----	t13 #2
t0 #3	t3 #3	t3 #3	t4 #3	t4 #3	t5 #3	t5 #3	t6 #3	t6 #3	t10 #3	t10 #3	t13 #3
t0 #4	t3 #4	t3 #4	t4 #4	t4 #4	t5 #4	t5 #4	t6 #4	t6 #4	t10 #4	t10 #4	t13 #4
t0 #5	t3 #5	t3 #5	t4 #5	t4 #5	t5 #5	t5 #5	t6 #5	t6 #5	t10 #5	t10 #5	t13 #5
t0 #1	t0 #2	t0 #3	----	t0 #4	t0 #5	t13 #1	t13 #2	t13 #3	----	t13 #4	t13 #5

Platteneinteilung 05.11. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]											
100 Standard	50 Standard	25 Standard	12,5 Standard	6,25 Standard	3,125 Standard	1,5625 Standard	0,78125 Standard	0,391 Standard	Blank	Blank	Blank
t13 #1	t14 #1	t15 #1	t15 #1	t20 #1	t20 #1	t21 #1	t21 #1	t22 #1	t22 #1	t23 #1	t23 #1
t13 #2	t14 #2	t15 #2	t15 #2	t20 #2	t20 #2	t21 #2	t21 #2	t22 #2	t22 #2	t23 #2	t23 #2
t13 #3	t14 #3	t15 #3	t15 #3	t20 #3	t20 #3	t21 #3	t21 #3	t22 #3	t22 #3	t23 #3	t23 #3
t13 #4	t14 #4	t15 #4	t15 #4	t20 #4	t20 #4	t21 #4	t21 #4	t22 #4	t22 #4	t23 #4	t23 #4
t13 #5	t14 #5	t15 #5	t15 #5	t20 #5	t20 #5	t21 #5	t21 #5	t22 #5	t22 #5	t23 #5	t23 #5
t24 #1	t24 #3	t24 #4	t24 #5	t25 #1	----	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5
t24 #1	t24 #3	t24 #4	t24 #5	t25 #1	t25 #3	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5

Extinktionswerte des Nitrits vom 19.10. []												
Wellenlänge 540 nm				Anzahl der Blitze 25			Startzeit: 19.10.2018 21:52:16			Temperatur: 24.4 °C		
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	1,0587	0,5463	0,3028	0,1654	0,1014	0,0685	0,0522	0,0459	0,0423	0,0389	0,0383	0,0386
B	1,0425	0,5639	0,3039	0,1711	0,1002	0,0690	0,0535	0,0498	0,0423	0,0412	0,0418	0,0428
C	0,0989	0,0993	0,0972	0,1051	0,0955	0,0901	0,0875	0,0896	0,0917	0,0942	0,0875	0,0919
D	0,1187	0,0942	0,0915	0,0930	0,0855	0,0950	0,0960	0,1531	0,1435	----	----	0,1145
E	0,0868	0,0848	0,0813	0,0864	0,0819	0,0837	0,0867	0,0850	0,0824	0,0883	0,0904	0,0861
F	0,0785	0,0820	0,0755	0,0748	0,0795	0,0798	0,0758	0,0808	0,0773	0,0798	0,0796	0,0813
G	0,0847	0,0759	0,0751	0,0768	0,0712	0,0728	0,0708	0,0749	0,0732	0,0808	0,0740	0,0754
H	0,0966	0,1088	0,0902	----	0,0833	0,0872	0,0951	0,1187	0,0852	----	0,0824	0,0729

Extinktionswerte des Nitrits vom 05.11. []												
Wellenlänge 540 nm				Anzahl der Blitze 25			Startzeit: 05.11.2018 19:38:08			Temperatur: 21.8 °C		
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	0,7608	0,4280	0,2229	0,1307	0,0840	0,0592	0,0495	0,0457	0,0420	0,0387	0,0388	0,0392
B	0,0759	0,0977	0,0991	0,0985	0,0881	0,0924	0,1696	0,1240	0,1350	0,1301	0,1031	0,1048
C	0,0850	0,1106	0,1039	0,1029	0,1326	0,1168	0,0897	0,1016	0,0798	0,0834	0,0749	0,0731
D	0,0707	0,0709	0,0711	0,0719	0,0706	0,0725	0,0719	0,1046	0,0703	0,0684	0,0650	0,0646

E	0,0703	0,0684	0,0693	0,0693	0,0688	0,0695	0,0702	0,0693	0,0696	0,0685	0,0679	0,0689
F	0,0648	0,0621	0,0677	0,0641	0,0668	0,0679	0,0670	0,0640	0,0647	0,0855	0,0669	0,0631
G	0,0972	0,0679	0,0635	0,0617	0,0795	----	0,0692	0,0612	0,0777	0,0676	0,0656	0,0620
H	0,1008	0,0700	0,0630	0,0615	0,0773	0,0686	0,0684	0,0605	0,0830	0,0683	0,0656	0,0604

7.2.3 Photometrische Ammonium-Analyse

Platteneinteilung 25.10. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]												
500 Standard	250 Standard	125 Standard	62,5 Standard	31,25 Standard	15,625 Standard	0,78125 Standard	3,90625 Standard	1,9531 Standard	Blank	Blank	Blank	
t0 #1	t3 #1	t3 #1	t4 #1	t4 #1	t5 #1	t5 #1	t6 #1	t6 #1	t10 #1	t10 #1	t15 #1	
t0 #2	t3 #2	t3 #2	t4 #2	t4 #2	t5 #2	t5 #2	t6 #2	t6 #2	t10 #3	t10 #3	t15 #2	
t0 #3	t3 #3	t3 #3	t4 #3	t4 #3	t5 #3	t5 #3	t6 #3	t6 #3	t10 #5	t10 #5	t15 #3	
t0 #4	t3 #4	t3 #4	t4 #4	t4 #4	t5 #4	t5 #4	t6 #4	t6 #4	t10 #6	t10 #6	t15 #4	
t0 #5	t3 #5	t3 #5	t4 #5	t4 #5	t5 #5	t5 #5	t6 #5	t6 #5	25kg	t15 #1	t15 #5	
t13 #1	t13 #2	t13 #3	t13 #4	t13 #5	t14 #1	t14 #2	t14 #3	t14 #4	t14 #5	t15 #2	t15 #4	
t13 #1	t13 #2	t13 #3	t13 #4	t13 #5	t14 #1	t14 #2	t14 #3	t14 #4	t14 #5	t15 #3	t15 #5	

Platteneinteilung 07.11. [$\mu\text{mol L}^{-1}$]												
500 Standard	250 Standard	125 Standard	62,5 Standard	31,25 Standard	15,625 Standard	0,78125 Standard	3,90625 Standard	1,9531 Standard	Blank	Blank	Blank	
t15 #1	t20 #1	t20 #1	t21 #1	t21 #1	t22 #1	t22 #1	t23 #1	t23 #1	Blank	Blank	Blank	
t15 #2	t20 #2	t20 #2	t21 #2	t21 #2	t22 #2	t22 #2	t23 #2	t23 #2	Blank	Blank	Blank	
t15 #3	t20 #3	t20 #3	t21 #3	t21 #3	t22 #3	t22 #3	t23 #3	t23 #3	----	----	----	
t15 #4	t20 #4	t20 #4	t21 #4	t21 #4	t22 #4	t22 #4	t23 #4	t23 #4	----	----	----	
t15 #5	t20 #5	t20 #5	t21 #5	t21 #5	t22 #5	t22 #5	t23 #5	t23 #5	----	----	----	
t24 #1	t24 #5	t24 #4	t24 #3	t25 #1	t25 #3	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5	
t24 #1	t24 #5	t24 #4	t24 #3	t25 #1	t25 #3	t25 #4	t25 #5	t26 #1	t26 #3	t26 #4	t26 #5	

Extinktionswerte des Ammoniums vom 25.10. []												
Wellenlänge 660 nm			Anzahl der Blitze 25			Startzeit: 25.10.2018 16:21:47			Temperatur: 22.6 °C			
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	2,3738	1,4395	0,7197	0,4025	0,2366	0,1499	0,1024	0,0886	0,0736	0,0671	0,0685	0,0693
B	0,7238	0,7081	0,6854	0,6726	0,7317	0,7037	0,6251	0,6237	0,6985	0,6445	0,7422	0,7551
C	0,9502	0,8455	0,7307	0,9326	0,7720	0,8237	0,9742	0,9673	0,8887	0,9593	0,7664	1,1214
D	1,0014	0,9558	0,9967	1,0872	1,0335	1,5792	0,8075	1,0435	1,0526	0,5672	0,6009	1,1568
E	0,6543	0,6050	0,5708	0,5624	0,6313	0,6651	0,5659	0,5592	0,6873	0,5315	0,7293	0,6938
F	0,7340	0,7850	0,6725	0,6496	0,6450	0,7580	0,7679	0,6949	0,6794	2,0203	0,7738	0,7250
G	0,7758	0,8803	1,0335	0,5755	0,7130	0,6120	0,8853	0,9245	0,5537	0,8012	0,8647	0,6443
H	0,8215	0,8100	1,2056	0,5759	0,6513	0,7427	0,8411	1,2001	0,5178	0,6526	0,9712	0,7844

Extinktionswerte des Ammoniums vom 07.11. []												
Wellenlänge 660 nm			Anzahl der Blitze 25			Startzeit: 07.11.2018 20:40:24			Temperatur: 21.6 °C			
<>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	3,9690	2,1710	1,2500	0,6389	0,3299	0,1999	0,1217	0,1183	0,0855	0,0702	0,0695	0,0693
B	0,8722	0,7732	0,8022	0,6844	0,6430	0,7003	0,7573	0,8362	0,5366	0,0690	0,0722	0,0710
C	1,0679	0,9638	0,9002	1,0095	0,8311	1,1872	1,0294	2,3322	1,5178	0,0727	0,0719	0,0684
D	1,0059	1,1155	0,9809	0,8064	0,7607	0,9204	0,9861	1,2539	0,8414	----	----	----
E	0,6293	0,8285	0,5899	0,5309	0,4621	0,5673	0,6224	0,7205	0,5637	----	----	----
F	0,5454	0,7030	0,6948	0,5705	0,5309	0,7223	0,6824	0,8036	0,6359	----	----	----
G	0,8075	0,6106	0,5091	1,2432	0,6337	0,8688	0,5341	0,7609	0,7572	0,8743	0,5060	0,5048
H	0,7689	0,6718	0,4974	0,8410	0,5948	0,9920	0,5833	0,7345	0,6561	0,7024	0,5250	0,4944

7.2.4 DOC- und TNb-Analyse

Art der Analyse	Probenname + Anmerkungen	Ergebnis (DOC)	Ergebnis (TNb)	Einheit	Datum & Uhrzeit
DOC/TNb	±0h #1	101,6	7.231	mg/L	30.11.2018 19:27:19
DOC/TNb	±0h #2	170,2	11.47	mg/L	30.11.2018 19:43:18
DOC/TNb	±0h #3	138,5	8.964	mg/L	30.11.2018 19:59:15
DOC/TNb	±0h #4	127,1	6.058	mg/L	30.11.2018 20:14:55
DOC/TNb	±0h #5	98,66	7.642	mg/L	30.11.2018 20:34:52
DOC/TNb	+194h #1	118,4	7.527	mg/L	30.11.2018 20:50:18
DOC/TNb	+194h #2	158,2	12.53	mg/L	30.11.2018 21:06:18
DOC/TNb	+194h #3	130,8	8.788	mg/L	30.11.2018 21:22:21
DOC/TNb	+194h #4	123,7	5.883	mg/L	30.11.2018 21:38:23
DOC/TNb	+194h #5	107,0	6.233	mg/L	30.11.2018 21:54:15
DOC/TNb	+329h #1	89,27	5.031	mg/L	30.11.2018 22:09:50
DOC/TNb	+329h #2	144,7	9.554	mg/L	30.11.2018 22:25:34
DOC/TNb	+329h #3	84,02	5.378	mg/L	30.11.2018 22:41:13
DOC/TNb	+329h #4	122,6	5.610	mg/L	30.11.2018 22:57:17

DOC/TNb	+329h #5	76,32	4.208	mg/L	30.11.2018 23:12:46
DOC/TNb	+456h #1	77,99	5.043	mg/L	30.11.2018 23:28:36
DOC/TNb	+456h #3	94,09	5.751	mg/L	30.11.2018 23:44:19
DOC/TNb	+456h #4	69,19	3.288	mg/L	30.11.2018 23:59:40
DOC/TNb	+456h #5	68,44	4.001	mg/L	01.12.2018 00:14:54
DOC/TNb	+529h #1	68,23	4.488	mg/L	01.12.2018 00:30:13
DOC/TNb	+529h #3	78,03	4.859	mg/L	01.12.2018 00:50:05
DOC/TNb	+529h #4	83,63	3.782	mg/L	01.12.2018 01:05:23
DOC/TNb	+529h #5	58,35	3.480	mg/L	01.12.2018 01:20:42
DOC/TNb	Moorwasser <i>des Pürgschachenermoors</i>	44,32	0.9789	mg/L	01.12.2018 01:35:58
DOC/TNb	Moorwasser <i>des Pürgschachenermoors</i>	44,18	0.9780	mg/L	01.12.2018 01:51:18
DOC/TNb	Moorwasser <i>des Pürgschachenermoors</i>	45,47	1.068	mg/L	01.12.2018 02:06:21
DOC/TNb	+329h #1 <i>Entnahmetiefe -15 cm; auf das Doppelte verdünnt</i>	55,37	3.502	mg/L	01.12.2018 02:21:29
DOC/TNb	+329h #3 <i>Entnahmetiefe -15 cm; auf das Doppelte verdünnt</i>	132,2	9.709	mg/L	01.12.2018 02:37:20