

A) Projektdaten

Allgemeines zum Projekt	
Kurztitel:	FloodFlux
Langtitel:	Greenhouse Gas Emissions from Floodplain Forest – An Underestimated Natural Source?
Zitiervorschlag:	FloodFlux -Treibhausgase aus Auwäldern
Programm inkl. Jahr:	9th Call Austrian Climate Research Programme – ACRP - 2016
Dauer:	01.03.2017 – 29.02.2020
KoordinatorIn/ ProjekteinreicherIn:	Andreas Schindlbacher
Kontaktperson Name:	Andreas Schindlbacher
Kontaktperson Adresse:	Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft - BFW A-1131 Wien, Seckendorff-Gudent-Weg 8
Kontaktperson Telefon:	0043 664 145 85 65
Kontaktperson E-Mail:	andreas.schindlbacher@bfw.gv.at
Projekt- und KooperationspartnerIn (inkl. Bundesland):	Universität für Bodenkultur, Wien Karlsruher Institut für Technologie, Deutschland
Schlagwörter:	Auwald, Treibhausgase, Überflutung
Projektgesamtkosten:	387.405 €
Fördersumme:	248.636 €
Klimafonds-Nr:	KR16AC0K13382
Erstellt am:	30.06.2020

B) Projektübersicht

1 Kurzfassung

Treibhausgas(THG)-Flüsse in gemäßigten Auwäldern wurden bisher selten untersucht, obwohl die besonderen hydrologische Gegebenheiten dazu führen könnten, dass diese Ökosysteme „Hot Spots“ natürlicher Treibhausgasen wie Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) sind. Das Projekt zielte daher darauf ab, die N_2O - und CH_4 -Flüsse im Auwald des Nationalpark Donauauen zu quantifizieren, die Rolle von Klima und Überschwemmungen in aktuellen und zukünftigen Szenarien zu untersuchen und die Auenemissionen mit den THG-Emissionen aus anderen Wäldern zu vergleichen. Das Projekt war auf drei Säulen aufgebaut: 1) intensive THG-Messungen im Feld; 2) hydrodynamische Modellierung und 3) biogeochemische Modellierung.

Treibhausgasflüsse in bzw. aus dem Boden wurden an 18 Feldstandorten gemessen, welche entlang von sechs Transekten über das Nationalparkgebiet verteilt waren. Die Transekte reichten jeweils von einem Bereich in der Nähe eines Gewässers („häufig überflutet“) in leicht erhöhtes Gelände („selten überflutet“) und einen noch höher gelegenen Bereich außerhalb des Marchfelds-Schutzdamms („nicht überflutet“). Boden-THG Flüsse wurden von April 2017 bis März 2019 alle drei Wochen gemessen. Ein Transekt (drei Standorte) diente des Weiteren zu einer intensiveren Untersuchung der Boden-THG-Flüsse in tägliche Auflösung, der THG-Konzentrationen im Boden, der THG-Flüsse in/aus den Oberflächen von Baumstämmen und verschiedener chemischer und physikalischer Umweltparameter.

Alle Böden waren in Summe Netto- CH_4 -Senken und Netto- N_2O -Quellen. Die durchschnittliche kumulative Boden- CH_4 -Aufnahme während der beiden Messjahre lag bei $-3,36 \pm 0,36 \text{ kg C ha}^{-1}$ (häufig überflutet), $-6,74 \pm 0,65 \text{ kg C ha}^{-1}$ (selten überflutet) bzw. $-9,13 \pm 0,32 \text{ kg C ha}^{-1}$ (nicht überflutet) und war damit umso höher, je trockener bzw. weniger oft überschwemmt der Standort war. Die erwarteten hohen CH_4 -Emissionen nach Hochwässern konnten aber nie gemessen werden. Meist kam es nur zu einem Rückgang der CH_4 -Aufnahme oder zu unwesentlichen Emissionen.

Die kumulierten Boden- N_2O -Emissionen betrugen an den nicht überfluteten Standorten $1,24 \pm 0,09 \text{ kg N ha}^{-1}$ und an den selten überfluteten Standorten $1,16 \pm 0,16 \text{ kg N ha}^{-1}$. Signifikant höher ($1,71 \pm 0,15 \text{ kg N ha}^{-1}$) waren die kumulierten Boden- N_2O -Emissionen an den häufig überfluteten Standorten. Die Boden- N_2O -Emissionen waren damit ebenfalls an den feuchtesten Standorten am höchsten. Nach Hochwässern nahmen sie zu, wobei der Anstieg aber nur kurzzeitig und viel geringer als erwartet war.

Baumstammoberflächen waren an allen Standorten Nettoemittenten von CH_4 und N_2O . Die Emissionen aus den Baumstämmen waren im Vergleich zu den THG-Flüsse in/aus dem Boden jedoch gering (CH_4 1-10 %, N_2O 1-4 %).

Die Oberflächen- und Grundwasserhydrologie wirkt steuernd auf verschiedene physikalische und mikrobiologische Prozesse, welche zur Freisetzung oder Aufnahme von CH_4 und/oder N_2O beitragen. Ein integriertes hydrologisches Modell bestehend aus einem 2D-hydrodynamischen Modellsystem und einem Grundwassermodell wurde erstellt, kalibriert und anhand veröffentlichter charakteristischer Wasserstände und Messwerte validiert. Die resultierenden absoluten Wasseroberflächenhöhen und Grundwasserspiegel wurden mit Sohlniveaus kombiniert, was zu einer Klassifizierung der benetzten/nicht benetzten Gebiete sowie zu einer Berechnung der Wasser-/Grundwassertiefen führte. Dieser Ansatz wurde zunächst erfolgreich während eines einzelnen Hochwasserereignisses angewendet, bevor er für eine 19-jährige Zeitreihe (01.01.2000 - 09.07.2019) einschließlich Hochwässern mit Rückkehrperioden von rund 100 Jahren (08.2002 und 06.2013) angewendet wurde. Damit waren die Wasser-/Grundwassertiefen für die gesamte Zeitspanne und für jede der 78.109 Rasterzellen verfügbar, welche anschließend in den biogeochemischen Simulationen weiter verwendet wurden.

Das biogeochemische Modell LandscapeDNDC wurde für die Simulation von Grundwasser-beeinflussten Auwaldökosystemen erweitert und mit den im Projekt gemessenen Umweltparametern und THG-Flüssen kalibriert. Unter Einbeziehung der hydrodynamischen Simulationsergebnisse wurden anschließend 7759 Gitterzellen mit einer Gesamtfläche von ca. 2000 ha simuliert. Die mittleren jährlichen Gesamtemissionen über das gesamte simulierte Gebiet betrugen -4,46 t $\text{CH}_4\text{-C}$ und 1,15 t $\text{N}_2\text{O-N}$. Die Umrechnung beider Emissionen in CO_2 -Äquivalente ergab -202 und 537 t CO_2 -Äquivalente für CH_4 bzw. N_2O . Dies bedeutet, dass fast die Hälfte des Strahlungsantriebs des insgesamt emittierten N_2O durch die CH_4 -Aufnahme ausgeglichen wird. Szenarioanalysen zeigten, dass der Grundwasserspiegel einen signifikanten Einfluss auf die THG-Emissionen ausübt und insbesondere die CH_4 -Aufnahme eine signifikante Korrelation mit dem Flussregime der Donau aufweist. Unter der Annahme einer künftig zunehmenden Anzahl von Hochwasserereignissen (20-jährige Szenariosimulation, bei der zwei Jahre mit geringem Donauabfluss durch ein Jahr mit einem 100-jährlichen Hochwasserereignis ersetzt wurden) zeigte sich, dass die CH_4 -Aufnahme über den Gesamtzeitraum von 20 Jahren nur geringfügig um ca. 1 % zurückging. Die N_2O -Emissionen verringerten sich ebenfalls leicht (-4 %).

Zusammenfassend zeigte das Projekt, dass Überschwemmungen zwar vorübergehend die THG-Flüsse des Bodens beeinflussen, die Auswirkungen jedoch viel geringer sind als ursprünglich erwartet. Es gibt somit keine Hinweise darauf, dass heimische Auenwälder „Hot-Spots“ von CH_4 oder N_2O sind. Dementsprechend besteht auch kein Handlungsbedarf die THG-Flüsse aus Auwäldern, wie jenem im Nationalpark-Donauauen, speziell in der Österreichischen THG-Berichterstattung zu berücksichtigen.

2 Executive Summary

Greenhouse gas (GHG) fluxes from temperate floodplain forests have rarely been studied although hydrological conditions and fast carbon and nutrient cycling could make these ecosystems production “hot spots” for natural GHGs such as nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4). The project aimed at quantifying N_2O and CH_4 fluxes of the Danube National Park floodplain forest, addressing the role of climate and flooding under current and future scenarios, and putting floodplain emissions into context with emissions from other upland forests. The project was built on three pillars: 1) intensive GHG measurements; 2) hydrodynamic modelling; and 3) biogeochemical modelling.

Soil GHG fluxes were monitored at 18 field sites which were arranged along six transects, each reaching from a location close to a water body (“frequently flooded”) towards slightly elevated terrain (“infrequently flooded”) and a more upland location outside the Marchfeld-dyke (“not flooded”). Soil GHG fluxes were measured every third week from April 2017 to March 2019. A single transect (three sites) served for intensive monitoring of soil GHG fluxes (daily), stem surface GHG fluxes, in-soil GHG concentrations, and environmental parameters. Soil CH_4 and N_2O fluxes showed high variability in space and time, but soils at all sites served as net CH_4 sinks and net N_2O sources. The average cumulative soil CH_4 uptake throughout the two measurement years ranged between $-3.36 \pm 0.36 \text{ kg C ha}^{-1}$ (frequently flooded), $-6.74 \pm 0.65 \text{ kg C ha}^{-1}$ (infrequently flooded), and $-9.13 \pm 0.32 \text{ kg C ha}^{-1}$ (not flooded). The site location had a significant effect on soil CH_4 uptake which further was negatively correlated with soil moisture and positively correlated with soil temperature. We did not observe any CH_4 emission pulses during or after flooding. Cumulative soil N_2O emissions were $1.24 \pm 0.09 \text{ kg N ha}^{-1}$ at the not flooded sites and $1.16 \pm 0.16 \text{ kg N ha}^{-1}$ at the infrequently flooded sites. Cumulative soil N_2O emissions were significantly higher at the flooded sites ($1.71 \pm 0.15 \text{ kg N ha}^{-1}$). Soil N_2O emissions showed a positive correlation with soil moisture. Soil N_2O emissions increased after flooding, but the increase lasted only for a short time and was much lower than expected. Automated soil GHG chambers traced a significant N_2O emission peak during a freeze-thaw event in March 2018. Tree stem surfaces were net emitters of CH_4 and N_2O at all sites but the stem-surface emissions of CH_4 and N_2O were small when compared to the corresponding soil GHG fluxes (CH_4 1-10 %, N_2O 1-4 %).

Surface and ground water hydrology determine the inundation frequency- and duration of any given site/soil in the floodplain. This is crucial in terms of water and nutrient supply, but it also determines if aerobic or anaerobic conditions prevail in the soil matrix and thereby controls soil GHG formation and consumption processes. An integrated hydrological model including a 2D-hydrodynamic modelling system and a groundwater model was set up, calibrated and validated using published characteristic water levels and gauge readings. The resulting absolute water surface elevations (hydrodynamic model) and groundwater levels (groundwater model) were combined with bed levels

resulting in a classification of wetted/non-wetted areas as well as a calculation of water/groundwater depths, respectively. Initially, this approach was successfully applied during a single flood event (02.-11.09.2017; flood peak $5000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) before it was employed for a 19-year time series (01.01.2000 – 09.07.2019) including floods with return periods of around 100 years (08.2002 and 06.2013). Consequentially, the water/groundwater depths are available for the entire time span (interval of 2 hours) and for each raster cell (25x25m), which were further used in the biogeochemical simulations.

The biogeochemical model LandscapeDNDC has been technically extended for the simulation of groundwater influenced floodplain ecosystems and was calibrated with site observations of water content and GHG emissions from the six investigated transects. The model reproduced the pattern of CH_4 uptake along a transect with considerably less uptake at sites next to the river as compared to sites at higher elevation. Subsequently, simulation results of groundwater levels from the hydrologic simulation in combination with available data of plant species distribution was used to create a regional inventory of GHG emissions covering the time period 2000 - 2018. Across the whole simulation period, mean annual emissions of N_2O ($537.03 \text{ t CO}_2\text{-eq yr}^{-1}$) were compensated by approximately 50 % by CH_4 uptake ($-202.18 \text{ t CO}_2\text{-eq yr}^{-1}$). Scenario analyses showed that groundwater level exerts a significant influence on GHG emissions and especially CH_4 uptake showed a significant correlation with the Danube river flow regime. Assuming an increasing number of future flooding events might change the GHG emissions budget, a 20 years scenario simulation, in which two years with low river discharge were replaced by a year with a 100-yr flooding event, led to minimally ($\sim 1 \text{ %}$) decreased CH_4 uptake and slightly ($\sim 4 \text{ %}$) decreased N_2O emissions throughout the 20 years.

In conclusion, the project demonstrated that floods temporarily affected soil N_2O and CH_4 fluxes. However, the observed effects were of much smaller impact than originally expected. There are no indications that the floodplain forests in the Danube National Park act as "hot spots" of natural GHG production. Accordingly, there is no evidence for a special consideration of this, and similar temperate floodplain forests, in the Austrian GHG-reporting.

3 Hintergrund und Zielsetzung

Auwälder gehören zu den produktivsten, dynamischsten und vielfältigsten Ökosystemen der Erde (Tockner & Stanford, 2002). Sie bieten eine breite Palette von Ökosystemleistungen wie hohe Artenvielfalt, Hochwasserretention, Nährstoffsенke, Grundwasserneubildung, Kohlenstoffbindung, Holzproduktion, Erholungsraum und ästhetischen Wert (Tockner et al., 2008). Im Vergleich zu anderen heimischen Wäldern beeinflussen periodische Überschwemmungen die biogeochemische Prozesse wie den Kohlenstoff- (C) und Stickstoff- (N) Kreislauf (McClain et al., 2003). Auwälder werden stark durch die Gewässerhydrologie beeinflusst, die den Grundwasserspiegel sowie das Ein- und Ausströmen von Oberflächenwasser steuert. Überschwemmungen transportieren Sedimente, organische Stoffe und Nährstoffe in den Wald, die sich ablagern und mit dem Ausgangsmaterial vermischen können. Günstige Wasserversorgung und ein periodischer Nährstoffeintrag begünstigen einerseits das Waldwachstum, andererseits könnten sich Auwälder dadurch möglicherweise auch als „Hot Spots“ der Produktion starker Treibhausgase (THG) wie Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) erweisen.

Während große Auwaldsysteme, wie zum Beispiel im Amazonasbecken, bereits als wesentliche natürliche CH_4 - und N_2O -Quellen identifiziert wurden (Figueiredo et al., 2019; Pangala et al., 2015), ist die CH_4 - und N_2O -Senken- oder Quellstärke von gemäßigten Auwäldern noch immer ungewiss. Selbst in den großen europäischen Forschungsprojekten der letzten 15 Jahre (CarboEurope IP, Carbomont, NitroEurope usw.) wurden Auenwälder meist vollkommen ignoriert. Auenwälder machen aber ca. 5% der europäischen Waldfläche aus (Barbati et al., 2011). In den letzten Jahrzehnten besteht ein zunehmender Trend zu einer Renaturierung und einer Wiederverbindung der Auen mit den Hauptflussskörpern (Schiemer et al., 1999; Tockner et al., 1999). Daher wird erwartet, dass sich die Auwaldfläche weiter ausdehnt, was dass die Rolle der Auwälder als Treibhausgassenke- oder -quelle in Zukunft noch wichtiger erscheinen lässt.

Der Klimawandel wird sich auf komplexe Ökosysteme wie Auwälder besonders stark auswirken. Sich ändernde Niederschlagsmuster und -mengen werden die Intensität und die Häufigkeit von Überschwemmungen beeinflussen und damit auch die C- und N-Dynamik von Auenwäldern. Es ist jedoch unklar, wie sich eine erwartete Zunahme der Hochwasserintensität und/oder -häufigkeit (Alfieri et al., 2015) auf die C- und N-Dynamik, und folglich auch auf die natürlichen Treibhausgasflüsse in gemäßigten Auenwäldern auswirkt. Dies diene uns als Motivation, die Flüsse von natürlichen Treibhausgasen wie CH_4 und N_2O im Nationalpark Donauauen intensiv zu untersuchen.

Das übergeordnete Ziel des Projekts war es, ein detailliertes Verständnis der CH_4 - und N_2O -Flüsse von bzw. zu gemäßigten Auwäldern sowie ihres Verhaltens unter einem sich ändernden Hochwasserregime zu entwickeln. Das aktuelle Projekt konzentrierte sich auf die Flüsse von N_2O und CH_4 , während die

Kohlendioxid (CO₂) -Flüsse nicht im Mittelpunkt standen. Dennoch wurden einzelne wichtige CO₂-Flüsse, beispielsweise die Bodenatmung, untersucht.

Die **Zielsetzungen** des Projekts wurden wie folgt definiert:

- Festzustellen, ob der Auwaldboden erhebliche Mengen an CH₄ und N₂O freisetzt. Böden von Auenwäldern können möglicherweise als „Hot-spots“ der Treibhausgasproduktion fungieren - insbesondere während sogenannter „Hot-moments“, wie z. B. während steigender Grundwasserspiegel oder während und nach Überschwemmungen. Die Arbeitshypothese hierzu lautete, dass der Auwaldboden wesentlich mehr CH₄- und N₂O freisetzt als vergleichbare Wälder ohne Gewässeranbindung.
- Die CH₄- und N₂O-Emissionen von Baumstämmen zu messen und zu quantifizieren. Jüngste Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass Baumstämme, insbesondere in Feuchtgebieten und Auen, erhebliche Mengen an CH₄ und N₂O emittieren (Pangala et al. 2015). Die Freisetzung von CH₄ und N₂O durch oberirdische Bestandteile der Bäume könnte eine wichtige Komponente im Treibhausgasausfluss des Auwald-Ökosystems sein.
- Die räumlichen und zeitlichen Einflussfaktoren auf die N₂O- und CH₄-Flüsse zu erheben und mit deren Hilfe die N₂O- und CH₄-Flüsse auf die Landschaftsebene zu skalieren. Eine ausreichende Versorgung mit N und organischem C sowie niedrige Sauerstoffkonzentrationen sind Voraussetzungen für eine signifikante N₂O- und CH₄-Produktion. Daher könnte die Position innerhalb der Auen eine wichtige Rolle spielen, da sie bestimmt, wie oft ein Standort überflutet wird und N und C abgelagert werden.
- Abzuschätzen, wie sich eine zukünftige Änderung der Hochwasserintensität auf die N₂O- und CH₄-Flüsse des Auwaldbodens auswirken könnte. Die Häufigkeit und Schwere von Überschwemmungen werden voraussichtlich im Zuge des Klimawandels zunehmen (Blöschl et al., 2017). Ziel des Projektes war, mit Hilfe von biogeochemischen Modellen zu simulieren, wie sich ein geändertes Hochwasserregime auf die N₂O- und CH₄-Flüsse im Auwald auswirkt.

4 Projektinhalt und Ergebnis(se)

Die Projektaktivitäten wurden in drei Arbeitspaketen organisiert (Abb. 1). **Work-Package (WP) 1** umfasste alle Feldaktivitäten, einschließlich Boden-Treibhausgasmessungen in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung, Treibhausgasmessungen aus Baumstämmen, Bodenuntersuchung, Boden- und Wasserchemieanalysen, Waldbestandserhebungen, Monitoring von Umweltfaktoren wie Bodenfeuchtigkeit, Temperatur, Grundwasserspiegel usw. **WP2** umfasste die hydrodynamische Modellierung des Oberflächen- und Grundwasserspiegels. **WP3** umfasste die biogeochemische Modellierung der CH_4 - und N_2O -Flüsse in bzw. aus dem Boden des Auwaldgebietes. Das biogeochemische Modell wurde unter Verwendung der WP1-Ergebnisse kalibriert und mit Klimadaten und den aus der hydrodynamischen Modellierung in WP2 gewonnenen Wasserständen betrieben.

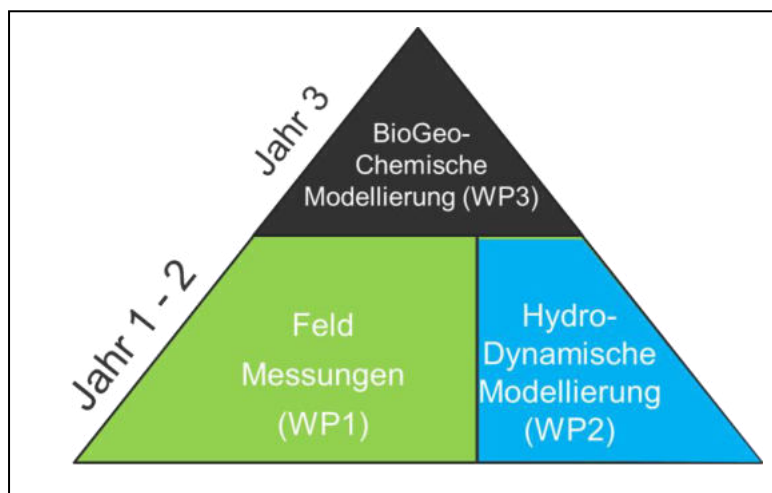


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Projektorganisation. WP1 und WP2 verliefen parallel in den Jahren 1-2. Die biogeochemische Modellierung (WP3) basiert auf anderen WP-Ergebnissen und wurde hauptsächlich im dritten Projektjahr durchgeführt.

Untersuchungsgebiet und Standorte:

Der österreichische Nationalpark Donauauen erstreckt sich vom östlichen Rand der Stadt Wien stromabwärts bis zur österreichisch-slowakischen Grenze (~ 40 km Länge, ~ 10.000 ha Fläche, Abb. 2). Dieser Donauabschnitt ist durch einen mittleren Abfluss von $1930 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ gekennzeichnet, und zeigt eine starke Saisonalität, die vom Regime seines alpinen Einzugsgebiets geprägt wird (Tockner et al. 1999). Die Verbauung des Flusses in den letzten beiden Jahrhunderten führte zu einer eingeschränkten Konnektivität der Seitenarme und zum Verlust von Flusslebensräumen entlang der gesamten Donau. Heutzutage wird der Fluss umfassend renaturiert, um den ökologischen Zustand des Flusses sowie die hydrologische Verbindung zwischen dem Fluss und seiner Au zu verbessern. Häufig überflutete Waldgebiete werden überwiegend von Weihholzarten wie Weiden (*Salix alba* und *S. fragilis*) und Pappeln (*Populus nigra* und *P. x euramericana*) bestockt, die unter dem Begriff „weiche Au“ zusammengefasst sind. Abschnitte in weniger häufig überfluteten Gebieten

werden vorwiegend von Hartholzarten wie Eichen, Eschen, Linden oder Ulmen besiedelt und „harte Au“ genannt. Die Erhebungen im Forschungsprojekt wurden in drei stellvertretenden Untersuchungsgebieten in sich ähnelnden Gebieten innerhalb des Nationalparks durchgeführt.

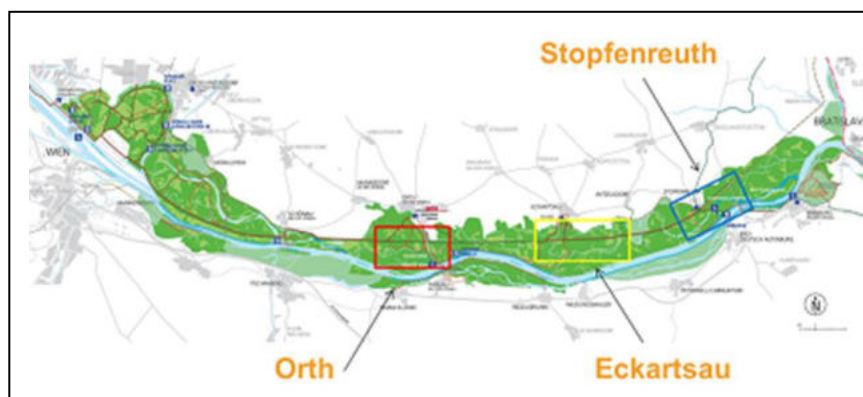


Abbildung 2: Verteilung der Mess-Transekte im Nationalpark. Jedes der drei Gebiete (Orth, Eckartsau, Stopfenreuth) umfasste zwei Mess-Transekte

© Nationalpark Donauauen.

Das untersuchte Nationalparkgebiet erstreckte sich von der Verengung des Nationalparks in „Schönau“ bis zur Ostgrenze des Nationalparks an der österreichisch-slowakischen Grenze und umfasste ca. 2000 Hektar. Um die räumliche Variabilität im Projektgebiet abzudecken, wurden CH₄- und N₂O Messungen entlang von sechs Transekten durchgeführt. Die Transekte waren über die Untersuchungsgebiete in Orth, Eckartsau und Stopfenreuth verteilt (Abb. 2). Jeder Transekt bestand aus drei Standorten entlang eines Höhen- bzw. Überschwemmungsgradienten (Abb. 3). Ein Standort befand sich in der Nähe des Gewässers und wurde häufig überflutet. Der zweite Standort war etwas höher gelegen und sollte während des dreijährigen Projekts ein- oder zweimal überflutet werden. Der dritte Standort befand sich außerhalb des Marchfeld-Deichs und sollte dementsprechend nicht überflutet werden. Einer der sechs Transekte (in Stopfenreuth) wurde intensiv untersucht.

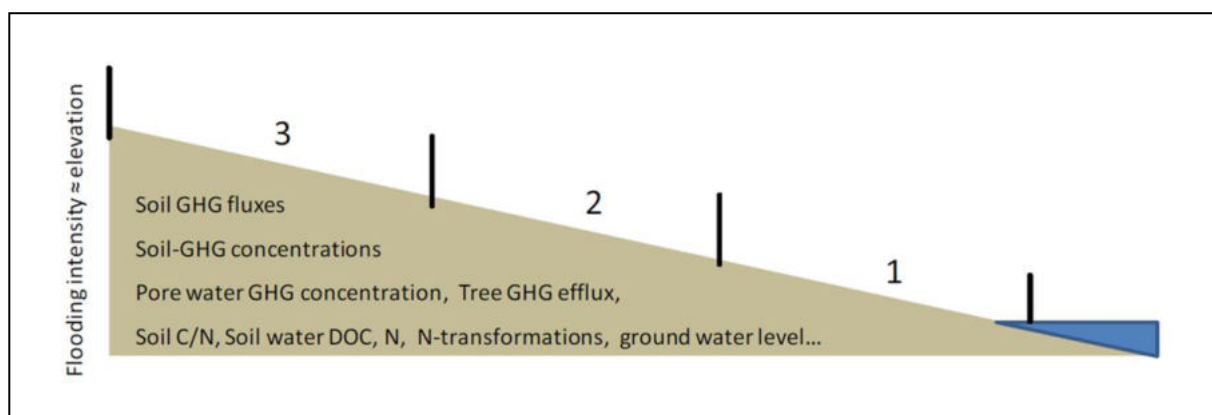


Abbildung 3: Versuchsanordnung. Es wurde in sechs Transekten, welche jeweils vom Wasserkörper landeinwärts reichten, Treibhausgase gemessen, um damit die Auswirkungen unterschiedlicher Überschwemmungsintensitäten auf die Treibhausgas-Flüsse abzuschätzen.

Felderhebungen (WP1):

An allen 18 Standorten wurde eine detaillierte Bodenuntersuchung durchgeführt, um die Bodenphysiokochemie zu charakterisieren und die C- und N-Konzentrationen zu quantifizieren. Ebenfalls wurde an jedem Standort eine Erhebung des Baumbestandes [Baumarten, Stammdurchmesser in Brusthöhe (BHD), Baumhöhe] durchgeführt.

Boden CH_4 - und N_2O Flüsse wurden ungefähr jede dritte Woche zwischen April 2017 und März 2019 an allen 18 Feldstandorten (6 Transekte à 3 Versuchsflächen) gemessen. Insgesamt wurden während des Projekts mehr als 10.000 THG-Messungen durchgeführt. Parallel zu den THG-Messungen wurden an jedem Versuchsstandort Bodentemperatur in 5 cm und -feuchtigkeit von 0-15 cm Tiefe gemessen. Drei Standorte entlang des Transektes in Stopfenreuth wurden intensiv studiert. An diesen Standorten wurden die THG-Flüsse im Boden manuell als auch automatisch (tägliche Auflösung) gemessen. Daneben wurden noch die THG-Konzentrationen in der Bodenluft (in 5, 15, 30, 50 und 100 cm Bodentiefe) bestimmt, um herauszufinden, wo im Boden TGH produziert oder konsumiert werden. Die Intensivbeobachtungsflächen waren außerdem mit permanent installierten Bodenfeuchtigkeits- und Temperatursensoren sowie mit Lysimeter-Saugkerzen (zur Bodenwassergewinnung) ausgestattet (Abb. 4). Bodenwasser wurde während der THG-Messkampagnen gesammelt und auf pH-Wert und Konzentrationen von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und Stickstoff sowie Ammonium und Nitrat untersucht. An den Intensivstandorten in Stopfenreuth wurden - neben den Bodenmessungen - auch THG-Messungen an Baumstämmen durchgeführt.



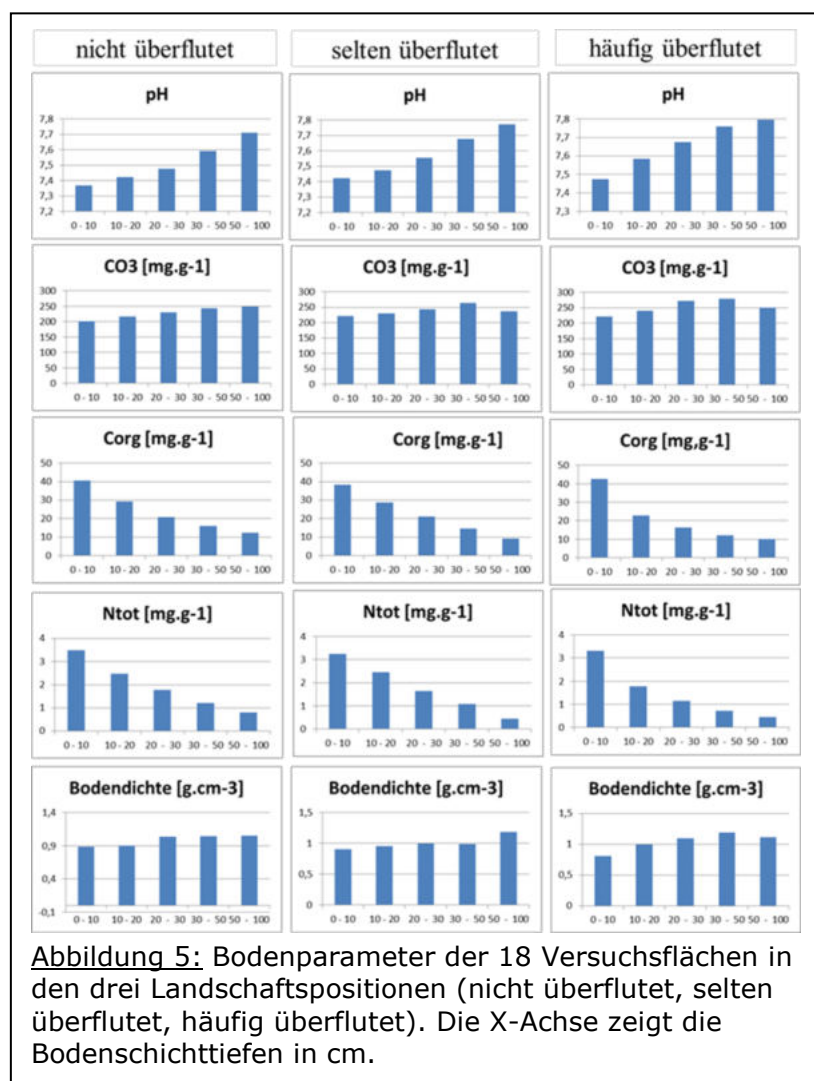
Abbildung 4: Links: Manuelle THG-Kammern (Im Vordergrund; orange, mit silbernen Deckeln verschlossen), Autokammer (Mitte) und Stammkammern (Hintergrund) an einem der drei Intensivstandorte. Rechts: Instrumentierung mit Saugkerzen, Stahlkapillaren zur Bodenluftprobenahme und Temperatur- sowie Feuchtigkeitssensoren in verschiedenen Bodentiefen.

Im Frühjahr 2018 insgesamt 84 Messkammern entwickelt und an verschiedenen Bäumen in unterschiedlichen Stammhöhen befestigt. Die Beprobung der Baumkammern erfolgte parallel zu den Boden-THG-Messungen im dreiwöchigen Zyklus bis ins Frühjahr 2019.

Ergebnisse:

Die Positionierung der Versuchsflächen in der Aulandschaft (häufig überflutet → nicht überflutet) hatte auf die meisten Bodenparameter keinen signifikanten Einfluss (Abb. 5). Die organischen Bodenkohlenstoff-Vorräte in 0 bis 100 cm Tiefe lagen zwischen ~ 150 und 240 t C ha^{-1} . Die durchschnittlichen Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff der verschiedenen Landschaftsposition bzw. Überschwemmungsintensität unterschieden sich nicht signifikant voneinander (ANOVA, $p = 0,64$). Die C-Konzentrationen im Boden nahmen generell mit der Bodentiefe ab (Abb. 5), blieben jedoch bis zu einer Tiefe von 100 cm auf vergleichsweise hohem Niveau. Leichte Unterschiede zeichneten sich in der C-Verteilung ab. Die häufig überfluteten Standorte speicherten relativ mehr C im

Oberboden (0-10 cm, Abb. 5) als im Unterboden. Die N-Vorräte im Boden verhielten sich ähnlich. Statistisch marginale Unterschiede zwischen den gesamten N-Vorräten ($p = 0,096$) und dem C/N Verhältnis ($p = 0,065$) weisen jedoch auf eine zunehmende N-Retention des Bodens bei abnehmender Hochwasserintensität hin. Einige Bodenprofile zeigten begrabene Horizonte mit höheren C- und N-Gehalten, aber diese Profile waren gleichmäßig über Aulandschaft verteilt. Mit Werten von mehr als 200 mg g^{-1} war der Karbonatgehalt (CO_3) an allen Standorten



außergewöhnlich hoch. Dementsprechend lag der pH-Wert des Bodens an allen Standorten über 7 und war an den häufig überfluteten Standorten am höchsten ($p < 0,001$). Diese Auböden hatten gleichzeitig auch den höchsten Karbonatgehalt. Ursache für die hohen Karbonatgehalte und den hohen pH-Wert ist das stark kalkhaltige Donaugeschiebe, welches als Ausgangsbasis für die Bodenbildung dient.

Die Bodentemperaturen zeigten an allen untersuchten Landschaftspositionen einen sehr ähnlichen Verlauf. Die Bodenfeuchtigkeit war an den häufig überfluteten Standorten bedingt durch ihre Nähe zu den Gewässerkörpern signifikant höher als an den selten und nicht überfluteten Standorten (Abb. 6). Der Untersuchungszeitraum war durch zwei trockene Sommer und eine insgesamt geringe Überschwemmungsintensität gekennzeichnet. Im Verlauf der Studie traten drei Hochwasserereignisse (September 2017, Januar 2018, Dezember 2018) ein, welche alle sechs als „häufig überflutet“ klassifizierten Standorte vollkommen überschwemmten. Während anderer kleinerer Hochwasserereignisse (Mai 2017, Juli 2017, Juni 2018) wurde jeweils nur ein Teil (2-4) der sechs Standorte überschwemmt. Während aller Hochwasserereignisse waren die Überschwemmungszeiten kurz und lagen zwischen einem und drei Tagen. Die als „selten überflutet“ klassifizierten Standorte wurden im Projektzeitraum nicht überflutet.

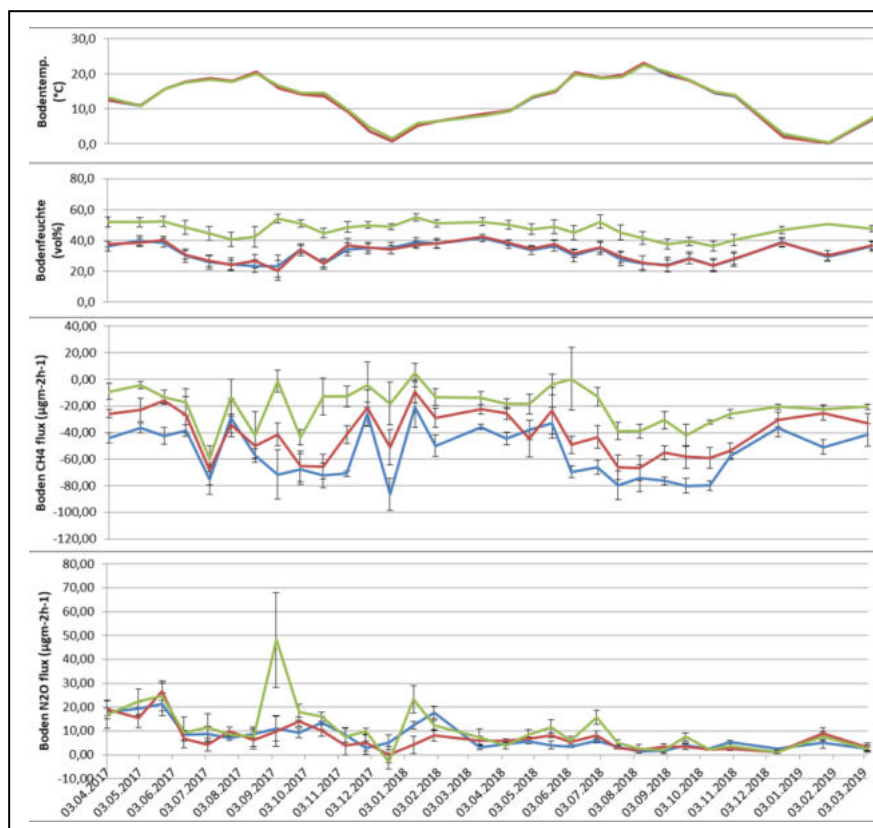


Abbildung 6: Verlauf der mittleren Bodentemperatur, Bodenfeuchtigkeit, des CH_4 -Flusses in/aus der Bodenoberfläche und des N_2O -Flusses an häufig überfluteten (grün), selten überfluteten (rot) und nicht überfluteten (blau) Standorten. Fehlerbalken zeigen die Standardfehler ($n = 6$).

Methan wurde während des überwiegenden Teils des Untersuchungszeitraums von den Böden aus der Luft aufgenommen. Alle Böden waren somit netto CH_4 -Senken. Die von uns erwarteten hohen CH_4 -Emissionen nach Hochwässern sind

nicht eingetreten. Methan-Emissionen kamen selten vor und waren auch nach Überschwemmungen niedrig bzw. nahe Null. Die Boden-CH₄-Flüsse zeigten eine starke positive Korrelation zum volumetrischen Wassergehalt des Bodens und eine schwache Korrelation zur Bodentemperatur (Abb. 7). Entsprechend nahm die CH₄-Aufnahme des Bodens nach Regenereignissen vorübergehend ab. Die CH₄-Aufnahme im Boden war während der beiden trockenen Sommer am höchsten (Abb. 6). Methan-Flüsse von der Bodenoberfläche korrelierten nicht mit den CH₄-Konzentrationen der Bodenluft in verschiedenen Bodentiefen, was darauf hindeutet, dass besonders die physikalischen aber auch mikrobiologischen Gegebenheiten in den obersten Zentimetern des Bodenprofils von entscheidender Bedeutung sind. Die Position der Standorte in der Aulandschaft beeinflusste die kumulativen CH₄-Flüsse des Bodens signifikant. Die CH₄-Aufnahme war an den nicht überfluteten Standorten am höchsten, gefolgt von den selten überfluteten; die häufig überfluteten Standorten zeigten die geringste CH₄-Aufnahme (Tab. 1).

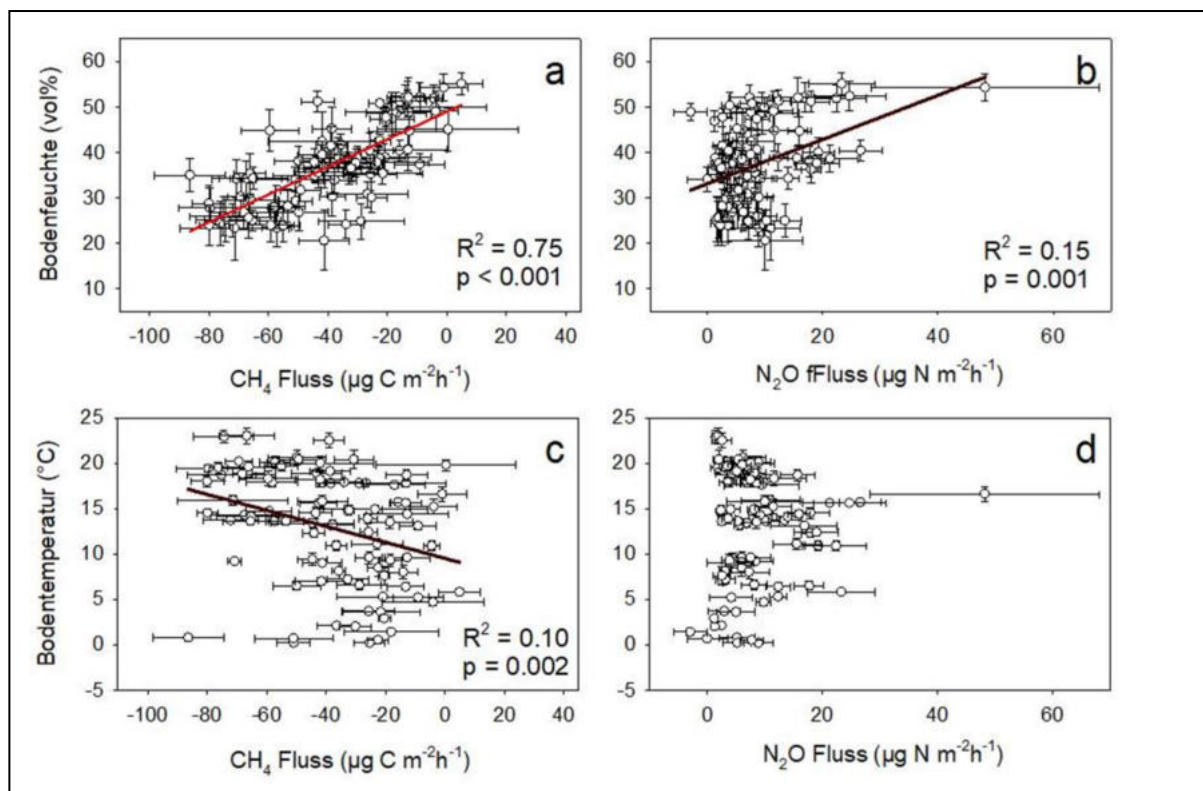


Abbildung 7: Einfluss der Bodenfeuchtigkeit (a, b) und der Bodentemperatur (c, d) auf die CH₄- und N₂O-Flüsse aus dem (positiv) bzw. in den (negativ) Boden. Dargestellt sind standortsspezifische Mittelwerte (aus 4 je Messkammern) über die gesamte zweijährige Messperiode (± Standardfehler). Im Fall eines statistisch signifikanten Zusammenhangs sind die R²- und p-Werte im rechten unteren Bereich der jeweiligen Grafik dargestellt.

Tabelle 1: Kumulative (April 2017 - März 2019) CH₄- und N₂O-Flüsse pro Hektar Auwaldboden an den verschiedenen Landschaftspositionen. Mittel ± SE (n = 6 Flächen). Die Summen wurden durch lineare Interpolation zwischen den Messdaten berechnet. Kleinbuchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede an (ANOVA, p < 0,05).

	Mittlere THG-Flüsse im Beobachtungszeitraum	
	CH ₄ [kg C ha ⁻¹]	N ₂ O [kg N ha ⁻¹]
Häufig überflutet	-3.36 ± 0.36a	1.71 ± 0.15a
Selten überflutet	-6.74 ± 0.65b	1.16 ± 0.16b
Nicht überflutet	-9.13 ± 0.32c	1.24 ± 0.09b

Lachgas wurde an allen Standorten überwiegend aus dem Boden emittiert, wobei an einzelnen Standorten auch zwischenzeitliche Perioden mit geringer N₂O-Aufnahme vorkamen. Über den gesamten Beobachtungszeitraum waren alle Böden N₂O-Quellen. Im Gegensatz zu CH₄ konnten wir nach Überschwemmungen zumindest teilweise einen signifikanten Anstieg der N₂O-Emissionen beobachten. Der stärkste Anstieg der N₂O-Emissionen wurde Anfang September 2017 (Überschwemmung am 4. September) kurz nach dem Wasserrückzug beobachtet (Abb. 6). Die N₂O-Emissionen nahmen in diesem Zeitraum etwa um das Fünffache zu, zeigten jedoch eine hohe räumliche Variabilität. Nach geringfügigen Überschwemmungen im Januar 2018 und Ende Juni 2018 wurden ebenfalls steigende N₂O-Emissionen beobachtet. Anfang Mai 2017, Ende Juli 2017 und Ende Dezember 2018 blieben die N₂O-Emissionen nach Überschwemmungen unverändert. Außerdem konnten wir einen N₂O-Emissionspeak während einer Frost-Tau-Phase im März 2018 dokumentieren. Der größte Peak (~ zehnmal so hohe N₂O-Emissionen wie im Jahresmittel) wurde am Standort mit den niedrigsten Bodentemperaturen und dem am tiefsten reichenden Bodenfrost gemessen. Die N₂O-Flüsse waren generell schwach mit der Bodenfeuchtigkeit korreliert, und es gab keine Korrelation mit der Bodentemperatur (Abb. 7). Die N₂O-Emissionen waren im trockenen Jahr 2018 außergewöhnlich niedrig. Die kumulierten N₂O-Emissionen waren an den häufig überfluteten Standorten signifikant höher als an den nicht oder nur selten überfluteten Standorten (Tab. 1).

Die mittleren gemessenen CH₄-Flüsse der Stammoberflächen betrugen (Mittelwert ± Standardfehler) 2,51 ± 12,71 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ für die nicht überfluteten Standorte, 5,2 ± 17,26 µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ für die selten überfluteten und 11,15 ± 24,04 µg µg CH₄-C m⁻² h⁻¹ für die häufig überfluteten Standorte. Die Stamm-N₂O-Flüsse waren insgesamt ebenfalls niedrig und sehr variabel. Die mittleren gemessenen N₂O-Flüsse der Stammoberfläche über den gesamten Messzeitraum und alle Messhöhen betrugen 1,57 ± 4,02 (nicht überflutet), 1,35 ± 3,8 (selten überflutet) und 0,87 ± 5,98 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ (häufig überflutet). Die Stamm-N₂O-Flüsse korrelierten positiv mit den Boden-N₂O-Flüssen. Die

Überschwemmung im März 2019 führte zu keinem signifikanten Anstieg der CH_4 - oder N_2O -Flüsse der Stammoberfläche, weder während noch nach der Überschwemmung. Wenn man die gemessenen Stammemissionen auf die Wald(boden)fläche hochrechnet, zeigt sich, dass sie nur einen sehr geringen Teil zu den gesamten THG-Flüssen beitragen. Die CH_4 -Emissionen aus den Stämmen kompensierten nur etwa 1% der Boden- CH_4 -Aufnahme an den nicht überfluteten Standorten. An den häufig überfluteten Standort glichen die Stammemissionen etwa 10 % der jährlichen Boden- CH_4 -Aufnahme aus. Dies erscheint im ersten Augenblick viel, doch war die CH_4 -Aufnahme am häufig überfluteten Standort generell viel geringer (meist nahe Null). Die N_2O -Emissionen von Baumstämmen waren an allen Standorten ähnlich und machten 1,7 % (häufig überflutet), 3,8 % (selten überflutet) und 3,3 % (nicht überflutet) der Bodenemissionen aus. Das auffälligste Ergebnis unserer Studie war, dass die beiden Baumarten ein völlig divergierendes CH_4 -Flussmuster entlang der Stammachse zeigten (Abb. 8). Die Silberpappeln zeigten eine starke Abnahme der CH_4 - und N_2O -Emissionen mit zunehmender Stammmhöhe, während die Eschen mit zunehmender Stammmhöhe mehr CH_4 emittierten und kein klares Muster in den N_2O Flüssen aufwiesen.

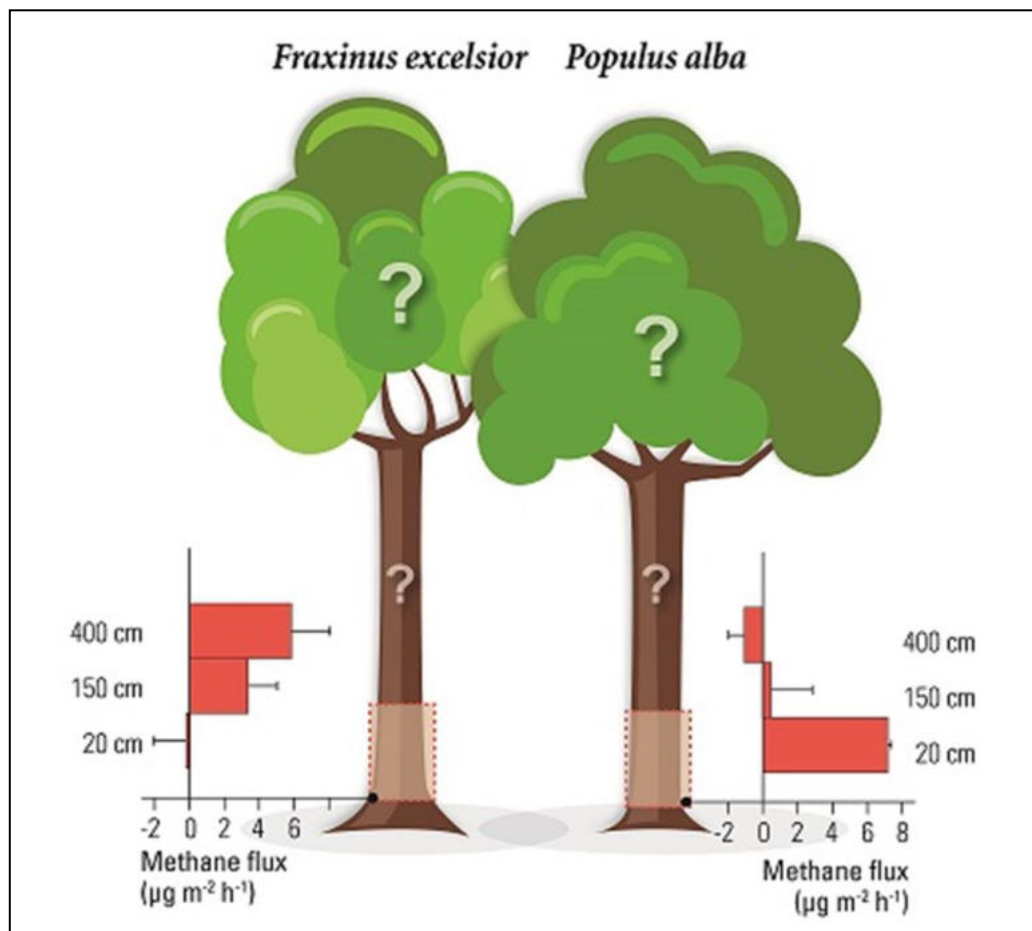


Abbildung 8: Mittlere Stamm- CH_4 -Flüsse von Esche (*Fraxinus excelsior*) und Silberpappel (*Populus alba*). Die Fragezeichen symbolisieren, dass sich die Emissionen im höheren Stamm,- sowie im Kronenbereich nur schwer vorhersagen lassen.

Hydrodynamische Modellierung (WP2):

Hydrodynamische Simulationen wurden mit dem numerischen Modell RSim-2D (Tritthart, Liedermann et al., 2011) durchgeführt, das bereits in anderen Studien zum Klimawandel und zu den Auswirkungen von Treibhausgasen erfolgreich eingesetzt wurde (Politti et al., 2014; Tritthart, Welti et al., 2011). Im Rahmen dieses Projekts wurde das hydrodynamische Modell weiter verbessert, indem ein Modul entwickelt wurde, das Verdunstungs- und Infiltrationsprozesse berücksichtigt, um eine korrekten Wasserbilanz für Langzeitsimulationen zu gewährleisten. Die Berechnungspunkte für das numerische Netz wurden gemäß dem vorliegenden digitalen Geländemodell generiert, das verschiedene Gelände- und künstliche Strukturen wie Seitenarme, Auen und Buhnen umfasst (Abb. 9). Die Kalibrierung des Modells wurde unter Verwendung der beobachteten Messaufzeichnungen durchgeführt. Im Verlauf der Kalibrierung, die auf dem höchsten schiffbaren Wasserstand mit einem Abfluss von $5130 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (HSQ) durchgeführt wurde, wurden die modellierten Wasserstände mit der offiziellen Dokumentation von (Via Donau, 2012) verglichen. Ziel der Kalibrierung war es, Unterschiede zu den offiziellen Aufzeichnungen durch Anpassen der Rauheitswerte der verschiedenen Bereiche (Hauptkanal, Seitenarme, Auen usw.) zu minimieren.

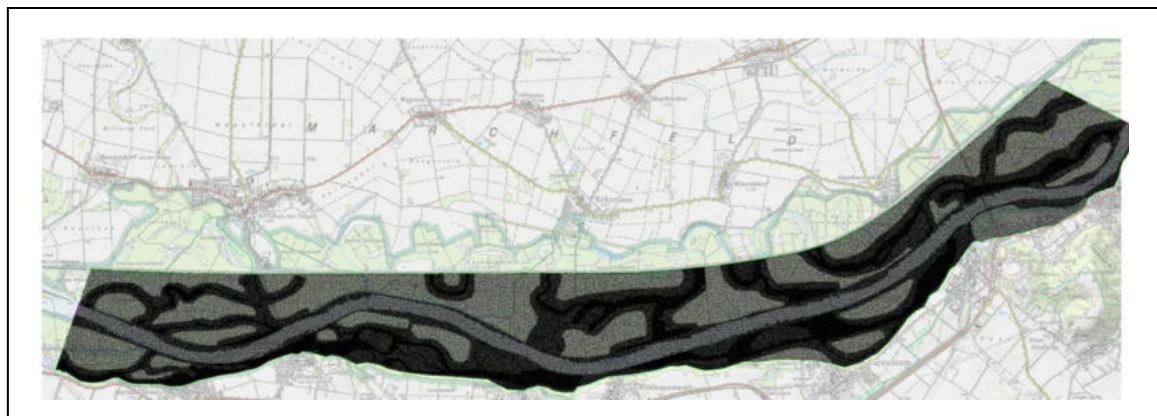
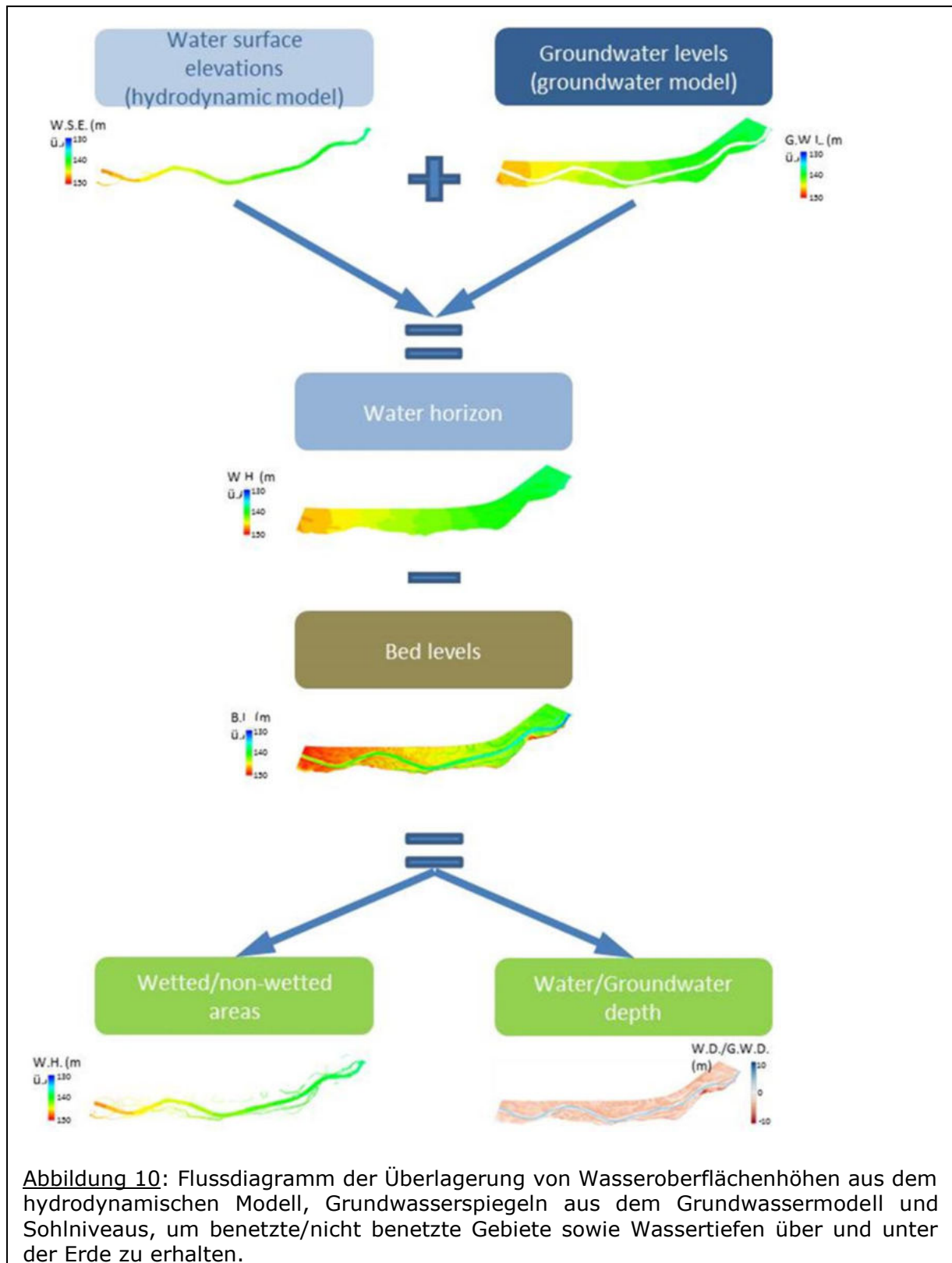


Abbildung 9: Übersicht über das numerische Netz im Untersuchungsgebiet.

Das hydrodynamische Modell liefert für jeden Zeitschritt vor, während und nach einem hydrologischen Ereignis Wasserstände und damit überflutete Gebiete innerhalb des gesamten Untersuchungsgebiets. Aus diesen Informationen können Konnektivitätsinformationen (d. H. Verbindungsdauer, Trennungsdauer) auf einer Ereigniszeitskala für jeden Abtastpunkt abgeleitet werden. Im Untersuchungsgebiet standen mehrere vorhandene Grundwasserpegel zur Verfügung. Im Verlauf der Datenanalyse wurde eine hohe Korrelation zwischen den monatlichen gemessenen Grundwasserhöhen und den mittleren monatlichen Stromabfluss der Donau festgestellt. Die resultierenden Korrelationsgleichungen wurden zur Berechnung der Grundwasserhöhen bei definierten Abflüssen an jeder Messstation verwendet. Schließlich wurden die berechneten

Grundwasserhöhen im gesamten Untersuchungsgebiet mit linearer Triangulation interpoliert. Die Vermischung des Wasserhorizonts mit der Betthöhe führte zu einer Klassifizierung der benetzten/nicht benetzten Gebiete sowie zu einer Berechnung der Wasser-/Grundwassertiefe.



Das Flussdiagramm (Prozess-Diagramm) und die entsprechenden Ergebnisse sind in Abb. 10 beispielhaft für die mittlere Entladung ($1930 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) dargestellt.

Anfänglich wurde der Modellierungsansatz für ein einzelnes Hochwasserereignis (02.-11.09.2017) angewendet, einschließlich eines Hochwasserpeaks von $5000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, was zu Wasser-/Grundwasserspiegeln für jede der 78.109 Rasterzellen ($25 \times 25 \text{ m}$ Raster) in 2 Stunden Intervallen führte. In einem weiteren Schritt wurde der hydrologische Ansatz für eine 17-jährige Zeitreihe (01.01.2000 - 09.07.2019) einschließlich Überschwemmungen mit Rücklaufzeiten von rund 100 Jahren (08.2002 und 06.2013) angewendet. Folglich sind die Wasser-/Grundwassertiefen für die gesamte Zeitspanne für jede Rasterzelle verfügbar. Diese Daten wurden dann in den biogeochemischen Simulationen weiter verwendet.

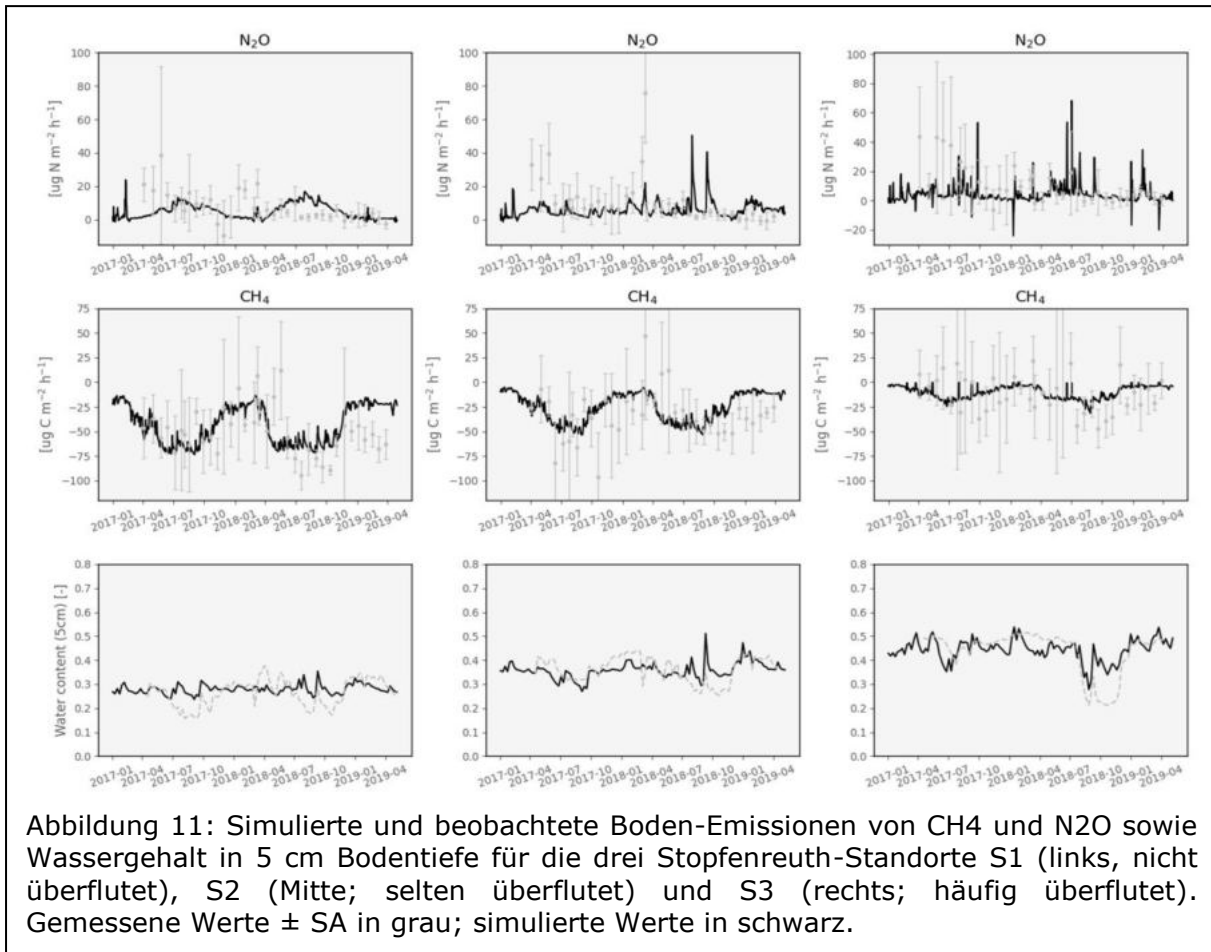
Biogeochemische Modellierung (WP3)

Die biogeochemische Modellierung der Element- und THG-Flüsse im Untersuchungsgebiet beruht auf dem Ökosystemmodell LandscapeDNDC (Haas et al., 2013). LandscapeDNDC abstrahiert Ökosysteme (oberirdische Vegetation und unterirdische Pedosphäre) als vertikale eindimensionale Säulen. Heterogene Landschaften werden durch Vervielfältigung dieser Ökosystemsäulen mit räumlich spezifizierten Modelleingaben (z. B. Vegetations- und Bodeninformationen) dargestellt.

Innerhalb des Projekts Floodflux wurde LandscapeDNDC technisch erweitert um räumlich spezifizierte tägliche Grundwasser- und Hochwasserstände einzulesen, die durch die hydrologische Modellierung in WP2 bereitgestellt wurden. Zudem wurde innerhalb von LandscapeDNDC die Beschreibung der Wasserkreislaufprozesse angepasst, um die zur Verfügung gestellten Grundwasser- und Hochwasserstände zu berücksichtigen. Die Bewegung des Bodenwassers wird sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Zone durch das Grundwasser beeinflusst. In der ungesättigten Zone begünstigt ein hoher Grundwasserspiegel den Kapillaranstieg, der mithilfe einer Van-Genuchten-Parametrisierung in das Wasserkreislaufmodul aufgenommen wurde.

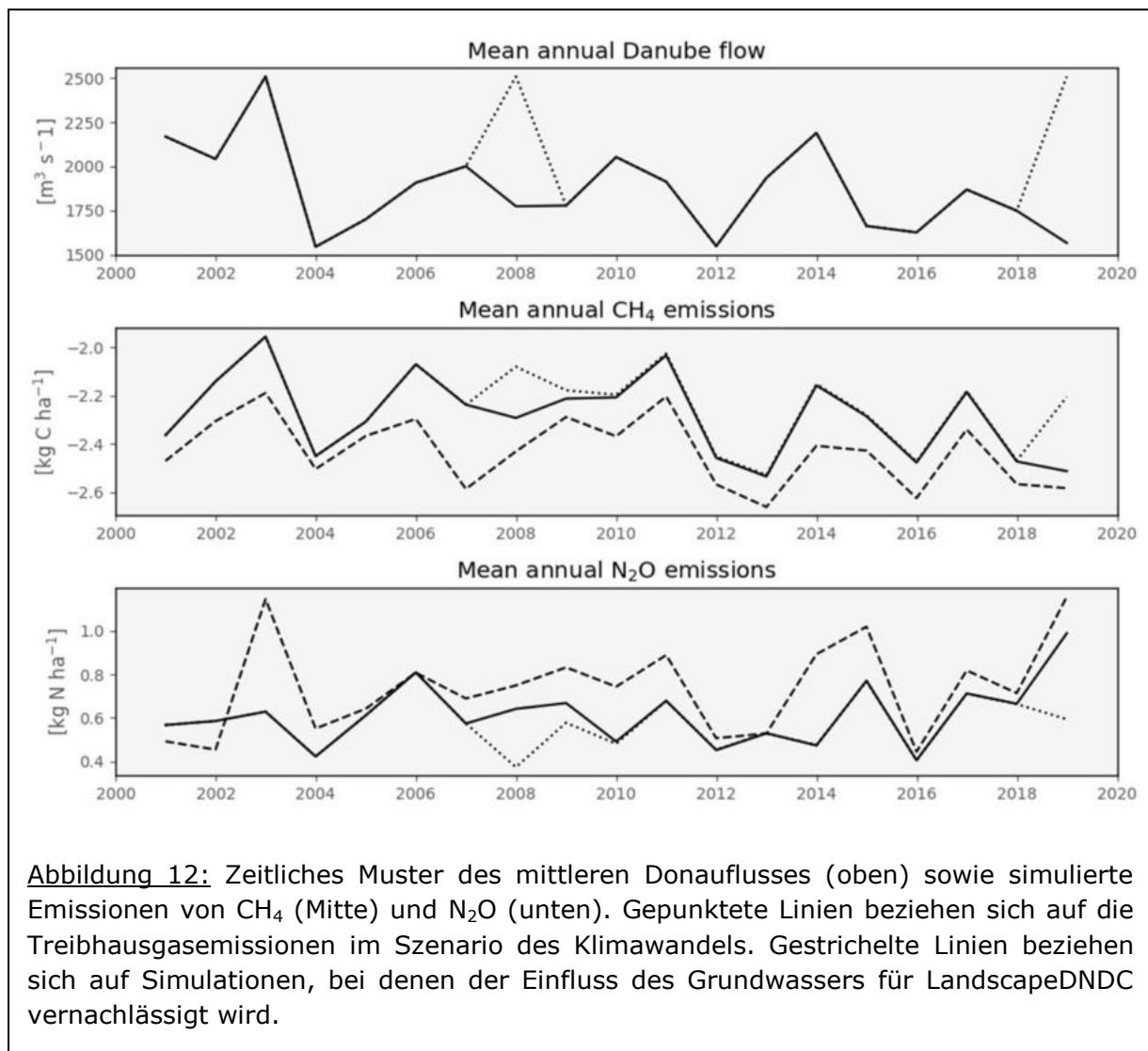
Abbildung 11 zeigt beispielhaft die Ergebnisse simulierter CH_4 - und N_2O -Emissionen gegen Messungen des Stopfenreuth-Transektivs. Das Modell konnte die Beobachtung einer erheblich größeren CH_4 -Aufnahme in selten überfluteten Böden im Vergleich zu Böden in der Nähe des Fließgewässers reproduzieren. Der Erklärungsfaktor des Modells beruht auf erhöhte Gas-Diffusionsgeschwindigkeiten und damit erhöhte atmosphärische Gasaustauschraten von CH_4 und O_2 in Oberböden aufgrund niedrigerer simulierter Bodenwassergehalte. Die simulierten kumulativen N_2O -Emissionen waren im Vergleich zu den Beobachtungen geringer. Die größten Abweichungen traten am Standort nahe dem Fließgewässer auf, an dem insbesondere 2017 sehr hohe Emissionen gemessen wurde. Diese konnten von dem Modell nicht wiedergegeben werden. Die Beobachtungen waren

jedoch im Allgemeinen sehr großen Messunsicherheiten unterworfen. Die Größenordnung der simulierten N_2O -Emissionen war zwischen allen Standorten vergleichbar, was die Beobachtung widerspiegelte, dass die N_2O -Emissionen entlang der Transekte sich nicht signifikant unterschieden.



Regionale Simulationen:

Insgesamt wurden 7759 Gitterzellen simuliert, die jeweils eine Fläche von 2500 m^2 repräsentierten, was einer Gesamtfläche von $1939,75 \text{ ha}$ entspricht. Die mittleren jährlichen Gesamtemissionen über das gesamte simulierte Gebiet betrugen $-4,46 \text{ t C-CH}_4$ und $1,15 \text{ t N-N}_2\text{O}$. Die Umrechnung beider Emissionen in CO_2 -Äquivalente ergibt $-202,18$ und $537,03 \text{ t CO}_2$ -Äquivalente für CH_4 bzw. N_2O (berechnet anhand des 100-jährigen globalen Erwärmungspotenzials von 34 für CH_4 und 298 für N_2O). Dies bedeutet, dass fast die Hälfte des Strahlungsantriebs des insgesamt emittierten N_2O durch die CH_4 -Aufnahme ausgeglichen wird.



Die mittleren jährlichen simulierten CH₄-Emissionen schwankten zwischen -2,0 und -2,5 kg C ha⁻¹. Die lineare Regression der CH₄-Emissionen mit dem Donauabfluss zeigt einen Bestimmungskoeffizienten von 0,45, was darauf hinweist, dass Jahre mit größerem Donauabfluss die CH₄-Aufnahme signifikant reduzieren. Bezüglich N₂O schwankten die Emissionen zwischen 0,4 und 1,0 kg N-N₂O ha⁻¹ pro Jahr ohne Korrelation zum Donauabfluss. Neben dem Donauabfluss hängen die CH₄-Emissionen stark mit der Verteilung des Bodentyps zusammen. Gitterzellen, die als häufig überflutet charakterisiert wurden und für die das Bodenprofil vom S3-Standort als Modelleingabe verwendet wurde, zeigen eine erheblich geringere CH₄-Aufnahme als Gitterzellen mit dem S2-Bodenprofil. Bezogen auf einen Hektar nahmen diese Böden ca. 60% weniger CH₄ auf im Vergleich zu den Böden mit dem S2-Bodenprofil.

Zusätzlich zum simulierten THG-Inventar unter tatsächlichen Umgebungsbedingungen wurden zwei Szenario-Simulationen durchgeführt. Das erste Szenario untersuchte den Einfluss der neu integrierten LandscapeDNDC-Modelleingabeoption täglicher Grundwasserstände. Die vollständige

Vernachlässigung des Grundwassereinflusses führte zu einer Verminderung der simulierten CH₄- und Erhöhung der N₂O-Emissionen um -6% bzw. +17%. Die Zunahme der CH₄-Aufnahme ohne Grundwassereinfluss wird durch trockenere, aerobere Bedingungen und damit erhöhte CH₄-Oxidationsraten verursacht. In Bezug auf N₂O sind erhöhte Emissionen das Ergebnis verringerter Versickerungsverluste von NO₃ und gleichzeitig verringerter N₂-Emissionen.

Im zweiten Szenario wurde die Anzahl der schweren Überschwemmungsereignisse erhöht, um den Einfluss einer möglichen Zunahme dieser Ereignisse in der Zukunft abzuschätzen. Der Zeitraum 2000 - 2018 umfasste ein 100-jährliches Hochwasserereignis (2002) und ein 200-jährliches Hochwasserereignis (2013). Für die Szenario-Simulationen wurde der Modellinput der täglichen Grundwasserstände für LandscapeDNDC von zwei relativen Trockenjahren (2007 und 2018) durch das 100-jährliche Hochwasserereignis im Jahr 2002 ersetzt. Die CH₄- und N₂O-Emissionen änderten sich 2007 um + 9% und -42% und um + 12% und -40% im Jahr 2018 (Abb. 12).

Literaturverzeichnis:

- Alfieri, L., Burek, P., Feyen, L., & Forzieri, G. (2015). Global warming increases the frequency of river floods in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(5), 2247–2260.
- Barbati, A., Corona, P., & Marchetti, M. (2011). Annex 1: Pilot Application of the European Forest Types. In *FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*.
- Blöschl, G., Hall, J., Parajka, J., Perdigão, R. A. P., Merz, B., Arheimer, B., Aronica, G. T., Bilibashi, A., Bonacci, O., Borga, M., Čanjevac, I., Castellarin, A., Chirico, G. B., Claps, P., Fiala, K., Frolova, N., Gorbachova, L., Gül, A., Hannaford, J., ... Živković, N. (2017). Changing climate shifts timing of European floods. *Science*, 357(6351), 588–590.
- Figueiredo, V., Pangala, S., Paacock, M., Gauci, V., Bastviken, D., & Enrich-Prast, A. (2019). Contribution of trees to the N₂O budget of Amazon floodplain forest. *Geophysical Research Abstracts* (21), EGU2019-18212.
- Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L., & Butterbach-Bahl, K. (2013). LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere-atmosphere-hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology*, 28(4), 615–636.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., & Pinay, G. (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6(4), 301–312.

- Pangala, S. R., Hornibrook, E. R. C., Gowing, D. J., & Gauci, V. (2015). The contribution of trees to ecosystem methane emissions in a temperate forested wetland. *Global Change Biology*, 21, 2642–2654.
- Politti, E., Egger, G., Angermann, K., Rivaes, R., Blamauer, B., Klösch, M., Tritthart, M., & Habersack, H. (2014). Evaluating climate change impacts on Alpine floodplain vegetation. *Hydrobiologia*, 737(1), 225–243.
- Schiemer, F., Baumgartner, C., & Tockner, K. (1999). Restoration of floodplain rivers: The 'Danube restoration project'. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(1), 231–244.
- Tockner, K., Bunn, S. E., Gordon, C., Naiman, R. J., Quinn, G. P., & Standford, J. A. (2008). Flood plains: critically threatened ecosystems. In N. V. C. Polunin (Ed.), *Aquatic ecosystems: trends and global prospects* (pp. 45–61). Cambridge University Press.
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(03), 308–330.
- Tockner, Klement, Pennetzdorfer, D., Reiner, N., Schiemer, F., & Ward, J. V. (1999). Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river–floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 41(3), 521–535.
- Tritthart, M., Liedermann, M., Schober, B., & Habersack, H. (2011). Non-uniformity and layering in sediment transport modelling 2: river application. *Journal of Hydraulic Research*, 49(3), 335–344.
- Tritthart, M., Welti, N., Bondar-Kunze, E., Pinay, G., Hein, T., & Habersack, H. (2011). Modelling highly variable environmental factors to assess potential microbial respiration in complex floodplain landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 26(9), 1097–1111.
- Via Donau. (2012). *Die kennzeichnenden Wasserstände der österreichischen Donau*.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Das ACRP Forschungsprojekt „FloodFlux“ konnte deutlich zeigen, dass die Auenwälder im Nationalpark Donauauen, und damit wohl auch alle anderen ähnlichen Auwald-Ökosysteme in Österreich, keine starken regionalen Quellen der Treibhausgase CH₄ und N₂O darstellen. Periodische Überschwemmungen und/oder steigende Grundwasserspiegel verringern zwar zwischenzeitlich die CH₄-Aufnahme und erhöhten die N₂O-Emissionen der Waldböden; die erwarteten Spitzenwerte an Treibhausgasemissionen blieben jedoch aus.

Mit einer durchschnittlichen jährlichen CH₄-C-Senkenkapazität von -2,4 kg ha⁻¹ und einer durchschnittlichen N₂O-N-Emissionskapazität von 0,6 kg ha⁻¹ weisen die Auwälder im Donau-Nationalpark ähnliche Flüsse auf wie andere gemäßigte Wälder ohne Flussanbindung, jedoch viel geringere CH₄- und N₂O-Emissionen als gemäßigte bewaldete permanent wassergesättigte Feuchtgebiete, oder Auwälder in den Subtropen oder Tropen. Wir kommen daher zu dem Schluss, dass eine spezielle Behandlung der österreichischen Auwälder im Rahmen des nationalen Österreichischen THG-Reportings derzeit nicht erforderlich ist.

Im Forschungsprojekt wurden neben den Treibhausgasflüssen aus dem Boden auch THG-Flüsse aus den Baumstämmen gemessen. Alle Bäume waren Netto-Quellen von CH₄ und N₂O. Die Emissionen beider Treibhausgase waren jedoch gering; speziell wenn die Stammoberflächen in Beziehung zur Wald(boden)grundfläche gesetzt wurden. Die CH₄-Emissionen aus den Stämmen haben nur einen kleinen Teil (1-10%) der Methanaufnahme in den Boden kompensiert und nur ca. 1-3% zu den Bodenemissionen von N₂O beigetragen.

Biogeochemische Szenario-Simulationen, unter Annahme einer Verdoppelung der schweren Überschwemmungsereignisse während der letzten 20 Jahre von zwei auf vier zeigten, dass sich die Auswirkungen auf die CH₄ und N₂O Flüsse in Grenzen hielten. Es wurde zwar in den einzelnen Jahren mit starken Hochwässern ein entsprechender Effekt modelliert (Die CH₄- und N₂O-Emissionen änderten sich ca. +10% und -40%); auf die gesamte Simulationszeit von 20 Jahren hin betrachtet, war der Effekt aber dementsprechend geringer (+1; -4%).

C) Projektdetails

6 Methodik (max 10 Seiten)

WP1 Feldmessungen

Manuelle THG-Messungen von CH_4 und N_2O im Boden wurden etwa jede dritte Woche zwischen April 2017 und März 2019 an allen 18 Feldstandorten durchgeführt. An jedem Standort wurden vier statische Kammern für Boden-THG-Flussmessungen (Schließzeit 20 min; Messfrequenz 0, 5, 10, 20 min) eingesetzt. Gasproben (20 ml) wurden mit Spritzen entnommen und vor der gaschromatographischen Analyse in evakuierten Glasfläschchen aufbewahrt (Kitzler et al., 2006). Insgesamt wurden während des Projekts mehr als 10.000 THG-Messungen durchgeführt. Neben den THG-Messungen wurden an jeder THG-Probenahmestelle mit tragbaren Sonden die Bodentemperatur (5 cm Bodentiefe) und die Bodenfeuchte (0-15 cm Bodentiefe) gemessen.

Drei Transektstandorte in "Stopfenreuth" dienten als Intensiv-Untersuchungsflächen (Beispiel siehe Abb. 13). An diesen Standorten wurden die Boden-THG- in höherer zeitlicher Auflösung (täglich) unter Verwendung halbautomatischer Gasmesskammern gemessen. Die manuellen THG-Messungen wurden von gleichzeitigen Messungen der THG-Konzentration in der Bodenluft (in 5, 15, 30, 50 und 100 cm Bodentiefe) begleitet, um die Quellen-/Senkenbereiche innerhalb des Bodenprofils zu identifizieren. Die Intensivmessstellen wurden mit Bodenfeuchte- und Temperatursensoren (Daten wurden von drei EMS50-Datenloggern in halbstündlichen Intervallen erfasst), sowie mit Wassersaugkerzen in verschiedenen Bodentiefen ausgestattet. Bodenwasser wurde während manueller Boden-THG-Messkampagnen gesammelt und auf pH-Wert und Konzentrationen von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und N (DON) sowie Nitrat analysiert. Während Überflutungen wurden die THG-Flüsse aus dem Wasser mittels „Schwimmkammern“ gemessen (Abb. 14).

Von April 2018 bis März 2019 wurden alle drei Wochen THG-Flussmessungen an Baumstämmen durchgeführt. An jedem der drei Intensiv-Untersuchungsstandorte in Stopfenreuth wurden sechs zufällig ausgewählte Bäume mit einem Satz von je zwei eigens angefertigten Mess-Kammern in Stammhöhen von 0,30 und 1,60 m ausgestattet, die auf gegenüberliegenden Seiten des Stammes platziert wurden, um eine mögliche radiale Flussheterogenität zu berücksichtigen (Abb. 15). Weitere Kammern wurden in 3,60 m Stammhöhe montiert (Gesamtzahl der Kammern, $n=84$). Die Stammkammern wurden nach (Machacova et al., 2012) konstruiert. Die verwendeten Kammern folgten dem Prinzip der geschlossenen statischen Kammersysteme. Vier Gasproben wurden jede halbe Stunde nach Schließung (Messfrequenz 0, 30, 60, 90 min) der Kammer entnommen und anschließend gaschromatographisch analysiert.

An allen Standorten wurde eine Bodenerhebung durchgeführt, um die Bodenphysikochemie zu charakterisieren und die Bestände an organischem C und Gesamt-N zu quantifizieren. An jedem der 18 Standorte wurden grundlegende Bestandsmerkmale [Baumart, Stammdurchmesser in Brusthöhe (DBH), Baumhöhe] innerhalb einer 10 x 10 m großen Studienfläche erhoben. Die Baumhöhen wurden bei Bäumen > 5 cm Brusthöhendurchmesser trigonometrisch gemessen.



Abbildung 13: Intensivbeobachtungsfläche Stopfenreuth III. Technisch sensible Geräte wurden auf einem eigens errichteten Turm installiert, um sie vor Überflutung (unten) zu bewahren.



Abbildung 14: Schwimmkammern zur Messung der THG-Flüsse an Wasseroberflächen (die THG-Flüsse waren minimal).



Abbildung 15: Baummesskammern
Zur Erfassung der Treibhausgas-
Flüsse aus Baumstämmen.

WP2 Hydrodynamische Modellierung

Hydrodynamische Simulationen wurden mit dem numerischen Modell RSim-2D (Tritthart, Liedermann, et al., 2011) durchgeführt, das bereits in anderen Studien zum Klimawandel und zu den Auswirkungen von Treibhausgasen erfolgreich eingesetzt wurde (Politti et al., 2014; Tritthart, Welti, et al., 2011). Im Rahmen dieses Projekts wurde das hydrodynamische Modell durch die Entwicklung eines Moduls, das Verdunstungs- und Infiltrationsprozesse berücksichtigt, weiter verbessert, um eine korrekte Wasserbilanz für Langzeitsimulationen zu erreichen. Die Berechnungspunkte für das numerische Netz wurden nach dem vorliegenden digitalen Geländemodell unter Einbeziehung verschiedener Gelände- und künstlicher Strukturen wie Seitenarme, Auen und

Buhnen generiert (Abb. 9). Die Kalibrierung des Modells wurde anhand von beobachteten Pegelaufzeichnungen durchgeführt. Im Zuge der Kalibrierung, die auf dem höchsten schiffbaren Wasserstand mit einer Abflussmenge von $5130 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (HSQ) durchgeführt wurde, wurden die modellierten Wasserstände mit der offiziellen Dokumentation von (Via Donau, 2012) verglichen. Ziel der Kalibrierung war es, durch Anpassung der Rauigkeitswerte der verschiedenen Bereiche (Hauptgerinne, Seitenarme, Überschwemmungsgebiete, etc.) die Unterschiede zu den amtlichen Aufzeichnungen zu minimieren.

Das hydrodynamische Modell liefert Wasserstände, also Überschwemmungsgebiete, innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes für jeden Zeitschritt vor, während und nach einem hydrologischen Ereignis. Aus diesen Informationen können Konnektivitätsinformationen (d.h. Verbindungsdauer, Unterbrechungsdauer) auf einer Ereigniszeitskala für jede Probenahmestelle abgeleitet werden. Im Untersuchungsgebiet standen mehrere bestehende Grundwasserpegel zur Verfügung. Im Zuge der Datenanalyse wurde eine hohe Korrelation zwischen den monatlichen Grundwasserständen in diesen Pegeln und den mittleren monatlichen Abflüssen in der Donau festgestellt (Abb. 16). Die sich daraus ergebenden Korrelationsgleichungen wurden weiter zur Berechnung der Grundwasserstände bei definierten Abflüssen an den einzelnen Pegeln verwendet. Schließlich wurden die berechneten Grundwasserhöhen im gesamten Untersuchungsgebiet mit linearer Triangulation interpoliert. Das hydrodynamische Modellgerüst (Oberflächen- und Grundwasser) wurde für die Abflussganglinie der Messperiode auch in diesem Projekt für die letzten 20 Jahre betrieben.

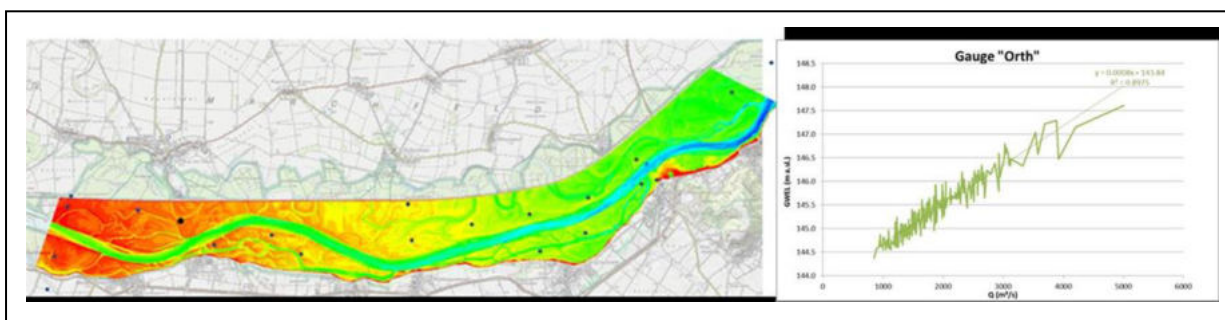


Abbildung 16: Digitales Geländehöhenmodell mit durch blaue Rechtecke gekennzeichneten Grundwassermessstationen (links) und Korrelation zwischen monatlichen Grundwasserständen und Flussabfluss (rechts). Der Standort der Pegelstation "Orth" ist in der Karte links durch einen Kreis gekennzeichnet.

WP3 Biogeochemische Modellierung

Zur Modellierung der THG-Flüsse im Untersuchungsgebiet verwendeten wir LandscapeDNDC (Haas et al., 2013). LandscapeDNDC ist ein prozessbasiertes Modell, das Ökosysteme als vertikale 1-dimensionale Säulen abstrahiert, die die oberirdische Vegetation und die unterirdische Bodendomäne umfassen. Heterogene Landschaften werden durch Duplizierung dieser Ökosystemspalten

mit rasterzellenspezifischem Modelleingaben (z.B. Vegetations- und Bodeninformationen) dargestellt.

Das Modell LandscapeDNDC wurde technisch weiterentwickelt (Input-Provider), indem es eine Datenassimilation hinsichtlich täglicher Informationen über Grundwasser- und Hochwasserhöhen ermöglichte, die vom Modellierungsrahmen in WP2 bereitgestellt werden. Innerhalb von LandscapeDNDC wurde die Prozessbeschreibung des Wasserkreislaufs angepasst, um die Grundwasser- und Flutwasserhöhen einzubeziehen. Die Bodenwasserbewegung wird sowohl in der ungesättigten als auch in der gesättigten Zone durch das Grundwasser beeinflusst. In der ungesättigten Zone erleichtert flaches Grundwasser den Kapillaraufstieg, der mit einer van Genuchten-Parametrisierung in das Modul Wasserkreislauf aufgenommen wurde.

Alle benötigten Modelleingabedaten, d.h. Boden-, Vegetations- und Klimainformationen, wurden durch eigene Messungen abgedeckt oder von den Nationalparkbehörden zur Verfügung gestellt. Ursprünglich hatten wir geplant, auf eine bereits früher durchgeführte Boden- und Vegetationserhebung von (Cierjacks et al., 2010) zurückzugreifen, konnten aber eine zusätzliche Zusammenarbeit mit den Österreichischen Bundesforsten aufbauen, die noch detailliertere Bestandsinventardaten über das gesamte Untersuchungsgebiet des Nationalparks zur Verfügung stellten. Für die Bodenparameter verwendeten wir die Bodeninventur, die im laufenden Projekt auf unseren 18 Feldstandorten durchgeführt wurde.

Das angepasste und standortmaßstabsvalidierte Modell LandscapeDNDC wurde zur Hochskalierung der THG-Emissionen für das gesamte Untersuchungsgebiet im Donau-Nationalpark unter hydrologischen Regimen erstens unter aktuellen klimatischen Bedingungen (Abflussganglinie der Beobachtungsperiode und eines repräsentativen Jahres) und zweitens unter ausgewiesenen Hochwasserszenarien verwendet.

Literaturverzeichnis:

- Cierjacks, A., Kleinschmit, B., Babinsky, M., Kleinschroth, F., Markert, A., Menzel, M., Ziechmann, U., Schiller, T., Graf, M., & Lang, F. (2010). Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(5), 644–653.
- Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L., & Butterbach-Bahl, K. (2013). LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere-atmosphere-hydrosphere exchange processes at site and regional scale. *Landscape Ecology*, 28(4), 615–636.
- Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Holtermann, C., Skiba, U., & Butterbach-Bahl, K. (2006). Controls over N₂O, NO_x and CO₂ fluxes in a calcareous mountain forest soil. *Biogeosciences*, 3, 383–395.
- Machacova, K., Papen, H., Kreuzwieser, J., & Rennenberg, H. (2012). Inundation strongly stimulates nitrous oxide emissions from stems of the upland tree *Fagus sylvatica* and the riparian tree *Alnus glutinosa*. *Plant and Soil*, 364(1–2), 287–301.

- Politti, E., Egger, G., Angermann, K., Rivaes, R., Blamauer, B., Klösch, M., Tritthart, M., & Habersack, H. (2014). Evaluating climate change impacts on Alpine floodplain vegetation. *Hydrobiologia*, 737(1), 225–243.
- Tritthart, M., Liedermann, M., Schober, B., & Habersack, H. (2011). Non-uniformity and layering in sediment transport modelling 2: river application. *Journal of Hydraulic Research*, 49(3), 335–344.
- Tritthart, M., Welti, N., Bondar-Kunze, E., Pinay, G., Hein, T., & Habersack, H. (2011). Modelling highly variable environmental factors to assess potential microbial respiration in complex floodplain landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 26(9), 1097–1111.

Wir möchten uns an dieser Stelle ausdrücklich für die großartige Unterstützung durch die Nationalparkmitarbeiter und für die unentgeltliche zur Verfügung Stellung der Wald-Bestandesdaten durch die Österreichischen Bundesforste (ÖBF) bedanken!

7 Arbeits- und Zeitplan

WP/Months	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
1. Field measurements																																				
1.1. Adaptation and upgrade of GHG autochambers																																				
1.2. Installation of soil sensors and GHG chambers																																				
1.3. Installation of stem GHG chambers																																				
1.4. Soil survey																																				
1.5. Soil GHG efflux, environmental parameters																																				
1.6. Stem GHG efflux																																				
2. Hydrological modelling																																				
2.1. Collection and preparation of model input data																																				
2.2. Set-up and calibration of hydrodynamic model																																				
2.3. Set-up and calibration of groundwater model																																				
2.4. Hydrodynamic modelling of first 12 months																																				
2.5. Groundwater modelling of first 12 months																																				
2.6. Hydrodynamic and groundwater modelling for representative years																																				
3. Biogeochemical modelling																																				
3.1. Compilation of site/ regional model input data																																				
3.2. Model further development and adaptation																																				
3.3. Modal validation at site scale																																				
3.4. Implementation of data assimilation feature																																				
3.5. Regional GHG emission inventories and risk maps																																				
6. Project management - dissemination																																				
6.1. Project meetings																																				
6.2. Reports																																				
6.3. Scientific publications																																				

Das Projekt verlief fast genau nach Plan (-grün; Abweichungen-grau). Weil wir den enormen Aufwand für die verschiedenen Feldinstallationen etwas unterschätzten, haben wir uns entschlossen, die THG-Flüsse aus den Stammoberflächen erst im zweiten Jahr zu messen. Dies hatte jedoch keine Auswirkungen auf das Studienergebnis. Das wissenschaftliche Publizieren (6.3) begann etwas verzögert aber das erste Manuskript wurde bereits eingereicht. Die weiteren beiden wissenschaftlichen Artikel sind gut entwickelt und werden in Kürze ebenfalls eingereicht.

8 Publikationen und Disseminierungsaktivitäten

Das Projekt wurde auf folgenden Veranstaltungen präsentiert:

- EGU 2018 - European Geophysical Union General Assembly, Wien
Schindlbacher A., Michel K., Kitzler B. , 2018: Greenhouse gas emissions from forested floodplain soils, Danube National Park, Austria.
Geophysical Research Abstracts, Kaltenburg-Lindau, (20): EGU2018-8706
- EGU 2019 - European Geophysical Union General Assembly, Wien
Schindlbacher A., Moldaschl E., Michel K., Kitzler B. , 2019: N₂O and CH₄ fluxes of forested floodplains in the Danube National Park, Austria.
Geophysical Research Abstracts, (21): EGU2019-7776
- IUFRO World Congress 2019, Curitiba
Schindlbacher A., Moldaschl E., Michel K., Kitzler B., 2019: N₂O and CH₄ fluxes of forested floodplains in the Danube National Park, Austria.
Forest Research and Cooperation for Sustainable Development XXV IUFRO World Congress, 29 Sept - 5 October 2019: Abstracts, Pesquisa Florestal Brasileira, Brazil 39(Special issue, e201902043): 269
- Klimatag 2019, Wien
Schindlbacher A., Tritthart M., Glock K., Kitzler B., Michel K., Gollobich G., Kiese R., Kraus D. , 2019: FloodFlux – Treibhausgasflüsse in temperaten Auwäldern.
Tagungsband 20. Klimatag, Facetten der österreichischen Klimaforschung, 24.–26. April 2019, Wien: 116-117
- Februar 2020, Stakeholder workshop im Nationalpark-Haus Lobau, Wien mit Vertretern des Umweltbundesamtes (Treibhausgas-Reporting), des Nationalparks-Donauauen, der Österreichischen Bundesforste (ÖBF), verschiedener Universitäten und der interessierten Öffentlichkeit

Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften:

- Stem CH₄ and N₂O fluxes of Fraxinus excelsior and Populus alba in a temperate floodplain forest. Moldaschl, E., Kitzler, B., Machacova, K.,

Schindler, T., Schindlbacher, A., Plant and Soil, eingereicht – under revision (30.06.2020)

Zwei weitere wissenschaftliche Artikel sind in Vorbereitung.

Diese Projektbeschreibung wurde von der Fördernehmerin/dem Fördernehmer erstellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte sowie die barrierefreie Gestaltung der Projektbeschreibung, übernimmt der Klima- und Energiefonds keine Haftung.

Die Fördernehmerin/der Fördernehmer erklärt mit Übermittlung der Projektbeschreibung ausdrücklich über die Rechte am bereitgestellten Bildmaterial frei zu verfügen und dem Klima- und Energiefonds das unentgeltliche, nicht exklusive, zeitlich und örtlich unbeschränkte sowie unwiderrufliche Recht einräumen zu können, das Bildmaterial auf jede bekannte und zukünftig bekanntwerdende Verwertungsart zu nutzen. Für den Fall einer Inanspruchnahme des Klima- und Energiefonds durch Dritte, die die Rechteinhaberschaft am Bildmaterial behaupten, verpflichtet sich die Fördernehmerin/der Fördernehmer den Klima- und Energiefonds vollumfänglich schad- und klaglos zu halten.