

DOC-Quellstärke (Phase 1)

Schriftenreihe, Heft 2/2024



Entstehung, Freisetzung und Transport
von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC)
in bewaldeten Einzugsgebieten
am Beispiel der Trinkwassertalsperre Sosa

Ergebnisse der Phase 1
des Forschungsvorhabens
(07/2019 bis 07/2023)

Prof. Dr. Karsten Kalbitz, Dr. Tobias Houska, Stephan Krüger, Tobias Krause; TU Dresden

Jun. Prof. Dr. Conrad Jackisch; Jun. Prof. Dr. Maximilian Lau; TU Bergakademie Freiberg

Prof. Dr. Stefan Julich; TU Dresden / HNE Eberswalde

Dr. Rainer Petzold; Staatsbetrieb Sachsenforst

Marc Brösing, Daniel Brückner, Annika Möller, Dr. Ingo Müller; LfULG

Im Auftrag des Sächsischen Landesamte für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	16
2	Einführung	18
2.1	Anlass und Problemstellung	18
2.2	Entstehung von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und Einflussfaktoren auf die DOC-Konzentration	21
2.3	Ziele	26
3	Untersuchungsgebiet	27
3.1	Naturräumliche Ausstattung	27
3.2	Böden im Einzugsgebiet der Sosa.....	29
3.2.1	Vorkommen und Verteilung der Humusauflage	29
3.2.2	Vorkommen und Verteilung der Böden.....	30
3.2.3	Die Bodenverbreitung entlang der Fließgewässer	35
3.2.4	Aggregierte Bodenkarte des Einzugsgebiets	35
3.3	Klima	37
3.4	DOC-Einträge mit dem Niederschlag	38
4	Monitoring, Experimente und Analysen	42
4.1	DOM-Dynamik im Einzugsgebiet.....	42
4.1.1	Boden und Sickerwasser - Einrichtung und Betrieb Bodenmessplätze	45
4.1.2	Untersuchungen zur kleinräumigen Mobilisierung, zum Prozessmonitoring sowie Beregnungsversuche	47
4.1.2.1	Untersuchungen auf bodenhydrologischen Messfeldern	47
4.1.2.2	Beregnungsexperimente	48
4.1.3	Gewässer	50
4.1.3.1	Räumliche DOC-Dynamik entlang der Hauptzuflüsse der Talsperre	50
4.1.3.2	Zeitliche DOC-Dynamik – Einrichtung und Betrieb hydrologischer Messplätze (HM).....	52
4.1.3.2.1	Automatisierte Messungen	54
4.1.3.2.2	Regelmäßige Probennahme.....	56
4.1.3.2.3	Ereignisbezogene Probennahme	56
4.2	Laborexperimente	56
4.3	Laboranalysen.....	59
4.3.1	Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM.....	60
4.3.1.1	Fluoreszenz- und UV-Spektroskopie	60
4.3.1.2	Pyrolyse GC-MS	60
4.3.1.3	Stabile Isotope des Wassers (2H und 18O).....	62
4.4	Datenauswertung	62
5	Ergebnisse und Diskussion	65
5.1	DOC-Freisetzungsprozesse unter Laborbedingungen.....	65
5.2	Kleinräumige DOC-Freisetzungs- und Transportprozesse.....	69
5.2.1	Monitoring der mikroklimatischen Bedingungen der Messfelder	70
5.2.2	Abflussmonitoring der Messfelder	71
5.2.3	Gekoppeltes Monitoring des Boden- und Abflusswasserchemismus	73
5.2.3.1	Chemische Zusammensetzung des Oberflächenwassers	73
5.2.3.2	Chemische Zusammensetzung des Bodenwassers	77

5.2.3.3	Gekoppelte Betrachtung von DOC in Boden und Bach	78
5.2.4	Beregnungsexperimente im Freiland zur ereignisbezogenen bodenhydrolo- gischen Dynamik	81
5.2.5	Geophysikalische Erkundung der aktivierten Fließpfade während der Beregnungsexperimente	84
5.2.6	Beregnungsexperimente: Isotopen- und Kohlenstofftransport	88
5.3	Charakterisierung von Boden- und Bachwasser im Einzugsgebiet der Sosa	89
5.3.1	Charakterisierung des Bodenwasserhaushalts	89
5.3.2	Geochemische Zusammensetzung des Boden- und Bachwassers: DOC- und DON- Konzentrationen u.a. Wasserqualitätsparameter	90
5.3.3	Jahreszeitliche Dynamik der DOC- Konzentrationen im Bodenwasser	99
5.3.4	Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM im Boden- und Bachwasser durch UV- und Fluoreszenzspektroskopie	100
5.3.5	Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM im Boden- und Bachwasser durch Pyrolyse GC-MS.....	104
5.4	DOC-Dynamik der Hauptzuflüsse - eine räumliche Analyse	109
5.5	DOC-Dynamik der Hauptzuflüsse - zeitliche Analyse	113-
5.5.1	Auswertung manueller Beprobungen	113
5.5.2	Auswertung zeitlich hochaufgelöster DOC-Messungen	115
5.6	Quantifizierung der DOC-Quellstärke (End Member Mixing Analyse)	120
5.6.1	EMMA mit den Komponenten aus der PARAFAC-Analyse.....	121
5.6.2	EMMA mit Pyrolyse GC/MS Daten	123
5.6.3	EMMA mit geochemischen Daten	124
6	Schlussfolgerung und Ausblick	127
6.1	Konzeptionelles Modell für DOC-Freisetzung und -Transport im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	127
6.2	Schlussfolgerung, offene Forschungsfragen und Ausblick.....	129
Literaturverzeichnis		132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperren Muldenberg (oben) und Carlsfeld (unten) (Datenquelle: LTV).	19
Abbildung 2: Zusammenspiel der maßgeblichen Faktoren, die für den Austrag von DOC (und Fe) aus den Böden und ihren Eintrag in die Oberflächengewässer verantwortlich sind (nach Kritzberg et al. 2020 - verändert).....	23
Abbildung 3: Veränderungen in der Zusammensetzung bodenbürtiger, in aquatische Systeme eingetragener DOM, als Funktion des Abflussgeschehens (nach Marín-Spiotta et al. 2014 – verändert)	24
Abbildung 4: Topografische Darstellung des Einzugsgebietes an der Talsperre Sosa	27
Abbildung 5: Detailkarte der Bodenformen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	32
Abbildung 6: Aufschluss FH-8 eines Übergangsmoores	34
Abbildung 7: Aggregierte Bodenkarte des Einzugsgebiets (links) und Verteilung der Torfmächtigkeit (rechts) im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa	36
Abbildung 8: Entwicklung der Temperatur der DWD Station Carlsfeld 01.01.1995 bis 31.12.2022; mittlere jährliche Temperatur (oben) sowie Anzahl heißer Tage mit Tagesmaxima über 30°C (unten).....	37
Abbildung 9: Entwicklung des Niederschlags der DWD Station Carlsfeld 1995 bis 2021; jährliche Niederschlagssumme (oben) und Anzahl der Tage mit starken Niederschlägen über 35 mm pro Tag (unten).....	38
Abbildung 10: Entwicklung der chemischen Zusammensetzung des Freiland-Niederschlags des Level II Standortes Klingenthal (30 km südwestlich der Talsperre Sosa) von Januar 1997 bis September 2022; dargestellt werden die monatlich erhobenen Niederschlagsproben (schwarze Linie), sowie die jährlich aggregierten Mittelwerte (graue Balken) mit ihren jeweiligen langjährigen linearen Trends (steigend in rot, sinkend in grün) (Datenquelle: Staatsbetrieb Sachsenforst).....	40
Abbildung 11: Entwicklung der chemischen Zusammensetzung des Bestandes-Niederschlags des Level II Fichten Standortes Klingenthal (30 km südwestlich der Talsperre Sosa) von Januar 1997 bis September 2022; dargestellt werden die monatlich erhobenen Niederschlagsproben (schwarze Linie), sowie die jährlich aggregierten Mittelwerte (graue Balken) mit ihren jeweiligen langjährigen linearen Trends (steigend in rot, sinkend in grün) (Datenquelle: Staatsbetrieb Sachsenforst)	41
Abbildung 12: Fotos der Bodenprofile der Bodenmessplätze Erdhochmoor (BM1), Moorgley (degradiertes Moor, BM2), Braunerde (BM3) und Podsol (BM4)	42
Abbildung 13: Hydrologische Teileinzugsgebiete von Zuflüssen der Talsperre Sosa (Sachsen); dargestellt sind die aggregierten Bodentypen, die hydrologischen Messpunkte entlang der Kleinen Bockau (M1 und M2) sowie des Neudecker Bachs (P1 und P2) sowie die Bodenmessplätze (BM1-BM4) und Bodenmessfelder (MF1 und MF2) sowie die dazugehörigen Messwehre (W1 und W2); Legende der Bodenkarte in Abbildung 7.....	44
Abbildung 14: Im Boden installierte Sensoren und Instrumente an den vier Bodenmessplätzen an der TS Sosa: Bodenfeuchtesensor SMT100 [A]; Saugplatte [B]; Tensiometer Tensiomark [C]; Saugkerze [D]	45

Abbildung 15: Exemplarisches Beispiel eines Bodenmessplatzes an der Talsperre Sosa, nach erfolgreicher Installation mit Steuerungseinheiten für Tensiometer bzw. Bodenfeuchtesensoren, Steuerungseinheit und Sammelgefäße für die Saugkerzen und Saugplatten	46
Abbildung 16: Organisch geprägtes Messfeld 1 (links) und mineralisch geprägtes Messfeld 2 (rechts) im Höhenmodell (Hintergrund DGM 1, Detail im Messfeld LiDAR Scan DGM 0.3 m, mit Schummerung), Quadranten und Messpunkte (02A bis 11D) sowie Messwehre (MW1 und MW2). Messfeld 1 ist ca. 80 m höher gelegen als Messfeld 2	48
Abbildung 17: Aufbau des Beregnungsexperiments am organisch geprägten Messfeld 1. [A]: Beregnung, [B]: Transferbereich und Trench mit markierten Sektionen, [C]: Schematische Darstellung als Aufsicht	49
Abbildung 18: Aufbau des Beregnungsexperiments am mineralisch geprägten Messfeld 2. [A]: Beregnung, [B]: Transferbereich und Trench mit markierten Sektionen, [C]: Schematische Darstellung als Aufsicht	50
Abbildung 19: Mess- und Probenahmepunkte zur räumlich verteilten Erhebung von Wassereigenschaften in den Zuflüssen in die Talsperre Sosa zu ausgewählten Abflussereignissen	52
Abbildung 20: Foto eines V-Messwehres an der Talsperre Sosa (links) sowie eine schematische Darstellung (rechts)	53
Abbildung 21: An den hydrologischen Messplätzen installierte Instrumente; Drucksonde [links], Automatischer Probenehmer [Mitte], Multiparametersonde YSI-EXO3 [rechts]	55
Abbildung 22: Exemplarisches Beispiel BM4 (Humusaufgabe) für die Profilansicht, Proben der einzelnen O-Horizonte und der für die Experimente geschichteten Bodensäulen.....	58
Abbildung 23: Säule mit organischem Bodenmaterial befüllt platziert im Inkubationsgefäß während der Messung der Basalatmung nach (Isermeyer 1952) [links]; Säulen mit organischem Bodenmaterial befüllt platziert auf der Unterdruckeinheit während der Gewinnung der Perkolate [rechts]	58
Abbildung 24: Versuchsablauf der kombinierten Inkubations- und Auswaschungsexperimente (initiale Aufsättigung der Proben gefolgt von 2 Wiederbefeuchtungereignissen; P steht für Perkolat, R für mikrobielle Respiration).....	59
Abbildung 25: Boxplots mit DOC-Konzentrationen für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusaufgaben) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin	66
Abbildung 26: Boxplots mit SUVA ₂₅₄ -Werten (spezifische UV-Absorption bei 254 nm; hohe SUVA ₂₅₄ = hohe Aromatizität) für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusaufgaben) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin	67
Abbildung 27: Boxplots mit HIX-Werten (Hohe HIX = hoher "Humifizierungsgrad") für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusaufgaben) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin.....	68
Abbildung 28: Oberflächennahe Bodenfeuchte (vol.%, Farbskala) der Transekte der Messfelder 1 (links) und 2 (rechts) im zeitlichen Verlauf (y-Achse)	70

Abbildung 29: Oberflächennahe Temperatur (°C, Farbskala) der Transekte der Messfelder 1 (links) und 2 (rechts), tägliche Mittelwerte beider Messfelder (unten)	71
Abbildung 30: Manuell und automatisch beobachtete Pegelstände an Messfeld 1 (oben) und Messfeld 2 (unten). Die lineare Regression wurde für die Berechnung der Durchflüsse verwendet	71
Abbildung 31: Wasserstand-Abfluss-Beziehung (links) und Abflussdynamik (rechts) an Messfeld 1 (oben) und Messfeld 2 (unten)	72
Abbildung 32: Spezifischer Abfluss Messfelder 1 und 2, Zeitreihe in mm/15 min (links), kumulierte Zeitreihe (rechts)	73
Abbildung 33: Ergebnisse einer interval partial least square (ipls) Analyse des Datensatzes der Laborwerte und zeitgleich gemessener Absorptionsspektren. Das beste Modell beinhaltet 6 spektrale Komponenten (Wellenlängenpakete von 5 nm). Die Abbildung zeigt die Vorhersagequalität des Modells in einer leave-one-out Kreuzvalidierung (cv). Punkte der Kalibration ("cal", blau) und der Vorhersage ("cv", rot) überlagern sich weitgehend	74
Abbildung 34: DOC-Monitoring in Wehren unterhalb der Messfelder (organisch- oder mineralischgeprägt). DOC-Konzentrationen wurden mit einem ipls Modell aus Absorptionsmessungen modelliert. Absorptionsspektren wurden in Intervallen zwischen 5 und 30 Minuten gemessen und dann auf ein einheitliches 15-Minuten Intervall interpoliert. Ebenso wurden fehlende Messwerte, z.B. wegen fehlender Stromversorgung durch Interpolation aufgefüllt. Während Messfahrten wurden Wasserproben zur Bestimmung im Labor genommen (rot), sie bilden den Trainingsdatensatz für beide Datensätze. Daten wurden in der Vegetationsperiode 2022 erhoben	75
Abbildung 35: Zeitlicher Verlauf der DOC-Konzentration und der spezifischen UV-Absorption bei 254 nm (SUVA ₂₅₄) in der Bodenlösung und im Fließgewässer über die Vegetationsperiode 2022. Werte aus Bodenlösungen werden jeweils als Mittelwert einer Kampagne dargestellt. Werte im Fließgewässer werden als Mittelwert eines Tages dargestellt. Konzentrationen im Fließgewässer wurden mit dem Vorhersagemodell (Abbildung 33) aus den optischen Eigenschaften des Wassers errechnet	76
Abbildung 36: Monatsfrachten von DOC, ermittelt am Messwehr MW 1 und 2 unterhalb der Messfelder MF 1 und MF 2	77
Abbildung 37: DOC-Konzentration in der Bodenlösung an den beiden bodenhydrologischen Messfeldstandorten. Die Daten sind innerhalb eines Messfelds und Horizonts anhand der in y-Richtung ermittelten Bodenfeuchte nach Quartilen geclustert. Automatisierte Bodenfeuchtemessungen sind standortspezifisch, daher wurden Datensätze jedes Loggers vorerst normalisiert. Box-Whisker-Plots (Kästen entsprechen Quartile 2 und 3, Linien den Quartilen 1 und 4) wurden nur gezeigt, wenn mindestens 5 Messwerte im jeweiligen Feuchtebereich vorhanden waren.	78

Abbildung 38: Messfelder am organischen und mineralischen Standort (links). Kacheln zeigen die durchschnittliche Abweichung der DOC-Konzentration von der jeweils zeitgleich gemessenen Konzentration im Abflusswasser beim Messfeldauslass (links MF1: 11C, rechts MF2: 11A). Daten aus 6 während der Vegetationsperiode erfolgten Messkampagnen von Kuppen und Senken der jeweiligen Zelle wurden zusammengeführt. Die Kachelfarbe entspricht dem Mittelwert der der Abweichung (in mg L ⁻¹). Blaue Umrandungen zeigen Zellen, in denen üblicherweise das fließende Wasser im Bachbett zu finden ist. (Rechts: Verteilung der DOC-Konzentrationsdifferenzen in Abhängigkeit des Abstands vom Bach (nächste Kachel mit Oberflächengewässer).....	79
Abbildung 39: Abweichung der DOC-Konzentration in zeitgleich gemessenem Fließ- und Bodenwasser in den Messfeldern in Abhängigkeit der aktuellen Bodenfeuchte (links) und Temperatur (rechts). Bodenfeuchte und Temperatur wurden entlang eines Hanggradienten in beiden Messfeldern mit Loggern erhoben, entlang der y-Richtung als homogen angesehen und zu Tagesmittelwerten zusammengefasst. Bodenfeuchte wurde je Logger normalisiert und als Abweichung vom jeweiligen Mittelwert (z-Transformation) ausgedrückt. Die schwarze horizontale Linie (y=0) zeigt die Konzentrationsidentität von Boden- und Fließwasser.....	80
Abbildung 40: Spezifische UV-Absorption bei 254 nm (SUVA ₂₅₄) des DOC in jeweils Boden- (hellrot) und Bachwasser (blau). Kastendiagramme zeigen Verteilungen der SUVA ₂₅₄ in Zweimonatsintervallen (Kasten umfasst, Quartile 2 und 3; Linie zeigt Mediane). Verteilungen in Boden- und Bachwasser sind zu jeweils allen Zeitpunkten, bis auf Juli/August am organischen Standort, signifikant unterschiedlich.....	81
Abbildung 41: Messfeld 1, 1. Beregnung (graue Blöcke) und Reaktion (in den verschiedenen Sektionen) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter)	82
Abbildung 42: Messfeld 1, 2. Beregnung (graue Blöcke) und Reaktion (in den verschiedenen Sektionen) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter)	82
Abbildung 43: Messfeld 2, Experiment 1 (graue Blöcke) und Reaktion (in Sektion 5) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter) mit Hintergründdrainage	83
Abbildung 44: Messfeld 2, Experiment 2 (graue Blöcke) und Reaktion (in Sektionen 5 und 6) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter) mit Hintergründdrainage	83
Abbildung 45: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe der Beregnungsfläche, Messfeld 1. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.	85
Abbildung 46: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe des Grabens, Messfeld 1. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.....	86
Abbildung 47: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe der Beregnungsfläche, Messfeld 2. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.	87

Abbildung 48: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe des Grabens, Messfeld 2. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radarogramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.....	87
Abbildung 49: $\delta^2\text{H}$ (‰ ggü. VSMOW) und DOC Dynamik während und nach der künstlichen Beregnung im abfließenden Bodenwasser zweier Horizonte (Rottöne). Wasserproben, die an unterschiedlichen lateralen Positionen eines Horizonts aufgefangen wurden (transparente Symbole) sind als Mittelwerte zusammengefasst (rote Punkte und Linien). Zwei Experimente fanden jeweils nacheinander am organisch-geprägten und mineralisch-geprägten Messfeld statt. Blaue Punkte zeigen die DOC-Konzentration und $\delta^2\text{H}$ (‰) in den zur Beregnung verwendeten Wassercontainern.	89
Abbildung 50: Boxplots der Saugspannung der mineralischer Standort BM3 und BM4 (Braunerde, Podsol) auf der linken, sowie des Wassergehalts der organischen Standorte BM1 und BM2 (Moor, degradiertes Moor) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen stündliche Messungen von Juli 2020 bis Februar 2023.	90
Abbildung 51: Boxplots der DOC-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.....	91
Abbildung 52: Boxplots der Konzentrationen des gesamten Stickstoffs (TN) als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zwei wöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.....	92
Abbildung 53: Boxplots der DON-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zwei wöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.....	92
Abbildung 54: Boxplots der Verhältnisse des gelösten organischen Kohlenstoff zum gelösten organischen Stickstoff (DOC:DON ratio) als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.....	95

Abbildung 55: Boxplots der Eisen (Fe) Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	96
Abbildung 56: Boxplots der DOC:Eisen (Fe)-Verhältnisse als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	97
Abbildung 57: Boxplots der Aluminium (Al) Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	98
Abbildung 58: Boxplots der pH-Werte als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	98
Abbildung 59: Boxplots der Ca-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	99
Abbildung 60: Dynamik der DOC-Konzentrationen im Bodenwasser unterschiedlicher Tiefe der vier Bodenmessplätze. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	100
Abbildung 61: Spezifische UV-Absorption bei 254 nm ($SUVA_{254}$) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	101
Abbildung 62: Durch eine PARAFAC Analyse identifizierten Komponenten der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa. Die Namen der einzelnen Komponenten beziehen sich auf Bezeichnungen in der OpenFluor Datenbank mit ähnlichen Kombinationen von Anregungs- und Emissionswellenlängen.	102
Abbildung 63: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierten Komponente 1 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	103

Abbildung 64: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierten Komponente 3 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	103
Abbildung 65: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierten Komponente 4 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.....	104
Abbildung 66: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Pyrolyse GC/MS Daten zur Aufdeckung der Quellen der DOM in den Bachwässern. A): Neudecker Bach Oberlauf (P1), B) Neudecker Bach Unterlauf (P2), C) Kleine Bockau, Seitenarm (M1), D) Kleine Bockau Unterlauf (M2). Wi 21 = Winter 2020/21, Su 21 = Sommer 2021, Fa 21 = Herbst 2021, Wi 22 = Winter 2021/22 und Sp 22 = Frühjahr 2022. ArH = Aromatische Kohlenwasserstoffe, PAH = Polyaromatische Kohlenwasserstoffe, SaH = gesättigte Kohlenwasserstoffe, Carb = Kohlenhydrate, Ntg = N-haltige Verbindungen, UnSaH = ungesättigte Kohlenwasserstoffe	106
Abbildung 67: Boxplots der Anteile an aromatischen Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite	107
Abbildung 68: Boxplots der Anteile N-haltiger Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite	108
Abbildung 69: Boxplots des Anteils phenolischer Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite.....	109
Abbildung 70: Einzugsgebietsbezogene Verteilung der spektralen Absorption bei 254 nm (SAK) als Indikator für DOM im Abfluss. Die Beprobungskampagnen sind farblich codiert. Die nach Einzugsgebieten sortierten Beobachtungen aller Erhebungspunkte bilden mit ihrer Größe zusätzlich den jeweiligen Anteil an Ereigniswasser wieder. Die Boxplots (rechts) fassen die drei Beprobungskampagnen über alle Teileinzugsgebiete zusammen.....	110
Abbildung 71: Einzugsgebietsbezogene Verteilung entlang der Fließstrecke (hohe Werte liegen nahe zur Mündung) der spektralen Absorption bei 254 nm als Indikator für DOM im Abfluss. Im linken Teil sind alle Beobachtungspunkte je nach bisheriger Fließstrecke wieder farblich (Kampagne) nach Form (Einzugsgebiet) und mit ihrer Größe (Anteil Ereigniswasser) codiert. Im rechten Teil sind die Daten nach Kampagne und Einzugsgebiet zusammengefasst.	110

Abbildung 72: Kampagnenbasierte Analysen zur räumlichen Verteilung der DOC- und Isotopenkonzentrationen in den Fließgewässern der Talsperre Sosa. Karte aller Beprobungspunkte mit den jeweilig erfassten Eigenschaften (links SAK, rechts Anteil Ereigniswasser). Dabei sind die Kampagnen in drei Ringen dargestellt (Basisabfluss außen, Starkregen in der Mitte, Schneeschmelze innen).	111
Abbildung 73: Gemessene DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperre Sosa (Datenquelle: LTV)	113
Abbildung 74: Jährliche Differenz zu den mittleren gemessene DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperre Sosa (Datenquelle: LTV)	114
Abbildung 75: Dynamik der DOC-Konzentrationen im Neudecker Bach (P1 und P2) und der Kleinen Bockau (M1 und M2). Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.	115
Abbildung 76: Korrelation der YSI-EXO3-Sonden-Messwerte zur fluoreszierenden gelösten organischen Substanz (fDOM) mit den manuell beprobten und im Labor gemessenen DOC-Konzentrationen zum gleichen Zeitpunkt an den vier verschiedenen Messpunkte P1-2 und M1-2. Zusammenhänge wurden durch lineare Regression (LR, Links), multiple lineare Regression (MLR, Mitte), sowie Random Forest (RF, Rechts) erstellt. MLR und RF nehmen neben den fDOM-Werten auch eine korrigierte fDOM-Wertreihe (Hoffmeister et al., 2020), sowie die Wassertemperatur, Trübung und Wasserleitfähigkeit in die Analyse mit auf. Der Zusammenhang ist jeweils mit dem Bestimmtheitsmaß r^2 quantifiziert. Eine 1:1 Linie dient der visuellen Orientierung.	116
Abbildung 77: DOC-Konzentrationsdaten der YSI-EXO3 Sonde, basierend auf der Random Forest Umrechnung an den hydrologischen Messpunkte P1 (Grün), P2 (Gelb), M1 (dunkel Violett) und M2 (hell Violett) der Talsperre Sosa vom 01.09.2020 bis 01.08.2022. In Rot dargestellt sind die im Labor bestimmten DOC-Konzentrationen.	118
Abbildung 78: Darstellung der Abflussmessdaten (oberstes Panel) und hochaufgelöster DOC-Messdaten der YSI-Sonde (zweites Panel). Durch Multiplikation beider wurde die DOC-Fracht bestimmt (drittes Panel), sowie unter weiterer Hinzunahme der jeweiligen Einzugsgebietsgrößen (Tabelle 2.1) die flächenspezifische DOC-Fracht bestimmt (viertes Panel). Als Balken sind die jeweiligen monatlichen Mittelwerte dargestellt.	119
Abbildung 79: DOC:DON-Verhältnis basierend auf Daten der YSI-EXO3 Sonde und der Random Forest Umrechnung an den hydrologischen Messpunkte P1 (Grün), P2 (Gelb), M1 (dunkel Violett) und M2 (hell Violett) der Talsperre Sosa vom 01.09.2020 bis 01.08.2022. In Rot dargestellt sind die im Labor bestimmten DOC:DON-Verhältnisse.	120
Abbildung 80: Darstellung einer PCA Analyse basierend auf Daten der UV- und Fluoreszenzspektroskopie, hauptsächlich der sechs Komponenten des PARAFAC-Modells. Die Daten wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufgabe in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde.	122

- Abbildung 81: Darstellung einer PCA Analyse basierend auf Daten der Anteile der gelösten organischen Substanz basierend auf Pyrolyse GC/MS-Daten. Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufgabe in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde. 123
- Abbildung 82: Linker Teil: PCA Analyse basierend auf geochemischen Daten (pH, DOC, DON, DOC/DON-Verhältnis, NO₃, PO₄, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, TN). Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufgabe in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde. Rechter Teil: Da alle Bedingungen für eine EMMA erfüllt sind, können die Mischungsverhältnisse der hydrologischen Messpunkte am Neudecker Bach und der Kleinen Bockau aus den potenziellen terrestrischen DOM-Quellen berechnet werden. 125
- Abbildung 83: Linker Teil: Daten gefiltert auf Basisabfluss-Bedingungen. Rechter Teil: Daten gefiltert auf erhöhte Abflussbedingungen. Beide PCA Analysen basieren auf geochemischen Daten (pH, DOC, DON, DOC/DON-Verhältnis, NO₃, PO₄, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, TN). Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufgabe in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde. Da die Bedingungen für eine EMMA nicht erfüllt sind, können die Mischungsverhältnisse der hydrologischen Messpunkte aus den Bodenschichten nicht berechnet werden. 126
- Abbildung 84: Konzeptionelles Modell der DOC-Dynamik im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa mit den Teileinzugsgebieten des Neudecker Baches und der Kleinen Bockau..... 128

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Trends der DOC-Konzentration an verschiedenen Zuflüssen in Talsperren Südwest-Sachsens.	18
Tabelle 2: Zusammensetzung der Standorte im Einzugsgebiet nach forstlicher Standortskartierung	28
Tabelle 3: Nährkraftstufen im Einzugsgebiet nach forstlicher Standortskartierung	29
Tabelle 4: Beschreibung und Kenndaten der Böden an den Messplätzen	43
Tabelle 5: Übersicht der verwendeten Messsensoren an den Bodenmessplätzen.	46
Tabelle 6: Parameter zur Umsetzung der Formel 1 auf die Messwehre im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa. Standort M2 wird von Seiten der LTV verwaltet und wird daher hier nicht angegeben.....	54
Tabelle 7: Größe der hydrologischen Teileinzugsgebiete von den Zuflüssen Neudecker Bach (P1 und P2) und Kleine Bockau (M1 und M2) der Talsperre Sosa (Sachsen).	54
Tabelle 8: Übersicht der verwendeten automatischen Messsensoren im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa.	55
Tabelle 9: Übersicht über die durchgeführten Analysen an den Bodenwasser- und Bachwasserproben.....	59
Tabelle 10: Verbindungsklassen, Akronyme und Kriterien für die Zuordnung der identifizierten Verbindungen mit Hilfe von Pyrolyse GC/MS	62
Tabelle 11: Übersicht über Berechnungsmenge, Wiederfindungsraten und Reaktionszeiten am Trench bei den Berechnungsexperimente (Ex) an den Messfeldern (MF)	81

Abkürzungsverzeichnis

BfUL	Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen
BM	Bodenmessplatz
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
C:N	Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (N) - Verhältnis
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (engl.: dissolved organic carbon)
DOM	gelöste organische Substanz (engl. dissolved organic matter)
DON	gelöster organischer Stickstoff (engl. dissolved organic nitrogen)
DGM	digitales Geländemodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEM	Excitation-Emission-Matrices (fluoreszenzspektroskopisches Verfahren)
EMMA	End-Member Mixing Analysis (statistisches Verfahren)
fDOM	fluoreszierende gelöste organische Substanz, genutzt zur Quantifizierung von DOC
GC/MS	Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (Analyseverfahren)
GPR	Ground Penetrating Radar (Georadar)
ha	Hektar
HM	Hydrologischer Messplatz
HIX	Humification Index (Maßzahl zur Komplexität und Aromatizität der DOM aus Fluoreszenzspektren)
ICP-OES	Induktiv gekoppelte Plasma - Optische Emissionsspektroskopie (Analyseverfahren)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

LiDAR	Light Detection and Ranging (Laser-Scan-Verfahren zur Untersuchung von Geländeoberflächen)
LTV	Landestalsperrenverwaltung Sachsen
m.ü.NN	Höhenangabe in Meter mit Bezug auf Normalnull
MF	Messfeld
MW	Messwehr
NIST	National Institute of Standards and Technology
nFK	nutzbare Feldkapazität (maximaler pflanzenverfügbare Wasservorrat im Boden)
PARAFAC	Parallel Factor Analysis (statistisches multidimensionales Verfahren zur Komponentenanalyse)
PCA	Principal Component Analysis (Hauptkomponentenanalyse; statistisches Verfahren)
pF-Wert	Maß für die Wasserspannung im Boden in log cm Wassersäule
SAK254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm Wellenlänge, genutzt zur Quantifizierung von DOC
SBS	Staatsbetrieb Sachsenforst
SSA	Structural Similarity Attribute (Verfahren zur Auswertung von Geo-Radar-Daten)
SUVA ₂₅₄	Spezifische Absorption im Ultraviolett-Bereich bei 254 nm Wellenlänge im Verhältnis zur analytisch ermittelten DOC-Konzentration (Maß für die Aromatizität der DOM)
TWTS	Trinkwassertalsperre
VSMOW	Vienna Standard Mean Ocean Water (Standard für H-Isotopensignatur)
WET	Waldentwicklungstypen (standortbezogene waldbauliche Entwicklungsziele)
WG	Wassergehalt
WZE	Waldzustandserhebung

1 Zusammenfassung

Steigende Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon – DOC) in den Bächen bewaldeter Einzugsgebiete Sachsens sowie in vielen Gebieten Europas und Nordamerikas können die Trinkwasserversorgung beeinträchtigen. Die Prozesse, die dafür verantwortlich sind, werden bisher nur unzureichend verstanden. Langfristige, prozessorientierte Prognosen über die weitere Entwicklung sind daher wissenschaftlich fundiert bisher nicht möglich. Aus diesem Grund wurden durch das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) mehrere Forschungsvorhaben initiiert, um das Prozessverständnis zur Freisetzung gelöster organischer Substanz (dissolved organic matter – DOM) zu verbessern und damit eine Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen zur Verringerung der DOC-Konzentrationen zu legen. Dabei wurde das Potenzial verschiedener Standorte und deren Böden (z.B. Moore, organische Auflage und mineralische Unterböden von Waldstandorten) untersucht, wann und in welchem Umfang diese zur DOC-Abflussdynamik beitragen. Entlang des terrestrisch-aquatischen Kontinuums wurden wichtige Prozesse untersucht, die für die Menge und Zusammensetzung der DOM entscheidend sind. Den Kern der Arbeiten bildeten Untersuchungen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa, mit dem Ziel die DOM-Quellen in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität zu fassen und die sie steuernden Faktoren zu identifizieren. Dazu erfolgten einerseits kontinuierliche Untersuchungen von Boden- und Bachwässern an unterschiedlichen Standorten, die potenzielle DOM-Quellen für die Talsperre repräsentieren. Andererseits erfolgten kleinräumige Untersuchungen zur hydrologischen Konnektivität, zu möglichen Fließpfaden und der damit verbundenen Abflussdynamik von DOM. Beregnungsexperimente im Freiland, eine bodenkundliche Detailkartierung zur Erfassung der räumlichen Verteilung potenzieller DOM-Quellen sowie Experimente im Labor ergänzten den methodischen Ansatz. Das Einzugsgebiet der Talsperre Sosa wurde für diese Untersuchungen ausgewählt, da sich die beiden wichtigsten Teileinzugsgebiete (Neudecker Bach, Kleine Bockau) deutlich im Anteil potenzieller DOM-Quellen unterscheiden. Während das Einzugsgebiet der Kleinen Bockau hauptsächlich mineralische Böden aufweist, finden sich entlang des Neudecker Bachs ein höherer Flächenanteil organischer Nassstandorte mit unterschiedlicher Torfmächtigkeit, welche jedoch aufgrund ehemaliger Entwässerungsmaßnahmen einer erheblichen Degradierung unterliegen.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass über alle potenziellen DOM-Quellen hinweg, die höchsten DOC-Konzentrationen und -Flüsse bei hohen Abflüssen (Schneesmelze, starke Niederschläge) auftreten. Durch die vergleichsweise kurze Dauer dieser hohen Abflüsse können die durchschnittlichen DOC-Konzentrationen in den Bächen nur durch zeitlich hochaufgelöste in situ Messungen der DOC-Konzentration korrekt erfasst werden. Durchschnittskonzentrationen aus solchen sondengestützten Messungen liegen fast doppelt so hoch wie durchschnittliche DOC-Konzentrationen einer konventionellen Beprobungsstrategie. Der Anteil der (degradierten) organischen Nassstandorte (Moore, Moorgleye) im Einzugsgebiet ist eine entscheidende Steuergröße der DOC-Einträge in die Talsperre. Diese besitzen die größte flächenspezifische DOC-Fracht ($53 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und tragen mit 19 % überproportional zum DOC-Eintrag in die Talsperre bei. Stark degradierte Moore, die nur noch Torfreste aufweisen, haben ein besonders hohes DOM-Freisetzungspotenzial. Bachabwärts nimmt der Flächenanteil und damit auch die Bedeutung der organischen Nassstandorte als DOM-Quelle ab. Mineralische Bodenhorizonte weisen mit 78 % insgesamt den dominanten Anteil am DOC-Eintrag in die Talsperre auf, obwohl diese nur eine relativ niedrige spezifische DOC-Fracht ($13\text{-}18 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) besitzen. DOM aus Mineralböden ist im Gegensatz zu DOM aus den organischen Nassstandorten stark mikrobiell geprägt. Welche Rolle die Mineralböden für die ansteigenden DOC-Konzentrationen spielen, bedarf weiterer Untersuchungen, da Langzeitdaten

dazu bisher fehlen. Der Anteil der Humusauflagen an den DOC-Konzentrationen und –Flüssen scheint gering zu sein (ca. 3 %). d. Allerdings steigt ihr Anteil bei starken Abflüssen kurzzeitig an. Untersuchungen zur DOM-Zusammensetzung deuten auch generell auf einen höheren Anteil hin, der aber bisher nicht quantifizierbar ist. Humusauflagen könnten durch den Klimawandel und einer Zunahme von Starkniederschlägen zukünftig als DOM-Quelle bedeutsamer werden. Die vertikale und horizontale hydrologische Beweglichkeit von Wasser im Boden bis hin zum Gewässer, die Konnektivität, ist zusätzlich entscheidend für die DOC-Einträge in die Oberflächengewässer. Befinden sich unter torfgeprägten Horizonten dichtgelagerte mineralische Horizonte mit verringerten hydraulischen Leitfähigkeiten, kann es bei entsprechenden Niederschlagsereignissen zu oberflächennahen Abflüssen kommen, die durch hohe DOC-Konzentrationen gekennzeichnet sind. Die horizontale Konnektivität ist jedoch räumlich begrenzt. Weisen dagegen die mineralischen Unterbodenhorizonte eine hohe hydraulische Leitfähigkeit auf, kommt es zu einer bevorzugten Tiefenverlagerung der DOM und damit verbunden zu einem starken Rückgang der DOC-Konzentrationen (durch hohe Retention) mit der Folge einer DOC-armen Abflussbildung (vorrangig in Braunerden, weniger in Podsolen). Die mineralischen Horizonte der Braunerden weisen das höchste Retentionspotenzial auf und sind daher besonders interessant, um mehr DOM in den Böden zurückzuhalten und dadurch den Eintrag in die Talsperren zu verringern. Eine weitere mögliche Option zur Verringerung der DOC-Konzentrationen könnte ein verstärkter Rückhalt von DOC-reichem Wasser in Gebieten mit hohem DOM-Freisetzungspotenzial sein. Damit könnte man auch eine Verringerung der DOM-Freisetzung aus den stark degradierten organischen Böden (Moorgleye) erzielen. Mit der Fortführung des Forschungsvorhaben in der Phase 2 werden die Messungen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa bis 2026 fortgesetzt und mögliche Maßnahmen zur Verminderung der DOC-Einträge in die Talsperre experimentell untersucht.

2 Einführung

2.1 Anlass und Problemstellung

Gelöste organische Substanz (dissolved organic matter – DOM) ist ein wichtiger Bestandteil der Kohlenstoff (C)- und Nährstoffkreisläufe terrestrischer und aquatischer Ökosysteme. Die Quantifizierung der vielfältigen Verbindungen der DOM erfolgt hauptsächlich über die Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (dissolved organic carbon – DOC¹). In den letzten zwei bis drei Jahrzehnten steigen die DOC-Konzentrationen in vielen Oberflächengewässern Europas und Nordamerikas kontinuierlich an (Evans et al. 2012; Garmo et al. 2020; Monteith et al. 2007). Dieser Anstieg ist hauptsächlich auf einen erhöhten DOC-Export aus terrestrischen Ökosystemen zurückzuführen, wobei organische Böden (d.h. Moore) einen wichtigen Anteil an diesem Anstieg haben.

In vielen Mittelgebirgsregionen Zentral- und Nordeuropas wie auch dem Erzgebirge reicht dieser Trend zu verstärkten DOC-Konzentrationen in den Vorflutern bewaldeter und von Mooren und organischen Nassstandorten geprägter Einzugsgebiete bis in die Trinkwassertalsperren (Grunewald et al. 2003). Daher wird an den sächsischen Talsperren seit mehreren Jahren, im Auftrag lokaler Fachbehörden, die räumliche und zeitliche Variabilität von DOC-Austrägen untersucht, auch weil sich hier eine Vielzahl von Moorstandorten in Trinkwasserschutzgebieten befindet. Die bisherigen Untersuchungen zeigen ansteigende DOC-Konzentrationen in den Zuflüssen aller untersuchter Trinkwassertalsperren Südwestsachsens (Tabelle 1).

Tabelle 1: Trends der DOC-Konzentration an verschiedenen Zuflüssen in Talsperren Südwestsachsens.

Talsperre	Zufluss	Zeitraum	Mittelwert DOC Konz. [mg C l ⁻¹]	Trend DOC Konz. [mg C l ⁻¹ a ⁻¹]
Muldenberg	Rote Mulde	1995 - 2022	8,41	+0,14
Muldenberg	Weißer Mulde	1995 - 2022	7,60	+0,13
Muldenberg	Saubach	1995 - 2022	5,19	+0,14
Carlsfeld	Bach von Ost	1995 - 2022	9,96	+0,18
Carlsfeld	Wilzsch	1995 - 2022	11,93	+0,22
Sosa	Kleine Bockau	1995 - 2022	2,59	+0,02
Sosa	Neudecker Bach	1995 - 2022	5,81	+0,13

Dieser Trend scheint sich insbesondere innerhalb der letzten Trockenjahre (2018 bis 2022) zu verstärken (Abbildung 1). Neben diesem grundsätzlichen Trend ist das Bild von zahlreichen sehr hohen Einzelwerten geprägt, die darauf hindeuten, dass einzelne Niederschlags-/Abflussereignisse den DOC-Austrag aus den Einzugsgebieten prägen oder sogar dominieren können.

¹ Im vorliegenden Bericht wird der Begriff DOC verwendet, wenn Konzentrationen und Frachten betrachtet werden. Wird ein eher allgemeiner Bezug zur organischen Substanz hergestellt, wird DOM verwendet.

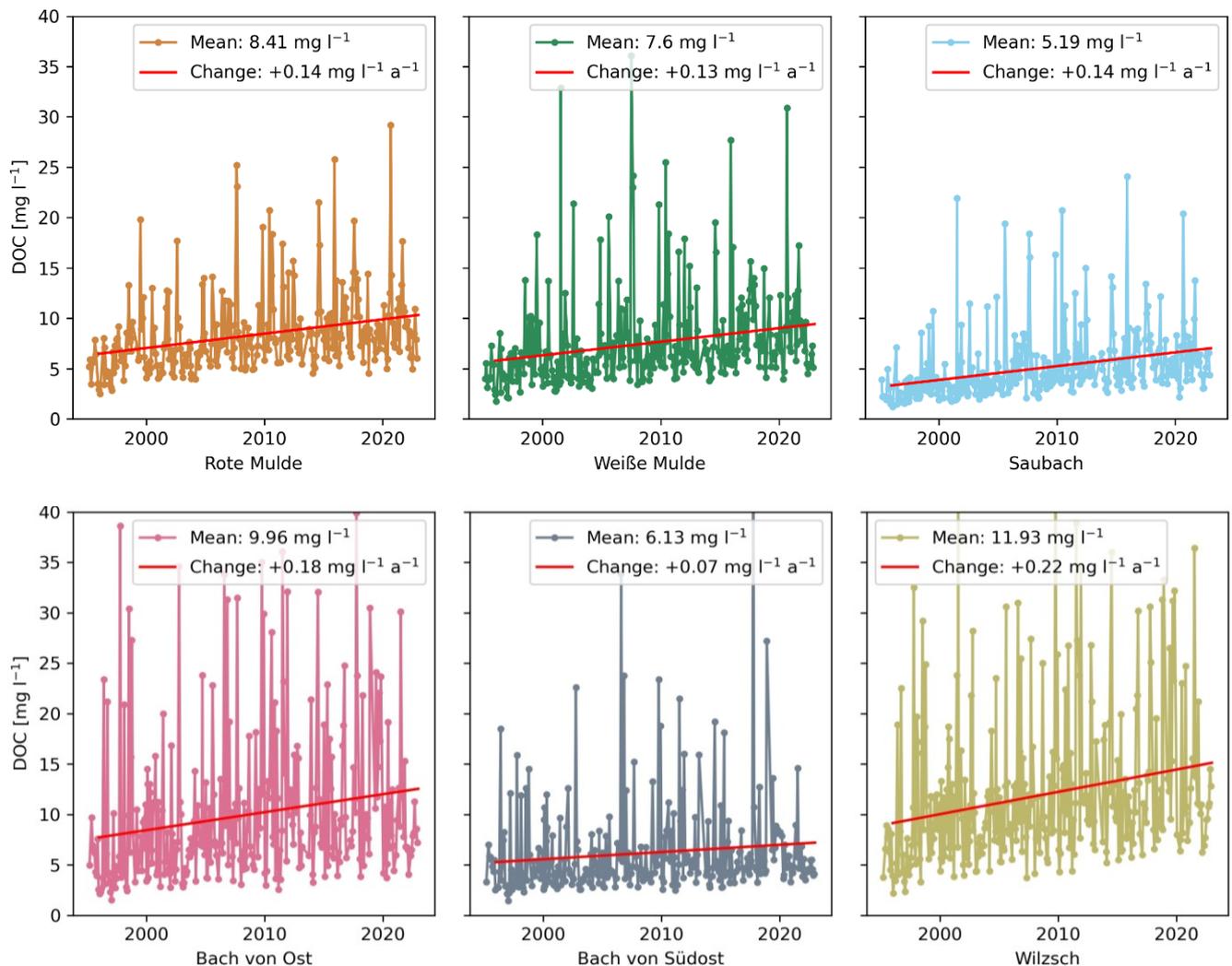


Abbildung 1: DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperren Muldenberg (oben) und Carlsfeld (unten) (Datenquelle: LTV).

Hohe DOC-Einträge in Trinkwassertalsperren bedeuten ein erhebliches Problem für die Trinkwassersicherheit; es ist nach derzeitigem Stand sogar von weiter steigenden Einträgen auszugehen (Wricke et al. 2016). An mehreren Trinkwassertalsperren des Westerzgebirges führt dieser Prozess zu erheblichen Problemen bei der Wasseraufbereitung. Die bestehenden technischen Aufbereitungsmöglichkeiten zur Entfernung des DOC geraten bereits an ihre Grenzen (Bornmann und Wricke 2020) und bei weiter steigenden DOC-Konzentrationen ist zu befürchten, dass einige Regionen in Sachsen nicht ausreichend mit Trinkwasser versorgt werden können (Meißner 2020).

Um dem Problem angemessen begegnen zu können, ist ein umfassendes Prozessverständnis über die DOM-Quellen, die dort ablaufenden Freisetzungsprozesse und den Transport von DOM erforderlich. Nur in Kenntnis der Prozesse und ihrer wesentlichen Steuergrößen können mechanistische Prognosen erfolgen und mögliche Stabilisierungs- oder Minderungsmaßnahmen im Einzugsgebiet entwickelt und konkret verortet werden. Auch Planungen zu technologischen Anpassungen der Trinkwasseraufbereitung in den Wasserwerken brauchen realistische Prognosen der künftigen Entwicklung von DOC-Konzentrationen und -Frachten.

Als Quelle für eine starke und anhaltende DOM-Freisetzung stehen kohlenstoffreiche Böden wie Moore und andere organische Nässtandorte im Fokus, auch wenn der mikrobielle Abbau mächtiger organischer Auflagen im Wald ebenfalls mit einer erheblichen Freisetzung einhergeht. Im Gegensatz zu den Mooren, wird freigesetzte DOM aus den Humusaufgaben bei der Passage in mineralischen Bodenhorizonten stark zurückgehalten. Es ist aber unbekannt, welchen Anteil die vorgenannten Prozesse in den Mineralböden und insbesondere in den mineralischen Unterbodenhorizonten an den ausgetragenen DOC-Konzentrationen haben. Für die Einzugsgebiete sächsischer Talsperren besteht offenbar eine positive Korrelation zwischen dem Flächenanteil an (degradierten) Mooren und anderen organischen Nässtandorten und den DOC-Konzentrationen in den Zuläufen zu den Talsperren (Grunewald et al. 2009).

In der Vergangenheit wurden die natürlichen Kohlenstoffspeicher wie Moore und andere organische wie mineralische Nässtandorte durch anthropogene Eingriffe stark entwässert, um eine wirtschaftliche Nutzbarkeit herzustellen oder diese zu verbessern. Mit der Entwässerung ging und geht bis heute eine Degradierung durch den mikrobiellen Abbau der organischen Torfsubstanz einher. Gerade fortschreitend degradierte Moore und organische Nässtandorte weisen neben der starken CO₂-Freisetzung auch erhebliche DOC-Austräge auf. Die meisten ehemaligen Moore sind in einem desolaten Zustand und die wenigen gerade noch intakten Kernzonen mit moortypischer Vegetation werden kleiner und drohen zu schwinden (Denner et al. 2016). Eine Rückführung in den ehemaligen natürlichen Zustand erscheint daher auch als Maßnahme zur Minderung des DOC-Austrags naheliegend. Zugleich werden damit auch wertvolle Biotope für den Naturschutz und als Kohlenstoffsенke im Rahmen des Klimaschutzes bewahrt und wiederhergestellt (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), www.bmu.de 2022). Bei allen Tätigkeiten und Eingriffen im Einzugsgebiet gilt es aber einen weiteren Anstieg des DOC-Eintrags durch Eingriffe im Einzugsgebiet unbedingt zu vermeiden, um den Problemdruck bei der Trinkwasseraufbereitung nicht weiter zu verstärken. In diesem Spannungsfeld zwischen Trinkwasser- und Naturschutz können nur belastbare Untersuchungsergebnisse die Basis für begründete Entscheidungen bilden. Diese müssen auf detaillierten Monitoringdaten beruhen, um die vielfältigen und oft überlappende Prozesse, die DOC-Austräge bestimmen, voneinander unterscheiden zu können.

Aus diesem Grund wurden durch das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) mehrere Forschungsvorhaben initiiert, um das Prozessverständnis zur Freisetzung von DOM insbesondere in den betroffenen Regionen des Westerzgebirges zu verbessern und damit die Grundlage für die Ableitung von Maßnahmen zu legen. In dieser Publikation werden die Ergebnisse folgender Vorhaben, die an der Trinkwassertalsperre (TWTS) Sosa stattgefunden haben, zusammenfassend vorgestellt:

- FuE "Untersuchungen zur Ermittlung und Erklärung räumlicher und zeitlicher Variabilität von DOC-Austrägen aus Böden in Oberflächengewässer ausgewählter Einzugsgebiete sächsischer Trinkwassertalsperren"
- FuE "Bodenhydrologische Untersuchungen zum Transport von DOC im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa"
- "Bodenkundliche Detailkartierung Einzugsgebiet Talsperre Sosa"

2.2 Entstehung von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und Einflussfaktoren auf die DOC-Konzentration

Gelöste organische Substanz ist zwar nur eine kleine aber die mobilste Fraktion der gesamten organischen Substanz der Böden (Bolan et al. 2011). Es sind vor allem die Auflage- und Oberbodenhorizonte aus denen DOM in die tieferen Bodenhorizonte eingetragen wird oder durch oberflächennahe Abflüsse auch direkt in aquatische Ökosysteme gelangen kann. Sowohl frische Pflanzenstreu (d.h. L-Horizonte von Waldstandorten) als auch die bereits stärker zersetzten Horizonte der Humusaufgabe (Of und Oh-Horizonte) sind daher die wichtigsten DOM-Quellen von Waldstandorten (zusammengefasst in Kalbitz et al. 2000; Gmach et al. 2020). DOM entsteht dabei aus einem Zusammenspiel von mikrobiologischen Umsetzungs- und Lösungsprozessen. Daraus lässt sich bereits ableiten, dass alle Faktoren, die den Abbau organischer Substanzen im Boden und die Löslichkeit organischer Moleküle beeinflussen, wichtige Steuergrößen der DOC-Konzentrationen und -Flüsse darstellen. Bedingungen, die eine höhere Löslichkeit hervorrufen (z.B. steigende pH-Werte) und die den Abbau der organischen Substanz verstärken, führen daher meist zu steigenden DOC-Konzentrationen. Darüber hinaus sind die Gehalte und Vorräte an organischer Substanz eine wichtige Steuergröße der DOC-Konzentrationen und -Flüsse mit einem generell positiven Zusammenhang zwischen dem C-Gehalt des Bodens und der DOC-Konzentration. Wichtige potenzielle Quellen für hohe DOC-Austräge sind daher Feuchtgebiete wie Moore, da ihre Böden hohe Gehalte (bis zu 100%) an organischer Substanz aufweisen. Die hohen Gehalte an organischer Substanz sind untrennbar mit hohen DOC-Konzentrationen verbunden. Daraus ergibt sich auch das global beobachtete Phänomen, dass der Anteil organischer Böden (z.B. Moore) in einem Einzugsgebiet eine positive Korrelation zur DOC-Konzentrationen im jeweiligen Einzugsgebiet aufweist (Reviews von Kalbitz et al. 2000; Härkönen et al. 2023).

Ein hoher Anteil an Mooren und anderen Nassstandorten im Einzugsgebiet wird so immer auch zu höheren DOC-Konzentrationen führen im Vergleich zu Einzugsgebieten mit keinem oder nur geringen Mooranteil (z.B. Abb. 6 in Börke et al. 2017). Allerdings gibt es auch in der neusten Literatur keine Hinweise, dass Renaturierungsmaßnahmen einen langfristigen entscheidenden Beitrag für ansteigende DOC-Konzentrationen leisten (z.B. Gaffney et al. 2020). Vielmehr ist davon auszugehen, dass die Flächen, auf denen es zum Abbau der organischen Substanz kommt (z.B. Torfdegradierung), als Hotspots für hohe DOC-Austräge gelten. Demnach führt die Degradierung der Moore zu erhöhten DOC-Konzentrationen im Vergleich zu intakten Mooren. Dies bestätigt eine Studie von Nieminen et al. 2021, die um 14 mg C l^{-1} höhere DOC-Konzentrationen in Bächen mit entwässerten Mooren fanden im Vergleich zu solchen mit intakten Mooren. Entsprechend postulieren Härkönen et al. 2023 in ihrem Review, dass Managementmaßnahmen, die zur Verringerung des Torfabbaus führen, mit einer Verringerung der negativer Auswirkungen auf die Wasserqualität einhergehen. Ein wichtiger Schlüssel für eine erfolgreiche Moorrenaturierung auch bezüglich der Verhinderung ansteigender DOC-Konzentrationen scheint die Etablierung torfbildender Moose zu sein (Ritson et al. 2016).

In mineralischen Böden kommt es während der Bodenpassage des Niederschlagswassers von der Humusaufgabe in den Mineralboden und vom A- (Oberboden-) in die B- (Unterboden) und C-Horizonte (wenig verwitterter Untergrund) zu einem starken Rückgang der DOC-Konzentration, wie in vielen Studien nachgewiesen wurde (z.B. Bolan et al. 2011; Leinemann et al. 2016; Liebmann et al. 2022). Adsorptionsprozesse an Bodenmineralen und eine mögliche Ausfällung durch multivalente Kationen sind hierfür hauptsächlich verantwortlich (Kalbitz und Kaiser 2008; Kothawala et al. 2012) und führen damit auch zum langfristigen Aufbau von organischer Substanz in den Mineralböden (Abramoff et al. 2021). Daraus lässt sich

wiederum ableiten, dass alle Bodeneigenschaften, die zu einer verstärkten Adsorption und/oder Ausfällung von DOM beitragen, zu einer Verringerung der DOC-Konzentrationen führen. Hier sind vor allem der Gehalt an pedogenen Oxiden und der Tongehalt wichtige Bodeneigenschaften, die einen starken Einfluss auf die DOC-Konzentrationen haben. Zusätzlich tragen mikrobielle Abbauprozesse zu einer Verringerung der DOC-Konzentration bei der Passage des Mineralbodens bei. Dies zeigt sich auch daran, dass nach der Passage durch mineralische Bodenschichten sich die DOM durch niedrigere Molekülgrößen auszeichnet und vor allem eine mikrobielle Signatur trägt (Kaiser und Kalbitz 2012; Lindroos et al. 2002).

Die auf der Nordhalbkugel weit verbreiteten Anstiege in den DOC-Konzentrationen in Oberflächengewässern werden mit verschiedenen Ursachen in Verbindung gebracht, die in Zusammenhang stehen zu den oben genannten grundsätzlichen Faktoren, die für die Löslichkeit, den Abbau und die Menge der organischen Substanz verantwortlich sind. So wurde vor allem der Anstieg der DOC-Konzentrationen bis zu Beginn der 2000er Jahre auf eine zurückgehende saure Deposition und damit eine wieder verbesserte mikrobielle Aktivität und verbesserte Löslichkeit organischer Verbindungen zurückgeführt. Darüber hinaus führt der Einfluss erhöhter Temperaturen über eine verstärkte Primärproduktion und gleichzeitig erhöhten mikrobiellen Abbau zu steigenden DOC-Konzentrationen (Asmala et al. 2019; Finstad et al. 2016; Leach et al. 2019; Xu et al. 2020). Meyer-Jacob et al. 2019 postulieren eine Kombination aus zurückgehenden sauren Depositionen und einer damit verbundenen Erholung der Ökosysteme (als „re-browning bezeichnet) und ansteigenden Temperaturen als wahrscheinliche Ursache für zunehmende DOC-Konzentrationen in Nordamerikanischen Oberflächengewässern. Ebenso kann eine Zunahme klimatischer und hydrologischer Extremereignisse durch einen verstärkten Beitrag oberflächennaher Abflüsse zu einer weiteren Zunahme des DOC-Eintrags führen (Tiwari et al. 2018). Es gibt dabei Hinweise in der Literatur, dass der Anstieg der DOC-Austräge infolge extremer Wasserflüsse (z.B. Schneeschmelze) von den Witterungsbedingungen in Zeiten vor dem Extremereignis mitbestimmt wird (Tiwari et al. 2018). In Mooren und den Feuchtgebieten der Uferbereiche von Fließgewässern (Auen) wird vermutet, dass die reduktive Auflösung von Eisenoxiden und eine damit verbundene Freisetzung des an die Eisenoxide gebundenen C mit zu den ansteigenden DOC-Konzentrationen beitragen kann (Knorr 2013; Musolff et al. 2017; Selle et al. 2019). Allerdings ist diese Hypothese unter den konkreten Bedingungen des Erzgebirges mit sehr schmalen Tälern und steilen Fließgewässern, in denen sich keine ausgeprägten Auenböden entwickeln konnten, wenig wahrscheinlich (Kalbitz et al. 2017). Dass parallel zu den DOC-Konzentrationen auch die Eisenkonzentrationen ansteigen, wird vielfach beobachtet (Björnerås et al. 2017), wobei das Eisen vor allem kolloidal vorliegt (Xiao und Riise 2021).

Fasst man den Stand der internationalen Literatur zusammen bleibt festzuhalten, dass für die gegenwärtig global beobachteten steigenden DOC-Konzentrationen steigende Temperaturen, eine erhöhte Biomasseproduktion („Greening“), die Aufforstung ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen mit Nadelbäumen und das vermehrte Auftreten von Starkniederschlagsereignissen verantwortlich sind. Starkniederschläge nach langen Trockenperioden und die Schneeschmelze stellen dabei ein besonders hohes Potenzial für den DOC-Austrag aus den Böden in die Oberflächengewässer dar. In den aktuellsten Studien werden unterschiedliche Ergebnisse und die Ambivalenz der möglichen Ursachen noch deutlicher. So berichten Eklöf et al. (2021), dass in vielen schwedischen Oberflächengewässern keine Fortsetzung des Trends ansteigender DOC-Konzentrationen nach 2010 stattgefunden hat. Auch postulieren die Autoren unterschiedliche Trends für die farbgebenden Bestandteile der DOM und für DOC. Sie haben außerdem beobachtet, dass noch ansteigende DOC-Konzentrationen vor allem in Gebieten auftreten, wo eine Aufforstung ehemals ackerbaulich genutzter Standorte durch Fichte stattgefunden hat (auch Škerlep et al. 2020).

Insgesamt können (Eklöf et al. 2021) aber die sehr unterschiedlichen Muster des Langzeitverhaltens der DOC-Konzentrationen nicht erklären. Im Gegensatz dazu fanden Lepistö et al. 2021 in fast allen von ihnen untersuchten finnischen Einzugsgebieten ansteigende DOC-Konzentrationen und konnten diese Anstiege mit steigenden Temperaturen erklären. Im Zeitraum von 1990 bis 2019 fanden sie einen linearen Zusammenhang zwischen Temperatur und dem Anstieg in der DOC-Konzentration (40% DOC-Anstieg bei Anstieg der Temperatur um 4°C, Erklärung von 79% der Variabilität). Kritzberg et al. 2020 postulieren u.a., dass Nadelwälder das größte Risiko für ansteigende DOC-Konzentrationen besitzen. Kritzberg et al. 2020 betonen aber auch, dass ein geschicktes Management vor allem der hydrologischen Konnektivität durchaus Optionen bietet, etwas gegen ansteigende DOC-Konzentrationen zu unternehmen. Schließlich weisen (Meyer-Jacob et al. 2020) darauf hin, dass die Erholung von der Versauerung derzeit wahrscheinlich nicht mehr der dominierende Prozess für weiter ansteigende DOC-Konzentrationen ist, sondern nun andere Faktoren wie Veränderungen in der Landnutzung und beim Klima zunehmend wichtiger werden (Abbildung 2).

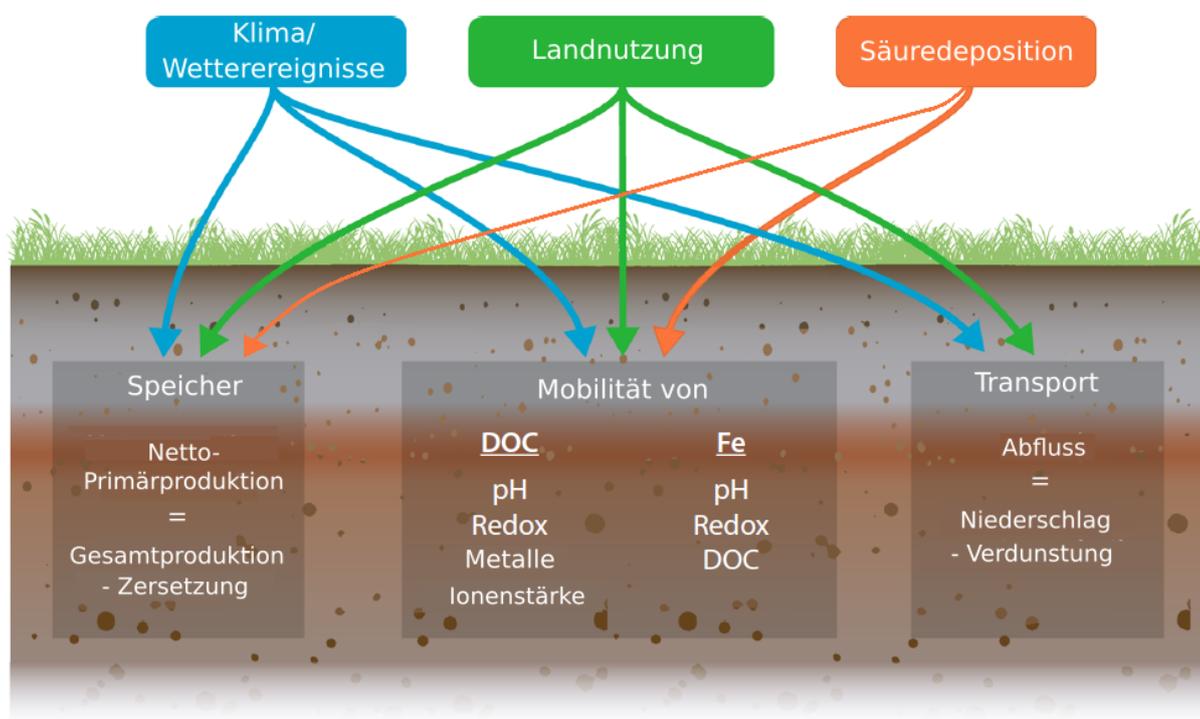


Abbildung 2: Zusammenspiel der maßgeblichen Faktoren, die für den Austrag von DOC (und Fe) aus den Böden und ihren Eintrag in die Oberflächengewässer verantwortlich sind (nach Kritzberg et al. 2020 - verändert)

Auf der Skala von Einzugsgebieten sind zusätzlich zu den oben genannten Steuerungsfaktoren der DOC-Konzentrationen die Eigenschaften des Einzugsgebiets und hier vor allem die Fließbedingungen von entscheidender Bedeutung für die DOC-Konzentrationen und -Flüsse in den Bächen. Eigenschaften der DOM lassen wiederum Rückschlüsse auf die dominierende Quelle und die jeweiligen Bedingungen bei der Entstehung von DOM zu. Der größte Teil der DOM in Bächen kleiner Einzugsgebiete stammt aus allochthonen Quellen (Moore, Humusaufgaben, Mineralböden) und ist daher primär pflanzenbürtig (Gefäßpflanzen, Moose; Boyer et al. 1996; Brooks et al. 1999). Eigenschaften des Einzugsgebiets wie (i) durchschnittliches C:N-Verhältnis im Boden (Aitkenhead und McDowell 2000), (ii) Größe und Hangneigung (Clair et al. 1994; Musolff et al. 2018), (iii) Hydrologie (Broder et al. 2017), (iv) Anteil an Mooren (Aitkenhead et al. 1999) oder Feuchtgebieten (Eckhardt und Moore 1990) sowie jahreszeitliche Muster (Singh et al. 2014) sind für die

Höhe der DOC-Austräge verantwortlich. Abhängig von den jeweiligen Fließbedingungen tragen verschiedene Bodenhorizonte in unterschiedlichem Maße zum DOC-Austrag bei. Eigenschaften der organischen Bodensubstanz sollten folglich eine wichtige Rolle für Menge und Eigenschaften von DOM im Gewässer spielen (Fellman et al. 2009). Oberflächennahe Fließwege durch C-reiche Humusauflagen und Oberbodenhorizonte infolge starker Niederschläge weisen in der Regel erhöhte DOC-Konzentrationen auf (Hood et al. 2006; Singh et al. 2014). Hingegen führt die Bodenpassage durch mineralische Unterbodenhorizonte zu niedrigen DOC-Konzentrationen aufgrund hoher Adsorption (Kaiser und Kalbitz 2012; Kalbitz et al. 2000). In Mooren hingegen können hohe Wasserflüsse zu eher niedrigen DOC-Konzentrationen führen, sofern es dabei zu Verdünnungsprozessen kommt (Ågren et al. 2007; Schiff et al. 1998). Unterschiedliche Muster der DOC-Konzentrationen im Bach als Folge variierender Fließbedingungen und Beiträge unterschiedlicher DOM-Quellen gehen einher mit Veränderungen in der DOC-Zusammensetzung. Diese Veränderungen bilden die Grundlage, den Beitrag unterschiedlichen Quellen für DOM im Bach abzuschätzen.

Erhöhte DOC-Konzentrationen infolge von Starkniederschlägen und den sich daraus ergebenden oberflächennahen Fließwegen gehen zumeist einher mit erhöhten Anteilen lignin- u.a. pflanzenbürtiger Verbindungen (Abbildung 3). Ein solcher erhöhter Beitrag der Humusauflagen und anderer organischer Horizonte sowie der A-Horizonte zum DOC-Austrag aus Böden kann mit Hilfe von Fluoreszenzspektroskopie (Excitation – Emission – Matrices, EEM) und anschließender paralleler Faktoranalyse (PARAFAC) bestimmt werden und wird oft als ansteigender “humic character” der DOM beschrieben (Denis et al. 2017; Marín-Spiotta et al. 2014; Singh et al. 2014). Pflanzenbürtige DOM wird im Vergleich zu mikrobienbürtiger DOM als eher labil betrachtet, was zu höherer CO₂-Produktion in den Bächen führt. Der spezifische Anteil von Mooren sollte sich anhand der Analyse typischer Markerverbindungen mittels Pyrolyse-GC/MS nachweisen lassen (z.B. Schellekens et al. 2009). Außerdem konnte Kothawala et al. 2015 mit Hilfe von EEM zwischen durch Humusauflagen geprägter und vorwiegend aus Mooren stammender DOM unterscheiden.

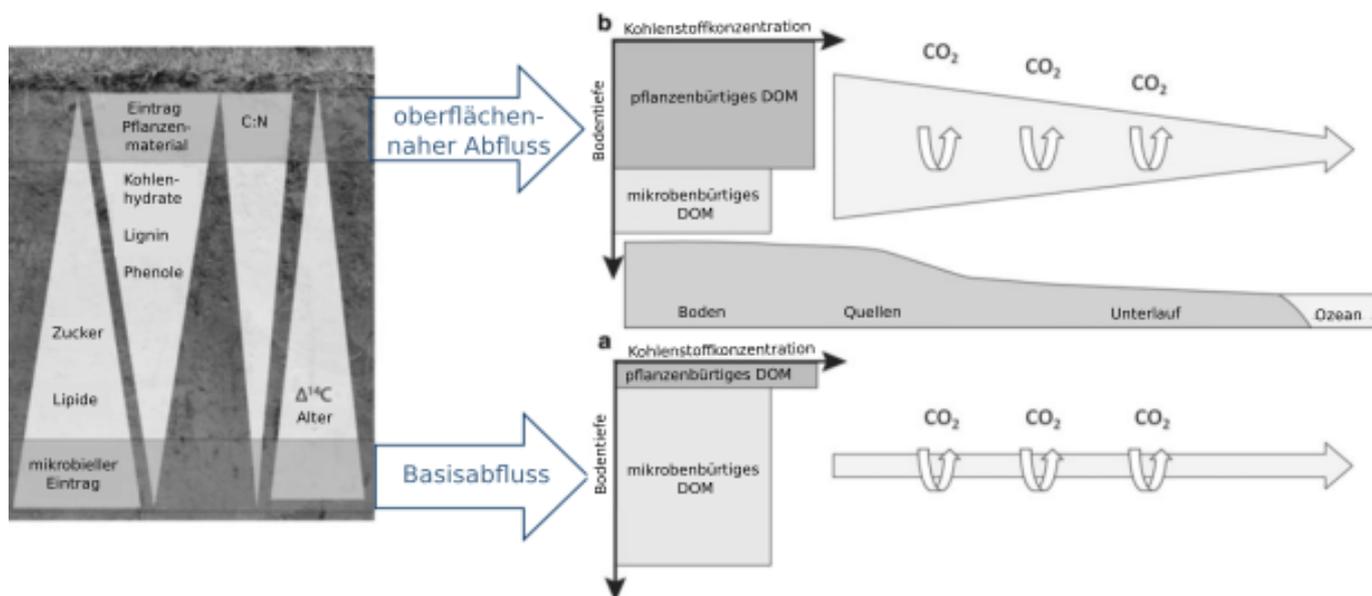


Abbildung 3: Veränderungen in der Zusammensetzung bodenbürtiger, in aquatische Systeme eingetragener DOM, als Funktion des Abflussgeschehens (nach Marín-Spiotta et al. 2014 – verändert)

Unter Basisabfluss-Bedingungen sollte DOM im Gewässer hauptsächlich durch mineralische Unterbodenhorizonte geprägt sein (wenn vorhanden) und in ihren Eigenschaften einen stärkeren mikrobiellen Einfluss erkennen lassen (Abbildung 3). Grundlage für diese Hypothese ist der steigende mikrobielle Charakter in der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz mit zunehmender Tiefe. Dies sollte anhand niedriger DOC-Konzentrationen, geringerer Anteile aromatischer Verbindungen sowie steigender Anteile N-reicher organischer Substanzen (oft beschrieben als protein-like DOM - vgl. Denis et al. 2017; Inamdar et al. 2012; Marín-Spiotta et al. 2014; Singh et al. 2014) nachweisbar sein. Prozesse in Auenböden (so vorhanden) können zu weiteren Veränderungen der DOC-Konzentrationen sowie der DOM-Zusammensetzung führen.

Auch neuere Arbeiten in der Literatur bestätigen einerseits wie nützlich die Kombination verschiedener spektroskopischer Verfahren für die Identifizierung wichtiger DOM-Quellen in den Gewässern ist (Blaurock et al. 2022; Silva et al. 2021; Negassa et al. 2021; Pisani et al. 2020; Wilske et al. 2021) und andererseits das unterschiedliche Potenzial der Böden, als Quelle für DOM zu fungieren (Sawicka et al. 2021; Sepp et al. 2019). Hotspots sind demnach neben den Mooren grundwasserbeeinflusste terrestrische Standorte (Gleyic Cambisols, Gleyic Luvisols) mit vergleichsweise hohen C-Vorräten, die mit hohen DOC-Konzentrationen und einer spezifischen DOM-Zusammensetzung in Verbindung gebracht werden können (Sepp et al. 2019).

Im Rahmen der bisherigen Forschungen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa hat sich gezeigt, dass sich auch das Ökosystem im Gebiet der Talsperre Sosa im Wandel befindet. Diese Veränderungen sind zum Teil durch globale Änderung wie Temperatursteigerungen und dem starken Rückgang der Schwefeldepositionen aber auch lokale Veränderungen wie einer Steigerung der pH-Werte des Freilandniederschlags nachzuweisen. Dieser Wandel könnte weitere Steigerungen der DOC-Konzentrationen nach sich ziehen. So zeigen Zukunftsprojektionen, dass die DOC-Konzentration in von Moorböden beeinflussten Gebieten weiter zunehmen werden, da die maßgeblichen Austragungspfade durch den fortschreitenden Klimawandel verstärkt werden (Xu et al. 2020). Somit wird deutlich, dass die Größe des Problems für die Bewirtschaftung der Talsperre eher unterschätzt wird und weist noch einmal auf die Wichtigkeit der Forschungen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa hin.

2.3 Ziele

Aufgrund der skizzierten Problemlage sollen mit den Forschungsarbeiten im Einzugsgebiet der Talsperre das Prozessverständnis der Dynamik gelöster organischer Substanz in bewaldeten Einzugsgebieten wesentlich verbessert werden. Hierüber sollen die Grundlagen geschaffen werden, um auf wissenschaftlich fundierter Basis mechanistisch begründete Prognosen für die weitere Entwicklung der DOC-Konzentrationen und -frachten zu liefern. Nur mit Hilfe eines soliden wissenschaftlichen Verständnisses über die ablaufenden Prozesse und deren Steuerungsfaktoren können in einem späteren Schritt Handlungsoptionen erarbeitet werden, um DOC-Konzentrationen und -Frachten in sächsischen Trinkwassertalsperren nicht weiter ansteigen zu lassen.

Ein Hauptziel der Vorhaben besteht in einer Identifizierung des Potenzials verschiedener Standorte und deren Böden (z.B. Moore, organische Auflage und mineralische Unterböden von Waldstandorten), hohe Konzentrationen und Flüsse an DOC zu generieren („flächenspezifische Quellstärke für DOC“). Dabei sollen wichtige Prozesse entlang des terrestrisch-aquatischen Kontinuums, die für Menge und Zusammensetzung der DOM entscheidend sind, untersucht werden. Dies erfolgt auch vor dem Hintergrund zahlreicher Forschungsvorhaben an den Talsperren Carlsfeld, Muldenberg und Rauschenbach/Flaje der letzten Jahre, die sich mit der Kontaktzone Boden/Gewässer nur unzureichend beschäftigt haben. Den Kern der Vorhaben bilden Untersuchungen im Freiland im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa, um mögliche DOM-Quellen in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität zu fassen und die sie steuernden Faktoren zu erkennen. Dazu werden hauptsächlich zeitliche und räumliche Unterschiede in den DOC-Konzentrationen und der DOM-Zusammensetzung genutzt. Hierfür soll eine Beprobungs- und Analysestrategie entwickelt werden, die sicherstellt, dass die unterschiedlichen DOM-Quellen im Einzugsgebiet erfasst werden. Umgesetzt wird diese Strategie durch kontinuierliche Untersuchungen von Sicker- und Bachwässern an unterschiedlichen Standorten, die verschiedene potenzielle DOM-Quellen für die Talsperre repräsentieren sollen.

In Ergänzung der Untersuchungen von potenziellen DOM-Quellen und deren räumlich verteilten Beiträgen zum Eintrag in die Talsperre soll die kleinräumige Verbindung von Beladung des Wassers mit DOM und deren tatsächliche Mobilisierung charakterisiert werden. Kern dieses Teilprojekts sind Beregnungsexperimente, mit denen die standörtliche Abflussbildung, die Charakteristik der jeweiligen Fließpfade sowie die kleinräumigen Freisetzungs- und Rückhaltepotenziale im Boden erfasst werden sollen.

Experimente im Labor dienen der Bestimmung der potentiellen DOM-Austräge aus organischen Horizonten (Torfe, Humusaufgabe) in Abhängigkeit von den Feuchtebedingungen. Darüber soll der grundsätzliche Einfluss sich abwechselnder Trockenperioden und Starkregenereignisse auf das Auswaschungspotenzial von DOM untersucht werden. Im Freiland wird eine detaillierte bodenkundliche Aufnahme durchgeführt, um in einem späteren Schritt, die identifizierten potenziellen DOM-Quellen flächenmäßig abbilden zu können.

In Summe wird damit ein Instrumentarium geschaffen, um an Prozessen orientierte Prognosen der zukünftigen Entwicklung der DOC-Konzentrationen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa und Ansatzpunkte für mögliche Stabilisierungsmaßnahmen zu entwickeln - auch als eine Blaupause für andere sächsische Trinkwassertalsperren.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Naturräumliche Ausstattung

Das Einzugsgebiet der Trinkwassertalsperre Sosa umfasst einschließlich der Gewässer eine Fläche von 849 ha und liegt im Forstlichen Wuchsbezirk "Westliches Oberes Erzgebirge" (Schwanecke und Kopp 1996). Dabei liegt der obere Teil des Einzugsgebietes der Talsperre Sosa im Brückenberg-Granit-Mosaikbereich, welches auch den höchsten Punkt, den Auersberg, mit 1018 m.ü.NN einschließt. Der untere Teil des Einzugsgebietes liegt im Sosa-Granitbereich, mit dem tiefsten Punkt auf etwa 640 m.ü.NN. Die Kleine Bockau, der Neudecker Bach, der Wallbach und einige kleinere Fließgewässer führen der Talsperre Wasser zu; ergänzt wird dieses natürliche Gewässersystem durch den Hanggraben, einen künstlichen Graben, der zusätzlich Wasser aus einem Teileinzugsgebiet der Großen Bockau der Talsperre Sosa zuleitet (Abbildung 4).

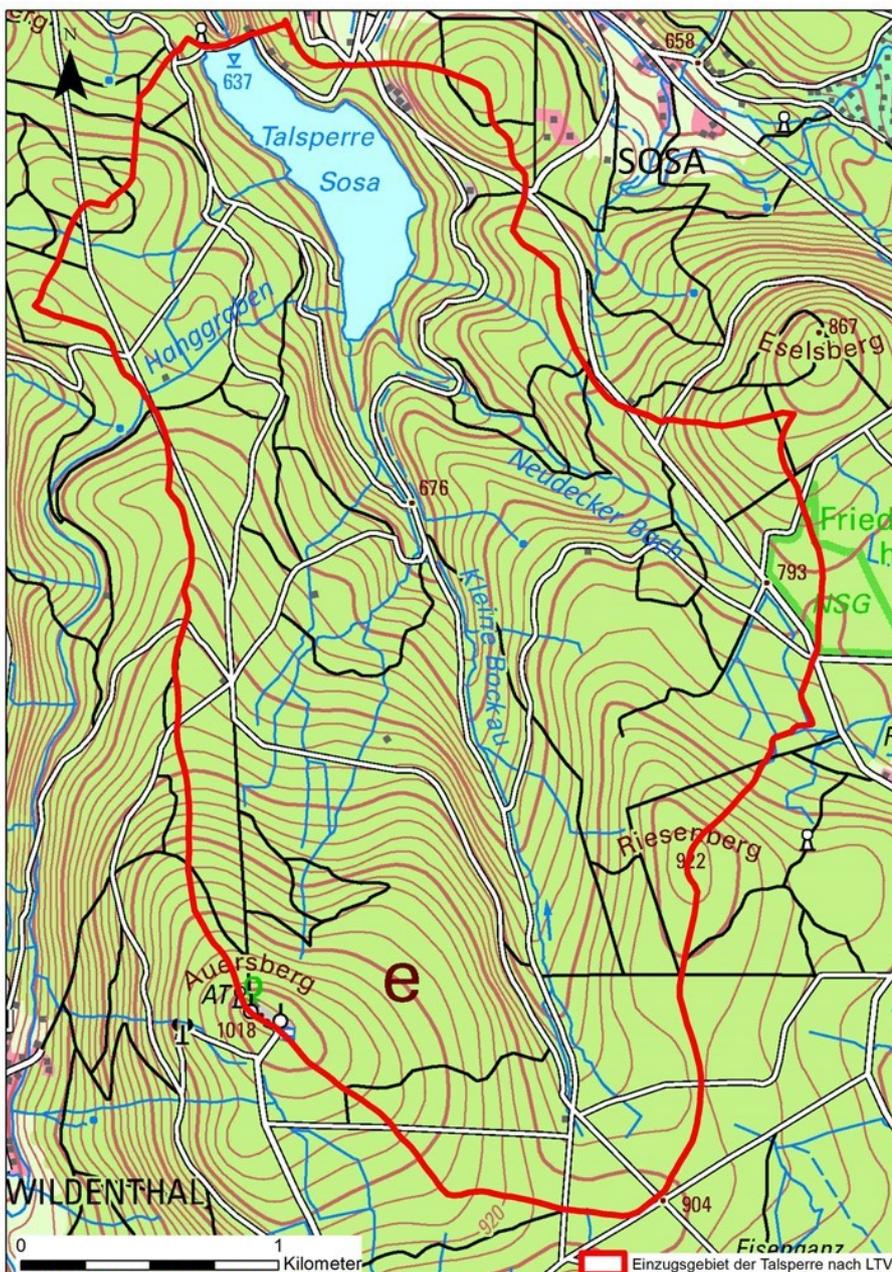


Abbildung 4: Topografische Darstellung des Einzugsgebietes an der Talsperre Sosa

Die Kleine Bockau als wichtigster Zufluss der Talsperre entwässert nach Norden. Das Tal des Baches teilt das Einzugsgebiet in eine Ost- und Westhälfte. Diese Aufteilung ist in tektonischen Bruchstrukturen begründet. Die nach Nordosten exponierte Talseite reicht weit über die gegenüberliegende Seite. An der topographischen Grenze des Einzugsgebietes reihen sich einzelne flache Sattelbereiche, entlang derer die tatsächliche hydrologische Gebietsabgrenzung unscharf bleibt. Das gilt besonders für den größten Sattel im Osten des Gebietes (Einzugsgebiet des Neudecker Baches), auf welchem sich das Friedrichsheider Hochmoor befindet, sodass unsicher ist, welche Flächenanteile des Moores in die Talsperre entwässern.

Im oberen Abschnitt des Einzugsgebietes und im Staubereich der Talsperre befinden sich mächtige Talfüllungen. Die Füllungen zeugen einerseits von intensiven periglazialen Umlagerungsprozessen an den Talhängen, andererseits von geringer fluviatiler Erosionstätigkeit der Kleinen Bockau. Das Material der Deckschichten ist ortsbürtig, d.h. es setzt sich aus Turmalingranit, kontaktmetamorphen Gesteinen und deren Verwitterungsbildungen zusammen. Die Eintiefung der Kleinen Bockau und des Neudecker Baches in die Talfüllungen ist das Ergebnis aus natürlich fluviatiler und anthropogen beschleunigter Erosion durch die historische Zinnseifengewinnung. Diese Prozesse haben das Tal der Kleinen Bockau im Ober- und Mittellauf und des Neudecker Baches eher trogförmig gestaltet. Dieselbe Form besitzt der Oberlauf des Neudecker Bachs.

Das Gebiet wird geologisch durch den variszischen Pluton des Eibenstocker Granits geprägt. An den Kontaktzonen, z.B. entlang der gesamten Ostflanke des Auersberges, bildeten sich jedoch Metamorphite aus ordovizischen Gesteinen, überwiegend Kontaktschiefer, aus. Während des Pleistozäns wurde das Verwitterungsmaterial durch Solifluktions- und Kryoturbationsprozesse erheblich umgelagert. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist dadurch häufig in periglaziale Deckschichten gegliedert. In Muldenlagen sorgten Lehmlagerungen für Vernässung und die holozäne Ausbildung von mineralischen sowie organischen Nassstandorten.

Durch die bereits im frühen Mittelalter einsetzende verstärkte Bergbauaktivität und Besiedlung sind die Böden lokal stark anthropogen verändert. Seifenbergbau entlang von Teilabschnitten der Kleinen Bockau und des Neudecker Baches mit abgeschwemmtem Feinboden, eingestürzte Pingenzüge, Bergbauhalden, alte Torfstiche (Friedrichsheider Hochmoor), Entwässerungsgräben auf den Nassstandorten, sehr häufig auftretende alte Meilerplätze sowie historische Fahrwege mitten im Wald künden von einer intensiven Landnutzungsgeschichte.

Tabelle 2: Zusammensetzung der Standorte im Einzugsgebiet nach forstlicher Standortkartierung

Standorte	Fläche [ha]	Anteil [%]
Terrestrisch	654,2	77
Mineralische Nassstandorte	92,4	11
Organische Nassstandorte	33,8	4
Bachtälchen	20,0	2
Schutzwaldartige Standorte	0,8	-
Sonstige (kein Wald oder nicht kartiert oder nicht zugeordnet)	47,8	6
Summe	849,0	100

Laut forstlicher Standortskartierung sind über Dreiviertel der Fläche als terrestrische Standorte ausgewiesen, 15 % der Waldfläche sind durch mineralische und organische Nassstandorte gekennzeichnet (Tabelle 2). Es überwiegen ziemlich arme und arme Nährkraftstufen, nur rund 15 % der Fläche weisen eine mittlere Trophie auf (Tabelle 3). Entsprechend den Standorteigenschaften dominieren im unteren Einzugsgebiet montane Ausprägungen des Luzulo-Fagetum (Montane Buchenwaldgesellschaften), im oberen Teil hingegen Fichten-Buchenwälder bis hochmontane Fichtenwälder. Entlang der Bachläufe finden sich Schwarzerlen-Bachwälder. Die Waldgesellschaften der potenziellen natürlichen Vegetation spiegeln sich in den verfolgten waldbaulichen Zielzustandstypen, derzeit noch auf die Klimaperiode 1971-2000 bezogen, wider.

Tabelle 3: Nährkraftstufen im Einzugsgebiet nach forstlicher Standortskartierung

Nährkraftstufe	Fläche [ha]	Anteil [%]
Mäßig nährstoffversorgt (M)	128,9	15
Ziemlich arm (Z)	559,8	66
Arm (A)	112,4	13
Sonstige Standorte	47,9	6
Summe	849,0	100

In der aktuellen Waldzusammensetzung wird der Oberstand noch durch die Fichte dominiert. Teils existieren Buchenbestände und kleinflächig sind birkengeprägte Sukzessionsstadien nach Kalamitäten entstanden. Im Unterstand zeigen sich jedoch deutlich die wachsenden Anteile des seit Jahrzehnten vorangetriebenen Waldumbaus mit Rotbuche, Weißtanne, Bergahorn sowie anderen standorttypischen Laubbaumarten sowie Fichtennaturverjüngung.

3.2 Böden im Einzugsgebiet der Sosa

Um flächenbezogene Aussagen zu möglichen Quellen eines DOC-Austrags aus den Böden treffen zu können, erfolgte in den Jahren 2020 und 2021 durch das Büro für Bodenwissenschaften (Dr. Falk Hieke) und das Büro für Bodenkunde (Ralf Sinapius) eine detaillierte Beschreibung und Kartierung der Bodenformen nach KA 5 (Sponagel 2005), insbesondere der mineralischen und organischen Nassstandorte, sowie der organischen Auflagen im Bereich der Talsperre Sosa. Die Kartierung erfolgte dabei in den von der Landestalsperrenverwaltung bereitgestellten Grenzen des Einzugsgebiets der Talsperre (ca. 849 ha) - ohne Einbezug ergänzender Einzugsgebietsflächen aufgrund der Überleitung über den Hanggraben. Die Beschreibung erfolgte anhand von 581 dokumentierten Aufschlüssen und erlaubte damit eine umfassende Kartendarstellung der Boden- und Substratverbreitung. Nachfolgend finden sich hierzu nur zusammengefasste und verallgemeinernde Ausführungen. Vertiefende und ausführliche Darstellungen sind dem umfangreichen Abschlussbericht zur Detailkartierung (Hieke und Sinapius 2021) zu entnehmen.

3.2.1 Vorkommen und Verteilung der Humusaufgabe

Die häufigste Humusform, die im Einzugsgebiet angetroffen wurde, ist der Moder. In geringerem Umfang kommen Feuchtmoder, rohhumusartiger Moder und als Besonderheit das F-Moor vor; eine organische Auflage auf Torf wird nach Forstlicher Standortaufnahme F-Moor genannt. Untergeordnet kommen Feuchtrohhumus, Graswurzelfilzmoder, mullartiger Moder, F-Mull und Rohhumus vor.

Im nordöstlichen Teil des Einzugsgebiets ist der Moder dominant. Dagegen findet man im Gebiet des Auersbergs hauptsächlich Feuchtmoder, rohhumusartigen Moder, Moder und Feuchtrohhumus. Der Moder kommt in allen Höhenlagen vor, wobei er sich besonders auf die unteren und mittleren Höhenlagen konzentriert. Der Feuchtmoder und der Graswurzelfilzmoder sind unterhalb von 900 m zu finden. In einem engen Höhenbereich von 750 und 850 m findet man den Feuchtmoder. Moder findet sich verbreitet auf den Trockenstandorten, vornehmlich auf Braunerden oder Braunerde-Podsolen. Die Feuchtstandorte unterscheiden sich hier von den Trockenstandorten. Das F-Moor steht schon von der Systematik her stets im Zusammenhang mit Moorgleyen, Erdmooren und Mulmmooren. Feuchtmoder ist auf Erdmooren und Anmoorgleyen zu finden.

Die mittlere Mächtigkeit der organischen Auflage beträgt durchschnittlich 0,1 m. Die Trockenstandorte weisen eine geringere Streuung der Mächtigkeit auf, als die der Feuchtstandorte. Die gesamte organische Auflage aller Standorte im Einzugsgebiet summiert sich bezogen auf die mittlere Mächtigkeit, zu einem Feldvolumen von 833.800 Kubikmeter.

3.2.2 Vorkommen und Verteilung der Böden

Die Böden im Einzugsgebiet umfassen sowohl trockene, terrestrische Bodenformen als auch mineralische und organische Nassstandorte. Zu den trockenen terrestrischen Böden zählen vor allem Skelett- und Fels-humusböden, Podsole, Braunerde-Podsole und Braunerden. In der genannten Reihenfolge nimmt der Feinbodenanteil an der Substratzusammensetzung zu und im Feinboden steigt der Schluffgehalt. Das mineralische Substrat der Nassstandorte wird aus unsortierten, klastischen Lehmen grauer Färbung mit einem kantig bis gerundeten Skelettspektrum gebildet. Diese Lehme sind dicht gelagert und gering wasser-durchlässig und provozieren lateralen Zwischenabfluss. Diese Böden zeigen hydromorphe Merkmale. Es treten hier Pseudogleye, Hangpseudogleye und Assoziationen mit Braunerden oder Podsole auf, zu-meist im Umfeld der Gewässer Moore. Wenn auf solchen Standorten ganzjährig oberflächiger Wasser-überschuss auftritt, breiten sich organische Nassstandorte – die Moore – aus.

Die natürliche Bodenlandschaft wurde durch die Bodenumlagerungen des historisch intensiven Bergbaus erheblich verändert; ebenso hat auch die über Jahrhunderte zurückreichende Köhlerlei Spuren hinterlas-sen. Die Folgen der Entwässerungsmaßnahmen durch die engmaschige Anlage von Grabenstrukturen haben zu tiefgreifenden Veränderungen der Nassstandorte und insbesondere der Moore geführt.

Die organischen Nassstandorte nehmen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa eine Fläche von ca. 72 ha ein. Die terrestrischen, trockenen Böden mit deren organische Auflagen (Mull, Moder, Rohhumus) bedecken eine Fläche von ca. 630 ha. Die Mächtigkeit der organischen Streu-Auflagen im Forst ist in der Regel zwar geringer als die Mächtigkeit der teils erheblich degradierten Torfkörper, aber sie spielen schon aufgrund der großen Fläche, die sie einnehmen, eine bedeutende Rolle für den Kohlenstoffvorrat und als mögliche DOM-Quelle. Der tatsächliche Austrag gelöster organischer Substanz wird bei der Passage durch den Boden maßgeblich von den Fließwegen und den Puffer- und Speicherfähigkeiten der Boden-substrate bestimmt und diese ergeben sich maßgeblich aus der Substratzusammensetzung. Substrate mit schluffbürtigem Anteil verfügen über günstigere Puffer- und Speicherfähigkeiten als sandige Substrate. Besonders grusig-sandige Substrate treten an den westexponierten, luvseitigen Hängen, schluffigere Substrate eher an den ostexponierten, leeseitigen Hanglagen auf.

Die Böden im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa bilden in Teilen ein sehr heterogenes, kleinräumiges Mosaik, wobei Häufigkeit und Lokalisierung teilweise bestimmten Mustern folgen (Abbildung 5). Braunerde-Podsole und Podsole sind gemessen an der Anzahl der Kartierpunkte am häufigsten im Untersuchungsgebiet vertreten. Moorgleye und Übergangserdmoore sind mit 42 bzw. 32 Punkten häufig vertreten. Ähnlich oft kommen Regosole und Braunerden vor. Pseudogleye, Podsol-Pseudogleye und Pseudogley-Podsole treten ähnlich oft in Erscheinung. Weniger häufig finden sich Kolluvien, Pseudogley-Braunerden, Skeletthumusböden, Erdhochmoore, Gleye, Nassgleye und Podsol-Braunerden. Gelegentlich treten Hochmoor-Gley-Pseudogleye und andere Mischtypen auf. Selten kommen Vegen, Anmoorgleye, Patermia, Rambla und Ranker vor. Während im nordöstlichen Teilgebiet Braunerde-Podsole, Moorgleye und Podsole dominieren, sind es im Auersberggebiet Podsole, Nassgley-Gleye und Regosole. Häufig sind dort auch Braunerde-Podsole, Podsol-Pseudogleye und Pseudogley-Podsole zu finden.

Braunerden und Pseudogley-Braunerden kommen eher auf nordost- und ostexponierten Hängen vor. Podsole sind im Untersuchungsgebiet eher auf nord-, nordwest- und westexponierten Hängen zu finden. Die Braunerde-Podsole treten sowohl auf nord- bis ostexponierten Hängen auf, finden sich aber auch auf west- bis südwest geneigten Flächen. Ihr Auftreten ist weniger expositionsspezifisch, als das der Braunerden und Podsole. Moorgleye und Übergangserdmoore sind vorwiegend auf nach Ost und Nordost gerichteten Hängen ausgeprägt, Anmoorgleye hingegen nur auf nach Osten gerichteten Hängen. Auf Richtung Norden gerichteten Hängen liegen zumeist Mulmniedermoore und Regosole.

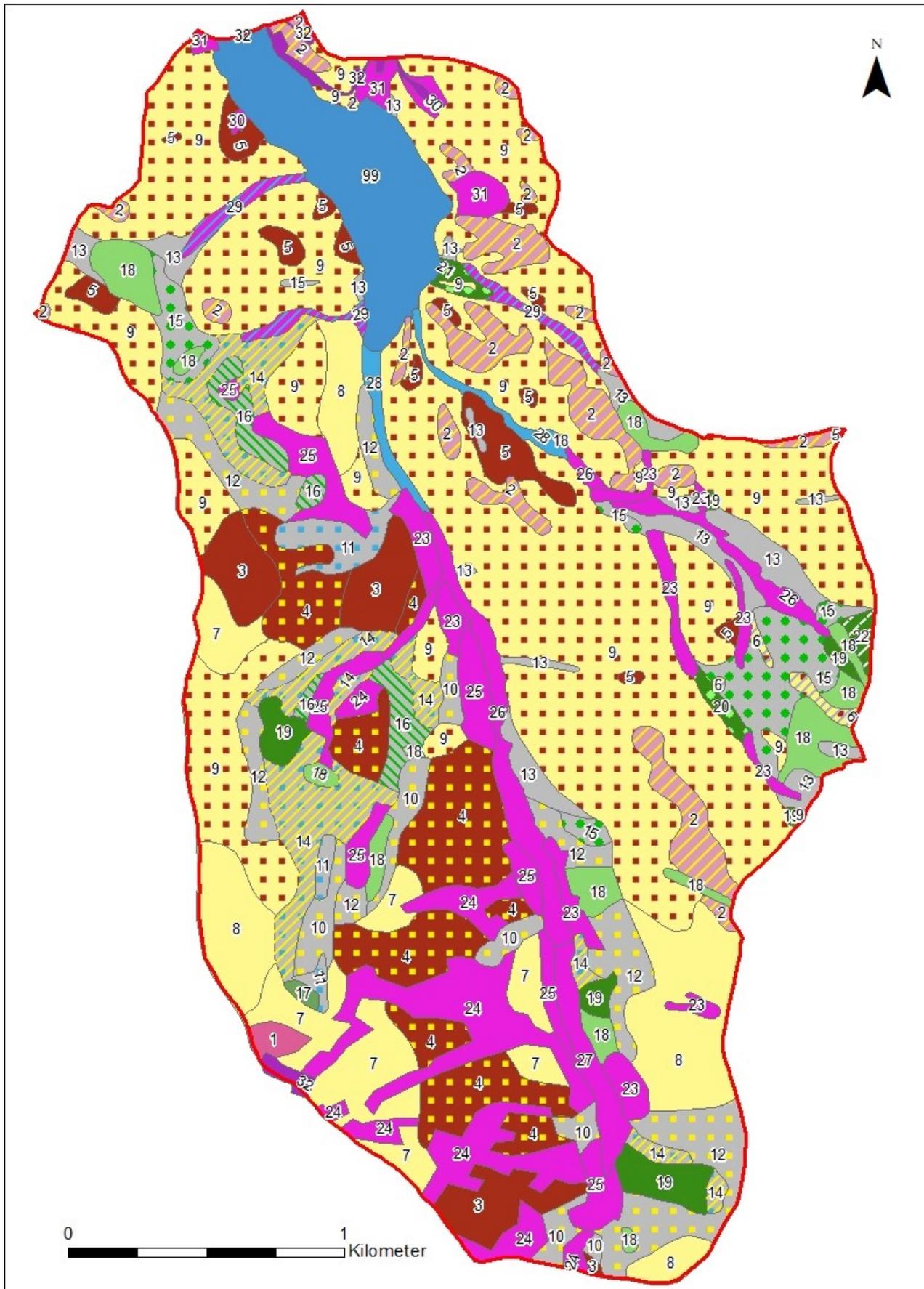


Abbildung 5: Detailkarte der Bodenformen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

Legende

-  Einzugsgebiet der Talsperre nach LTV
-  1 Skeletthumusboden, Podsol-Ranker (FSn, PP-RN aus oj-, u-, p-n, (*Ctu, +gr))
-  2 Fels- und Skeletthumusboden (FF, FS aus n-[+SyG], u-nn[+SyG])
-  3 podsolierte Braunerden (pBBn aus p-lz, uz/ p-sn, ln (*Pho, *Ctu))
-  4 Podsol-Braunerden (PP-BB aus p-zu nl/ p-un, ln (*Pho, *Ctu))
-  5 podsolierte Braunerden (pBBn aus p-(z)u(Lol;+G)/p-zu(+G;Lol)/p-zi(+G))
-  6 Braunerde-Pseudogley-Podsole (BB-SS-PP aus p-(z)s(+G)/p-(z)l(+G;Lol))
-  7 Podsole (PPn aus p-lz, un/ p-sn, un, ln (*Ctu, *Pho))
-  8 Podsole (PPn aus p-sn, ln/p-ln, sn n(+SyG))
-  9 Braunerde-Podsole (BB-PP aus p-ln, sz \ p-lz, ln /p-ln (+SyG))
-  10 Podsol-Hangpseudogleye (PP-SSg aus p-(z)u\p-lz/p-um, ln(*Pho, *Ctu), z.T. +SyG)
-  11 Nassogley-Hangpseudogleye (rGN-SSg aus p-(z)u\p-lz/p-um, ln (*Pho, *Ctu) z.T. +SyG)
-  12 Podsol-Hangpseudogleye (PP-SSg aus p-(z)u\p-zi, zu, zs/p-ln (+SyG))
-  13 (Hang-) Pseudogleye (SS, SSg aus u-u(Uuz)\u-zs(+G)/p-zi(+G))
-  14: 0-1 dm Torf / vernässte Podsole und Hang(Nass)Gleye (GNg-PP, GN-GGg mit og-H)
-  15: 0-2 dm Torf / Moorgleye (GH aus og-(Hu)\u-u(Uuz,Fmu)/p-zs(+G))
-  16: 1-3 dm Torf / Moorgleye-Hang(Nass)Gleye (GH-SS, GN-GGg mit og-Hu\...)
-  17: 2-6 dm Torf / Hochmoor und Hangquellmoorgleye (HHn, GHqn mit og-Hh, Hu\...)
-  18: 2-4 dm Torf / Übergangserdmoore und Hangmoorgleye (KVu, GHg mit og-Hu\...)
-  19: 4-8 dm Torf / Übergangserdmoore (KVu mit og-Hu\...)
-  20: > 8 dm Torf / Übergangs-Mulm- und Erdniedermoore (KMu, KVu mit og-Ha(Hu)\...)
-  21: > 8 dm Torf / mächtige Übergangserdniedermoore (KVu mit og-Hu\...)
-  22: > 8 dm Torf / Erdhochmoore (KHn mit og-Hh)
-  23 podsoliger Regosol (pRQn aus oj-nl,zi / oj- ln, un, sn (+SyG, *Ctu +gz)
-  24 stark podsoliger Regosol (p4RQn aus oj-nl,zi, n / oj-Ln, un ,sn(*Ctu, *Pho, +gz, +gr)
-  25 Hangpseudogley-Regosol (pSS-RQ aus oj-nl,zi / oj- ln, un, sn (+SyG, *Ctu, *Pho, +gr))
-  26 podsoliger Regosol ((pRQn aus oj-sn, ln, n (*SyG, *Ctu, *Pho, +gz)
-  27 podsoliger Gley-Regosol (pGG-RQ aus oj-sn, ln (SyG, *Ctu, *Pho, +gz))
-  28 Auengley (GGa, aus f-u\l-l, s/f.sw, sk, oj-,uhg- n (+SyG))
-  29 Auen(roh)böden (AO, AQ aus f-w(+G; Gf, of))
-  30 Regosol (RQ aus uhg-..., om-... +SyG)
-  31 Kolluvisol (YK aus uk...[+G], om-...[+G])
-  32 versiegelte Flächen
-  99 Wasserfläche / Talsperre

Während Braunerden und Pseudogley-Braunerden, Braunerde-Podsole, Erdmoore und Podsole tendenziell auf mittel bis stark geneigten Hängen vertreten sind, finden sich Moorgleye, Mulmmoore, Anmoorgleye und die Hochmoore auf sehr schwach bis mittelschwach geneigten Hängen. Die organischen Nass-Standorte, wie Moorgleye, Anmoorgleye, Hochmoor und Mulmmoor, finden sich eher auf weniger stark geneigten Hängen.

Bei den im Einzugsgebiet vorkommenden Mooren handelt es sich aus hydrogenetischer Sicht um Übergangsmoore; diese sind durch Wasserzuzug gespeist. Eine Besonderheit im Einzugsgebiet ist das Friedrichsheider Hochmoor. Es ist ein ombrogenes, also niederschlagsgespeistes Moor, wenngleich seine Initialbildung ebenfalls auf einen Bodenwasserüberschuss gründet. Die Torfkörper im Einzugsgebiet sind bis auf wenige Ausnahmen aufgrund der Entwässerungsmaßnahmen oberflächlich vererdet. Vermulmte Torfe sind gleichfalls, jedoch untergeordnet, vorhanden. Intensiv und nachhaltig entwässerte Torfkörper zeigen Torfschrumpfungsgefüge (Abbildung 6). Auf den Torfen beschränken sich die Streu-Auflagehorizonte zumeist auf L- und Of-Horizonte. Oh-Horizonte sind vor allem in den tieferen Lagen des Einzugsgebietes häufig nicht vorhanden bzw. nicht sicher von den degradierten Torfen darunter abzutrennen. Torfneubildungen sind auf den Nass-Standorten zu beobachten. Vor allem in den sich natürlicherweise langsam verschließenden Entwässerungsgräben florieren üppige Spagnumbestände.



Abbildung 6: Aufschluss FH-8 eines Übergangsmoores

Generell beachtlich ist der z.T. rasche Übergang von organischen Böden hin zu trockenen Reliefpositionen; dieser kann sich auf wenige Meter beschränken. So endet beispielsweise das Moor mit der Aufnahme FH-8 (Abbildung 6) fast übergangslos am ansteigenden Hangknick. Kurz oberhalb beherrschen bereits Braunerden-Podsole die Bodengesellschaft.

3.2.3 Die Bodenverbreitung entlang der Fließgewässer

Der Neudecker Bach hat sein Quellgebiet im Umfeld des Queckweges. Die Sedimente des Oberlaufs sind graue, unsortierte, sehr dicht gelagerte sandige Lehme. Diese sind oberflächlich anthropogen gestört. Im Umfeld des Ober- und Mittellaufs wird der Bach von Moorflächen begleitet. Der Talboden weitet sich erst im Unterlauf. In diesen Bereich finden sich schmale Bereiche mit jüngeren Ablagerungen aus sandig – kiesigen Auensedimenten.

Das Quellgebiet der Kleinen Bockau liegt im Süden des Einzugsgebiets. Es gibt keine Punktquelle, sondern ein flächiger Zwischenabfluss vereinigt sich zu einem Fließgewässer. Die Flächen und auch der Oberlauf des Baches selbst wurden durch den früheren Bergbau überprägt. Es finden sich in der Talsohle des Kerbtals, Raithalden und Aufschüttungen. Infolge dieser anthropogen Überprägung, der Talenge und des Gefälles konnten sich keine nennenswerten Auenbereiche ausbilden. Im Unterlauf weitet sich das Tal kurz vor Eintritt in die Talsperre zu einem unregelmäßigen Kerbsohlental. In diesen Bereich ist das Fließgewässer anthropogen begradigt und es befinden sich kleinflächige Auenablagerungen aus sandig-lehmigen, humosen Bachsedimenten. Auf diesen Ablagerungen konnten sich bei ausreichender Mächtigkeit und Ausprägung Auengleye bilden.

Der Hanggraben wurde 1950 im Rahmen des Talsperrenbaus angelegt. Er führt zusätzliches Wasser aus dem Einzugsgebiet der Großen Bockau in die Talsperre. Dazu wird das Wasser in zwei natürliche Fließgerinne geleitet. Die Gerinne speisten sich vorher aus einen Moorkörper. Infolge der künstlich erhöhten Wassermengen setzte eine verstärkte Tiefenerosion ein. Der Erosions- wie auch Sedimentationsbereich ist schmal. In diesen Bereich und in einem Gerinne auf der gegenüberliegenden Talseite findet man initiale Auenböden (Rambla).

3.2.4 Aggregierte Bodenkarte des Einzugsgebiets

Für zahlreiche Fragestellungen kann die Bodendetailkarte eine Grundlage für geografische Bezüge und Auswertungen bieten. Für grundlegende Unterscheidungen zwischen markanten Bodeneigenschaften bietet es sich an, Böden mit ähnlichen Eigenschaften zusammenfassend zu betrachten. Daher wurde ausgehend von der Detailkarte eine aggregierte Karte entwickelt, um die mineralisch geprägten eher trockenen Böden von den mineralischen eher nassen Böden zu unterscheiden und diese wiederum von den organischen Nassstandorten. Da die Moore im Einzugsgebiet und im Themenbereich DOC eine besondere Rolle spielen, wurden diese in weniger stark degradierte Moore mit zumeist großer Torfmächtigkeit und stark degradierte Moore mit zumeist nur noch geringer Torfmächtigkeit unterschieden (Abbildung 7).

Insgesamt finden sich im Einzugsgebiet Torfe zumeist nur in geringer Mächtigkeit (weniger als 30 cm), oft nur bis 20 cm oder nur als sehr dünne Torfschleier von weniger als 10 cm (Abbildung 7). Laut Bodensystematik werden diese Böden nicht der Abteilung der Moore zugeordnet, da hierfür mindestens 30 cm Torf als Voraussetzung benannt sind. Die Systematik berücksichtigt zudem auch nicht, ob anmoorige Standorte vorliegen, die sich bei anhaltenden Verhältnissen zu einem Moor entwickeln würden, oder ob durch Entwässerungsmaßnahmen und nachfolgendem Torfschwund ein ehemaliges Moor in Auflösung begriffen ist. Neuere bodensystematische Überlegungen versuchen diesen Sachverhalt über den Begriff "Abmoor" zu fassen (Eberhardt 2022).

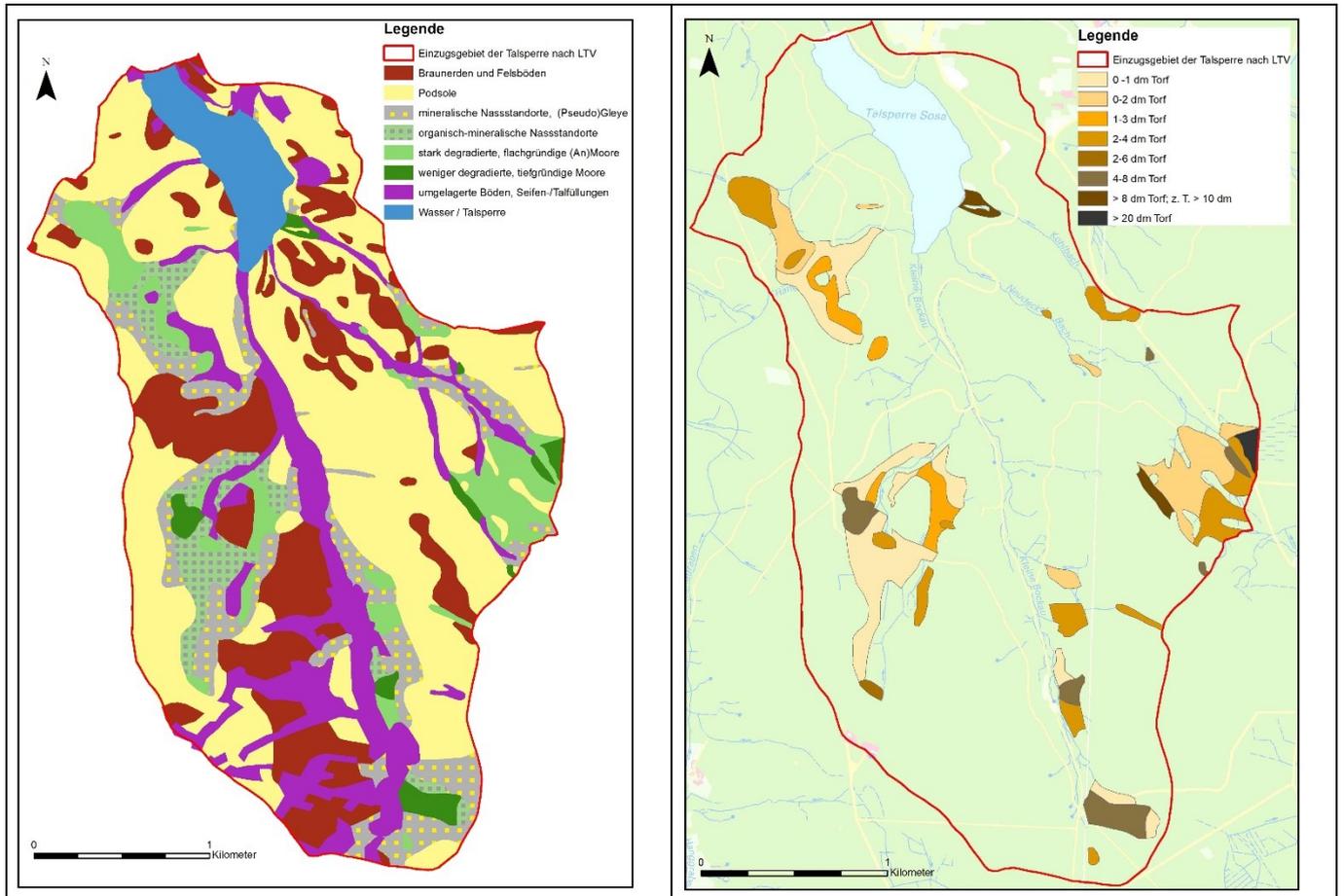


Abbildung 7: Aggregierte Bodenkarte des Einzugsgebiets (links) und Verteilung der Torfmächtigkeit (rechts) im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

3.3 Klima

An dieser Stelle wird der momentane Ist-Zustand der Ökosysteme rund um die lokalen sächsischen Talsperren genauer dargestellt. Mit Blick auf die meteorologischen Daten der Talsperre Carlsfeld zeigt sich das für das Erzgebirge typische warm-gemäßigte Klima mit einer Jahresmitteltemperatur von 7,7°C und einer jährlichen Niederschlagsmenge von 1133 mm. Die klimatische Wasserbilanz (Niederschlagsmenge minus potentieller Verdunstung) bleibt dabei das ganze Jahr über positiv. Damit herrscht im langjährigen Durchschnitt ein andauernder Wasserüberschuss.

Veränderungen zeigen sich bereits unmittelbar beim Blick auf den Temperaturverlauf über die Zeit. Der fortschreitende Klimawandel ist auch an den Daten der DWD Station Carlsfeld ablesbar, mit einem mittleren Anstieg von 0,06 K pro Jahr. Was zunächst niedrig klingt, bedeutet umgerechnet einem Anstieg von 1,56 K während des Beobachtungszeitraums von 26 Jahren. Dabei steigt insbesondere die Anzahl heißer Tage (Tagesmaximum über 30°C) statistisch gesehen alle 9 Jahre um einen Tag an (Abbildung 8).

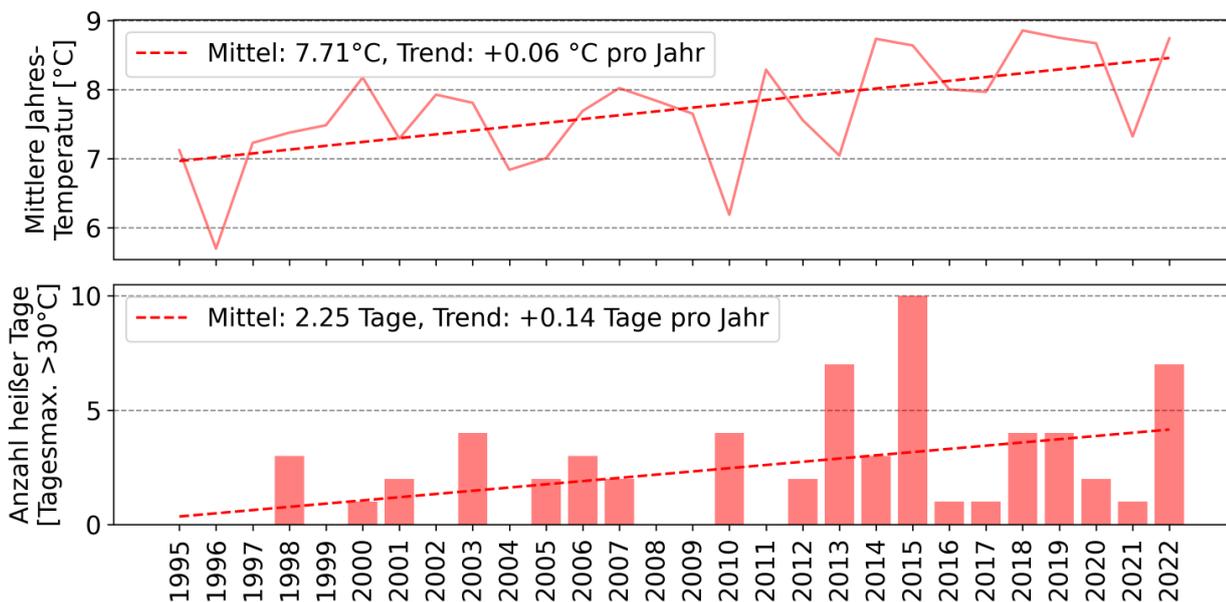


Abbildung 8: Entwicklung der Temperatur der DWD Station Carlsfeld 01.01.1995 bis 31.12.2022; mittlere jährliche Temperatur (oben) sowie Anzahl heißer Tage mit Tagesmaxima über 30°C (unten)

Mit Blick auf die langjährigen jährlichen Niederschlagssummen zeigt sich, dass es im Mittel 4,3 mm pro Jahr trockener wird (Abbildung 9). Dieses Wasser fehlt letztendlich zur Verdünnung von ausgewaschenen Stoffen und auch zur Trinkwasserversorgung. Auch hier bedeutet der bei einer mittleren Jahressumme von 1.133 mm recht klein wirkende Trend über den Beobachtungszeitraum von 27 Jahren einen Verlust von 116,1 mm an jährlichem Niederschlag, was einer Wassermenge von 72.564 m³ auf der Größe der beiden Teileinzugsgebiete Kleine Bockau und Neudecker Bach bedeutet. Zum Vergleich: dies entspricht in etwa dem jährlichen Wasserverbrauch von 1.500 Personen.

Die für die DOC-Auswaschung auch maßgeblichen Starkniederschlagsereignisse (über 35 mm) scheinen sich, auch bei Deutschlandweit positiven Trend, an der DWD Station Carlsfeld nicht abzubilden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass auch Starkniederschläge von weniger als 35 mm je nach Vorfeuchtebedingungen besondere Abflusssituationen mit ausgeprägten DOC-Frachten auslösen können.

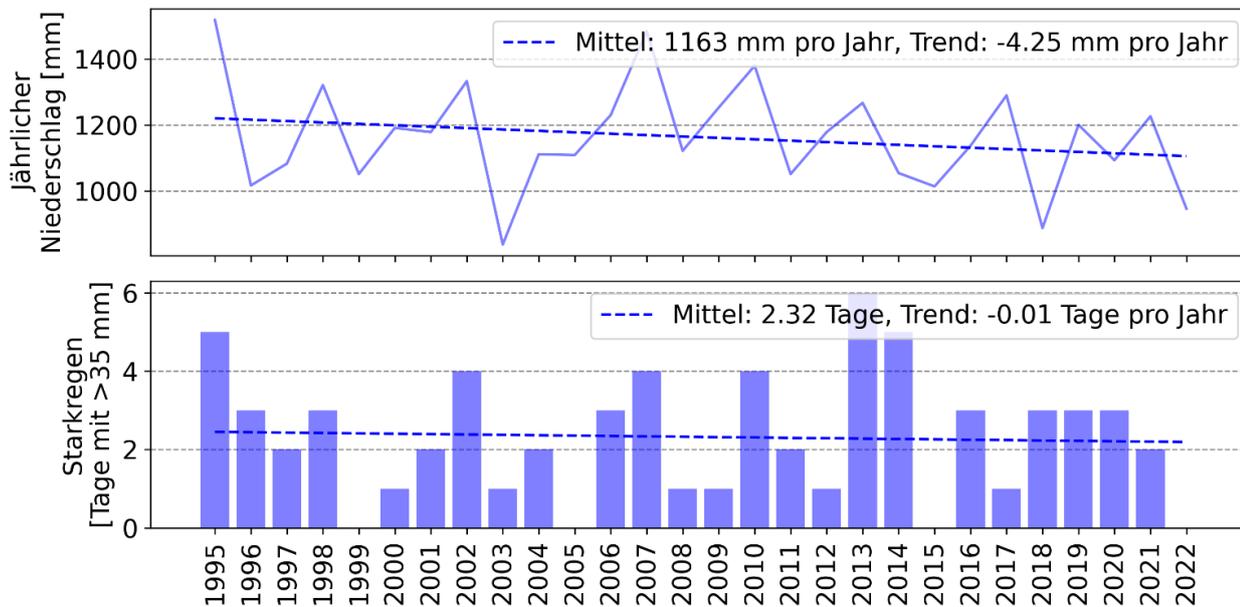


Abbildung 9: Entwicklung des Niederschlags der DWD Station Carlsfeld 1995 bis 2021; jährliche Niederschlagssumme (oben) und Anzahl der Tage mit starken Niederschlägen über 35 mm pro Tag (unten)

3.4 DOC-Einträge mit dem Niederschlag

Die chemische Niederschlagsqualität wird in Sachsen im Rahmen der Waldzustandserhebung (WZE) erfasst. Später kamen weitere Ziele wie die Erforschung der Waldökosysteme und die Erfassung klimatischer und anderer Stressfaktoren (z.B. hohe Stickstoffeinträge) hinzu. Dazu führt der Staatsbetrieb Sachsenforst ein intensives Messprogramm in acht repräsentativen Waldökosystemen, den Dauerbeobachtungsflächen (Level II Flächen), durch. Beim Blick auf die chemische Zusammensetzung des Niederschlags lassen sich über die letzten 25 Jahre zunächst keine eindeutigen Trends ausmachen (Abbildung 10). Hier handelt es sich um Daten, die auf dem Level II Standort in Klingenthal (Sachsen), also 30 km südwestlich der Talsperre Sosa, erfasst werden. Hier liegen die DOC-Konzentrationen im langjährigen Mittel bei 1,87 mg l-1 und damit deutlich unter den Werten, die an den Zuflüssen der südwestsächsischen Talsperren zu finden sind. Ein Parameter, der im Blick behalten werden sollte, ist der pH-Wert. Die Versauerung des Niederschlags ging die letzten 25 Jahre immer weiter zurück. Steigenden pH-Werte werden in der Literatur immer wieder als möglicher Einfluss auf steigende DOC-Austräge kontrovers diskutiert (Lee et al. 2020; Liu et al. 2009; Qiu et al. 2015; Roulet und Moore 2006).

Ähnliche Trends lassen sich auch in den Bestandesniederschlagsdaten nachweisen (Abbildung 11), nur liegen diese teilweise in einer anderen Größenordnung. Interessant sind die relativ hohen DOC-Konzentrationen im Bestandesniederschlag, welche mit 8,56 mg l-1 deutlich über den langjährigen mittleren Konzentrationen der Kleinen Bockau (2,59 mg l-1) sowie des Neudecker Bachs (5,81 mg l-1) liegen². Der am Level II Standort Klingenthal vorzufindende reine Fichtenbestand sollte mit dem Fichtenbestand des Einzugsgebiets der südwestsächsischen Talsperren vergleichbar sein. Der DOC-Eintrag über den Niederschlag könnte daher auch eine Einflussgröße für die steigenden DOC-Konzentrationen südwestsächsischen Talsperren sein.

² Basierend auf monatlichen DOC-Konzentrationsdaten der LTV von 1995 bis 2022 (siehe Kapitel 3.3).

Mit den jährlichen Niederschlagsmengen aus Abbildung 9, den DOC-Konzentrationen des Freilandniederschlags (Abbildung 10) sowie des Bestandesniederschlags (Abbildung 11), lassen sich im Folgenden die zugrundeliegenden DOC-Eintragsfrachten über den Niederschlag berechnen: Im langjährigen Trend über die letzte 26 Jahre erreichte den Boden etwa 20,9 kg C ha⁻¹ im Jahr über Freilandniederschlag (Annahme: 100 % Freilandniederschlag). Über den Fichtenbestand liegen diese Anteile höher, da hier auch die Trockendeposition an den Fichtennadeln mit eingetragen wird und es zusätzlich zu Auswaschungsprozessen aus den Nadeln kommt. Hier liegt der langjährige Trend bei 71,2 kg C ha⁻¹ im Jahr (Annahme: 100 % Bestandes-Niederschlag). Letztlich liegt der tatsächliche Eintrag in die Böden an den südwestsächsischen Talsperren zwischen diesen beiden Werten. Im Einzelnen muss hier vor Ort der Überschirmungsgrad ermittelt und herangezogen werden, um auf die tatsächlichen Frachten schließen zu können. Berücksichtigt werden muss auch, dass ein Großteil des Niederschlags über die Evaporation das System wieder verlässt. Dennoch findet sich, wie auch bei den DOC-Konzentrationsdaten des Niederschlags, ein steigender Trend in den DOC-Frachten des Niederschlags, welcher im Bestand mit +2,63 kg C ha⁻¹ a⁻¹ höher ausfällt, als beim Freilandniederschlag (+0,65 kg C ha⁻¹ a⁻¹).

Die lokalen Ökosysteme befinden sich damit bereits seit Jahrzehnten in einem extremen Wandel. Zunächst können wir feststellen, dass regional schädliche Trends, wie etwa die Schwefeldioxiddeposition und daraus resultierendes Waldsterben, zu einem großen Teil reduziert werden konnten (Grunewald und Schmidt 2005; Marquardt et al. 2022). Dem gegenüber stehen die globalen Trends wie steigende Temperaturen (Pachauri et al. 2015) sowie eine Zunahme von Starkregenereignissen und Dürren (Qiu et al. 2021), die auch in den lokalen meteorologischen Bedingungen wiederzufinden sind (Abbildung 8 und Abbildung 9). Zudem ändert sich auch die lokale chemische Zusammensetzung des Niederschlags (Abbildung 10 und Abbildung 11), insbesondere im Hinblick auf mögliche Effekte auf die DOC-Konzentrationen wie steigende pH-Werte und sinkende Stickstoffeinträge.

Die lokalen Folgen der sich ändernden lokalen meteorologischen Bedingungen für die Ökosysteme sind drastisch und finden sich eindrucklich auf der Landschaftsskala der südwestsächsischen Talsperren wieder. Sie reichen von einer generellen Steigerung des Biomasseaufwuchses und der mikrobiologischen Umsetzungsprozesse bis zu erneutem großflächigem Absterben von Waldbeständen durch die Ausbreitung von Borkenkäfern. Auch hieraus sind Auswirkungen auf die DOC-Konzentrationen in den Bächen zu erwarten, die z. Z. noch nicht vorhersehbar sind.

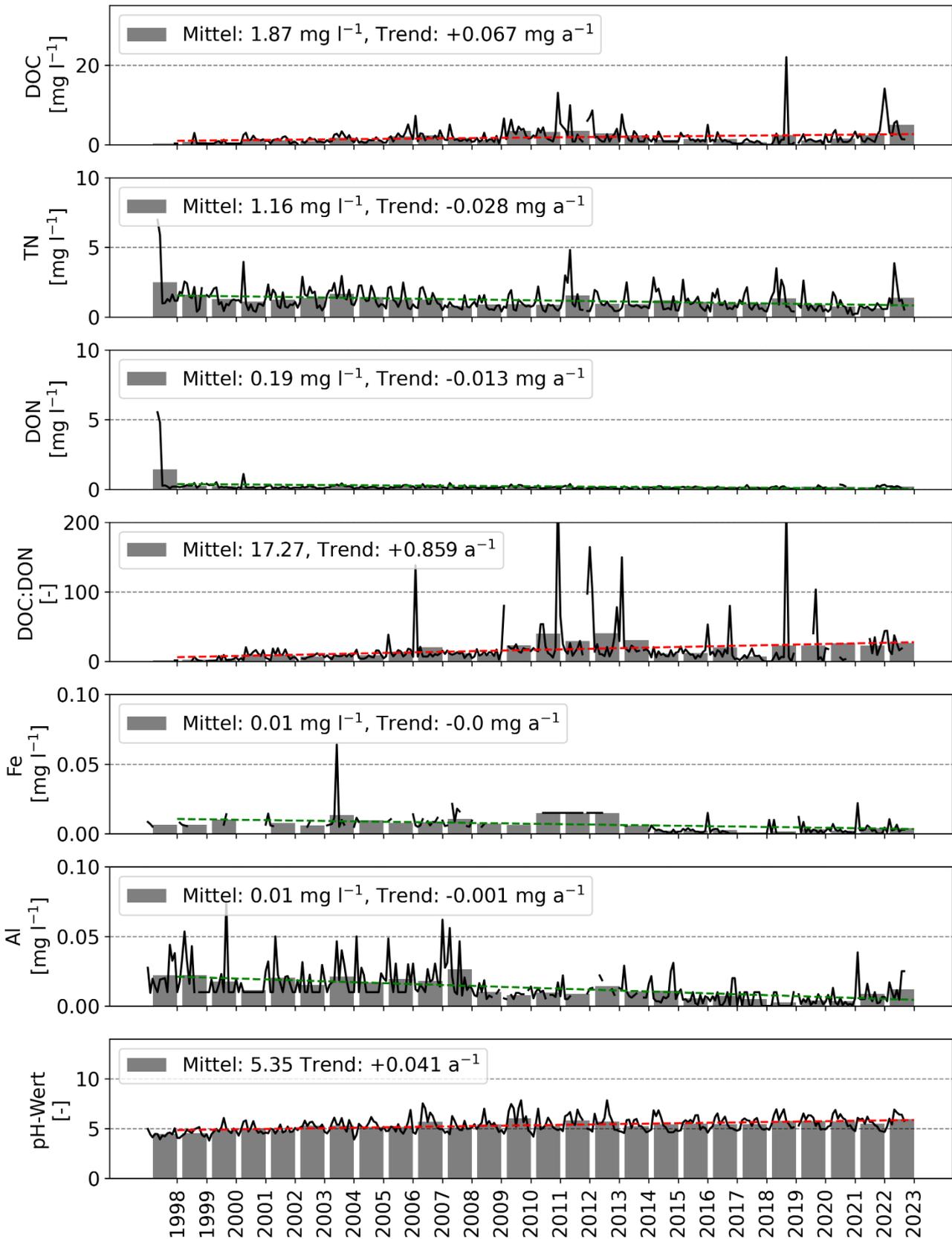


Abbildung 10: Entwicklung der chemischen Zusammensetzung des Freiland-Niederschlags des Level II Standortes Klingenthal (30 km südwestlich der Talsperre Sosa) von Januar 1997 bis September 2022; dargestellt werden die monatlich erhobenen Niederschlagsproben (schwarze Linie), sowie die jährlich aggregierten Mittelwerte (graue Balken) mit ihren jeweiligen langjährigen linearen Trends (steigend in rot, sinkend in grün) (Datenquelle: Staatsbetrieb Sachsenforst)

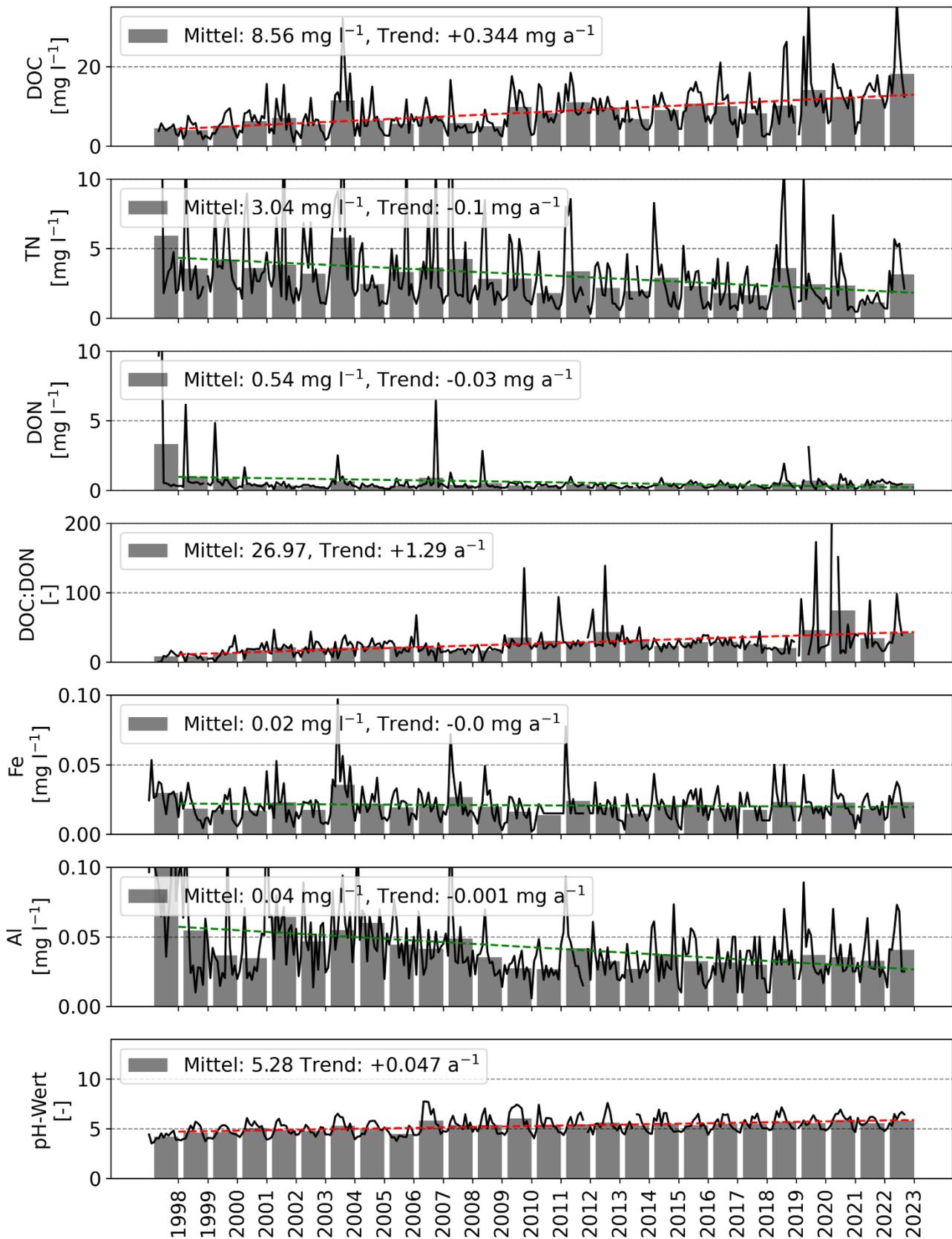


Abbildung 11: Entwicklung der chemischen Zusammensetzung des Bestandes-Niederschlags des Level II Fichten Standortes Klingenthal (30 km südwestlich der Talsperre Sosa) von Januar 1997 bis September 2022; dargestellt werden die monatlich erhobenen Niederschlagsproben (schwarze Linie), sowie die jährlich aggregierten Mittelwerte (graue Balken) mit ihren jeweiligen langjährigen linearen Trends (steigend in rot, sinkend in grün) (Datenquelle: Staatsbetrieb Sachsenforst)

4 Monitoring, Experimente und Analysen

4.1 DOM-Dynamik im Einzugsgebiet

Die entscheidende Grundlage für ein verbessertes Prozessverständnis der Dynamik gelöster organischer Substanzen in bewaldeten Einzugsgebieten bildet die Erfassung räumlicher und zeitlicher Unterschiede in den DOC-Konzentrationen und der DOM-Zusammensetzung auf unterschiedlichen Skalen entlang des terrestrisch-aquatischen Kontinuums. Gleichzeitig ist es notwendig, die unterschiedlichen potenziellen DOM-Quellen im Einzugsgebiet zu berücksichtigen. Das Einzugsgebiet der Talsperre Sosa gliedert sich in die beiden wichtigsten Teileinzugsgebiete des Neudecker Bachs und der Kleinen Bockau. Während das Einzugsgebiet der Kleinen Bockau hauptsächlich mineralische Böden aufweist, finden sich entlang des Neudecker Bachs ein höherer Flächenanteil organischer Nassstandorte mit unterschiedlicher Torfmächtigkeit. Dieser Unterschied erlaubt einerseits eine differenzierte Betrachtung der Rolle organischer Böden (Moore). Andererseits kann durch diese unterschiedliche naturräumliche Ausstattung der beiden Teileinzugsgebiete auch der Einfluss von Mineralböden auf die steigenden DOC-Konzentrationen abgeschätzt werden. Die beiden Teileinzugsgebiete wurden für das Monitoringprogramm noch weiter aufgeteilt. So wurde am Oberlauf des Neudecker Bachs ein Teileinzugsgebiet in das Monitoringprogramm aufgenommen, welches fast ausschließlich durch organische Nassstandorte geprägt ist. Im Einzugsgebiet der Kleinen Bockau wurde zusätzlich ein kleines Teileinzugsgebiet ausgewählt, welches keine bzw. nur sehr geringe Anteile an organischen Nassstandorten aufweist. Entsprechend der englischen Bezeichnungen wurden die Hauptunterscheidungsmerkmale herangezogen, um für die jeweiligen Messpunkte an den Fließgewässern eine einheitliche Bezeichnung einzuführen (Abbildung 13):

- P1: Torf-dominiert (peat), Oberlauf des Neudecker Bachs,
- P2: Torf-dominiert (peat), Unterlauf des Neudecker Bachs, nahe am Einlauf in die Talsperre
- M1: Mineralboden-dominiert, Seitenarm der Kleinen Bockau
- M2: Mineralboden-dominiert, Unterlauf der Kleinen Bockau, gleichzeitig Einlauf in die Talsperre

Ein entscheidender Baustein des Monitoringprogramms ist die Etablierung von Bodenmessplätzen (BM), die eine direkte Erfassung der potenziellen DOM-Quellen erlaubt. Dazu wurde ein Moorstandort (Erdhochmoor, Bodenmessplatz 1, BM1; Legendeneinheit 22; Abbildung 5) und ein weiterer organischer Nassstandort (Moorgley - stark degradiertes Moor, BM2; Legendeneinheit 15; Abbildung 5) ausgewählt, die es erlauben, den potentiellen Beitrag von unterschiedlich stark degradiertem Torf für steigende DOC-Konzentrationen abzuschätzen.

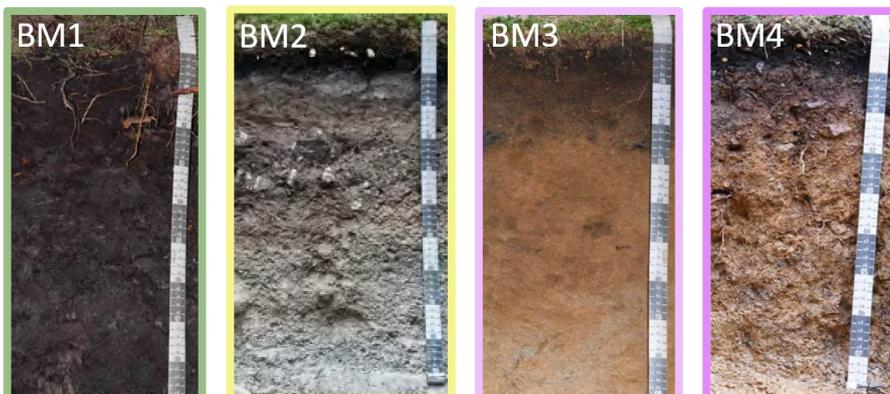


Abbildung 12: Fotos der Bodenprofile der Bodenmessplätze Erdhochmoor (BM1), Moorgley (degradiertes Moor, BM2), Braunerde (BM3) und Podsol (BM4)

Im Unterlauf des Neudecker Bachs wurde eine Braunerde als typischer mineralischer Boden für das gesamte Einzugsgebiet der Talsperre Sosa ausgewählt (BM3; Legendeneinheit 5; Abbildung 5). Die Etablierung eines weiteren Bodenmessplatzes auf einem Podsol am Seitenarm der Kleinen Bockau (BM4; Nähe zu Legendeneinheiten 4 und 11; Abbildung 5) komplettiert den Monitoringansatz, um den Beitrag unterschiedlicher terrestrischer DOM-Quellen zu untersuchen.

Tabelle 4: Beschreibung und Kenndaten der Böden an den Messplätzen

Horizont	Tiefe [dm]	pH (CaCl ₂)	Corg [M-%]	C/N	TRD [g cm ⁻³]	Bodenart
BM1 - Normerdhochmoor aus organogenem Torf						
L	+ 2	4,5	47	26	-	-
hHv	0,2	2,7	45	24	0,2	-
hHw	2,0	2,8	49	38	0,14	-
BM2 - Degradierter Moorgley aus Übergangsmoortorf flach über Grus führendem Sand						
L		-	-	-	-	-
uHv	0,6	3,5	44,3	42	-	-
uHn	1,5	3,0	35,7	26	-	-
II Ahe-Sw	1,7	-	-	-	-	-
II Ae-Sdw	2,1	3,5	2,37	24	1,21	Uls
II Bs-Sdw	3,5	3,6	19,8	2	1,33	Uls
III Bsh-sGo-sSw	6,5	4,0	1,81	43	1,58	SI3
IV sSd-Gr	11,5	4,1	0,3		1,72	Su3
BM3 - Braunerde aus Grussand (Granit) flach über Gruslehm						
L	+0,4	5,1	32,40	21	0,12	-
Of	+0,2	4,7	44,50	26	0,04	-
Ah	0,5	5,5	9,0	19	0,81	Ls2
II rAp	2,2	4,3	4,20	10	1,29	Lu-Ls2
II Bv (gestört)	6	4,4	0,89	13		Uls
III ilCv	10	4,2	0,35	18		Uls-Slu
IV rBt	12,5	4,2	0,21	11		Slu
V ilCv	16,5	4,2	0,15			Slu-Uls
V ilCv	>18	4,1	0,20			Uls
BM4 - Braunerde-Pseudogley-Podsol aus Grus führenden Lehm über Grussand						
L	+0,6	4,7	44,1	34	0,1	-
Of	+0,3	4,1	38,1	29	0,1	-
Oh	0	3,2	36,9	24	0,1	-
Ahe+Ae	0,5	3,5	2,1	31	1,1	SI4
II Bsh	2	3,3	3,1	26	0,9	SI4
II Bvs	3,5	4,2	1,6	28	0,9	SI3
III Bsv	5	4,3	1,1	38	1,2	Su3
IV sSw	8	4,2	0,4			Slu

Mit der Auswahl dieser 4 Bodenmessplätze (Abbildung 12 und Tabelle 4) wurden für das Einzugsgebiet der Talsperre Sosa sehr typische Böden in die Untersuchung einbezogen (vgl. Kapitel 3.2). Diese Kombination von Bodenmessplätzen mit der Untersuchung der DOC-Konzentrationen und der DOM-Zusammensetzung im Bodenwasser und den Fließgewässern ist international einmalig.

Ein weiteres wichtiges Charakteristikum des Monitoringansätze besteht in der Untersuchung der hydrologischen Konnektivität der potenziellen DOM-Quellen als Grundlage für einen DOM-Transport vom Boden in die Bäche. Hierzu wurden sowohl am Oberlauf des Neudecker Bachs als auch am Seitenarm der Kleinen Bockau Messfelder angelegt, die es erlauben, sich auf einer Fläche von ca. 1 ha mit der hydrologischen Konnektivität und des DOM-Transports zu beschäftigen.

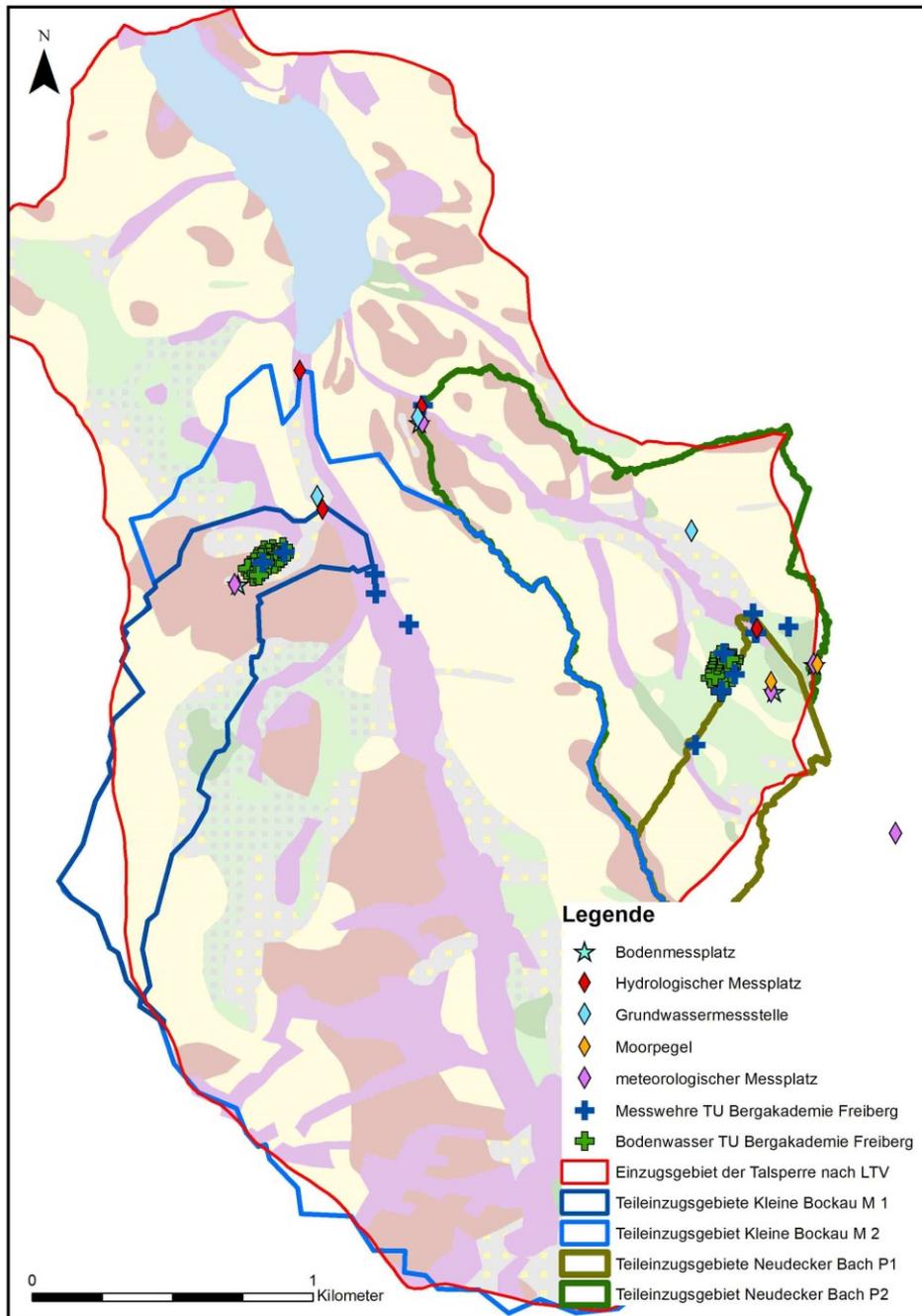


Abbildung 13: Hydrologische Teileinzugsgebiete von Zuflüssen der Talsperre Sosa (Sachsen); dargestellt sind die aggregierten Bodentypen, die hydrologischen Messpunkte entlang der Kleinen Bockau (M1 und M2) sowie des Neudecker Bachs (P1 und P2) sowie die Bodenmessplätze (BM1-BM4) und Bodenmessfelder (MF1 und MF2) sowie die dazugehörigen Messwehre (W1 und W2); Legende der Bodenkarte in Abbildung 7

4.1.1 Boden und Sickerwasser - Einrichtung und Betrieb Bodenmessplätze

Eine Übersicht über die der Eigenschaften der Böden an den etablierten Messplätzen ist in Tabelle 4 zu finden. Insgesamt wurden an den vier Bodenmessplätzen (BM1-4) unterhalb der organischen Auflage und damit ca. 10 cm unter der Geländeunterkante (T0) jeweils fünf Saugplatten installiert (Abbildung 14 und Tabelle 5). Außerdem finden sich in ca. 30 sowie 80 cm Tiefe (T1 und T2) jeweils fünf Saugkerzen. Die Saugplatten und Saugkerzen sind aus Borosilikatglas gefertigt, um eine Adsorption von DOM auszuschließen. Jeder BM ist mit zwei Steuerungseinheiten für den Unterdruck der Saugplatten bzw. Saugkerzen ausgerüstet, um damit eine maximale Funktionssicherheit zu gewährleisten. Die Einbautiefen richteten sich nach den vorliegenden Bodenhorizonten an den einzelnen Messplätzen. Hierbei war es wichtig, dass die Saugplatten direkt unter dem organischen O-Horizont liegen, die erste Saugkerze im B-Horizont und die zweite in dem für den Standort repräsentativen mineralischen Unterbodenhorizont, um den DOM-Austrag aus dem Solum zu erfassen. Eine Ausnahme bildete BM1 - hier befinden sich alle instrumentierten Tiefen im Torf. In den Tiefen T1 und T2 erfolge zusätzlich die Installation von Tensiometern (BM3 und BM4) bzw. Bodenfeuchtesensoren (BM1 und BM2) zur Erfassung der Dynamik des Bodenwasserhaushalts. Vor der Installation wurde je ein Bodenprofil mit bis zu einem Meter Tiefe ausgehoben und eine Profilansprache durchgeführt. Für den Einbau der Saugkerzen, Tensiometer bzw. Bodenfeuchtesensoren in den Tiefen T1 und T2 wurde mit einem Pürckhauer vorgebohrt und das jeweilige Instrument mit dem entsprechenden Bodenmaterial eingeschlämmt (außer BM1). Die Saugplatten und Bodenfeuchtesensoren in T0 wurden parallel zur Geländeoberfläche eingebracht. Schläuche und Kabel wurde mit Plastikrohr ummantelt, um diese vor Wildverbiss zu schützen. Alle Plots wurden markiert, um Trittschäden zu vermeiden. Die Steuerungseinheiten wurden mit Ketten und Schlössern versehen, um diese vor Diebstahl zu schützen. Ebenso wurden Hinweisschilder mit Informationen und Ansprechpartnern des Projekts angebracht (Abbildung 15).



Abbildung 14: Im Boden installierte Sensoren und Instrumente an den vier Bodenmessplätzen an der TS Sosa: Bodenfeuchtesensor SMT100 [A]; Saugplatte [B]; Tensiometer Tensiomark [C]; Saugkerze [D]



Abbildung 15: Exemplarisches Beispiel eines Bodenmessplatzes an der Talsperre Sosa, nach erfolgreicher Installation mit Steuerungseinheiten für Tensiometer bzw. Bodenfeuchtesensoren, Steuerungseinheit und Sammelgefäße für die Saugkerzen und Saugplatten

Tabelle 5: Übersicht der verwendeten Messsensoren an den Bodenmessplätzen.

Standort	Tiefe	Bodenmaterial	Instrumente
BM1 - Tiefe 1	25 cm (T0)	Torf	5 Saugplatten und 5 SMT100
BM1 - Tiefe 2	50 cm (T1)	Torf	5 Saugkerzen und 5 SMT100
BM1 - Tiefe 3	100 cm (T2)	Torf	5 Saugkerzen und 5 SMT100
BM2 - Tiefe 1	25 cm (T0)	Torf	5 Saugplatten und 5 SMT100
BM2 - Tiefe 2	45 cm (T1)	Oberer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 SMT100
BM2 - Tiefe 3	80 cm (T2)	Unterer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 SMT100
BM3 - Tiefe 1	4 cm (T0)	Humusauflage	5 Saugplatten und 5 Tensiomark
BM3 - Tiefe 2	25 cm (T1)	Oberer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 Tensiomark
BM3 - Tiefe 3	65 cm (T2)	Unterer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 Tensiomark
BM4 - Tiefe 1	10 cm (T0)	Humusauflage	5 Saugplatten und 5 Tensiomark
BM4 - Tiefe 2	25 cm (T1)	Oberer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 Tensiomark
BM4 - Tiefe 3	70 cm (T2)	Unterer Mineralboden	5 Saugkerzen und 5 Tensiomark

An den mineralischen Standorten BM3 und BM4 wurde die Wasserverfügbarkeit des Bodens durch Tensiometer über die Messung der Saugspannung (pF-Wert; logarithmierter Wert des Betrags des Matrixpotenzials, $pF = \log \text{ cm Wassersäule}$) bestimmt, während er an den organischen Standorten mittels Bodenfeuchtigkeitssensoren (Wassergehalt in Volumenprozent) analysiert wurde. Der pF-Wert und die Bodenfeuchte sind zwei verschiedene Ansätze zur Charakterisierung des Bodenwasserhaushalts. Der pF-Wert gibt an, wie stark das Wasser in der Bodenmatrix gebunden ist, also wie viel Energie nötig ist, um es zu bewegen. Je höher der pF-Wert, desto trockener der Boden. Der pF-Wert kann mit den verwendeten

Tensiometern von 0 (wassergesättigter Boden) bis 7 (sehr trockener Boden) erfasst werden. Die Bodenfeuchte gibt den Anteil des Bodenvolumens an, der mit Wasser gefüllt ist und kann zwischen 0% (vollständig trockener Boden) bis < 100 % variieren. Der maximal mögliche volumetrische Wassergehalt (WG) steigt mit steigenden Gehalten an organischer Substanz an und ist somit in Torfhorizonten am höchsten. Die beiden Maße hängen zusammen, aber sie sind nicht direkt proportional. Das heißt, ein hoher pF-Wert bedeutet nicht unbedingt eine niedrige Bodenfeuchte und umgekehrt. Das liegt daran, dass verschiedene Böden unterschiedliche Fähigkeiten haben, Wasser zu speichern und abzugeben (beschrieben über die pF/WG-Beziehung). Zum Beispiel kann ein sandiger/mineralischer Boden bei einem bestimmten pF-Wert weniger Wasser enthalten als beispielsweise ein humoser oder organischer Boden. Ein wichtiger Begriff in diesem Zusammenhang ist die nutzbare Feldkapazität (nFK), die angibt, wie viel Wasser ein Boden für die Pflanzen zur Verfügung stellt. Die nFK ist die Differenz zwischen dem Wassergehalt bei Feldkapazität (pF etwa 1,8 bis 2,5), also dem maximal möglichen Wasserspeichervermögen eines gut durchlüfteten Bodens nach Abfließen des überschüssigen Wassers nach Sättigung bis zum permanenten Welkepunkt (pF = 4,2), also dem Punkt, an dem das im Boden vorhandene Wasser für die Pflanzen nicht mehr nutzbar ist.

4.1.2 Untersuchungen zur kleinräumigen Mobilisierung, zum Prozessmonitoring sowie Berechnungsversuche

4.1.2.1 Untersuchungen auf bodenhydrologischen Messfeldern

Um die lokale Beladung des Wassers mit DOM und dessen Austrag aus der Fläche im bodenhydrologischen Kontext zu untersuchen, wurden zwei Gebiete so ausgewählt, dass sie kontrastierenden Standorten entsprechen um sowohl die organisch-dominierten Flächen um das Kopfeinzugsgebiet des Neudecker Bachs nahe dem Friedrichsheider Hochmoor, wie auch die stärker mineralisch dominierten Hanglagen der kleinen Bockau zu repräsentieren. Mit zwei kleinräumigen Messnetzen wurden die Dynamik und der Chemismus von Boden- und Abflusswasser zeitgleich über den Verlauf einer Vegetationsperiode (2022) regelmäßig untersucht.

Beide Messfelder sind als hydrologisch weitgehend abgeschlossene Teileinzugsgebiete ausgewählt worden, deren Drainage an V-Wehren hinsichtlich ihrer Abflussdynamik überwacht werden (Pegel mit Levelogger5, Solinst Inc., und regelmäßige Erfassung der Wasserstand-Abfluss-Beziehung; siehe Abbildung 16). Zur kontinuierlichen Analyse der Wassereigenschaften (Absorption 200 - 800 nm) befindet sich an beiden Wehren ein UV-Vis Spektrometer (Spectro::lyzer 3, scan GmbH) mit regelmäßigen Schöpfproben zur Referenzmessung im Labor (TOC-VCPN-Analyzer, Shimadzu). Diese Anordnung lässt es zu, die abfließenden DOC-Frachten nach entsprechender Kalibrierung zu quantifizieren.

Beide ca. 1 ha großen Messfelder wurden in 34 bzw. 35 Quadranten à 15 x 15 m eingeteilt. In jedem Quadranten wurde eine lokale Senke und lokale Kuppe für die Beprobung des Bodenwassers mittels Saugkerzen (MacroRhizons) an der Grenzschicht zwischen Humus- bzw. Torfauflage und mineralischem Boden ausgewählt. Am mineralisch geprägten Messfeld 2 ist diese Grenzschicht durch eine starke Zunahme des Skelettanteils gekennzeichnet. Im regelmäßigen Monitoring wurde damit freies Porenwasser aus ca. 30 cm Tiefe unter Geländeoberfläche gewonnen und hinsichtlich der stabilen Isotope des Wassers, der DOC-Konzentration und der optischen Eigenschaften (UV-Vis Absorptionsspektrum) untersucht. Entlang der zentralen Hangfalllinie wurde das Monitoring um automatische Messungen von oberflächennaher Bodenfeuchte/-temperatur sowie Lufttemperatur und Einstrahlung ergänzt.

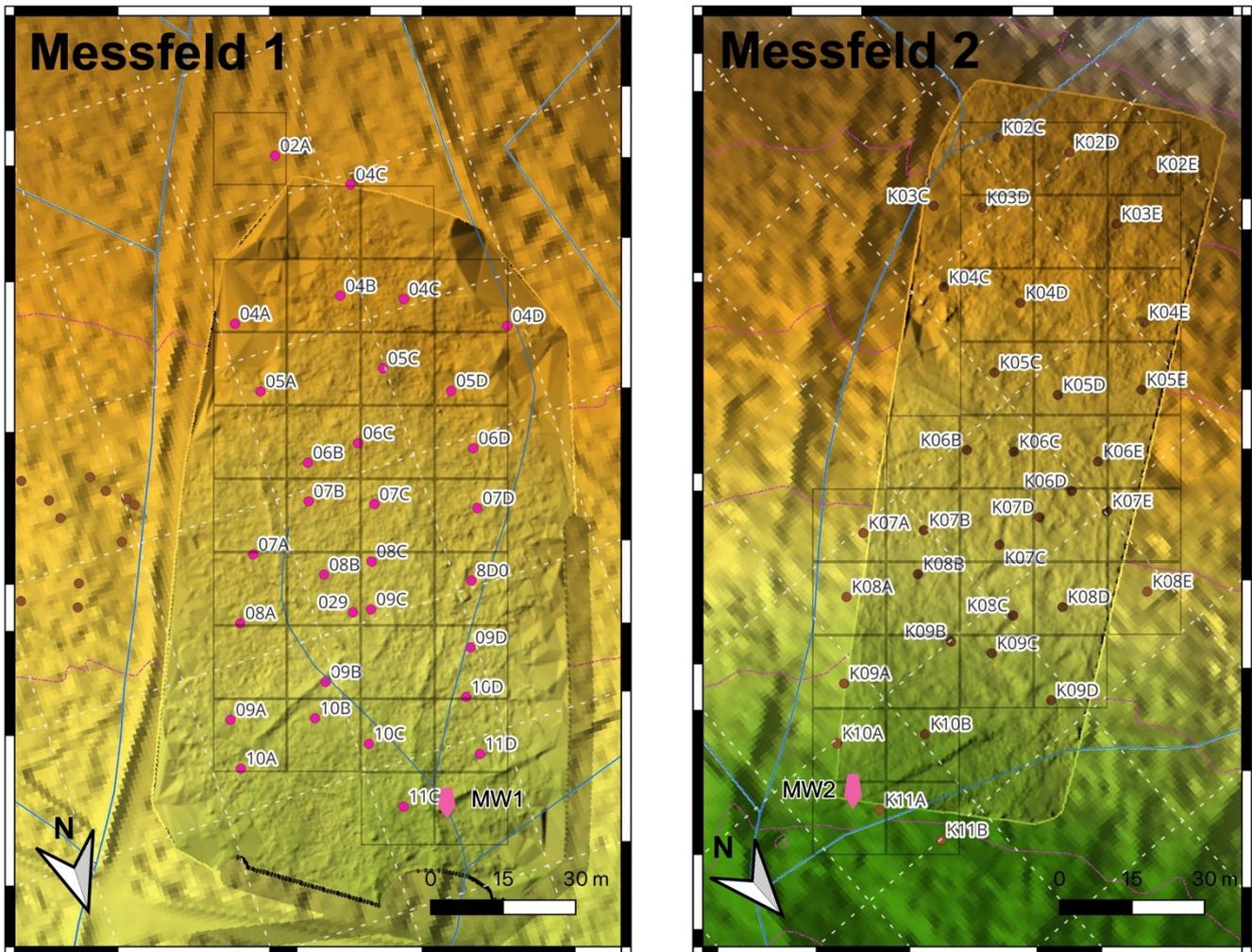


Abbildung 16: Organisch geprägtes Messfeld 1 (links) und mineralisch geprägtes Messfeld 2 (rechts) im Höhenmodell (Hintergrund DGM 1, Detail im Messfeld LiDAR Scan DGM 0.3 m, mit Schummerung), Quadranten und Messpunkte (02A bis 11D) sowie Messwehre (MW1 und MW2). Messfeld 1 ist ca. 80 m höher gelegen als Messfeld 2

4.1.2.2 Beregnungsexperimente

In Beregnungsversuchen wurde experimentell untersucht, wie sich (Ereignis-)Wasser durch die oberen Bodenschichten bewegt, sich dabei mit bodenbürtiger DOM belädt und diese transportiert. Diese Experimente basieren auf der Fill-and-Spill Hypothese (McDonnell et al. 2021) und überprüfen, wie viel Erklärungsgehalt dieses einfache Konzept besitzt und wieviel Rückhaltevolumen demnach vorhanden ist. Die Experimente und das Trenching (Auffangen verschiedener Bodenwasserströme in einem Graben am unteren Rand der Experimentfläche) orientierten sich an den Erfahrungen aus (Jackisch et al. 2017), sowie den Experimenten von (Scaini et al. 2017) und (Tromp-van Meerveld und McDonnell 2006) wobei allerdings eine stärkere oberflächennahe Abflusskomponente erwartet wurde.

Dazu wurden im unteren Bereich der Messfelder jeweils das gleiche Experiment mit einer Beregnungsfläche (ca. 3 x 15 m), einem Transferbereich (ca. 5 x 20 m) und einem Trench (Graben zum schichtengetrennten und segmentierten Auffangen von mobilisiertem Wasser) angelegt (Abbildung 17 und Abbildung 18). Die Sprühnebel-Beregnung mit 4 Wobblern (Senninger GmbH) wurden mit einer Plane scharf von der Transferfläche abgegrenzt. Auf der Transferfläche wurden zwei Linien für zeitabhängige Messungen mit Georadar angelegt (time-lapse GPR, (Allroggen und Tronicke 2016; Angermann et al. 2017). Die

Beregnung fand jeweils zweimal statt: Die erste Beregnung mit 4 bzw. 5 m³ Wasser auf trockene Vorbedingungen (ca. 100 mm in 5 h), die zweite Beregnung mit 2 m³ Wasser auf entsprechend feuchte Vorbedingungen 36 h später (ca. 40 mm in 2 h).

Das Beregnungswasser wurde aus den im Teilgebiet vorhandenen Oberflächenwasserkörpern entnommen und führte daher die jeweils typischen DOC-Konzentrationen. Das anfallende Ereigniswasser im Trench wurde vollständig aufgefangen, ausgelitert und beprobt. Im Verlauf des Experiments wurden Änderungen in den DOC-Konzentrationen und der DOM-Zusammensetzung untersucht, sodass Aussagen über dessen Freisetzung und Retention gemacht werden können. Durch (leichte) Markierung des Beregnungswassers mit stabilen Isotopen (²H) konnte die Abflussbildung hinsichtlich der entsprechenden Quelle ausgewertet werden.

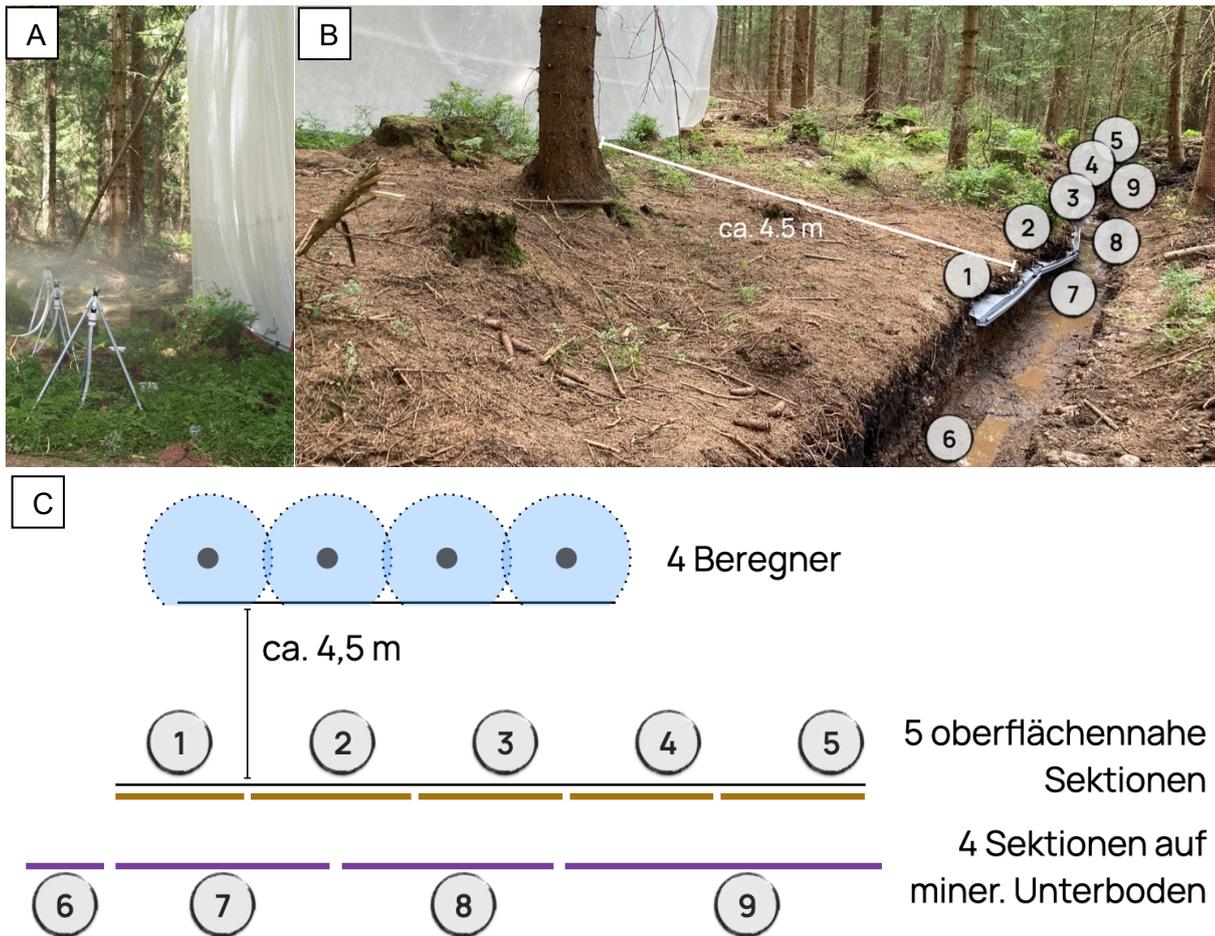


Abbildung 17: Aufbau des Beregnungsexperiments am organisch geprägten Messfeld 1. [A]: Beregnung, [B]: Transferbereich und Trench mit markierten Sektionen, [C]: Schematische Darstellung als Aufsicht

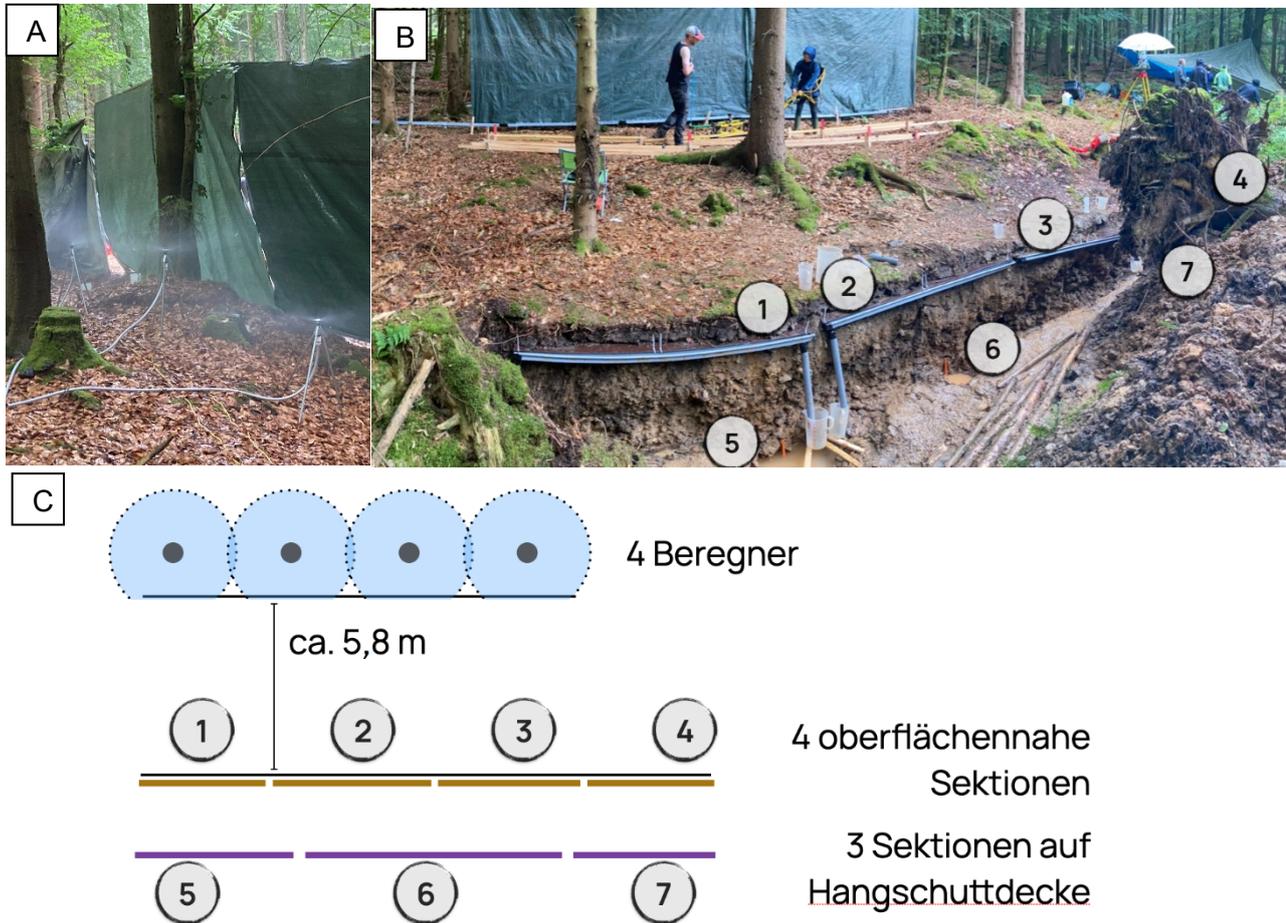


Abbildung 18: Aufbau des Beregnungsexperiments am mineralisch geprägten Messfeld 2. [A]: Beregnung, [B]: Transferbereich und Trench mit markierten Sektionen, [C]: Schematische Darstellung als Aufsicht

Während die Messungen im Trench allgemeine Aussagen über die Abflussbildungsdynamik ermöglichen, ergänzen die geophysikalischen Messungen mit zeitabhängigem Georadar Informationen zu aktiven Fließpfaden im Untergrund. Dazu wurden für jedes Experiment mit einer kinematischen Messung mit 500 MHz Antennen fast 100 Einzelprofile über ca. 9 h aufgezeichnet (Zeitfenster 80 ns, Abtastintervall 0,05 ns). Diese zeitabhängigen 2D Daten wurden zu einem 3D Datensatz zusammengefügt (Allroggen et al. 2017) und mit dem Structural Similarity Attribute (Allroggen und Tronicke 2016) hinsichtlich Änderungen im Untergrund aufgrund der durch die Beregnung induzierten Wasserbewegung ausgewertet. Damit ergeben sich raum- und zeitaufgelöste Messungen der Wasserdynamik im Untergrund, anhand derer die jeweiligen Transport- und Abflussbildungsprozesse weiter konkretisiert werden konnten.

4.1.3 Gewässer

4.1.3.1 Räumliche DOC-Dynamik entlang der Hauptzuflüsse der Talsperre

Die kleinteiligen Landschaftseinheiten tragen unterschiedlich zum DOC-Export bei. Neben den Analysen potenzieller DOM-Quellen untersuchten wir auch die räumliche Verteilung von Wassereigenschaften entlang der beiden Hauptzuflüsse Kleine Bockau und Neudecker Bach. Diese Untersuchungen lehnen sich an Studien zu räumlichen Mustern als Schlüssel für das Prozessverständnis an (Aitkenhead et al. 1999; Cool et al. 2014; Egusa et al. 2021). Da sich die Muster im Gewässer je nach dominierenden Prozessen ändern (Creed et al. 2008), führten wir Kampagnen zu direkten Messungen und Probennahme zu drei

unterschiedlichen Zuständen durch: Basisabfluss als Referenz für den Zustand während der Vegetationsperiode ohne Ereigniswasser, Starkregen als Referenz für die Verteilung bei besonders viel Ereigniswasser, sowie Schneeschmelze als Referenz für sehr feuchte Bedingungen, hohe Konnektivität und niedrige Temperaturen.

Bei jeder Kampagne wurden ca. 80 bis 100 Punkte entlang der Flüsse stromaufwärts beprobt. DOC, Trübung und Temperatur wurden direkt mit einer tragbaren SAK-Sonde (s::can v1, s::can GmbH) gemessen. Zur Bestimmung der Konzentrationen der stabilen Isotope des Wassers sowie zur Kalibrierung der Sonde zur Bestimmung des DOC wurden Proben genommen und im Labor untersucht.

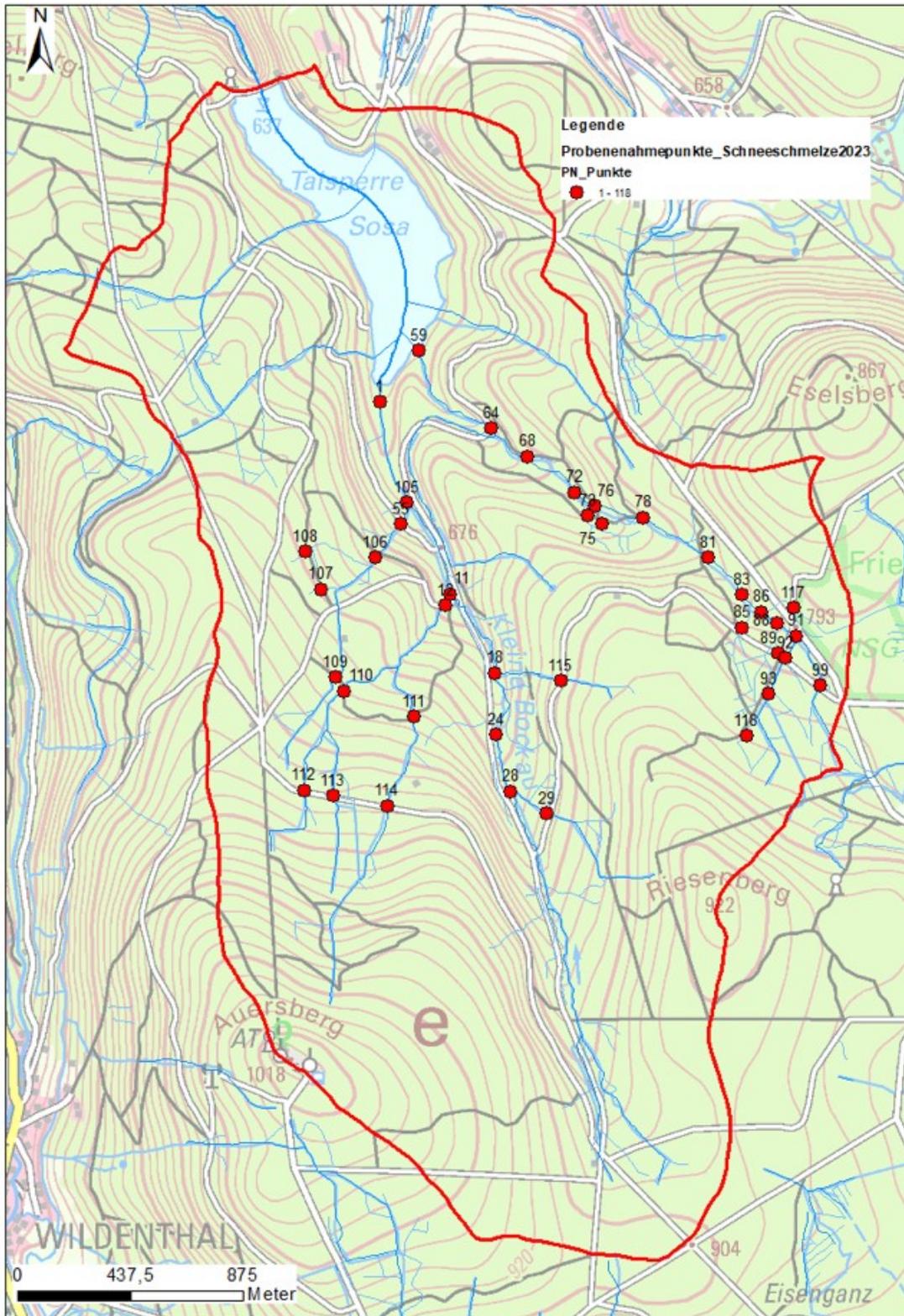


Abbildung 19: Mess- und Probenahmepunkte zur räumlich verteilten Erhebung von Wassereigenschaften in den Zuflüssen in die Talsperre Sosa zu ausgewählten Abflussereignissen

4.1.3.2 Zeitliche DOC-Dynamik - Einrichtung und Betrieb hydrologischer Messplätze (HM)

Für die kontinuierliche Erfassung der Abflussdaten entlang der beiden Zuflüsse Kleine Bockau und Neu-decker Bach der Talsperre Sosa wurden an geeigneten Punkten Messwehre aufgebaut (Abbildung 13). Deren Position orientiert sich an den bereits etablierten Messpunkten der LTV und möglichen DOC-

Eintragspfaden von organischen und mineralischen Standorten. Für die Abschätzung der Dimensionierung der Wehre wurden zum einen die Gewässerquerschnitte vermessen und das zu erwartende Abflussgeschehen an den einzelnen Messpunkten modelliert. Basierend auf dem zu erwartenden Abflussgeschehen und Vermessungen wurden Edelstahlplatten für jeden Standort maßgefertigt und an den Standorten P1, P2 und M1 gebaut. Die Auswahl der Standorte für die hydrologischen Messplätze orientierte sich außerdem an der Lage der Bodenmessplätze, um so eine enge Kopplung von terrestrischen und aquatischen Messplätzen zu gewährleisten. Am Standort M2 befindet sich ein Einlaufbauwerk mit Messwehr, daher wird hier auf die Abflussdaten der LTV zurückgegriffen. Alle Wehre wurden Ende Juli 2020 unter Rücksprache mit LfULG, LTV und SBS und der unteren Wasserbehörde errichtet (Beispiel in Abbildung 20).

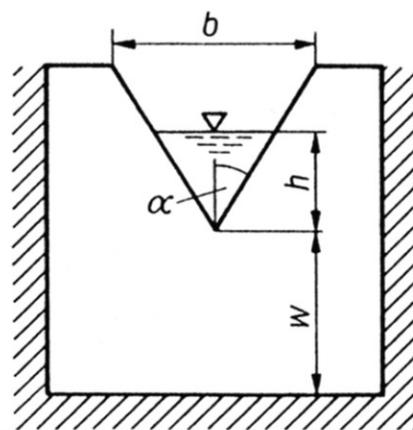


Abbildung 20: Foto eines V-Messwehres an der Talsperre Sosa (links) sowie eine schematische Darstellung (rechts)

In Formel 1 findet sich die verwendete Umrechnungsformel des Wasserstands (Überfallhöhe) zu Abflussdaten, welche mit den Parametern aus Tabelle 6 angewandt wurde. Die Umrechnung wurde automatisiert und ist Teil eines digitalen Python Skriptes, welches neu zur Verfügung stehende Wasserstands-Daten direkt in Abflussmengen umrechnet.

Formel 1

$$\text{Abfluss } Q \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right] = \frac{8}{15} \cdot \mu \cdot (2g)^{\frac{1}{2}} \cdot \tan \frac{\alpha}{2} h^{5/2}$$

- g Erdbeschleunigung [9.81 m s⁻²]
- μ Abflussbeiwert [-]
- α Öffnungswinkel [-]
- h Überfallhöhe [m]

Tabelle 6: Parameter zur Umsetzung der Formel 1 auf die Messwehre im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa. Standort M2 wird von Seiten der LTV verwaltet und wird daher hier nicht angegeben.

	P1	P2	M1	M2
μ [-] Abflussbeiwert	0,59	0,59	0,59	-
α [-] Öffnungswinkel	0,78539816	0,52359878	0,78539816	-
h [m] Überfallhöhe	0,2	0,39	0,16	-

Für den vorliegenden Bericht steht ein neues Höhemodell in einer 1 m Auflösung zur Verfügung. Daraus ergab sich die Möglichkeit die Einzugsgebiete der vier hydrologischen Messpunkte genauer zu bestimmen. Alle Teileinzugsgebiete wurden daher mithilfe einer Topographischen Karte (Raster-Auflösung 1 m) neu bestimmt (Tabelle 7). Dabei zeigte sich nochmal deutlich die unterschiedliche Charakteristik der beiden Haupteinzugsgebiete des Neudecker Bachs und der Kleinen Bockau. Während die Kleine Bockau hauptsächlich mineralische Böden aufweist, finden sich entlang des Neudecker Bachs ein hoher Flächenanteil von Torf-dominierten Böden (Abbildung 13).

Tabelle 7: Größe der hydrologischen Teileinzugsgebiete von den Zuflüssen Neudecker Bach (P1 und P2) und Kleine Bockau (M1 und M2) der Talsperre Sosa (Sachsen).

	P1	P2	M1	M2
Einzugsgebietsgröße [km ²]	0,3580	1,4746	0,3204	4,8027

4.1.3.2.1 Automatisierte Messungen

In der ersten Augustwoche 2020 erfolgte die Installation der hydrologischen Messinstrumente; pro HM ein Drucksensor zur Messung des Wasserstandes, ein automatischer Probenehmer und eine Multiparameter-sonde (YSI-EXO3) zur Messung von Temperatur, Leitfähigkeit, Trübung und Fluoreszenz-DOM (fDOM). Alle Instrumente wurden mit Ketten und Schlössern versehen, um diese vor Diebstahl zu schützen. Ebenso wurden Hinweisschilder mit Informationen und Ansprechpartnern des Projekts angebracht. Für den vorliegenden Bericht wurden die seit August 2021 laufenden automatisierten Wasserstands-Messungen an den Punkten P1-2 und M1-2 in Abflussdaten umgerechnet. Dazu wurde eine hydrologische Standardformel (Morgenschweis 2018) angewandt, um aus dem Wasserstand des V-Messwehres (Abbildung 20) den Abfluss abzuschätzen (Formel 1).

Um einen kontinuierlichen und verlässlichen Regelbetrieb zu gewährleisten werden seit dem Zeitpunkt der Installation alle automatisierten Messstationen im zwei Wochen Rhythmus einer Sichtung und Wartung unterzogen und die Sensoren in den Multiparametersonden (Abbildung 21 und Tabelle 8) gereinigt.



Abbildung 21: An den hydrologischen Messplätzen installierte Instrumente; Drucksonde [links], Automatischer Probenehmer [Mitte], Multiparametersonde YSI-EXO3 [rechts]

Tabelle 8: Übersicht der verwendeten automatischen Messsensoren im Einzugsgebiet der Tal-sperre Sosa.

Typ	Instrument	Hersteller / Lieferant	Standort
Drucksonde	Levelogger5	Solinst Inc.	Bodenhydrologische Messfelder (Pegel)
Drucksonde	HT Typ 575-II	HT Hydrotechnik GmbH	Bäche: M1, M2, P1, P2
Automatischer Probenehmer	MAXX TP 5 C, inklusive Stromversorgung (Akku)	MAXX Mess- und Probenahmetechnik GmbH	Bäche: M1, M2, P1, P2
In-situ UV-Vis Spektrophotometer	Spektrolyser V3	Sc::an	Bodenhydrologische Messfelder (Pegel)
Multiparameter Sonde	EXO3 YSI Sonde, inklusive fDOM-, Temperatur-, Trübungs-, Leitfähigkeitssensor, Datenlogger, Akku und Reinigungseinheit	ecoTech Umwelt-Messsysteme GmbH	Bäche: M1, M2, P1, P2
Tensiometer	Tensiomark 0-7, inklusive Datenlogger, Akku und Ladeinheit	ecoTech Umwelt-Messsysteme GmbH	Bodenmessplätze: BM3, BM4
Bodenfeuchte	SMT100, inklusive Datenlogger, Akku und Ladeinheit	ecoTech Umwelt-Messsysteme GmbH	Bodenmessplätze: BM1, BM2
Bodenfeuchte, Mikrometeo	TMS-4 Lolly-Logger Hobo Pendant MX Temp/Light	Tomst s.r.o. Onset Computer Corp.	Bodenhydrologische Messfelder
Wasserstand	Level Troll 500	In-Situ; ecoTech Umwelt-Messsysteme GmbH	Bodenmessplätze: BM1, BM2

4.1.3.2.2 Regelmäßige Probennahme

Seit August 2020 wurden alle Standorte (hydrologische Messplätze M1-2, P1-2, sowie Bodenmessplätze BM1-4) zweiwöchentlich beprobt. Zudem wurden die vollen Sammelflaschen gegen leere ausgetauscht und die Batterien in den Unterdruckeinheiten der Lysimeter getauscht. Pro Beprobungstag wurden so bis zu 60 Sickerwasserproben entnommen. Diese wurden kühl gelagert und am Folgetag im Labor weiterverarbeitet. Um partikuläre Bestandteile aus den Schöpfproben der Bäche zu entfernen, wurden diese durch einen 0,45 µm Cellulose-Nitrat-Filter filtriert. Die Sickerwasserproben der BM müssen nicht noch einmal filtriert werden, da dies bereits beim Passieren des Wassers durch das poröse Material der Saugplatten und -kerzen geschieht. Diese Annahme wurde an einer Auswahl von Proben getestet und dabei ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in der DOC-Konzentration von unfiltrierten und filtrierten Proben der Saugplatten und Saugkerzen. In den Proben erfolgte die Analyse folgender Parameter

- pH-Wert, DOC und Gesamt-Stickstoff
- Nitrat, Ammonium, Phosphat und Sulfat
- Absorptions- und Fluoreszenzspektren
- Sowie Elementanalysen durch den Staatsbetrieb Sachsenforst (Al, Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K, S, P)

In den trockenen Sommermonaten gaben einige Lysimeter kein oder nur wenig Sickerwasser. Es wurde seit der ersten Probenahme kontinuierlich daran gearbeitet die Aufteilung der Proben für die verschiedenen Analysen zu optimieren. Hierfür wurden sukzessive die minimalen Probevolumina pro Analysemethode und Probe bzw. Messplatz ermittelt. Alle Proben wurden bis zur finalen Analyse tiefgefroren. Ausnahme bilden die Proben zur Elementanalyse beim SBS. Diese wurden mit konzentrierter Salpetersäure angesäuert und bei 4°C im Kühlschrank gelagert. Details zu den Analysen sind im Kapitel 4.3 zu finden.

4.1.3.2.3 Ereignisbezogene Probennahme

Mit Hilfe des automatischen Probennehmers (Abbildung 21 und Tabelle 8) ist es zudem möglich einzelne hydrologische Events zu beproben. Hierzu wird über eine Kontaktschleife bei ansteigendem Wasserstand ein Beprobungsprotokoll gestartet, welches im Stundentakt Gewässerproben bei den hydrologischen Messplätzen M1-2 sowie P1-2 bezieht. Diese werden anschließend im Rahmen der zweiwöchentlichen Feldarbeit eingesammelt und zusammen mit den regelmäßig entnommenen Proben zusammen im Labor analysiert. Ziel war es hier Schneeschmelz- und Starkniederschlagsereignisse zu erfassen. Die Ergebnisse dieser ereignisbezogenen Probenahmen wurde für die Kalibrierung der fDOM-Sonden mitverwendet. Damit konnte ein wesentlich größerer Bereich der DOC-Konzentrationen für die Kalibrierung einbezogen werden.

4.2 Laborexperimente

Die Experimente im Labor dienen der Bestimmung potentieller DOM-Austräge aus den Böden der verschiedenen Standorttypen im Untersuchungsgebiet der Talsperre Sosa. Hierbei wurden kombinierte Inkubations- und Auswaschungsversuche mit den organischen Bodenhorizonten (Torf, Humusaufgaben) der vier verschiedenen Bodenmessplätze durchgeführt, da diese als wichtige Quellen für die Austräge von DOM aus den Böden angesehen werden. Angepasst an die aktuellen Diskussionen zum Einfluss langanhaltenden Trockenperioden und nachfolgender Starkniederschlagsereignisse auf die Veränderungen möglicher DOM-Austräge aus den organischen Horizonten des Einzugsgebiets wurde der Fokus der Laborversuche auf diese Extremsituationen gelegt. So sollte vor allem getestet werden, inwiefern nasse und trockene Vorbedingungen in den Böden vor einem Abflussereignis die Freisetzung und Zusammensetzung

zung von DOM beeinflussen. Hierfür wurden für jeden Boden drei verschiedene Feuchtigkeitsstufen eingestellt (trocken, feucht, nass). Die Freisetzung von DOM aus organischen Bodenhorizonten ist ein Prozess, der mikrobiell gesteuert wird. Deshalb wurde der mikrobielle Abbau der organischen Substanz quantifiziert über regelmäßige Messungen der CO₂-Freisetzung (auch Basalatmung genannt). Die verwendeten Bodensäulen (Abbildung 23) wurden regelmäßig perkoliert und die Perkolate vor und nach dem Einstellen der verschiedenen Feuchtstufen auf die unten genannten Parameter untersucht.

Für die Probenahme wurde organisches Bodenmaterial der verschiedenen Horizonte an allen vier Bodenmessplätzen entnommen. Anschließend fand folgender experimenteller Ablauf statt:

Mit den obersten Torfhorizonten der BM1 und BM2 und allen Horizonten der Humusaufgaben der BM3 und BM4 wurden je 15 Bodensäulen befüllt (Abbildung 22 und Abbildung 23). Bei den Humusaufgaben der BM3 und BM4 wurde einerseits die komplette Humusaufgabe (BM3: L, Of; BM4: L, Of, Oh) in den Säulen wiederhergestellt. Andererseits wurden jeweils 9 Säulen mit den einzelnen Of und Oh-Horizonten der beiden Standorte befüllt, um so das unterschiedliche DOM-Freisetzungspotenzial dieser beiden wichtigen Horizonte der Humusaufgabe getrennt zu erfassen.

Anschließend wurde dem Versuchsablauf nach Abbildung 24 gefolgt:

- Messung der Basalatmung (Isermeyer 1952) über jeweils 24 Stunden.
- Einstellen eines einheitlichen Wassergehalts für alle Säulen. Hierfür wurden alle Säulen einmal komplett mit 0,01 M CaCl₂ Lösung gesättigt. Anschließend wurde mit einem leichten Unterdruck (100 mbar für 10 min) freidränendes Wasser entfernt (Abbildung 23 rechts).
- Perkolation 1 (vor der Austrocknung): Hinzugeben von 60 ml 0,01 M CaCl₂ Lösung, danach Anlegen eines Unterdrucks (100 mbar für 60 min) zur Gewinnung des Perkolats.
- Messung der Basalatmung (Isermeyer 1952) über jeweils 24 Stunden.
- Einstellen der drei Feuchtigkeitsstufen (feucht, halbflecht, trocken – die Stufen entsprechen 100 %, 50 % und 10 % der maximalen Wasserhaltekapazität) in fünffacher Wiederholung für jeden Bodenmessplatz durch Abtrocknen und ggf. Feuchthalten der Böden in den Säulen. Über den Gewichtsverlust während des Trocknens wurden die Feuchtigkeitsstufen im Vergleich zum Gewicht nach Aufsättigung definiert und eingestellt. Damit wurde für alle Varianten eine einheitliche Versuchsdauer bei unterschiedlichen Bodenfeuchten gewährleistet. Diese orientierte sich an der notwendigen Zeit zum Erreichen der vorgesehenen trockenen Stufe und betrug 14 bis 16 Tage pro Austrocknungszyklus.
- Wiederholte Messungen der Basalatmung (Isermeyer 1952) über jeweils 24 Stunden.

Die in Abschnitt 2 beschriebenen Schritte wurden ein weiteres Mal wiederholt und schlossen mit einer finalen Perkolation ab. Die Perkolate aus den insgesamt drei Perkulationsphasen wurden auf DOC sowie DOM-Zusammensetzung mit Hilfe von Fluoreszenzspektroskopie untersucht. Zur Bestimmung der DOM-Zusammensetzung wurden photometrische Indizes für die Aromatizität (spezifische Absorption bei 254 nm; SUVA₂₅₄) und Humifizierung (Humification Index – HIX) verwendet. Weiterhin fand die Analyse von Excitation-Emission-Matrices (EEM) statt. Details zu der Durchführung der (spektroskopischen) Analysen und der Datenauswertung finden sich im Kapitel 4.3 und 4.4.

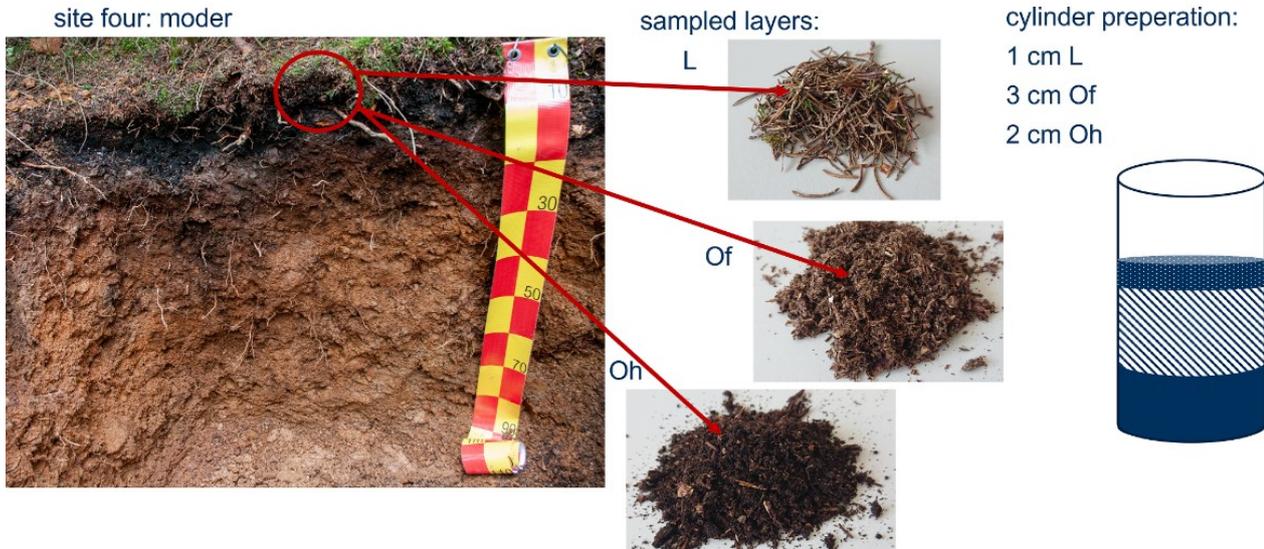


Abbildung 22: Exemplarisches Beispiel BM4 (Humusauflage) für die Profilsicht, Proben der einzelnen O-Horizonte und der für die Experimente geschichteten Bodensäulen



Abbildung 23: Säule mit organischem Bodenmaterial befüllt platziert im Inkubationsgefäß während der Messung der Basalatumung nach (Isermeyer 1952) [links]; Säulen mit organischem Bodenmaterial befüllt platziert auf der Unterdruckeinheit während der Gewinnung der Perkolate [rechts]

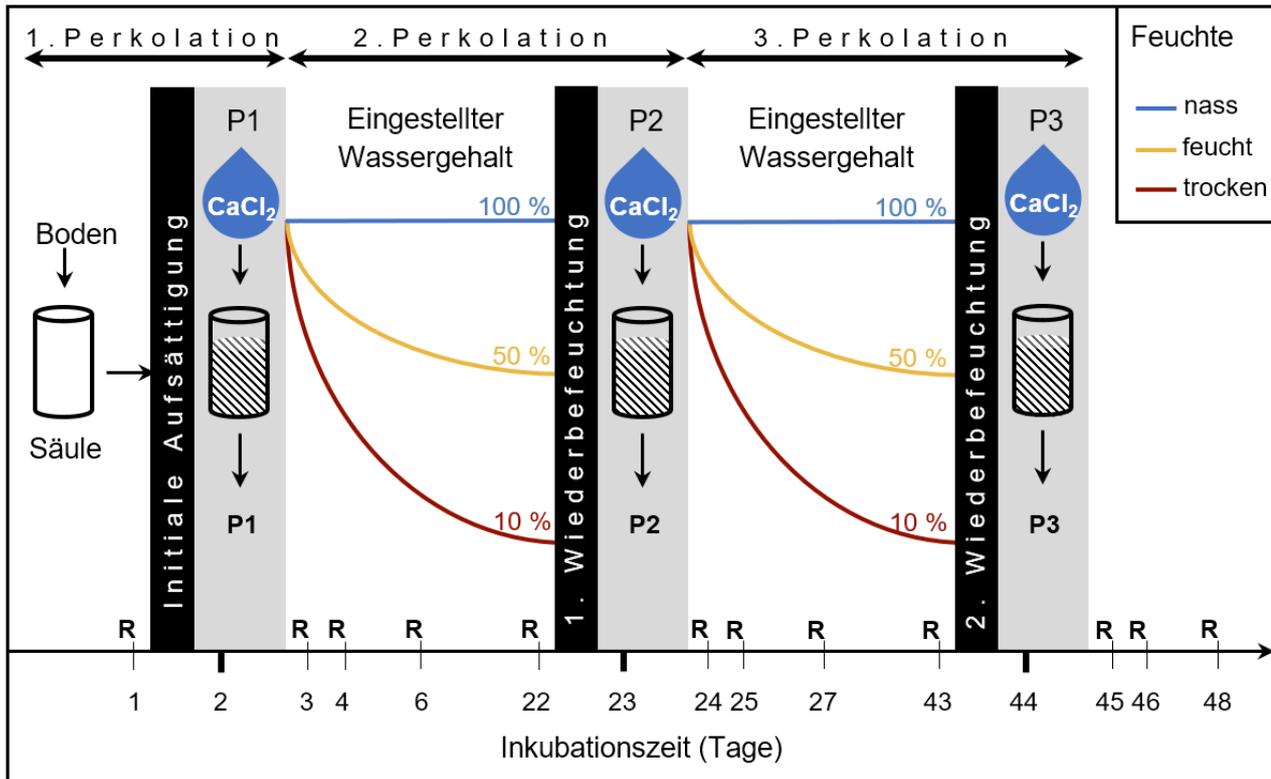


Abbildung 24: Versuchsablauf der kombinierten Inkubations- und Auswaschungsexperimente (initiale Aufsättigung der Proben gefolgt von 2 Wiederbefeuchtungsereignissen; P steht für Perkolation, R für mikrobielle Respiration)

4.3 Laboranalysen

In Tabelle 9 sind die verwendeten Analysemethoden der Bodenwasser- und Bachwasserproben aufgeführt, die bei der regelmäßigen und ereignisbezogenen Probenahme gewonnen wurden bzw. die aus den Laborexperimenten (Abs. 4.2) stammen. Weiterhin enthält Tabelle 9 die methodischen Ansätze zur Charakterisierung des Boden- und Bachwassers der hydrologischen Messfelder.

Tabelle 9: Übersicht über die durchgeführten Analysen an den Bodenwasser- und Bachwasserproben

Parameter	Methode	Instrument
Boden- und hydrologische Messplätze		
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und gesamter gebundener Stickstoff (TN)	Nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff, Infrarot- (C) und Chemilumineszenzdetektion (N)	Vario TOC cube (Elementar) und APNA-370 (Horiba)
Nitrat-N	AQ400 Methode, SEAL, 2016 (ISO/DIS 15923-1:2013)	SEAL AQ400 (SEAL Analytical)
Ammonium-N	AQ400 Methode, SEAL, 2017 (ISO/DIS 15923-1:2013)	SEAL AQ400 (SEAL Analytical)
Gelöster organischer Stickstoff (DON)	DON = TN - (Nitrat-N + Ammonium-N)	
Phosphat-P	Standardarbeitsanweisung Orthophosphat, LTV Sachsen, 2001	Specord 200 (Analytik Jena)
Sulfat-S	AQ2 Methode, SEAL, 2010 (NS30 A Manual on Analytical Quality)	SEAL AQ400 (SEAL Analytical)

Parameter	Methode	Instrument
	Control for the Water Industry. WRC UK; 1989)	
Al, Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K, S, P	induktiv gekoppeltes Plasma optische Emissionsspektroskopie	ICP-OES (Agilent 5100)
Bodenhydrologische Messfelder		
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)	Nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff (NPOC)	TOC-L (Shimadzu)
$\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$	Cavity Ring-Down NIR Spektrometer	L2130i (Picarro) mit MCM
UV-Vis-Spektren	Optische Absorption zwischen 200 und 800nm, gemessen in 1-cm Küvetten	Lambda365 (Perkin Elmer)

4.3.1 Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM

4.3.1.1 Fluoreszenz- und UV-Spektroskopie

Die Bodenwasser- und Bachwasserproben, die bei der regelmäßigen und bei der ereignisbezogenen Probenahme gewonnen wurden bzw. die aus den Laborexperimenten (Kapitel 4.2) stammen, wurden mit Hilfe eines Fluoreszenzspektrometers (Horiba AquaLog) analysiert. Dazu erfolgte die Aufnahme von Excitation-Emission-Matrices (EEM). Für diese Messungen wurde die Fluoreszenzintensitäten bei einer Anregungswellenlänge zwischen 240-500 nm (Broder et al. 2017) mit einer Schrittweite von 2 nm und einer Emissionswellenlänge zwischen 250,07 nm und 831,95 nm mit einer Schrittweite von 1,16 nm (2 Pixel) aufgenommen. Die Integrationszeit wurde auf 2 Sekunden und die Verstärkung der CCD-Kamera auf hoch eingestellt. Die Aufnahme der EEM erfolgte zusammen mit der Aufnahme von Absorptionsspektren im Bereich der Anregungswellenlängen. Die Proben wurden vor der Messung mit deionisiertem Wasser verdünnt, um die Innerfiltereffekte zu minimieren. Die Verdünnung erfolgte mit dem Ziel, die Absorption bei 254 nm unter 0,3 zu halten (Ohno 2002; Kothawala et al. 2013). Fluoreszenzspektren von Reinstwasser (Milli-Q) wurden zur Hintergrundkorrektur und für die Normalisierung der EEM unter Verwendung des Raman-Peaks bei 350 nm verwendet. Die drEEM-Toolbox (Analyseroutine für Anregungs-Emissions-Matrices) in MATLAB (R2021b) wurde für die Datenkorrektur, die Modellierung und die Identifizierung von fDOM-Verbindungen mithilfe der parallelen Faktorenanalyse (PARAFAC) verwendet. Die Absorption bei 254 nm wurde auf den DOC-Gehalt bezogen und damit die spezifische UV-Absorption bei 254 nm ermittelt (SUVA₂₅₄). Weitere Details der Spektrenaufnahme und der Datenverarbeitung sind bei Chaharbaghi Sichani (2022) zu finden.

4.3.1.2 Pyrolyse GC-MS

Die Methode basiert auf der thermischen Zersetzung der Probe bei hohen Temperaturen in einem Inertgasstrom. Die dadurch entstehenden Pyrolyseprodukte, die indikativ für die Zusammensetzung der ursprünglichen Moleküle der DOM sind, werden im Gaschromatographen getrennt und mit einem Massenspektrometer identifiziert und quantifiziert. Für die Pyrolyse GC/MS wurden Boden- und Bachwasser sowie die organischen Horizonte der 4 Bodenmessplätze (L, Of, Oh von BM3 und BM4 sowie jeweils die obersten Torfhorizonte von BM1 und BM2) im Zeitraum Winter 2020/21 bis zum Frühjahr 2022 (außer Frühjahr 2021) repräsentativ für die jeweilige Jahreszeit beprobt. Im Winter war eine Beprobung der Böden und des Bodenwassers nicht möglich. Für die Entnahme der Bodenwasserproben wurden die Saugplatten und

Saugkerzen der Bodenmessplätze verwendet. Insgesamt wurden im angegebenen Zeitraum 59 Bachwasserproben, 46 Bodenwasserproben und 14 Bodenproben analysiert. Alle Proben wurden gefriergetrocknet und fein gemahlen.

Vor der Analyse wurden den Proben jeweils 2 µl Androstan (66 µg l⁻¹; Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, USA) als interner Standard zugegeben. Es wurden ca. 700 µg der gefriergetrockneten Proben eingewogen und bei 600°C für 6 Sekunden mit einem Multi-Shot Pyrolyzer (EGA/PY-3030D; Frontier Laboratories Ltd.; Fukushima, Japan) pyrolysiert. Der Gasstrom wurde mit einem Split-Verhältnis von 1:20 in den Gaschromatographen (Agilent 7890B GC, Agilent Technologies, Inc.; Santa Clara, CA, USA) überführt. Die He-Flussrate betrug 1 mL min⁻¹ (Qualität 5.0) und die Injektortemperatur 250°C. Die Auftrennung der Verbindungen erfolgte über eine ZB-Säule (30 m, 0,25 mm Innendurchmesser, 0,25 µm Filmdicke) mit He als Trägergas, einer Anfangstemperatur von 50°C und einem Temperaturprogramm von 7 K min⁻¹ bis auf 300°C, die 10 Minuten lang gehalten wurde. Der GC war direkt mit einem Massenspektrometer-Detektor (MDS; Agilent 5977 MSD, Agilent Technologies, Inc; Santa Clara, CA, USA) verbunden. Die Detektion erfolgte im Massendetektionsbereich von 50 - 600 m/z und einer Elektronenionisation von 70 eV.

Die Datenverarbeitung erfolgte mit einem Rstudio-Skript, das auf der von Chen et al. (2018) verwendeten Methodik basiert. Zunächst wurden die aus der Pyrolyse GC/MS gewonnenen Rohdaten mit der Open-Source-Software OpenChrom (<https://www.openchrom.net>) in ein ".CSV"-Format konvertiert, damit sie im Rscript verwendet werden konnten. Die Identifizierung der Verbindungen erfolgte mithilfe der NIST Mass Spectral Search 2.0, bei der die Massenspektren der Peaks mit denen der Massenspektralbibliothek des National Institute of Standards and Technology (NIST) (Stand 2014) verglichen wurden. Durch diesen Prozess wurden bei der Identifizierung von Verbindungen Details wie der chemische Name, die "Chemical Abstracts Service Registry Number" (CASRN), die Formel, das Molekulargewicht und das "Simplified Molecular Input Line Entry System" (SMILES) sowie die Hauptfragmentationen ermittelt. Anschließend wurden alle identifizierten Verbindungen (175) auf der Grundlage ihrer Molekularstruktur, einschließlich der Anzahl der Atome, Ringe, aromatischen Ringe und funktionellen Gruppen, in bestimmte Verbindungsklassen eingeteilt. Die für die Kategorisierung angewandte Methodik (z. B. die verwendete Gleichung oder der verwendete Parameter) und die Anzahl der Verbindungsklassen sind in Tabelle 10 aufgeführt. Die Ergebnisse zu den einzelnen Verbindungen wurden dann für eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) verwendet, um damit eine Quellenidentifizierung sowie die dafür hauptsächlich verantwortlichen Verbindungen zu ermitteln.

Tabelle 10: Verbindungsklassen, Akronyme und Kriterien für die Zuordnung der identifizierten Verbindungen mit Hilfe von Pyrolyse GC/MS

Verbindungsklasse	Akronym	Formel/Parameter zur Charakterisierung der Verbindungsklasse
Aromatische Kohlenwasserstoffe	ArH	Kohlenwasserstoffe mit aromatischen Ring
Kohlenhydrate	Carb	Verbindungen, die C-, H-, und O-enthalten
Ligninbürtige Verbindungen	LgC	Organische Verbindungen mit aromatischen Ring(en), Hydroxy- und Ethergruppe(n)
N-haltige Verbindungen	Ntg	Verbindungen, die N enthalten
Polyaromatische Kohlenwasserstoffe	PAH	Kohlenwasserstoffe mit mehr als einem aromatischen Ring
Phenolische Verbindungen	PhC	Organische Verbindungen mit aromatischen Ring(en) und Hydroxy-Gruppen
Gesättigte Kohlenwasserstoffe	SaH	Verbindungen, die nur C und H enthalten und die Gleichung erfüllen: $C \times 2 + 2 = H + Anzahl\ der\ Ringe \times 2$
Ungesättigte Kohlenwasserstoffe	UnSaH	Verbindungen, die nicht den Kriterien der Sättigung entsprechen aber ausschließlich aus C und H bestehen

4.3.1.3 Stabile Isotope des Wassers (2H und 18O)

Die Gewässer- und Bodenwasserproben wurden mit einem Cavity Ring-Down NIR Spektrometer (Picarro L2130i mit Micro Combustion Module) auf die relative Konzentration von 2H und 18O Isotopen in Bezug auf das Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) untersucht. Dazu wurden jeweils 8 Wiederholungsmessungen im Präzisionsmodus vorgenommen und anschließend mit einem Fit an eine hyperbolische Näherungsfunktion der asymptotische tatsächliche Messwert bestimmt (Hachgenei et al. 2022). Lag die Standardabweichung der letzten fünf Messungen unter der Nachweisgenauigkeit (0.02 ‰ $\delta 2H$ bzw. 0.01 ‰ $\delta 18O$) wurde der Mittelwert bestimmt. Alle 12 bis 15 Messungen wurden drei Standards nach gleicher Weise gemessen und deren Offset und Drift über eine lineare Regression kompensiert.

4.4 Datenauswertung

Alle im Rahmen dieses Projektes erhobenen Daten wurden zunächst auf Fehler geprüft und anschließend auf einem zentralen Server der TU Dresden hinterlegt. Dies betrifft die verschiedenen Laboranalysen, die Outputdateien von allen automatischen Messsensoren sowie die dazugehörigen Protokolle. Von diesem Punkt anknüpfend wurde ein Python Skript erstellt, welches alle erhobenen Daten vereinheitlicht. Dazu gehört ein einheitliches Datumsformat, sowie eine einheitliche Kennzeichnung von Fehlwerten, sowie einem Filtern von Werten außerhalb Gerätespezifischer Nachweisgrenzen. Diese aufbereiteten Daten wurden in einer Pandas Datenbank überführt, um damit die folgenden Auswertungen durchzuführen. Klassische deskriptive Statistik wird an dieser Stelle nicht weiter erläutert. Methodisch tiefer führende Verfahren sind:

Machine Learning mittels Random Forest

Random Forest ist ein Verfahren des maschinellen Lernens, das häufig im Supervised Learning eingesetzt wird. Es nutzt die Ergebnisse einer Vielzahl verschiedener Entscheidungsbäume, um bestmögliche Entscheidungen oder Vorhersagen zu treffen (Breiman 2001). Ein Random Forest besteht aus mehreren korrelierten Entscheidungsbäumen, die unter einer bestimmten Art von Randomisierung während des Lernprozesses gewachsen sind. Diese Entscheidungsbäume werden im Rahmen der fDOM Sonden Kalibrierung angewandt, um aus Temperatur, Leitfähigkeit, fDOM und Trübungsinformation als Input auf DOC-Konzentration als Output zu schließen. Es wurde ein Kalibrierungs- (50 %), Test- (25 %) und Validierungs-

(25 %) Zeitraum definiert. Alle im Bericht gegebenen Gütemaße beziehen sich immer auf den Validerungszeitraum.

End Member Mixing Analyse (EMMA)

Eine Endmember Mixing Analyse (EMMA) ist ein in der Hydrologie weit verbreitetes Verfahren zur Interpretation von Umweltflüssen als Mischungen chemisch oder isotopisch unterschiedlicher Endmember-Quellen (Barthold et al. 2011). Mittels dieser Methode können unter bestimmten Voraussetzungen (Hooper 2003) die prozentuale Anteile verschiedener Herkunftsräume des Wassers in einem Einzugsgebiet bestimmt werden. Im Rahmen des Endberichts haben wir die Bodenwasserproben auf ihre Haupttypen Torf, Humusaufgabe und Mineralboden aggregiert und diese als potentielle Herkunftsräume für das in Neudecker Bach und Kleine Bockau vorkommende Wasser definiert. Eingangsdaten waren hier alle im Labor bestimmten hydrochemischen Daten (siehe Kapitel 4.3). Dieses Verfahren wurde auch zur Abschätzung des Anteils an Ereigniswasser in den Proben der räumlichen Analyse mit dem Median aller Basisabfluss-Proben (entspricht den Isotopenkonzentrationen des tieferen Grundwassers) sowie des jeweiligen Ereigniswassers (Regenereignisse bis zu 5 Tage zuvor, Schneeprobe) angewendet.

PARAFAC Analyse

PARAFAC (Parallel Factor Analysis) ist ein Verfahren zur Analyse von mehrdimensionalen Daten. Es wird in der Chemie, der Umweltwissenschaft und der Psychologie eingesetzt. Das Ziel ist es, die zugrundeliegenden Faktoren zu identifizieren, die die Beobachtungen erklären. Im Rahmen des Endberichts nutzen wir eine PARAFAC Analyse, um die Fluoreszenzspektren von Aqualog-Daten zu analysieren und die zugrunde liegenden Faktoren zu identifizieren, die die Beobachtungen erklären (Murphy et al. 2013). Als Output erhalten wir Anteile verschiedener Hauptkomponenten, die Anhand ihres "Fingerprints" ihren chemischen Hauptgruppen zugeordnet werden können. Die Details der PARAFAC Analyse sind bei Chaharbaghi Sichani (2022) zu finden. Das PARAFAC-Modell wurde erfolgreich erstellt und der Datensatz wird damit zu 99,85 % mit 6 validierten Komponenten beschrieben, die die Unterschiede in der DOM-Zusammensetzung illustrieren.

UV-VIS Spektroskopie

Absorptionseigenschaften wurden im Rahmen der Arbeiten sowohl mit Laborgeräten, als auch in-situ Spektrometern untersucht und für verschiedene Zwecke genutzt. Die im Labor gemessenen Eigenschaften wurden einerseits zur Qualitätsanalyse des DOM genutzt. Beispielsweise wurde aus der Absorption bei 254 nm und der DOC-Konzentration die spezifische UV-Absorption ($SUVA_{254}$, Weishaar et al., 2003) berechnet, ein bewährter Proxy für die durchschnittliche Aromatizität der DOM. Andererseits wurden die Absorptionseigenschaften genutzt, um DOC-Konzentrationen zu approximieren. Interval-parcial-least-square Modelle (iPLS) wurden dabei verwendet (siehe Abschnitt 5.2.3.1), um mit Informationen des gesamten Spektrums möglichst zuverlässige Vorhersagen für die DOC-Konzentration machen zu können. Diese Methoden der Datenauswertung wurden mit Absorptionsdaten aus Labor- und in-situ-Messungen verwendet.

Kampagnenbasierte Erhebung der räumlichen Verteilung von Eigenschaften im Oberflächenwasser und Berechnungen des Ereigniswasseranteils

In Kampagnen wurden ca. 100 Positionen entlang der Bachläufe der Kleinen Bockau und des Neudecker Bachs hinsichtlich spektraler Absorption bei 254 nm (SAK mit s::can v1, s::can GmbH) und der Konzentration der stabilen Isotope des Wassers untersucht. Auf Basis der Isotopenverhältnisse δ^2H wurde der jeweilige Anteil des Ereigniswassers in Basisabfluss, Starkregen und Schneeschmelze berechnet. Dazu

wurde der Median des Basisabfluss, die Konzentration im Niederschlag des Starkregenereignisses sowie die Konzentration im Schnee als Referenzen verwendet und in einem einfachen Mischungsmodell entlang der lokalen meteorischen Wasserlinie der entsprechende Anteil abgeschätzt.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 DOC-Freisetzungsprozesse unter Laborbedingungen

Mit dem kombinierten Inkubations- und Auswaschungsversuch sollte sowohl der standortspezifische Einfluss der organischen Horizonte an den jeweiligen Bodenmessplätzen, als auch der Einfluss von abwechselnden Trockenperioden und Starkregen auf das Auswaschungspotenzial von DOM untersucht werden. Die Ergebnisse des Laborexperiments sollen auch Aufschluss über Unterschiede in der Zusammensetzung der DOM der unterschiedlichen DOM-Quellen im Einzugsgebiet geben und gleichzeitig aufzeigen, wie diese sich infolge von Extremsituationen verändern kann.

Die DOC-Konzentrationen zeigten, dass diese mit dem Zersetzungsgrad der DOM ansteigen (Abbildung 25). Somit ist das Auswaschungspotenzial für DOM am degradierten Moor (BM2) größer als am Moorstandort (BM1). Dies ging einher mit einer etwas geringeren CO₂-Freisetzungsraten aus dem degradierten Torf des BM2 im Vergleich zum BM1 und zeigt den mikrobiellen Einfluss auf die DOM-Freisetzung. Weiterhin zeigte sich, dass auch die DOC-Konzentrationen in den Perkolaten der Humusauflagen der mineralischen Standorte (10 – 73 mg l⁻¹) um ein Vielfaches höher waren als in den Torfhorizonten der organischen Standorte (5 – 15 mg l⁻¹). Auch dies wurde begleitet von einer höheren mikrobiellen Aktivität in den Humusauflagen im Vergleich zu den Torfhorizonten (höhere CO₂-Freisetzungsraten). Austrocknung und anschließende Wiederbefeuchtung führte vor allem zu höheren DOC-Konzentrationen in den Perkolaten des degradierten Moores (BM2) im Vergleich zum intakten Moor (BM1). Der stärkste Anstieg in der DOC-Konzentration nach Austrocknung war in der Humusaufgabe des BM3 zu verzeichnen während die Humusaufgabe des BM4 auf Austrocknung nicht mit ansteigenden DOC-Konzentrationen reagierte. Dies ist hauptsächlich auf den Oh-Horizont zurückzuführen, der unter trockenen Bedingungen die geringsten DOC-Konzentrationen aufwies (Scheibler 2021). In den meisten Fällen führte die Wiederbefeuchtung zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität. Bei der Wiederbefeuchtung der trockensten Böden übertrafen deren Respirationsraten die Respirationsraten der feuchten und nassen Behandlungen. Beim Vergleich der beiden Waldstandorte ergaben sich für den Mullstandort (BM3) höhere Respirationsraten, und die Respirationsraten waren für Of-Horizonte höher als für Oh-Horizonte (Scheibler 2021). Auch diese Befunde belegen einen engen Zusammenhang zwischen mikrobieller Aktivität und des Potenzials organischer Horizonte, DOM zu produzieren. Darüber hinaus fanden wir eine positive Korrelation zwischen der DOC-Konzentration und dem pH-Wert, was darauf schließen lässt, dass neben der mikrobiellen Aktivität der pH-Wert ein Hauptfaktor für die Unterschiede bei der DOC-Auswaschung ist.

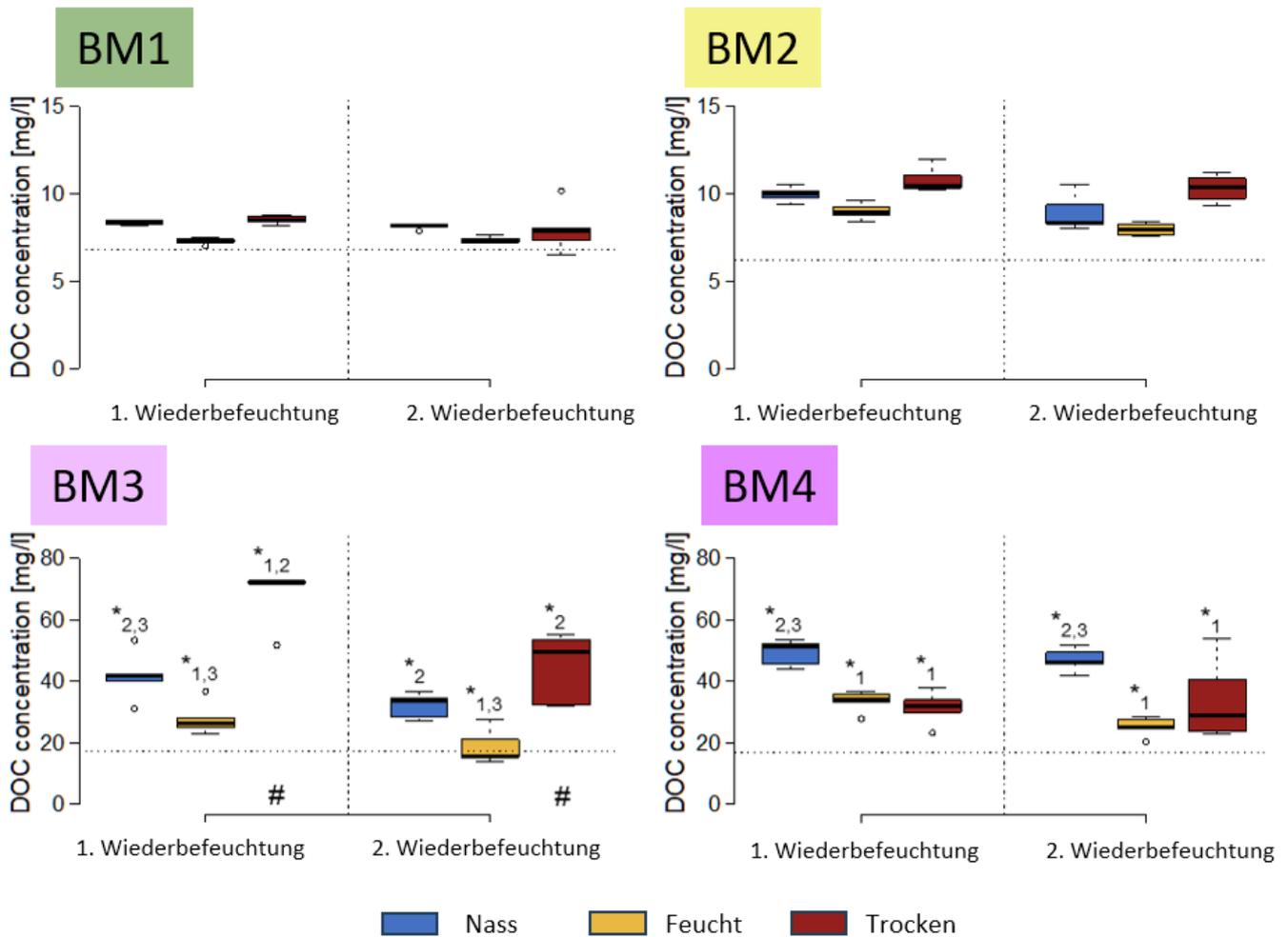


Abbildung 25: Boxplots mit DOC-Konzentrationen für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusauflagen) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin

Der $SUVA_{254}$ definiert sich über die Absorption bei 254 nm geteilt durch die DOC-Konzentration, wobei hohe $SUVA_{254}$ -Werte auf eine hohe Aromatizität schließen lassen (Weishaar et al. 2003). Grundlegend ist festzustellen, dass die Torfhorizonte der organischen Standorte BM1 und BM2 eine etwa 2-mal so hohe Aromatizität aufwiesen als die Humusauflagen der beiden mineralischen Standorte (Abbildung 26). Ebenso zeigte BM2 eine Tendenz zu einer höherer Aromatizität als BM1, was den höheren Zersetzungsgrad des Torfes widerspiegelt. Signifikante Unterschiede in der Aromatizität der DOM der Humusauflagen zwischen BM3 und BM4 waren nicht festzustellen. Die Torfhorizonte der organischen Standorte (BM1, BM2) zeigten mit zunehmender Trockenheit eine geringere Aromatizität was auf einen relativ größeren Beitrag mikrobieller Produkte an der DOM aufgrund von Trockenheit hinweist. Dies traf auch teilweise für die Humusauflage des BM3 (Of-dominiert) zu, während sich dieses Verhalten in der Humusauflage des BM4 umkehrt (Oh-dominiert). Hier stieg mit der Trockenheit die Aromatizität an. Die $SUVA_{254}$ des Oh-Horizonts am BM4 (Scheibler 2021) deutet darauf hin, dass dieser der Haupttreiber für die relativ hohe Aromatizität bei Trockenheit ist.

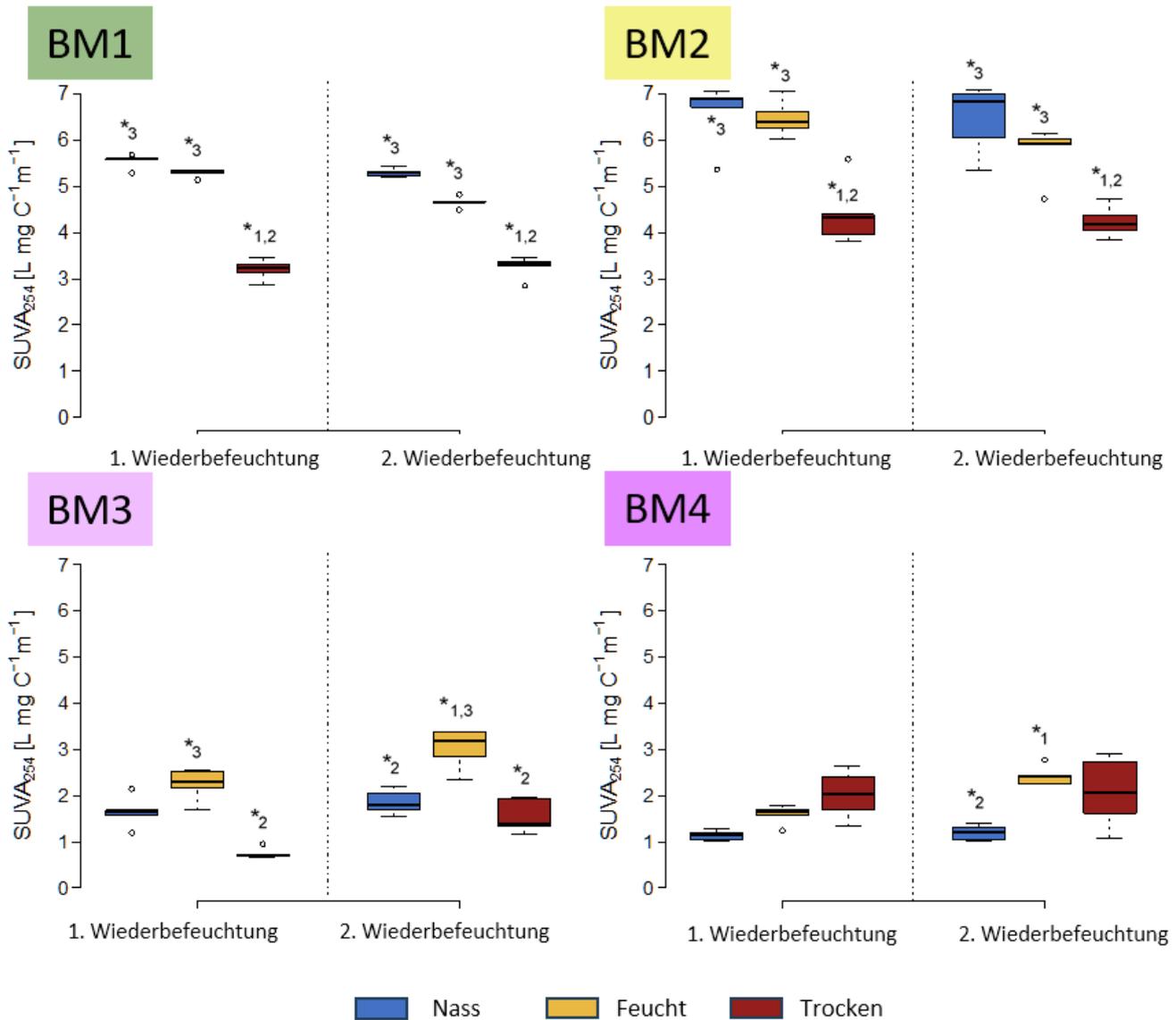


Abbildung 26: Boxplots mit SUVA₂₅₄-Werten (spezifische UV-Absorption bei 254 nm; hohe SUVA₂₅₄ = hohe Aromatizität) für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusauflagen) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin

Der HIX ist ein Fluoreszenzindex und berechnet sich aus dem Quotienten der Summe der Fluoreszenzintensitäten von 435 bis 480 nm und der Summe der Fluoreszenzintensitäten von 300 bis 345 nm jeweils bei einer Anregung von 254 nm. Größere HIX-Werte weisen hierbei auf einen höheren Komplexitätsgrad (auch "Humifizierungsgrad") bzw. Zersetzungsgrad hin (z.B. Zunahme des C/H-Verhältnisses und der Anzahl von polyaromatischen Kohlenwasserstoffringen (Zsolnay 2003)) und können zwischen 0 und 1 liegen (Abbildung 27). Grundlegend war zu beobachten, dass die DOM der Torfhorizonte der organischen Standorte kleinere HIX-Werte und somit einen geringeren "Humifizierungsgrad" aufweisen, als die DOM der Humusauflagen der mineralischen Standorte. Daraus ergibt sich, dass der "Humifizierungsgrad" bzw. Zersetzungsgrad von BM1 über BM2, BM3 bis BM4 zunimmt. Ebenso war zu beobachten, dass bei Trockenheit der "Humifizierungsgrad" in den Torfhorizonten und den Humusauflagen abnahm, was ebenso wie die Verringerung der SUVA₂₅₄, auf einen höheren Beitrag mikrobieller Abbauprodukte an der DOM hinweist und durch entsprechende Unterschiede in den mikrobiellen Atmungsraten belegt werden konnte.

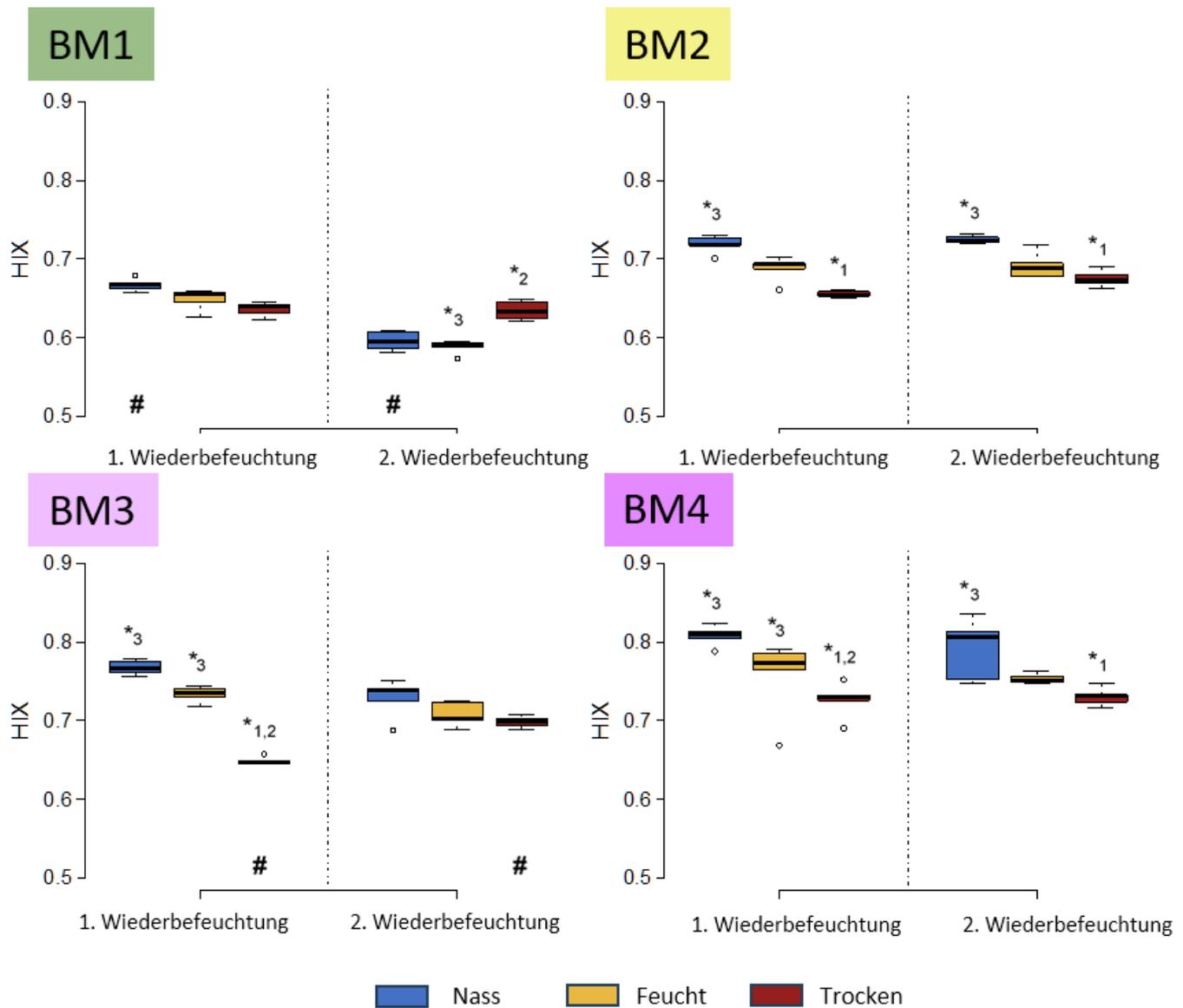


Abbildung 27: Boxplots mit HIX-Werten (Hohe HIX = hoher "Humifizierungsgrad") für alle Bodenmessplätze (Torfhorizonte und komplette Humusauflagen) für drei verschiedene Ausgangsbedingungen in der Bodenfeuchte (blau: nass, gelb: feucht, rot: trocken); * weisen auf signifikante Unterschiede im Laborversuch zwischen den Ausgangsbedingungen hin

Zur Ermittlung der DOM-Zusammensetzung mittels EEMs wurde eine parallele Faktoranalyse durchgeführt und ein Modell mit 5 Komponenten ermittelt (Scheibler 2021). Die Komponenten beziehen sich auf Wellenlängenkombinationen, die in früheren Studien an Huminstoffen gefunden und können daher als „humic-like“ bezeichnet werden (Murphy et al. 2014). Die Komponenten werden wie folgt charakterisiert:

- C1: DOM geprägt durch relativ große Moleküle
- C2: DOM mit einem markanten „humic-like“ Peak
- C3: DOM mit einem „humic-like“ Peak mikrobieller Herkunft
- C4: DOM mikrobiell degradiert
- C5: DOM terrestrischen Ursprungs mit einem „humic-like“ Peak

Grundlegend lassen sich die Torfhorizonte der organischen BM1 und BM2 von den Humusauflagen der mineralischen BM3 und BM4 anhand der Komponenten C2 und C3 unterscheiden (Ergebnisse nicht gezeigt). Während DOM der BM1 und BM2 große Anteile von C3 aufwiesen, kamen diese in der DOM bei

BM3 und BM4 nur in geringen Maßen vor. Für C2 verhielt es sich genau umgekehrt. Diese Komponente kam in der DOM der Humusaufgaben von BM3 und BM4 in größeren Anteilen vor. Unterschiede zwischen BM1 und BM2 waren gering. Ebenso wiesen die DOM der Humusaufgaben von BM3 und BM4 nur geringe Unterschiede in den Komponenten auf. Unterschiede durch die Trockenheitsstufen waren nicht erkennbar.

Durch das Inkubationsexperiment konnte gezeigt werden, dass sich die DOC-Konzentrationen deutlich zwischen den einzelnen potenziellen DOM-Quellen im Einzugsgebiet unterscheiden. Ein zunehmender Zersetzungsgrad der organischen Substanz führt zu potenziell höheren DOC-Konzentrationen. Humusaufgaben terrestrischer Standorte zeigten höhere DOC-Konzentrationen als organische Nassstandorte, was auch durch die Ergebnisse der Freilandmessungen bestätigt wurde. Unterschiedliche optische Eigenschaften zeigen Unterschiede in der Zusammensetzung der DOM aller vier Standorte an. Vor allem die Unterschiede in der DOM aus Torfhorizonten und den Humusaufgaben waren hier am deutlichsten. Trockenheit führt in Abhängigkeit des Zersetzungsgrads der organischen Substanz zu steigenden DOC-Konzentrationen (außer Oh-Horizont) und zu einer veränderten Zusammensetzung. Die Veränderung steigt mit zunehmender Zersetzung der organischen Substanz (außer Oh) und weist hauptsächlich auf einen höheren Beitrag mikrobieller Produkte (sinkende HIX und SUVA₂₅₄ bei Trockenheit) hin. Im Oh-Horizont scheint aber eine zunehmende Trockenheit auch zu einem höheren Anteil an Abbauprodukten der pflanzlichen Komponenten der organischen Substanz (Zunahme SUVA₂₅₄) zu führen.

Insgesamt können die Ergebnisse der Inkubations- und Auswaschungsexperimente als gute Grundlage für die Identifizierung der wichtigsten DOM-Quellen im Einzugsgebiet verwendet werden. DOM aus Torfhorizonten und der organischen Auflage von Waldstandorten sollte sich unterscheiden lassen. Das Potenzial zur DOM-Freisetzung ist in den Auflagehorizonten der Waldstandorte größer als in den Torfhorizonten. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Kombination von hoher mikrobieller Aktivität, die vor allem in stärker zersetzten organischen Horizonten zu erwarten ist, und das Auftreten von Starkniederschlägen das höchste Risiko für hohe DOC-Austräge aus organischen Horizonten aufweist. Bereits die Inkubations- und Auswaschungsexperimente zeigen sehr deutlich das größere Risiko von degradierten Moorstandorten im Vergleich zu intakteren Mooren an, als zusätzliche DOM-Quelle zu dienen.

5.2 Kleinräumige DOC-Freisetzungs- und Transportprozesse

Zeitlich und räumlich wechselnde bodenhydrologische Verhältnisse tragen unterschiedlich zur Bildung und zum Transport von DOM bei. Sowohl eine kontinuierliche DOM-Produktion aus Streu (Moore et al. 2008) als auch kleinräumige Hotspots in lokale Senken (Lindsay und Creed 2005), könnten die Transportpfade von bodenbürtigem DOM in die Oberflächenwässer beeinflussen. Wir erwarten, dass sich das Boden-Wasser-System entsprechend der Fill-and-Spill Hypothese verhält (McDonnell et al. 2021), der zufolge lokale Speicherbereiche erst aufgefüllt werden müssen (fill), bevor sie nicht weiter zum Wasserrückhalt beitragen können (spill). Die an Fill-and-Spill Prozessen beteiligten, kleinräumig und oberflächennah im Boden vorkommenden Speichern können den DOM-Austrag steuern und lokalklimatisch moduliert werden (Laudon et al. 2013). Ausgehend von dieser Hypothese verbinden wir Monitoringansätze mit einem gezielten Experiment, um die dynamische Kopplung von Boden und Oberflächenwasser zu identifizieren und Transportpfade zu spezifizieren. In den Untersuchungsgebieten wurden Daten zu Zustandseigenschaften in Boden und Wasser über den Projektverlauf erhoben und durch Freilandexperimente ergänzt. Die jeweiligen Daten mit unterschiedlicher raum-zeitlicher Auflösung werden hier zunächst separat vorgestellt und dann anhand kritischer Fragen verknüpft.

5.2.1 Monitoring der mikroklimatischen Bedingungen der Messfelder

Messfeld 1 befindet sich im Kopfeinzugsgebiet des Neudecker Bachs auf 805 m bis 812 m Höhe und repräsentiert die Nassstandorte mit organischen Bodenhorizonten (Torfreste unterschiedlicher Mächtigkeit, Humusauflagen) und mosaikartigen Drainagegräben. Messfeld 2 befindet sich an einem Seitenarm der Kleinen Bockau zwischen 730 und 750 m Höhe und repräsentiert eher mineralisch geprägte Standorte mit teilweiser Vernässung (Abbildung 16).

Die mikroklimatischen Messungen entlang der Hangfalllinien zeigen deutliche Unterschiede im Zustand der beiden Messfelder (Abbildung 28 und Abbildung 29). Das mineralisch-geprägte Messfeld 2 zeigt sich im Allgemeinen oberflächlich deutlich trockener und einzelne Regenereignisse schaffen es nur sehr begrenzt, die Speicher bis zu einem hohen Sättigungsgrad aufzufüllen. Das organisch-geprägte Messfeld 1 ist dagegen durchgehend feuchter. Entsprechend verhalten sich auch die oberflächennahen Temperaturen. Während im organisch-geprägten Messfeld 1 die Unterschiede zwischen den Transekten und den einzelnen Positionen zunächst sehr viel kleiner sind, ist das mineralisch-geprägte Messfeld 2 durchgehend ca. 1 K wärmer.

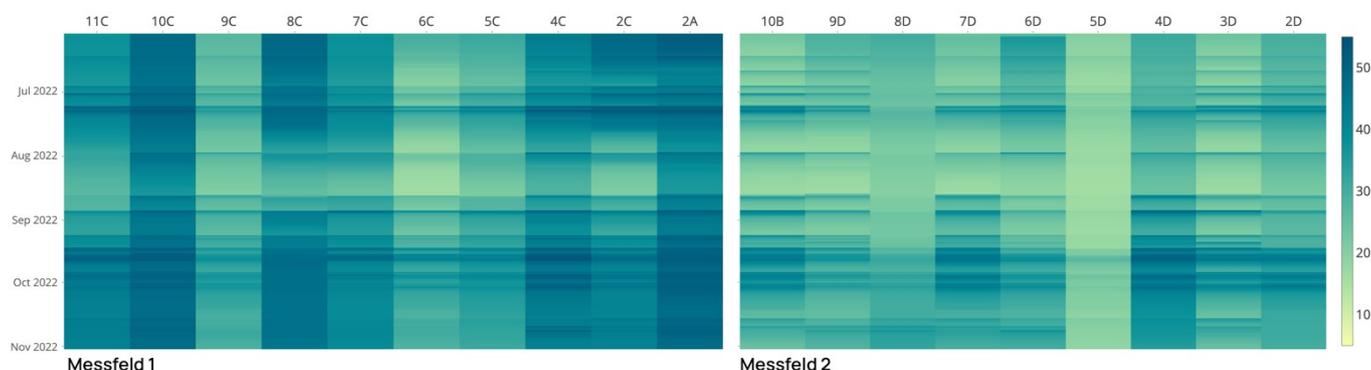


Abbildung 28: Oberflächennahe Bodenfeuchte (vol.%, Farbskala) der Transekte der Messfelder 1 (links) und 2 (rechts) im zeitlichen Verlauf (y-Achse)

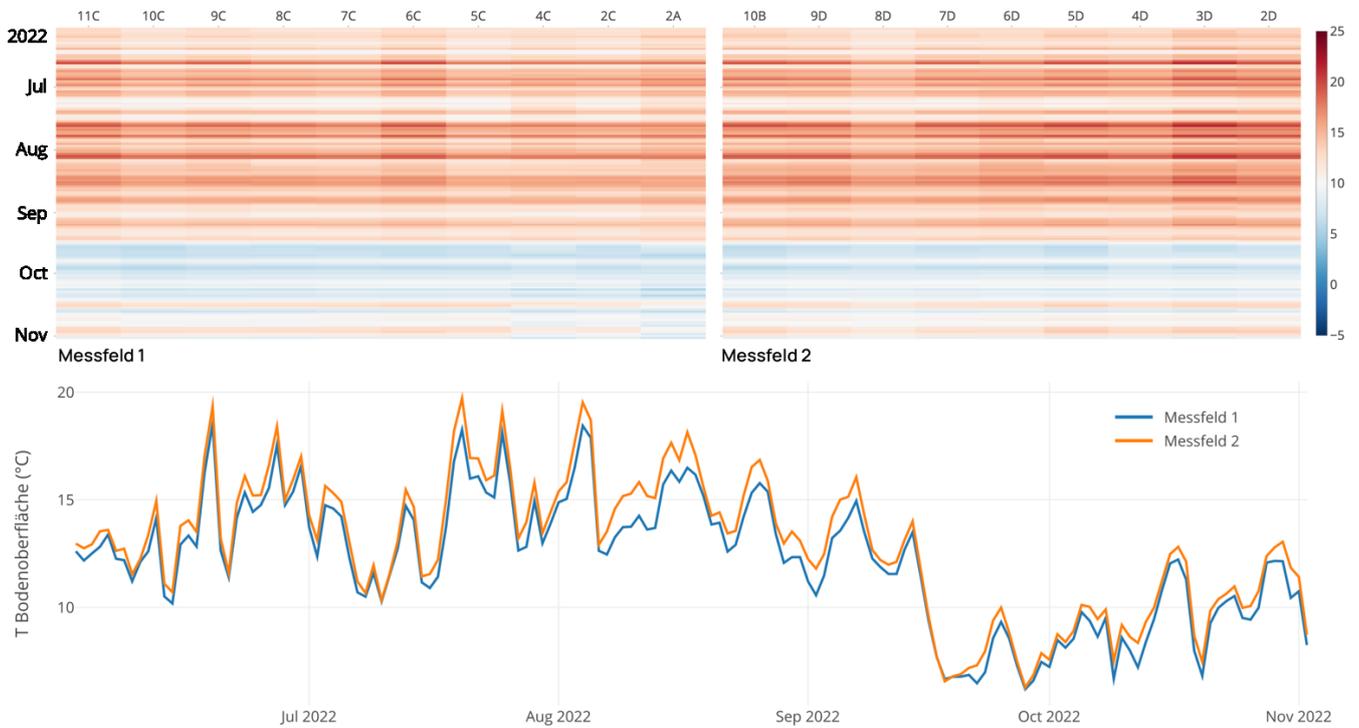


Abbildung 29: Oberflächennahe Temperatur (°C, Farbskala) der Transekte der Messfelder 1 (links) und 2 (rechts), tägliche Mittelwerte beider Messfelder (unten)

5.2.2 Abflussmonitoring der Messfelder

Kampagnenbasiert gemessene Pegelstände und Abflüsse sind die Grundlage für die Kalibrierung der automatisch gemessenen Pegelstände (Druck- und Temperatursensoren, barometrisch korrigiert) (Abbildung 30).

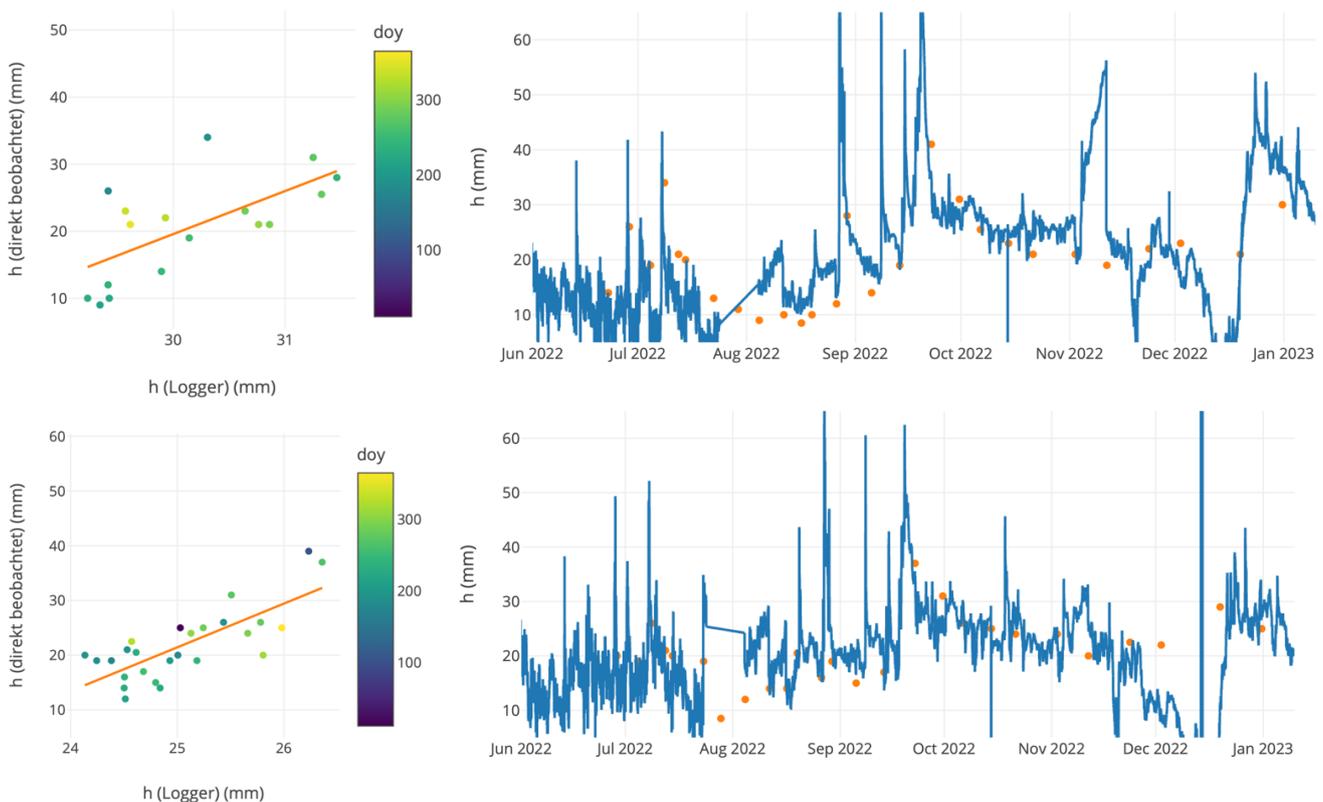


Abbildung 30: Manuell und automatisch beobachtete Pegelstände an Messfeld 1 (oben) und Messfeld 2 (unten). Die lineare Regression wurde für die Berechnung der Durchflüsse verwendet

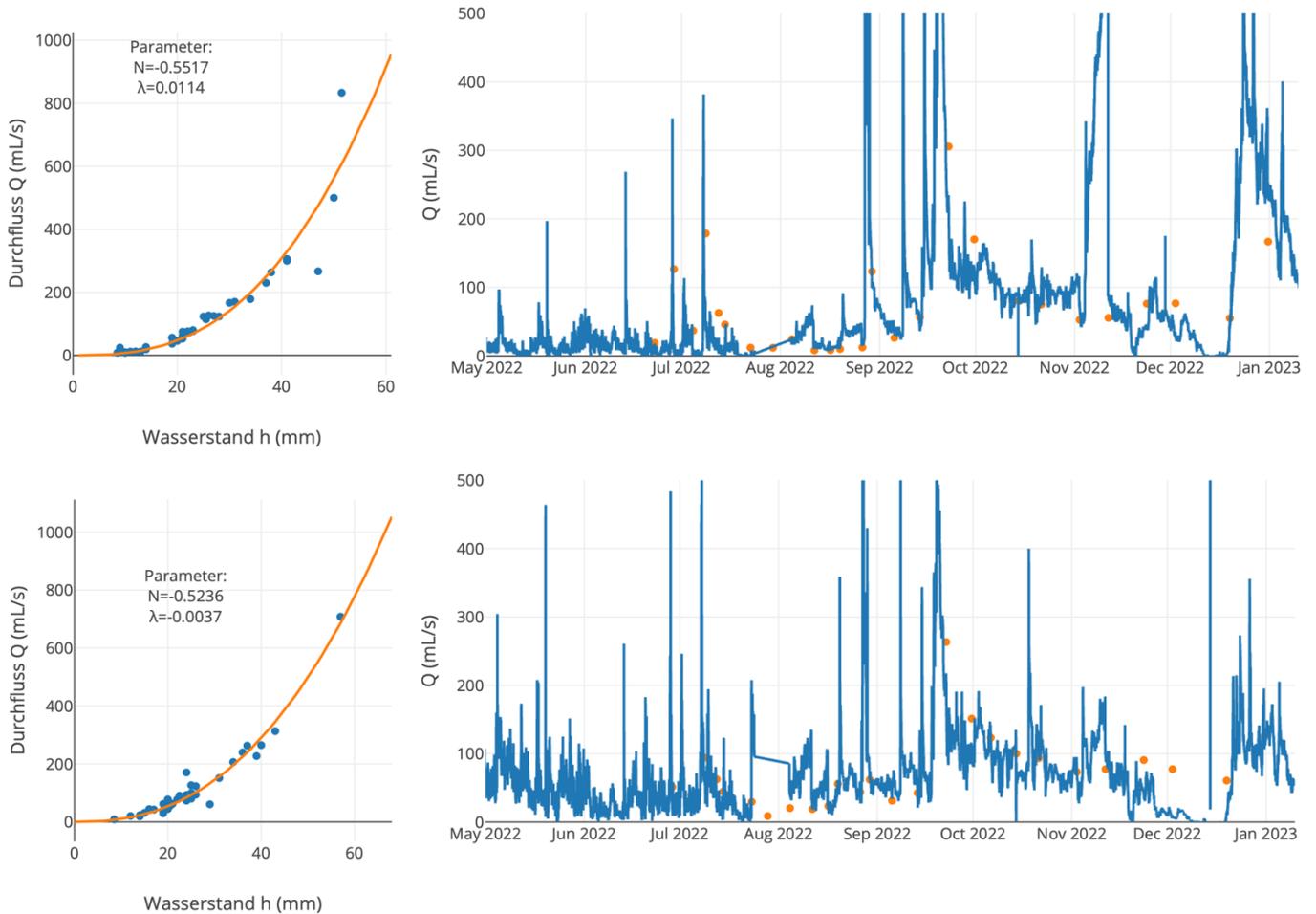


Abbildung 31: Wasserstand-Abfluss-Beziehung (links) und Abflussdynamik (rechts) an Messfeld 1 (oben) und Messfeld 2 (unten)

Trotz sehr guter Wasserstand-Abfluss-Beziehungen (Abbildung 31) weisen die automatischen Pegelmessungen an beiden Wehren noch erhebliche Abweichungen auf, die auf Probleme mit den verwendeten Drucksensoren schließen lassen. Die so entstehenden Unsicherheiten sind insbesondere für Messfeld 2 beträchtlich.

Dennoch lässt sich anhand der Abflussdynamik bereits ein Unterschied zwischen den Messfeldern ableiten. Messfeld 1 hat eine deutlich höhere Dynamik, liefert aber insgesamt weniger spezifischen Abfluss (Abbildung 32). Hierbei wurden die Einzugsgebiete mit 1,02 ha (MF1) und 0,74 ha (MF2) angenommen.

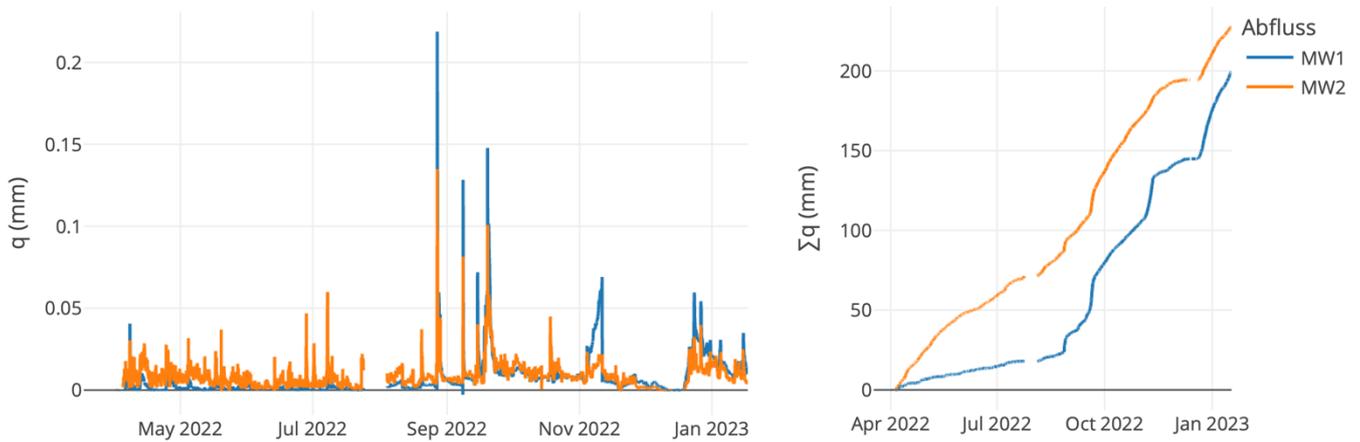


Abbildung 32: Spezifischer Abfluss Messfelder 1 und 2, Zeitreihe in mm/15 min (links), kumulierte Zeitreihe (rechts)

Die Lage der Messwehre wurde so gewählt, dass kleine Kopfeinzugsgebiete entstehen, deren Abfluss vollständig in den durch V-Wehre hydrologisch und hydrochemisch überwachten Messwehr erfasst wird. Diese Hypothese muss weiterhin kritisch überprüft werden, da im mineralisch geprägten Messfeld vermutlich Kluftwasser im Bereich der Messfeldkachel 7A (siehe Abbildung 16) austritt.

5.2.3 Gekoppeltes Monitoring des Boden- und Abflusswasserchemismus

5.2.3.1 Chemische Zusammensetzung des Oberflächenwassers

Auf Grundlage der durch in situ UV-Vis Spektrometer gemessenen Absorptionseigenschaften des Oberflächenwassers lässt sich auf die enthaltenen Konzentrationen an DOC (und gegebenenfalls auch andere gelöste Substanzen) schließen. Dazu wurde eine standortübergreifende Kalibration vorgenommen. Die Kalibration von in situ Messgeräten kann dabei über einzelne Wellenlängen (Peacock et al. 2014) oder unter Verwendung des gesamten Spektrums mittels partieller least-square-Regression durchgeführt werden (z.B. Marhaba et al. 2003). Abbildung 33 zeigt die Vorhersagequalität des besten Modells zur DOC-Quantifizierung basierend auf einer least-square Regression mit 6 spektralen Komponenten (Wellenlängenpakete von jeweils 5 nm).

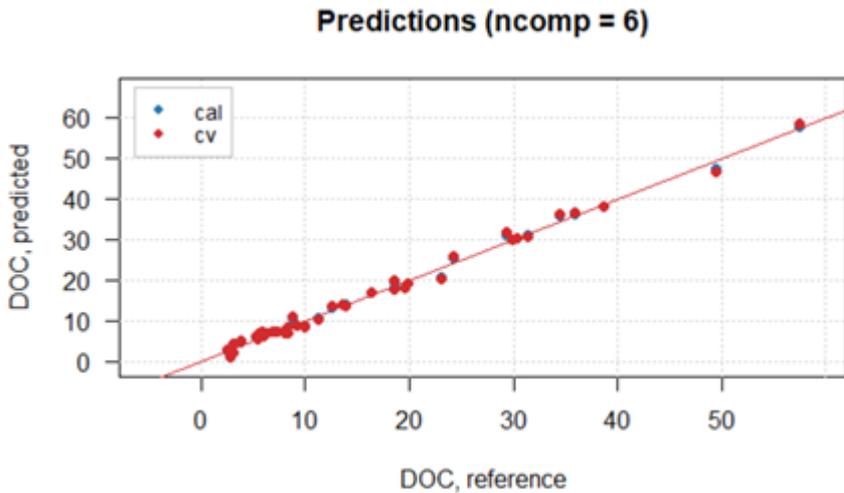


Abbildung 33: Ergebnisse einer interval partial least square (ipls) Analyse des Datensatzes der Laborwerte und zeitgleich gemessener Absorptionsspektren. Das beste Modell beinhaltet 6 spektrale Komponenten (Wellenlängenpakete von 5 nm). Die Abbildung zeigt die Vorhersagequalität des Modells in einer leave-one-out Kreuzvalidierung (cv). Punkte der Kalibration ("cal", blau) und der Vorhersage ("cv", rot) überlagern sich weitgehend

Mit der in Abbildung 33 gezeigten Vorhersagequalität kann für alle optischen Messwerte eine DOC-Konzentration ermittelt werden (Abbildung 34). Zeiten, in denen die Feldmessgeräte keine Daten aufgezeichnet haben, wurden durch Interpolation aufgefüllt. Da die maximal kalibrierten Werte zum Teil deutlich unterhalb der maximal ermittelten Absorptionen liegen, ist die vorliegende DOC-Messreihe im Hinblick auf die höchsten Konzentrationen unsicher. Diese Unsicherheit kann durch zukünftig gezielte Probenahme während Zeitpunkten mit hoher Konzentration auch nachträglich reduziert werden, da mit neuen Daten das Vorhersagemodell (Abbildung 33) verbessert und neu berechnet werden kann. Für Frachtberechnungen sind diese Unsicherheiten momentan wenig entscheidend, da die hohen, und damit unsicheren Konzentrationen vor allem im Sommer, während sehr niedriger Durchflussraten zu verzeichnen waren (Abbildung 34). Ein Vorteil der Methode ist, dass vergleichsweise viele Daten erhoben werden (UV-Vis Spektren zwischen 200 und 800nm), die bei größeren Kalibrationsdatensätzen später erneut ausgewertet werden können. Dadurch nimmt nicht nur die Prognosequalität langfristig zu, sondern es können auch weitere Parameter nachträglich kalibriert werden (z.B. Nitrat oder gelöstes Eisen).

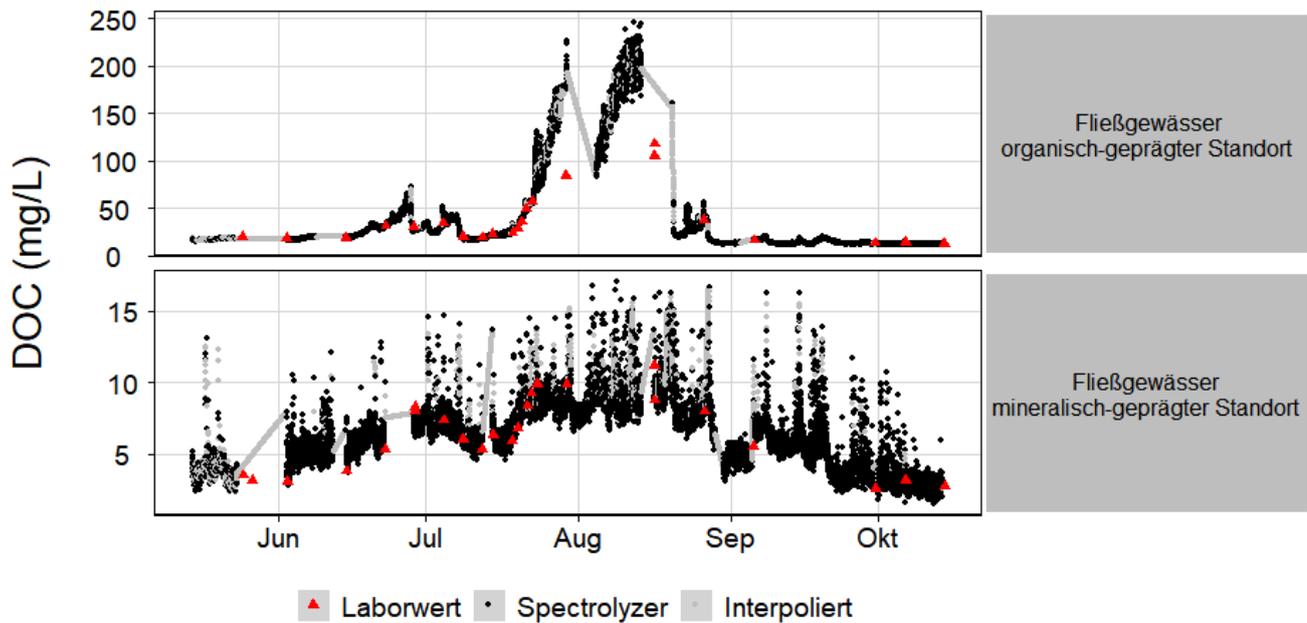


Abbildung 34: DOC-Monitoring in Wehren unterhalb der Messfelder (organisch- oder mineralisch-geprägt). DOC-Konzentrationen wurden mit einem ipls Modell aus Absorptionsmessungen modelliert. Absorptionsspektren wurden in Intervallen zwischen 5 und 30 Minuten gemessen und dann auf ein einheitliches 15-Minuten Intervall interpoliert. Ebenso wurden fehlende Messwerte, z.B. wegen fehlender Stromversorgung durch Interpolation aufgefüllt. Während Messfahrten wurden Wasserproben zur Bestimmung im Labor genommen (rot), sie bilden den Trainingsdatensatz für beide Datensätze. Daten wurden in der Vegetationsperiode 2022 erhoben

Durch die im UV-Vis Spektrum enthaltenen zusätzlichen Informationen lassen sich auch Rückschlüsse auf optische und chemische Eigenschaften der DOM ziehen, die von der vorliegenden Konzentration unabhängig sind. Die aus Absorption (254 nm) und DOC-Konzentration berechnete spezifische UV-Absorption $SUVA_{254}$ (Weishaar et al. 2003) ist ein bewährter Proxy für die durchschnittliche Aromatizität der DOM.

Durch kontinuierliche Beobachtung des Abflussgeschehens im Hinblick auf DOC-Konzentrationen und DOM-Zusammensetzung lassen sich Beziehungen zur bodenbürtigen DOM der Einzugsgebiete knüpfen. Abbildung 35 zeigt die Zeitreihen der Konzentration (DOC, erste Reihe) und Eigenschaften ($SUVA_{254}$, zweite Reihe) über den Messzeitraum. Erkennbar sind Phasen, in denen die Bodenlösung (im Durchschnitt) deutlich mehr DOC als die Fließgewässer führte. Vereinzelt sind auch Phasen erkennbar, in denen eine DOC-Quelle außerhalb des Messfeldes zu vermuten ist.

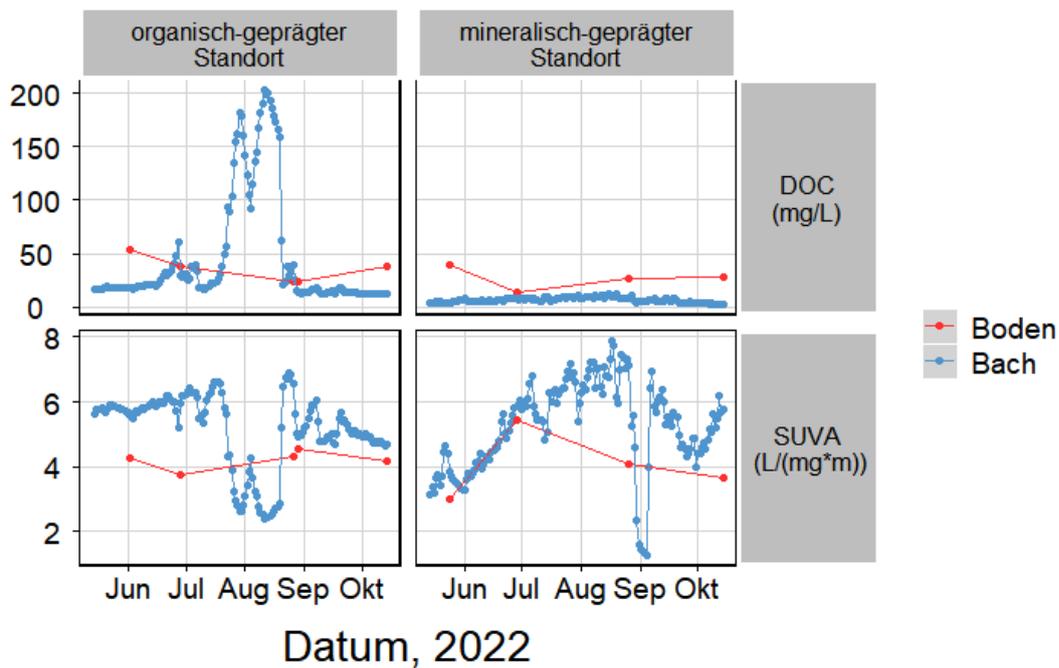


Abbildung 35: Zeitlicher Verlauf der DOC-Konzentration und der spezifischen UV-Absorption bei 254 nm (SUVA₂₅₄) in der Bodenlösung und im Fließgewässer über die Vegetationsperiode 2022. Werte aus Bodenlösungen werden jeweils als Mittelwert einer Kampagne dargestellt. Werte im Fließgewässer werden als Mittelwert eines Tages dargestellt. Konzentrationen im Fließgewässer wurden mit dem Vorhersagemodell (Abbildung 33) aus den optischen Eigenschaften des Wassers errechnet

Unter Einbeziehung der nun verfügbaren zeitlich hochaufgelösten Abfluss- und Konzentrationsdaten ergibt sich ein interessanter Einblick in die DOC-Austragsdynamik der beiden Standorte (Abbildung 36). Der Flächenbezug wurde mittels Einzugsgebietsanalyse (DGM1) hergestellt.

In der Vegetationsperiode (Mai-Oktober) wurden $2,06 \text{ g C m}^{-2}$ (pro 6 Monate) im organisch-geprägten Messfeld 1, und $0,73 \text{ g C m}^{-2}$ (pro 6 Monate) im Messfeld 2 exportiert. Diese Größenordnungen entsprechen den Werten in anderen Bereichen des Einzugsgebietes. Direkte Vergleiche sind aber erst auf Basis von ganzjährigen Beobachtungen möglich, wobei die größten Exporte im Herbst (Abbildung 75) hier noch nicht erfasst wurden. Die Jahresfrachten 2021 wurden im Teilbereich P1 (der größten DOC-Quelle) mit $5,28 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ sowie in den Talsperren-Zuflüssen Neudecker Bach mit $3,41 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und Kleine Bockau mit $1,85 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ errechnet (Abbildung 78). In Analogie zu den Messungen an den diversen Messplätzen an Neudecker Bach und kleiner Bockau finden sich Frachtspitzen in beiden Messfeldern nach Starkregen- und Schneeschmelzereignissen (Ergebnisse nicht gezeigt).

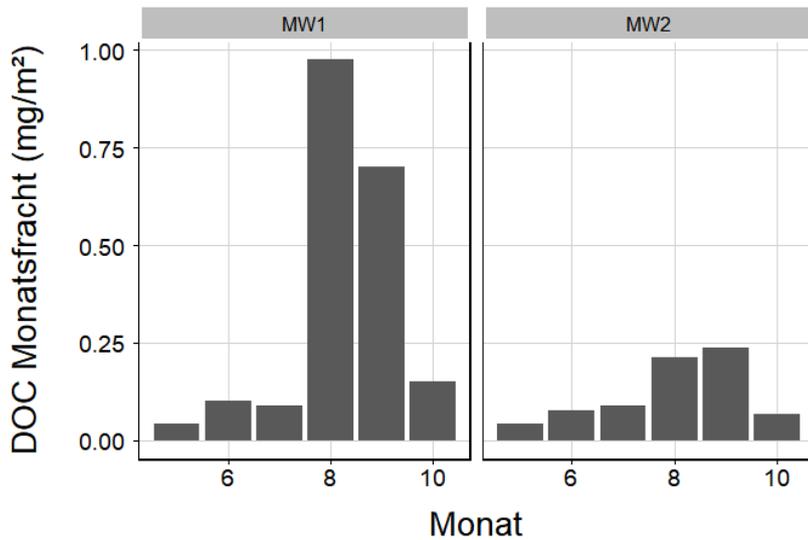


Abbildung 36: Monatsfrachten von DOC, ermittelt am Messwehr MW 1 und 2 unterhalb der Messfelder MF 1 und MF 2

5.2.3.2 Chemische Zusammensetzung des Bodenwassers

Die aus den Rhizon-Saugkerzen gewonnenen Wasserproben wurden in mehreren Kampagnen gesammelt. Durch das oft geringe Probenvolumen war die mögliche Anzahl an Analyseparametern begrenzt und konzentrierte sich auf die stabilen Isotope des Wassers und dessen spektrophotometrische Untersuchung, aus denen sich entsprechend des im vorherigen Kapitel vorgestellten Ansatzes DOC-Konzentrationen ableiten lassen.

Mit der räumlich aufgelösten Analyse von DOC-Konzentration und -Eigenschaften lassen sich Rückschlüsse auf deren Varianz und Einflussfaktoren erzielen. Die räumliche Analyse umfasst im gewählten Setup eine laterale (15 x 15 m Quadranten) und vertikale (Kuppen und Senken) Stratifizierung. Dadurch lassen sich die Kleinbereiche einerseits als unabhängige Systeme konzeptionalisieren, aus denen sich Einflussgrößen der DOC-Konzentration ableiten lassen. Andererseits lassen sich konnektive Situationen identifizieren, bei denen sich die Harmonisierung von DOC-Menge und -Eigenschaften zwischen den terrestrischen Pools und bis in die Fließgewässer verfolgen lässt.

Die DOC-Konzentrationen in den Messfeldern entsprachen den Bedingungen und der naturräumlichen Ausstattung mit höheren Konzentrationen nahe vermeintlicher DOC-Quellen im nassen und flachen, anmoorigen Bereich des höher gelegenen Abschnitts im organisch-geprägten Messfeld (Daten nicht gezeigt). Die DOC-Mobilisierung als Austausch zwischen Kleinbereichen im Boden wird durch das freie Bodenwasser gesteuert. Während der Vegetationsperiode (Juni bis Oktober) konnten wir feststellen, dass mit steigender Bodenfeuchte die DOC-Konzentration an den Standorten tendenziell zunimmt (Abbildung 37). Dieser Trend war in beiden Horizonten des organisch-geprägten Standorts nachweisbar ($p < 0.05$). Am mineralisch-geprägten Standort zeigte sich, dass sich mit den Saugkerzen seltener freies Bodenwasser entnehmen ließ. Bei einer Clusterung der Beobachtungen in Temperaturklassen lässt sich kein entsprechender Trend feststellen (Daten nicht gezeigt). Bei feuchteren Bedingungen nahm die Anzahl an Entnahmepunkten mit freiem Bodenwasser an beiden Messfeldern nicht zu, sondern die gleichen Standorte lieferten nun höhere Volumina und DOC-Konzentrationen.

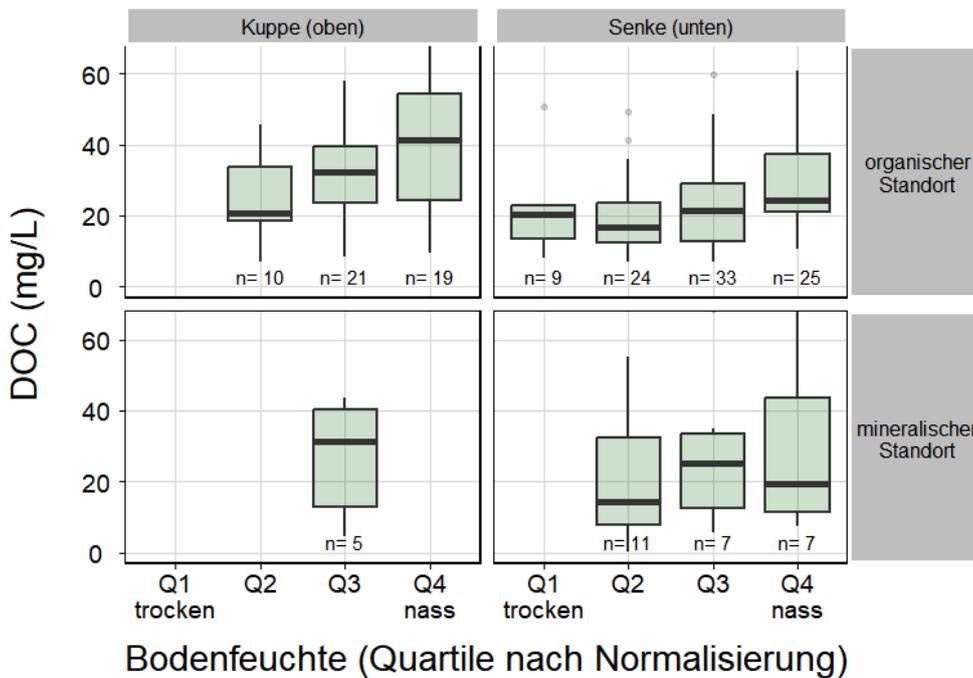


Abbildung 37: DOC-Konzentration in der Bodenlösung an den beiden bodenhydrologischen Messfeldstandorten. Die Daten sind innerhalb eines Messfelds und Horizonts anhand der in y-Richtung ermittelten Bodenfeuchte nach Quartilen geclustert. Automatisierte Bodenfeuchtemessungen sind standortspezifisch, daher wurden Datensätze jedes Loggers vorerst normalisiert. Box-Whisker-Plots (Kästen entsprechen Quartile 2 und 3, Linien den Quartilen 1 und 4) wurden nur gezeigt, wenn mindestens 5 Messwerte im jeweiligen Feuchtebereich vorhanden waren.

Diese Verteilungsmuster geben Hinweise auf die DOC-Produktionsmechanismen. Die mit der Bodenfeuchte ansteigende DOC-Menge spricht für einen lateralen Homogenisierungsvorgang – bei höherer Feuchte und damit besserer Konnektivität verbinden sich die kleinräumigen DOC-Pools, auch solche mit überproportional hoher DOC-Produktion. Dadurch entstehen größere Vorräte an freiem Bodenwasser mit höheren DOC-Konzentrationen.

5.2.3.3 Gekoppelte Betrachtung von DOC in Boden und Bach

Die zeitgleiche Untersuchung von Boden- und Abflusswasser lässt sich nutzen, um Muster in der terrestrisch-aquatischen Kopplung zwischen Boden und Bach zu erkennen. Nach Verdichtung der Daten aus mehreren Probenahmekampagnen zeigt sich, dass eine enge Kopplung von Boden- und Abflusswasser im Hinblick auf DOC-Konzentration insbesondere in den Bereichen der Messfelder auftritt, die nahe am Oberflächengewässer liegen (Abbildung 38). In diesen Quadranten finden sich häufiger nur geringe mittlere Abweichungen der DOC-Konzentrationen zwischen Boden und Bach (ΔDOC). Diese Beobachtung ist am organischen Standort ausgeprägter als am mineralischen. In letzterem grenzen an vom Bach durchflossene Bereiche auch direkt an vergleichsweise DOC-reiche Bereiche. Im organischen Messfeld scheint dagegen die Kopplung zwischen Bach und Boden auch über längere Distanzen zu bestehen. Im mineralischen Messfeld spielt womöglich im Bereich des Quadranten 7A eintretendes Hangwasser eine Rolle für die Abflussbildung von vergleichsweise DOC-armen Oberflächenwasser (Abbildung 38).

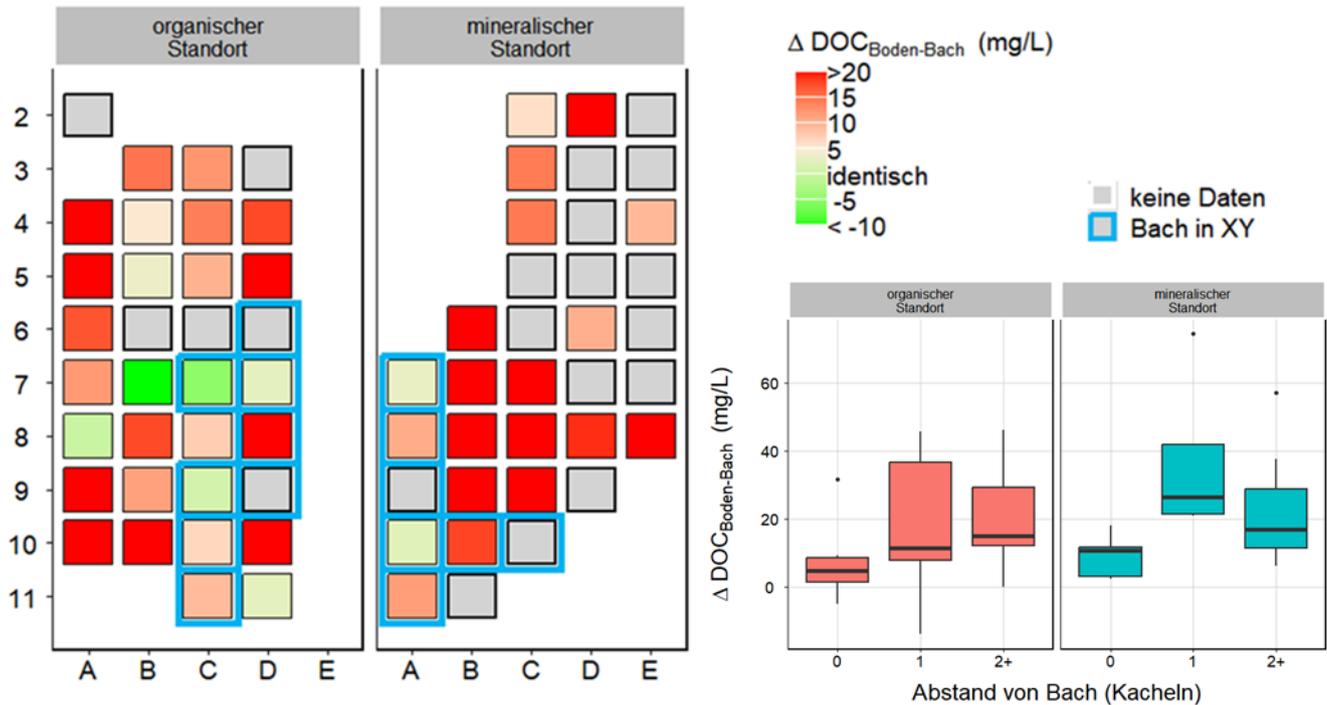


Abbildung 38: Messfelder am organischen und mineralischen Standort (links). Kacheln zeigen die durchschnittliche Abweichung der DOC-Konzentration von der jeweils zeitgleich gemessenen Konzentration im Abflusswasser beim Messfeldauslass (links MF1: 11C, rechts MF2: 11A). Daten aus 6 während der Vegetationsperiode erfolgten Messkampagnen von Kuppen und Senken der jeweiligen Zelle wurden zusammengeführt. Die Kachelfarbe entspricht dem Mittelwert der der Abweichung (in mg L^{-1}). Blaue Umrandungen zeigen Zellen, in denen üblicherweise das fließende Wasser im Bachbett zu finden ist. (Rechts: Verteilung der DOC-Konzentrationsdifferenzen in Abhängigkeit des Abstands vom Bach (nächste Kachel mit Oberflächengewässer)).

Neben der Entfernung können auch andere Systemeigenschaften die Kopplung zwischen Boden und Bach beeinflussen. Am organisch-geprägten Messfeld zeigte sich, dass Bodenlösungen sowohl höhere als auch niedrigere DOC-Konzentrationen als der Bach besitzen können. Unter feuchteren Bedingungen zeigte sich eine relative Anreicherung innerhalb des Bodens, die erst mit abnehmender Feuchte zur Konzentrationshomogenisierung führt (Abbildung 39, links). Demgegenüber zeigte sich mit Blick auf die Bodentemperaturen, dass gekoppelte Situationen in den wärmeren Sommermonaten häufiger werden (Abbildung 39, rechts). Am mineralischen Standort zeigten sich ähnliche Tendenzen, jedoch hat das Oberflächenwasser eine insgesamt niedrigere Konzentration - ein Hinweis darauf, dass dieses Wasser entweder aus einer Quelle jenseits des Messfelds kommt, oder das Bodenwasser erst nach DOC-reduzierender Mineralbodenpassage in das Oberflächenwasser eintritt. Insgesamt stützen diese Daten die These, dass Feuchtigkeit und Jahreszeit für unterschiedliche DOM-Dynamiken in Boden- und Abflusswasser sorgen, aber während warmer Phasen mit mittlerer Feuchte (nach abgeklungenen Niederschlagsspitzen) der Bach die Situation in der Bodenlösung am ehesten repräsentiert.

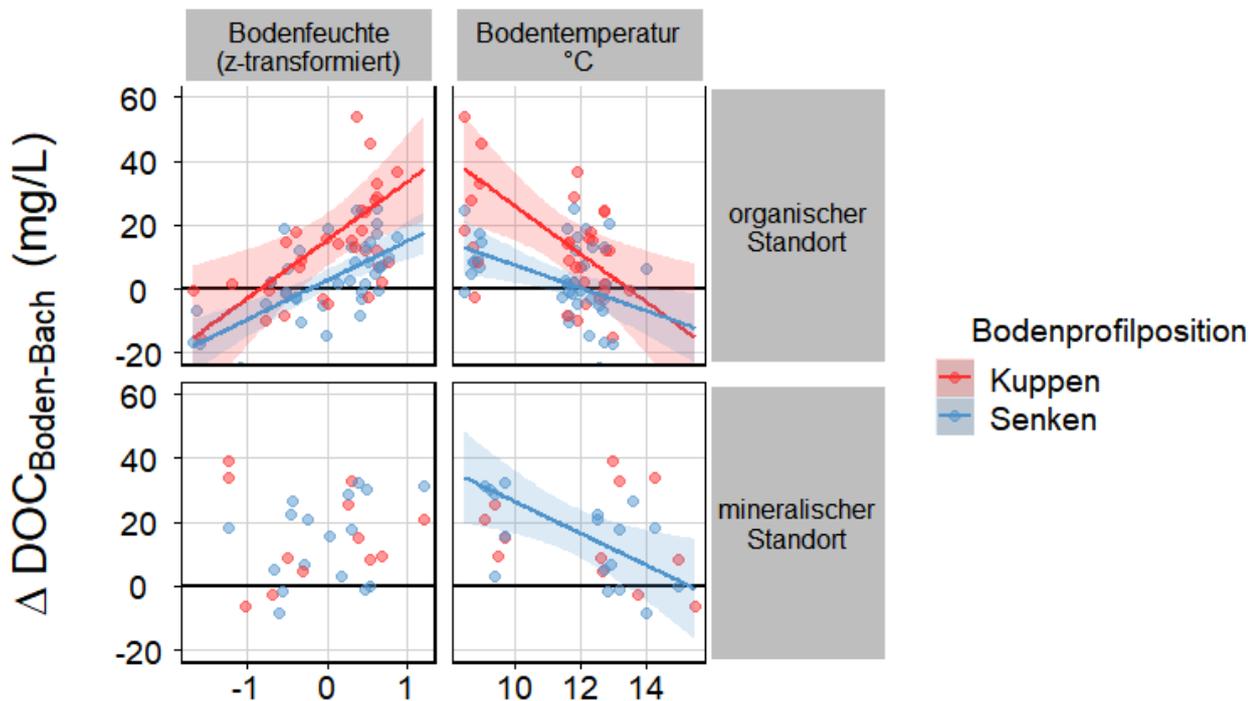


Abbildung 39: Abweichung der DOC-Konzentration in zeitgleich gemessenem Fließ- und Bodenwasser in den Messfeldern in Abhängigkeit der aktuellen Bodenfeuchte (links) und Temperatur (rechts). Bodenfeuchte und Temperatur wurden entlang eines Hanggradienten in beiden Messfeldern mit Loggern erhoben, entlang der y-Richtung als homogen angesehen und zu Tagesmittelwerten zusammengefasst. Bodenfeuchte wurde je Logger normalisiert und als Abweichung vom jeweiligen Mittelwert (z-Transformation) ausgedrückt. Die schwarze horizontale Linie ($y=0$) zeigt die Konzentrationsidentität von Boden- und Fließwasser.

Das als Kopplung interpretierte Muster der Boden-Bach Differenzen (Abbildung 39) kann auch entstehen, wenn diese beiden Systeme isoliert voneinander produzieren und transportieren. Möglich ist daher ebenso, dass die Episoden der Konzentrationsangleichung durch die sommerliche Aufkonzentration des Bachwassers getrieben sind. Demgegenüber stehen Untersuchungen der DOM-Zusammensetzungen in Bodenlösung und Bachwasser (Abbildung 40): Anhand der spezifischen UV-Absorption, ist zu sehen, dass frei im Bachwasser vorliegende DOM ärmer an aromatischen Verbindungen ist. In der Bodenlösung scheint DOM weniger stark von diesen Verbindungen geprägt, die auch vergleichsweise gut an mineralische (z.B. Oxide) Oberflächen in der Bodenmatrix adsorbieren. Die vergleichbare chemische Signatur während des Sommers (Juli/August, organisches Messfeld) lässt jedoch darauf schließen, dass zu diesem Zeitpunkt eine Homogenisierung im Hinblick auf Menge und Zusammensetzung zwischen den Wässern eingetreten ist. Sie legt daher die episodische hydrologische Konnektivität in diesem Messfeld nahe und zeigt, wann bodenbürtiger DOC abflusswirksam wird.

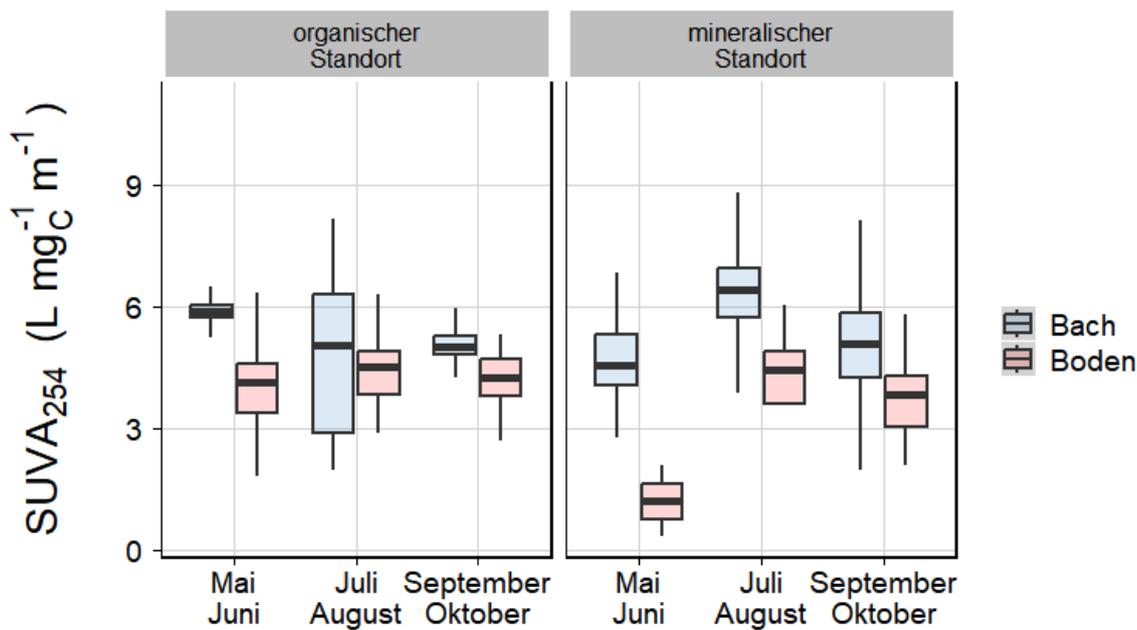


Abbildung 40: Spezifische UV-Absorption bei 254 nm (SUVA₂₅₄) des DOC in jeweils Boden- (hellrot) und Bachwasser (blau). Kastendiagramme zeigen Verteilungen der SUVA₂₅₄ in Zweimonatsintervallen (Kasten umfasst, Quartile 2 und 3; Linie zeigt Mediane). Verteilungen in Boden- und Bachwasser sind zu jeweils allen Zeitpunkten, bis auf Juli/August am organischen Standort, signifikant unterschiedlich.

5.2.4 Beregnungsexperimente im Freiland zur ereignisbezogenen bodenhydrologischen Dynamik

Die jeweils zwei Beregnungsexperimente an den beiden Messfeldern wurden im Juni 2022 durchgeführt. Das jeweils erste Experiment erfolgte mit hohen Wassermengen auf trockene Vorbedingungen, das zweite ca. 36 h später auf einen entsprechend feuchten Ausgangszustand (siehe Abbildung 17 und Abbildung 18 für den experimentellen Aufbau). Insgesamt wurden bei allen Experimenten Wasserdurchbrüche in einzelnen Sektionen der Trenches beobachtet (Tabelle 11). An beiden Standorten zeigten sich präferenzielle Fließpfade dadurch, dass nur einzelne Bereiche hydrologisch konnektiv wurden. Während am organisch geprägten Messfeld 1 oberflächennahe Sektionen einen großen Anteil am Drainagewasser haben (ca. 35 % bei beiden Experimenten), wurde am mineralisch geprägten Messfeld 2 kein Wasser aus oberflächennahen Strukturen aufgefangen. Auch die Wiederfindungsrate des Beregnungswassers war in beiden Messfeldern sehr unterschiedlich. Während innerhalb von ca. 6h nach der Beregnung an Messfeld 1 bei beiden Experimenten ca. 12 % im Trench aufgefangen wurden, gab es an Messfeld 2 nur einen sehr geringen Anstieg des Basisabflusses aus der Mittellage, welcher ca. 1,6 % und 4 % Wiederfindung in beiden Experimenten entspricht.

Tabelle 11: Übersicht über Beregnungsmenge, Wiederfindungsraten und Reaktionszeiten am Trench bei den Beregnungsexperimenten (Ex) an den Messfeldern (MF)

Experiment	MF1 Ex1	MF1 Ex2	MF2 Ex1	MF2 Ex2
Beregnungsmenge und -zeit	4 m ³ , 5 h	2 m ³ , 2 h	5 m ³ , 5 h	2 m ³ , 2 h
Wiederfindung	470 L (12 %)	265 L (13 %)	78 L (1,6 %)	80 L (4 %)
Reaktion nach	3 m ³ , 4 h	2 m ³ , 2 h	4 m ³ , 4 h	2 m ³ , 2,5 h

Beim Verlauf der ersten Beregnung an Messfeld 1 gab es zunächst keine Reaktion im Trench. Erst nach ca. 4 h bzw. 3 m³ Beregnung wurde in den unteren Sektionen B8 und B9 und etwas verzögert auch in den darüberliegenden Sektionen G3 und G4 Wasser aufgefangen (Abbildung 41). Während diese oberflächennahen Fließpfade bereits nach ca. 2 h wieder abfielen, hielten die tieferen Fließpfade ca. 4 h an. Dabei ist zu beachten, dass eine Reaktion in den unteren Sektionen (B8 und B9) eher auf den imperfekten Abschluss der eingebrachten Rinnen zurückzuführen ist. Dort wurden Raten von ca. 85 l h⁻¹ beobachtet. In den oberen Sektionen lag die maximale Rate bei ca. 60 l h⁻¹. Die Signatur der stabilen Isotope deutet darauf hin, dass bereits nach ca. 1 h Drainage fast ausschließlich Beregnungswasser ausgetragen wurde.

Ein schneller Transport im mineralischen Unterboden wurde nicht beobachtet. Ganz im Gegenteil hat die Situation im Trench die ausgesprochen eingeschränkte Wasserleitfähigkeit des mineralischen Untergrunds bestätigt, was durch eine weiter fortschreitende Drainage in den Trench über Nacht deutlich wurde, dessen Volumen hier unterschätzt wurde.

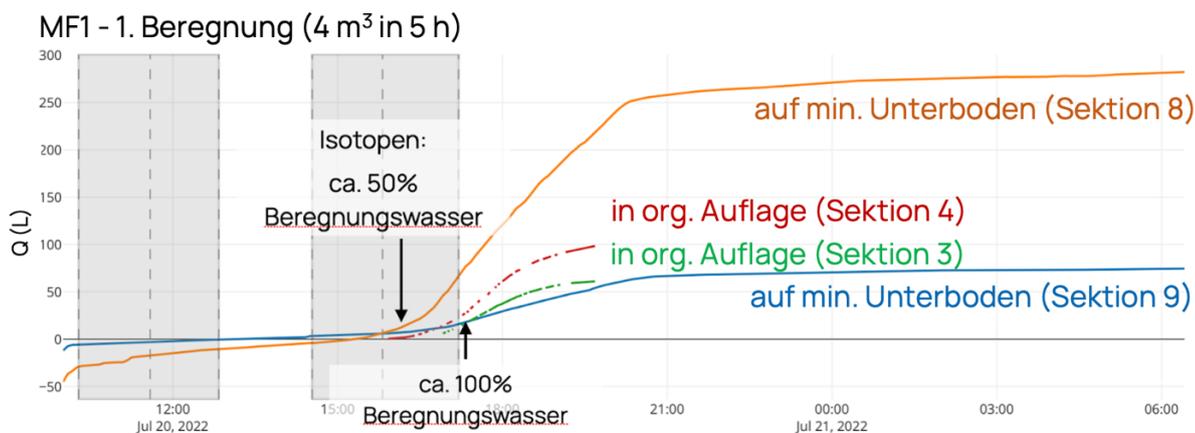


Abbildung 41: Messfeld 1, 1. Beregnung (graue Blöcke) und Reaktion (in den verschiedenen Sektionen) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter)

Bei der zweiten Beregnung am Messfeld 1 zeigte sich nach 2 m³ bzw. 2 h Beregnung eine Reaktion in den bereits im ersten Experiment angesprochenen Sektionen (Abbildung 42). Die Reaktion zeigte sich trotz geringer Beregnungsmenge sehr viel direkter und nahezu gleichzeitig in allen vier Sektionen. Auch wenn der Anteil des wiedergefundenen Wassers fast gleich war, haben sich die relativen Verhältnisse verändert. Der schnelle Pfad an Sektion 9 weist einen konvexen Verlauf auf, welcher anders als im 1. Experiment auf abnehmende Flussraten wie in 3 und 4 hinweist.

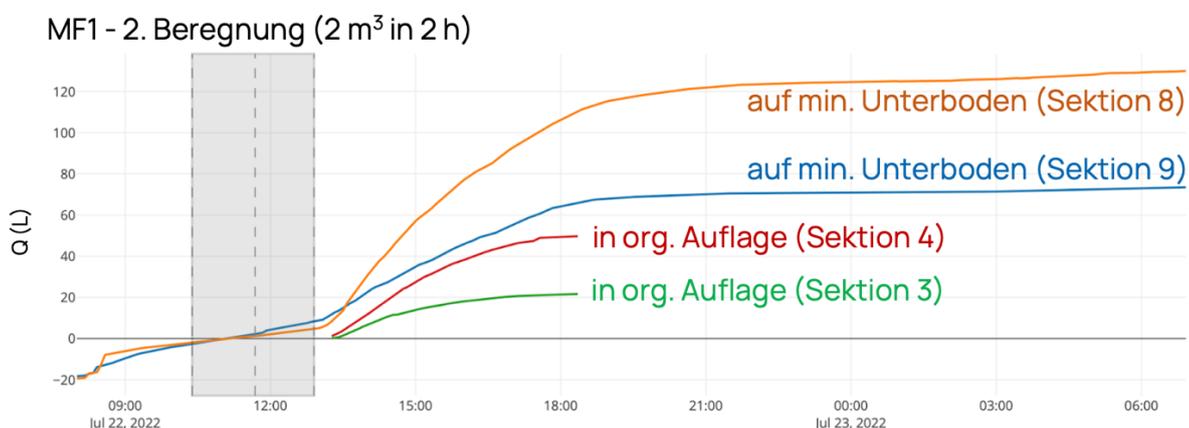


Abbildung 42: Messfeld 1, 2. Beregnung (graue Blöcke) und Reaktion (in den verschiedenen Sektionen) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter)

An Messfeld 2 war die Situation in Folge der Beregnung sehr unterschiedlich. Im ersten Experiment konnte selbst nach 4 m³ Beregnung noch kein Durchbruch registriert werden. Erst die nachträgliche Auswertung der Fließraten an der Hangschuttdecke zeigte, dass sich diese genau dann deutlich erhöht hatten (Abbildung 43, orange Linie). Die anderen Sektionen blieben unverändert. Daraus ergab sich eine Wiederfindungsrate von ca. 1,6 %.

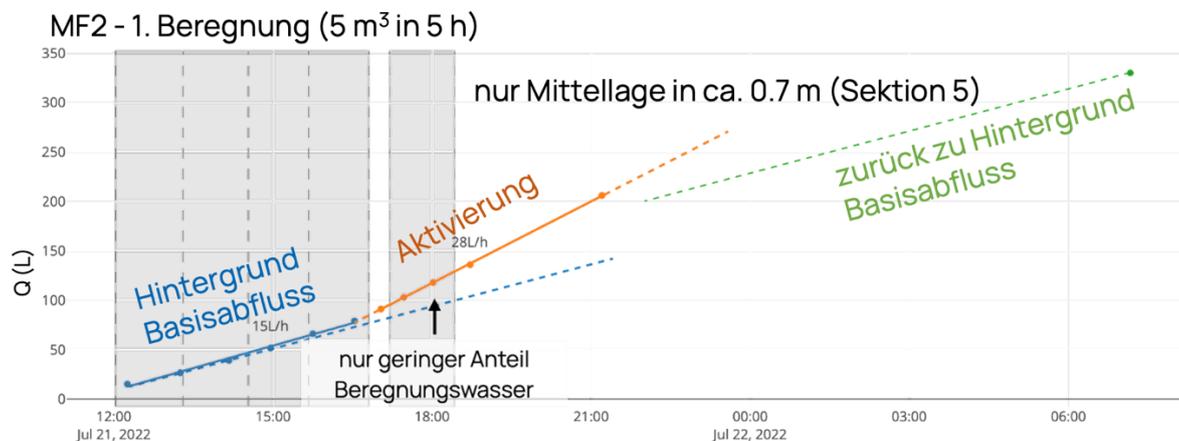


Abbildung 43: Messfeld 2, Experiment 1 (graue Blöcke) und Reaktion (in Sektion 5) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter) mit Hintergunddrainage

Bei der zweiten Beregnung reagierten die Sektionen 5 und 6 und entsprechend die angeschnittenen Hangschuttdecken in ca. 70-80 cm Tiefe (Abbildung 44). Die registrierte Hintergund-Drainage war nahezu identisch mit der des 1. Experiments. Der zusätzliche Anstieg sowie die Dauer des erhöhten Abflusses in Sektion 5 entsprachen in etwa dem des 1. Experiments (ca. 75 L). Sektion 6 reagierte nur in sehr geringem Umfang mit ca. 5 L. Allerdings fanden wir hier nun eine sehr ähnliche Reaktionszeit wie am Messfeld 1. Nur die drainierte Wassermenge blieb ausgesprochen gering. Die ähnlich schnelle Reaktionszeit im zweiten Experiment spricht für die Fill-and-Spill Hypothese, da für die Passage im Untergrund gefüllte Pools für die schnelle Abflussbildung sorgen. Gleichzeitig kann eine hydrostatische Situation ausgeschlossen werden, da ein zusammenhängender Grundwasserkörper sehr viel schneller reagiert hätte.

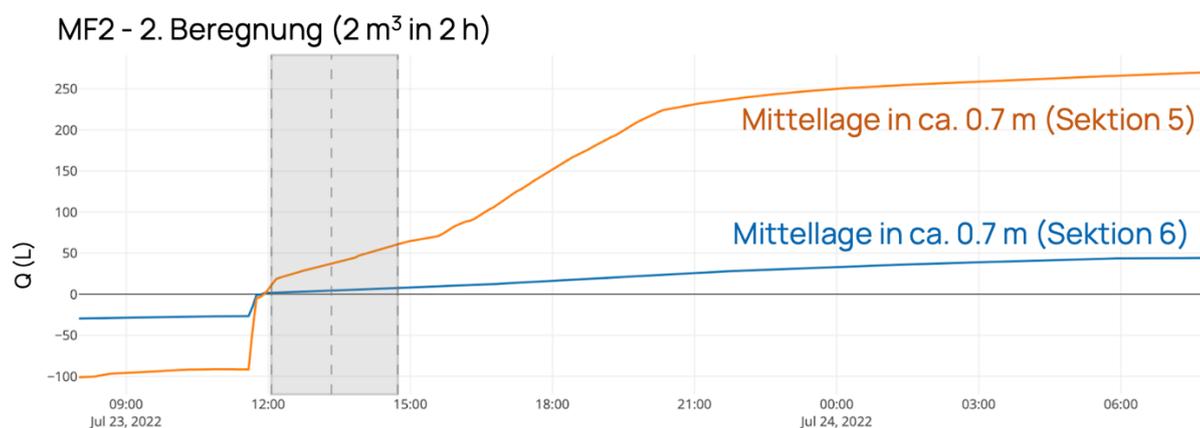


Abbildung 44: Messfeld 2, Experiment 2 (graue Blöcke) und Reaktion (in Sektionen 5 und 6) als kumulierte aufgefangene Drainage (Liter) mit Hintergunddrainage

Die hydrologischen Ergebnisse der Beregnungsexperimente zeigen deutlich, wie unterschiedlich die Abflussbildungsdynamik auf den beiden Flächen ist. Während mit der Beregnung die oberflächennahe Bodenfeuchte sehr schnell auf ihr Maximum anstieg, haben wir eine deutlich verzögerte Reaktion der Abflussbildung beobachtet. Vieles spricht dafür, dass in beiden Flächen ein deutlicher Retentionsraum zur Verfügung steht, jedoch die organischen Oberböden einen geringeren Wasserrückhalt bieten und eine schnellere Reaktion der sich verbindenden Fließbahnen im flachen Untergrund zeigen. Die mineralischen Böden an Messfeld 2 haben einen sehr viel größeren Retentionsraum und zeigten keinen schnellen lateralen Transport im Oberboden. Wie im Erzgebirge häufig zu finden, ist die Abflussdynamik also von einer mineralischen Passage und dem Anschluss an die Schotterdecken der Mittellage geprägt.

5.2.5 Geophysikalische Erkundung der aktivierten Fließpfade während der Beregnungsexperimente

Die Bodenwasserdynamik im Untergrund der Transferbereiche der Beregnungsexperimente wurde mittels zeitabhängiger Bodenradarmessungen (time-lapse ground penetrating radar (GPR) mit 500 MHz Antennen) untersucht. Durch die hohe zeitliche Auflösung der Wiederholungsmessungen entlang der Profillinien und die Berechnung eines Ähnlichkeitsattributs (Structural Similarity Attribute, SSA) als qualitatives Maß für Änderung durch das Bodenwasser (Allroggen et al. 2016, Jackisch et al. 2017), konnte die Aktivierung von präferenziellen Fließpfaden im Boden detektiert und visualisiert werden. Hohe Ähnlichkeit (+1) bedeutet keine Änderung, geringe Ähnlichkeit (-1) bedeutet starke Änderung des Radargramms im Vergleich zur Ausgangssituation.

Für beide Messfelder gibt es somit jeweils zwei Datenwürfel (nahe der Beregnungsfläche und nahe des Grabens), bei denen die Raumachsen durch die Profillinie quer zum Hang und die Tiefe aufgespannt werden und die Zeit die dritte Achse bildet. Die Tiefe wird über die Laufzeit der elektromagnetischen Welle abgeschätzt.

Für Messfeld 1 (Abbildung 45 und Abbildung 46) wird deutlich, dass einzelne Fließpfade für den lateralen Durchbruch des Beregnungswassers zum Trench verantwortlich sind. Während direkt an der Beregnungsfläche bereits nach ca. 2 h sehr viele Fließpfade angeschoben wurden (Abbildung 45), ändert sich das Bild bei zunehmender Entfernung, wo nur noch einzelne Pfade nach etwa 300 min konnektiv wurden (Abbildung 46). Hier wird auch deutlich, dass besonders aktive Pfade, auch im zweiten Experiment persistieren und kaum neue Fließwege hinzukamen. In Messfeld 1 fand der überwiegende Teil der Abflussbildung in oberflächennahen Strukturen bis ca. 40 cm Tiefe statt. Nur vereinzelt wurden tiefere Fließpfade detektiert.

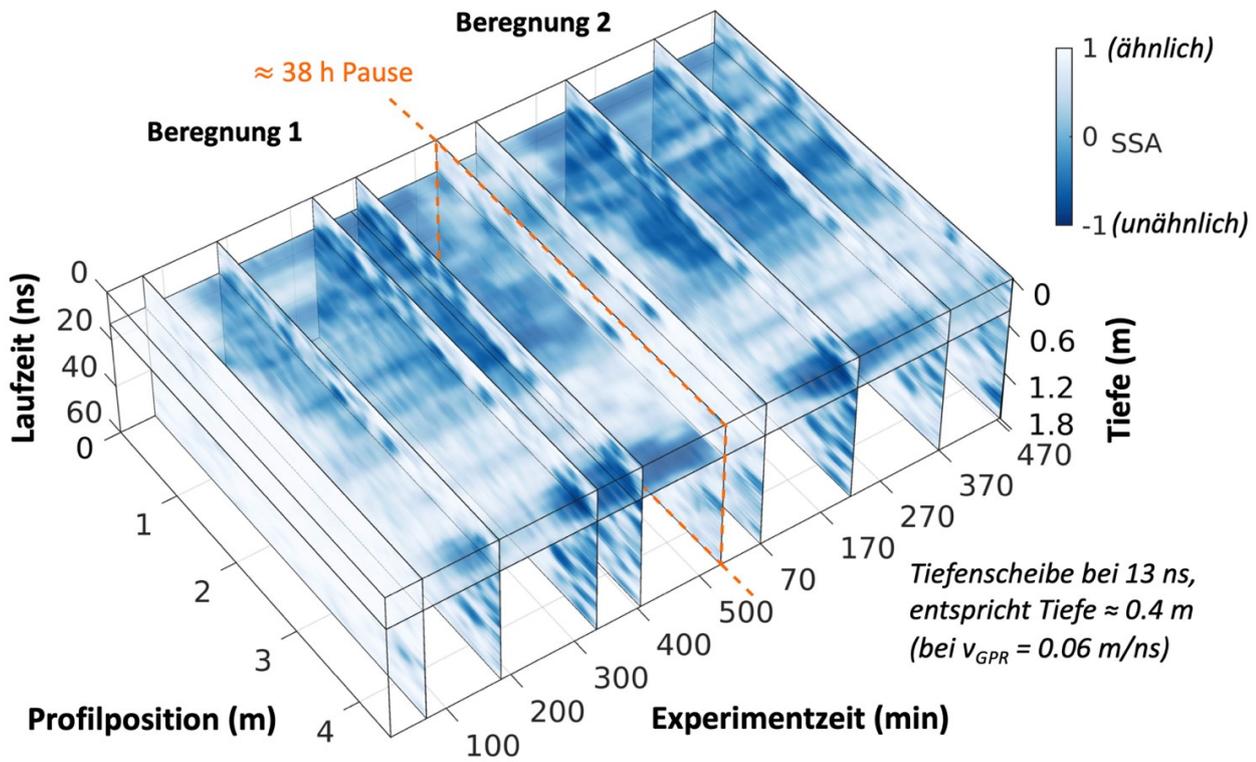


Abbildung 45: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe der Berechnungsfläche, Messfeld 1. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.

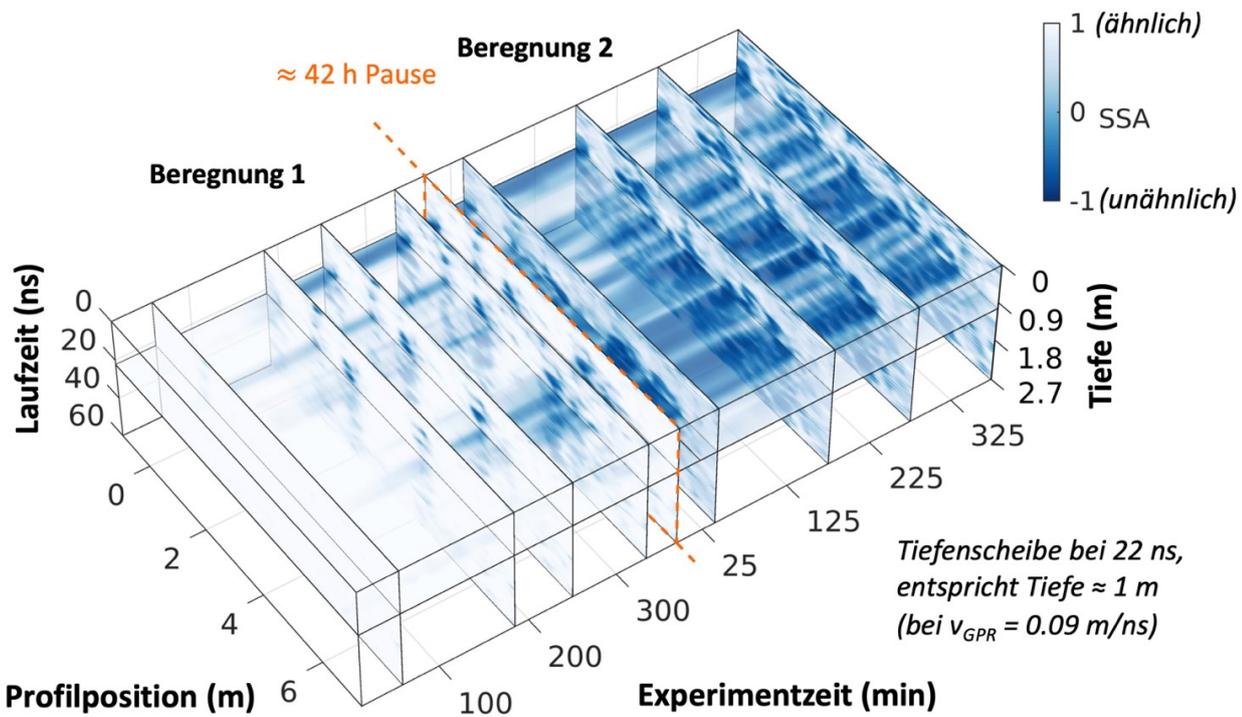


Abbildung 47: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe der Beregnungsfläche, Messfeld 2. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.

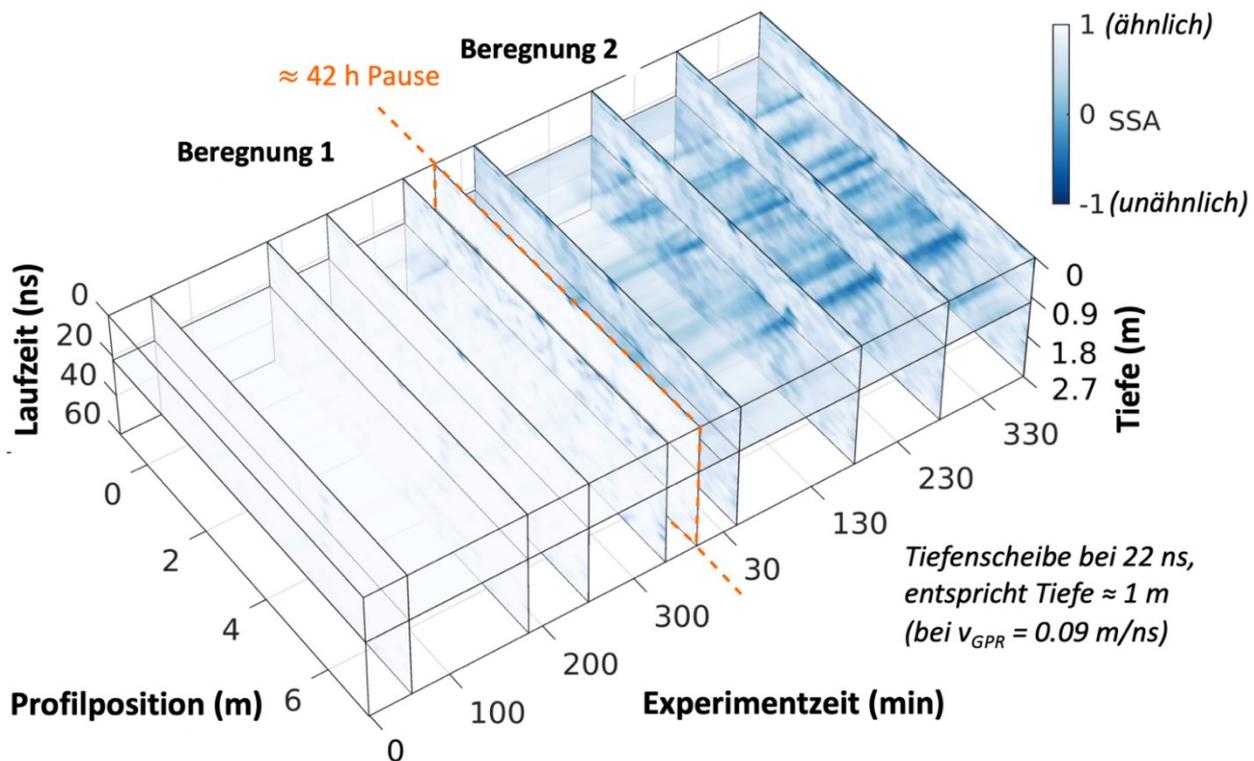


Abbildung 48: Ähnlichkeitsattribut (SSA) der zeitabhängigen Georadarmessungen im Profil nahe des Grabens, Messfeld 2. Niedrige Ähnlichkeit (blau) weist auf Änderungen im Radargramm durch Wasser hin. Zeitscheiben und Tiefenscheibe sind exemplarisch zur Visualisierung des Datenwürfels.

5.2.6 Beregnungsexperimente: Isotopen- und Kohlenstofftransport

Zusammenfassend wurde Bodenwasser während der Beregnungsexperimente aus dem Oberboden (oberer Horizont) und Unterboden (unterer Horizont) aufgefangen und beprobt (siehe Abbildungen in Kapitel 4.1.2.2). Abbildung 49 zeigt die Konzentrationsverläufe des DOC und des Anteils an Deuterium in der oben gelegenen (hellrot) und in tieferen Sektionen (dunkelrot). Gefüllte Punkte geben den Mittelwert von gleichzeitig gemessenen Stellen entlang des Trenches an. Das Beregnungswasser ist als Referenz (blau) angegeben.

Auch hier wird der Kontrast zwischen den Messfeldern deutlich. Zudem verhielten sich beide "Tracer" (DOC und $\delta^{2}\text{H}$) sehr ähnlich. In Messfeld 1 hatte abfließendes Wasser vor allem in den oberen, organischen Bodenhorizonten gegenüber dem Beregnungswasser (blau) erhöhte DOC-Konzentrationen. Es waren Konzentrationsspitzen jenseits der Konzentrationen des Beregnungswassers (für DOC und $\delta^{2}\text{H}$) zu verzeichnen. Besonders bei der ersten Beregnung auf trockene Vorbedingungen wurden offenbar vorhandene, DOC-beladene Pools im Untergrund (mit leichterer $\delta^{2}\text{H}$ Signatur aus vorangegangenen Regenerignissen) mobilisiert. Im Verlauf der zweiten Beregnung näherte sich die Konzentration der des Beregnungswassers an, was für eine entsprechende Verdünnung spricht. Mechanistisch lässt sich diese Dynamik mit unterschiedlich intensiven, weil schnellen DOC-Beladungspassagen, Entkopplung von Beladungs- und Transporthorizonten im Versickerungsbereich oder Erschöpfung von DOC Rückhaltekapazitäten interpretieren.

In Messfeld 2 war insgesamt eine sehr geringe Dynamik zu erkennen. Anfänglich schienen die leicht erhöhten Hintergrundkonzentrationen abzunehmen, wobei hier insbesondere vor dem Hintergrund der Georadardaten eine initiale Kontamination oder altes Ereigniswasser nicht ausgeschlossen werden können. Dann bleiben beiden Konzentrationen auf niedrigem Niveau und stiegen geringfügig ganz am Ende nach 18 h nach Beregnung 2 leicht an. Hier könnte sich ein ähnlicher Effekt wie an Messfeld 1 auf deutlich niedrigerem Niveau andeuten.

Die Experimente haben somit eine zentrale Basis zur Präzisierung der Prozesshypothesen gelegt: Die Fill-and-Spill Hypothese kann die Prozesse grundsätzlich erklären. Da jedoch eine Vielzahl von unterirdischen Pools und Fließpfaden besteht und weil die Wiederfindungsraten bei der jeweils zweiten Beregnung nicht deutlich erhöht waren, scheinen die Pools und Fließpfade eher nicht idealtypisch abgedichtet, sondern teilweise "löchrig" zu sein. In zukünftigen Experimenten sollten diese Hypothesen direkt geprüft werden.

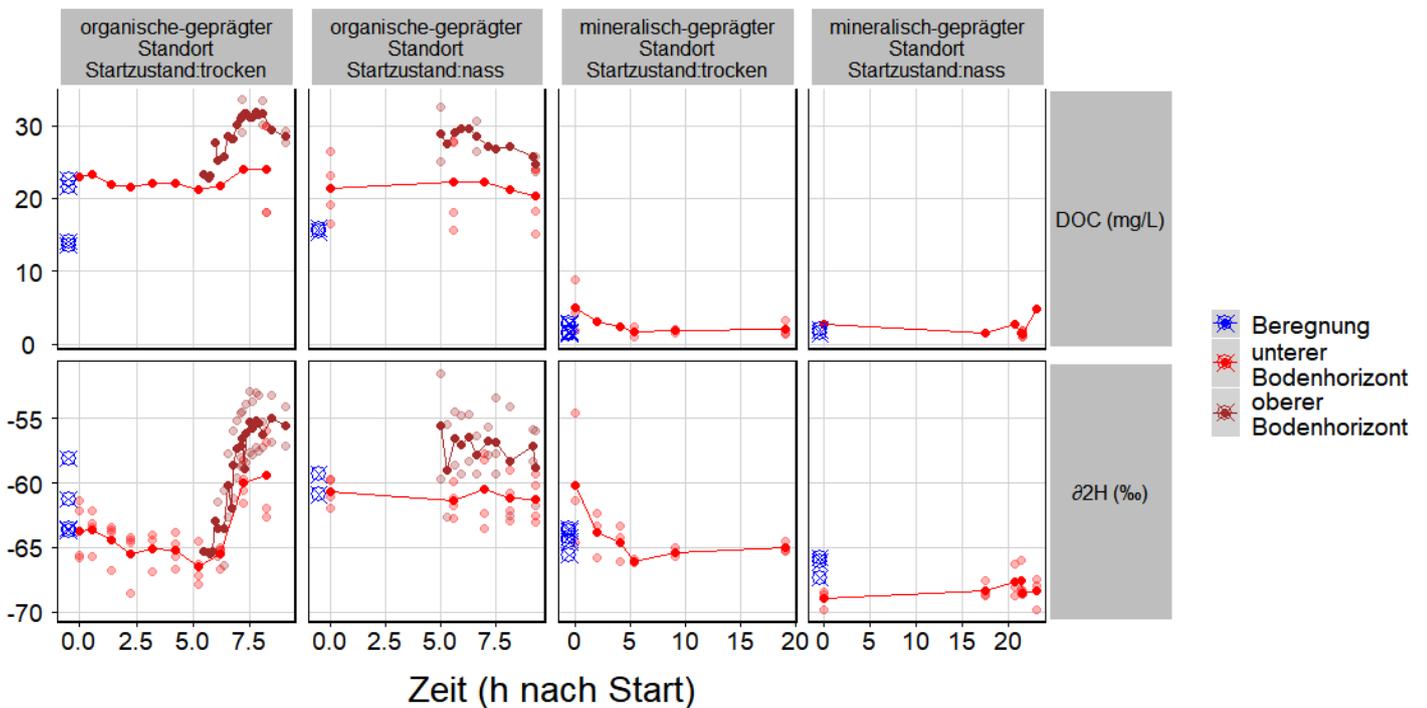


Abbildung 49: $\delta^2\text{H}$ (‰ ggü. VSMOW) und DOC Dynamik während und nach der künstlichen Beregnung im abfließenden Bodenwasser zweier Horizonte (Rottöne). Wasserproben, die an unterschiedlichen lateralen Positionen eines Horizonts aufgefangen wurden (transparente Symbole) sind als Mittelwerte zusammengefasst (rote Punkte und Linien). Zwei Experimente fanden jeweils nacheinander am organisch-geprägten und mineralisch-geprägten Messfeld statt. Blaue Punkte zeigen die DOC-Konzentration und $\delta^2\text{H}$ (‰) in den zur Beregnung verwendeten Wassercontainern.

5.3 Charakterisierung von Boden- und Bachwasser im Einzugsgebiet der Sosa

5.3.1 Charakterisierung des Bodenwasserhaushalts

Im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa zeigte sich der generell übliche Trend, dass der Oberboden eine höhere Variation in der Feuchtigkeit aufweist, als die darunter liegenden Bodenhorizonte (Abbildung 50). Über alle Bodenhorizonte hinweg, tritt nie der permanente Welkepunkt auf, womit den dort wachsenden Pflanzen immer Wasser zur Verfügung steht. Die Feldkapazität wurde häufiger bei den Podsolen überschritten, womit hier in über 50 % des Beobachtungszeitraums mehr Wasser im Boden gespeichert war, als er über seine Haltekapazität vorhalten kann. Diese Böden tragen damit vermutlich zu einer höheren Wasserspende bei, als die Braunerden. Bei den organischen Böden zeigte sich der steigende Einfluss mineralischer Bodenbestandteile mit der Tiefe am BM2. Während die torfgeprägten Horizonte über das gesamte Profil des BM1 und im Oberboden des BM2 eine sehr hohe Porosität und Wassergehalt (und damit eine hohe Wasserspeicherkapazität) aufweisen, fanden sich in den beiden tieferen, mineralisch geprägten Horizonten des BM2 geringere volumetrische Wassergehalte über den Beobachtungszeitraum hinweg. Eine deutliche Austrocknung im Untersuchungszeitraum war aber nicht zu erkennen.

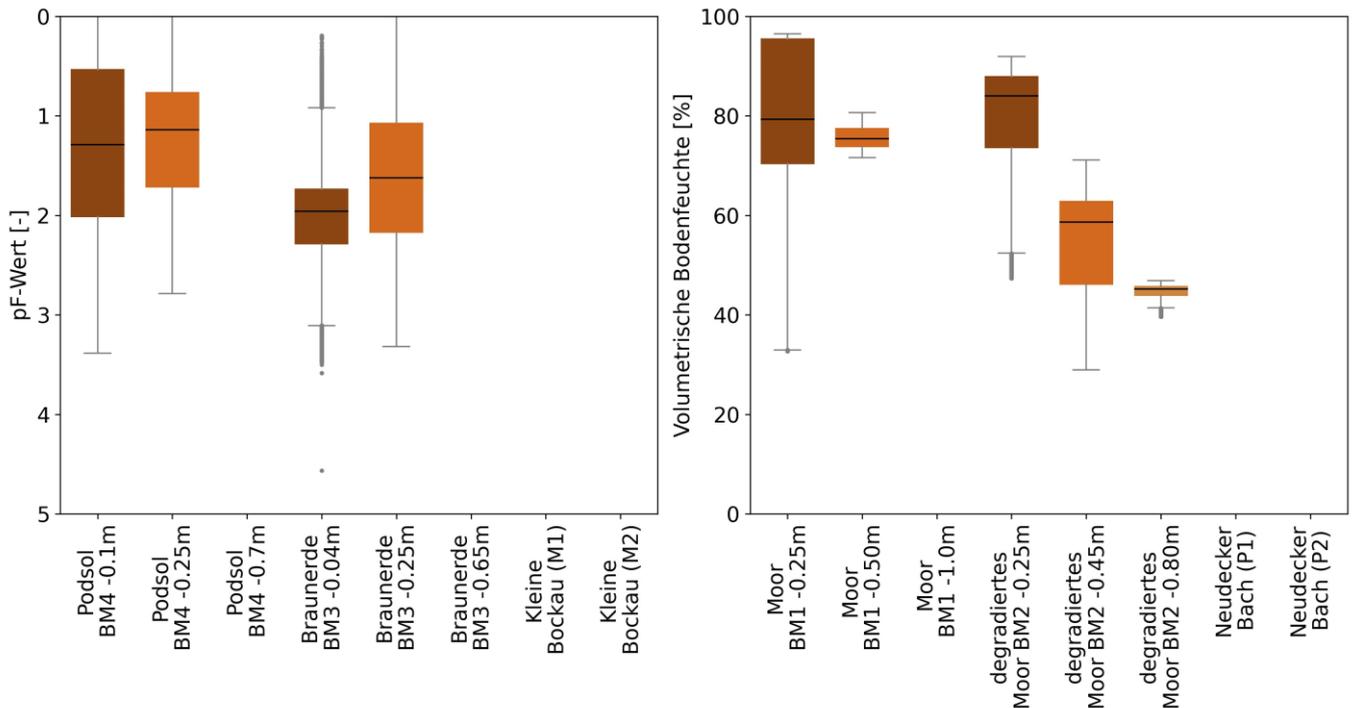


Abbildung 50: Boxplots der Saugspannung der mineralischer Standort BM3 und BM4 (Braunerde, Podsol) auf der linken, sowie des Wassergehalts der organischen Standorte BM1 und BM2 (Moor, degradiertes Moor) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen stündliche Messungen von Juli 2020 bis Februar 2023.

5.3.2 Geochemische Zusammensetzung des Boden- und Bachwassers: DOC- und DON-Konzentrationen u.a. Wasserqualitätsparameter

Die DOC-Konzentrationen waren erwartungsgemäß an allen Standorten in den obersten Bodenhorizonten am höchsten. Hier sind Saugplatten direkt unter der Humusaufgabe installiert und Konzentration von bis zu 800 mg C l⁻¹ ließen sich nachweisen (Abbildung 51). Mit zunehmender Bodentiefe sinken die DOC-Konzentrationen. Je tiefer die Horizonte liegen, desto höher ist der Rückgang der DOC-Konzentration, also die DOC-Retention. Am Moorstandort BM1 waren die DOC-Konzentrationen durchweg in allen Horizonten hoch und nahmen nicht mit der Tiefe ab. Hier zeigt sich, dass im Moor potenziell alle Tiefen an einer hohen DOC-Freisetzung beteiligt sein können. Im Boden des stark degradierten Moores (BM2, Moorgley) waren die DOC-Konzentrationen in der obersten Tiefe ähnlich hoch wie am Moorstandort des BM1, variieren aber noch deutlicher im Verlauf eines Jahres. Mit zunehmender Tiefe kam es im Moorgley zu einem deutlichen Rückgang der DOC-Konzentrationen. Hier zeigt sich der Einfluss mineralischer Bodenhorizonte, die auf diesem Standort bereits in einer Tiefe von 30 bis 40 cm anstehen. Ein Vergleich des Bodenwassers von BM3 und BM4 zeigt sehr deutlich den Einfluss der Podsolierungsdynamik mit wesentlich höheren DOC-Konzentrationen im Mineralboden des Podsols. Hier traten im oberen Mineralboden (Bh/Bs) z.T. ähnlich hohe DOC-Konzentrationen auf wie in der Humusaufgabe der Braunerde. Im Gegensatz fand in der Braunerde (BM3) der höchste Rückgang der DOC-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe statt, was auf die höchste DOC-Retention im Mineralboden der untersuchte Standorte hinweist.

Die mittleren DOC-Konzentrationen im Bachwasser der Kleinen Bockau lagen in einem ähnlichen Bereich wie die DOC-Konzentrationen im unteren Mineralboden der Braunerde und unterscheiden sich nicht, wenn der Unterlauf (M2) oder der kleine Seitenarm (M1) betrachtet werden (Abbildung 51). Die DOC-Konzentrationen im Neudecker Bach waren wesentlich höher (P1, P2) als in der Kleinen Bockau. Im Oberlauf

(P1), wo das Einzugsgebiet fast ausschließlich von organischen Nassstandorten geprägt ist, ähnelte die mittlere DOC-Konzentration im Bach den DOC-Konzentrationen in den organischen Horizonten von BM1 und BM2. Im Unterlauf des Neudecker Bachs waren die DOC-Konzentrationen wesentlich niedriger. Hier macht sich bereits ein zunehmender Einfluss der Mineralböden bemerkbar und die mittleren DOC-Konzentrationen lagen in einem ähnlichen Bereich wie im Bodenwasser des tiefen Mineralbodens von BM2. Allerdings kann auch ein DOC-Abbau mit zunehmender Fließstrecke zu den niedrigeren Konzentrationen am Unterlauf des Neudecker Bachs beitragen.

Beim Blick auf den gesamten gelösten Stickstoff (TN) wird ersichtlich, dass auch hier die höchsten Konzentrationen im Oberboden zu finden waren (Abbildung 52). Auch hier zeigte der Podsol im Vergleich höhere Konzentrationen als die Braunerde, welche im Mittel bei 4 mg N l^{-1} lagen, die kurzfristig aber auch mal bis zu 47 mg N l^{-1} ansteigen können. Ein Großteil des N aus dem Bodenwasser erreicht nicht den Bach und wie beim DOC waren die TN-Konzentrationen der Bäche denen des tiefen Mineralbodens ähnlich. Auffällig waren die wesentlich niedrigeren TN-Konzentrationen in den torfgeprägten Horizonten der Standorte BM1 und BM2 im Vergleich zu den N-reicheren Humusaufgaben der Waldstandorte.

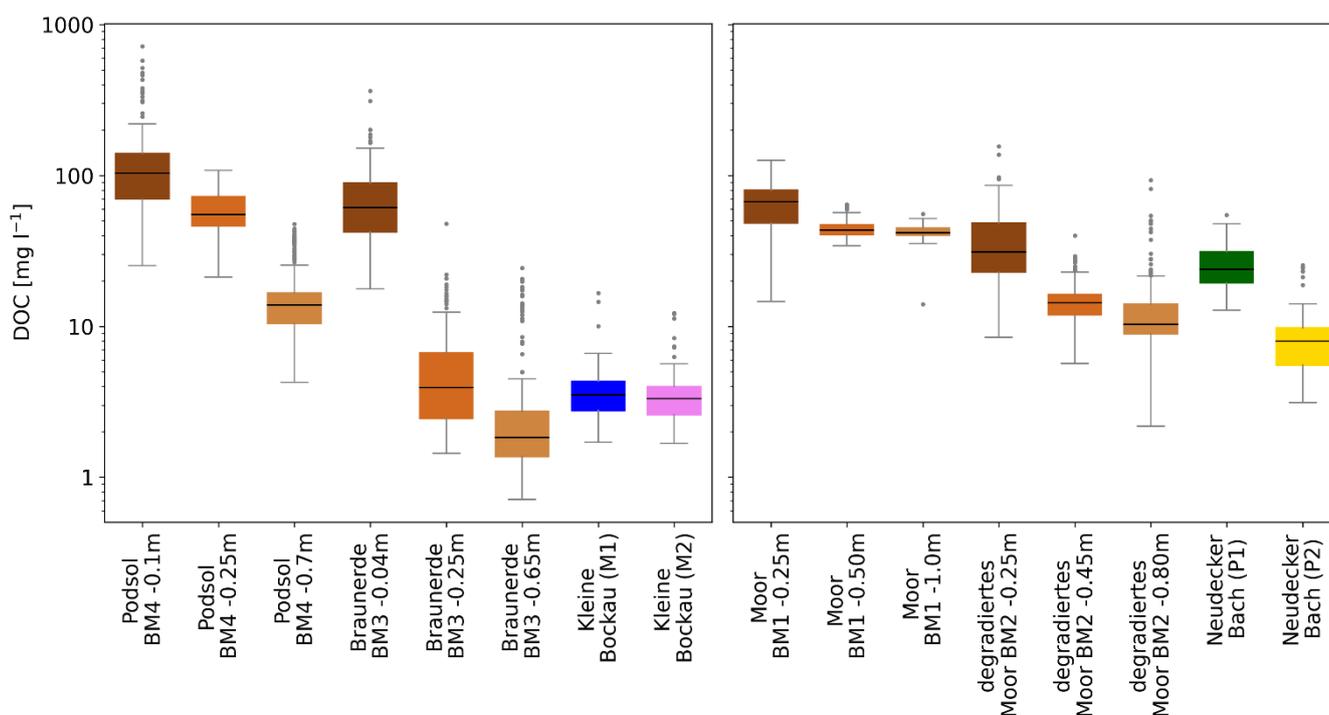


Abbildung 51: Boxplots der DOC-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

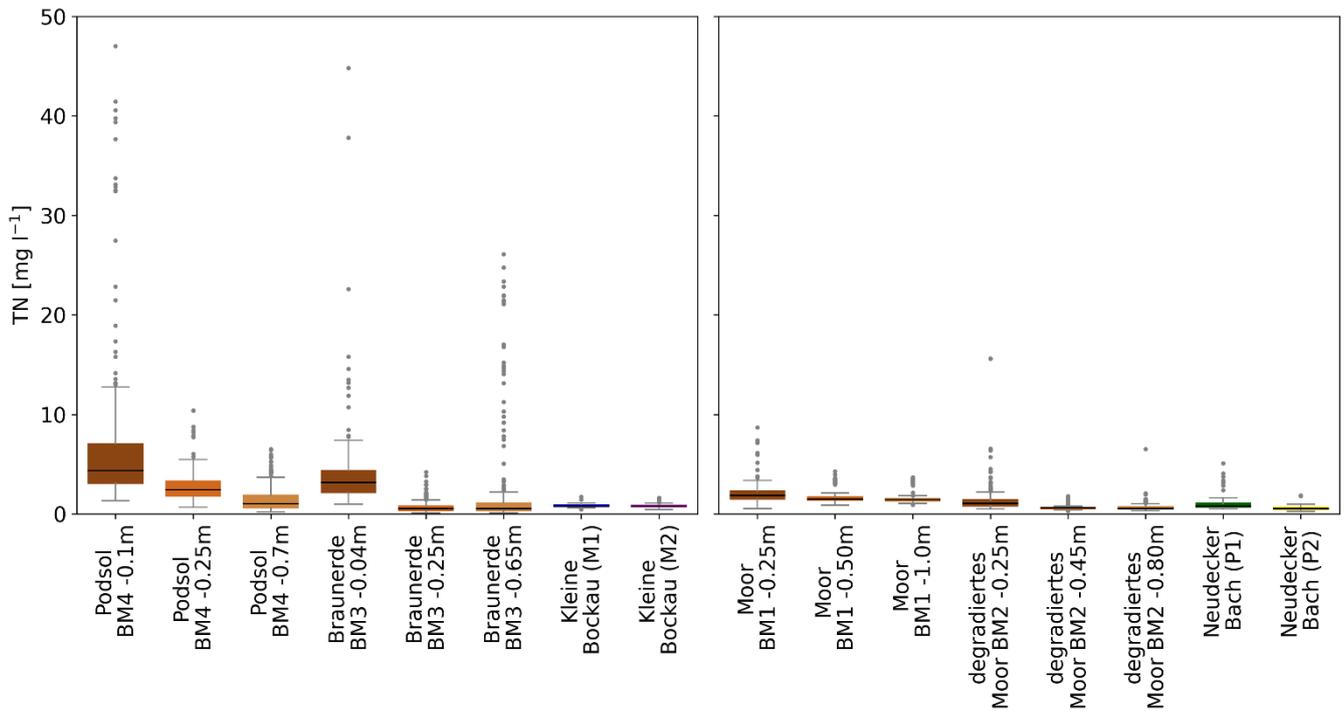


Abbildung 52: Boxplots der Konzentrationen des gesamten Stickstoffs (TN) als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zwei wöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

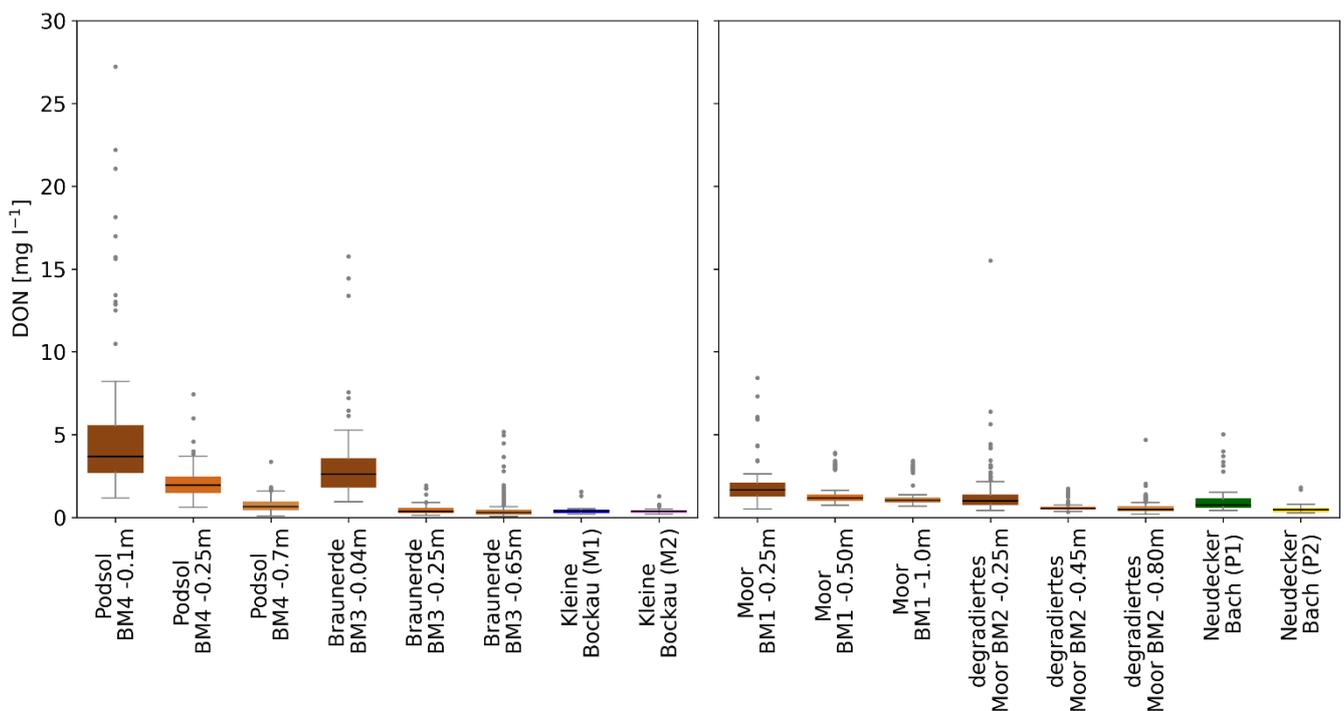


Abbildung 53: Boxplots der DON-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zwei wöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

Zieht man vom gesamten gelösten Stickstoff (TN) die mineralischen Anteile, d.h. NO_3^- , NH_4^+ und NO_2^- , ab, erhält man den gelösten organischen Stickstoff (dissolved organic nitrogen - DON, Abbildung 53). DON als der N-Anteil der gelösten organischen Substanz setzt sich zusammen aus Proteinen, Aminosäuren, Nukleinsäuren (RNS und DNS) und Exkreten (u.a. Harnstoff). Im Vergleich zu den TN-Daten zeigte sich, dass sich ein Großteil des Stickstoffs an allen Probenahmestandorten aus organischem Stickstoff zusammensetzt, d.h. der durch nasse und trockene Deposition eingetragene mineralische Stickstoff wurde zu einem Großteil an den Beprobungspunkten bereits biologisch umgesetzt. Auch fand keine Netto-N-Mineralisierung in den organischen Horizonten statt. Daraus lässt sich schließen, dass ein Großteil der N-Umsetzungsprozesse in der Humusaufgabe stattfindet. Hohe DON-Anteile am gesamten Stickstoff sind typisch für größtenteils natürliche Ökosysteme (Perakis und Hedin 2002). Wie beim DOC, fanden sich die höchsten DON-Konzentration unter der Humusaufgabe. Allerdings zeichneten sich die Torfhorizonte durch wesentlich niedrigere DON-Konzentrationen im Vergleich zu den Humusaufgaben aus.

Durch die Berechnung des Verhältnisses der DOC- und DON-Konzentration (DOC/DON, Abbildung 54), können Rückschlüsse auf die Herkunft der gelösten organischen Substanz geschlossen werden. Weite DOC/DON-Verhältnisse zeigen eine mehrheitlich pflanzenbürtige Zusammensetzung der DOM. Dies war charakteristisch für die Humusaufgaben der mineralischen Standorte BM3 und BM4 und die Torfhorizonte von BM1 und BM2. Am Hochmoor des BM1 wurden die DOC/DON-Verhältnisse mit zunehmender Tiefe geringfügig weiter, was auf einen leicht abnehmenden Anteil mikrobieller Verbindungen hinweisen könnte bzw. eine geringe Abnahme des Zersetzungsgrades des Torfes mit zunehmender Tiefe anzeigt. Ist das DOC/DON-Verhältnis eher eng wie im Mineralboden der beiden mineralischen Böden Podsol und Braunerde, lässt dies auf eine stärkere mikrobielle Veränderung sowie sorptive Fraktionierung schließen. Hier findet eine bevorzugte Adsorption von ligninbürtigen Verbindungen (weites C:N-Verhältnis) statt. Insgesamt deuten die engeren DOC/DON-Verhältnisse mit steigender Tiefe auf eine Zunahme des mikrobiellen Charakters der DOM hin. Im tiefen Mineralboden der Braunerde (BM3) wurde das engste DOC/DON-Verhältnis (< 10) gemessen. Dies ging einher mit dem stärksten Rückgang in der DOC-Konzentration (stärkste DOC-Retention). BM2 als organischer Nassstandort war grundlegend stärker durch pflanzenbürtige DOM bis in den tiefen Mineralboden geprägt. Am BM4 war die DOM in Tiefe 2 durch weite DOC/DON-Verhältnisse im Vergleich zu den beiden anderen Tiefen, sowie mit Tiefe 2 am BM3, gekennzeichnet. Die DOC/DON-Verhältnisse am BM4 folgten somit keinem Tiefengradienten. Dies spiegelt die Podsolierungsdynamik des Bodens und des Bh-Horizonts wider, mit nicht nur hohen DOC-Konzentrationen in dieser Tiefe, sondern auch einem hohen Anteil an pflanzenbürtigen Verbindungen. Die DOC/DON-Verhältnisse in den Bachwässern lassen eine ähnliche Schlussfolgerung wie die DOC-Konzentrationen zu: An den Messstellen der Kleinen Bockau (M1 und M2) spiegeln diese die Zusammensetzung der DOM des Mineralbodens der Braunerde (BM3) wider während der Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) DOC/DON-Verhältnisse aufweist, die auf eine Herkunft der DOM aus den oberen Torfhorizonten von BM1 und BM2 deutet. Hingegen war am Unterlauf des Neudecker Bachs (P2) ein wesentlich stärkerer Einfluss des Mineralbodens anhand niedrigerer DOC/DON-Verhältnisse sichtbar.

Zusammenfassend zeigen die DOC- und DON-Konzentrationen und die DOC/DON-Verhältnisse im Boden- und Bachwasser das hohe Potenzial organischer Horizonte als DOM-Quelle zu fungieren. Für das Bachwasser scheinen aber die Humusaufgaben nur eine geringe Rolle zu spielen, da es im Mineralboden zu einer hohen DOM-Retention kommt und dazu führt, dass die Kleine Bockau vor allem durch mikrobiell stark veränderte DOM aus den Mineralboden der Braunerde mit niedrigen DOC-Konzentrationen und engen DOC/DON-Verhältnissen geprägt wird. Ein deutlicher Einfluss der torfgeprägten Horizonte war am

Oberlauf des Neudecker Bachs zu sehen mit hohen DOC-Konzentrationen und weiten DOC/DON-Verhältnissen, die auf einen direkten Einfluss unterschiedlich degradierter Torfhorizonte und damit auf eine Dominanz pflanzenbürtiger DOM weisen. Im Unterlauf des Neudecker Bachs wird diese DOM deutlich von stärker mikrobiell veränderter DOM aus mineralischen Bodenhorizonten überprägt, was zu sinkenden DOC-Konzentrationen und engeren DOC/DON-Verhältnissen führt.

Bei steigenden DOC-Austrägen ist auch mit steigenden Austrägen von gelösten Metallen zu rechnen (Hiraide 1992). Daher sind die hohen Eisen (Fe) Konzentrationen von 2 mg l^{-1} im Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) zunächst nicht überraschend (Abbildung 55), da hier auch die höchsten DOC-Konzentrationen zu finden waren (Abbildung 51). Die Dynamik der Metallauswaschung zeigte sich in ähnlicher Form auch beim Aluminium, dessen Konzentration auch am P1 mit etwa $0,9 \text{ mg l}^{-1}$ am höchsten lagen (Abbildung 57). Die hohen molaren DOC/Fe-Verhältnisse (Abbildung 56) und ein ähnliches Verhalten von Fe und Al weisen auf die Bildung löslicher organischer Metallkomplexe hin. Dies belegen auch die sehr hohen Fe- und Al-Konzentrationen im B-Horizont des Podsols, die in Verbindung mit den hohen DOC-Konzentrationen und weiten DOC/DON-Verhältnissen auf eine aktuelle Podsolierungsdynamik mit der Verlagerung löslicher organischer Metallkomplexe hindeuten. Im B-Horizont des Podsols dokumentieren auch die niedrigen DOC/Fe-Verhältnisse (ca. 20) die aktuelle Podsolierungsdynamik mit einer relativ hohen Fe-Beladung der organischen Komplexbildner. Die niedrigsten DOC-Fe-Verhältnisse wurden im Oberlauf des Neudecker Bachs gefunden (ca. 10). Solche Verhältnisse sind typisch für Fe-reiche Co-Präzipitate und Chelate (zumeist DOC/Fe-Verhältnisse, die 6-10 nicht überschreiten; (Lalonde et al. 2012; Wagai und Mayer 2007)). In Bodenwasser wurden die niedrigsten DOC/Fe-Verhältnisse im Mineralboden des Moorgleys (BM2) gefunden. Obwohl auch hier durchschnittliche Verhältnisse von >10 gemessen wurden, gab es im Mineralboden auch niedrigere Werte. Allerdings waren auch diese DOC/Fe-Verhältnisse noch wesentlich höher als die 0,5, die von (Hagedorn et al. 2000) im Boden- und Bachwasser von grundwasserbeeinflussten Böden gefunden wurden. Diese Ergebnisse zeigen, dass episodisch ein geringer Einfluss von reduktiven Prozessen auf die DOC-Konzentrationen im Moorgley bestehen könnte. Darüber hinaus lassen die Fe- und Al-Daten keinen Rückschluss auf die reduktive Auflösung von Fe-oxiden/hydroxiden als wichtigen Prozess der DOC-Freisetzung in den Böden zu.

Auswaschungsprozesse von DOC und Metallen sind eng an den vorherrschenden pH-Wert gekoppelt (Neina, 2019). Dieser war an den hier beprobten Moorstandorten mit Werten zwischen pH 3,8 und 4,2 im Vergleich zu Podsol und Braunerde niedrig (Abbildung 58). Am Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) war der pH-Wert mit 4,1 relativ niedrig, stieg aber bis zum Zufluss in die Talsperre (P2) auf 5,2. Auffallend waren außerdem die hohen pH-Werte im Bodenwasser der Humusauflage der Braunerde, die auf einen Kalkungseinfluss hindeuten. Dieser Einfluss zeigte sich sehr deutlich an den hohen Ca-Konzentrationen in der Humusauflage und im tiefen Mineralboden der Braunerde. Allerdings wurde auch der Podsol (BM4) wahrscheinlich gekalkt, was die relativ hohen pH-Werte in allen Tiefen ($>4,5$) und die hohen Ca-Konzentrationen in der Humusauflage an diesem Standort zeigen.

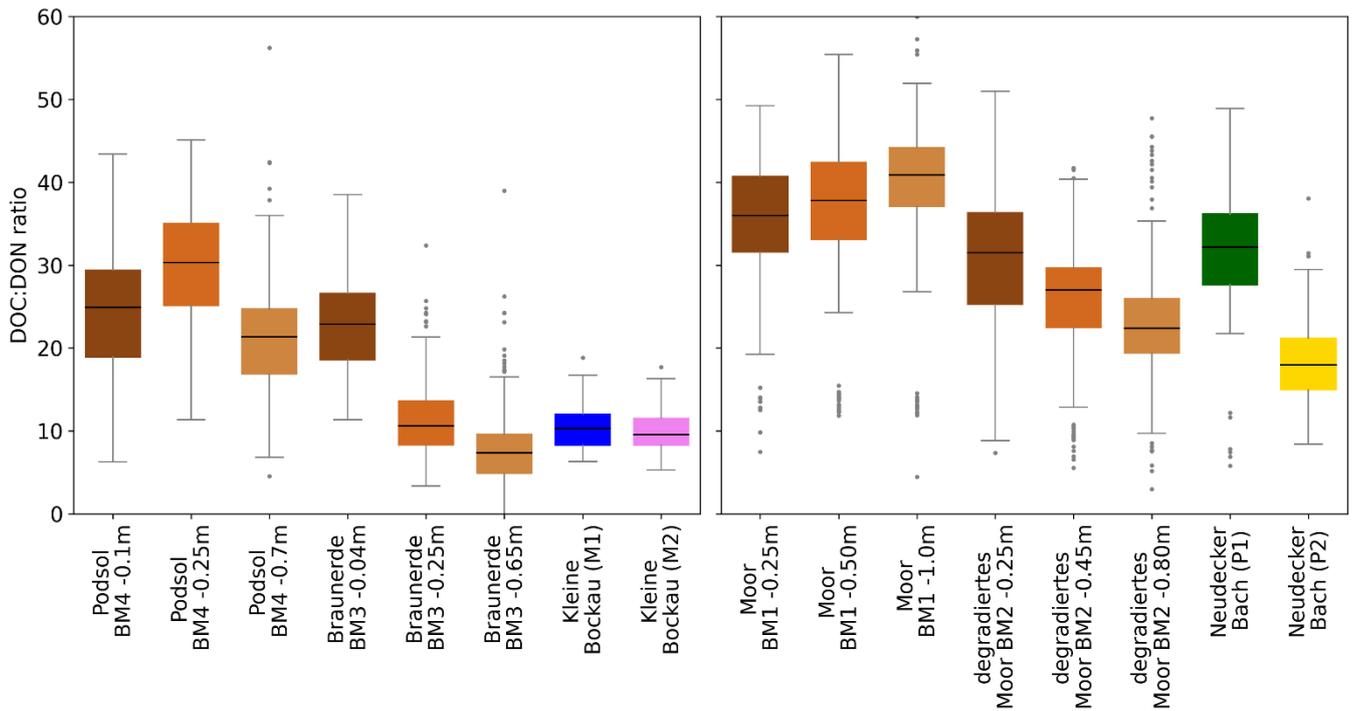


Abbildung 54: Boxplots der Verhältnisse des gelösten organischen Kohlenstoff zum gelösten organischen Stickstoff (DOC:DON ratio) als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

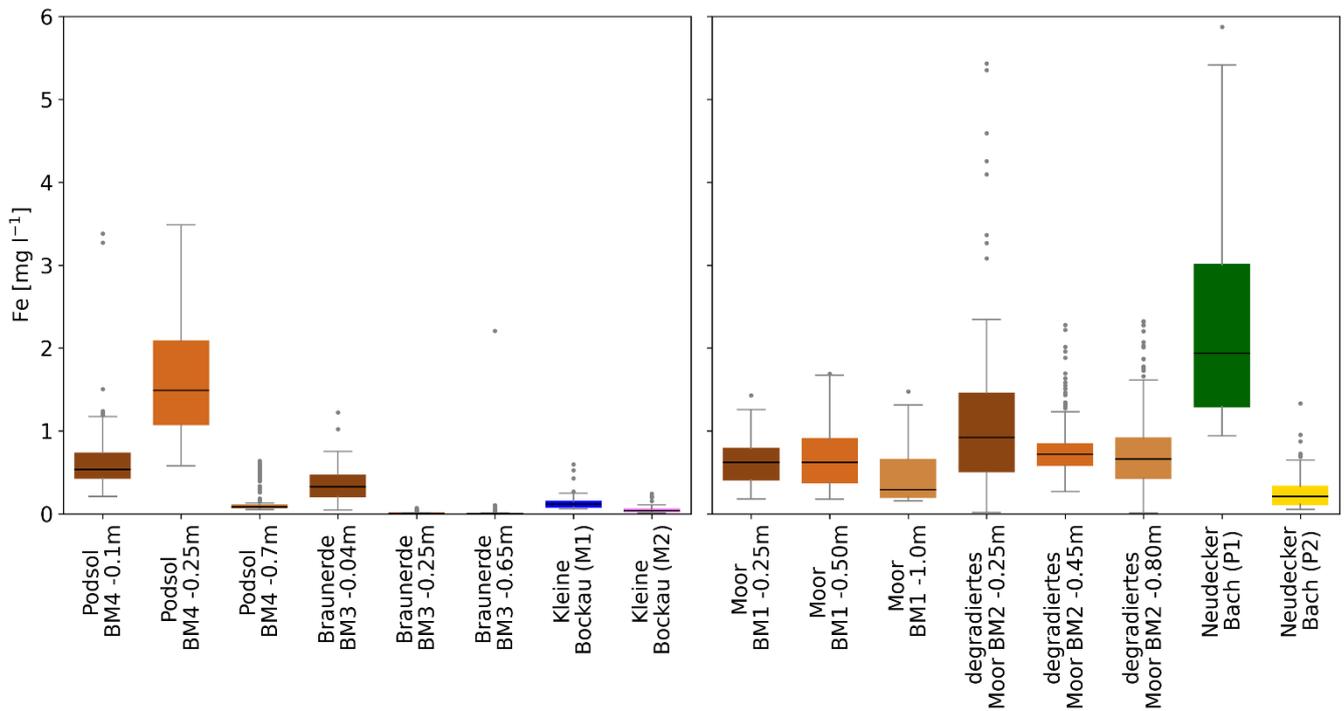


Abbildung 55: Boxplots der Eisen (Fe) Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradiertes Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

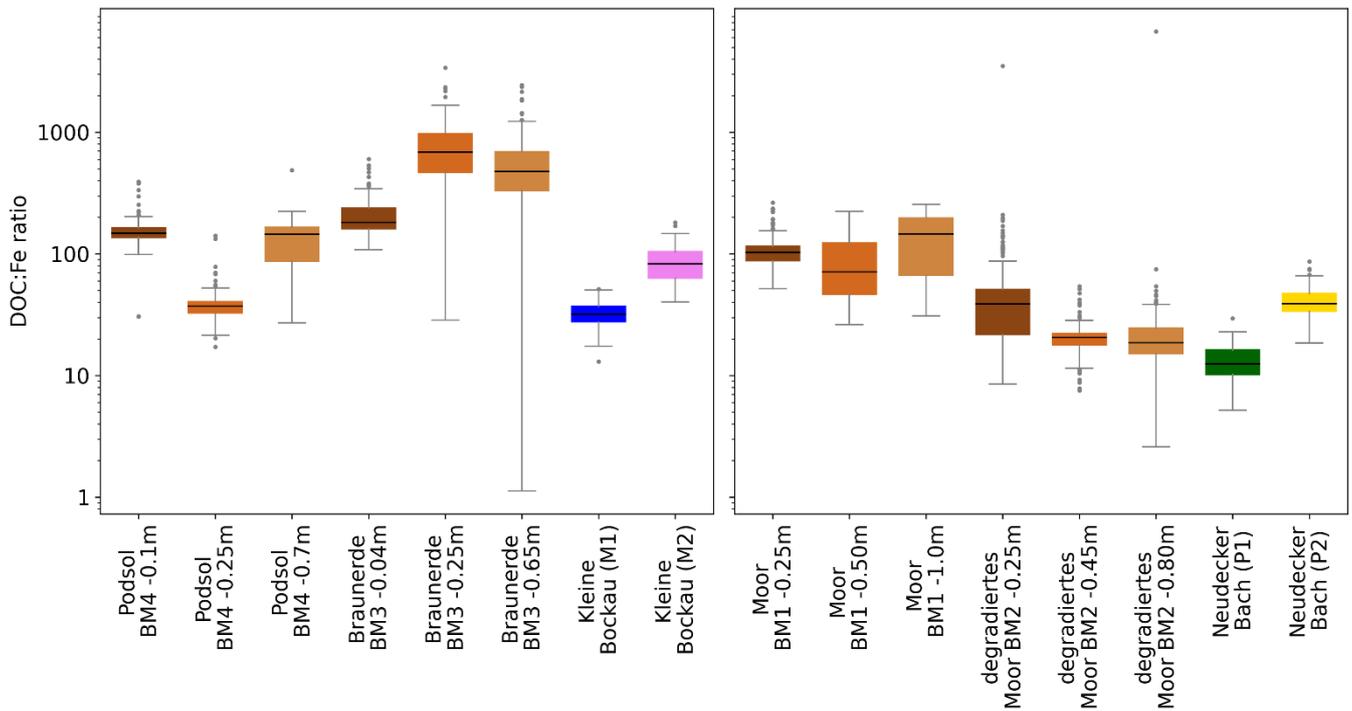


Abbildung 56: Boxplots der DOC: Eisen (Fe)-Verhältnisse als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

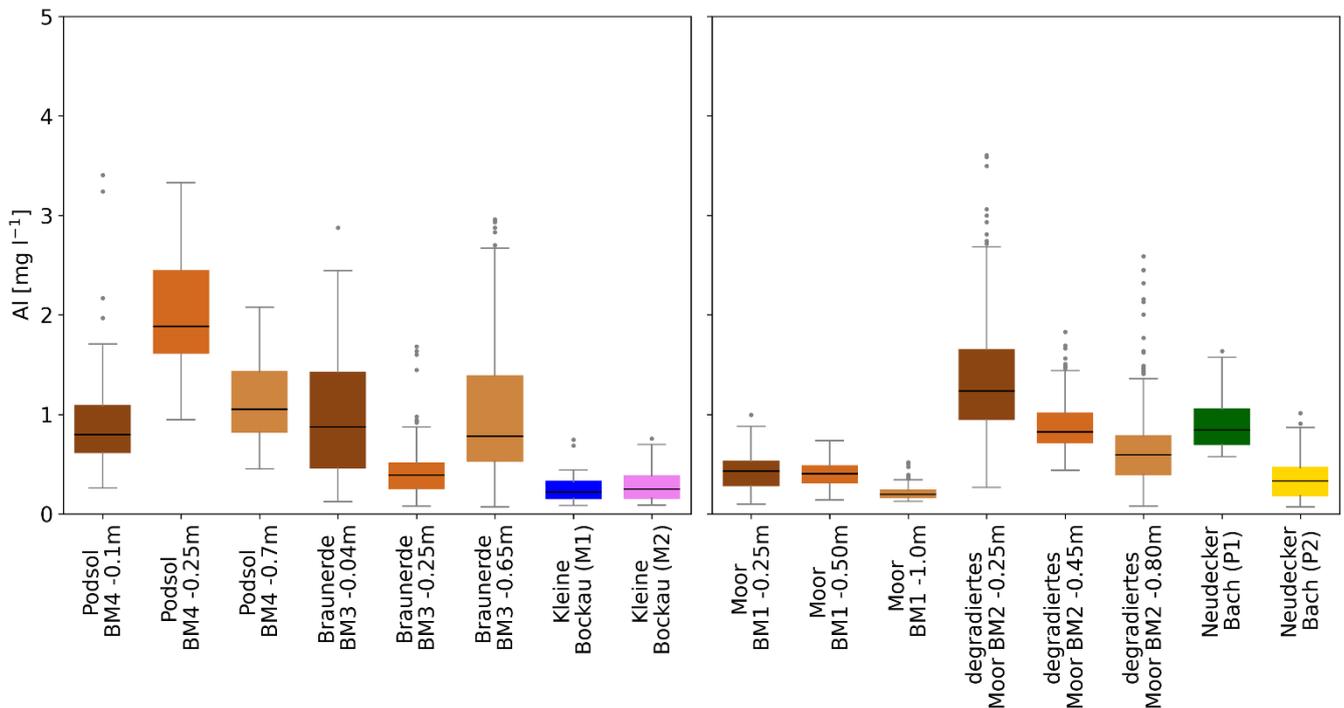


Abbildung 57: Boxplots der Aluminium (Al) Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

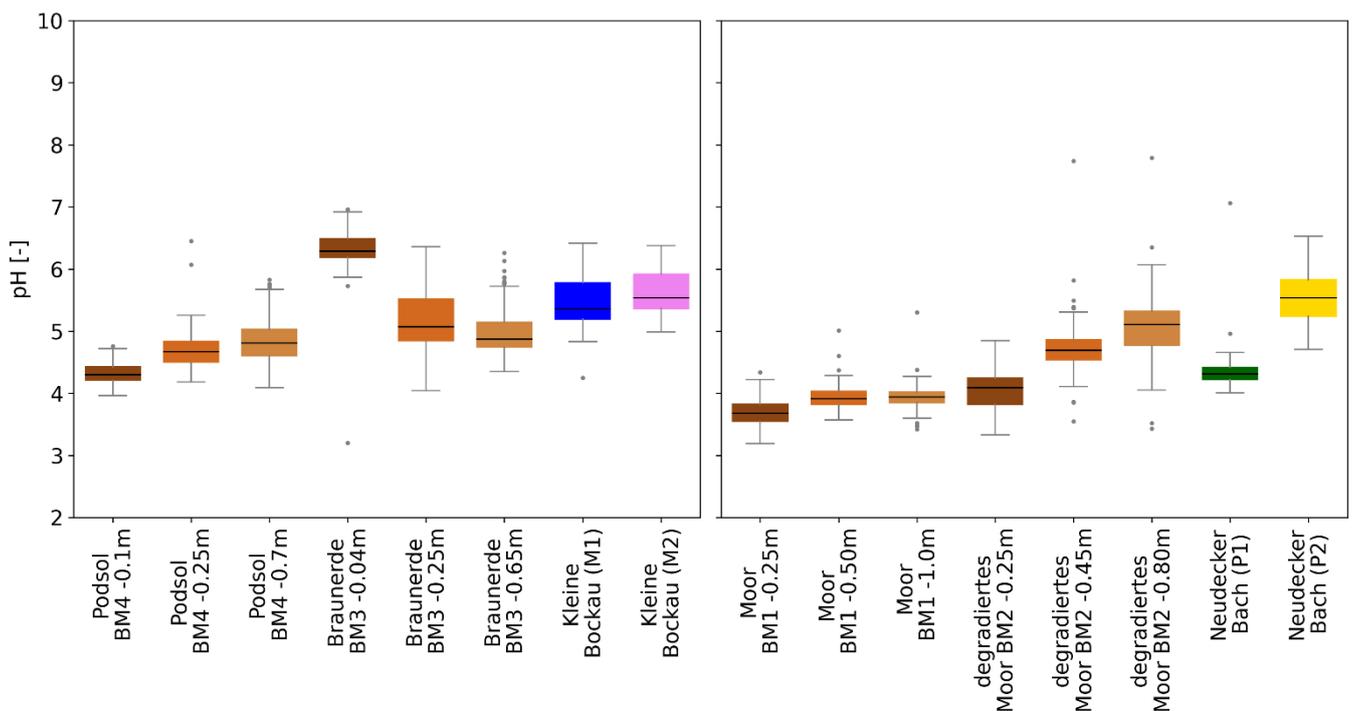


Abbildung 58: Boxplots der pH-Werte als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

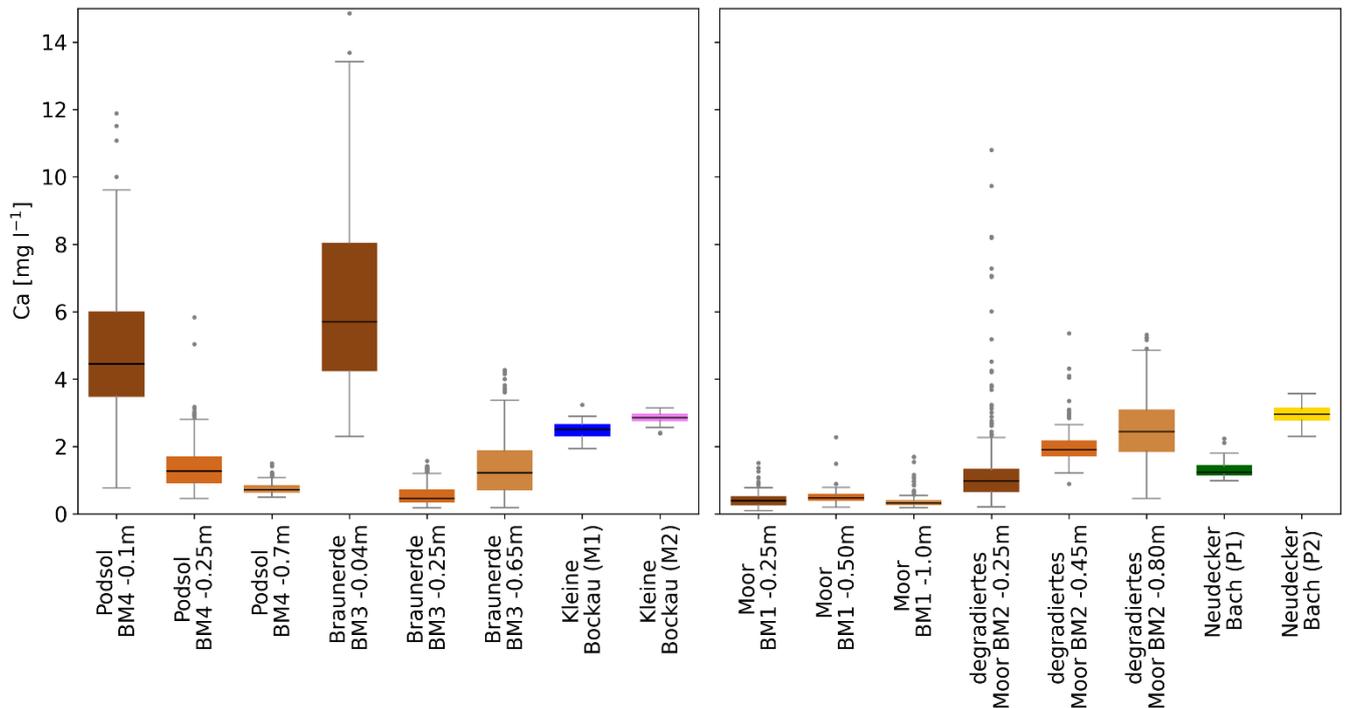


Abbildung 59: Boxplots der Ca-Konzentrationen als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

5.3.3 Jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen im Bodenwasser

Die DOC-Konzentrationen in der Humusauflage und den obersten Torfhorizonten des BM1 und BM2 unterlagen einer starken Saisonalität mit den höchsten DOC-Konzentrationen im Sommer (Abbildung 60). Die starke Temperaturabhängigkeit mikrobieller Prozesse scheint hier hauptverantwortlich für die hohen DOC-Konzentrationen zu sein. Im Mineralboden bzw. in den tieferen Torfhorizonten des BM1 war diese Saisonalität kaum sichtbar. Die hohen DOC-Konzentrationen in den Humusauflagen im Sommer/Herbst 2020 sind wahrscheinlich noch ein Effekt der Installation der Saugplatten. Der Anstieg der DOC-Konzentration im tiefen Mineralboden der Braunerde (BM3) ab dem Sommer 2021 ist zurzeit nicht erklärbar und muss weiter beobachtet werden.

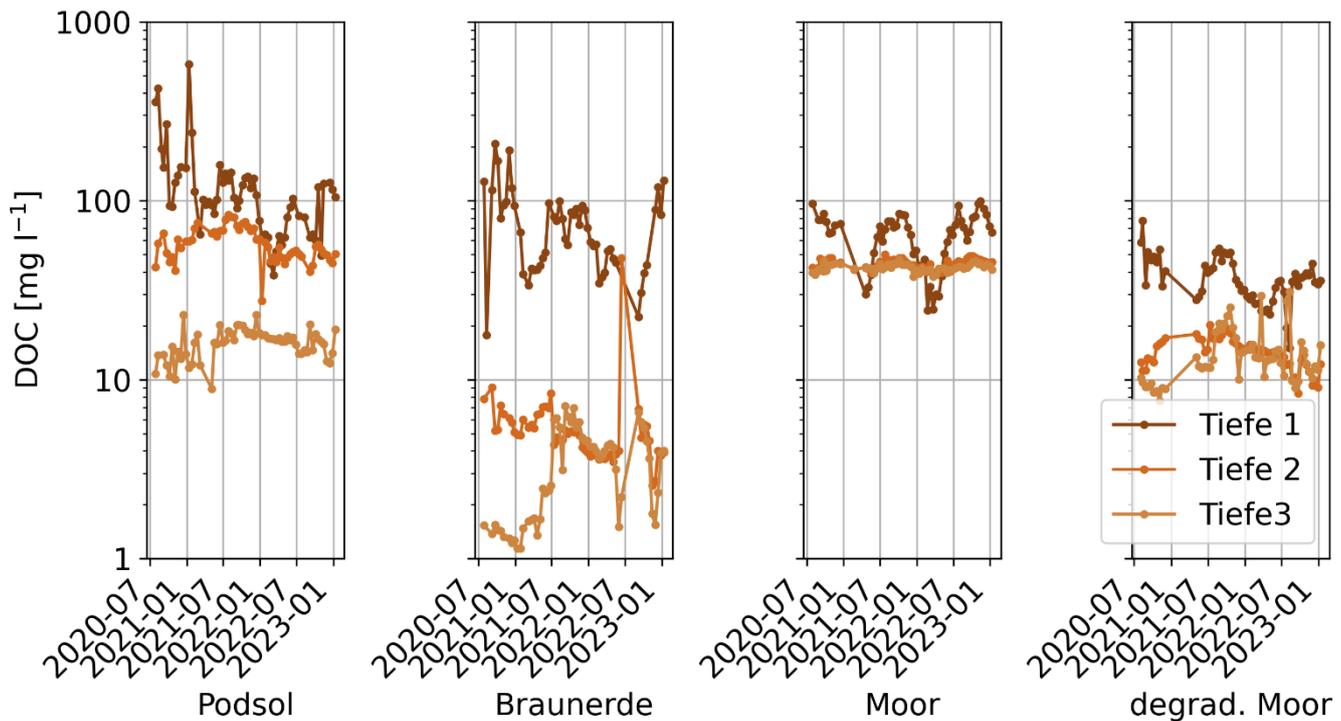


Abbildung 60: Dynamik der DOC-Konzentrationen im Bodenwasser unterschiedlicher Tiefe der vier Bodenmessplätze. Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

5.3.4 Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM im Boden- und Bachwasser durch UV- und Fluoreszenzspektroskopie

Die spezifische UV-Absorption bei 254 nm ($SUVA_{254}$) als ein Maß für die Aromatizität der DOM (Weishaar et al. 2003) war am höchsten in den Humusauflagen und den Torfhorizonten (Abbildung 61). Abnehmende $SUVA$ -Werte mit zunehmender Tiefe im Mineralboden der Braunerde (BM3) und des Podsoles (BM4) weisen auf eine bevorzugte Adsorption aromatischer (ligninbürtiger) Verbindungen an mineralischen Oberflächen hin. Diese präferentielle Adsorption war im Mineralboden der Braunerde am größten und unterstreicht das hohe Potenzial dieses Bodens für die DOM-Retention. Niedrigere $SUVA$ -Werte in den unteren Torfhorizonten des Moores (BM1) sind ein Spiegelbild der abnehmenden Torfzersetzung mit zunehmender Tiefe, worauf auch die DOC/DON-Verhältnisse hindeuten. Die Aromatizität der DOM in der Kleinen Bockau (M1, M2) war höher als die im unteren Mineralboden. Hier zeigt sich entweder ein stärkerer Einfluss des Podsoles oder Einflüsse aus der Humusauflage, die sich bisher an den DOC- und DON-Konzentrationen nicht nachweisen ließen.

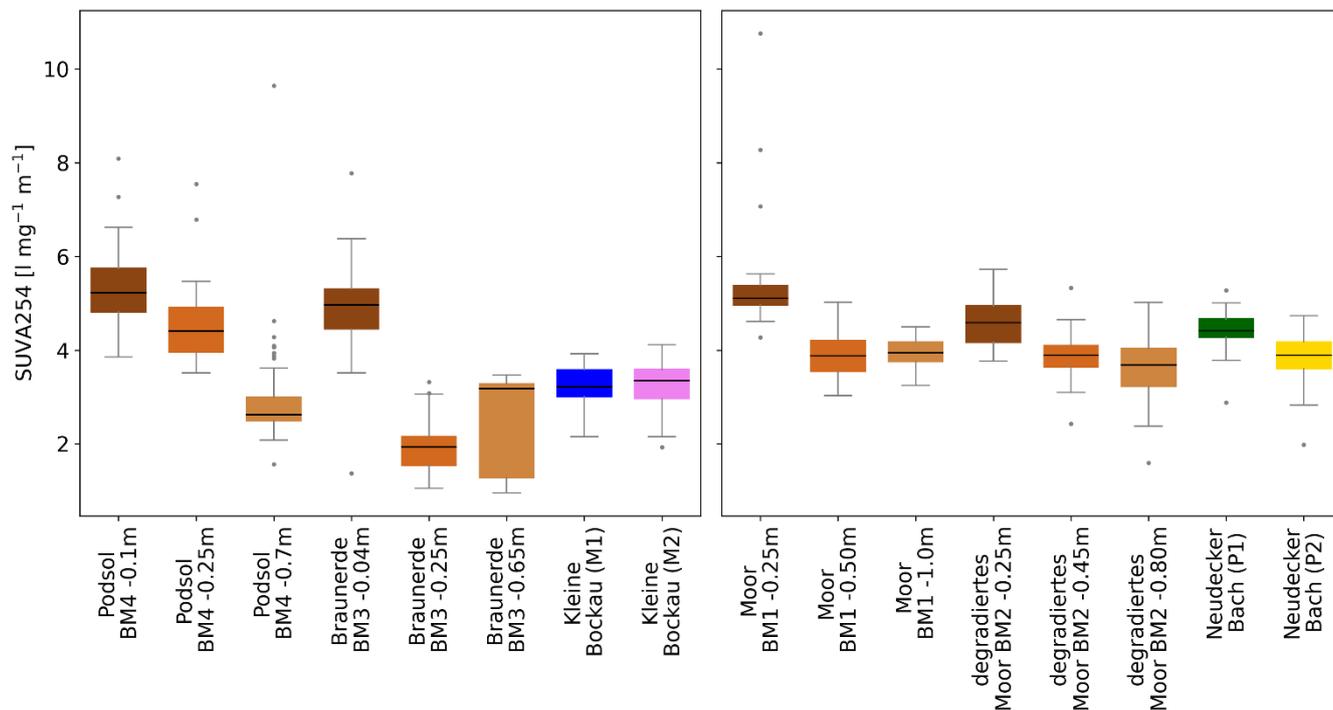


Abbildung 61: Spezifische UV-Absorption bei 254 nm (SUVA₂₅₄) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

Eine Parallel Factor Analysis (PARAFAC) der Fluoreszenzdaten wurde verwendet, um Unterschiede in der DOM-Zusammensetzung zwischen den einzelnen potenziellen DOM-Quellen und der DOM in den Bächen aufzudecken und zu veranschaulichen (Harshman und Lundy 1994). Mit Hilfe der PARAFAC-Analyse konnte ein Modell mit 6 verschiedenen Komponenten abgeleitet und statistisch validiert werden (Abbildung 62; Chaharbaghi Sichani 2022). Das Modell beschreibt 99,85 % der Variabilität der Fluoreszenzdaten. Die verschiedenen Komponenten konnten durch einen anschließenden Abgleich in der Open-Fluor Datenbank und mit Hilfe der Literatur als humusartig und proteinartig identifiziert werden (Stedmon et al. 2011; Osburn et al. 2018; Li et al. 2016; Lambert et al. 2016; Kida et al. 2019; Shutova et al. 2014; Murphy et al. 2014). Allerdings stimmen diese Komponenten nicht direkt mit denen überein, die aus den Laborexperimenten ermittelt wurden.

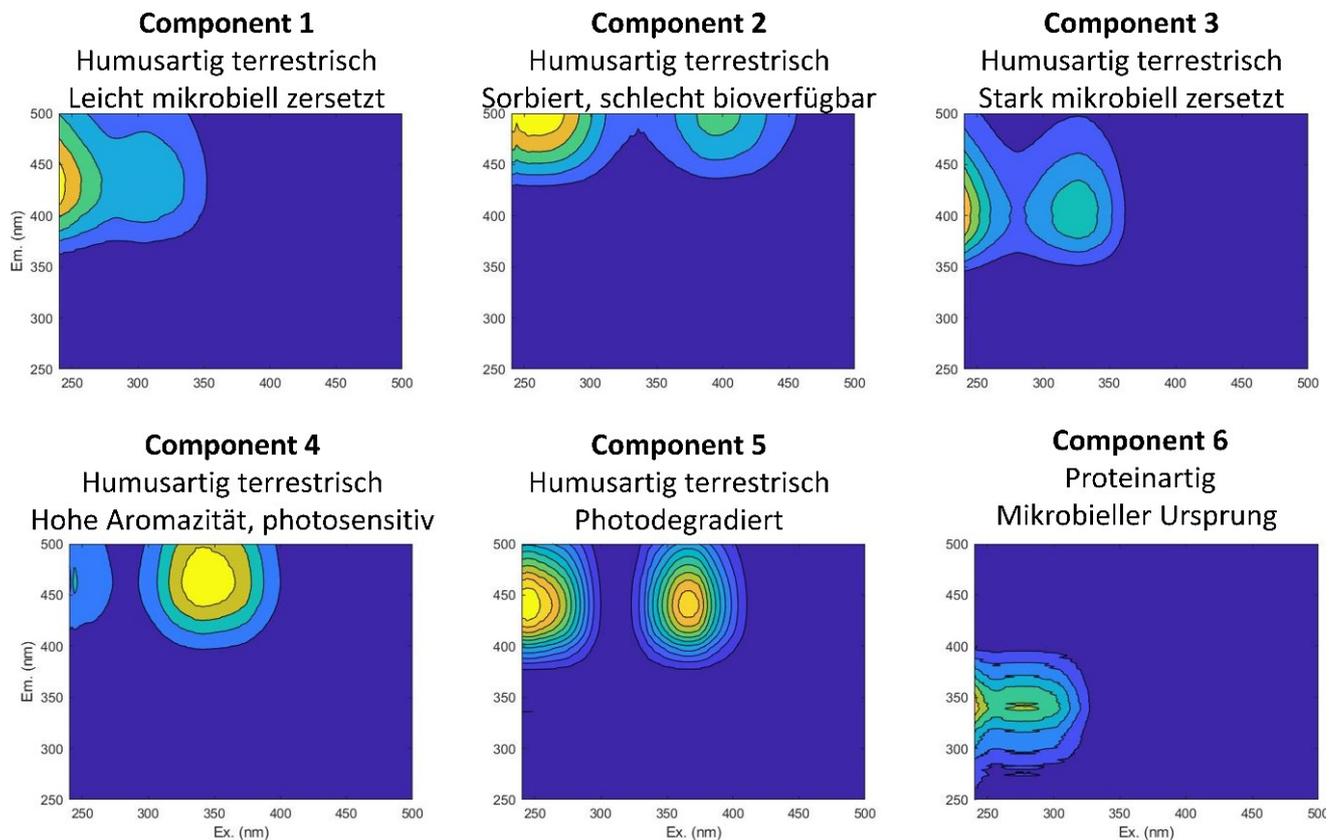


Abbildung 62: Durch eine PARAFAC Analyse identifizierten Komponenten der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa. Die Namen der einzelnen Komponenten beziehen sich auf Bezeichnungen in der OpenFluor Datenbank mit ähnlichen Kombinationen von Anregungs- und Emissionswellenlängen.

Die Komponenten C1 und C2 erwiesen sich als typisch für die Humusauflagen und die Torfhorizonte während die Komponente C3 (stark mikrobiell zersetzt) charakteristisch für den Mineralboden ist. Im Neudecker Bach (Ober- und Unterlauf; P1 und P2) dominierten vor allem die Komponenten C1 und C2 (Abbildung 63) während die DOM der Kleinen Bockau einen höheren Anteil an der Komponente C3 besaß (Abbildung 64). Diese ist typisch für den Mineralboden und weist einen höheren Grad der mikrobiellen Überprägung auf. Die Komponente C4 zeichnet sich durch eine hohe Aromazität aus (Abbildung 65). DOM mit hoher Aromazität stammt hauptsächlich aus pflanzlichen Quellen oder frühen Produkten ihrer Zersetzung. Ähnlich wie bei der $SUVA_{254}$ kam es zu einer starken Verringerung des Anteils von C4 mit zunehmender Tiefe in der Braunerde und im Podsol. Entsprechend niedrig war dieser Anteil dann in der Kleinen Bockau. Höhere Anteile vor allem am Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) zeigen den direkten Mooreinfluss auf das Bachwasser auch mit diesem Parameter. Der Anteil der Komponente C6 – die proteinartige Verbindungen widerspiegelt und einen mikrobiellen Ursprung besitzt – variierte nur relativ gering zwischen den Böden und Bachwässern. Wahrscheinlich sind die relativ niedrigen Anteile an gelöstem organischen N im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa auch für die niedrigen Anteile der Komponente C6 und ihre geringe Variabilität verantwortlich.

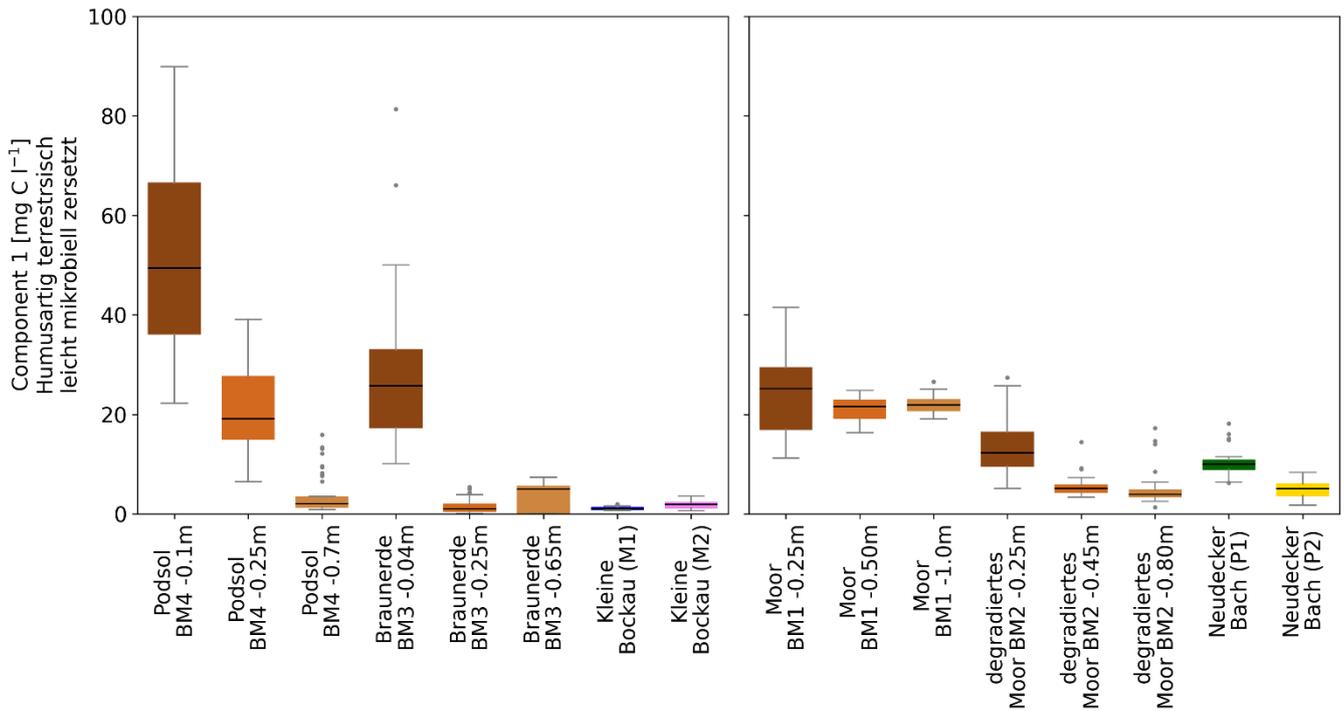


Abbildung 63: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierte Komponente 1 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

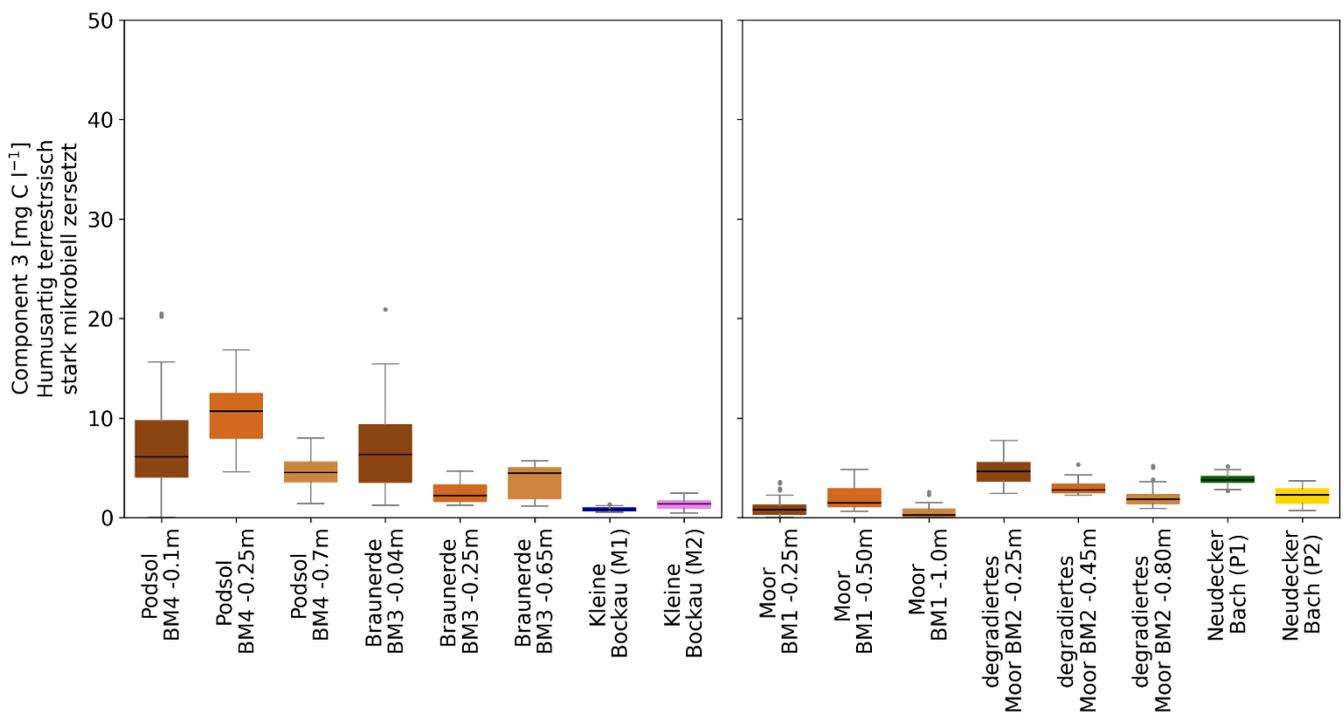


Abbildung 64: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierte Komponente 3 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

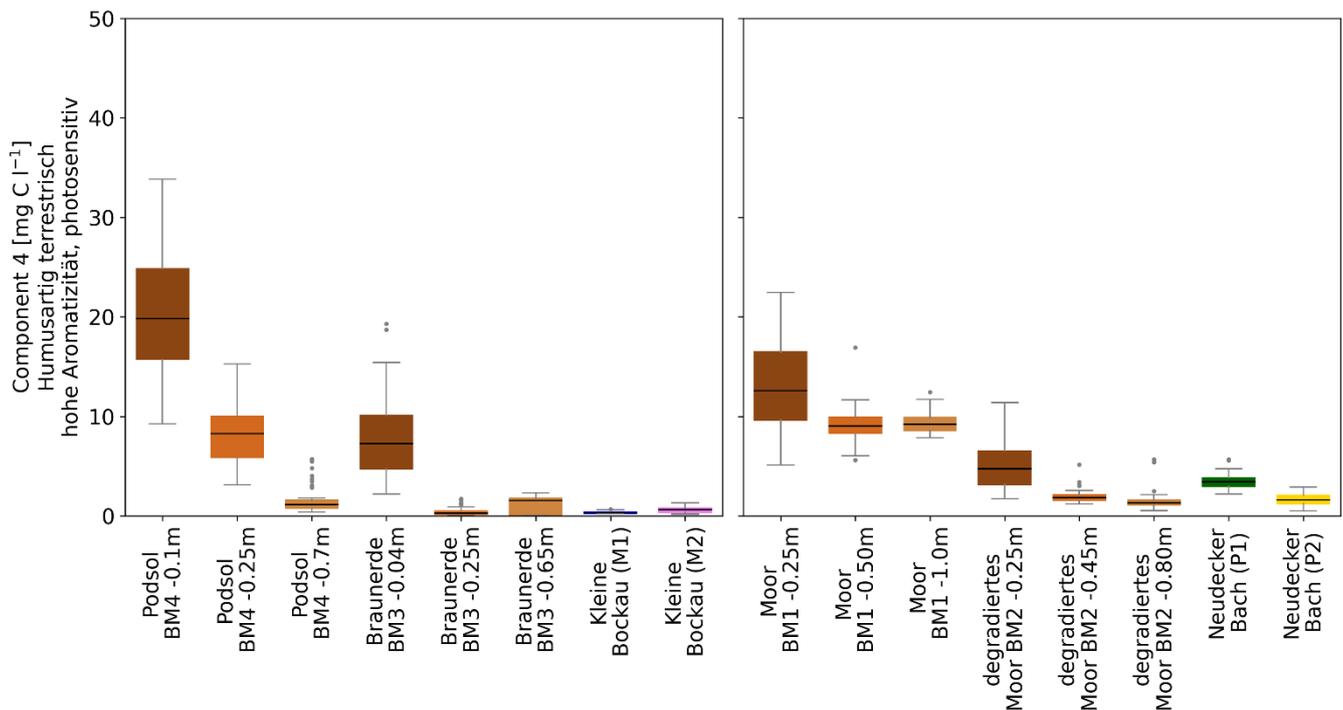


Abbildung 65: Durch eine PARAFAC-Analyse identifizierten Komponente 4 der gelösten organischen Substanz (DOM) aller Bach- und Bodenwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

5.3.5 Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM im Boden- und Bachwasser durch Pyrolyse GC-MS

Eine Charakterisierung der Zusammensetzung der DOM auf molekularer Ebene erfolgte mit Hilfe von Pyrolyse GC-MS. Diese Methode liefert wesentlich detailliertere Informationen im Vergleich zur Fluoreszenz- oder UV-Spektroskopie und wurde hauptsächlich für die Identifizierung der verschiedenen potentiellen DOM-Quellen im Bachwasser angewendet, d. h. DOM aus Humusauflagen, aus Torfhorizonten und aus dem Mineralboden. Im Idealfall sollten Unterschiede in der DOM-Zusammensetzung zwischen den 4 Bodenmessplätzen aufgedeckt werden, so u.a. zwischen Humusauflagen und Torfhorizonten.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich zunächst die Bodenproben sehr deutlich von den Boden- und Bachwasserproben unterscheiden (nicht dargestellt). Diese Unterscheidung ist hauptsächlich auf ligninbürtige Verbindungen zurückzuführen. Die DOM im Bodenwasser aller vier Standorte unterschied sich deutlich voneinander (Abbildung 66, D). Damit ist eine Grundvoraussetzung gegeben, dass eine Quellenidentifizierung für die DOM in den Bachwässern auch standorttypisch (d. h. typisch für den jeweiligen Boden) erfolgen kann. Die 2. Hauptkomponente ist hier für die Unterscheidung der beiden organischen Nassstandorte verantwortlich. Dabei zeigte sich, dass von oben nach unten (PC2 in Abbildung 66) der Zersetzungsgrad zunimmt mit dem geringsten Zersetzungsgrad in den unteren Tiefen am Moorstandort (BM1). Die mineralischen Böden (BM3, BM4) unterschieden sich deutlich von den organischen Böden (höchster Zersetzungsgrad). Dafür sind hauptsächlich Kohlenhydrate und N-haltige Verbindungen maßgeblich. Die Unterscheidung der mineralischen Böden voneinander (d.h. Braunerde von Podsol - BM3 von BM4) erfolgte dann entlang der 1. Hauptkomponente, welche auch die sehr deutliche Differenzierung zwischen Bodenwasser und Bachwasser offen legt.

Obwohl das Einzugsgebiet am Oberlauf des Neudecker Bachs fast ausschließlich durch organische Nassstandorte geprägt ist, war ein deutlicher Unterschied in der DOM-Zusammensetzung von Bodenwasser (unterschiedliche Tiefen) und Bachwasser festzustellen (Abbildung 66, A, B). Dieser Unterschied beruht auf der Trennung entlang der Hauptkomponente 1 und war vor allem auf verschiedene gesättigte Kohlenwasserstoffe (höherer Anteil im Bachwasser) und (poly)aromatische Verbindungen und ligninbürtige Verbindungen zurückzuführen. Außerdem war im Bachwasser der Anteil phenolischer Verbindungen, die wahrscheinlich aus dem Torf stammen, wesentlich geringer als im Bodenwasser. Die DOM am Ober- und Unterlauf des Neudecker Bachs ließ sich mit Hilfe der 2. Hauptkomponente sehr gut unterscheiden (wie das Bodenwasser; vor allem aufgrund von jeweils einer Verbindung aus der Gruppe der Kohlenhydrate (Benzofuran, 2-methyl) und der polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (Naphthalen) und belegt den stärkeren Grad des mikrobiellen Abbaus der DOM am Unterlauf (P2) aber auch einen verstärkten Anteil von DOM aus den mineralischen Böden BM3 und BM4 (oberer und unterer Mineralboden). Naphthalen wurde nur im Bachwasser gefunden und eignet sich daher sehr gut, Boden- und Bachwasser voneinander zu differenzieren. Überraschenderweise ähnelte die DOM am Unterlauf des Neudecker Bachs mehr der DOM aus den Mineralbodenhorizonten der Braunerde als der DOM des Oberlaufs. Die DOM der Kleinen Bockau ähnelte der DOM der mineralischen Böden. Dies trifft sowohl auf DOM der Humusaufgaben als auch DOM der oberen und unteren Mineralbodenhorizonte zu. Hier sind es verschiedene Kohlenhydrate und N-haltige Verbindungen, die sowohl für die Kleine Bockau als auch für DOM der Mineralböden typisch sind. Es wurde auch deutlich, dass der Einfluss des Podsoles (BM4) auf die DOM am Unterlauf der Kleinen Bockau (M2) größer zu sein scheint als der Einfluss der Braunerde (BM3). Umgekehrt war der Einfluss der Braunerde auf die DOM am Seitenarm der Kleinen Bockau (M1) größer als der Einfluss des Podsoles. Es zeigte sich hier auch deutlich ein Einfluss der Humusaufgabe des Podsoles und torfgeprägter Quellen auf die DOM in der Kleinen Bockau. Die DOM des Mineralbodens der Braunerde (M1) war vor allem durch Kohlenhydrate, polyaromatische Kohlenwasserstoffe, Lignin und phenolische Verbindungen gekennzeichnet während im Bachwasser gesättigte und ungesättigte Kohlenwasserstoffe wichtige Verbindungsgruppen darstellten.

Die Ergebnisse der Pyrolyse GC/MS lassen neben der deutlichen Differenzierung nach der DOM-Quelle auch jahreszeitliche Einflüsse erkennen. Diese wurden mit Hilfe der 2. Hauptkomponente deutlich sichtbar. Im Gegensatz zu den DOC-Konzentrationen, wo jahreszeitliche Schwankungen sich hauptsächlich in den obersten Bodenhorizonten und im Bachwasser am Oberlauf der Kleinen Bockau zeigten mit den höchsten Konzentrationen im Sommer, war das Ausmaß der jahreszeitlichen Variabilität in allen Bachwässern ähnlich ausgeprägt. Nur am Unterlauf des Neudecker Bachs war der saisonale Einfluss nicht statistisch signifikant. Stickstoffhaltige Verbindungen, ungesättigte Kohlenwasserstoffe und Kohlenhydrate hatten den größten Einfluss auf die jahreszeitliche Variabilität der DOM-Zusammensetzung in den Bächen.

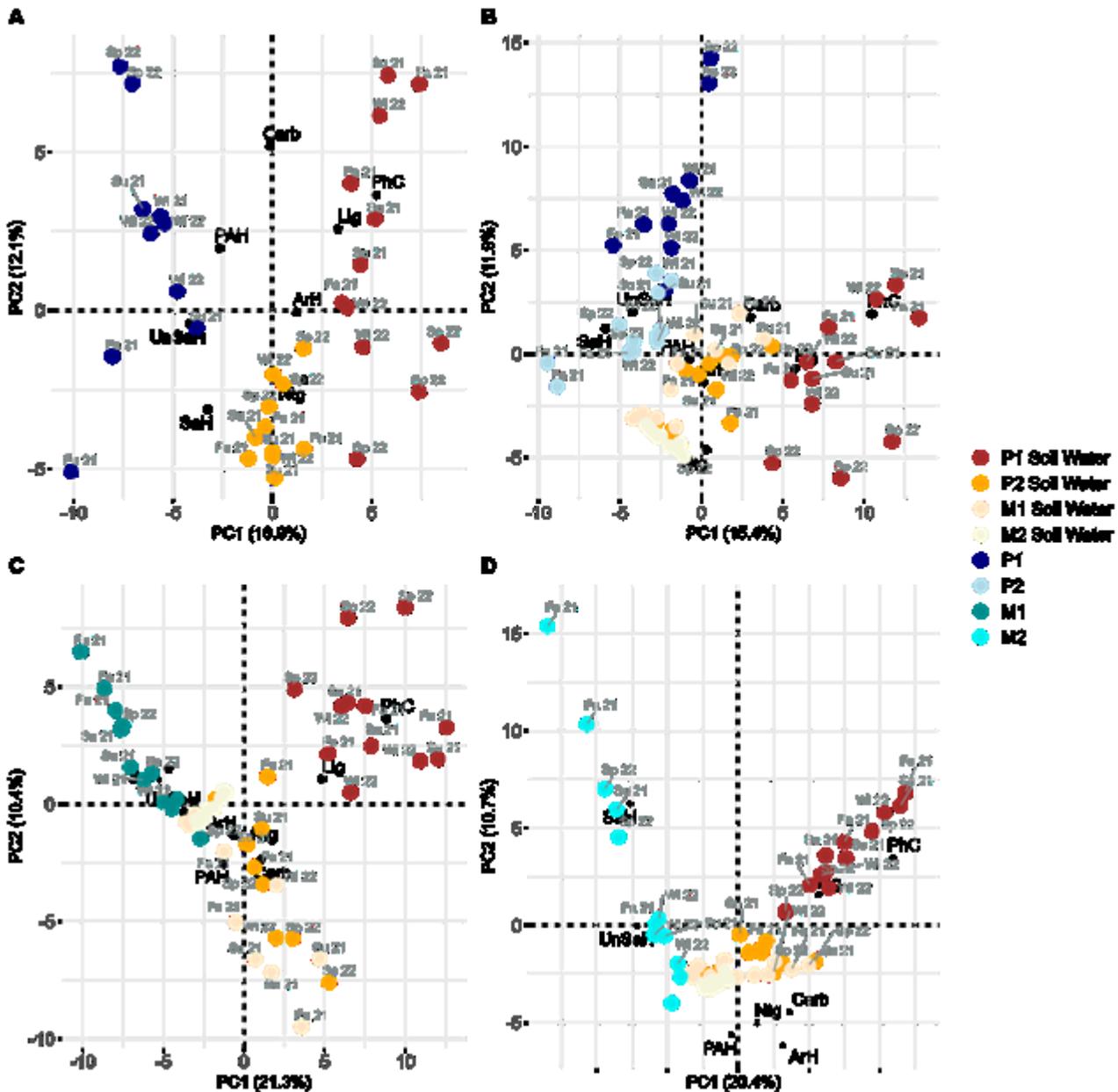


Abbildung 66: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Pyrolyse GC/MS Daten zur Aufdeckung der Quellen der DOM in den Bachwässern. A): Neudecker Bach Oberlauf (P1), B) Neudecker Bach Unterlauf (P2), C) Kleine Bockau, Seitenarm (M1), D) Kleine Bockau Unterlauf (M2). Wi 21 = Winter 2020/21, Su 21 = Sommer 2021, Fa 21 = Herbst 2021, Wi 22 = Winter 2021/22 und Sp 22 = Frühjahr 2022. ArH = Aromatische Kohlenwasserstoffe, PAH = Polyaromatische Kohlenwasserstoffe, SaH = gesättigte Kohlenwasserstoffe, Carb = Kohlenhydrate, Ntg = N-haltige Verbindungen, UnSaH = ungesättigte Kohlenwasserstoffe

Der Anteil einzelner wichtiger Verbindungsklassen an der DOM zeigte z.T. typische Muster, die für eine Quellenidentifizierung nutzbar sind. So bewegte sich der Anteil an Aromaten an der DOM zwischen 5 % und 40 % mit tendenziell höheren Anteilen in den tieferen Bodenhorizonten (Abbildung 67). Hier könnte sich die präferentielle Adsorption aromatischer Verbindungen widerspiegeln. Außerdem sollte der mikrobielle Abbau im Unterboden geringer sein als im Oberboden.

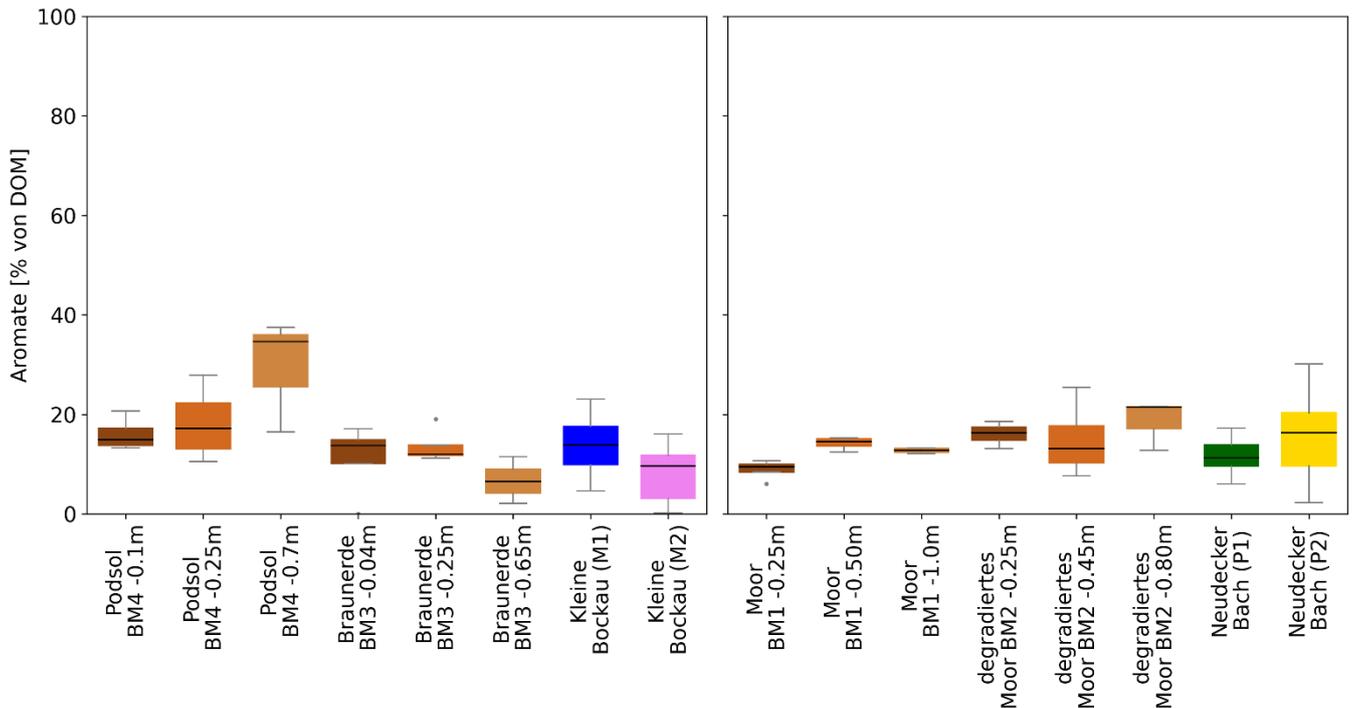


Abbildung 67: Boxplots der Anteile an aromatischen Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite

Die biogeochemischen Prozesse, bei denen Kohlenhydrate eine wichtige Rolle im Boden und im Wasser spielen, sind komplex und interagieren miteinander auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen. So sank beispielsweise der Anteil der Kohlenhydrate im Podsol (zeigt auch Staunässe) mit der Tiefe, während unter aeroben Prozessen in den mineralischen Horizonten der Braunerde diese anstiegen (nicht dargestellt). Auch in den organischen Nassstandorten gab es kein einheitliches Bild bezüglich des Anteils von Kohlenhydraten an der DOM. Ligninbürtige Verbindungen waren nur in geringen Anteilen nachweisbar und dies vor allem in den Feststoffproben der organischen Horizonte (nicht dargestellt). Stickstoffhaltige DOM-Verbindungen waren insbesondere in den Oberböden der Bodenstandorte enthalten und zeigten hier eine hohe zeitliche Variabilität (Abbildung 68). Auffällig waren dabei vor allem der hohe Anteil N-haltiger DOM-Verbindungen im unteren Mineralboden der Braunerde (bei hoher Variabilität), der nicht erklärt werden kann. Hingegen zeigt der hohe Anteil dieser Verbindungen im jeweils obersten Horizont der organischen Nassstandorte den hohen Degradationsgrad des oberflächennahen Torfes von BM1 und BM2 an. Die DOM der Bäche hatte nur geringe Anteile organischer N-Verbindungen. Unterschiede zwischen den Beprobungsstandorten an den Bächen waren nicht zu erkennen.

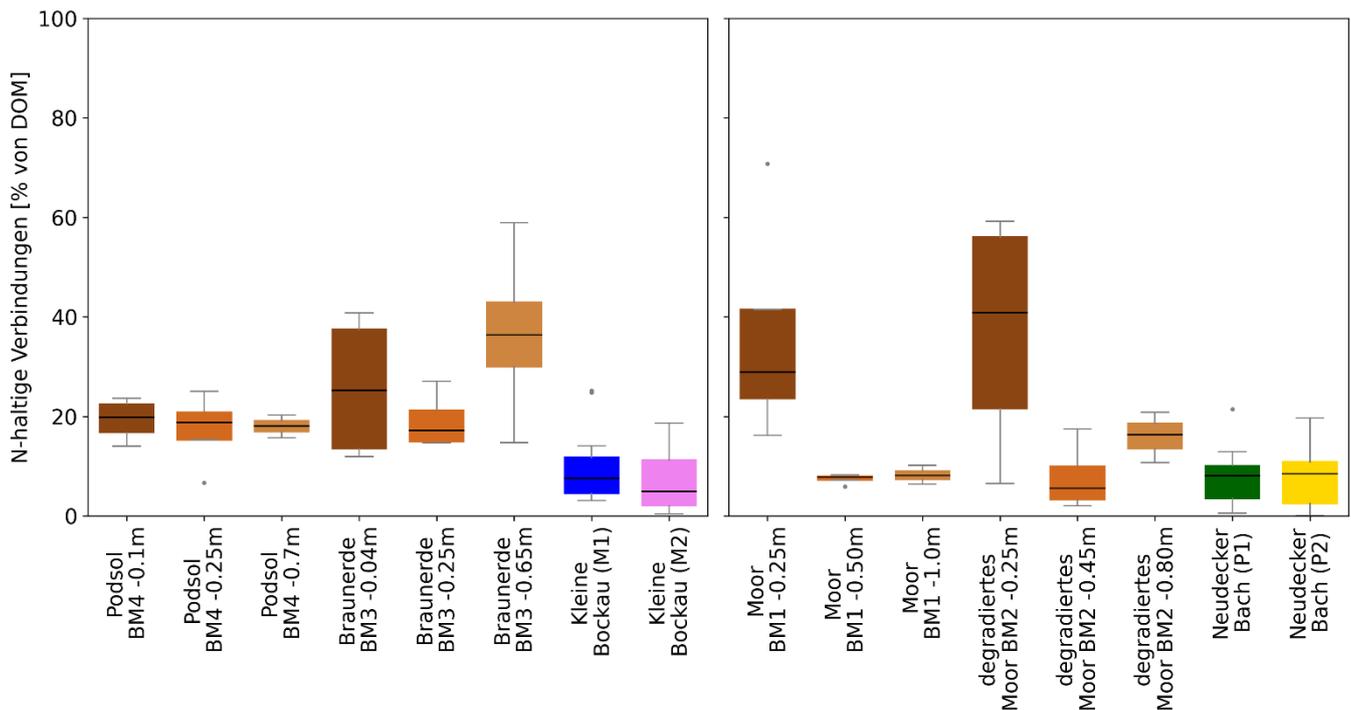


Abbildung 68: Boxplots der Anteile N-haltiger Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite

Phenolische Verbindungen kommen sowohl in Pflanzen als auch Mikroorganismen vor, entstehen aber hauptsächlich durch den Abbau von Torf und Lignin (Kaiser und Kalbitz 2012). Die meisten phenolischen Verbindungen sind mikrobiell abbaubar und daher wird eine Abnahme des Anteils bestimmter Phenole als Torfabbauprodukte auch als Zunahme des Abbaugrads des Torfes verwendet (z.B. (Abbott et al. 2013; Zeh et al. 2020)). Diese Annahme ließ sich anhand zunehmender Anteile phenolischer Verbindungen mit der Tiefe für die organischen Nassstandorte BM1 und BM2 belegen (Abbildung 69). Die Abnahme dieser Verbindungen mit zunehmender Tiefe im Bodenwasser der Braunerde spiegelte eine Abnahme des pflanzenbürtigen Materials (Lignin) und die präferentielle Adsorption dieser Bestandteile am Mineralboden wider. Der Podsol zeigte diesen Tiefengradienten kaum. Wahrscheinlich ist hier die Podsolierungsdynamik (wie bereits anhand der DOC/DON-Verhältnisse) mit hohen Anteilen pflanzenbürtiger Verbindungen auch im Bodenwasser des unteren Mineralbodens prägend. Im Bachwasser zeigte sich der Torfeinfluss mit höheren Anteilen phenolischer Verbindungen im Neudecker Bach als in der Kleinen Bockau. Allerdings waren die Anteile dieser Verbindungen in der Kleinen Bockau höher als im unteren Mineralboden der Braunerde, was wiederum auf einen zusätzlichen Beitrag aus torfdominierten Horizonten oder aus den Mineralböden der Podsole hinweist. In den Torf geprägten Böden reichern sich die phenolischen Verbindungen sogar mit der Tiefe an, hier allerdings vermutlich in gelöster Form, was ihre Auswaschung zu den hydrologischen Messplätzen P1 und P2 belegt.

Der Anteil gesättigter Kohlenwasserstoffe war im Bachwasser wesentlich höher als im Bodenwasser. Anhand der Literatur ist es bisher nicht möglich, dieser Verbindungsklasse eine hohe Spezifität hinsichtlich der hauptsächlichlichen DOM-Quellen zu zuordnen. Ähnliches trifft auf ungesättigte Kohlenwasserstoffe zu. Auch diese wiesen hohe Anteile an der gesamten DOM im Bachwasser aber auch im unteren Mineralboden auf.

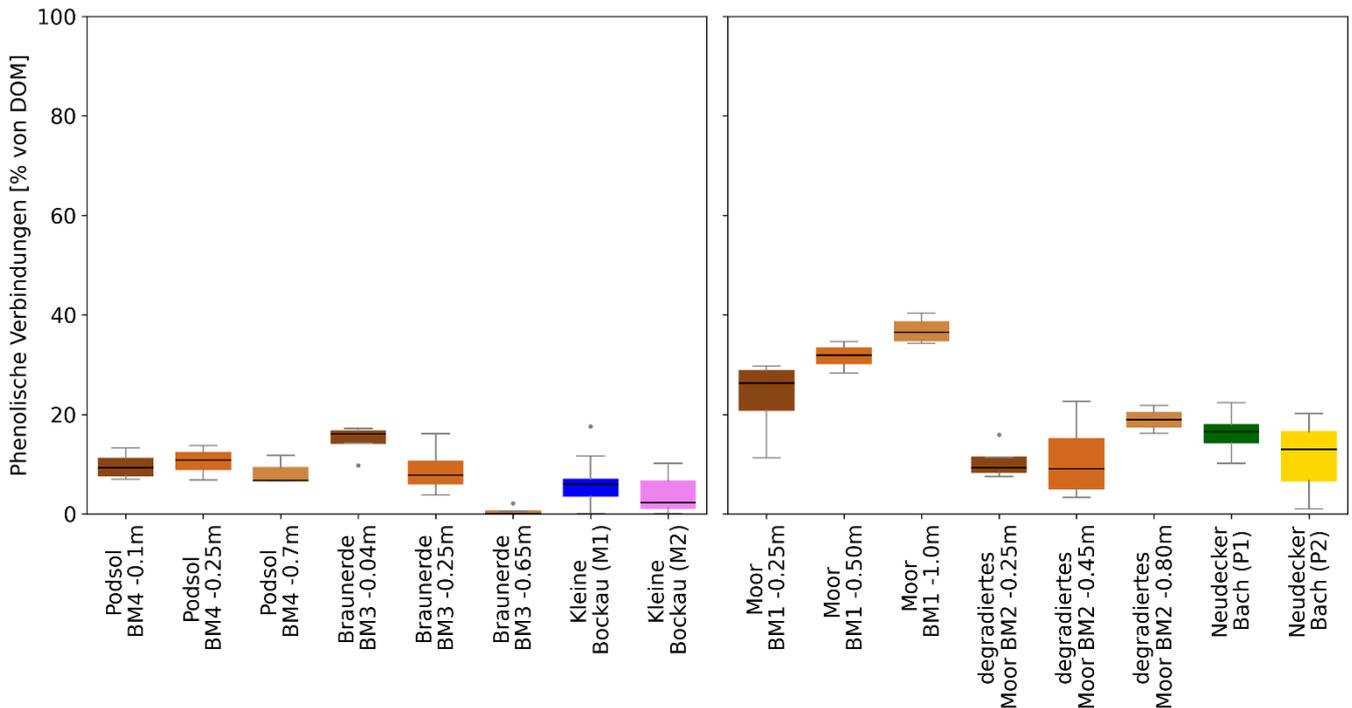


Abbildung 69: Boxplots des Anteils phenolischer Verbindungen an der gesamten DOM als Gegenüberstellung von Bodenwasser der Podsol- und Braunerde-Standorte (BM4, BM3) in verschiedenen Tiefen mit Bachwasserproben der Kleinen Bockau (M1 und M2) auf der linken Seite, sowie des Bodenwassers des Moores (BM1) und des degradierten Moores (BM2) zu Bachwasserproben des Neudecker Bachs (P1 und P2) auf der rechten Seite

Zusammenfassend zeigten die spektroskopischen Untersuchungen und die Bestimmung der molekularen Zusammensetzung der DOM mit Pyrolyse GC/MS eine höhere Bedeutung der Podsole (Humusaufgabe und Mineralboden) als DOM-Quelle der Kleinen Bockau als bisher aus den Analysen der DOC- und DON-Konzentrationen sichtbar wurde. Daraus lässt sich auch schlussfolgern, dass das Retentionspotenzial der Braunerden im Einzugsgebiet der Kleinen Bockau bisher nicht ausgeschöpft ist. Auch zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Moore auf die DOM der Kleinen Bockau, der allerdings wesentlich geringer ist als im Neudecker Bach. Umgekehrt zeigten die Ergebnisse der Pyrolyse GC/MS eine stärkere Prägung der DOM am Unterlauf des Neudecker Bachs durch den Mineralboden der Braunerde im Vergleich zum Einfluss moorbürtiger DOM aus dem Oberlauf. Die Untersuchungen zur Zusammensetzung der DOM untermauern das große Potenzial der Braunerden, DOM im Mineralboden zurückzuhalten und sie zeigen den hohen Grad der Degradation der oberen Torfhorizonte an beiden organischen Nassstandorten.

5.4 DOC-Dynamik der Hauptzuflüsse – eine räumliche Analyse

Die räumliche Analyse fand in Tages-Kampagnen entlang der Kleinen Bockau und des Neudecker Bachs statt, mit in-situ Messungen von SAK254, Temperatur und Trübung, sowie einer Beprobung zur Analyse stabiler Wasserisotope und geochemisch relevanter Inhaltsstoffe. Diese decken die Situation bei Basisabfluss (30.06. und 01.07.2022), bei Starkregen (09.09.2022) und bei der Schneeschmelze (20. und 21.02.2023) ab, womit sich räumliche Charakteristika von Abflussbildungsprozessen als auch des Transports von DOM ableiten lassen. Einschränkend muss berücksichtigt werden, dass der Stichprobenumfang in den Kampagnen teilweise sehr unterschiedlich war und sich dadurch teilweise Verzerrungen ergeben könnten.

Bei der Betrachtung der einzelnen Einzugsgebiete zeigen sich große Unterschiede zwischen den Kampagnen und zwischen den Teileinzugsgebieten (Abbildung 70). Die Kampagnen sind farblich codiert und zusätzlich als Boxplots dargestellt. Darin zeigt sich der Basisabfluss mit überwiegend niedrigen SAK-Werten und den höchsten DOC-Konzentrationen in der Schneeschmelze. Die Punktgröße spiegelt den Anteil des Ereigniswassers wider. Entsprechend sind kleine Punkte nahe am Median des Basisabflusses der allgemeine Hintergrund und große Punkte weisen auf eine zunehmende Abweichung des Ereignisses vom Hintergrund hin.

Die Kleine Bockau ist eher von Grundwasser dominiert – mit überwiegend niedrigen SAK-Werten und geringem Anteil Ereigniswasser. Ihre Zuflüsse haben eine hohe Varianz der DOC-Konzentrationen und einen etwas höheren Anteil an Ereigniswasser. Der Neudecker Bach zeigte in allen Kampagnen höhere SAK-Werte und einen höheren Anteil von Ereigniswasser. Seine untersuchten Zuflüsse konnten nur während des Starkregenereignisses untersucht werden und zeigten einen sehr hohen Anteil an Ereigniswasser.

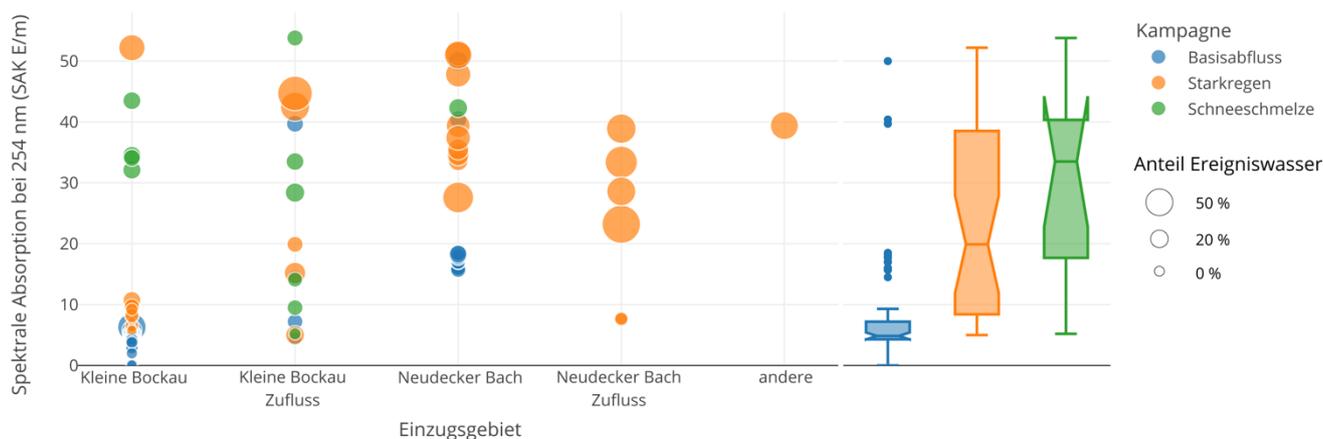


Abbildung 70: Einzugsgebietsbezogene Verteilung der spektralen Absorption bei 254 nm (SAK) als Indikator für DOM im Abfluss. Die Beprobungskampagnen sind farblich codiert. Die nach Einzugsgebieten sortierten Beobachtungen aller Erhebungspunkte bilden mit ihrer Größe zusätzlich den jeweiligen Anteil an Ereigniswasser wieder. Die Boxplots (rechts) fassen die drei Beprobungskampagnen über alle Teileinzugsgebiete zusammen.

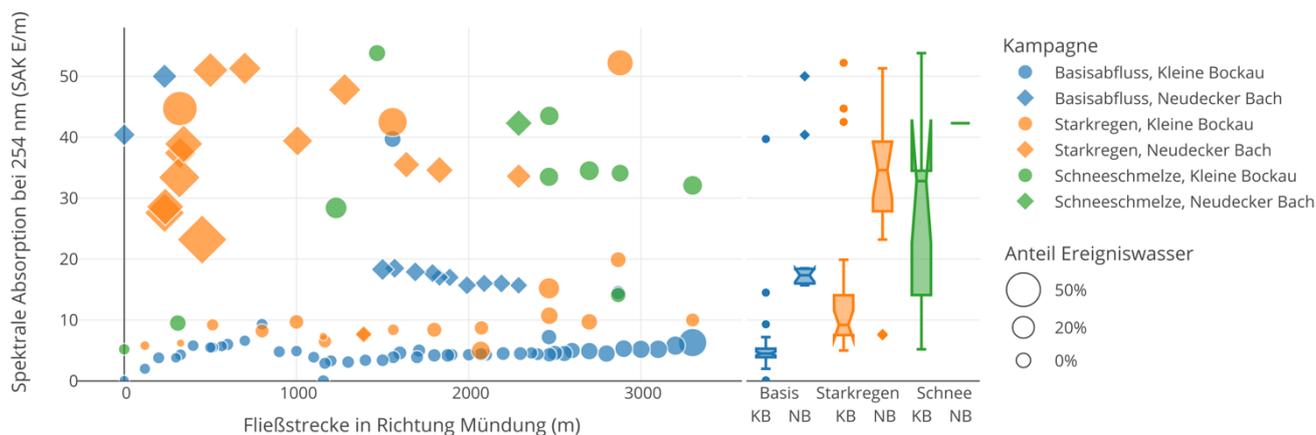


Abbildung 71: Einzugsgebietsbezogene Verteilung entlang der Fließstrecke (hohe Werte liegen nahe zur Mündung) der spektralen Absorption bei 254 nm als Indikator für DOM im Abfluss. Im linken Teil sind alle Beobachtungspunkte je nach bisheriger Fließstrecke wieder farblich (Kampagne) nach Form (Einzugsgebiet) und mit ihrer Größe (Anteil Ereigniswasser) codiert. Im rechten Teil sind die Daten nach Kampagne und Einzugsgebiet zusammengefasst.

Die räumliche Analyse dieser Daten entlang der Fließstrecken (Abbildung 71) und mit geographischer Referenz (Abbildung 72) zeigt, dass sich die Kleine Bockau und der Neudecker Bach grundlegend gegensätzlich darstellen. Während bei der Kleinen Bockau der Anteil an Ereigniswasser und die Beladung mit DOM zur Mündung in die Talsperre hinzunehmen (hohe Fließstrecke ist nah zur Mündung, Konzentration im Basisabfluss steigt, Punkte werden größer, Abbildung 71), ist im Neudecker Bach eher eine Verdünnung ab der Untersuchungsflächen im Oberlauf zu erkennen (Konzentration sinkt, Karos werden kleiner, Abbildung 71).

Mit der Kartendarstellung dieser Ergebnisse zeigen sich neben diesen allgemeinen Mustern klare Hotspots für die Beladung des Abflusswassers mit DOM an einzelnen Zuflüssen, die mit der Drainage von kartierten organischen Nassstandorten, insbesondere degradierten Torfhorizonten verbunden sind (Abbildung 72). Dort wo sich der SAK-Wert entlang des Fließwegs stark ändert (Färbung des jeweiligen Rings der drei Kampagnen), ist mit solchen Zuflüssen zu rechnen. Insbesondere die westlichen Zuflüsse der Kleinen Bockau sowie einzelne Seitenarme im Oberlauf sind verdächtig für höhere Beiträge im Basisabfluss und bei der Schneeschmelze. Am Neudecker Bach ist es der Oberlauf, der bereits Gegenstand unserer Untersuchungen ist. Die Messkampagne zum Starkregenereignis hat eventuell die hauptsächliche Fracht verpasst, da die größte Konzentration im unteren Mittellauf registriert wurde.

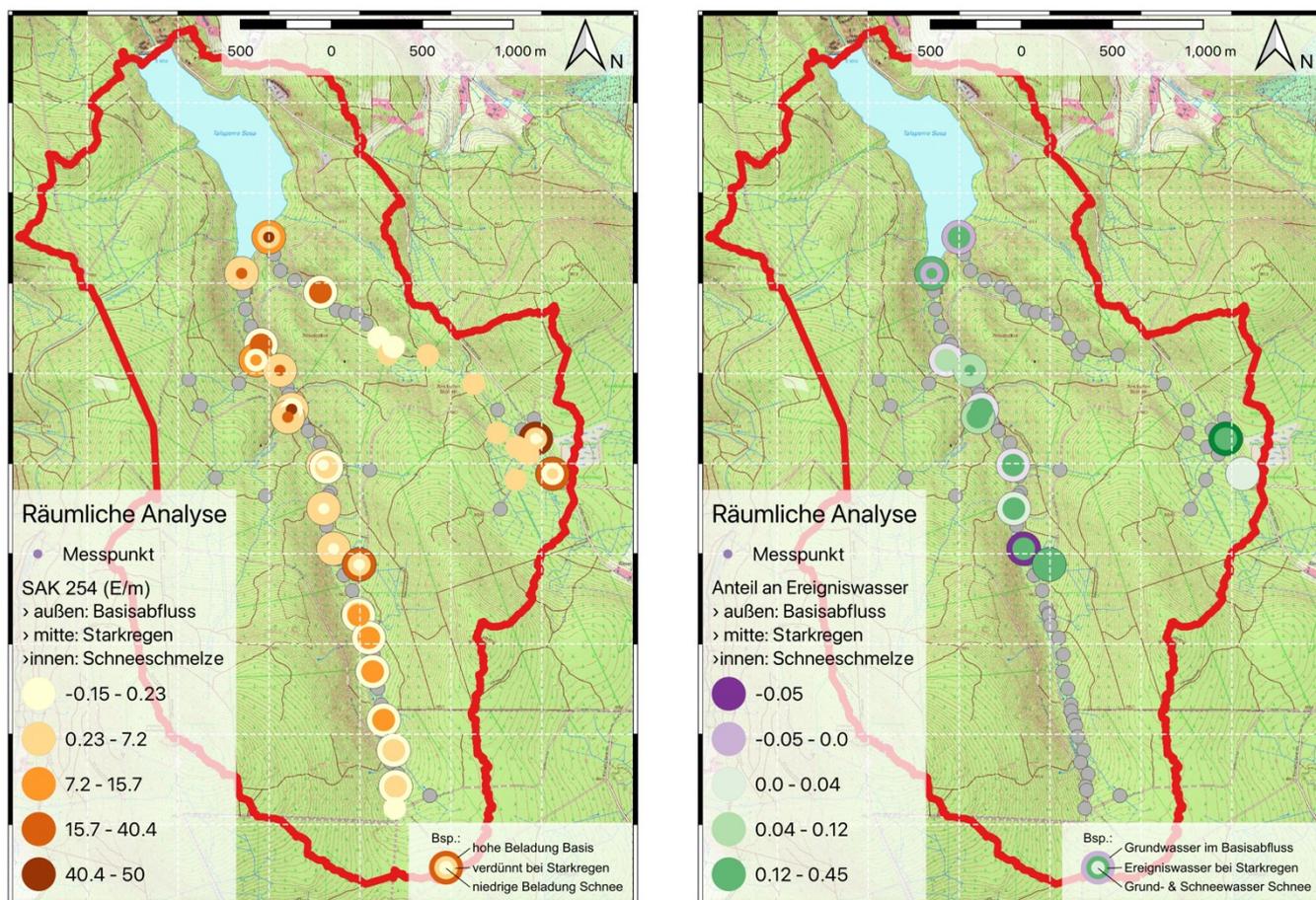


Abbildung 72: Kampagnenbasierte Analysen zur räumlichen Verteilung der DOC- und Isotopenkonzentrationen in den Fließgewässern der Talsperre Sosa. Karte aller Beprobungspunkte mit den jeweilig erfassten Eigenschaften (links SAK, rechts Anteil Ereigniswasser). Dabei sind die Kampagnen in drei Ringen dargestellt (Basisabfluss außen, Starkregen in der Mitte, Schneeschmelze innen).

Der Oberlauf (bis ca. 500 m) des Neudecker Bachs ist geprägt von sowohl weniger als auch stark degradierten Moorstandorten, aus welchen alle im Oberlauf befindlichen Zuflüsse entspringen (Abbildung 13). Bei Betrachtung der Schneeschmelze waren die höchsten DOC-Konzentrationen im Oberlauf vorzufinden. Der Mittellauf (ab ca. 500 m) ist hingegen von Mineralischen Nassstandorten als auch von umgelagerten/anthropogen überprägten Böden gekennzeichnet, in welchen teils mineralische Zuflüsse in den Neudecker Bach münden. Hier zeigte sich eine rapide Abnahme der DOC-Konzentration im Fließverlauf. Im Unterlauf (ab ca. 1500 m) traten vermehrt anthropogen-fluviatile Böden im Auenbereich, sowie Podsole und Braunerden im Außenbereich auf. Ab ca. 1500 m war auch ein Bruchpunkt zu beobachten an welchem nur noch eine moderate Abnahme der DOC-Konzentration bis hin zur Talsperrenmündung zu beobachten war. Die Beobachtungen legen nahe, dass hier eine hohe Abhängigkeit des Verlaufes der DOC-Konzentration zu den räumlichen Unterschieden der Bodentypen vorliegt. Biogeochemische Prozesse im Fließverlauf die einen DOM-Anstieg oder DOM-Verbrauch begünstigen, scheinen dabei vernachlässigbar zu sein.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass räumliche Faktoren, wie der vorherrschende Bodentyp, aber auch zeitlich variierende (ereignisgeprägte) Faktoren, wie Starkregenereignisse oder Schneeschmelzen, die DOC-Konzentrationen deutlich beeinflussen. Ohne den Einfluss von ereignisgeprägten Bodenwassereinträgen (Basisabfluss) weisen organische Nassstandorte höhere DOC-Konzentrationen auf verglichen mit Einzugsgebieten, die mineralisch geprägt sind. Bodenwassereinträge durch Starkregenereignisse und Schneeschmelzen erzeugen besonders an den Unterläufen hohe DOC-Konzentrationen. Diese positive Korrelation zwischen Abflüssen und DOC-Konzentrationen konnte auch in anderen Studien mit Einzugsgebieten mit organisch-mineralisch geprägten Böden oder einer Kombination verschiedener Bodentypen beobachtet werden (Hope et al. 1994). Hohe Bodenwassereinträge erzeugten auf den organischen Nassstandorten am Oberlauf des Neudecker Bachs überwiegend geringe DOC-Konzentrationen. Diese Beobachtung geht einher mit Studien, welche schwach negative Korrelationen zwischen Durchfluss und DOC-Konzentration an Nassstandorten und Mooren beobachteten (Hinton et al. 1997; Schiff et al. 1998; Billett et al. 2006).

5.5 DOC-Dynamik der Hauptzuflüsse - zeitliche Analyse

5.5.1 Auswertung manueller Beprobungen

Seit 1995 führt die LTV eine regelmäßige monatliche Beprobung der beiden Hauptzuflüsse der Talsperre Sosa durch. Im Mittel zeigten sich DOC-Konzentrationen von $2,59 \text{ mg l}^{-1}$ für die Kleine Bockau und $5,81 \text{ mg l}^{-1}$ für den Neudecker Bach. Wie bei den anderen Trinkwassertalsperre Südwestsachsen, steigen auch hier die DOC-Konzentrationen über die letzten Jahre hinweg an. Dieser Trend ist mit $0,13 \text{ mg l}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am Neudecker Bach deutlicher ausgeprägt als an der Kleinen Bockau mit $0,02 \text{ mg l}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 73).

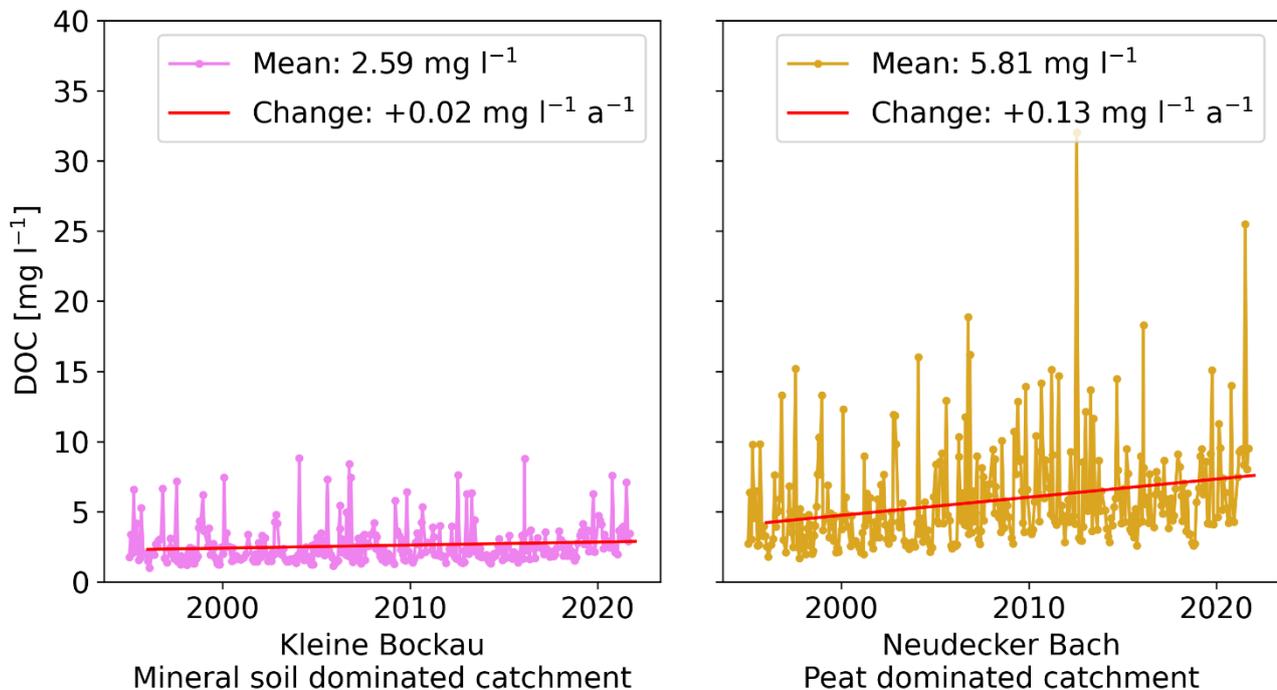


Abbildung 73: Gemessene DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperre Sosa (Datenquelle: LTV)

Insbesondere nach trockenen Jahren, wie 2003, 2015 und 2018 (vergl. Kapitel 3.3) finden sich relative Anstiege der DOC-Konzentrationen in beiden Fließgewässern (Abbildung 74). Auch der Trend der sinkenden Niederschläge führt zu einem Ansteigen der DOC-Konzentrationen über die Jahre.

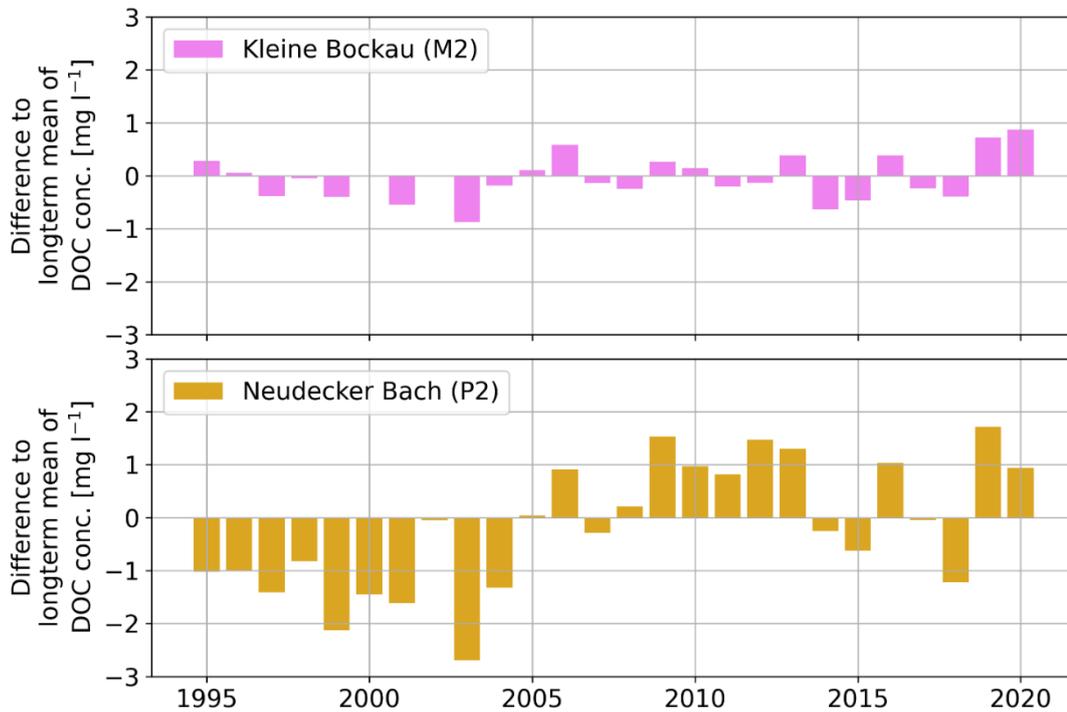


Abbildung 74: Jährliche Differenz zu den mittleren gemessene DOC-Konzentration der Zuflüsse der Trinkwassertalsperre Sosa (Datenquelle: LTV)

Im Bachwasser war die in den Humusaufgaben und obersten Torfhorizonten (siehe 5.3.3) beobachtete Saisonalität nur am Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) zu beobachten (Abbildung 75). Hier traten in den Sommermonaten z.T. sehr hohe DOC-Konzentrationen von $>40 \text{ mg C l}^{-1}$ auf. Bachabwärts am Neudecker Bach (P2) und an den Messstellen der Kleinen Bockau (M1, M2) unterlagen die DOC-Konzentrationen keinen jahreszeitlichen Schwankungen sondern waren von der Höhe der Wasserflüsse abhängig (Abbildung 75).

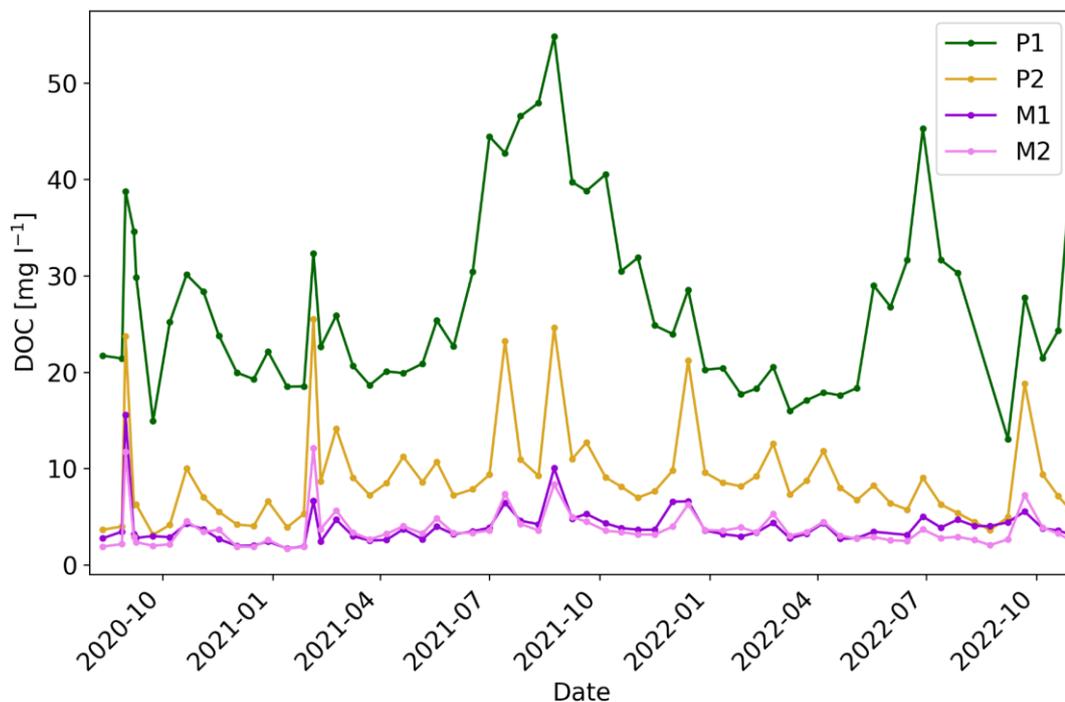


Abbildung 75: Dynamik der DOC-Konzentrationen im Neudecker Bach (P1 und P2) und der Kleinen Bockau (M1 und M2). Die Daten umfassen zweiwöchige Messungen von Oktober 2020 bis November 2022.

Um einen genaueren Blick auf die zugrundeliegenden Prozesse zu erhalten sind die zwei wöchentlichen Messungen im Rahmen dieses Projektes nicht ausreichend. Daher wurden an allen vier hydrologischen Messpunkten fDOM Sonden installiert, um DOC-Konzentrationsdaten in 15-Minuten-Auflösung zu erhalten. Die Kalibrierung dieser Sonden und die damit erzielten Ergebnisse werden im Folgenden erläutert.

5.5.2 Auswertung zeitlich hochaufgelöster DOC-Messungen

Im Rahmen der Instrumentierung der hydrologischen Messpunkte M1-2 und P1-2 wurden an allen Standorten YSI-EXO3 Sensoren installiert. Diese Sonden erfassen mit verschiedenen Sensoren die Gewassertemperatur, die Trübung, die elektrische Leitfähigkeit und den fluoreszierenden Anteil der gelösten organischen Substanz (fDOM). Installiert wurden die Sensoren im September 2020 und liefern seit dem alle 15 Minuten Messwerte, die als Proxy für die DOC-Konzentrationen herangezogen werden können (Snyder et al. 2018).

Da fDOM nur einen kleinen Teil des gesamten DOC erfasst, bedarf es einer standortsspezifischen Kalibrierung. Dazu werden zunächst im Labor manuell gemessenen DOC-Konzentrationsdaten mit den fDOM Werten der YSI-EXO3 Sonden in Bezug gestellt (Abbildung 76). Dabei wurde schnell klar, dass ein linearer Bezug von fDOM zu DOC nicht hergestellt werden kann. Auch fällt auf, dass ein individueller Zusammenhang für jede Messstation hilfreich ist. Generell sind höhere fDOM Werte in den beiden Moor-geprägten Einzugsgebieten (P1 und P2) zu finden. Um nun auf die DOC-Konzentrationen zu schließen, wurde zunächst eine Umrechnung anhand von internationaler Literatur durchgeführt, die eine Einbeziehung von Trübung und Wassertemperatur vorsieht (Hoffmeister et al. 2020), allerdings brachte diese Umrechnung nur marginale verbesserte Zusammenhänge in einer linearen Korrelation (hier nicht gezeigt).

Letztlich wurde daher ein eigenes Umrechnungsverfahren entwickelt. Unter Verwendung von Trübung, Temperatur und Wasserleitfähigkeitsdaten wurde eine multiple lineare Regression berechnet (mittlerer Teil Abbildung 76). Hiermit konnten die beobachteten DOC-Konzentrationen immerhin zu 18 % für P1 bis 82 % für M1 erklärt werden. Für eine fundierte Prozessanalyse ist dies allerdings zu wenig. Daher wurde mit Hilfe von Machine Learning ein Zusammenhang zwischen den Daten erstellt, der auch nicht lineare Zusammenhänge erkennt und in die Berechnungen mit einfließen lässt. Dabei wurde auf die sogenannte Random Forest Analyse zurückgegriffen (Breiman 2001) und damit die Vorhersage Genauigkeit auf 96 % für P1 bis 98 % für P2 erhöht (unterer Teil Abbildung 76).

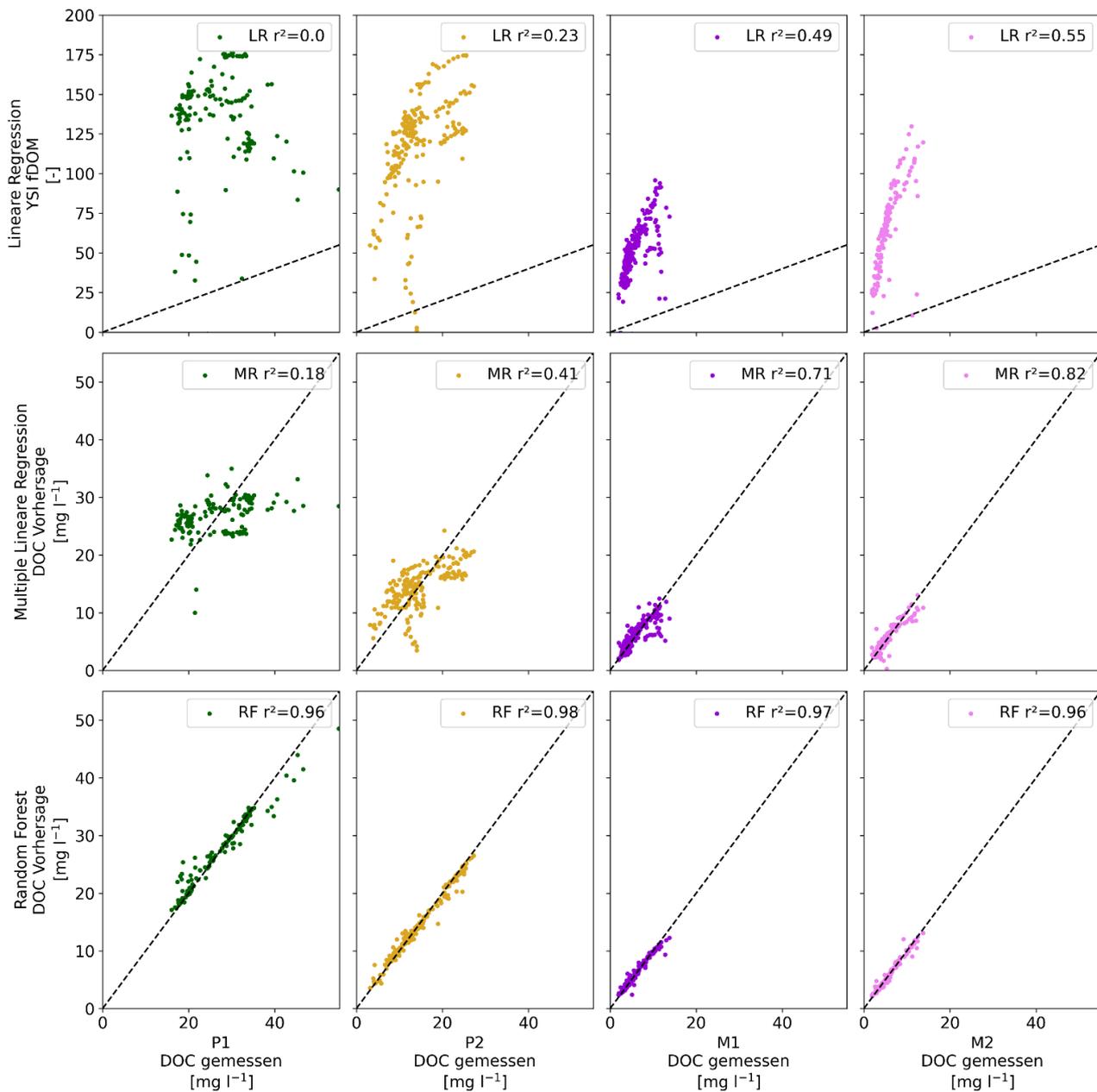


Abbildung 76: Korrelation der YSI-EXO3-Sonden-Messwerte zur fluoreszierenden gelösten organischen Substanz (fDOM) mit den manuell beprobten und im Labor gemessenen DOC-Konzentrationen zum gleichen Zeitpunkt an den vier verschiedenen Messpunkte P1-2 und M1-2. Zusammenhänge wurden durch lineare Regression (LR, Links), multiple lineare Regression (MLR, Mitte), sowie Random Forest (RF, Rechts) erstellt. MLR und RF nehmen neben den fDOM-Werten auch eine korrigierte fDOM-Wertereihe (Hoffmeister et al., 2020), sowie die Wassertemperatur, Trübung und Wasserleitfähigkeit in die Analyse mit auf. Der Zusammenhang ist jeweils mit dem Bestimmtheitsmaß r^2 quantifiziert. Eine 1:1 Linie dient der visuellen Orientierung.

Da bei allen Stationen das Random Forest Verfahren zu den besten Ergebnissen geführt hat (r^2 Werte von 0,96 bis 0,98) wird dieses im Folgenden verwendet, um durch die ermittelten Zusammenhänge aus fDOM, Wassertemperatur, Leitfähigkeit und Trübung eine hochaufgelöste Zeitreihe der DOC-Konzentrationen zu erstellen (Abbildung 77 und Abbildung 78). Hier zeigt sich insbesondere die Wichtigkeit, Zeitpunkte mit erhöhten DOC-Konzentrationen während der regelmäßigen Probenahme in die Analyse der YSI-EXO3 Daten aufzunehmen. Nur so kann eine verlässliche Umrechnung auch bei hohen DOC-Konzentrationen garantiert werden. Im vorliegenden Fall haben sich hier insbesondere die Daten der Auto-Sampler nützlich erwiesen, da diese automatisch bei Abflussevents aktiviert werden. Solche Zeitpunkte werden allenfalls zufällig im Rahmen von regelmäßigen Beprobungen erfasst. Generell zeigen drei von vier Messstandorten (M1-2 und P2) eine recht konstante Hintergrundkonzentration, die durch Abflussevents nur kurzfristig ansteigt (Abbildung 77).

Nur P1 weist einen saisonalen Unterschied in den Konzentrationen auf, mit hohen DOC-Konzentrationen mit bis zu 40 mg l^{-1} in den Sommermonaten, welche im Winter, auf immer noch hohe 20 mg l^{-1} absinken (oberstes Panel in Abbildung 77). Im Fall von P2, dessen Abfluss sich zu einem größeren Teil aus P1 zusammensetzt, zeigen sich die erhöhten Konzentrationen im Sommer nicht. Hier finden Verdünnungs- und/oder Abbau Prozesse entlang der Fließstrecke des Neudecker Bachs statt (zweites Panel in Abbildung 78).

Entlang des Gewässers der Kleinen Bockau dreht sich das Bild um. Hier finden sich in dem eher kleineren Einzugsgebiet von M1 die niedrigeren Konzentrationen (drittes Panel in Abbildung 78), während sich am Unterlauf (M2) höhere DOC-Konzentrationen, insbesondere wieder ausgelöst durch Abflussevents, finden (unterstes Panel in Abbildung 77). Beim Blick auf die Torfverteilung im Einzugsgebiet findet sich kein Torf in M1, während M2 durchaus im Bereich des Oberlaufs Torfflächen aufweist (Abbildung 13).

Unter Einbeziehung der nun auch neu verfügbaren zeitlich hochaufgelösten Abflussdaten ergibt sich ein interessanter Einblick in die DOC-Austragsdynamik der beiden Gewässer Kleine Bockau und Neudecker Bach (Abbildung 78). Die höchsten Abflüsse sind erwartungsgemäß in den Wintermonaten zu finden. In Kombination mit den DOC-Konzentration können nun auch die DOC-Frachten berechnet werden. Diese sind am hydrologischen Messpunkt M2 mit im Mittel 281 mg C s^{-1} am höchsten. Das Einzugsgebiet M2 ist allerdings auch mit $4,8 \text{ km}^2$ das Größte (Tabelle 7). Stellt man den Bezug zur Einzugsgebietsgröße her, erhält man die flächenspezifische DOC-Fracht (unterstes Panel in Abbildung 78). Hier erweist sich dann erwartungsgemäß P1 als größte DOC-Quelle mit $52,8 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Letztlich sind sich die flächenspezifischen DOC-Frachten der beiden Talsperren-Zuflüsse mit $34,1 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für den Neudecker Bach fast doppelt so hoch wie für die Kleine Bockau mit $18,5 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Frachtspitzen finden sich in beiden Gewässern nach Starkregen- und Schneeschmelzereignissen.

Wichtig zu erwähnen ist hier, dass die Mittelwerte der hochaufgelöst zur Verfügung stehenden DOC-Konzentrationsdaten deutlich über denen der langjährigen von der LTV erfassten Daten liegen. So hat der Punkt M2 laut den Daten der LTV ein langjähriges Mittel von $2,59 \text{ mg l}^{-1}$ (Abbildung 77, basierend auf monatlichen Daten), mit den hochaufgelösten Daten durch die YSI-EXO3 Sonden aber von $3,9 \text{ mg l}^{-1}$ (Abbildung 78, basierend auf 15-minütigen Daten). Noch extremer fällt der Unterschied bei P2 ins Gewicht. Dort liegt das langjährige Mittel bei $5,8 \text{ mg l}^{-1}$, für die hochaufgelösten Daten aber bei $10,4 \text{ mg l}^{-1}$. Dies verdeutlicht noch einmal wie wichtig eine hochaufgelöste Zeitreihe zum Monitoring eines temporärer so variablen Stoffes ist.

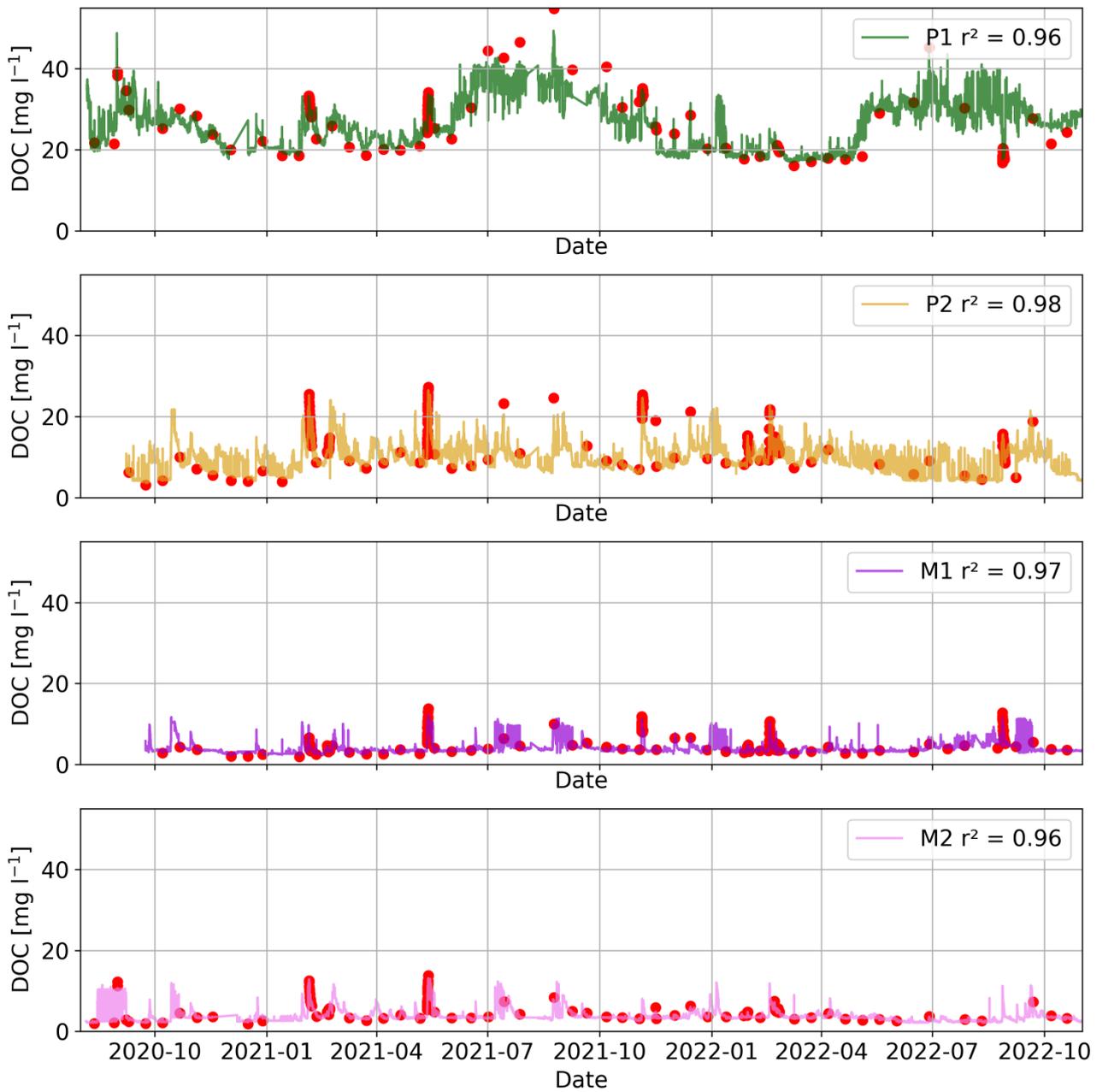


Abbildung 77: DOC-Konzentrationsdaten der YSI-EXO3 Sonde, basierend auf der Random Forest Umrechnung an den hydrologischen Messpunkte P1 (Grün), P2 (Gelb), M1 (dunkel Violett) und M2 (hell Violett) der Talsperre Sosa vom 01.09.2020 bis 01.08.2022. In Rot dargestellt sind die im Labor bestimmten DOC-Konzentrationen.

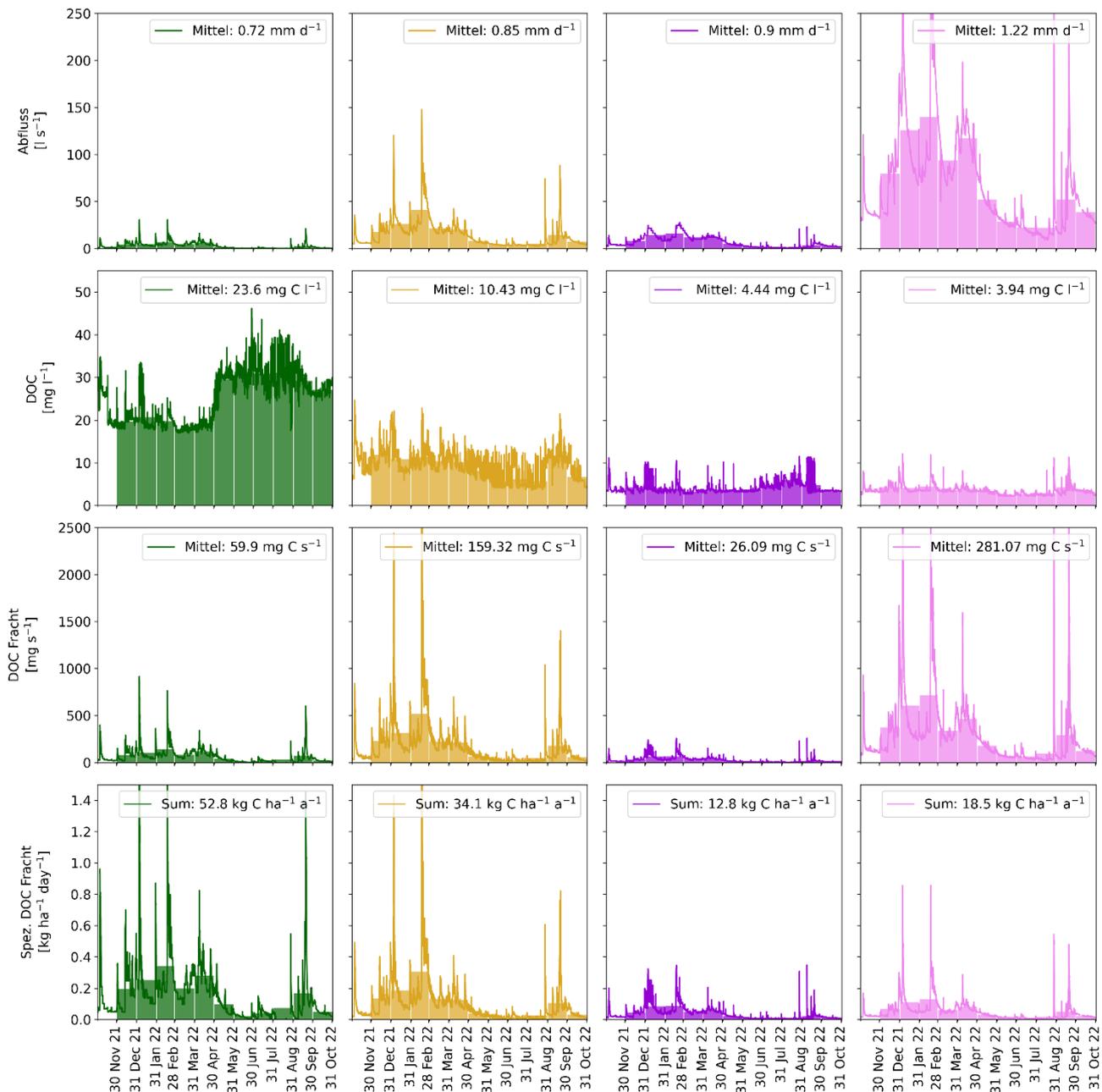


Abbildung 78: Darstellung der Abflussmessdaten (oberstes Panel) und hochaufgelöster DOC-Messdaten der YSI-Sonde (zweites Panel). Durch Multiplikation beider wurde die DOC-Fracht bestimmt (drittes Panel), sowie unter weiterer Hinzunahme der jeweiligen Einzugsgebietsgrößen (Tabelle 2.1) die flächenspezifische DOC-Fracht bestimmt (viertes Panel). Als Balken sind die jeweiligen monatlichen Mittelwerte dargestellt.

Das Random Forest Verfahren konnte nun auch angewandt werden, um andere Messwerte hochaufgelöst darstellen zu können. Ein Beispiel hier wäre das DOC/DON-Verhältnis (Abbildung 54), welches auch mit guten r^2 -Werten von $> 0,74$ während der Validierung dargestellt werden konnte. Hier zeigte sich, dass hohe DOC/DON-Verhältnisse in Abhängigkeit zu Abflussereignissen stehen. Hier erhöht sich der Anteil pflanzenbürtigem Materials bei steigenden Abflüssen, insbesondere aus den von Torf geprägten Einzugsgebieten der P und P2, während die hauptsächlich von mineralisch Böden geprägten Einzugsgebiete von M1 und M2 ganzjährig relativ konstante DOC/DON-Verhältnisse zeigen, die auf einen mikrobiellen Ursprung des organischen Materials schließen lassen.

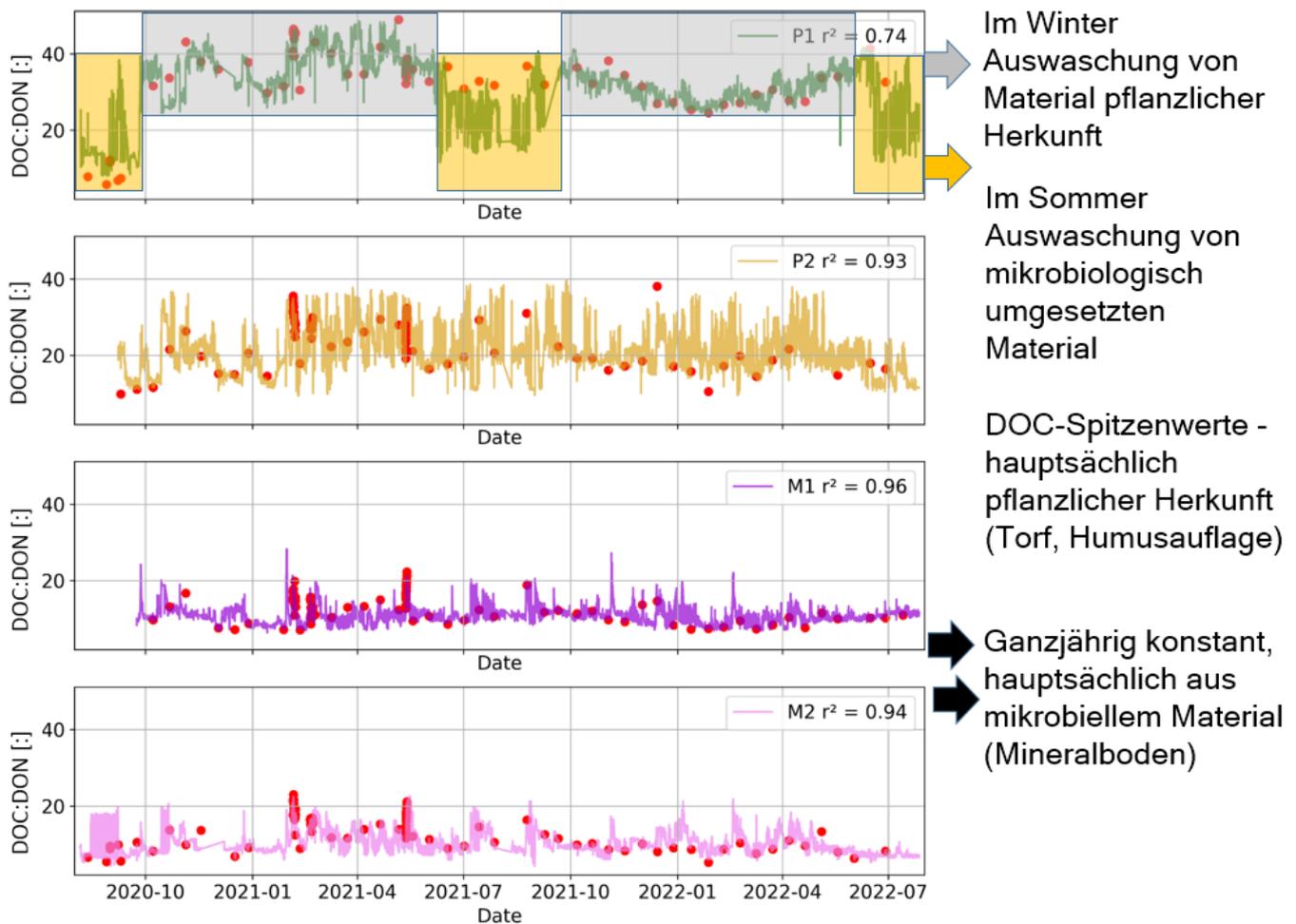


Abbildung 79: DOC:DON-Verhältnis basierend auf Daten der YSI-EXO3 Sonde und der Random Forest Umrechnung an den hydrologischen Messpunkte P1 (Grün), P2 (Gelb), M1 (dunkel Violett) und M2 (hell Violett) der Talsperre Sosa vom 01.09.2020 bis 01.08.2022. In Rot dargestellt sind die im Labor bestimmten DOC:DON-Verhältnisse.

5.6 Quantifizierung der DOC-Quellstärke (End Member Mixing Analyse)

Eine Endmembermixing Analyse (EMMA) ist eine Methode zur Identifizierung und Quantifizierung der dominanten Quellen von Wasser im Abfluss (Hooper 2003). Eine EMMA basiert auf der Annahme, dass die Zusammensetzung einer Probe als konservative Mischung aus einer begrenzten Anzahl von Endgliedern (EM) erklärt werden kann (Barthold et al. 2011). Die EM repräsentieren die verschiedenen Wasserquellen im Einzugsgebiet, wie z.B. Grundwasser, Oberflächenwasser oder Niederschlag. Die Tracer sind chemische oder physikalische Parameter, die die EM charakterisieren und sich bei der Mischung linear verhalten. Um eine EMMA durchzuführen, müssen mindestens zwei Tracer verwendet werden, aber mehr Tracer können die Genauigkeit und Zuverlässigkeit verbessern (Barthold et al. 2011).

Im Rahmen dieses Projekts testeten wir verschiedene Eingangsdaten, um eine EMMA durchzuführen. Diese umfassten die Komponenten der PARAFAC-Analyse aus den Fluoreszenzspektren, die Anteile verschiedener organischer Verbindungen an der DOM, die mit Hilfe von Pyrolyse GC/MS ermittelt wurden sowie die geochemischen Analysen der 14-tägigen Probenahmen (siehe 4.1.3.2.2). Zunächst wurden die Böden in ihre unterschiedlichen Horizonte/Tiefen unterteilt, um so die potenziellen DOM-Quellen unterscheiden zu können:

- Torf: Bodenwasser der Saugplatten und Saugkerzen im Hochmoor (BM1) aller 3 Tiefen (25 cm, 50 cm, 100 cm)
- Humusauflage: Bodenwasser der Saugplatten unterhalb der Humusauflage vom Moorgley (BM2), der Braunerde (BM3) und dem Podsol (BM4)
- Mineralboden: Bodenwasser aus den Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden des Moor-gleys (BM2), der Braunerde (BM3) und des Podsoles (BM4)

5.6.1 EMMA mit den Komponenten aus der PARAFAC-Analyse

Mit Hilfe einer PARAFAC-Analyse konnten sechs Hauptkomponenten der Boden- und Bachwasserproben im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa bestimmt werden (s. Kapitel 5.3.4). Zunächst wurde eine PCA-Analyse durchgeführt (Abbildung 80). Hierbei war festzustellen, dass die potentiellen DOM-Quellen gut unterscheidbar sind, die Bachwasserproben sich aber nicht innerhalb der identifizierten Endmember bewegten (schwarz gestrichelter Bereich in Abbildung 80). Damit ist eine Grundvoraussetzung für die EMMA nicht gegeben, so dass diese nicht mit den Fluoreszenzdaten durchgeführt werden konnte (Hooper 2003). Eine Ursache liegt hier in der Annahme der EMMA, dass die Tracer ein konservatives Verhalten zeigen müssen, sich also nicht während der Auswaschungs- und Transportprozesse vom Boden bis in den Bach verändern. Offensichtlich ist diese Voraussetzung für die identifizierten Komponenten der PARAFAC-Analyse nicht gegeben. Die mikrobiellen und photochemischen Umsetzungsprozesse, sowie geochemische Adsorptions- und Ausfällungsprozesse, die entlang der Fließpfade stattfinden, sind so groß, dass sie eine EMMA nicht zulassen. Wie bereits im Kapitel 5.3.4 beschrieben, lassen sich mit Hilfe der Fluoreszenzspektroskopie die unterschiedlichen potenziellen DOM-Quellen sehr gut identifizieren und voneinander trennen. Entlang der Hauptkomponente 2 sind Torfe und Humusauflagen gut voneinander zu unterscheiden. Die erste Hauptkomponente trennt DOM aus dem Mineralboden von DOM aus organischen Horizonten gut voneinander mit der $SUVA_{254}$, sowie den Komponenten C3, C4 und C6 der PARAFAC-Analyse als wichtige Parameter, die für diese Trennung entscheidend sind.

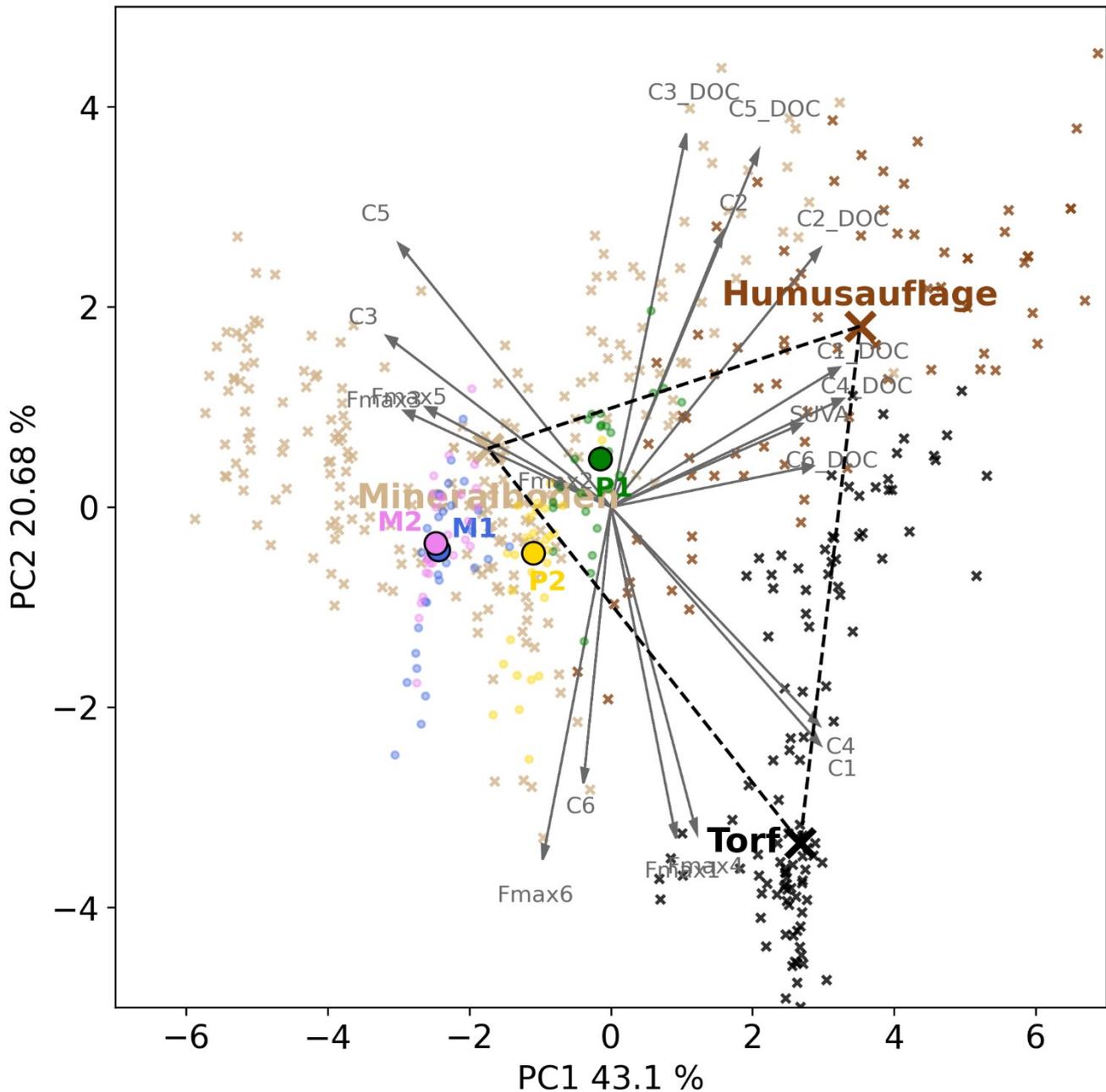


Abbildung 80: Darstellung einer PCA Analyse basierend auf Daten der UV- und Fluoreszenzspektroskopie, hauptsächlich der sechs Komponenten des PARAFAC-Modells. Die Daten wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufträge in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde.

5.6.2 EMMA mit Pyrolyse GC/MS Daten

Basis dieser Analyse sind die Daten aus der Pyrolyse GC/MS. Dafür wurden die einzelnen identifizierten Verbindungen in Verbindungsklassen gruppiert (s. Tabelle 10). Im Kapitel 5.3.5 konnte gezeigt werden, wie wertvoll die Pyrolyse GC/MS-Daten zur Identifizierung der potenziellen DOM-Quellen im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa sind. Allerdings führte eine EMMA zu keinem sinnvollen Ergebnis, da sich die Bachwasserproben nicht innerhalb der identifizierten Endmember bewegten (schwarz gestrichelter Bereich in Abbildung 81). Damit ist eine Grundvoraussetzung für die EMMA verletzt, so dass diese nicht mit den Daten aus der Pyrolyse GC/MS durchgeführt werden konnte (Hooper 2003).

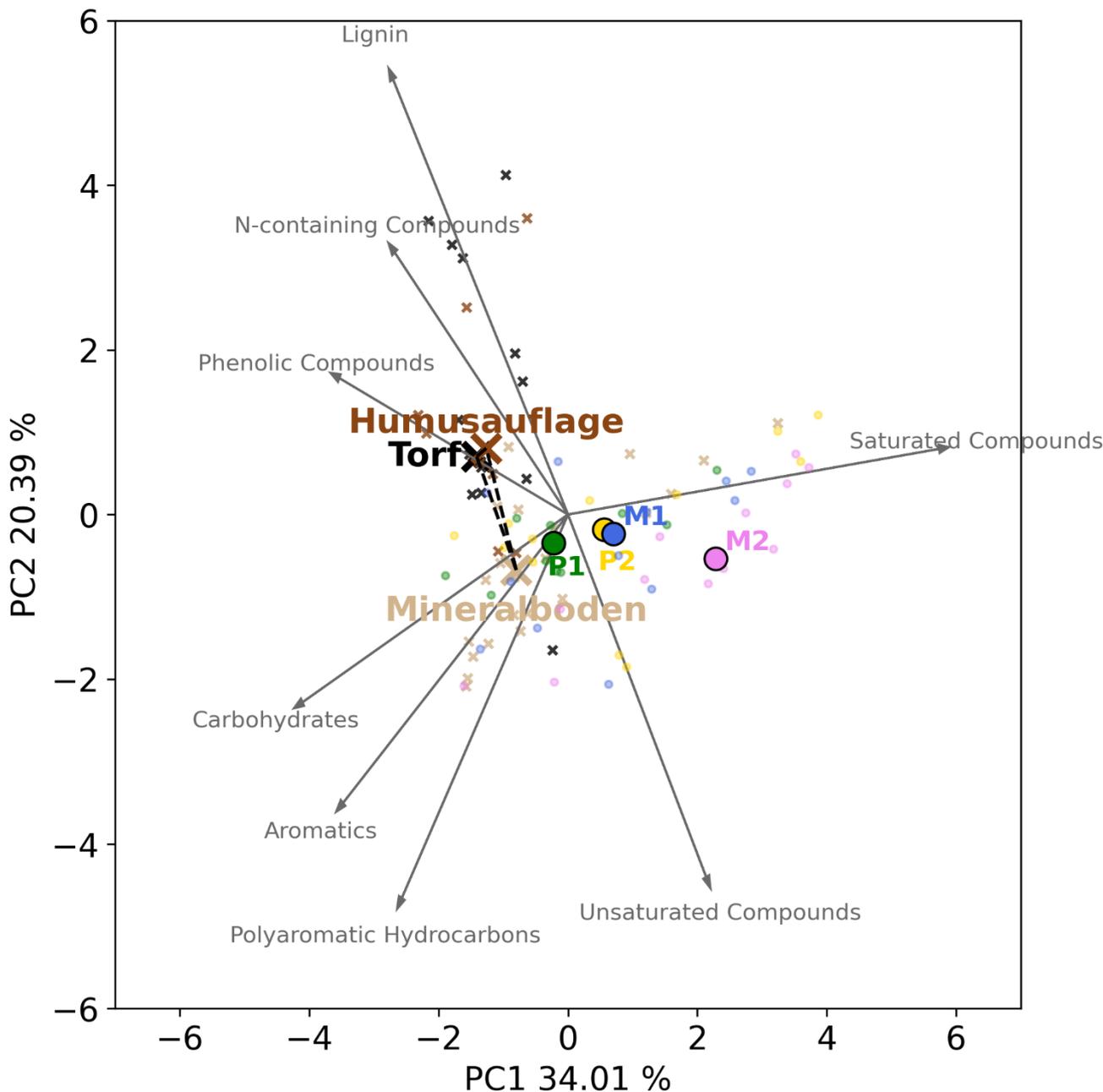


Abbildung 81: Darstellung einer PCA Analyse basierend auf Daten der Anteile der gelösten organischen Substanz basierend auf Pyrolyse GC/MS-Daten. Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusaufgabe in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralböden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde.

5.6.3 EMMA mit geochemischen Daten

Die im Zuge des FuE Vorhabens erhobenen geochemischen Analysen von pH, DOC, DON, DOC/DON-Verhältnis, Ammonium-N, Nitrat-N, Phosphat-P, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S wurden entsprechend nach den potenziellen Haupt-DOM-Quellen gruppiert (s. oben) und anschließend wurde eine PCA-Analyse durchgeführt (Abbildung 82). Hierbei war festzustellen, dass die geochemische Datengrundlage dazu geeignet ist, alle potenziellen DOM-Quellen sowie auch die Bachwasserproben gut zu unterscheiden. Die Hauptkomponente 1 differenzierte hauptsächlich die Humusauflage vom Mineralboden und dem Torf wobei für diese Unterscheidung vor allem die Konzentrationen an DOC, DON und TN verantwortlich waren. Die 2. Hauptkomponente differenzierte hauptsächlich Mineralboden von Torf mit den DOC/DON-Verhältnis und den Konzentrationen an S, Mn und Nitrat als die Variablen mit dem größten Einfluss. Die Bachwasserproben bewegten sich ebenfalls innerhalb der identifizierten Endmember (schwarz gestrichelter Bereich in Abbildung 82). Damit waren alle Grundvoraussetzung für eine EMMA erfüllt (Hooper 2003) und es ist davon auszugehen, dass sich die gewählten geochemischen Daten hinreichend konservativ verhalten. Damit konnte die Zusammensetzung der Bachwasserproben aus den unterschiedlichen terrestrischen Bereichen des Einzugsgebiets der Talsperre Sosa bestimmt werden. Während der Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) maßgeblich aus Torfböden entwässert (84,9 %), sind diese am Unterlauf der Kleinen Bockau (M2) nur zu 10,6 % vertreten. Hier zeigte sich in etwa der Flächenanteil, der sich auch in der Bodenkarte in Abbildung 7 ablesen lässt. Der Unterlauf der Neudecker Bachs wird schon maßgeblich vom Einfluss des Mineralbodens geprägt (65,6 %) und der Einfluss des Torfes geht auf knapp 34 % zurück. Die Kleine Bockau speist sich zw. 81 % (M1) und 86 % (M2) durch Wasser aus dem Mineralboden. Nennenswerte Beiträge aus der Humusauflage zeigten sich nur am Oberlauf des Neudecker Bachs mit ca. 14 %. Dieser geringe Einfluss der Humusauflage, der mit dieser EMMA ermittelt wurde, steht im Gegensatz zu dem abgeleiteten deutlichen Einfluss (aber nur qualitativ), der sich aus den Pyrolyse GC/MS-Daten abzeichnet.

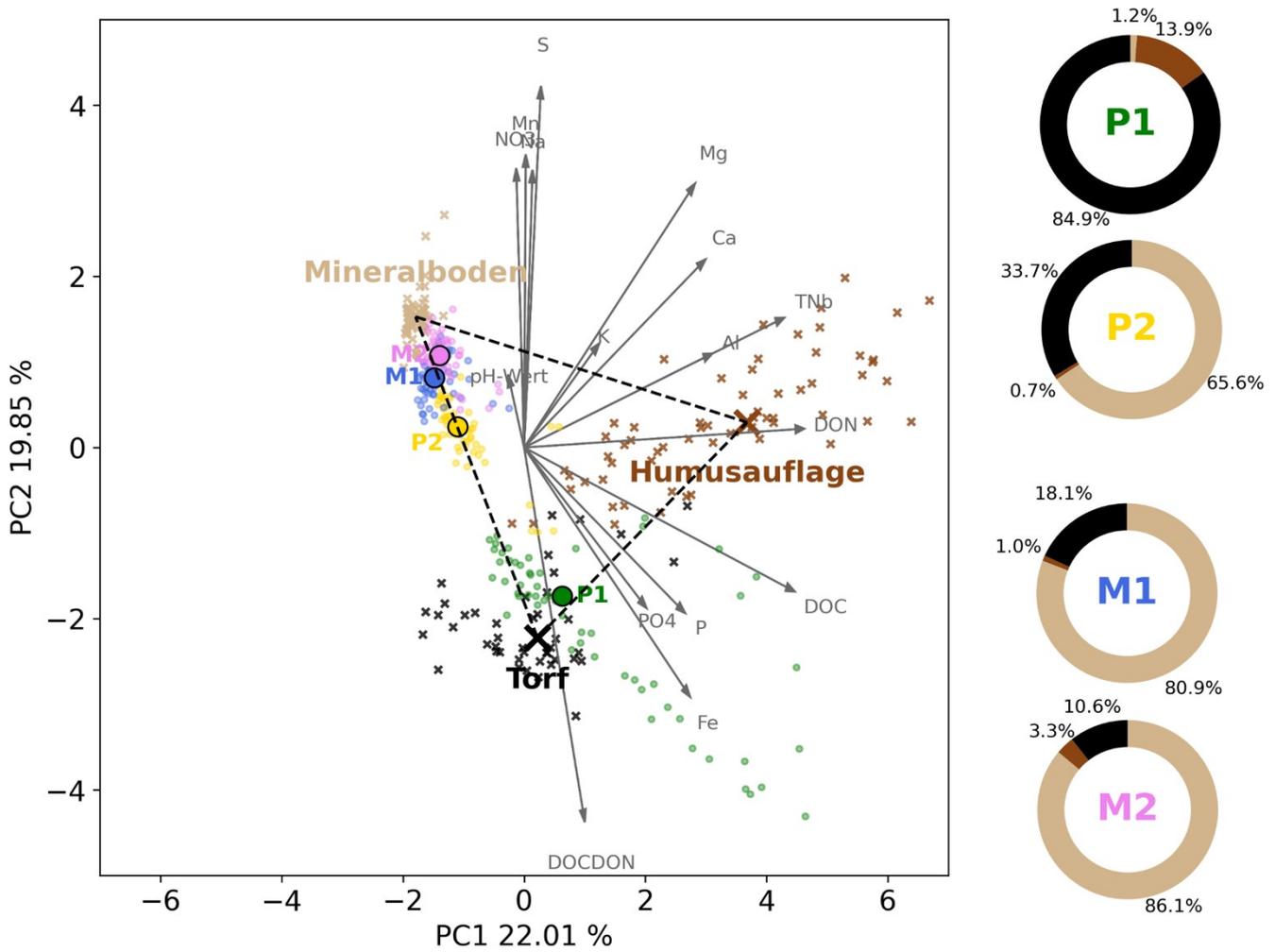


Abbildung 82: Linker Teil: PCA Analyse basierend auf geochemischen Daten (pH, DOC, DON, DOC/DON-Verhältnis, NO₃, PO₄, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, TN). Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusauflage in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde. Rechter Teil: Da alle Bedingungen für eine EMMA erfüllt sind, können die Mischungsverhältnisse der hydrologischen Messpunkte am Neudecker Bach und der Kleinen Bockau aus den potenziellen terrestrischen DOM-Quellen berechnet werden.

Anhand dieser Methode kann der Anteil der Endmember zwischen verschiedenen hydrologischen Bedingungen berechnet werden (Abbildung 83). Hier zeigte sich, dass bei erhöhtem Abfluss am Oberlauf des Neudecker Bachs (P1) es zu einem deutlich höheren Anteil der Humusauflage kam, während es an den anderen hydrologischen Messpunkten am Unterlauf des Neudecker Bachs und der Kleinen Bockau nicht zu einer anderen Zusammensetzung der Endmember aufgrund der veränderten hydrologischen Bedingungen kam. Dies lässt darauf schließen, dass die Moorflächen im Oberlauf des Neudecker Bachs eine hohe Wasserhaltekapazität haben und die erhöhte DOC-Konzentration bei erhöhten Abflüssen auch zu einem großen Teil (53 %) aus der Humusauflage stammen, während diese bei Basisabfluss einen deutlich geringeren Anteil (17 %) ausmachen. Dies lässt auf oberflächennahe Abflussfließwege schließen, die an den Unterläufen beider Bäche weniger ausgeprägt sind. Dieses Ergebnis zeigt die hohe Bedeutung der stark degradierten organischen Nassstandorte (z.B. BM2, Moorgley), denn vor allem diese befinden sich unter Wald. Dies ist ein wichtiger Hinweis, wenn es darum geht, erhöhte DOC-Einträge in die Talsperre

abzufangen. An dieser Stelle sollten die Humusauflagen in den Oberläufen nicht vernachlässigt werden. In Mooren hingegen können hohe Wasserflüsse zu eher niedrigen DOC-Konzentrationen führen, so dass es zu Verdünnungsprozessen kommt (Ågren et al., 2007; Schiff et al., 1998).

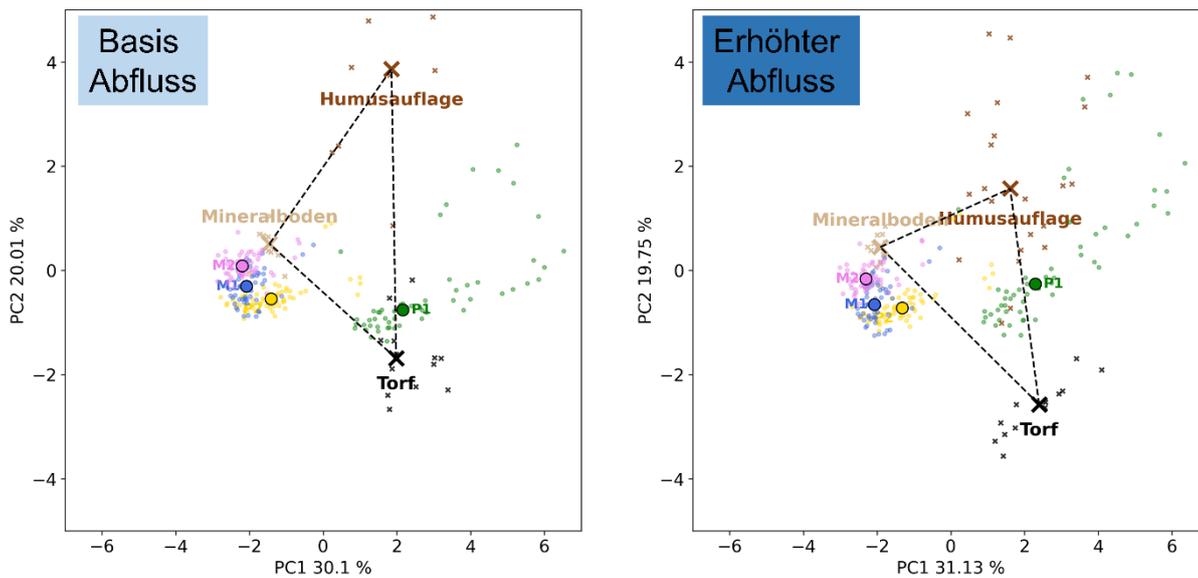


Abbildung 83: Linker Teil: Daten gefiltert auf Basisabfluss-Bedingungen. Rechter Teil: Daten gefiltert auf erhöhte Abflussbedingungen. Beide PCA Analysen basieren auf geochemischen Daten (pH, DOC, DON, DOC/DON-Verhältnis, NO₃, PO₄, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, TN). Die Ergebnisse wurden gruppiert zu Torf in schwarz (BM1 alle Tiefenstufen), Humusauflage in dunkelbraun (Saugplatten unterhalb der organischen Auflagen von BM2, BM3 und BM4), sowie Mineralboden in hellbraun (Saugkerzen im oberen und unteren Mineralboden von BM2, BM3 und BM4). Die x- und y-Achsen weisen den Erklärungsanteil auf, der mittels zugrundeliegender PCA Analyse ermittelt wurde. Da die Bedingungen für eine EMMA nicht erfüllt sind, können die Mischungsverhältnisse der hydrologischen Messpunkte aus den Bodenschichten nicht berechnet werden.

6 Schlussfolgerung und Ausblick

6.1 Konzeptionelles Modell für DOC-Freisetzung und -Transport im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa

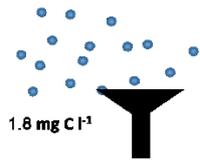
Die DOC-Konzentrationen und -Flüsse in den Böden und Oberflächengewässern im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa werden unabhängig von den dort ablaufenden Prozessen durch relativ hohe und im langjährigen Mittel steigende DOC-Einträge über Freiland- und Bestandesniederschlag beeinflusst. Wie groß dieser Einfluss ist, d.h. welcher Anteil an den steigenden DOC-Konzentrationen in den Bächen damit erklärt werden kann, ist weder für das Einzugsgebiet, noch allgemein bekannt.

In torfgeprägten Böden wie dem Erdhochmoor (Standort BM1) und dem degradierten Moorgley (Standort BM2) werden die lokalen DOC-Konzentrationen und die DOC-Austräge aus dem Boden sehr stark von den Torfhorizonten geprägt. Die DOC-Konzentrationen sind in diesen Horizonten wesentlich höher als im Mineralboden und zeigen die höchsten Konzentrationen im bereits stark degradierten oberflächennahen Torf (die durchschnittlichen DOC-Konzentrationen sind in den 4 Profilen in den jeweiligen Tiefen angegeben, Abbildung 84). Die Torfhorizonte sind eine kontinuierliche DOC-Quelle. Daher wurde die höchste flächenspezifische DOC-Fracht mit $53 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in dem Teileinzugsgebiet ermittelt, welches sehr stark von organischen Böden geprägt ist. Die höchsten DOC-Konzentrationen treten im Sommer auf, vermutlich aufgrund der dann schneller ablaufenden mikrobiellen Stoffwechselprozesse im Torf. Enge positive Korrelationen der DOC-Konzentration zu Gesamt-N (TN), Fe und Ca belegen den mikrobiellen Charakter der DOM-Freisetzung und die damit einhergehende Mobilisierung von N, Fe und Ca. Die mineralischen Standorte mit ihren Braunerden und Podsolen (BM3 und BM4) besitzen mit den Humusaufgaben zwar auch ein sehr hohes Potenzial zur DOM-Freisetzung (höchste DOC-Konzentrationen), allerdings fungieren die mineralischen Unterböden als effektive DOM-Senke. Diese Senkenwirkung ist im Mineralboden der Braunerden besonders ausgeprägt (stärkster Rückgang der DOC-Konzentration mit der Tiefe). DOM aus den mineralischen Böden ist sehr stark mikrobiell geprägt und besitzt positive Korrelationen zu Fe und Al. Hier zeigt sich die komplexierende Wirkung der organischen Moleküle, die hauptverantwortlich für die Verlagerung und den Transport von Fe und Al (Podsolierung) sind. Aus der negativen Korrelation zu Ca kann abgeleitet werden, dass durchgeführten Kalkungsmaßnahmen im Einzugsgebiet sich nicht fördernd auf die DOM-Freisetzung ausgewirkt haben. Teileinzugsgebiete, die überwiegend durch mineralische Böden geprägt sind, besitzen eine relativ geringe flächenspezifische DOC-Fracht von 13 bis $18 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die flächenspezifische DOC-Fracht von Teileinzugsgebieten, die sowohl organische Böden als auch mineralische Böden aufweisen, liegt zwischen rein organisch oder mineralisch dominierten Bereichen, mit zum Beispiel $34 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ am Unterlauf des Neudecker Bachs (BM2 zugeordnet). Unabhängig vom Mosaik der Böden kommt es bei Starkniederschlägen bzw. der Schneeschmelze zu Spitzenwerten in der DOC-Konzentration und folglich zu sehr hohen DOC-Flüssen. Es zeigen sich jedoch Unterschiede in den relativen Anstiegen der DOC-Konzentration. Diese sind besonders hoch, wenn stark degradierte Torfe im Einzugsgebiet vorhanden sind.

Neben der DOC-Bereitstellung ist die Konnektivität entscheidend für die DOC-Einträge in die Oberflächengewässer, – sowohl vertikal als auch horizontal. Befinden sich unter torfgeprägten Horizonten dichtgelagerte mineralische Horizonte mit verringerten hydraulischen Leitfähigkeiten, kann es bei Niederschlagsereignissen nach Aufsättigung des geringen verfügbaren Porenvolumens (Fill) zu oberflächennahen Abflüssen kommen (Spill), die durch hohe DOC-Konzentrationen gekennzeichnet sind. Ein Beispiel dafür bildet der betrachtete degradierte Moorgley. Die dann stattfindende horizontale Konnektivität ist jedoch räumlich begrenzt. Weisen dagegen die mineralischen Unterbodenhorizonte eine hohe hydraulische Leitfähigkeit auf, kommt es zu einer bevorzugten Tiefenverlagerung der DOM und dabei zu einem starken Rückgang der DOC-Konzentrationen (hohe Retention) mit der Folge einer DOC-armen Abflussbildung (Braunerden, Podsole).

Nass- und
Trockendeposition

Freilandniederschlag

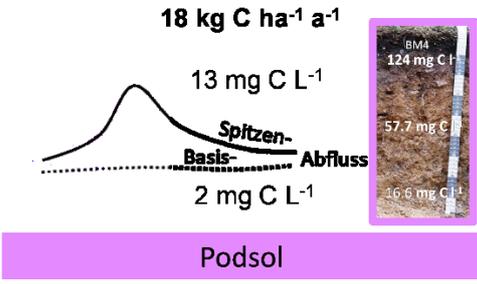
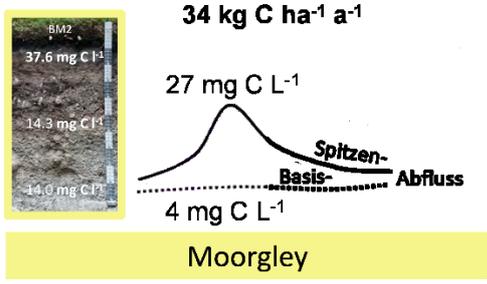
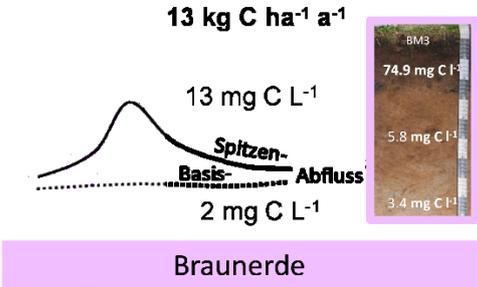
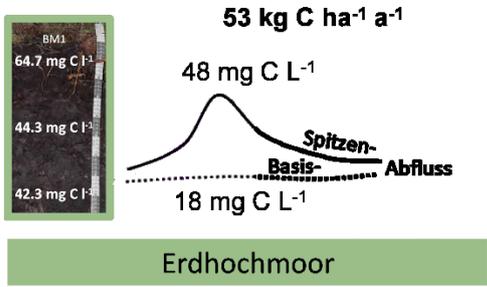


Bestandesniederschlag



FAZIT Steigende DOC-Einträge mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag

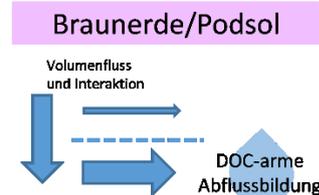
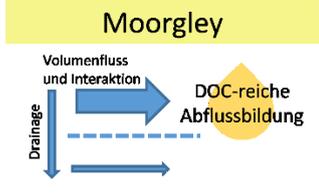
Bodentyp – organische und mineralische Böden



FAZIT

- hohe DOC-Austräge aus Torf – positive Korrelation zu Fe, TN und Ca
- niedrige DOC-Austräge aus Mineralböden (stark mikrobiell geprägt – positive Korrelation zu Fe, Al und negative Korrelation zu Ca)
- hohe Austräge bei hohen Wasserflüssen aus allen Böden

Konnektivität



FAZIT • Drainageeigenschaften der organik-reichen und der darunter liegenden mineralischen Horizonte entscheiden über DOC-Austrag in den Bach

Gewässer

DOC-Fracht [t C a⁻¹]

9.1 mg Cl⁻¹

Torf	1.7
Humusauflage	0.04
<u>Mineralische Horizonte</u>	<u>3.3</u>
Gesamt	5.0

Neudecker Bach

DOC-Fracht [t C a⁻¹]

3.8 mg Cl⁻¹

Torf	0.9
Humusauflage	0.29
<u>Mineralische Horizonte</u>	<u>7.6</u>
Gesamt	8.9

Kleine Bockau

FAZIT

- DOC-Spitzen ausgelöst durch Starkniederschläge und Schneeschmelze
- DOC-Retention entlang der Fließstrecke (abiotisch, biotisch?)
- Verdünnung DOC-reichen Moorwassers mit Wasser aus Mineralboden

Abbildung 84: Konzeptionelles Modell der DOC-Dynamik im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa mit den Teileinzugsgebieten des Neudecker Baches und der Kleinen Bockau

Aufgrund des hohen Anteils an organischen Nassstandorten (Moore, Moorgleye) im Zuflussgebiet und der damit verbundenen hohen durchschnittlichen DOC-Konzentration im Neudecker Bach ($9,1 \text{ mg C l}^{-1}$) trägt dieser mit Blick auf sein vergleichsweise kleines Einzugsgebiet überdurchschnittlich zur DOC-Fracht in die Talsperre bei (ca. 5 t C a^{-1}). Dabei ist der Anteil der DOC Fracht aus torfgeprägten Horizonten mit 34 % trotzdem wesentlich niedriger als der aus den Mineralböden des Einzugsgebiets. Der hohe Konzentrationsunterschied zwischen Torfhorizont und Bachwasser zeigt einerseits die "Verdünnung" durch DOC-arme Wässer aus den mineralischen Böden im Unterlauf des Einzugsgebiets des Neudecker Bachs. Desweiteren können auch Retentionsprozesse zu einer Verringerung der DOC-Konzentration vom Ober- hin zum Unterlauf führen. Welche Rolle biotische Abbauprozesse dabei spielen, ist für dieses Einzugsgebiet nicht geklärt, sie werden aber vermutlich eher eine geringe Rolle spielen. Im Projekt TALKO (Tittel und Kamjunke 2016) konnte gezeigt werden, dass der DOC-Abbau in den Bächen im Jahresmittel 12,3 % (Rappbode), 5,5 % (Hassel) und 0,6 % (Rote Mulde) der gesamten DOC-Freisetzung betrug. Der Anteil des DOC Abbaus an der Freisetzung war nur im Sommer bei niedrigem Abfluss hoch. Bei hohem Abfluss war der Anteil sehr gering. Es muss daher angenommen werden, dass Abbauprozesse innerhalb der Talsperren-Zuflüsse eine untergeordnete Rolle spielen.

Die DOC-Fracht der Kleinen Bockau (ca. 9 t C a^{-1}) wird dagegen maßgeblich geprägt durch die mineralischen Bodenhorizonte (Anteil von 86 %). Der Anteil aus torfgeprägten Horizonten ist mit ca. 10 % relativ gering, aber wesentlich höher als der Flächenanteil dieser Böden im Einzugsgebiet der Kleinen Bockau. Insgesamt tragen die organischen Böden mit ihren sehr unterschiedlich stark zersetzten Torfhorizonten zu etwa 19 % der DOC-Fracht in die Talsperre Sosa bei (Summe Neudecker Bach und Kleine Bockau). Die mineralischen Bodenhorizonte haben hingegen einen Anteil von 78% an der DOC-Fracht in die Talsperre. An diesen Zahlen sieht man, wie wichtig es ist, bei der Betrachtung die flächenspezifische DOC-Fracht (mit den höchsten Werten für die organischen Böden) von der Gesamtfracht zu differenzieren.

6.2 Schlussfolgerung, offene Forschungsfragen und Ausblick

Die organischen Nassstandorte mit Mooren unterschiedlicher Degradationsstufen sind eine kontinuierliche DOM-Quelle für die Bäche im Einzugsgebiet der Talsperre Sosa. Diese Standorte besitzen die größte flächenspezifische DOC-Fracht, tragen aber nur zu 19 % zum DOC-Eintrag in die Talsperre bei. Dieser Anteil ist allerdings größer als der Flächenanteil der organischen Nassstandorte und dokumentiert ihre überproportionale Bedeutung für die steigenden DOC-Konzentrationen. Somit ist der Anteil organischer Nassstandorte im Einzugsgebiet eine entscheidende Steuergröße der DOC-Einträge in die Talsperre. Es konnten deutliche Hinweise gefunden werden, dass stark degradierte Moore, die nur noch Torfreste aufweisen, das höchste DOM-Freisetzungspotenzial besitzen. Hier spielt wahrscheinlich der mikrobiologische Torfabbau in der Vegetationsperiode eine entscheidende Rolle. Mineralböden zeigen einen ambivalenten Charakter als DOM-Quelle. Einerseits halten sie große Mengen an DOC zurück, die aus der Humusaufgabe in die mineralischen Horizonte perkolieren. Andererseits weisen sie, entsprechend ihres großen Flächenanteils im Einzugsgebiet, mit 78 % den größten Anteil der DOC-Fracht in die Talsperre auf. Welche Rolle die Mineralböden für die ansteigenden DOC-Konzentrationen spielen, kann noch nicht abgeschätzt werden und bedarf weiterer Untersuchungen. Der wesentlich höhere jährliche Anstieg der DOC-Konzentration im Neudecker Bach mit einem höheren Anteil organischer Böden in diesem Einzugsgebiet im Vergleich zur Kleinen Bockau lässt die Vermutung zu, dass bisher die Mineralböden für den jährlichen Anstieg der DOC-Konzentrationen nur eine untergeordnete Rolle spielen. Diese Hypothese muss mit zukünftigen Arbeiten gezielt überprüft werden. Der DOC-Eintrag aus Humusaufgaben, der die Talsperre di-

rekt und ohne Interaktion mit dem Mineralboden erreicht, lässt sich nur schwer einschätzen. An mineralischen Standorten lassen die geochemischen Eigenschaften der Boden- und Bachwässer auf einen sehr niedrigen Anteil schließen (ca. 3 %), der aber bei hohen Abflüssen ansteigt. Untersuchungen zur Zusammensetzung der DOM deuten aber einen wesentlich größeren Einfluss der Humusaufgaben hin, der aber noch nicht quantifizierbar ist. Vor allem Humusaufgaben auf den degradierten organischen Nassstandorten scheinen einen überdurchschnittlich hohen Beitrag zu den DOC-Frachten bei starken Abflüssen zu leisten. Zeitlich hochaufgelöste Messungen der DOC-Konzentrationen und deren Qualitätsmerkmale (unter anderem das DOC/DON-Verhältnis) in den Bächen belegen die große Bedeutung hoher Abflüsse nach der Schneeschmelze und nach Starkniederschlagsereignissen für den DOC-Austrag aus den Böden in die Bäche und damit in die Talsperre. Ebenso zeigen sie die deutlichen Unterschiede in der Herkunft der DOM, mit einer Dominanz pflanzenbürtiger Komponenten bei starken Abflüssen. Bei Basisabfluss ist DOM hingegen stark mikrobiell geprägt. Die zeitlich hochaufgelösten Messungen der DOC-Konzentration im Gewässer haben sich als besonders wertvoll erwiesen; ohne diese Messungen würde man Spitzenwerte allenfalls zufällig erfassen und den langfristigen Durchschnitt der DOC-Konzentration im Bach und damit auch die Frachten stark unterschätzen.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass vor allem die Mineralböden von Braunerden einen hohen Beitrag zu Rückhalt und Retention von DOM leisten. Dieses Potenzial ist bei weitem noch nicht ausgeschöpft und könnte für zukünftige Maßnahmen zur Stabilisierung bzw. Verringerung der DOC-Einträge in die Talsperre eine wichtige Rolle spielen. Hingegen scheinen Podsole dafür weniger gut geeignet zu sein. Sie werden sich zukünftig wahrscheinlich eher zu einer zusätzlichen DOM-Quelle entwickeln. Beide Aspekte bedürfen weiterer Untersuchungen.

Die Austragsdynamik von DOM aus den Böden in die Bäche ist sehr stark von kleinräumigen Freisetzung- und Transportprozessen geprägt. Die bodenhydrologischen Untersuchungen zeigen, dass es einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen DOM-Bereitstellung, lokalen Speicherkapazitäten und hydraulischer Konnektivität von DOM-Quellen und -Senken gibt. Das Zusammenspiel dieser Faktoren ist für den DOC-Export insbesondere bei Niederschlags- und Abflussereignissen entscheidend. Die Fill-and-Spill Hypothese kann die Prozesse grundsätzlich erklären: Dichtgelagerte mineralische Horizonte unter torfgeprägten organischen Horizonten führen so bei entsprechenden Niederschlagsereignissen (Fill) zu oberflächennahen Abflüssen mit hohen DOC-Konzentrationen und -Frachten (Spill). Andererseits ist die Abflussdynamik in den Mineralböden von einer mineralischen Passage und dem Anschluss an die Schotterdecken der Mittellage geprägt. Dabei gibt es eine Vielzahl an präferentiellen Fließpfaden, die Wasser auch lateral effizient weiterleiten können. Diese müssen erfasst werden, um zukünftige DOC-Austräge besser vorhersagen zu können, da DOC-Austräge vor allem hydrologisch gesteuert werden. Das Verhältnis von Makroporen-Anzahl zur Dichte der Schotterdecke entscheidet über den Schwellenwert (Fill), nach dessen Erreichen das Wasser abfließen kann (Spill). Klima (Temperatur sowie Menge und Muster der Niederschläge) und Standort sind daher wichtige und interagierende Einflussfaktoren auf die DOC-Frachten.

In zukünftigen Untersuchungen sollten mikrobielle und physikalische Prozesse im Mineralboden und in den organisch geprägten Horizonten auf unterschiedlichen Skalen adressiert werden, um aus dem Zusammenspiel der DOM-Freisetzungprozesse (gesteuert durch Temperatur und Bodenfeuchte) und der Konnektivität die zukünftige Entwicklung der DOC-Konzentrationen und der DOC-Frachten vorhersagen zu können. Die Erfassung von Langzeittrends der DOC-Konzentration im Mineralboden sollte erfolgen, um die Rolle mineralischer Bodenhorizonte für die ansteigenden DOC-Konzentrationen zu klären. Insgesamt gilt es eine Monitoringstrategie zu entwickeln, mit der in Einzugsgebieten mit steigenden DOC-

Konzentrationen im Bachwasser die DOM-Quellen und Prozesse, die für Freisetzung, Retention und Transport entscheidend sind, zu identifizieren und zu überwachen. Bei der Weiterführung des Vorhabens in der Phase 2 sind zudem mögliche Maßnahmen zur Verringerung des Anstiegs der DOC-Konzentrationen zu identifizieren. Diese sollten einerseits darauf zielen, DOC-Austräge aus den organischen Nassstandorten zu verringern und andererseits die hohe Rückhaltekapazität mineralischer Bodenhorizonte (vor allem Braunerden) aktiv(er) zur Verringerung der DOC-Einträge in die Talsperre zu nutzen. Solche Maßnahmen bedürfen allerdings einer intensiven Entwicklung und experimenteller Testphasen im Gelände.

7 Literaturverzeichnis

- Abbott, Geoffrey D.; Swain, Eleanor Y.; Muhammad, Aminu B.; Allton, Kathryn; Belyea, Lisa R.; Laing, Christopher G.; Cowie, Greg L. (2013): Effect of water-table fluctuations on the degradation of Sphagnum phenols in surficial peats. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 106, S. 177–191. DOI: 10.1016/j.gca.2012.12.013.
- Abramoff, Rose Z.; Georgiou, Katerina; Guenet, Bertrand; Torn, Margaret S.; Huang, Yuanyuan; Zhang, Haicheng et al. (2021): How much carbon can be added to soil by sorption? In: *Biogeochemistry* 152 (2-3), S. 127–142. DOI: 10.1007/s10533-021-00759-x.
- Ågren, A.; Buffam, I.; Jansson, M.; Laudon, H. (2007): Importance of seasonality and small streams for the landscape regulation of dissolved organic carbon export. In: *J. Geophys. Res.* 112 (G3), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2006JG000381.
- Aitkenhead, J. A.; Hope, D.; Billett, M. F. (1999): The relationship between dissolved organic carbon in stream water and soil organic carbon pools at different spatial scales. In: *Hydrol. Process.* 13 (8), S. 1289–1302. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1085(19990615)13:8<1289::AID-HYP766>3.0.CO;2-M.
- Aitkenhead, J. A.; McDowell, W. H. (2000): Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. In: *Global Biogeochem. Cycles* 14 (1), S. 127–138. DOI: 10.1029/1999GB900083.
- Allroggen, Niklas; Jackisch, Conrad; Tronicke, Jens (2017): Four-dimensional gridding of time-lapse GPR data. In: 2017 9th International Workshop on Advanced Ground Penetrating Radar (IWAGPR). Unter Mitarbeit von Allroggen, N., Jackisch, C., and Tronicke, J. 2017 9th International Workshop on Advanced Ground Penetrating Radar (IWAGPR). Edinburgh, United Kingdom, 28.06.2017 - 30.06.2017: IEEE, S. 1–4.
- Allroggen, Niklas; Tronicke, Jens (2016): Attribute-based analysis of time-lapse ground-penetrating radar data. In: *GEOPHYSICS* 81 (1), H1-H8. DOI: 10.1190/geo2015-0171.1.
- Angermann, Lisa; Jackisch, Conrad; Allroggen, Niklas; Sprenger, Matthias; Zehe, Erwin; Tronicke, Jens et al. (2017): Form and function in hillslope hydrology: characterization of subsurface flow based on response observations. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21 (7), S. 3727–3748. DOI: 10.5194/hess-21-3727-2017.
- Asmala, Eero; Carstensen, Jacob; Räike, Antti (2019): Multiple anthropogenic drivers behind upward trends in organic carbon concentrations in boreal rivers. In: *Environ. Res. Lett.* 14 (12), S. 124018. DOI: 10.1088/1748-9326/ab4fa9.
- Barthold, Frauke K.; Tyralla, Christoph; Schneider, Katrin; Vaché, Kellie B.; Frede, Hans-Georg; Breuer, Lutz (2011): How many tracers do we need for end member mixing analysis (EMMA)? A sensitivity analysis. In: *Water Resour. Res.* 47 (8). DOI: 10.1029/2011WR010604.
- Billett, Michael F.; Deacon, Claire M.; Palmer, Sheila M.; Dawson, Julian J. C.; Hope, Diane (2006): Connecting organic carbon in stream water and soils in a peatland catchment. In: *J. Geophys. Res.* 111 (G2), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2005JG000065.

- Björnerås, C.; Weyhenmeyer, G. A.; Evans, C. D.; Gessner, M. O.; Grossart, H.-P.; Kangur, K. et al. (2017): Widespread Increases in Iron Concentration in European and North American Freshwaters. In: *Global Biogeochem. Cycles* 31 (10), S. 1488–1500. DOI: 10.1002/2017GB005749.
- Blaurock, Katharina; Garthen, Phil; da Silva, Maria P.; Beudert, Burkhard; Gilfedder, Benjamin S.; Fleckenstein, Jan H. et al. (2022): Riparian Microtopography Affects Event-Driven Stream DOC Concentrations and DOM Quality in a Forested Headwater Catchment. In: *J. Geophys. Res.* 127 (12). DOI: 10.1029/2022JG006831.
- Bolan, Nanthi S.; Adriano, Domy C.; Kunhikrishnan, Anitha; James, Trevor; McDowell, Richard; Senesi, Nicola (2011): Dissolved Organic Matter. In: Donald L. Sparks (Hg.): *Advances in agronomy*. Volume 110, Bd. 110. 1st ed. Amsterdam: Elsevier (*Advances in Agronomy*, 110), S. 1–75.
- Börke, P.; Müller, I.; Tenholtern, R.; Warnke-Grüttne, R.; Böhm, A. L.; Andreae, H. et al. (2017): Fachliche Position zu den Ergebnissen des Forschungsvorhabens zu Huminstoffeinträgen in Trinkwassersperren (TALKO) und weiteres Vorgehen. In: *Erlass des SMUL vom 11.01.2017*.
- Bornmann, Katrin; Wricke, Burkhard (2020): Möglichkeiten und Grenzen der DOC-Eliminierung in der Aufbereitung. Online verfügbar unter https://www.boden.sachsen.de/download/7_Moeglichkeiten_und_Grenzen_der_DOC_Eliminierung_in_der_Aufbereitung_Bornmann.pdf.
- Boyer, Elizabeth W.; Hornberger, George M.; Bencala, Kenneth E.; McKnight, Diane (1996): Overview of a simple model describing variation of dissolved organic carbon in an upland catchment. In: *Ecological Modelling* 86 (2-3), S. 183–188. DOI: 10.1016/0304-3800(95)00049-6.
- Breiman, Leo (2001): Random forests. In: *Machine Learning* 45 (1), S. 5–32. DOI: 10.1023/A:1010933404324.
- Broder, Tanja; Knorr, Klaus-Holger; Biester, Harald (2017): Changes in dissolved organic matter quality in a peatland and forest headwater stream as a function of seasonality and hydrologic conditions. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21 (4), S. 2035–2051. DOI: 10.5194/hess-21-2035-2017.
- Brooks, P. D.; McKnight, D. M.; Bencala, K. E. (1999): The relationship between soil heterotrophic activity, soil dissolved organic carbon (DOC) leachate, and catchment-scale DOC export in headwater catchments. In: *Water Resour. Res.* 35 (6), S. 1895–1902. DOI: 10.1029/1998WR900125.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), www.bmuv.de (2022): Nationale Moorschutzstrategie. Online verfügbar unter <https://www.bmuv.de/download/nationale-moorschutzstrategie>.
- Chaharbaghi Sichani, M. (2022): Masterthesis. Characterization of dissolved organic matter by fluorescence spectroscopy along the terrestrial-aquatic continuum in the catchment of the Sosa drinking water reservoir. TU Dresden - Institut für Bodenkunde und Standortslehre.
- Chen, Huan; Blosser, Gavin D.; Majidzadeh, Hamed; Liu, Xijun; Conner, William H.; Chow, Alex T. (2018): Integration of an automated identification-quantification pipeline and statistical techniques for pyrolysis GC/MS tracking of the molecular fingerprints of natural organic matter. In: *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 134, S. 371–380. DOI: 10.1016/j.jaap.2018.07.002.

- Clair, T. A.; Pollock, T. L.; Ehrman, J. M. (1994): Exports of carbon and nitrogen from river basins in Canada's Atlantic Provinces. In: *Global Biogeochem. Cycles* 8 (4), S. 441–450. DOI: 10.1029/94GB02311.
- Cool, Geneviève; Lebel, Alexandre; Sadiq, Rehan; Rodriguez, Manuel J. (2014): Impact of catchment geophysical characteristics and climate on the regional variability of dissolved organic carbon (DOC) in surface water. In: *The Science of the total environment* 490, S. 947–956. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.091.
- Creed, I. F.; Beall, F. D.; Clair, T. A.; Dillon, P. J.; Hesslein, R. H. (2008): Predicting export of dissolved organic carbon from forested catchments in glaciated landscapes with shallow soils. In: *Global Biogeochem. Cycles* 22 (4), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2008gb003294.
- Denis, Marie; Jeanneau, Laurent; Petitjean, Patrice; Murzeau, Anaëlle; Liotaud, Marine; Yonnet, Louise; Gruau, Gérard (2017): New molecular evidence for surface and sub-surface soil erosion controls on the composition of stream DOM during storm events. In: *Biogeosciences* 14 (22), S. 5039–5051. DOI: 10.5194/bg-14-5039-2017.
- Denner, Maik; Wendel, Dirk; Müller, Ingo; Keßler, Karin; Dittrich, Ingo (2016): Verbreitung und Zustand der Moore in Sachsen – die Moorkomplexe als interdisziplinäre Übersicht. In: *Geoprofil* 14, S. 79–95.
- Eberhardt, E. (2022): Die neue Bodensystematik, die Substratsystematik und die neuen Horizontsymbole - Überblick und Prinzipien. Jahrestagung der DBG, 2022. Online verfügbar unter https://eprints.dbges.de/1855/1/Eberhardt_Bodensystematik_2022.pdf.
- Eckhardt, B. W.; Moore, T. R. (1990): Controls on Dissolved Organic Carbon Concentrations in Streams, Southern Québec. In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 (8), S. 1537–1544. DOI: 10.1139/f90-173.
- Egusa, Tomohiro; Kumagai, Tomo'omi; Oda, Tomoki; Ohte, Nobuhito (2021): Effects of bedrock groundwater discharge on spatial variability of dissolved carbon, nitrogen, and phosphorous concentrations in stream water within a forest headwater catchment. In: *Hydrol. Process.* 35 (1). DOI: 10.1002/hyp.13993.
- Eklöf, Karin; Brömssen, Claudia von; Amvrosiadi, Nino; Fölster, Jens; Wallin, Marcus B.; Bishop, Kevin (2021): Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. In: *Water research* 203, S. 117544. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117544.
- Evans, Chris D.; Jones, Tim G.; Burden, Annette; Ostle, Nick; Zieliński, Piotr; Cooper, Mark D. A. et al. (2012): Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils. In: *Global Change Biology* 18 (11), S. 3317–3331. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2012.02794.x.
- Fellman, Jason B.; Hood, Eran; D'Amore, David V.; Edwards, Richard T.; White, Dan (2009): Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. In: *Biogeochemistry* 95 (2-3), S. 277–293. DOI: 10.1007/s10533-009-9336-6.
- Finstad, Anders G.; Andersen, Tom; Larsen, Søren; Tominaga, Koji; Blumentrath, Stefan; Wit, Heleen A. de et al. (2016): From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. In: *Scientific Reports* 6, S. 31944. DOI: 10.1038/srep31944.

- Gaffney, Paul P. J.; Hancock, Mark H.; Taggart, Mark A.; Andersen, Roxane (2020): Restoration of afforested peatland: Immediate effects on aquatic carbon loss. In: *Science of The Total Environment* 742, S. 140594. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140594.
- Garmo, Øyvind A.; Kaste, Øyvind; Arle, Jens; Austnes, Kari; Wit, Heleen de; Fölster, Jens et al. (2020): Trends and patterns in surface water chemistry in Europe and North America between 1990 and 2016, with particular focus on changes in land use as a confounding factor for recovery.
- Gmach, Maria Regina; Cherubin, Maurício Roberto; Kaiser, Klaus; Cerri, Carlos Eduardo Pellegrino (2020): Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. In: *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)* 77 (3), Artikel e20180164. DOI: 10.1590/1678-992X-2018-0164.
- Grunewald, K.; Korth, A.; Scheithauer, J.; Schmidt, W. (2003): Verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher zentraleuropäischer Mittelgebirge. In: *Wasser & Boden* 55 (4), S. 47–51.
- Grunewald, K.; Schmidt, W. (2005): Bilaterale Untersuchungen und modellgeschützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächengewässer aufgrund veränderter Ökosystemzustände und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion. In: *FuE-Abschlussbericht*. Online verfügbar unter <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/wasser/qualitaet/02-wt-0171-0172.pdf>.
- Grunewald, K.; Sudbrack, R.; Scheithauer, J.; Heiser, A. (2009): Einzugsgebiete mit gestörten Hochmooren und ihre Relevanz für Trinkwassertalsperren im Erzgebirge. In: *Wasser & Abfall* 11 (11), S. 49–54.
- Hachgenei, Nico; Vaury, Véronique; Nord, Guillaume; Spadini, Lorenzo; Duwig, Céline (2022): Faster and more precise isotopic water analysis of discrete samples by predicting the repetitions' asymptote instead of averaging last values. In: *MethodsX* 9, S. 101656. DOI: 10.1016/j.mex.2022.101656.
- Hagedorn, F.; Kaiser, K.; Feyen, H.; Schleppei, P. (2000): Effects of Redox Conditions and Flow Processes on the Mobility of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen in a Forest Soil. In: *J. environ. qual.* 29 (1), S. 288–297. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010036x.
- Härkönen, Laura H.; Lepistö, Ahti; Sarkkola, Sakari; Kortelainen, Pirkko; Räike, Antti (2023): Reviewing peatland forestry: Implications and mitigation measures for freshwater ecosystem browning. In: *Forest Ecology and Management* 531, S. 120776. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.120776.
- Harshman, Richard A.; Lundy, Margaret E. (1994): PARAFAC: Parallel factor analysis. In: *Computational Statistics & Data Analysis* 18 (1), S. 39–72. DOI: 10.1016/0167-9473(94)90132-5.
- Hieke, F.; Sinapius, R. (2021): Bodenkundliche Detailkartierung Einzugsgebiet Talsperre Sosa. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG.
- Hinton, M. J.; Schiff, S. L.; English, M. C. (1997): The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. In: *Biogeochemistry* 36 (1), S. 67–88. DOI: 10.1023/A:1005779711821.
- Hiraide, Masataka (1992): Heavy Metals Complexed with Humic Substances in Fresh Water. In: *Analytical Sciences* 8 (4), S. 453–459. DOI: 10.2116/analsci.8.453.

- Hoffmeister, S.; Murphy, K. R.; Cascone, C.; Ledesma, J. L. J.; Köhler, S. J. (2020): Evaluating the accuracy of two in situ optical sensors to estimate DOC concentrations for drinking water production. In: *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 6 (10), S. 2891–2901. DOI: 10.1039/D0EW00150C.
- Hood, Eran; Gooseff, Michael N.; Johnson, Sherri L. (2006): Changes in the character of stream water dissolved organic carbon during flushing in three small watersheds, Oregon. In: *J. Geophys. Res.* 111 (G1). DOI: 10.1029/2005JG000082.
- Hooper, Richard P. (2003): Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry. In: *Water Resour. Res.* 39 (3). DOI: 10.1029/2002WR001528.
- Hope, D.; Billett, M. F.; Cresser, M. S. (1994): A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 84 (3), S. 301–324. DOI: 10.1016/0269-7491(94)90142-2.
- Inamdar, Shreeram; Finger, Nina; Singh, Shatrughan; Mitchell, Myron; Levia, Delphis; Bais, Harsh et al. (2012): Dissolved organic matter (DOM) concentration and quality in a forested mid-Atlantic watershed, USA. In: *Biogeochemistry* 108 (1-3), S. 55–76. DOI: 10.1007/s10533-011-9572-4.
- Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. In: *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenk.* 56 (1-3), S. 26–38. DOI: 10.1002/jpln.19520560107.
- Jackisch, Conrad; Angermann, Lisa; Allroggen, Niklas; Sprenger, Matthias; Blume, Theresa; Tronicke, Jens; Zehe, Erwin (2017): Form and function in hillslope hydrology: in situ imaging and characterization of flow-relevant structures. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21 (7), S. 3749–3775. DOI: 10.5194/hess-21-3749-2017.
- Kaiser, Klaus; Kalbitz, Karsten (2012): Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. In: *Soil Biology and Biochemistry* 52, S. 29–32. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.04.002.
- Kalbitz, K.; Solinger, S.; Park, J.-H.; Michalzik, B.; Matzner, E. (2000): CONTROLS ON THE DYNAMICS OF DISSOLVED ORGANIC MATTER IN SOILS: A REVIEW. In: *Soil Science* 165 (4), S. 277–304. DOI: 10.1097/00010694-200004000-00001.
- Kalbitz, Karsten; Kaiser, Klaus (2008): Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. In: *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenk.* 171 (1), S. 52–60. DOI: 10.1002/jpln.200700043.
- Kalbitz, Karsten; Kaiser, Klaus; McDowell, William H. (2017): Nitrate decline unlikely to have triggered release of dissolved organic carbon and phosphate to streams. In: *Global Change Biology* 23 (7), S. 2535–2536. DOI: 10.1111/gcb.13659.
- Kida, Morimaru; Kojima, Taichi; Tanabe, Yukiko; Hayashi, Kentaro; Kudoh, Sakae; Maie, Nagamitsu; Fujitake, Nobuhide (2019): Origin, distributions, and environmental significance of ubiquitous humic-like fluorophores in Antarctic lakes and streams. In: *Water research* 163, S. 114901. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114901.
- Knorr, K.-H. (2013): DOC-dynamics in a small headwater catchment as driven by redox fluctuations and hydrological flow paths – are DOC exports mediated by iron reduction/oxidation cycles? In: *Biogeosciences* 10 (2), S. 891–904. DOI: 10.5194/bg-10-891-2013.

- Kothawala, D. N.; Roehm, C.; Blodau, C.; Moore, T. R. (2012): Selective adsorption of dissolved organic matter to mineral soils. In: *Geoderma* 189-190, S. 334–342. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.07.001.
- Kothawala, Dolly N.; Ji, Xing; Laudon, Hjalmar; Ågren, Anneli M.; Futter, Martyn N.; Köhler, Stephan J.; Tranvik, Lars J. (2015): The relative influence of land cover, hydrology, and in-stream processing on the composition of dissolved organic matter in boreal streams. In: *J. Geophys. Res.* 120 (8), S. 1491–1505. DOI: 10.1002/2015JG002946.
- Kothawala, Dolly N.; Murphy, Kathleen R.; Stedmon, Colin A.; Weyhenmeyer, Gesa A.; Tranvik, Lars J. (2013): Inner filter correction of dissolved organic matter fluorescence. In: *Limnol. Oceanogr. Methods* 11 (12), S. 616–630. DOI: 10.4319/lom.2013.11.616.
- Kritzberg, Emma S.; Hasselquist, Eliza Maher; Škerlep, Martin; Löfgren, Stefan; Olsson, Olle; Stadmark, Johanna et al. (2020): Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. In: *Ambio* 49 (2), S. 375–390. DOI: 10.1007/s13280-019-01227-5.
- Lalonde, Karine; Mucci, Alfonso; Ouellet, Alexandre; Gélinas, Yves (2012): Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. In: *Nature* 483 (7388), S. 198–200. DOI: 10.1038/nature10855.
- Lambert, Thibault; Bouillon, Steven; Darchambeau, François; Massicotte, Philippe; Borges, Alberto V. (2016): Shift in the chemical composition of dissolved organic matter in the Congo River network. In: *Biogeosciences* 13 (18), S. 5405–5420. DOI: 10.5194/bg-13-5405-2016.
- Laudon, Hjalmar; Tetzlaff, Doerthe; Soulsby, Chris; Carey, Sean; Seibert, Jan; Buttle, Jim et al. (2013): Change in winter climate will affect dissolved organic carbon and water fluxes in mid-to-high latitude catchments. In: *Hydrol. Process.* 27 (5), S. 700–709. DOI: 10.1002/hyp.9686.
- Leach, Taylor H.; Winslow, Luke A.; Hayes, Nicole M.; Rose, Kevin C. (2019): Decoupled trophic responses to long-term recovery from acidification and associated browning in lakes. In: *Global Change Biology* 25 (5), S. 1779–1792. DOI: 10.1111/gcb.14580.
- Lee, Jaeyoung; Whitehead, Paul G.; Futter, Martyn N.; Hall, Jim W. (2020): Impacts of Droughts and Acidic Deposition on Long-Term Surface Water Dissolved Organic Carbon Concentrations in Upland Catchments in Wales. In: *Front. Environ. Sci.* 8, Artikel 578611. DOI: 10.3389/fenvs.2020.578611.
- Leinemann, Timo; Mikutta, R.; Kalbitz, K.; Schaarschmidt, F.; Guggenberger, G. (2016): Small scale variability of vertical water and dissolved organic matter fluxes in sandy Cambisol subsoils as revealed by segmented suction plates. In: *Biogeochemistry* 131 (1-2), S. 1–15. DOI: 10.1007/s10533-016-0259-8.
- Lepistö, Ahti; Räike, Antti; Sallantausta, Tapani; Finér, Leena (2021): Increases in organic carbon and nitrogen concentrations in boreal forested catchments - Changes driven by climate and deposition. In: *The Science of the total environment* 780, S. 146627. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146627.
- Li, Penghui; Lee, Sang Hee; Lee, Soo Hyung; Lee, Jun-Bae; Lee, Yun Kyung; Shin, Hyun-Sang; Hur, Jin (2016): Seasonal and storm-driven changes in chemical composition of dissolved organic matter: a case study of a reservoir and its forested tributaries. In: *Environmental science and pollution research international* 23 (24), S. 24834–24845. DOI: 10.1007/s11356-016-7720-z.

Liebmann, Patrick; Mikutta, Robert; Kalbitz, Karsten; Wordell-Dietrich, Patrick; Leinemann, Timo; Preusser, Sebastian et al. (2022): Biogeochemical limitations of carbon stabilization in forest subsoils #. In: *Z. Pflanzenernaehr. Dueng. Bodenk.* 185 (1), S. 35–43. DOI: 10.1002/jpln.202100295.

Lindroos, Antti-Jussi; Kitunen, Veikko; Derome, John; Helmisaari, Heljä-Sisko (2002): Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. In: *Water research* 36 (20), S. 4951–4958. DOI: 10.1016/s0043-1354(02)00226-9.

Lindsay, John B.; Creed, Irena F. (2005): Sensitivity of Digital Landscapes to Artifact Depressions in Remotely-sensed DEMs. In: *photogramm eng remote sensing* 71 (9), S. 1029–1036. DOI: 10.14358/PERS.71.9.1029.

Liu, Li; Song, Cunyi; Yan, Zengguang; Li, Fasheng (2009): Characterizing the release of different composition of dissolved organic matter in soil under acid rain leaching using three-dimensional excitation-emission matrix spectroscopy. In: *Chemosphere* 77 (1), S. 15–21. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2009.06.026.

Marhaba, Taha F.; Bengraïne, Karim; Pu, Yong; Aragón, Jaime (2003): Spectral fluorescence signatures and partial least squares regression: model to predict dissolved organic carbon in water. In: *Journal of hazardous materials* 97 (1-3), S. 83–97. DOI: 10.1016/s0304-3894(02)00246-7.

Marín-Spiotta, E.; Gruley, K. E.; Crawford, J.; Atkinson, E. E.; Miesel, J. R.; Greene, S. et al. (2014): Paradigm shifts in soil organic matter research affect interpretations of aquatic carbon cycling: transcending disciplinary and ecosystem boundaries. In: *Biogeochemistry* 117 (2-3), S. 279–297. DOI: 10.1007/s10533-013-9949-7.

Marquardt, Wolfgang; Brüggemann, Erika; Auel, Renate; Herrmann, Hartmut; Möller, Detlev (2022): Trends of pollution in rain over East Germany caused by changing emissions. In: *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 53 (5), S. 529. DOI: 10.3402/tellusb.v53i5.16631.

McDonnell, Jeffrey J.; Spence, Christopher; Karran, Daniel J.; van Meerveld, H. J.; Harman, Ciaran J. (2021): Fill-and-Spill: A Process Description of Runoff Generation at the Scale of the Beholder. In: *Water Resour. Res.* 57 (5). DOI: 10.1029/2020wr027514.

Meichßner, S. (2020): Erkenntnisse aus der Aufbereitung stark huminstoffbelasteter Talsperren-Rohwässer. LfULG-Workshop „DOC-Einträge in Oberflächengewässer“. TU Dresden. Tharandt, 03.03.2020. Online verfügbar unter https://www.boden.sachsen.de/download/20200303_DOC_Workshop.pdf.

Meyer-Jacob, Carsten; Labaj, Andrew L.; Paterson, Andrew M.; Edwards, Brie A.; Keller, Wendel Bill; Cumming, Brian F.; Smol, John P. (2020): Re-browning of Sudbury (Ontario, Canada) lakes now approaches pre-acid deposition lake-water dissolved organic carbon levels. In: *The Science of the total environment* 725, S. 138347. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2020.138347.

Meyer-Jacob, Carsten; Michelutti, Neal; Paterson, Andrew M.; Cumming, Brian F.; Keller, Wendel Bill; Smol, John P. (2019): The browning and re-browning of lakes: Divergent lake-water organic carbon trends linked to acid deposition and climate change. In: *Scientific Reports* 9 (1), S. 16676. DOI: 10.1038/s41598-019-52912-0.

- Monteith, Donald T.; Stoddard, John L.; Evans, Christopher D.; Wit, Heleen A. de; Forsius, Martin; Høgåsen, Tore et al. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. In: *Nature* 450 (7169), S. 537–540.
- Moore, Tim R.; Paré, David; Boutin, Robert (2008): Production of Dissolved Organic Carbon in Canadian Forest Soils. In: *Ecosystems* 11 (5), S. 740–751. DOI: 10.1007/s10021-008-9156-x.
- Morgenschweis, Gerd (2018): Hydrometrie. Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg (VDI-Buch).
- Murphy, Kathleen R.; Stedmon, Colin A.; Graeber, Daniel; Bro, Rasmus (2013): Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. PARAFAC. In: *Anal. Methods* 5 (23), S. 6557. DOI: 10.1039/c3ay41160e.
- Murphy, Kathleen R.; Stedmon, Colin A.; Wenig, Philip; Bro, Rasmus (2014): OpenFluor– an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. In: *Anal. Methods* 6 (3), S. 658–661. DOI: 10.1039/C3AY41935E.
- Musolff, A.; Fleckenstein, J. H.; Opitz, M.; Büttner, O.; Kumar, R.; Tittel, J. (2018): Spatio-temporal controls of dissolved organic carbon stream water concentrations. In: *Journal of Hydrology* 566, S. 205–215. DOI: 10.1016/J.JHYDROL.2018.09.011.
- Musolff, Andreas; Selle, Benny; Büttner, Olaf; Opitz, Michael; Tittel, Jörg (2017): Unexpected release of phosphate and organic carbon to streams linked to declining nitrogen depositions. In: *Global Change Biology* 23 (5), S. 1891–1901. DOI: 10.1111/GCB.13498.
- Negassa, Wakene; Eckhardt, Kai-Uwe; Regier, Tom; Leinweber, Peter (2021): Dissolved organic matter concentration, molecular composition, and functional groups in contrasting management practices of peatlands. In: *Journal of environmental quality* 50 (6), S. 1364–1380. DOI: 10.1002/jeq2.20284.
- Nieminen, Mika; Sarkkola, Sakari; Sallantausta, Tapani; Hasselquist, Eliza Maher; Laudon, Hjalmar (2021): Peatland drainage - a missing link behind increasing TOC concentrations in waters from high latitude forest catchments? In: *Science of The Total Environment* 774, S. 145150. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145150.
- Ohno, Tsutomu (2002): Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. In: *Environmental science & technology* 36 (4), S. 742–746. DOI: 10.1021/es0155276.
- Osburn, Christopher L.; Oviedo-Vargas, Diana; Barnett, Emily; Dierick, Diego; Oberbauer, Steven F.; Genereux, David P. (2018): Regional Groundwater and Storms Are Hydrologic Controls on the Quality and Export of Dissolved Organic Matter in Two Tropical Rainforest Streams, Costa Rica. In: *J. Geophys. Res.* 123 (3), S. 850–866. DOI: 10.1002/2017JG003960.
- Pachauri, R. K.; Allen, M. R.; Barros, V. R.; Broome, J.; Cramer, W.; Christ, R. et al. (2015): Climate change 2014. Synthesis report. Hg. v. R. K. Pachauri und Leo Mayer. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter <https://epic.awi.de/id/eprint/37530/>.

- Peacock, Mike; Evans, Chris D.; Fenner, Nathalie; Freeman, Chris; Gough, Rachel; Jones, Timothy G.; Lebron, Inma (2014): UV-visible absorbance spectroscopy as a proxy for peatland dissolved organic carbon (DOC) quantity and quality: considerations on wavelength and absorbance degradation. In: *Environ. Sci.: Processes Impacts* 16 (6), S. 1445–1461. DOI: 10.1039/C4EM00108G.
- Perakis, Steven S.; Hedin, Lars O. (2002): Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. In: *Nature* 415 (6870), S. 416–419. DOI: 10.1038/415416a.
- Pisani, Oliva; Bosch, David D.; Coffin, Alisa W.; Endale, Dinku M.; Liebert, Dan; Strickland, Timothy C. (2020): Riparian land cover and hydrology influence stream dissolved organic matter composition in an agricultural watershed. In: *The Science of the total environment* 717, S. 137165. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137165.
- Qiu, Jiali; Shen, Zhenyao; Leng, Guoyong; Wei, Guoyuan (2021): Synergistic effect of drought and rainfall events of different patterns on watershed systems. In: *Scientific Reports* 11 (1), S. 18957. DOI: 10.1038/s41598-021-97574-z.
- Qiu, Qingyan; Wu, Jianping; Liang, Guohua; Liu, Juxiu; Chu, Guowei; Zhou, Guoyi; Zhang, Deqiang (2015): Effects of simulated acid rain on soil and soil solution chemistry in a monsoon evergreen broad-leaved forest in southern China. In: *Environmental monitoring and assessment* 187 (5), S. 272. DOI: 10.1007/s10661-015-4492-8.
- Ritson, Jonathan P.; Bell, Michael; Brazier, Richard E.; Grand-Clement, Emilie; Graham, Nigel J. D.; Freeman, Chris et al. (2016): Managing peatland vegetation for drinking water treatment. In: *Scientific Reports* 6 (1), S. 36751.
- Roulet, Nigel; Moore, Tim R. (2006): Environmental chemistry: browning the waters. In: *Nature* 444 (7117), S. 283–284. DOI: 10.1038/444283a.
- Sawicka, Katarzyna; Clark, Joanna M.; Vanguelova, Elena; Monteith, Don T.; Wade, Andrew J. (2021): Spatial properties affecting the sensitivity of soil water dissolved organic carbon long-term median concentrations and trends. In: *The Science of the total environment* 780, S. 146670. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146670.
- Scaini, Anna; Audebert, Marine; Hissler, Christophe; Fenicia, Fabrizio; Gourdol, Laurent; Pfister, Laurent; Beven, Keith John (2017): Velocity and celerity dynamics at plot scale inferred from artificial tracing experiments and time-lapse ERT. In: *Journal of Hydrology* 546, S. 28–43. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.12.035.
- Scheibler, S. (2021): Masterthesis. Effects of drying and rewetting on production of dissolved organic matter in organic soil horizons. TU Dresden - Institut für Bodenkunde und Standortslehre.
- Schellekens, Judith; Buurman, Peter; Pontevedra-Pombal, Xabier (2009): Selecting parameters for the environmental interpretation of peat molecular chemistry – A pyrolysis-GC/MS study. In: *Organic Geochemistry* 40 (6), S. 678–691. DOI: 10.1016/j.orggeochem.2009.03.006.
- Schiff, Sherry; Aravena, Ramon; Mewhinney, Eric; Elgood, Richard; Warner, Barry; Dillon, Peter; Trumbore, Susan (1998): Precambrian Shield Wetlands: Hydrologic Control of the Sources and Export of Dissolved Organic Matter. In: *Climatic Change* 40 (2), S. 167–188. DOI: 10.1023/A:1005496331593.

Schwanecke, Walther; Kopp, Dietrich (1996): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. Unter Mitarbeit von Abteilung Forstliche Rahmenplanung und Standorterkundung. In: *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten* 8 (96).

Selle, Benny; Knorr, Klaus-Holger; Lischeid, Gunnar (2019): Mobilisation and transport of dissolved organic carbon and iron in peat catchments—Insights from the Lehstenbach stream in Germany using generalised additive models. In: *Hydrol. Process.* 33 (25), S. 3213–3225. DOI: 10.1002/HYP.13552.

Sepp, Margot; Kõiv, Toomas; Nõges, Peeter; Nõges, Tiina (2019): The role of catchment soils and land cover on dissolved organic matter (DOM) properties in temperate lakes. In: *Journal of Hydrology* 570, S. 281–291. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.01.012.

Shutova, Yulia; Baker, Andy; Bridgeman, John; Henderson, Rita K. (2014): Spectroscopic characterisation of dissolved organic matter changes in drinking water treatment: From PARAFAC analysis to online monitoring wavelengths. In: *Water research* 54, S. 159–169. DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.053.

Silva, M. P.; Blaurock, K.; Beudert, B.; Fleckenstein, J. H.; Hopp, L.; Peiffer, S. et al. (2021): Delineating Source Contributions to Stream Dissolved Organic Matter Composition Under Baseflow Conditions in Forested Headwater Catchments. In: *J. Geophys. Res.* 126 (8). DOI: 10.1029/2021JG006425.

Singh, Shatrughan; Inamdar, Shreeram; Mitchell, Myron; McHale, Patrick (2014): Seasonal pattern of dissolved organic matter (DOM) in watershed sources: influence of hydrologic flow paths and autumn leaf fall. In: *Biogeochemistry* 118 (1-3), S. 321–337. DOI: 10.1007/s10533-013-9934-1.

Škerlep, Martin; Steiner, Eva; Axelsson, Anna-Lena; Kritzberg, Emma S. (2020): Afforestation driving long-term surface water browning. In: *Global Change Biology* 26 (3), S. 1390–1399. DOI: 10.1111/gcb.14891.

Snyder, Lisle; Potter, Jody D.; McDowell, William H. (2018): An Evaluation of Nitrate, fDOM, and Turbidity Sensors in New Hampshire Streams. In: *Water Resour. Res.* 54 (3), S. 2466–2479. DOI: 10.1002/2017WR020678.

Sponagel, Herbert (Hg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 41 Abbildungen, 103 Tabellen und 31 Listen. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 5., verbesserte und erweiterte Auflage. Stuttgart, Hannover: In Kommission E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller); Bundesanst. für Geowiss. und Rohstoffe.

Stedmon, Colin A.; Seredyńska-Sobecka, Bożena; Boe-Hansen, Rasmus; Le Tallec, Nicolas; Waul, Christopher K.; Arvin, Erik (2011): A potential approach for monitoring drinking water quality from groundwater systems using organic matter fluorescence as an early warning for contamination events. In: *Water research* 45 (18), S. 6030–6038. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.066.

Tittel, J.; Kamjunke, N. (2016): Belastung von Trinkwassertalsperren durch gelösten organischen Kohlenstoff: Prognose, Vorsorge, Handlungsoptionen (TALKO) ; Schlussbericht zum Verbundvorhaben. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ; DVGW - Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.; Technologiezentrum Wasser (TZW) - Außenstelle Dresden; IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH.

- Tiwari, Tejshree; Sponseller, Ryan A.; Laudon, Hjalmar (2018): Extreme Climate Effects on Dissolved Organic Carbon Concentrations During Snowmelt. In: *J. Geophys. Res.* 123 (4), S. 1277–1288. DOI: 10.1002/2017JG004272.
- Tromp-van Meerveld, H. J.; McDonnell, J. J. (2006): Threshold relations in subsurface stormflow: 2. The fill and spill hypothesis. In: *Water Resour. Res.* 42 (2). DOI: 10.1029/2004wr003800.
- Wagai, Rota; Mayer, Lawrence M. (2007): Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71 (1), S. 25–35. DOI: 10.1016/j.gca.2006.08.047.
- Weishaar, James L.; Aiken, George R.; Bergamaschi, Brian A.; Fram, Miranda S.; Fujii, Roger; Mopper, Kenneth (2003): Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. In: *Environmental science & technology* 37 (20), S. 4702–4708. DOI: 10.1021/es030360x.
- Wilske, Christin; Herzsprung, Peter; Lechtenfeld, Oliver J.; Kamjunke, Norbert; Einax, Jürgen W.; Tümpling, Wolf von (2021): New Insights into the Seasonal Variation of DOM Quality of a Humic-Rich Drinking-Water Reservoir—Coupling 2D-Fluorescence and FTICR MS Measurements. In: *Water* 13 (12), S. 1703. DOI: 10.3390/w13121703.
- Wricke, B.; Bornmann, K.; Plume, S. (2016): Einfluss von gelöstem organischen Kohlenstoff auf die Aufbereitung von Trinkwasser. In: *DVGW energie-wasser-praxis* 7. Online verfügbar unter https://www.dvgw.de/medien/dvgw/meindvgw/fachinfos/aufsatz/1606_wricke.pdf.
- Xiao, Yihua; Riise, Gunnhild (2021): Coupling between increased lake color and iron in boreal lakes. In: *The Science of the total environment* 767, S. 145104. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.145104.
- Xu, J.; Morris, P. J.; Liu, J.; Ledesma, J. L. J.; Holden, J. (2020): Increased Dissolved Organic Carbon Concentrations in Peat-Fed UK Water Supplies Under Future Climate and Sulfate Deposition Scenarios. In: *Water Resour. Res.* 56 (1). DOI: 10.1029/2019WR025592.
- Zeh, Lilli; Igel, Marie Theresa; Schellekens, Judith; Limpens, Juul; Bragazza, Luca; Kalbitz, Karsten (2020): Vascular plants affect properties and decomposition of moss-dominated peat, particularly at elevated temperatures. In: *Biogeosciences* 17 (19), S. 4797–4813. DOI: 10.5194/bg-17-4797-2020.
- Zsolnay, Ádám (2003): Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. In: *Geoderma* 113 (3-4), S. 187–209. DOI: 10.1016/S0016-7061(02)00361-0.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: + 49 351 2612-0; Telefax: + 49 351 2612-1099

E- Mail: Poststelle.LfULG@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Autoren:

Karsten Kalbitz*, Tobias Houska, Stephan Krüger, Tobias Krause;
TU Dresden / Conrad Jackisch, Maximilian Lau; TU Bergakademie
Freiberg / Stefan Julich; TU Dresden / HNE Eberswalde /

Rainer Petzold; Staatsbetrieb Sachsenforst

Marc Brösing, Daniel Brückner, Annika Möller,

Dr. Ingo Müller; LfULG

* Korrespondenz für das Autorenkollektiv:

TU Dresden, Piener Str. 19, 01737 Tharandt

Telefon: + 49 351 463-31379; Telefax: + 49 351 463-31388

E-Mail: karsten.kalbitz@tu-dresden.de

Redaktion:

Annika Möller, Referat 43

Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden-Klotzsche

Telefon: + 49 351 8928-4314; Telefax: + 49 351 8928-4099

E-Mail: annika.moeller@smekul.sachsen.de

Fotos:

Titelfoto: Stephan Krüger, TU Dresden

Abb. 6, 12: Falk Hieke, Büro für Bodenwissenschaften

Abb. 14, 15, 21: Stephan Krüger, TU Dresden

Abb. 17, 18: Conrad Jackisch, TU Bergakademie Freiberg

Abb. 20: Raphael Benning, LfULG

Abb. 22, 23: Stephan Krüger, TU Dresden

Abb. 84: Falk Hieke, Conrad Jackisch, Stephan Krüger

Redaktionsschluss:

30.09.2023

Auflage:

1. Auflage

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de