



Projekt „FugnitzSED“

„Konzept zur Reduktion von Feinsediment-Einträgen in die Fugnitz“

R. Pöpl, C. Pichler-Scheder

Wien, Dezember 2019



„Konzept zur Reduktion von Feinsediment-Einträgen in die Fugnitz“ (FugnitzSED)

Leitung: Ronald Pöppl (Human Impact and Connectivity, Institut für Geographie und Regionalforschung, Universität Wien)



<https://homepage.univie.ac.at/ronald.poeppl/>

Partner: Christian Pichler-Scheder und Clemens Gumpinger (Blattfisch, Wels)



MitarbeiterInnen: Gisela Eberhard, Lisa Humer, Christian Prochaska, Anna Iglseider, Gregor Lützenburg, Stefan Haselberger, Chris Renschler, Peter Strauss, Elena Aydin

Im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH. Erstellt im Rahmen des Projektes „Dyje2020/Thaya2020“ mit der Projektnummer ATCZ7 des Förderprogramm INTERREG V-A AT-CZ.



EUROPÄISCHE UNION

Wien, 20. Dezember 2019

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	6
2	Untersuchungsgebiet	7
3	Methodik	9
3.1	„Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags	9
3.1.1	Bodenerosionsmodellierung.....	9
3.1.2	Bodenerosionsdetektion im Gelände	11
3.1.3	Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“).....	15
3.2	Gewässergüte.....	18
3.2.1	Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)	18
3.2.2	Makrozoobenthos	22
3.3	Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag.....	38
3.3.1	Gewässerrandstreifen.....	38
3.3.2	Sedimentauffangzäune und Filterdämme.....	39
3.4	Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag	40
4	Ergebnisse und Diskussion	41
4.1	„Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags	41
4.1.1	Bodenerosionsmodellierung.....	41
4.1.2	Bodenerosionsdetektion im Gelände	42
4.1.3	Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“).....	46
4.2	Gewässergüte.....	49
4.2.1	Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)	49
4.2.2	Makrozoobenthos	56
4.3	Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag.....	71
4.3.1	Gewässerrandstreifen.....	71
4.3.2	Sedimentauffangzäune und Filterdämme.....	73
4.4	Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag	76
5	Fazit	86
5.1	„Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags	86
5.1.1	Bodenerosionsmodellierung.....	86
5.1.2	Bodenerosionsdetektion im Gelände	86
5.1.3	Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“).....	86
5.2	Gewässergüte.....	87
5.2.2	Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)	87

5.2.3	Makrozoobenthos	87
5.3	Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag.....	88
5.3.1	Gewässerrandstreifen.....	88
5.3.2	Sedimentauffangzäune und Filterdämme.....	88
5.4	Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag	89
6	Literatur	90

1 EINLEITUNG

Durch wasserinduzierte Bodenerosionsprozesse in agrarwirtschaftlich genutzten Flächen kommt es zu einer gesteigerten Mobilisierung von Feinsediment und damit assoziierten Nähr- bzw. Schadstoffen, welche anschließend in angrenzende Fließgewässerökosysteme gelangen und zu deren ökologischen Beeinträchtigung beitragen können (Pimentel, 2006; Lal, 2014; Poepl et al., 2019). Lateraler Feinsedimenteintrag durch Bodenerosionsprozesse spielt auch im landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet der Fugnitz eine große Rolle, was dazu führt, dass die Fugnitz regelmäßig große Mengen an Feinsedimentfracht führt und in die Thaya einbringt (Abb. 1). Dies hat den Nationalpark Thayatal dazu veranlasst die vorliegende Studie in Auftrag zu geben.

Gemäß Werkvertrag vom 26.4.2017 wurden im Auftrag zum Projekt „Konzept zur Reduktion von Feinsediment-Einträgen in die Fugnitz“ – „FugnitzSED“ im Rahmen des INTERREG-Projektes Dyje-Thaya 2020, Projektnummer ATCZ7, folgende zentrale Ziele bzw. Leistungen vereinbart:

1. Ermittlung potenzieller **„Hot Spots“ bzgl. Bodenerosion sowie lateralem Feinsedimenteintrag** in die Fugnitz mittels GIS-gestützter Modellierung und Geländebegehungen.
2. **Überprüfung von Maßnahmen zur Reduktion von Feinsedimenteintragsraten** in die Fugnitz – hier soll durch gezielte Errichtung von Sedimentfallen an „Hot Spots“ entlang der Fugnitz die Wirkung von Retentionsmaßnahmen untersucht werden.
3. **Entwicklung eines Maßnahmenplans zur Abschätzung von Mitigationsmaßnahmen** für die Reduktion des Bodenabtrags inkl. Der Bewertung der vorgeschlagenen Rückhaltemaßnahmen und einer Darstellung der Umsetzung im Rahmen der aktuellen Förderprogramme.
4. Abstimmung mit dem Projekt SEDECO vom Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, BOKU.
5. Teilnahme an zwei Informationsveranstaltungen, laufende Absprache mit dem Auftraggeber bzw. Teilnahme an vier Projekttreffen im Rahmen des Projektes Dyje/Thaya 2020.

Eine Darstellung der Methodik und der zentralen Ergebnisse zu den oben genannten Punkte 1 bis 3 bildet den Inhalt des vorliegenden Projektberichtes. Punkte 4 und 5 wurden bereits im Projektzwischenbericht vom April 2018 abgehandelt.



Abb. 1 Sedimenteintrag durch die Fugnitz in die Thaya in Hardegg. Foto: P. Lazarek, 2009.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Fugnitz ist mit einer Gesamteinzugsgebietsfläche von ca. 138,4 km³ der größte Zubringer der Thaya innerhalb des Nationalparks Thayatal. Die Landnutzung im Einzugsgebiet ist vor allem durch intensive agrarische Nutzung geprägt (Abb. 2). In Zuge von Starkregenereignissen im Frühjahr kommt es dort in steileren Bereichen mit entsprechenden Hanglängen zu Bodenerosionserscheinungen und darauffolgendem Feinsedimenteintrag in das Gerinnenetz der Fugnitz (siehe Abb. 1).

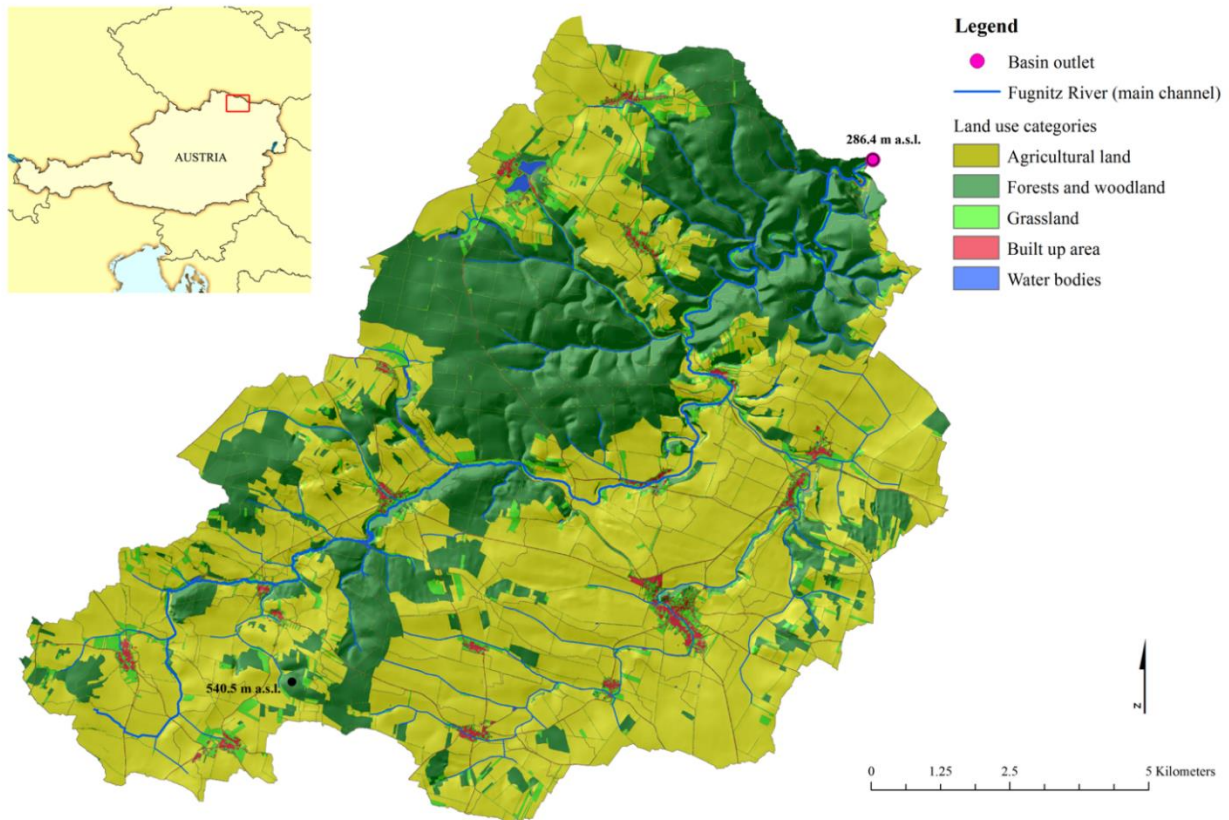


Abb. 2 Landnutzung im Fugnitz-Einzugsgebiet. Quelle: Poepl et al., 2019 (nach Poepl et al., 2012; verändert).

Im Rahmen dieser Studie wurden zahlreiche Messkampagnen durchgeführt, die in Abbildung 3 geographisch verortet und einzeln im Kapitel 3 „Methodik“ ausführlich beschrieben werden.

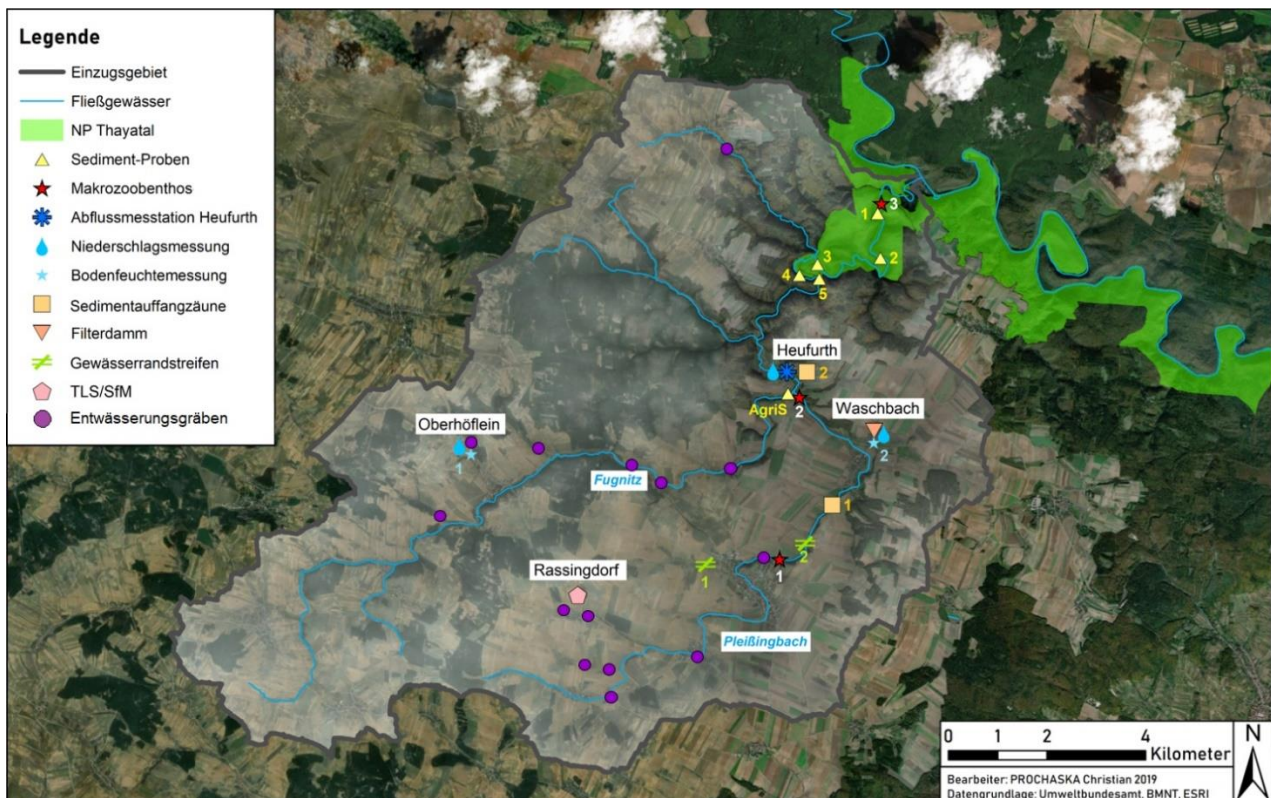


Abb. 3 Verortung der Untersuchungsstandorte der vorliegenden Studie. Grafik: C. Prochaska, 2019.

3 METHODIK

3.1 „Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags

3.1.1 Bodenerosionsmodellierung

Zur Ausweisung von Bodenerosionshotspots wurde das physikalisch-basierte Bodenerosionsmodell GEOWEPP (Renschler, 2003) verwendet. Das Modell berechnet auf Basis von prozessbasierten physikalischen Grundprinzipien unter Miteinbeziehung prozessrelevanter Parameter (= Eingangsparameter (Abb. 4): Topographie, Klima (Temperatur, Niederschlag), Bodeneigenschaften, Landnutzung/Fruchtfolgen, Managementmaßnahmen) die Ausgabeparameter Bodenverlust („sediment loss“), Sedimentaustrag auf Hang- bzw. Subeinzugsgebietsebene („sediment yield“) sowie allgemeine hydrologische Größen (z.B. Abflussmengen). Ausführliche Beschreibungen der (GEO-)WEPP-Modells sind in Flanagan und Livingston (1995), Flanagan et al. (2000) sowie in Renschler (2003) zu finden.

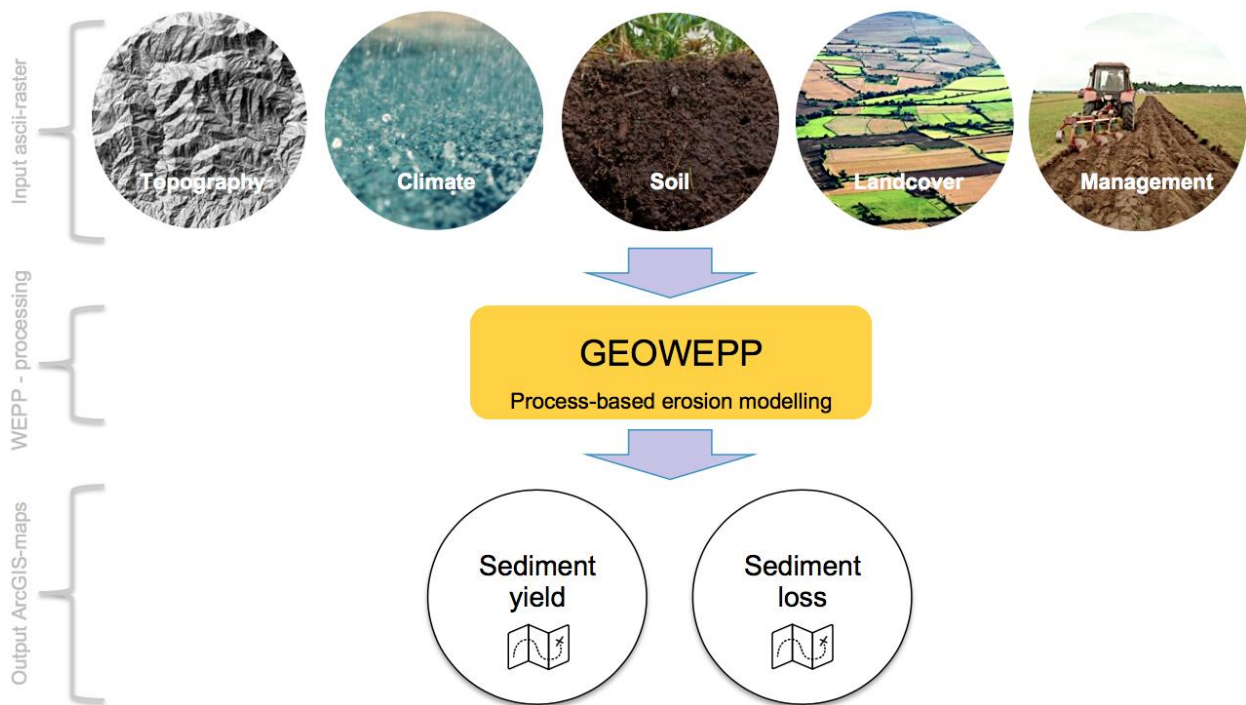


Abb. 4 Funktionsprinzip des GEOWEPP Bodenerosionsmodells. Quelle: Haselberger, 2017.

Basierend auf den in Tabelle 1 gelisteten Eingangsdaten wurde das GEOWEPP Modell zur Berechnung von 100-jährigen Durchschnittswerten von Bodenverlust und Sedimentaustrag auf Sub- sowie Gesamteinzugsgebietsebene im Einzugsgebiet der Fugnitz zur Anwendung gebracht.

Tab. 1 Eingangsdaten für die GEOWEPP-Modellierung auf (Sub-)Einzugsgebietsebene der Fugnitz. Quelle: Haselberger, 2017.

Data file	Description	Resolution	Recording date	Source
DEM	Digital elevation model for topographic analyses	1 x 1m	2008	Federal State Government Lower Austria (NÖL)
Ortho	For validation of land use	0.2 x 0.2m	2016	Federal State Government Lower Austria (NÖL)
Land use	Different land use classes (agricultural land, forest, water body, residential area)	1:1 000	2010	Federal Office for Water Management (BAW)
Climate	Maximum and minimum daily temperature and precipitation (climate station Geras and Riegersburg)	daily	1992-2017	Federal State Government Lower Austria (NÖL)
Soil	Soil properties (texture, organic matter, rocks)	1:25 000	2004	Federal Office for Water Management (BAW)
Mgmt	Management practices in the area (tillage, crops, date of tillage/harvest)	1x1m	2008	Federal State Government Lower Austria (NÖL)

3.1.2 Bodenerosionsdetektion im Gelände

Flächendeckende Kartierung 2017

Zum Zwecke einer Grob-Validierung der GEOWEPP-Modellergebnisse sowie um Standorte für Detailuntersuchungen (z.B. TLS/SfM, Sedimentauffangzäune, Filterdämme, Gewässerrandstreifen), auszuweisen wurde im Juni 2017 von 18 Studierenden des Instituts für Geographie und Regionalforschung der Universität Wien eine flächendeckende Kartierung von Bodenerosionserscheinungen im Fugnitz-Einzugsgebiet durchgeführt. Eine Auflistung der im Gelände erhobenen Parameter ist in dem in Abbildung 5 abgebildeten Geländeaufnahmebogen zu finden.

group		date		nr.	
subcatchment		time			
erosional features	☐ rill erosion	☐ sheet erosion	☐ deposition	☐ entry point	
sediment yield	☐ high	☐ medium	☐ low		
connection hillslope - channel	☐ possible	☐ not possible			
landuse and management					
landuse %	☐ agriculture	☐ rangeland	☐ forest	☐ barren land	☐ built up area
crops	☐ corn	☐ wheat	☐ potatoes	☐ squash	☐ other
plough direction	☐ downslope	☐ perpendicular			
plant cover	☐ 25%	☐ 50%	☐ 75%	☐ 100%	
plant height	cm				
slope shape	☐ uniform	☐ convex	☐ concave	☐ complex	☐ other
anthropogenic features	☐ farm track	☐ street	☐ fence	☐ hedgerow	

Abb. 5 Geländeaufnahmebogen zur Kartierung von Bodenerosionserscheinungen im Fugnitz-Einzugsgebiet.
Source: Haselberger, 2017.

Hochaufgelöste Detektion von Bodenerosion 2018

Im Juni 2018 hat sich infolge eines Starkregenereignis (Niederschlagsereignis v. 1.6.2018 von ca. 36 mm/h) auf einem 600 m langen, im Mittel 4° geneigten Feld eine ca. 15 m lange Erosionsrinne gebildet. Um einzelne Bodenerosionsereignisse in einem höheren räumlichen Detailgrad sowie auch quantitativ hoch aufgelöst zu untersuchen wurde diese Erosionsrinne exemplarisch mittels räumlich hochaufgelöster Analysemethoden in Form von Terrestrischem Laserscanning (TLS) sowie Structure from Motion (SfM) untersucht (siehe Abb. 3).

Terrestrisches Laserscanning (TLS)

Das terrestrische Laserscanning (TLS) oder terrestrisches LiDAR (Light Detection And Ranging) ist ein stationäres, aktives, bildgebendes 3D-Verfahren, das laserbasierte Streckenmessungen in einer automatisierten Abfolge von quasi gleichabständigen Abtastschritten in vertikaler und horizontaler Richtung erfasst und daraus geometrische Informationen über das Objekt gewinnt (Engström and Johansson, 2009; Abb. 6).

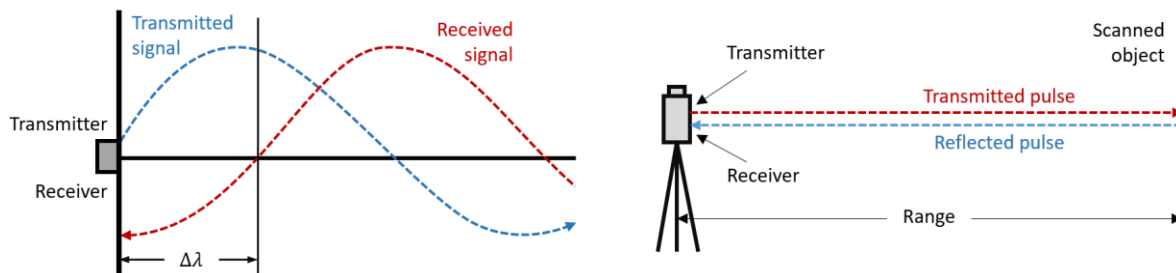


Abb. 6 Funktionsprinzip eines Terrestrischen Laserscanners. Quelle: Shan and Toth, 2009.

Für die TLS-Aufnahmen wurde ein RIEGL VZ-6000 Laserscanner verwendet (Abb. 7). Die Erosionsrinne wurde von zwei Positionen gescannt, um eine bessere Laserpunktdichte in abgeschatteten Bereichen zu erzielen. Aus diesen sich zum Teil überlagernden Punkten werden im Rahmen des weiterführenden Verfahrens unter Einbeziehung von Referenzpunkten, so genannten Ground Control Points (GCPs), Filtern (z.B. Vegetationsfiltern) und GPS-Informationen hochgenau verortete hochaufgelöste 3D-Geländemodelle erstellt (Abb. 8 und Abb. 9). Eine Darstellung der Situation in Rassingdorf ist in Abbildung 10 zu finden.



Abb. 7 Auf einem Dreibein installierter RIEGL VZ-6000. Foto: G. Eberhard, 2018.

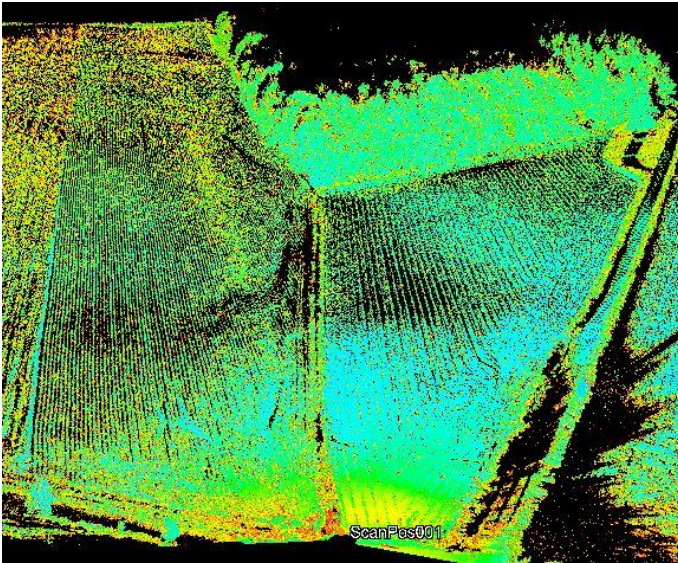


Abb. 8 TLS-Punktwolke eines Feldes als Ausgangsdatensatz für die Erstellung hochaufgelöster 3D-Geländemodelle. G. Eberhard, 2018.

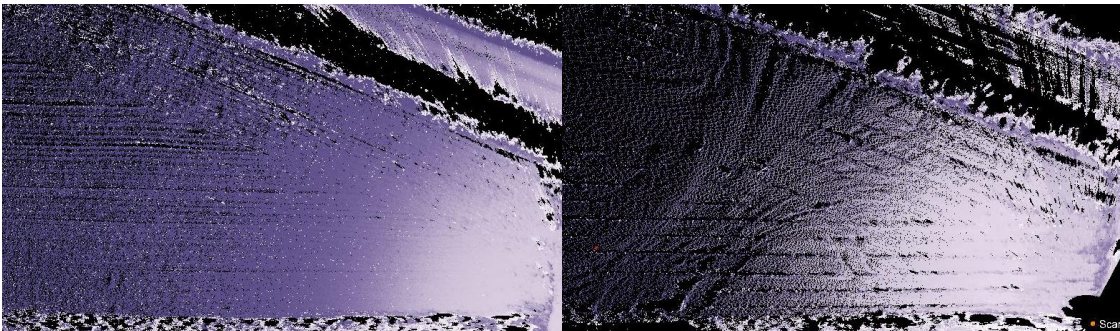


Abb. 9 Aus TLS-Punktwolken generierte hochaufgelöste 3D-Geländemodelle, a) vor und b) nach einem Bodenerosionsereignis (Beispielbild). G. Eberhard, 2018.

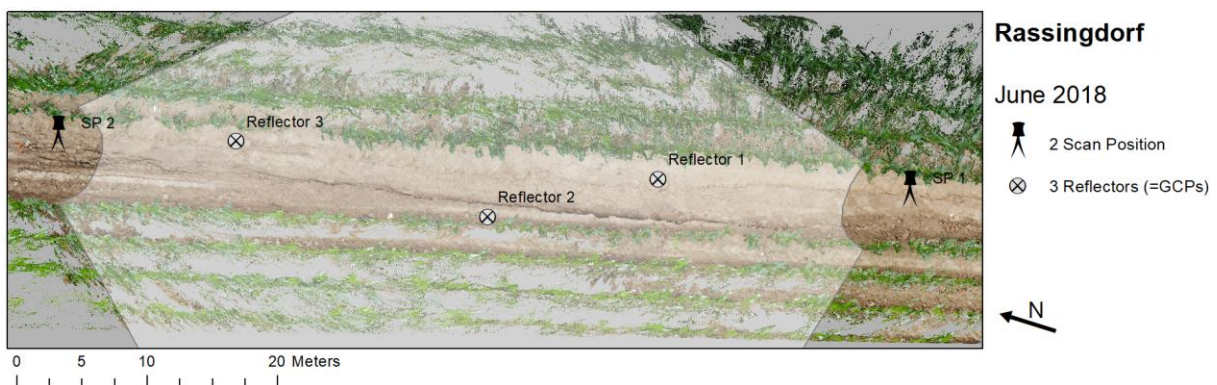


Abb. 10 Scanpositionen und GCPs in Rassingdorf. Quelle: Eberhard, 2020.

Structure from Motion (SfM)

Structure from Motion (SfM) ist ein Begriff aus dem Bereich Computer Vision und bezeichnet einen automatischen Prozess, der die räumliche Struktur von Objekten aufgrund korrespondierender Merkmale in Bildern erkennt (Abb. 11). Am Standort Rassingdorf wurden vor und nach dem Erosionsereignis mit Hilfe von drohnenbasierten Fotografien und photogrammetrischer Datenverarbeitung mittels SfM hochgenaue Oberflächenmodelle erstellt (Abb. 12).

Die hochau aufgelösten Oberflächenmodelle selbst wurden mit verschiedenen Softwarepaketen (Abb. 13) erstellt. Die 3D-Datengenerierung gliedert sich in eine Erstellung eines geometrischen Modells der Kamerapositionen anhand von Feature Detection und Matching (inkl. Georeferenzierung mittels GPS und GCP) sowie anschließender Berechnung der 3D-Information an Hand von stereoskopischen Grundprinzipien (siehe Abb. 11 und Abb. 12).

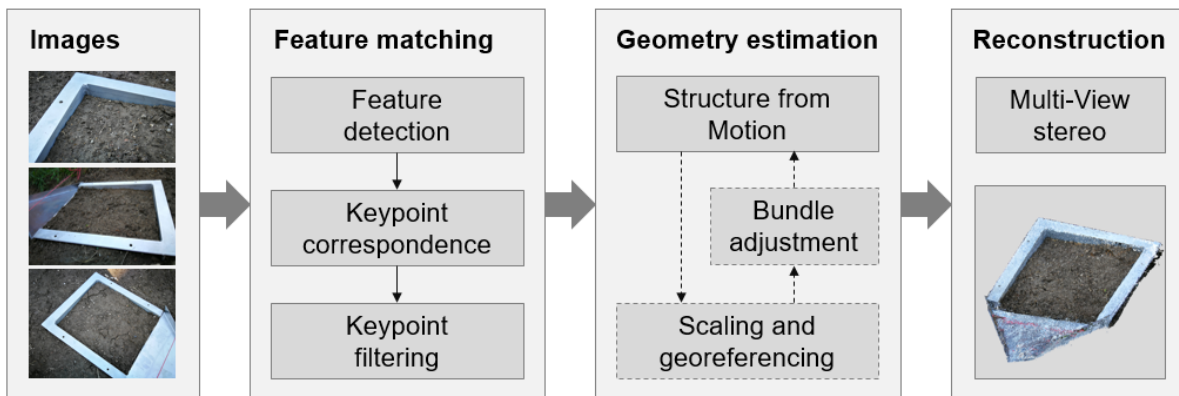


Abb. 11 Funktionsprinzip „Structure from Motion“ (SfM) nach Carrivick et al. (2016) und Schoeneberger und Frahm (2016). G. Eberhard, 2019.

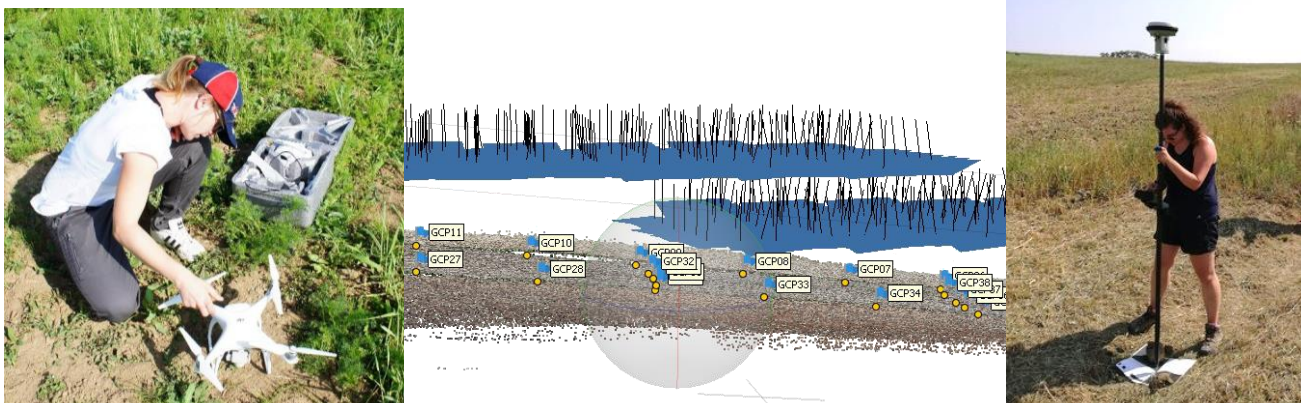


Abb. 12 Georeferenzierung der SfM-Aufnahmen mittels GPS-basierter Einmessung von GCPs. Foto links: verwendete DJI Phantom 4 Drohne; G. Eberhard, 2018. Abbildung (Mitte): georeferenzierte GCPs; A. Iglseider, 2019. Foto rechts: GPS-basierte Einmessung der GCPs; L. Humer, 2018.

Um volumetrische Berechnungen zu den bodenerosionsinduzierten topographischen Veränderungen durchzuführen, aber keine TLS- bzw. SfM-Aufnahmen vom Standort Rassingdorf vor dem Erosionsereignis zur Verfügung standen, war es notwendig mittels Interpolationsverfahren die Geländebeschaffenheit vor dem Erosionsereignis zu rekonstruieren. Eine genaue Beschreibung der einzelnen methodischen Schritte ist Eberhard (2020) zu entnehmen. Eine Zusammenfassung der einzelnen Workflowschritte kann der Abbildung 13 entnommen werden.

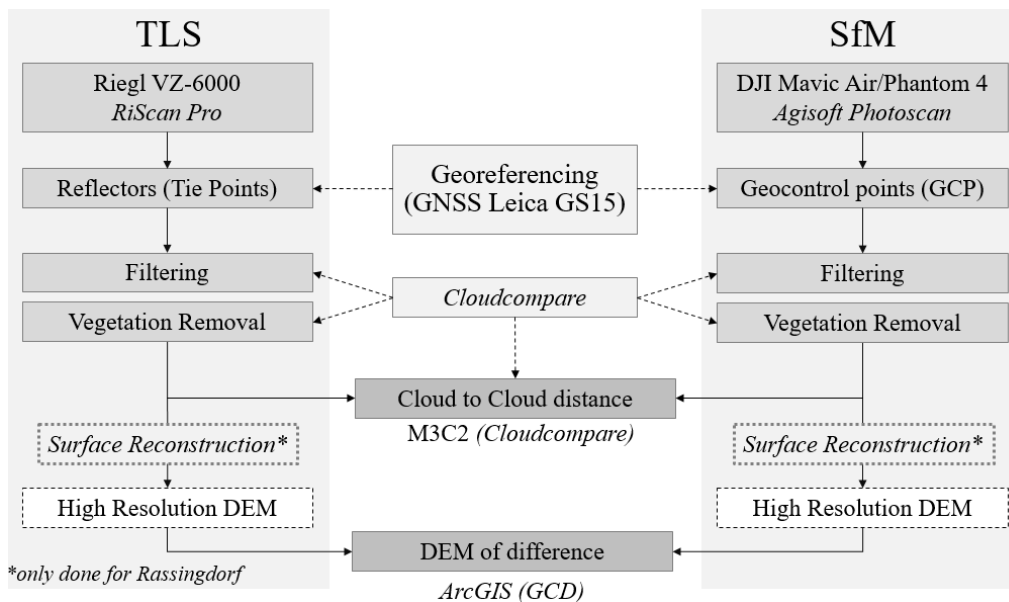


Abb. 13 Schematischer Workflow für die TLS- (links) bzw. SfM-Analysen (rechts) am Standort Rassingdorf. Quelle: Eberhard, 2020.

3.1.3 Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“)

Um Bereiche mit potenziell hohem topographischen Verbindungsgrad (= hoher Konnektivität) zwischen Gerinnesystem und angrenzenden Einzugsgebietsflächen (Ackerflächen) zu eruieren wurde ein topographischer Index, der so genannte Index of Connectivity (IC) verwendet. Der IC errechnet für jeden Punkt im Einzugsgebiet das Ausmaß des jeweiligen hydro-sedimentologischen Verbindungsgrades zum Gerinne, in Abhängigkeit der Einflussfaktoren Lage/Position, Neigung, und Oberflächenrauigkeit/Landnutzung (Abb. 14).

Die Berechnung selbst erfolgte mittels der Software SedInConnect (Cavalli et al., 2013; Crema et al., 2015), in welchem folgende zur Berechnung erforderliche Rasterdaten eingespeist wurden (Abb. 15): Digitales Geländemodell (DEM; Quelle: Land NÖ), Gewässernetz („target“), Landnutzung („weighting factor“; zur Berechnung des Einflusses der Oberflächenrauigkeit durch Verwendung von „C-Werten“, abgeleitet aus Werten der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG; Wischmeier

and Smith, 1960); genaue Angaben zu den berechneten/verwendeten Werten sind in Tab. 2 zu finden). Eine ausführliche Beschreibung der Methodik ist in Dilly (2018) dokumentiert.

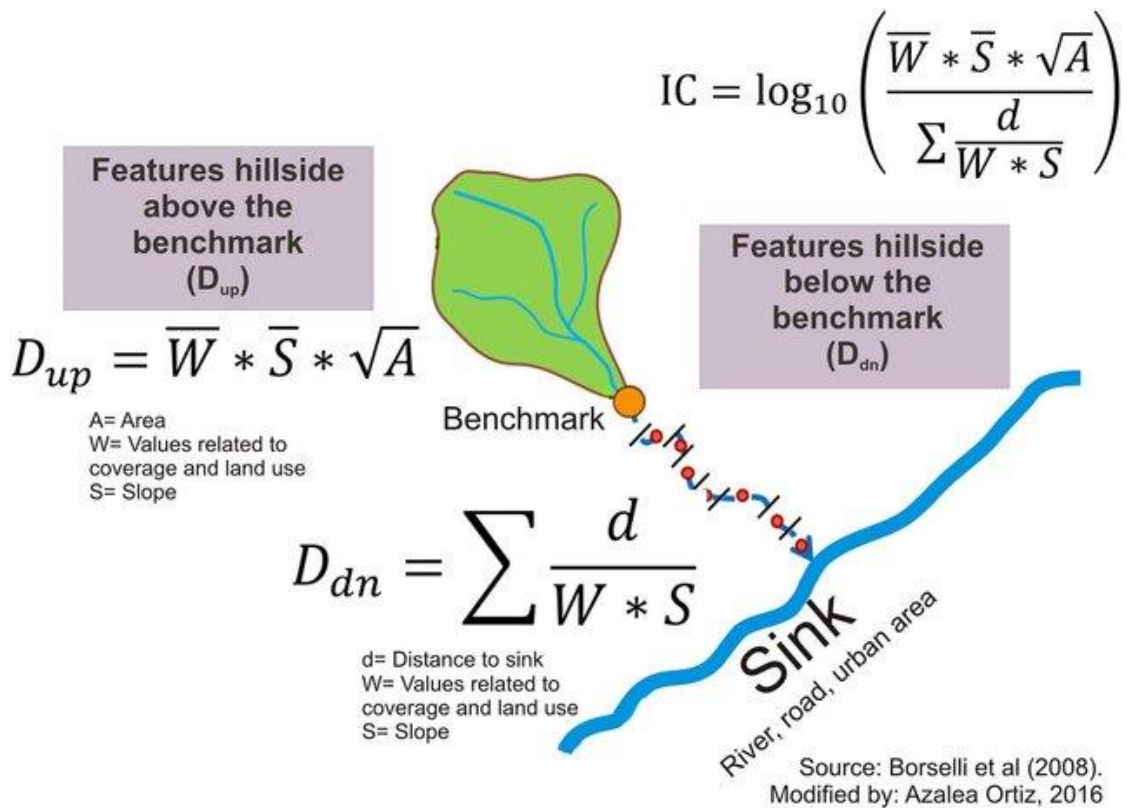


Abb. 14 Berechnung des Index of Connectivity (IC). Quelle: Ortíz-Rodríguez et al., 2016 (nach Borselli et al., 2008).

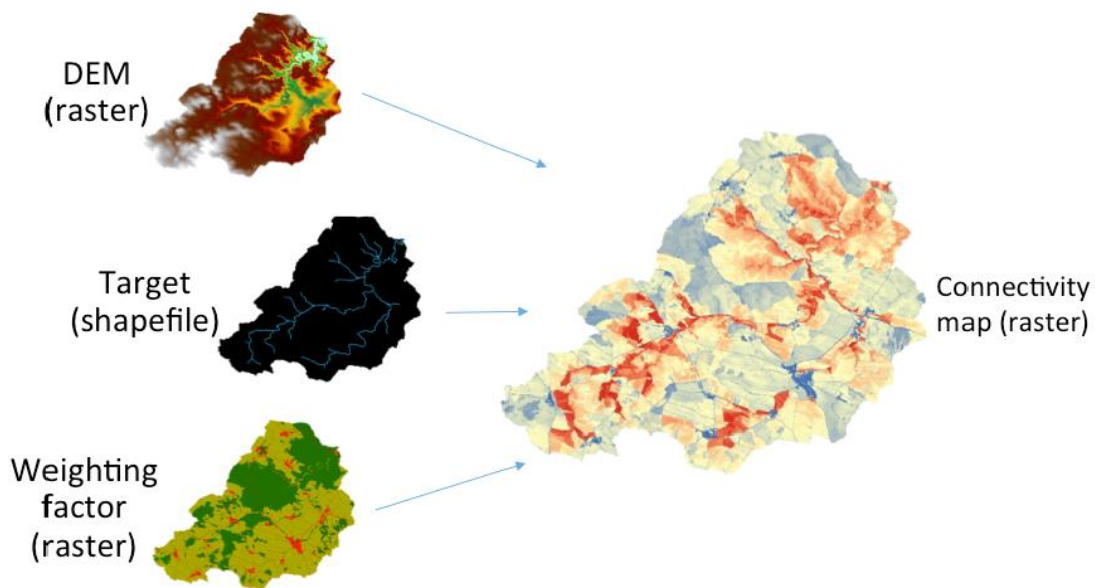


Abb. 15 Eingangsdaten zur Berechnung des IC im Fugnitz-Einzugsgebiet. Quelle: Dilly, 2018.

Tab. 2 In dieser Studie für die verschiedenen Landnutzungsklassen verwendete C-Werte zur Berechnung des Weighting Factors (siehe Abb. 313_3). Quelle: Dilly, 2018.

Land use class	C-value
Forest	0.0014
Grassland	0.08
Agricultural land (wheat)	0.2
Built-up area	0.000001
Water	0.2 or 0.0014

Im Anschluss an die IC-Berechnungen erfolgte dann im Juli 2017 entlang der Hauptgerinne von Fugnitz und Pleißingbach eine Geländekartierung potenzieller Sedimenteintrittsstellen anhand der in Abbildung 16 gelisteten Kriterien.

Field Survey: Connectivity and Entry points

Location (coordinates):

Entry points to channel system:

In the field: yes ☐ no ☐ According to model: yes ☐ no ☐

Type of entry: rill ☐ diffuse ☐

Channel characteristics:

Water in channel ☐ dry at the moment ☐ predominantly vegetated channel ☐

Riparian buffer strip:m grass ☐ herbs/shrubs ☐ forest ☐

Topographic features:

Tracks ☐ roads ☐ other:.....

Signs of erosion and sediment transport on adjacent fields:

Rill erosion ☐ Sheet erosion ☐ Patches of bare soil ☐ gravel ☐

Land use on adjacent fields

Corn ☐ wheat/other grain ☐ squash ☐ rapeseed ☐ grassland ☐

Other:.....

Land management practices on adjacent fields (protection measures):

Contour ploughing ☐ mulch ☐ cover crops ☐

Drainage system visible: yes ☐ no ☐

Retention basin: yes ☐ no ☐

Notes:.....
.....
.....

Abb. 16 Geländeaufnahmebogen zur Kartierung von Sedimenteintrittsstellen. L. Dilly, 2018 (nach Poepl et al., 2012).

3.2 Gewässergüte

3.2.1 Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)

Im Oktober 2018 wurde in Heufurth eine, durch die Universität Wien finanzierte, Abflussmessstation an der Fugnitz errichtet (siehe Abb. 3), an welcher zusätzlich zum Wasserstand (Pegel) und Sedimentgehalt eine ganze Reihe weiterer gewässerökologisch relevanter Parameter in regelmäßigen Abständen automatisiert erhoben werden (Tab. 3). Des Weiteren wurden an zwei weiteren Standorten kontinuierliche Niederschlags- und Bodenfeuchtemessungen durchgeführt (siehe Standorte „Waschbach“ und „Oberhöflein“ in Abb. 3). Zusätzlich wurden im Sommer 2019 im Rahmen von Stationswartungsarbeiten an der Abflussmessstation in Heufurth Wassereinzelpuben aus der Fugnitz entnommen und hinsichtlich ihres Phosphat- (PO_4^{-3}) und Ammoniakgehalts (NH_3) photometrisch analysiert.

Tab. 3 An der Monitoringstation Heufurth erhobene Parameter.

Parameter	Einheit
Feststoffgehalt	g/L
LDO (gelöstes O ₂)	mg/L
O ₂	%
NO ₃ (Nitrat)	mg/L
NO ₃ -N (N in Nitrat)	mg/L
Pegel (Drucksensor)	cm
pH	pH
Wassertemperatur	°C
Leitfähigkeit	mS/cm
Lufttemperatur	°C
Niederschlag	mm

Um den Einfluss des lateralen Feinsedimenteintrags auf löslichen Phosphor-, Phosphat-, Nitrat- und Ammoniakkonzentration in Feinsedimentablagerungen entlang der Fugnitz zu untersuchen wurden an fünf Standorten sowie an einem Referenzstandort („AgriS“) sowohl vor („pre“; Jänner 2018) als auch nach („post“; Mai 2018) nach einem lateralem Sedimenteintragsereignis infolge eines Niederschlagsereignisses Sedimentproben entnommen (siehe Abb. 3). Genauere Informationen zu Lage und Standorteigenschaften der einzelnen Probennahmestandorte ist der Tabelle 4 sowie den Abbildungen 17 und 18 zu entnehmen. Eine genaue Dokumentation der einzelnen methodischen Schritte ist in Akbari (2019) dokumentiert.

Tab. 4 Genaue Beschreibung der Lage und Eigenschaften der einzelnen Feinsedimententnahmestellen.
Quelle: Akbari, 2019.

Site	ID	Coordinates	Altitude m a.s.l	Site characteristic	Stream Distance km
6	AgriS	48°49.051' N 15°49.438' E	373	Outside the NP, behind a weir dam (sediment retention)	17.79
5	S5	48°50.262' N 15°49.851' E	363	Riffle, middle bar	22.51
4	S4	48°50.263' N 15°49.612' E	348	Side bar behind a log jam	22.8
3	S3	48°50.359' N 15°49.860' E	342	Riffle, side bar	23.99
2	S2	48°50.472' N 15°50.870' E	312	Middle bar behind a log jam	26.75
1	S1	48°51.054' N 15°50.897' E	300	Middle bar behind a boulder	28.15



Abb. 17 Fotodokumentation der Feinsedimententnahmen in der Fugnitz an den Standorte S1 – S3 vor („Pre“; links) und nach („Post“; rechts) nach lateralem Sedimenteintrag nach einem Starkregenereignis. Quelle: Akbari, 2019.



Abb. 18 Fotodokumentation der Feinsedimententnahmen in der Fugnitz an den Standorte S4 – S5 bzw. am Referenzstandort „AgriS“ vor („Pre“; links) und nach („Post“; rechts) nach lateralem Sedimenteintrag nach einem Starkregenereignis. Quelle: Akbari, 2019.

3.2.2 Makrozoobenthos

Für die Makrozoobenthoserhebungen wurden in Anhängigkeit der Lage der anderen spezifischen Untersuchungen drei Probestrecken festgelegt, eine Referenzstrecke im Pleißingbach flussauf der Mitigationsmaßnahmen (Standort 1), eine im Unterlauf des Pleißingbaches bei Heufurth (Standort 2) und eine in der Fugnitz innerhalb des Nationalparks Thayatal (Standort 3; siehe Abb. 3).

Die Probenahmen erfolgten im Zuge zweier Kampagnen, einmal im Frühjahr 2018 (nach einer längeren Niederwasserphase, also ohne jüngeren Sedimenteintrag) und einmal im Sommer 2018 nach einem Starkregenereignis mit massiven Feinsedimenteinschwemmungen aus der Fläche.

In jeder Probestrecke wurden mittels eines Kastensamplers mit einer Grundfläche von 0,3125 m² drei Teilproben gezogen, wobei darauf geachtet wurde, diese Teilprobenstellen so zu platzieren, dass alle charakteristischen Habitate in der Strecke abgedeckt waren. Bei der Probenahme wurde der Sampler auf das Substrat aufgesetzt und das Sediment innerhalb des Kastens durch Umwühlen beziehungsweise Abschaben gestört, wobei versucht wurde, möglichst tief in den Gewässergrund einzudringen. Von großen, nicht bewegbaren Blöcken und Steinplatten wurden die Organismen (gegebenenfalls mitsamt aufwachsenden submersen Wasserpflanzen) durch Abschaben der Oberfläche aufgesammelt. Große, bewegliche Steine wurden innerhalb des Kastens intensiv abgerieben, um auch festsitzende oder –klebende Organismen in die Probe zu spülen. Kleinere Sedimentfraktionen wurden durch intensive Störung der Probefläche bis in etwa 20 cm Tiefe besammelt.

Die drei Teilproben jeder Probestrecke wurden jeweils in einem Glasgefäß zu einer Mischprobe vereinigt und auf geschützte Organismen (wie etwa Großmuscheln, Krebse, Libellen- oder Steinfliegenlarven) hin untersucht, die gegebenenfalls vor der Fixierung des Probenmaterials zu entnehmen und in das Gewässer zurückzusetzen waren. Die verbleibenden Organismen wurden mitsamt dem angefallenen Substrat mit 96%igem Ethanol fixiert, ins Labor transportiert und dort nochmals nachfixiert.

Die Probenaufarbeitung im Labor erfolgte unter Zuhilfenahme eines LEICA-Binokulars (S8APO) und eines ESCHENBACH-Mikroskops. Sämtliche Organismen wurden großgruppenweise vorsortiert und schließlich auf möglichst genaues taxonomisches Niveau hin determiniert. Die in Tabelle 5 aufgelistete Bestimmungsliteratur fand hierfür Anwendung.

Individuen, die aufgrund ihres noch zu frühen Stadiums nicht näher als bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, wurden als „*Genus* sp. juv.“ verzeichnet.

Für manche Makrozoobenthosgruppen gibt es bis dato für das österreichische Verbreitungsgebiet noch keine verlässliche Bestimmungsliteratur bis auf Speziesniveau. Dazu zählen etwa die

Larvenstadien der Dipterenfamilien Limoniidae, Pediciidae, Dixidae, Psychodidae, Muscidae, Stratiomyiidae, Ceratopogonidae und Empididae, die aktuell nur durch den zusätzlichen Fang von Imagines auf Artniveau bestimmt werden können und folglich in der Liste lediglich als „Genus sp.“ aufscheinen.

Tab. 5 Bestimmungsliteratur für die Determination der Makrozoobenthosorganismen.

AMANN, E., C. M. BRANDSTETTER & A. KAPP (1994): Käfer am Wasser.

BAUERNFEIND, E. & U. H. HUMPECH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie.

FRANK, C. (1995): Bestimmungsanleitung für heimische Süßwassermollusken.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas – Band 3: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphyloidea 1.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas – Band 6: Diversicornia.

GAVIRIA, E. (1997): Süßwasser-Oligochaeten.

GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2003): Plecoptera – Steinfliegen.

JANECEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven.

LECHTHALER, W. & M. CAR (2004): Simuliidae – Key to Larvae and Pupae from Central and Western Europe.

LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas, Band 13 (2. Supplement-band).

LUBINI, V., S. KNISPEN & G. VINCON (2000): Plecoptera – Bestimmungsschlüssel Schweiz.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 1 – Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 2 – Odonata, Diptera.

PÖCKL, M. (1988): Bestimmungsschlüssel für Peracarida der österreichischen Donau.

REUSCH, H. (1999): Larvenschlüssel der österreichischen Limoniidae und Pediciidae.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für letzte Larvenstadien.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für Puppen.

SEITZ, G. (1998): Bestimmungsschlüssel für die Präimaginalstadien der Kriebelmücken Deutschlands.

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven.

Für die korrekte Berechnung der diversen biologischen Indices wurden in einem ersten Schritt alle Untersuchungsstrecken der entsprechenden Bioregion beziehungsweise biozönotischen Region zugeordnet sowie der saprobielle Grundzustand ermittelt. Alle hierfür benötigten Daten wurden dem Online-Portal „Wasserinformationssystem Austria“ (WISA) des Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus entnommen.

Die Datenauswertung erfolgte mittels der Auswertungssoftware „Ecoprof“, Version 4.0 (MOOG et al. 2013). Folgende Parameter wurden analysiert, um ein umfassendes Bild der ökologischen Situation zu erhalten:

- Zusammensetzung der Artengemeinschaften beziehungsweise Großgruppen

- Saprobienindex und Verteilung der saprobiellen Valenzen
- Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Vergleich der Regionsindices
- Verteilung der Ernährungstypen

Standort 1

Die Strecke flussauf der Sedimentrückhaltemaßnahmen wurde im Bereich der Kläranlage von Weitersfeld südwestlich von Pleißing festgelegt. Die Probenahmen erfolgten unmittelbar flussauf der Einleitung der geklärten Abwässer (Abb. 19).



Abb. 19 Lage der Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen im Pleißingbach (gelber Kreis unten); der transparente gelbe Kreis oben zeigt die Lage der mündungsnahen zweiten Probestrecke im Pleißingbach (Kartenquelle: atlas.noegv.at).

Der Pleißingbach ist in diesem Bereich als strukturarmes, tief in sein Umland eingeschnittenes Gerinne zu beschreiben (Abb. 20). Die Sohle war bei der Frühjahrserhebung 2018 von Feinsubstrat dominiert; in jenen Bereichen, in denen Hartsubstrate vorlagen, war eine starke Kolmatierung festzustellen. Die einzigen nennenswerten Strukturen waren die eintauchende Ufervegetation zu beiden Seiten und vereinzelte Falllaubansammlungen. Die maßgeblichen Kennwerte sind im Probenahmeprotokoll in Tabelle 6 zusammenfassend dargestellt.



Abb. 20 Charakteristik der Pleißingbaches flussauf der Kläranlage in Weitersfeld bei der Frühjahrserhebung.

Tab. 6 Probenahmeprotokoll für die Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen (Frühjahrserhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Pleißingbach	Gemeinde	Weitersfeld
Untersuchungsstelle	Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen	Koordinaten: Länge	15,819194
Datum	15.03.2018	Koordinaten: Breite	48,786376
Entnahmezeit	10:00	Flusskilometer [km]	5,3
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	404

Auftragnehmer	blatfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	27

MAKROZOOBENTHOS

Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75
-----------	---	---------------------------	-------------

MORPHOLOGISCHE DATEN

Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,4
Gewässerbite [m]	1,5		
Uferaufbau linkes Ufer	verbaut	Uferaufbau rechtes Ufer	verbaut
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	ruderal	Uferbewuchs rechtes Ufer	ruderal
Umland	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nicht bekannt	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN

Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,15	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,25
Strömungsbild	laminar		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND

Wassertemperatur [°C]	4,7	pH-Wert	7,95
O ₂ -Sättigung [%]	117,5	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	779
O ₂ -Gehalt [mg/l]	12,4		

WETTER

Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	4	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL

Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND

nicht mineralische Trübe	nein	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)

Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)

Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
--------------------------------------	----------	--	----------

AUFWUCHSBEFUND

Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Bei der Untersuchung nach einem Starkregenereignis im Sommer 2018 war die Substratsituation als noch ungünstiger zu beschreiben: Durch Ufererosion ist es zu einem massiven Feinsediment-eintrag gekommen, der nun auch in den zuvor hartsubstratgeprägten Teilbereichen zu einer völligen Überlagerung geführt hat. Kleinere Hanganrisse und Ablagerungen mächtiger Schlamm- und Geröllauflagen in

strömungsberuhigten Bereichen waren evident (Abb. 21). Im Vergleich zum Frühjahrsaspekt fallen bei den abiotischen Parametern vor allem der deutlich reduzierte Sauerstoffgehalt bei gleichzeitig stark angestiegener elektrischer Leitfähigkeit auf (Tab. 7).



Abb. 21 Charakteristik der Pleißingbaches flussauf der Kläranlage in Weitersfeld bei der Sommererhebung.

Tab. 7 Probenahmeprotokoll für die Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen (Sommererhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Pleißingbach	Gemeinde	Weitersfeld
Untersuchungsstelle	Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen	Koordinaten: Länge	15,819194
Datum	07.06.2018	Koordinaten: Breite	48,786376
Entnahmezeit	14:45	Flusskilometer [km]	5,3
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	404
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	27

MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75

MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,5	Maximale Gewässertiefe [m]	0,7
Gewässerbreite [m]	1,5		
Uferaufbau linkes Ufer	verbaut	Uferaufbau rechtes Ufer	verbaut
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	ruderal	Uferbewuchs rechtes Ufer	ruderal
Umland	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	nicht bekannt	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,10	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,15
Strömungsbild	laminar		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	18,5	pH-Wert	8,05
O ₂ -Sättigung [%]	85,2	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	1.320
O ₂ -Gehalt [mg/l]	6,50		

WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	25	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	< MQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	fallend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	ja	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Standort 2

Die zweite Probestrecke im Pleißingbach befindet sich unweit flussauf der Mündung in die Fugnitz (Abb. 22). Die Fugnitz selbst wird in diesem Bereich von einer Steinrampe aufgestaut, deren Rückstau bis in den Unterlauf des Pleißingbaches hineinreicht. Die Probenahmen erfolgten im Bereich der Stauwurzel und der flussaufwärts anschließenden freien Fließstrecke, unmittelbar flussauf der Thayatal-Bundesstraßenbrücke.



Abb. 22 Lage der Strecke flussab der Maßnahmen im Pleißingbach (gelber Kreis oben); der transparente gelbe Kreis unten zeigt die Lage der Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen (Kartenquelle: atlas.noe.gv.at).

Die linke Hälfte des Bachbetts wird von einem dichten Schilfstreifen eingenommen, wodurch es rechtsseitig zur Ausbildung eines Rinnens kommt (siehe Abb. 23 oben). In diesem Rinner lag bei der Frühjahrsuntersuchung 2018 eine vergleichsweise hohe Fließgeschwindigkeit vor; die Bachsohle wurde von grobem Material dominiert, das aber in eine Matrix aus verfestigtem Feinmaterial eingebettet war (siehe Abb. 23 unten links). In den Bereichen mit Schilfbewuchs war die Strömung wesentlich reduziert, hier bestand die Sohle ausschließlich aus kompaktem Feinsediment (siehe Abb. 23 unten rechts). Die abiotischen Kenndaten des Abschnittes sind im Probenahmeprotokoll in Tabelle 8 dargestellt.



Abb. 23 Charakteristik der Pleißingbaches flussauf der Bundesstraßenbrücke in Heufurth bei der Frühjahrsuntersuchung.

Tab. 8 Probenahmeprotokoll für die Referenzstrecke flussab der Maßnahmen (Frühjahrserhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Pleißingbach	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Probestrecke flussab der Maßnahmen	Koordinaten: Länge	15,824935
Datum	15.03.2018	Koordinaten: Breite	48,815872
Entnahmezeit	9:00	Flusskilometer [km]	0,2
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	376
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	44

MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75

MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,4
Gewässerbreite [m]	1,8		
Uferaufbau linkes Ufer	naturnah	Uferaufbau rechtes Ufer	naturnah
Uferneigung linkes Ufer	flach	Uferneigung rechtes Ufer	flach
Uferbewuchs linkes Ufer	Gras	Uferbewuchs rechtes Ufer	Gras
Umland	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	häuslich, landwirtschaftlich	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,25	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4
Strömungsbild	laminar		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	5,1	pH-Wert	7,61
O ₂ -Sättigung [%]	109,1	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	730
O ₂ -Gehalt [mg/l]	11,39		

WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	4	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	nein	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LENITISCH (> 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Wie bei der Referenzstrecke im Mittellauf war in der Stauwurzel in Mündungsnähe im Sommer 2018 eine massive Feinsedimentbelastung festzustellen. Auf der linksseitigen, schilfbewachsenen Bachsohle hatte sich zwischen den Schilfstängeln eine dezimeterdicke Schlammauflage gebildet, und auch das Grobsubstrat im rascher durchströmten rechtsseitigen Rinner war flächig mit Feinsubstrat überlagert (Abb. 24). Anders als in der Referenzstrecke waren hier aber keine derartig hohen Veränderungen in den physiko-chemischen Parametern festzustellen; so ist z. B. die Leitfähigkeit nicht besonders stark angestiegen, die Sauerstoffsättigung lag bei über 100 % (Tab. 9).



Abb. 24 Charakteristik der Pleißingbaches flussauf der Bundesstraßenbrücke in Heufurth bei der Sommeruntersuchung.

Tab. 9 Probenahmeprotokoll für die Referenzstrecke flussab der Maßnahmen (Sommererhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Pleißingbach	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Probestrecke flussab der Maßnahmen	Koordinaten: Länge	15,824935
Datum	07.06.2018	Koordinaten: Breite	48,815872
Entnahmezeit	13:00	Flusskilometer [km]	0,2
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	376
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	2
		Einzugsgebietsgröße [km²]	44

MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75

MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,25	Maximale Gewässertiefe [m]	0,4
Gewässerbreite [m]	1,8		
Uferaufbau linkes Ufer	naturnah	Uferaufbau rechtes Ufer	naturnah
Uferneigung linkes Ufer	flach	Uferneigung rechtes Ufer	flach
Uferbewuchs linkes Ufer	Gras	Uferbewuchs rechtes Ufer	Gras
Umland	Ackerland	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	häuslich, landwirtschaftlich	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,15	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,25
Strömungsbild	laminar		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	18,9	pH-Wert	7,68
O ₂ -Sättigung [%]	103,4	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	799
O ₂ -Gehalt [mg/l]	7,86		

WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	25	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	< MQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	fallend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	-	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

REDUZIERTER BED. LENITISCH (> 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Standort 3

Die Fugnitz ist innerhalb des Nationalparks Thayatal als morphologisch intaktes, strukturreiches und natürliches Fließgewässer zu beschreiben, wobei der Ober- und Mittellauf außerhalb des Schutzgebiets stark von der landwirtschaftlichen Nutzung des Umlandes beeinträchtigt sind (SCHEDER & GUMPINGER 2014). Der Pleißingbach mündet etwa 2,5 km flussauf der Nationalparkgrenze in die Fugnitz.

Bei der Erhebung im Frühjahr 2018 war eine hohe Substratdiversität ohne auffallende Kolmatierung oder Feinsedimentbeeinträchtigung festzustellen (Abb. 25; Tab. 10).



Abb. 25 Probestrecke in der Fugnitz im Nationalpark Thayatal bei der Frühjahrserhebung.

Tab. 10 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke in der Fugnitz im Nationalpark (Frühjahrserhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Fließstrecke im Nationalpark	Koordinaten: Länge	15,847996
Datum	15.03.2018	Koordinaten: Breite	48,850927
Entnahmezeit	11:00	Flusskilometer [km]	1,9
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	311
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	135

MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75

MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,5
Gewässerbreite [m]	6		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	häuslich, landwirtschaftlich	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6
Strömungsbild	heterogen		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	4,3	pH-Wert	8,19
O ₂ -Sättigung [%]	115,6	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	626
O ₂ -Gehalt [mg/l]	12,33		

WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	Trockenperiode	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	4	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	nein	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	ja	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 50 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Im Sommer 2018 war das Wasser stark getrübt und in den strömungsberuhigten Buchten an den Ufern und flussab von größeren Steinen ist es zur Ablagerung von Feinsediment gekommen, allerdings in weit geringerem Ausmaß als im Pleißingbach (Abb. 26; Tab. 11).



Abb. 26 Probestrecke in der Fugnitz im Nationalpark Thayatal bei der Sommererhebung.

Tab. 11 Probenahmeprotokoll für die Probestrecke in der Fugnitz im Nationalpark (Sommererhebung).

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Fugnitz	Gemeinde	Hardegg
Untersuchungsstelle	Fließstrecke im Nationalpark	Koordinaten: Länge	15,847996
Datum	07.06.2018	Koordinaten: Breite	48,850927
Entnahmezeit	11:00	Flusskilometer [km]	1,9
Auftraggeber	Nationalpark Thayatal	Seehöhe [m]	311
Auftragnehmer	blattfisch e.U.	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Pichler-Scheder	Flussordnungszahl	3
		Einzugsgebietsgröße [km²]	135

MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Granit- und Gneisgebiet der Böhmisches Masse	Saprobieller Grundzustand	1,75

MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,20	Maximale Gewässertiefe [m]	0,40
Gewässerbreite [m]	6		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	steil
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher
Umland	Wald	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	häuslich, landwirtschaftlich	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein

HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,2	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4
Strömungsbild	heterogen		

PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	18,0	pH-Wert	7,84
O ₂ -Sättigung [%]	110,4	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	679
O ₂ -Gehalt [mg/l]	8,53		

WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	25	Lichtverhältnisse bei Probenahme	bedeckt
Windverhältnisse bei Probenahme	leicht windig	Bewölkung [%] bei Probenahme	100

HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ	Bezugspegel	Pulkau (Pulkau)
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	fallend		

ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	nein
Schaumbildung	ja	erkennbare Grobverunreinigung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 50 %
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein

REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-

AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

3.3 Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

3.3.1 Gewässerrandstreifen

Im Rahmen von Geländebegehungen im Frühjahr 2018 wurden direkt an das Gerinnenetz der Fugnitz angrenzende Gewässerrandstreifen entlang bodenerosionsanfälliger Agrarflächen lokalisiert, kartiert und vermessen. Nach sämtlichen aus dem Einzugsgebiet gemeldeten Starkregenereignissen fanden im Frühjahr 2018 Geländebegehungen statt, um Bodenerosionsprozesse und Sedimenteintrag in die Gewässerrandstreifen zu detektieren. Nach einem Starkregenereignis (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 wurde an drei Standorten Bodenabtrag und Feinsedimenteintrag in die angrenzenden Gewässerrandstreifen festgestellt (Abb. 27; siehe Abb. 3).

Um das Volumen des in den Gewässerrandstreifen vorgefundenen Sediments zu ermitteln, wurde dieses vor Ort vermessen und mit einem Standard-Lagerungsdichtefaktor von 1,3 multipliziert, um dessen Masse zu berechnen. Um den Wasser- und Sedimenteintrag aus den jeweils angrenzenden Einzugsgebietsflächen sowie anschließend die Pufferkapazität des jeweiligen Gewässerrandstreifens zu berechnen wurden ereignisbasierte GEOWEPP-Modellberechnungen durchgeführt (Modellbeschreibung siehe Kapitel 3.1.1). Eine genaue Beschreibung aller methodischen Schritte ist in Humer (2020) dokumentiert.



Abb. 27 Gewässerrandstreifen entlang der Fugnitz nach einem Bodenerosionsereignis (Beispielbild). Foto: L. Humer, 2018.

3.3.2 Sedimentauffangzäune und Filterdämme

Im Rahmen von Geländebegehungen im Winter 2017/2018 wurden direkt an das Gerinnenetz der Fugnitz angrenzende Gewässerrandstreifen entlang bodenerosionsanfälliger Agrarflächen lokalisiert, kartiert, vermessen und hinsichtlich ihrer Eignung für die Errichtung und Testung von Sedimentauffangzäunen klassifiziert. An zwei Standorten wurden schlussendlich entlang von potenziellen Sedimeneintragsstellen über 50 Meter lange, einen Meter hohe, aus Filterflies (150 g/m², 100 % Polyester) bestehende Sedimentauffangzäune errichtet (Abb. 28; siehe Abb. 3). Das Filterflies wurde in Abständen von jeweils ca. fünf Metern an im Boden fest verankerten Rundholzpflocken befestigt und dazwischen zusätzlich ca. 15 cm tief im Boden verankert. Das Ziel war es das Sedimentretentionsvermögen dieser Sedimentauffangzäune nach stattgefundenen Bodenerosionsereignissen volumetrisch zu eruieren. Um den Wasser- und Sedimenteintrag aus den jeweils angrenzenden Einzugsgebietsflächen wurden eventbasierte GEOWEPP-Modellberechnungen durchgeführt (Modellbeschreibung siehe Kapitel 3.1.1). Des Weiteren wurde in einem Entwässerungsgraben nahe der Ortschaft Waschbach ein Filterdamm aus Holz mit eingespanntem Filterflies (150 g/m², 100 % Polyester) errichtet, um Sedimentretentionsvermögen einer solchen Konstruktion nach stattgefundenen Bodenerosionsereignissen volumetrisch zu eruieren (Abb. 29; siehe Abb. 3).



Abb. 28 Sedimentauffangzaun entlang des Pleißingbaches im Winter 2018/19. Foto: G. Lützenburg, 2018.



Abb. 29 In einem Entwässerungsgraben in Waschbach installierter Filterdamm. Foto: G. Lützenburg, 2018.

Um die Bedeutung von Entwässerungsgräben für den lateralen Feinsedimenteintrag in das Gerinnenetz der Fugnitz zu eruieren, wurden im Rahmen einer Geländebegehung im Frühjahr 2018 alle Entwässerungsgräben, welche direkt ins Gerinnenetz der Fugnitz münden, kartiert. Des Weiteren wurde für jedes Einzugsgebiet dieser Entwässerungsgräben mittels GEOWEPP-Modell Bodenverlust und Sedimentfracht für das Starkregenereignis am 1.6.2018 (36 mm/h) berechnet. Eine genaue Beschreibung der methodischen Schritte ist in Humer (2020) dokumentiert.

3.4 Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

Basierend auf den Ergebnissen der Erhebungen bzgl. 1) „Hot Spots“ bzgl. Bodenerosion sowie lateralem Feinsedimenteintrag, 2) Gewässergüte und 3) Überprüfung von Maßnahmen zur Reduktion von Feinsedimenteintragsraten wurden Recherchearbeiten hinsichtlich der Entwicklung eines Maßnahmenplans zur Abschätzung von Mitigationsmaßnahmen für die Reduktion des Bodenabtrags inkl. der Bewertung der vorgeschlagenen Rückhaltemaßnahmen und einer Darstellung der Umsetzung im Rahmen der aktuellen Förderprogramme und gesetzlichen Rahmenbedingungen durchgeführt und anschließend allgemeine Maßnahmenoptionen sowie konkrete Vorschläge erarbeitet.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 „Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags

4.1.1 Bodenerosionsmodellierung

Die Modellberechnungen mittels GEOWEPP haben ergeben, dass in einem 100-jährigen Durchschnitt im Gesamteinzugsgebiet der Fugnitz ca. 34.000 t Boden durch Bodenerosionsprozesse aus den Einzugsgebietsflächen ausgetragen werden. Dies entspricht einem Durchschnittswert von ca. 2,6 t/ha/y. 17 % der Gesamteinzugsgebietsfläche wiesen Werte von mehr als 4 t/ha/y, und 7 % Werte zwischen 3 und 4 t/ha/y auf. Diese Bereiche wurden in weiterer Folge als „Hot Spots“ definiert bzw. ausgewiesen. Ergebnisse auf Sub-Einzugsgebietsebene sind in Abbildung 30 dargestellt.

Modellierter Sedimenteintrag

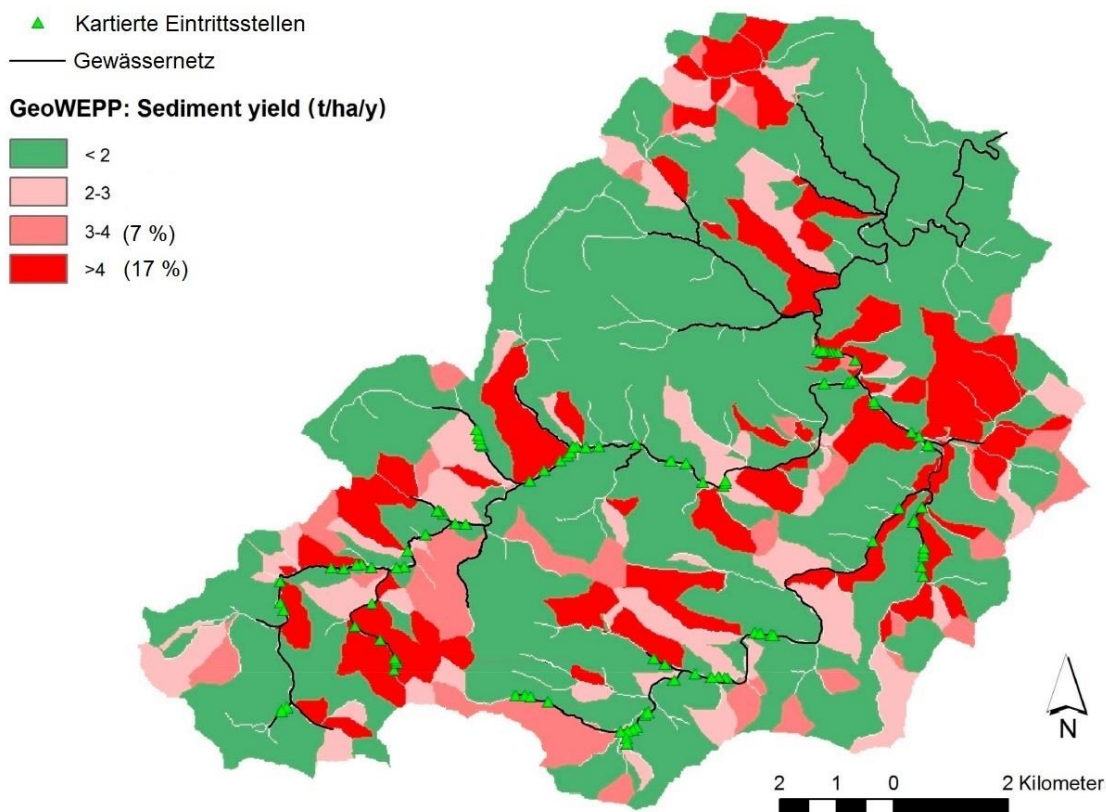


Abb. 30 Mittels GEOWEPP modellierter Sedimenteintrag aus angrenzenden Kleineinzugsgebieten in das Gerinnenetz der Fugnitz in t/ha/y inkl. kartierter Sedimenteintragsstellen (siehe Kapitel 4.1.3). Quelle: Poepl et al. 2019 (verändert).

4.1.2 Bodenerosionsdetektion im Gelände

Im Rahmen der flächendeckenden Geländekartierung von Bodenerosionserscheinungen 2017 wurden 19 Standorte mit solchen Erscheinungen eruiert und verortet (Abb. 31). Die Mehrzahl an Standorten wurde in Bereichen mit hohen modellierten Bodenerosionswerten vorgefunden. Es sei hier darauf hingewiesen, dass Niederschlagsereignisse und somit auch Bodenerosionsprozesse im Allgemeinen eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität aufweisen, es sich bei der Geländekartierung 2017 um eine Momentaufnahme handelt, die Modellergebnisse aber auf einer Berechnung eines 100-jährigen Durchschnitts beruhen. Darüber hinaus wurde im Rahmen der Geländekartierung keine Quantifizierung des Bodenabtrags durchgeführt. Die 2017 detektierten Bodenerosionsprozesse sind auf Niederschlagsereignisse im Mai 2017 zurückzuführen (Abb. 32), einem frühen Zeitpunkt in der Vegetationsperiode, was aufgrund der noch nicht vollständig ausgebildeten Blätter der Feldfrüchte erosionsbegünstigend wirkt. Beispielbilder zu den unterschiedlichen im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Bodenerosionserscheinungen sind in den Abbildungen 33, 34 und 35 finden.

Modellierter Sedimenteintrag und kartierte Erosionsbereiche

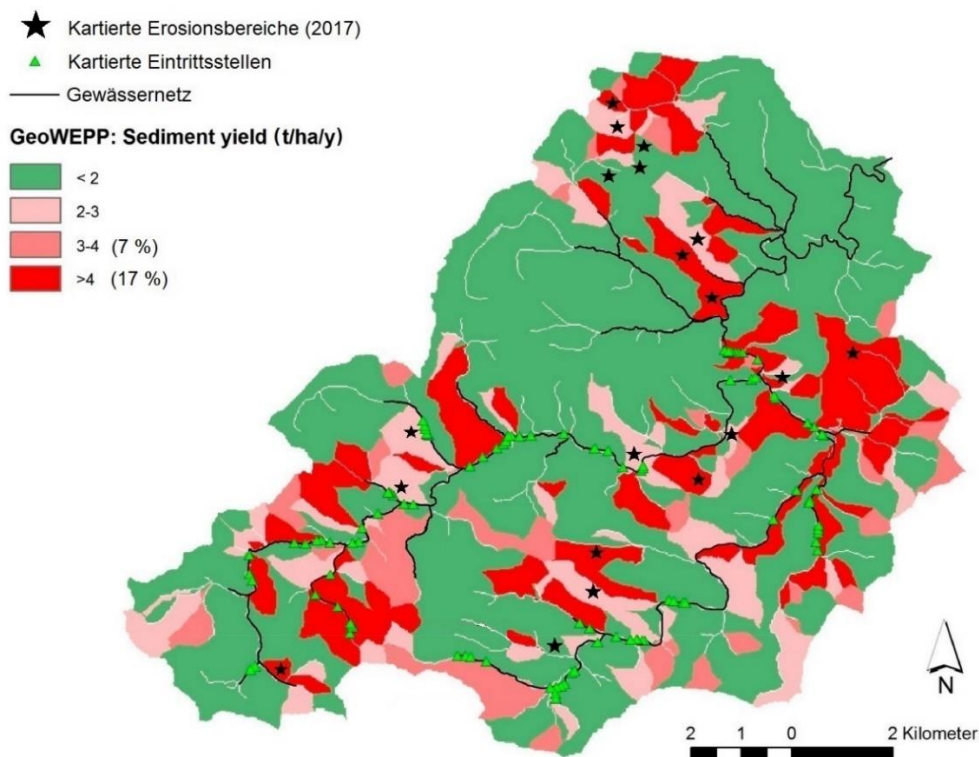


Abb. 31 Mittels GEOWEPP modellierter Sedimenteintrag aus angrenzenden Kleinzugsgebieten in das Gerinnenetz der Fugnitz in t/ha/y inkl. kartierter Erosionsbereiche (2017) und Sedimenteintragsstellen (siehe Kapitel 4.1.3). Quelle: Poepl et al. 2019 (verändert).

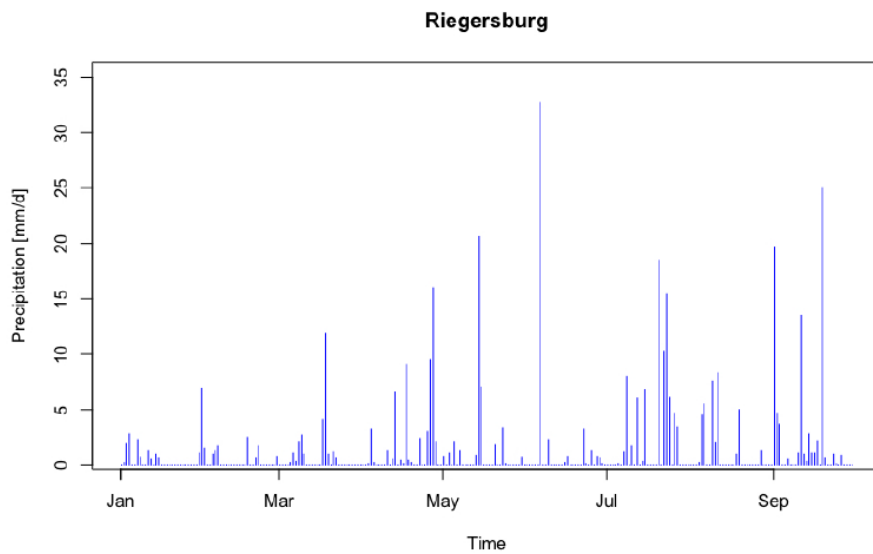


Abb. 32 In Riegersburg gemessene Niederschlagswerte (Tagessummen). Lokale Starkregenereignisse haben im Mai 2017 in unterschiedlichen Bereichen des Einzugsgebiets zu zahlreichen Bodenerosionsereignissen geführt. Datenquelle: Land Niederösterreich, 2017.

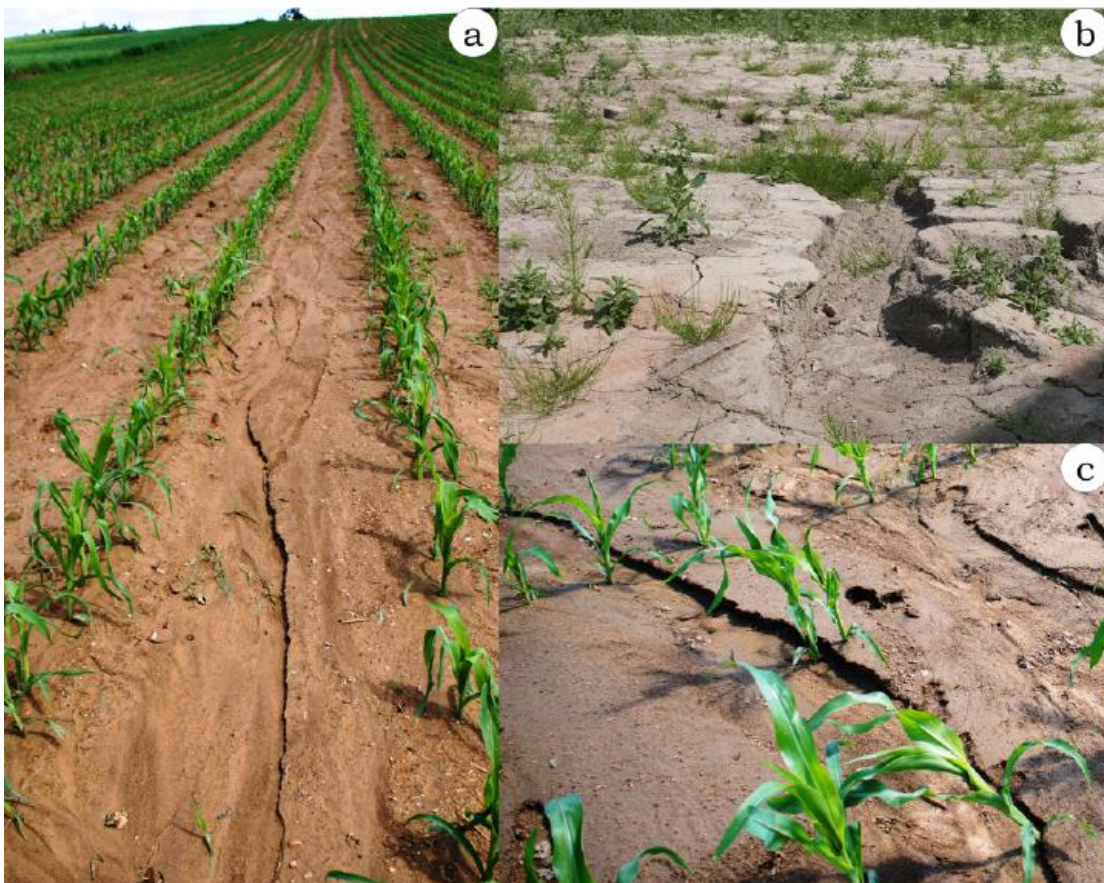


Abb. 33 Beispiele (a-c) für Rillenerosion im Einzugsgebiet (Kartierung Frühjahr 2017). Fotos: E. Kondrlova.



Abb. 34 Beispiele (a-c) für Spüldenudation im Einzugsgebiet (Kartierung Frühjahr 2017). Fotos: E. Kondrlova (a, c), R. Felder (b).



Abb. 35 Beispiele (a-d) für Sedimentakkumulation in Hangfußbereichen und Senken von Feldern (Kartierung Frühjahr 2017). Fotos: E. Kondrlova (a, c), L. Humer (b, d).

Um einzelne Bodenerosionsereignisse in einem höheren räumlichen Detailgrad sowie auch quantitativ hoch aufgelöst zu untersuchen wurde in Rassingdorf eine 15 m lange, im Rahmen eines Starkregenereignisses (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 entstandene Erosionsrinne exemplarisch mittels räumlich hochauflösender Analysemethoden in Form von Terrestrischem Laserscanning (TLS) sowie Structure from Motion (SfM) analysiert (Abb. 36). Die SfM- und TLS-basierten quantitativen Untersuchungen führten zu einem ähnlichen Ergebnis. Im Zuge dieses einzelnen Starkregenereignisses kam es zu einem Abtrag von 2,13 (TLS) bzw. 2,05 t. Eine Standortanalyse hat ergeben, dass das untersuchte Feld in Rassingdorf vom GEOWEPP-Modell ebenfalls als Bodenerosions-Hot Spot ausgewiesen wurde.



Abb. 36 Erosionsrinne in Rassingdorf. (Juni, 2018). Foto: G. Eberhard.

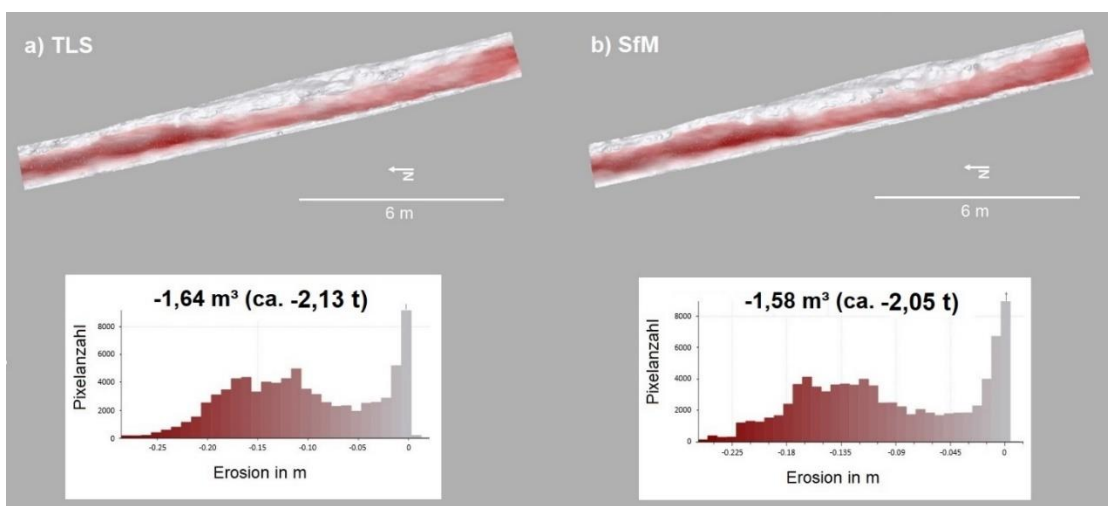


Abb. 37 Exemplarische Detektion von Rillenerosion in Rassingdorf mittels a) Terrestrischem Laserscanning (TLS) und b) Structure from Motion (SfM). Grafik: G. Eberhard (verändert von R. Pöppel)

4.1.3 Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“)

Um Bereiche mit potenziell hohem topographischen Verbindungsgrad (= hoher Konnektivität) zwischen Gerinnesystem und angrenzenden Einzugsgebietsflächen (Ackerflächen) zu eruieren wurde der genannte Index of Connectivity (IC) für das gesamte Einzugsgebiet berechnet. Eine Darstellung der berechneten IC-Werte ist in Abbildung 38 zu finden. Im Anschluss an die IC-Berechnungen erfolgte dann im Juli 2017 entlang der Hauptgerinne von Fugnitz und Pleißingbach eine Geländekartierung potenzieller Sedimeneintragsstellen anhand der in Abbildung 16 gelisteten Kriterien. Die kartierten potenziellen Eintragsstellen sind ebenfalls in Abbildung 16 verzeichnet.

Konnektivität	IC - Werte
Very low	$-19.21 \leq IC < -15.00$
Low	$-15.00 \leq IC < -13.00$
Medium low	$-13.00 \leq IC < -11.50$
Medium	$-11.50 \leq IC < -10.00$
Medium high	$-10.00 \leq IC < -8.50$
High	$-8.50 \leq IC < -7.00$
Very high	$-7.00 \leq IC \leq 1.32$

Legende

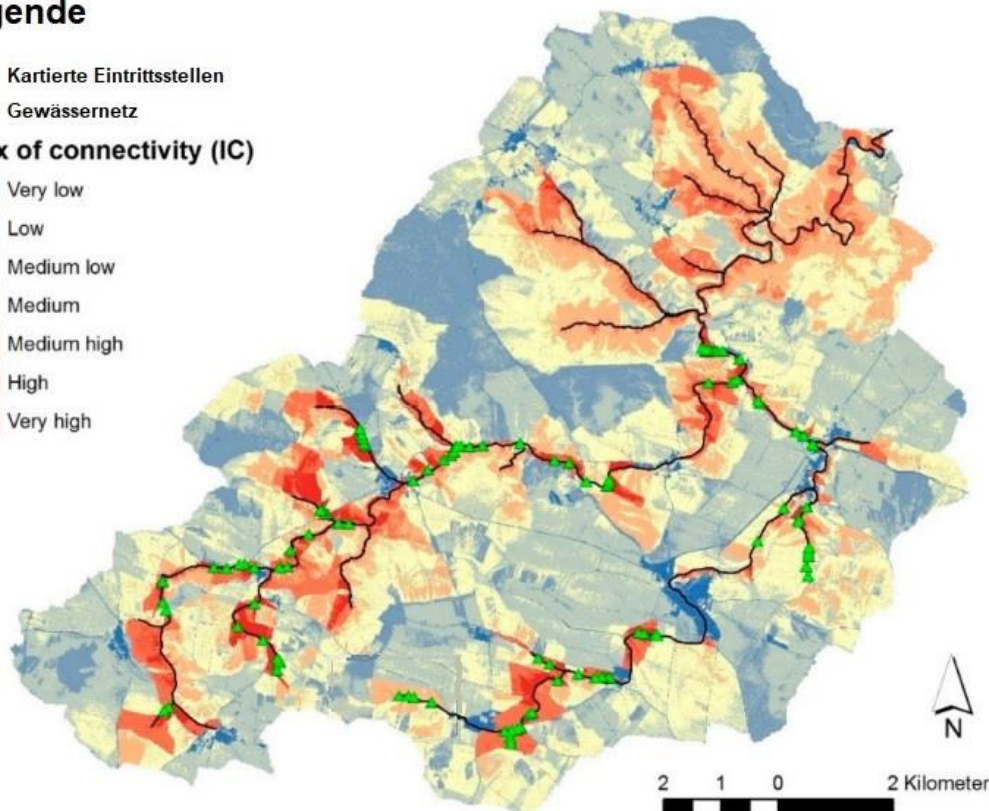
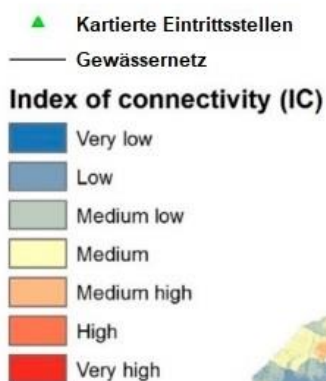


Abb. 38 Mittels Index of Connectivity (IC) berechnete Konnektivität zwischen Einzugsgebietsflächen und dem Gewässernetz inkl. kartierter Sedimenteintragsstellen. Quelle: Poepl et al. 2019 (verändert).

Insgesamt wurden im Gelände 107 potenzielle Sedimenteintragsstellen kartiert (siehe Abb. 39). 85 % der Eintragsstellen wurden in Bereichen mit sehr hohen bzw. hohen IC-Werten vorgefunden. Des Weiteren konnte ein klarer Zusammenhang zwischen der Breite der Gewässerrandstreifen und dem Vorhandensein potenzieller Sedimenteintragsstellen im Gelände vorgefunden werden (Abb. 40; Abb. 41). Jedoch wurden vereinzelt auch Sedimenteintragsstellen in Bereichen mit breiten Gewässerrandstreifen vorgefunden (siehe Abb. 40; Abb. 42). Darüber hinaus gilt es hierzu zu erwähnen, dass auch das Fehlen einer reliefbedingten Sedimenteintragsstelle nicht bedeutet, dass kein Sedimenteintrag stattfinden kann. Vor allem im Zuge von großen Niederschlags- bzw. Oberflächenabflussereignissen und Sedimenttransportereignissen können auch breite Gewässerrandstreifen überflossen werden.

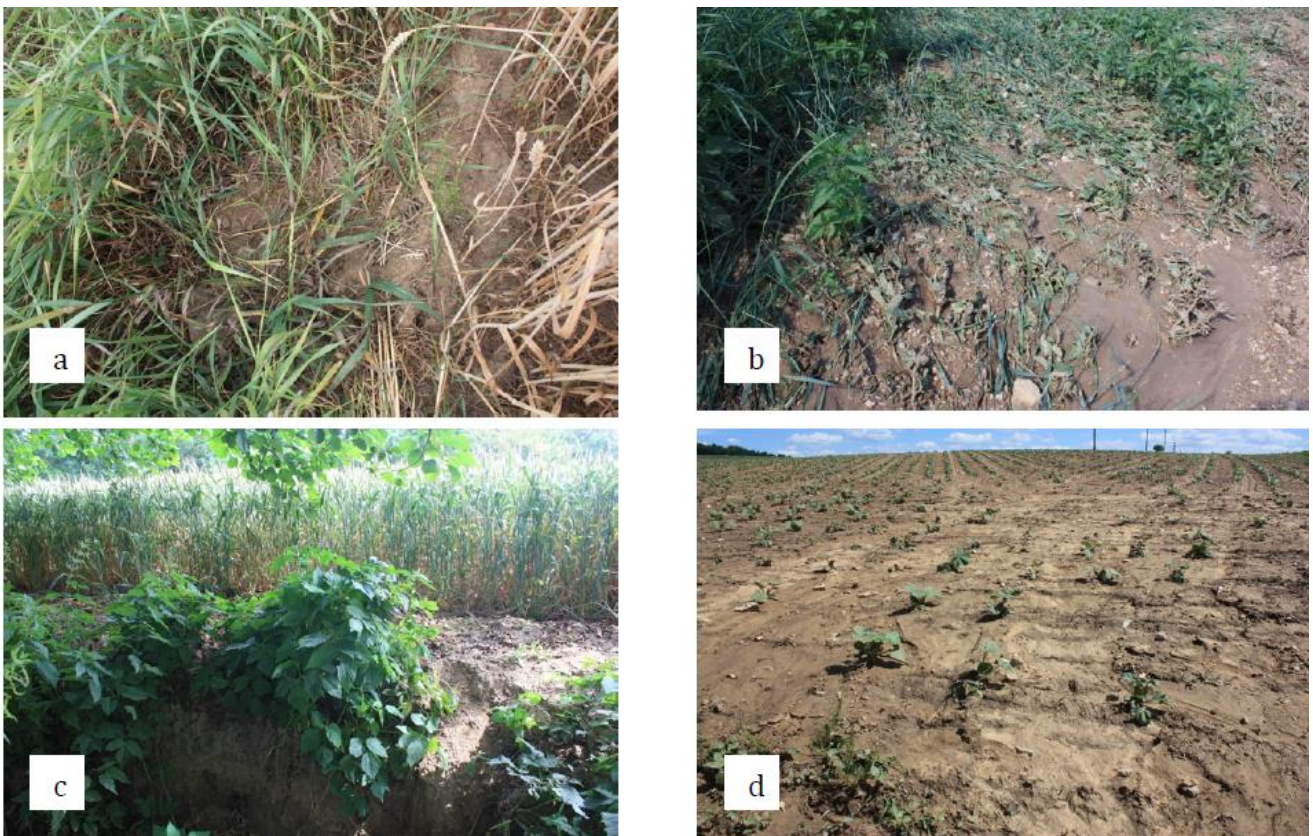


Abb. 39 Beispiele für Sedimenteintrag ins Gewässernetz (a-d). Fotos: L. Dilly, 2018.

a) Eintrittsstellen und Gewässerrandstreifen

Breite (m)	Eintrittsstellen (%)
0	17
0,5–2,5	45
3–5	34
>5	4

b) Eintrittsstellen nach IC-Klasse

IC	Eintrittsstellen (%)
Very low	0
Low	1
Medium low	3
Medium	4
Medium high	7
High	21
Very high	64

Abb. 40 Potenzielle Sedimenteintrittsstellen nach a) Breite der Gewässerrandstreifen und b) nach IC-Klasse. Quelle: Poepll et al., 2019 (verändert).

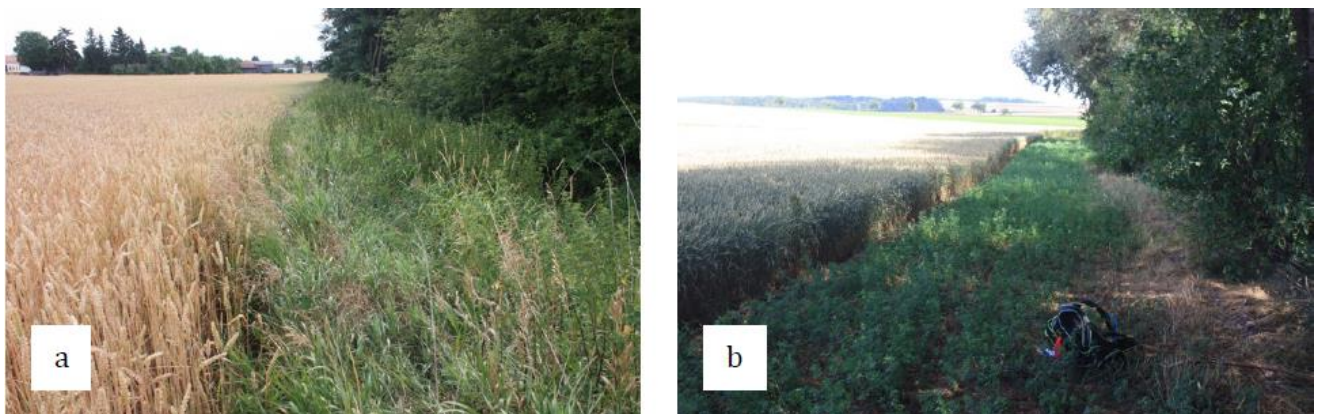


Abb. 41 Beispiele für durch Gewässerrandstreifen entkoppelte Bereiche (a-b). Quelle: L. Dilly, 2018.



Abb. 42 Beispiel für Anbindung trotz des Vorhandenseins eines Gewässerrandstreifens. Quelle: L. Dilly, 2018.

Auf Basis der kartierten Eintrittsstellen sowie der mittels GEOWEPP modellierten Sedimenteintragsraten wurden Hot Spots für lateralen Feinsedimenteintrag ausgewiesen. Diese wurde als ans Gerinnenetz der Fugnitz und des Pleißingbaches direkt angebundene Sub-Einzugsgebieten mit einem mittleren jährlichen Sedimentertrag von mehr als 2 t/ha/y definiert (Abb. 43). Insgesamt wurden 4,47 % (6,19 km²) der Gesamteinzugsgebietsfläche als „Hot Spot“-Flächen ausgewiesen.

"Hotspots" für Feinsedimenteintrag

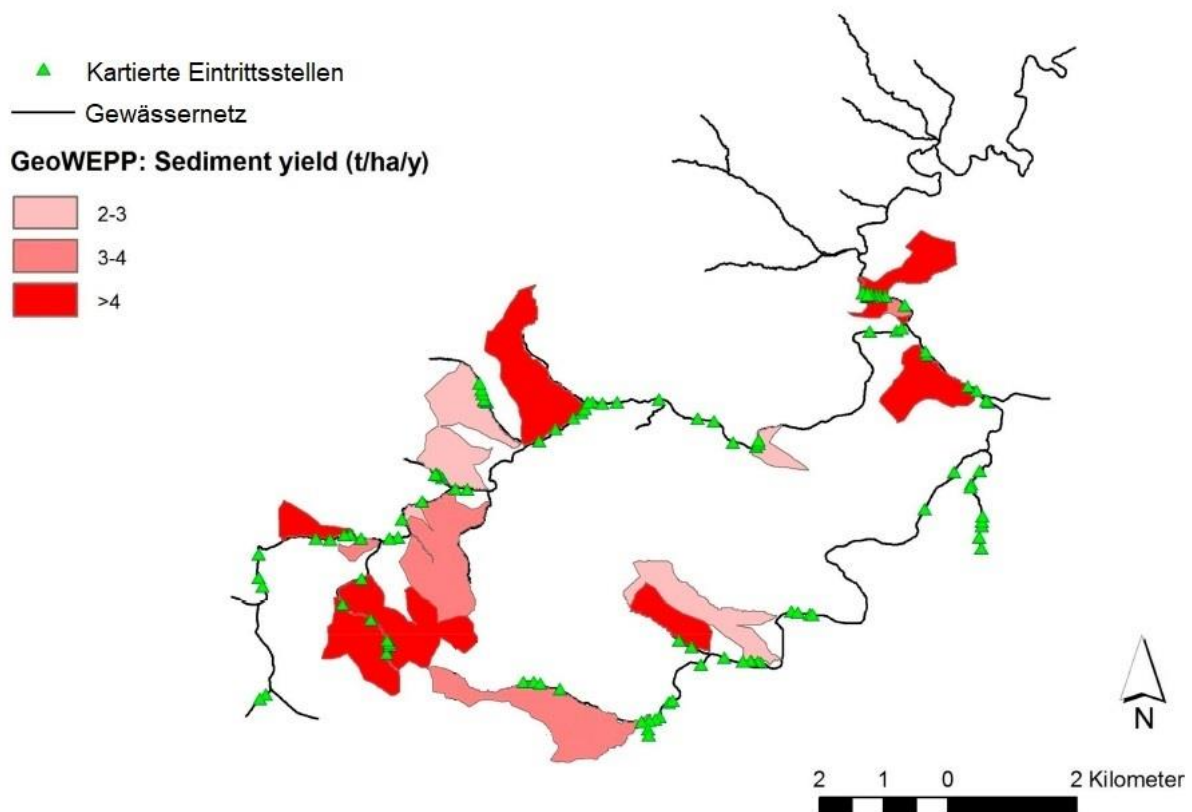


Abb. 43 Modellerte Flächen mit erhöhtem Feindsedimenteintrag mit nachgewiesener Anbindung and Gewässernetz („kartierte Eintrittsstellen“). Quelle: Poepl et al. 2019 (verändert).

4.2 Gewässergüte

4.2.1 Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)

In Tabelle 12 werden allgemeine statistische Kennwerte zu den Messergebnissen der unterschiedlichen an der Abflusstation Heufurth erhobenen Paramater dargestellt. Der max. gemessene NO₃-Wert von 282,24 mg/L stellt eine außergewöhnlich hohe Konzentration für

Fließgewässer im Allgemeinen dar und ist mit Stickstoffeintrag aus landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen. Besonders hohe Nitratkonzentrationen wurden v.a. im Januar 2019 verzeichnet (Tab. 13). Besonders hohe Feststoffdichten wurden in den Monaten Mai, Juni und August gemessen (Tab. 14). Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte für sämtliche an dieser Station gemessenen Parameter sind in den Tabellen 13 bis 16 zu finden. Darüber hinaus fanden an der Station Heufurth Niederschlagsmessungen statt (Tab. 17). Die höchsten Niederschlagssummen wurden, bei einer jährlichen Gesamtsumme von 586,61 mm, in den Monaten Mai (109,86 mm) und August (100,85 mm) verzeichnet. Leider konnten aufgrund eines Sondenfehlers keine validen Abflusswerte generiert werden.

Tab. 12 Statistische Kennwerte zu den Messergebnissen der unterschiedlichen an der Abflussstation Heufurth erhobenen Parameter (1.11.2018 – 31.10.2019). NO₃-N = Stickstoff im Nitrat, FDS = Feststoffdichte, LDO = im Wasser gelöster Sauerstoff, LF = Leitfähigkeit.

	NO ₃ (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	FDS (g/L)	pH	O ₂ (%)	LDO	LF (mS/cm)
arith. Mittel	12,16	2,78	25,36	7,12	56,65	7,36	649,57
Median	9,65	2,22	13,2	7,15	63	6,57	680
min	0,00	0	4,7	5,99	0	0	0
max	282,24	63,71	3254,8	9,05	324,6	326,65	9642

Tab. 13 Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte (MW) für die Parameter NO₃ und NO₃-N (Messung in 10-Minutenabständen; 1.11.2018 – 31.10.2019).

Monat	Mittelwert NO ₃ [mg/L]	Mittelwert NO ₃ -N [mg/L]
November 2018	12,95	2,92
Dezember 2018	8,16	1,84
Jänner 2019	48,84	11,13
Februar 2019	12,12	2,74
März 2019	12,22	2,76
April 2019	12,33	2,78
Mai 2019	13,30	3,00
Juni 2019	11,90	2,69
Juli 2019	9,11	2,06
August 2019	3,60	0,81
September 2019	0,34	0,08
Oktober 2019	1,15	0,31
MW Gesamt	12,16	2,78

Tab. 14 Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte (MW) für den Parameter Feststoffdichte („FSD“; Messung in 10-Minutenabständen; 1.11.2018 – 31.10.2019).

Monat	Mittelwert FSD [g/L]
November 2018	9,77
Dezember 2018	18,26
Jänner 2019	9,98
Februar 2019	11,14
März 2019	11,19
April 2019	11,84
Mai 2019	47,42
Juni 2019	44,59
Juli 2019	29,44
August 2019	69,61
September 2019	24,26
Oktober 2019	15,43
MW Gesamt	25,36

Tab. 15 Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte (MW) für die Parameter O₂ und LDO (Messung in 10-Minutenabständen; 1.11.2018 – 31.10.2019).

Monat	Mittelwert O ₂ [%]	Mittelwert LDO [mg/L]
November 2018	18,64	8,45
Dezember 2018	80,03	11,56
Jänner 2019	85,08	11,90
Februar 2019	86,16	11,68
März 2019	82,40	10,03
April 2019	37,91	5,07
Mai 2019	50,09	5,34
Juni 2019	50,14	4,66
Juli 2019	13,85	2,14
August 2019	54,61	5,13
September 2019	61,78	6,33
Oktober 2019	56,86	6,34
Gesamt MW	56,65	7,36

Tab. 16 Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte (MW) für den Parameter LF (Messung in 10-Minutenabständen; 1.11.2018 – 31.10.2019).

Monat	Mittelwert LF
November 2018	726,50
Dezember 2018	762,35
Jänner 2019	672,38
Februar 2019	505,97
März 2019	504,70

April 2019	681,45
Mai 2019	634,54
Juni 2019	673,47
Juli 2019	667,88
August 2019	622,77
September 2019	656,85
Oktober 2019	676,62
Gesamt MW	649,57

Tab. 17 Nach Monaten aufgeschlüsselte Mittelwerte (MW) für den Parameter Niederschlag (Messung in 10-Minutenabständen; 1.11.2018 – 31.10.2019).

Monat	Mittelwert LF
November 2018	726,50
Dezember 2018	762,35
Jänner 2019	672,38
Februar 2019	505,97
März 2019	504,70
April 2019	681,45
Mai 2019	634,54
Juni 2019	673,47
Juli 2019	667,88
August 2019	622,77
September 2019	656,85
Oktober 2019	676,62
Gesamt MW	649,57

An zwei weiteren Standorten kontinuierliche Niederschlags- und Bodenfeuchtemessungen durchgeführt (siehe Abb. 3). Es konnte hierbei am Standort Oberhöflein ein deutlicher Zusammenhang zwischen Niederschlag, Bodenfeuchte, Messtiefe und Hangposition festgestellt werden (Abb. 44). Des Weiteren konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen kumulierter Feststoffdichte und kumuliertem Niederschlag am Standort Heufurth festgestellt werden, was bedeutet, dass lateraler Feinsedimenteintrag durch erosive Niederschlagsereignissen stattgefunden hat (Abb. 45).

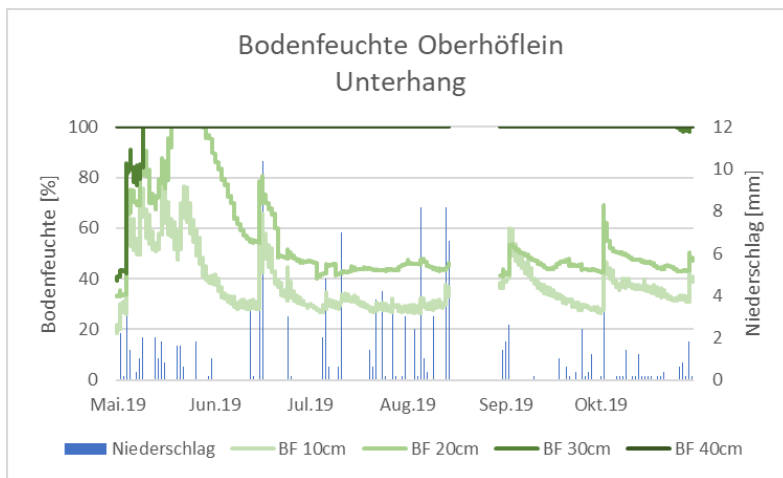
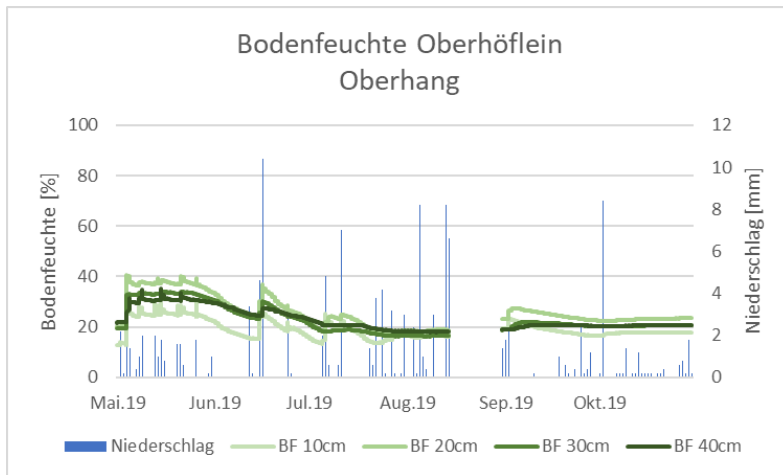


Abb. 44 Zusammenhang zwischen Niederschlag, Bodenfeuchte, Messtiefe und Hangposition am Standort Oberhöflein (oben: Oberhang, unten: Unterhang).

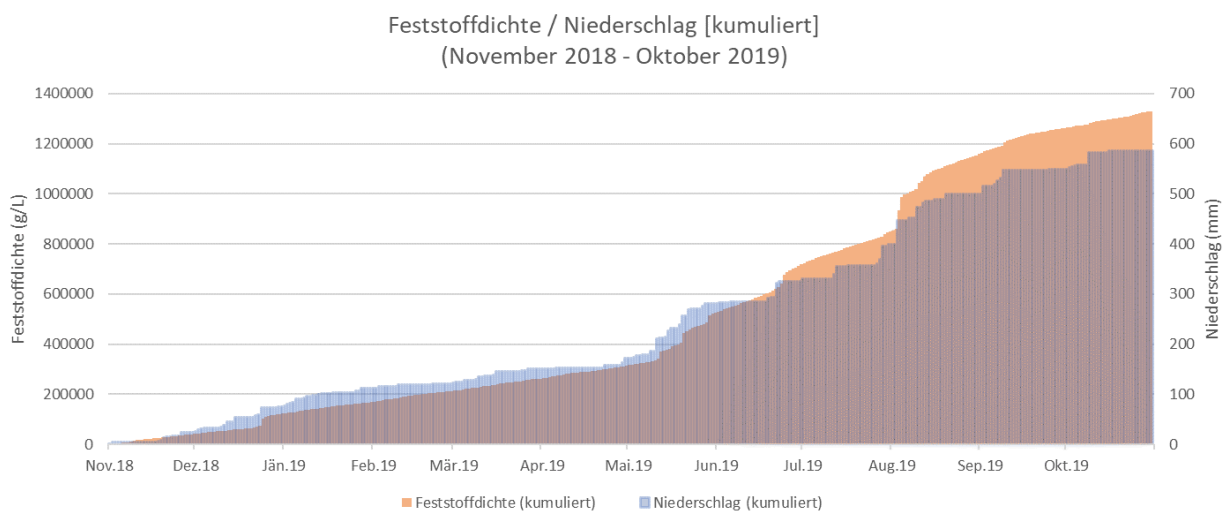


Abb. 45 Zusammenhang zwischen kumulierter Feststoffdichte und kumuliertem Niederschlag am Standort Heufurth.

Die gemessenen Feststoffdichten wurden mit den mittels GEOWEPP modellierten mittleren jährlichen Abflusswerten für Heufurth verschnitten, um so die jährliche Sedimentfracht am Standort Heufurth zu ermitteln und diese anschließend mit den mittels GEOWEPP modellierten mittleren jährlichen Sedimentfrachtwerten zu vergleichen. Daraus ergab sich eine errechnete jährliche Sedimentfracht (November 2018 – Oktober 2019) von gesamt ca. 47.000 t bzw. 5,34 t/ha/y (zum Vergleich: Fugnitz gesamt mittels GEOWEPP 2,67 t/ha/y).

Zusätzlich wurden im Sommer 2019 im Rahmen von Stationswartungsarbeiten an der Abflussstation in Heufurth Wassereinzelpuben aus der Fugnitz entnommen und hinsichtlich ihres Phosphat- (PO_4^{3-}) und Ammoniakgehalts (NH_3) photometrisch analysiert. Vergleichsweise hohe Konzentrationen konnten am 1.8.2019 nach Einem Niederschlags- bzw. Sedimenteintragsereignis festgestellt werden (Tab. 18; siehe auch Abb. 45).

Tab. 18 Photometrisch ermittelte Phosphat- (PO_4^{3-}) und Ammoniakgehalte (NH_3) von händisch entnommenen Wasserproben am Standort Heufurth.

Datum	PO_4^{3-}	NH_3
06.07.2019	0,51	
07.07.2019	0,67	
08.07.2019	0,53	
24.06.2019	0,68	
01.08.2019	1,19	0,73
21.08.2019	0,80	0,12

Um den Einfluss des lateralen Feinsedimenteintrags auf löslichen Phosphor, Phosphat-, Nitrat- und Ammoniakkonzentration in Feinsedimentablagerungen entlang der Fugnitz zu untersuchen wurden an fünf Standorten sowie an einem Referenzstandort („AgriS“) sowohl vor („pre“; Jänner 2018) als auch nach („post“; Mai 2018) nach lateralem Sedimenteintrag (nach einem Starkregenereignis) Sedimentproben entnommen und im Labor analysiert (Abb. 46 und Abb. 47). Sämtliche Stoffkonzentrationen zeigten einen deutlichen Abnahmetrend innerhalb der Nationalparkstrecke sowie einen deutlichen Anstieg nach lateralem Sedimenteintrag. Ersteres zeigt den positiven Einfluss natürlicher Flusstrecken auf die Sedimentqualität, die von einer Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren angängig ist (Abb. 48).

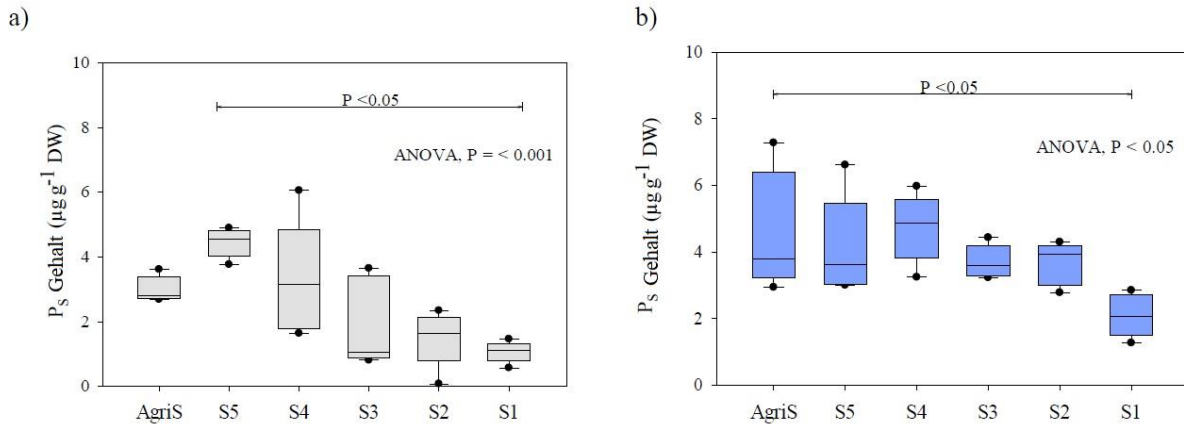


Abb. 46 Lösliche Phosphoranteile in den Feinsedimentproben: a) vor bzw. b) nach lateralem Sedimenteintrag nach einem Starkregenereignis. AgriS = Referenzprobe außerhalb des Nationalparks; S5 – S1 Proben im Nationalpark (flussabwärts verlaufend). DW = Sedimenttrockengewicht. Quelle: Akbari, 2019.

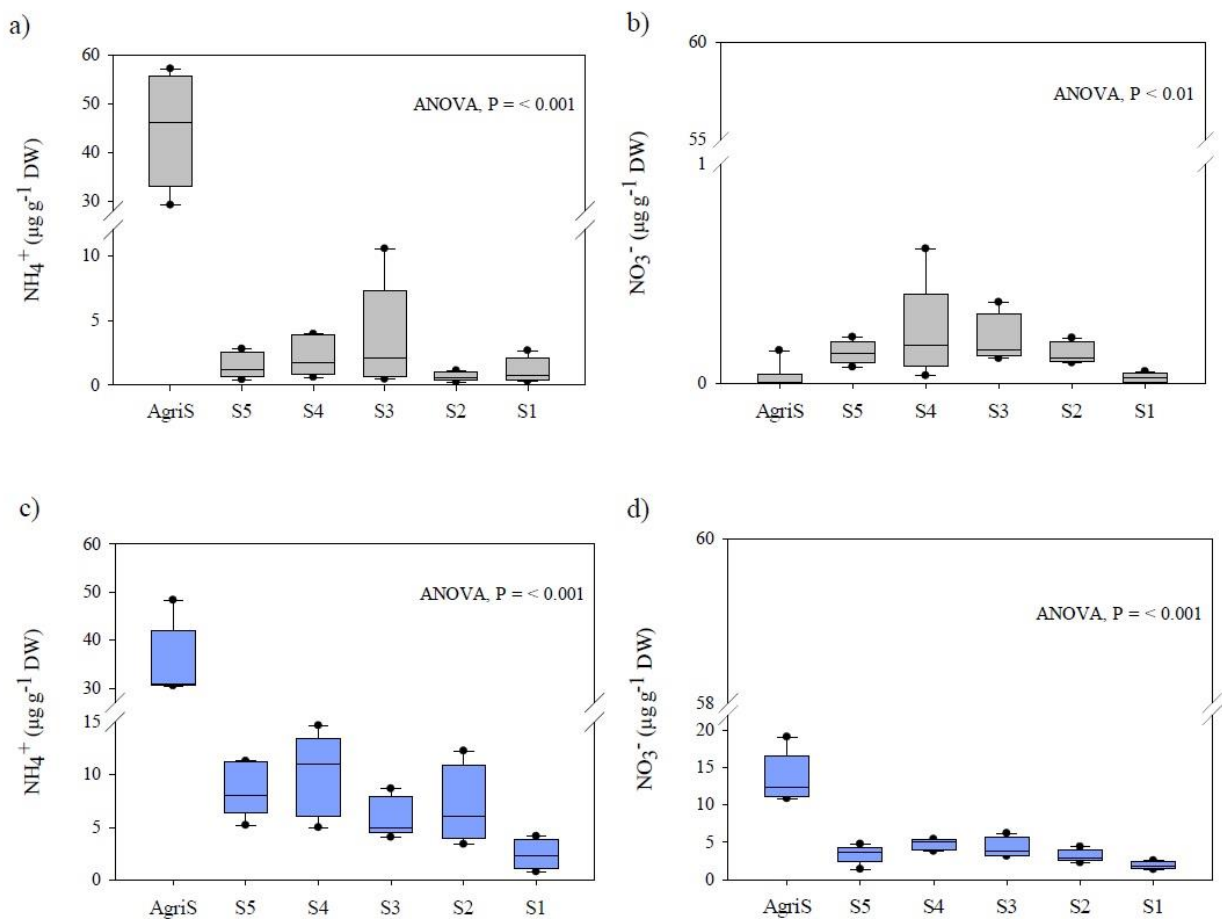


Abb. 47 Ammoniak- und Nitratgehalt in den Feinsedimentproben: a) und b) vor bzw. c) und d) nach lateralem Sedimenteintrag nach einem Starkregenereignis. AgriS = Referenzprobe außerhalb des Nationalparks; S5 – S1 Proben im Nationalpark (flussabwärts verlaufend). DW = Sedimenttrockengewicht. Quelle: Akbari, 2019.

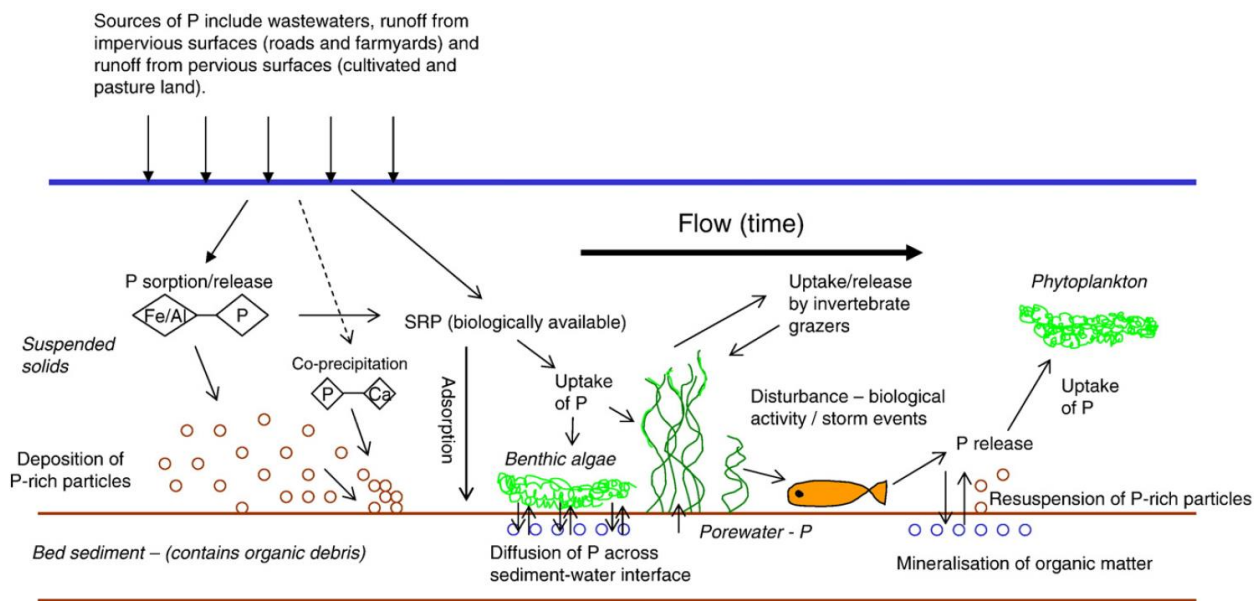


Abb. 48 Einflussfaktoren auf die Phosphorkonzentration in Flüssen. Quelle: Withers and Jarvie, 2008.

4.2.2 Makrozoobenthos

In allen drei Strecken wurde festgestellt, dass nach dem Starkregenereignis mit Einschwemmung von großen Feinsedimentmengen die Individuendichten teils sehr stark zurückgegangen sind. Am stärksten war davon die Referenzstrecke im Pleißingbach bei Weitersfeld betroffen, am geringsten war der Effekt in der Fugnitz innerhalb des Nationalparks. Während aber im Pleißingbach in beiden Abschnitten mit dem Rückgang der Individuendichten auch eine merkliche Verringerung der Artenzahlen einherging, blieb die Diversität in der Fugnitz von den Ereignissen unbeeinträchtigt.

Standort 1

In der Referenzstrecke auf Höhe der Abwasserreinigungsanlage in Weitersfeld wurde im Frühjahr eine Besiedlungsdichte von 6.070,4 Individuen pro m² festgestellt, im Sommer lag sie nur noch bei 432 Tieren pro m². Es hat also eine Bestandsreduktion um 92,9 % stattgefunden. Bei der Frühjahrsuntersuchung wurden 27 Taxa dokumentiert, im Juni waren es nur noch 17 Taxa. Auch bei der Diversität war also eine nennenswerte Reduktion um mehr als ein Drittel festzustellen.

Große Verschiebungen waren bei der Zusammensetzung der Zönosen auf Großgruppenniveau ersichtlich (Abb. 49). Im Frühling machten die Dipteren und die Oligochaeten noch jeweils etwa die Hälfte der gesammelten Individuen aus, alle anderen Großgruppen traten lediglich in Form einiger weniger Einzelindividuen in Erscheinung (die einzige Ausnahme waren die Egel, die mit 121,6 Tieren

pro m² noch vergleichsweise häufig nachzuweisen waren). Im Sommeraspekt waren hingegen mehr als drei Viertel aller gesammelten Tiere den Oligochaeten zuzurechnen – der Anteil der im Frühjahr noch eudominanten Dipteren ist nach dem Starkregenereignis auf ähnlich geringe Werte zurückgegangen wie bei den anderen Großgruppen.

Betrachtet man die Verschiebungen in der Zönosenzusammensetzung im Detail, fallen noch größere Unterschiede auf. Großwüchsige Egel – *Helobdella stagnalis*, *Glossiphonia complanata* und *Erpobdella octoculata* – haben im Frühjahr noch nennenswerte Zahlen erreicht, konnten im Sommer aber nicht mehr oder nur noch in Form von Einzelindividuen festgestellt werden. Da gerade Egel keine besonders hohen Ansprüche an die Wasserqualität stellen, ist davon auszugehen, dass dieses Phänomen nicht auf Einschwemmungen von organischen Stoffen zurückzuführen ist, sondern dass es im Zuge des Starkregenereignisses aufgrund der Regulierung und der Eintiefung des Bachbetts zur Ausbildung einer hohen Schleppspannung gekommen ist und die schlecht strömungsangepassten Tiere verdriftet worden sind. Gleiches dürfte für die Zuckmückengruppe *Micropsectra atrofasciata*-Agg. gelten, die im Frühjahr noch mehr als ein Drittel aller Tiere in der Strecke stellte und nach dem Hochwasser vollständig fehlte. Dieses Taxon lebt in Schlammröhren, die im Zuge des Hochwassers offensichtlich fortgespült worden sind. Derselbe Grund kann für den starken Rückgang der Oligochaeten – in erster Linie der Schlammröhrenwürmer (Tubificiden) – angenommen werden.

Bei den gut strömungsangepassten lithorheophilen Zuckmücken hingegen, die in der Strecke im Frühjahr vor allem von *Diplocladius cultriger*, *Thienemanniella* sp. und *Orthocladius rubicundus* repräsentiert worden sind, ist davon auszugehen, dass die Schlammauflage auf dem Grobsubstrat verantwortlich für ihr Verschwinden war. Dasselbe gilt für die Vertreter anderer rheophiler Dipteren, Eintagsfliegen und Köcherfliegen, die im Frühjahr zumindest noch sporadisch auftraten, im Sommer aber fehlten.

Das gegenteilige Muster war bei Vertretern der Ruderfußkrebse (Copepoda) und der Muschelkrebse (Ostracoda) zu beobachten – diese Tiere traten erst nach dem Regenereignis in der Strecke in Erscheinung und wurden mit großer Wahrscheinlichkeit aus Teichen im Oberlauf eingeschwemmt.

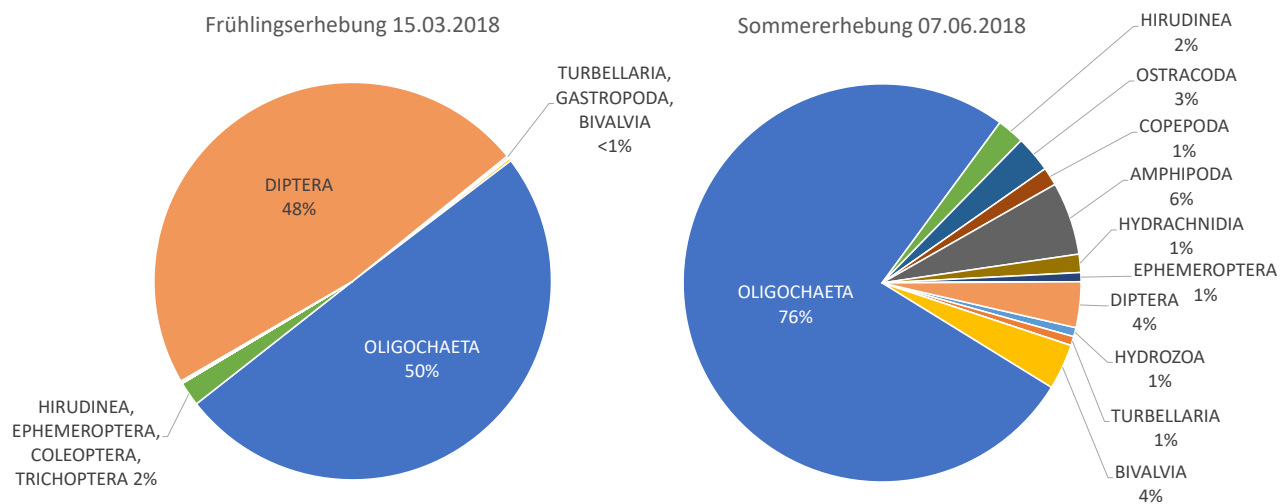


Abb. 49 Vergleich der Großgruppenzusammensetzung in der Referenzstrecke im Frühjahr und im Sommer 2018.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen zu den beiden Untersuchungszeitpunkten ist in Abb. 50 dargestellt. Zu erkennen ist eine Verschiebung des Verteilungsschwerpunkts zu Ungunsten von Zeigern höherer Wasserqualität. Während oligo-, α - und β -mesosaprobe Zeiger allesamt Einbußen zu verzeichnen hatten, nahm der Anteil an polysaprobe Elementen zu. In Zahlen ausgedrückt hat sich der Saprobienindex von 2,38 im Frühjahr auf 2,59 verschlechtert. Zu beiden Zeitpunkten lag damit eine merkliche Überschreitung des saprobiellen Grundzustands (1,75) vor, wodurch eine deutlich erkennbare organische Belastung des Pleißingbaches im Bereich der Ortschaft Weitersfeld bereits im Niederwasserfall belegt wird. Im Zuge von Starkregenereignissen bzw. durch die eingeschwemmten organischen Stoffe wird diese vorhandene Belastung noch weiter verstärkt.

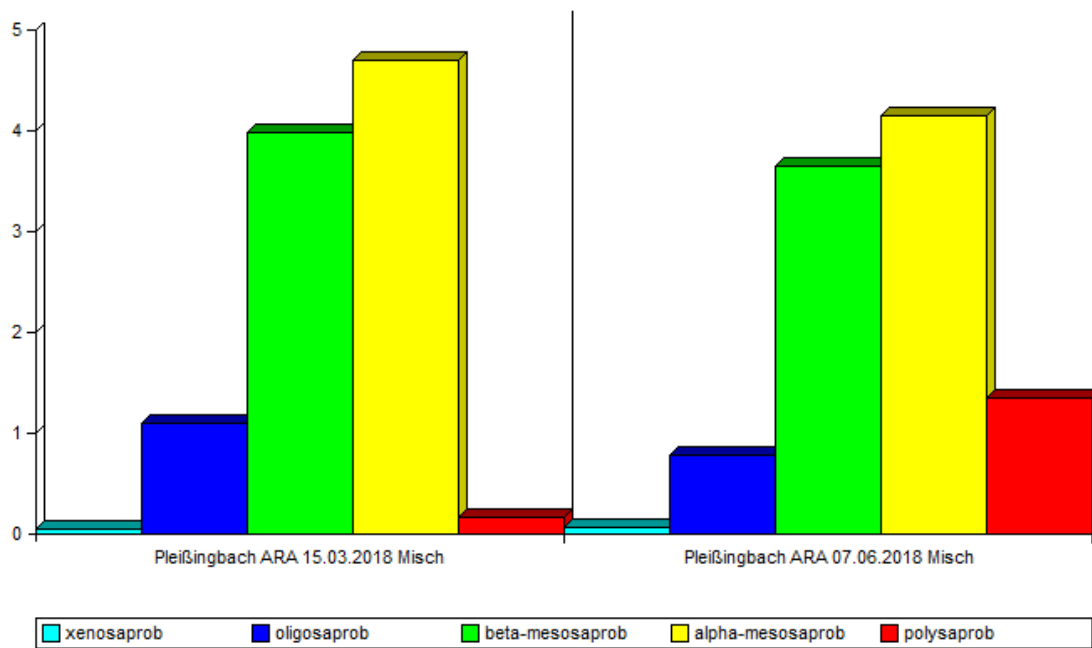


Abb. 50 Vergleich der Verteilung der saprobiellen Valenzen in der Referenzstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Die Veränderungen der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen können Abb. 52 entnommen werden. Während im Frühjahr der Schwerpunkt noch auf den hyporhithralen, metarhithralen und epipotamalen Elementen zu liegen gekommen ist, hat sich die Verteilungskurve nach dem Hochwasserereignis und der damit einhergehenden Schlammablagerung wesentlich verflacht und in Richtung Stillgewässerzönose verschoben. Die rheophilen Anteile sind deutlich zurückgegangen, während typische Bewohner von Tieflandflüssen, Seeuferbereichen und sogar Tiefenwasserzonen Zugewinne verzeichnet haben. Dieses Phänomen ist klar durch die Verschlammung der Sohle zu erklären, die potentiell geeignete Habitate für rheophile Arten großflächig vernichtet hat. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Verteilung bereits im Frühjahrsaspekt einen deutlichen Potamalisierungseffekt indiziert hat: Der gewichtete Regionsindex hatte im März einen Wert von 5 und zeigte damit eine typische hyporhithrale Lebensgemeinschaft an. Tatsächlich ist der Pleißingbach laut Wasserinformationssystem Austria (WISA) aber dem Metarhithral zuzuordnen. Durch den zusätzlichen Schlammeintrag im Juni 2018 hat sich der Regionsindex mit einem Wert von 5,33 noch merklich weiter in Richtung Potamal verschoben.

Die Veränderung in der Zusammensetzung der Ernährungstypen ist hingegen nur marginal ausgefallen (Abb. 53). Bereits vor dem Starkregenereignis dominierten in der Referenzstrecke die Detritivoren. In einem rhithralen Gewässer wie dem Pleißingbach wäre ein hoher Anteil rhithraler Ernährungsgilden zu erwarten, also der Zerkleinerer und der Weidegänger. Tatsächlich beschränkte sich der Anteil der rhithralen Gilden schon im Frühling auf nur 10 %, im Sommer schrumpfte er weiter

auf nur noch 2 %. Dieser Parameter zeigt also unabhängig von kurzfristig vorangegangenen Regenereignissen eine starke Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaften an.

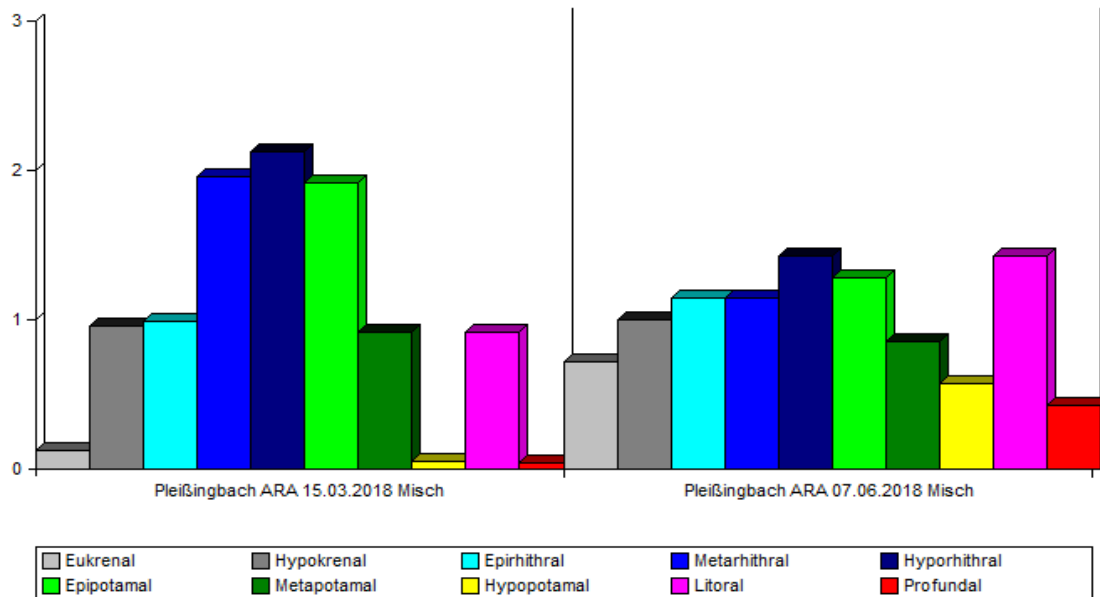


Abb. 52 Vergleich der längenzonalen Einstufung nach biozönotischen Regionen in der Referenzstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

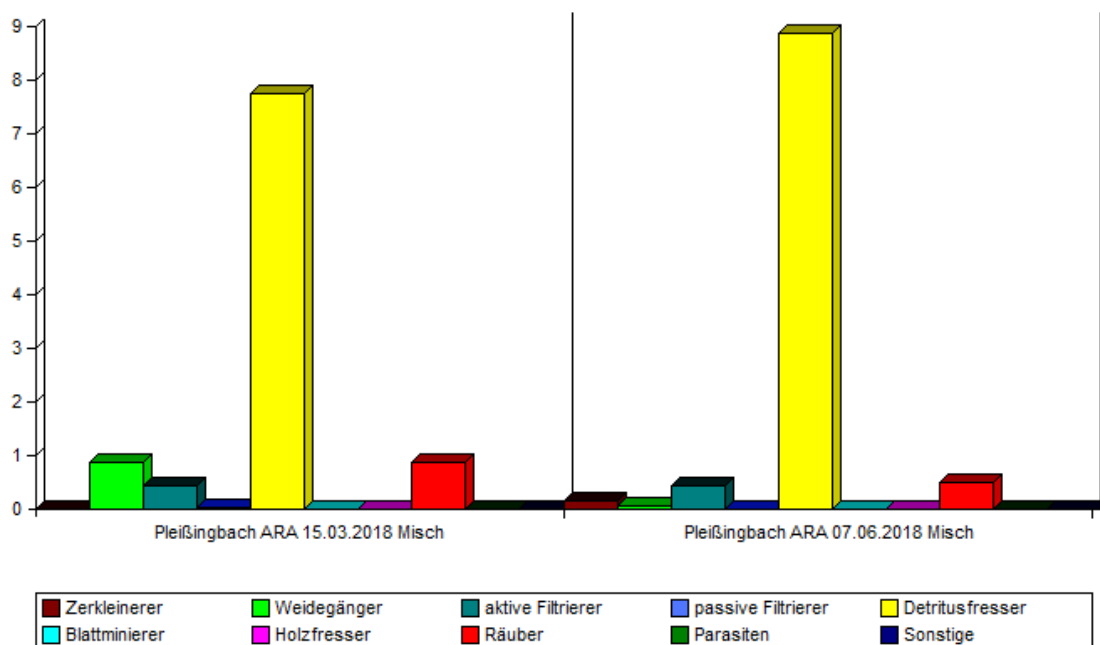


Abb. 53 Vergleich der Zusammensetzung der Ernährungstypen in der Referenzstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Zusammenfassend kann für die Referenzstrecke festgehalten werden, dass der Feinsedimenteintrag aus dem Umland offensichtlich ein permanentes Problem darstellt, das auch während Abflusssituationen ohne unmittelbar vorangegangene Starkregenereignisse von den Lebensgemeinschaften im Pleißingbach deutlich angezeigt wird. Die Artenzusammensetzung mit ihrer Monodominanz von Würmern und Zuckmücken, das praktisch vollständige Fehlen von Strukturgütezeigern aus den Großgruppen der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen, das Vorherrschen potamaler Ernährungsgilden und der auch vor dem Schadereignis merklich erhöhte Saprobienindex – all diese Parameter belegen, dass die Bedürfnisse standorttypischer rheophiler Artengemeinschaften in diesem Abschnitt generell nicht erfüllt werden. Aufgrund dieser Merkmalskombination kann mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass der Eintrag von Feinsedimenten und organischen Substanzen den ausschlaggebenden Stressor in der Referenzstrecke darstellt. Bei weiterem Stoffeintrag im Zuge von Regenereignissen verschlechtert sich die Situation weiter, was durch die zusätzliche Erhöhung des Saprobienindex und die Verstärkung des Potamalisierungseffekts belegt werden kann.

Standort 2

In der Mündungsstrecke des Pleißingbaches auf Höhe der Bundesstraßenbrücke in Heufurth wurde im Frühjahr eine Dichte von 2.857,6 Individuen pro m² ermittelt, nach dem sommerlichen Hochwasser betrug die Dichte nur noch 636,8 Individuen pro m² – das entspricht einer Reduktion um 77,7 %. Auch die Taxazahlen sind nach dem Regenereignis um mehr als 40 % zurückgegangen: Waren im Frühjahr noch 36 Taxa nachweisbar, konnten im Sommer nur noch 21 Taxa gefunden werden. Die Verteilung der Großgruppen zu den beiden Terminen ist in Abb. 54 dargestellt.

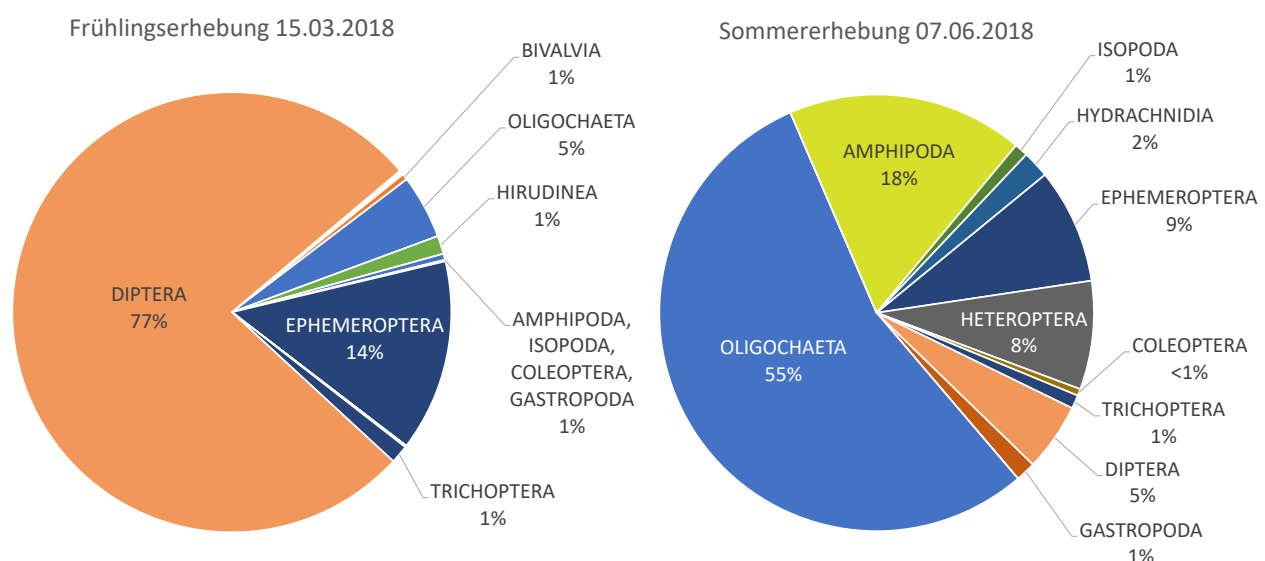


Abb. 54 Vergleich der Großgruppenzusammensetzung in der Mündungsstrecke im Frühjahr und im Sommer 2018.

Hier ist ein ähnliches Phänomen wie in der Referenzstrecke zu erkennen: Im Frühling wurde die Zönose von den Dipteren dominiert, die mehr als drei Viertel aller gesammelten Organismen ausmachten, während im Sommeraspekt nach dem Regenereignis die Oligochaeten das Bild prägten. Wie in der Referenzstrecke wurden im Frühjahr noch zahlreiche großwüchsige Egel in der Strecke dokumentiert – nach dem Hochwasserereignis fehlte diese Tiergruppe in der Strecke. Die Dichten der rheophilen Eintagsfliegenart *Baetis rhodani* sind um 90 % gesunken, im Gegenzug sind nach dem Regenereignis zwei in Feinmaterial grabende Eintagsfliegenarten – *Ephemera danica* und *Paraleptophlebia submarginata* – aufgetreten, die zuvor gefehlt hatten. Dies ist als deutliches Indiz für die Veränderung der Substratzusammensetzung, konkret für die Verschlammung bzw. Versandung des Grobsubstrats zu deuten.

Besonders auffällig war das Erscheinungsmuster der Ruderwanze *Micronecta griseola*; dieser typische Stillgewässerbewohner tritt natürlicherweise nicht in frei fließenden Bächen auf und wurde bei der Frühjahrsuntersuchung im Pleißingbach dementsprechend auch nicht gefunden. Bei der Sommeruntersuchung machte die Art aber 8 % aller in der Strecke gesammelten Individuen aus und stellte damit das Taxon mit der drittgrößten Häufigkeit dar. Da in unmittelbarer Nähe keine Stillgewässer vorliegen und neben adulten Tieren auch zahlreiche flugunfähige Larven gesammelt wurden, die den Gewässerabschnitt nur auf dem Wasserweg erreicht haben konnten, ist bei diesen Ruderwanzen von einer aktiven flussaufwärtsgerichteten Einwanderung aus dem aufgestauten Mündungsbereich auszugehen. Die großen Mengen abgelagerten Feinsediments haben zu einer funktionellen Verlängerung des Staubereichs, also zur Verschiebung der Stauwurzel in Richtung flussaufwärts, geführt und damit den Lebensraum für die litorale Wanzenart entsprechend erweitert. Wo im Frühjahr noch ein eindeutiger Fließgewässercharakter mit Grobsubstrat und standort-typischer Strömung vorlag, haben sich nach dem Sedimenteintrag eher Stillgewässereigenschaften eingestellt.

Köcherfliegen aus den Familien der Hydropsychiden, der Limnephiliden und der Goeriden, die bei den günstigeren Substratbedingungen im Frühling noch nachgewiesen werden konnten, fehlten nach dem Regenereignis. Sehr starke Verschiebungen waren auch bei den Dipteren zu erkennen; im Frühjahr konnte noch eine individuen- und artenreiche, typisch rhithrale Zuckmückengesellschaft mit zahlreichen lithorheophilen Arten dokumentiert werden – nach dem Regenereignis war diese Familie beinahe aus der Zönose verschwunden, und die wenigen Individuen, die gefunden werden konnten, gehörten typischen potamalen und verschmutzungstoleranten Gattungen an. Gleiches gilt für die Gnizen-Gattung *Bezzia* sp., die im Frühjahr noch in hohen Dichten in der Strecke vorkam, nach dem Regenereignis aber gänzlich fehlte.

Besonders erwähnenswert ist der Fund von Leerschalen der Großmuschelart *Unio crassus*, die sich im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie findet und auf der Roten Liste der IUCN als

„endangered“, also als „stark gefährdet“ geführt wird (Abb. 55). Lebende Tiere konnten in der Probestrecke nicht nachgewiesen werden, eine gezielte Nachsuche im Gewässer ist aufgrund der Seltenheit dieser Art aber aus fachlicher Sicht jedenfalls zu empfehlen.



Abb. 55 Leerschalenfunde der FFH- und Rote-Liste-Art *Unio crassus*.

Die Verteilung der saprobiellen Valenzen zu den beiden Probenahmeterminen kann Abb. 56 entnommen werden. Im Frühjahr lag eine beinahe spiegelsymmetrische Verteilung mit der Spiegelachse an den β -mesosaproben Elementen vor; der Saprobienindex errechnete sich auf den Wert 2,02. Nach dem Regenereignis kam es zu einem geringfügigen Anstieg der α -mesosaproben Zeiger und damit auch zu einem marginalen Anstieg des Saprobienindex auf den Wert 2,09. Bereits bei Niederwasserbedingungen ohne unmittelbar vorangegangene Regenereignisse kommt es also zu einer Überschreitung des saprobiellen Grundzustands (wenn auch nicht in dem Maße wie in der Referenzstrecke), die organische Belastung ist also immanent. Durch Einträge aus der Fläche im Zuge von Starkregen verstärkt sich diese Belastung geringfügig. Bei der Interpretation der Werte ist aber zu berücksichtigen, dass der Saprobienindex des Sommeraspekts in dieser Strecke nicht belastbar ist, da hier nur relativ wenige Tiere auf Artniveau bestimmt werden konnten und sich dadurch für den Indexwert mit einer Streuung von $\pm 0,318$ eine sehr große Ungenauigkeit ergibt. Es ist also nicht auszuschließen, dass die organische Belastung durch die Einträge aus der Fläche deutlich stärker ausgefallen ist, als es die Zahlen anzeigen.

Sehr große Veränderungen haben sich hinsichtlich der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen ergeben (Abb. 57). Indizierten die Wirbellosengemeinschaften im Frühjahr noch eine standorttypische Situation mit hohen Anteilen krenaler und rhithraler Zeiger, hat sich der Schwerpunkt nach dem Regenereignis massiv verschoben – im Sommer nahmen dann die litoralen Elemente den größten Anteil an der Zönose ein, die krenalen und rhithralen Anteile sind stark zurückgegangen. Der Sedimenteintrag hat also zu einer deutlichen Potamalisierung geführt. Dies

spiegelt sich in den gewichteten Regionsindices besonders deutlich wider: Im Frühjahr lagen mit einem Wert von 4,17 standorttypische metarhithrale Verhältnisse vor, im Sommer erreichte der Index den Wert 7,00 und zeigte damit metapotamale Bedingungen an.

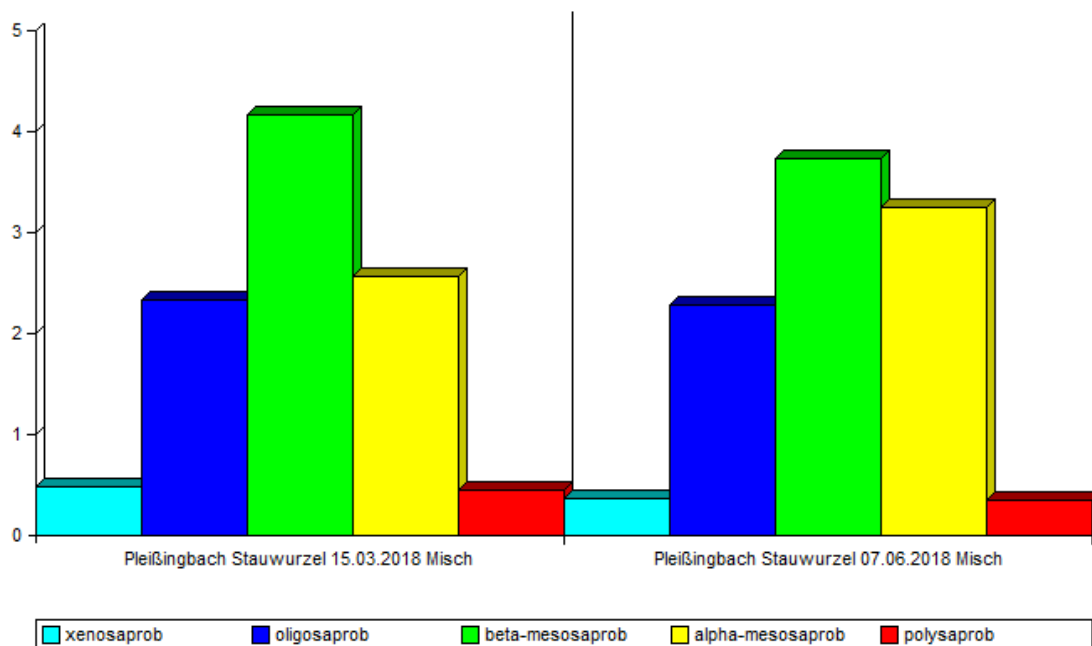


Abb. 56 Vergleich der Verteilung der saprobiellen Valenzen in der Mündungsstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Ähnliches lässt sich über die Zusammensetzung der Ernährungstypen aussagen (Abb. 58). Waren im Frühjahr die Gilden der Weidegänger und der Detritivoren noch etwa gleich stark repräsentiert, traten im Sommer die Detritusfresser mit einem Anteil von mehr als 75 % monodominant in Erscheinung. Allerdings waren die potamalen Ernährungsgilden – die Filtrierer und die Detritivoren – auch schon im Frühjahr in größeren Dichten aufgetreten als die rhithralen Gilden der Zerkleinerer und der Weidegänger. Auch anhand dieses Parameters ist die Beeinträchtigung bereits bei Niederwasserbedingungen evident, auch hier kommt es durch zusätzlichen Sedimenteintrag zu weiteren Verschlechterungen.

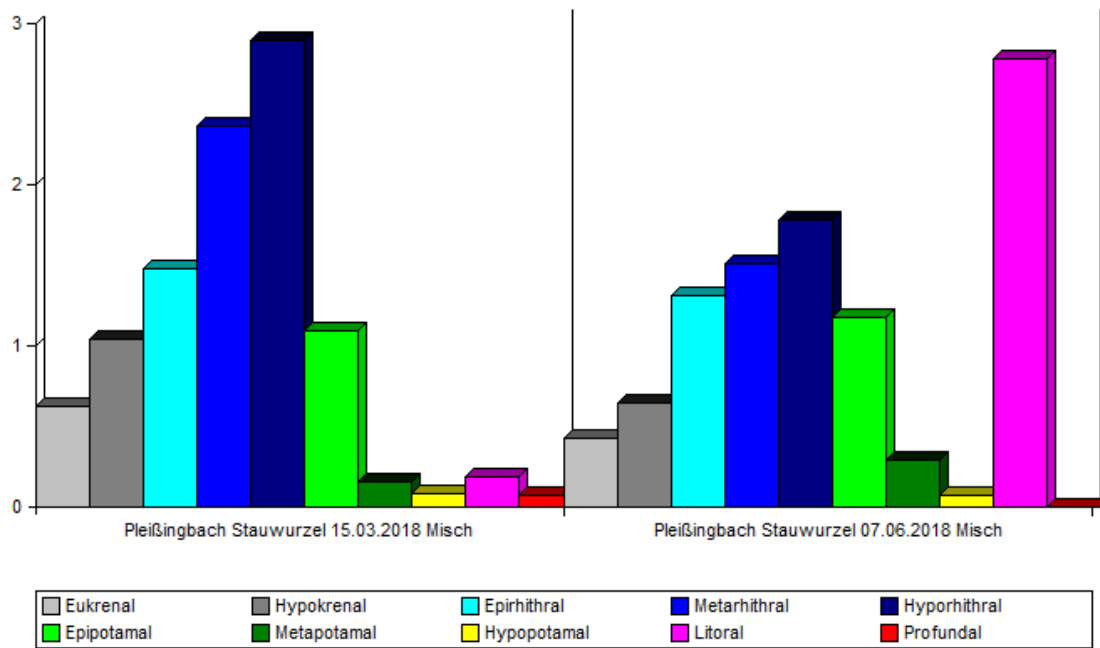


Abb. 57 Vergleich der längenzonalen Einstufung nach biozönotischen Regionen in der Mündungsstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

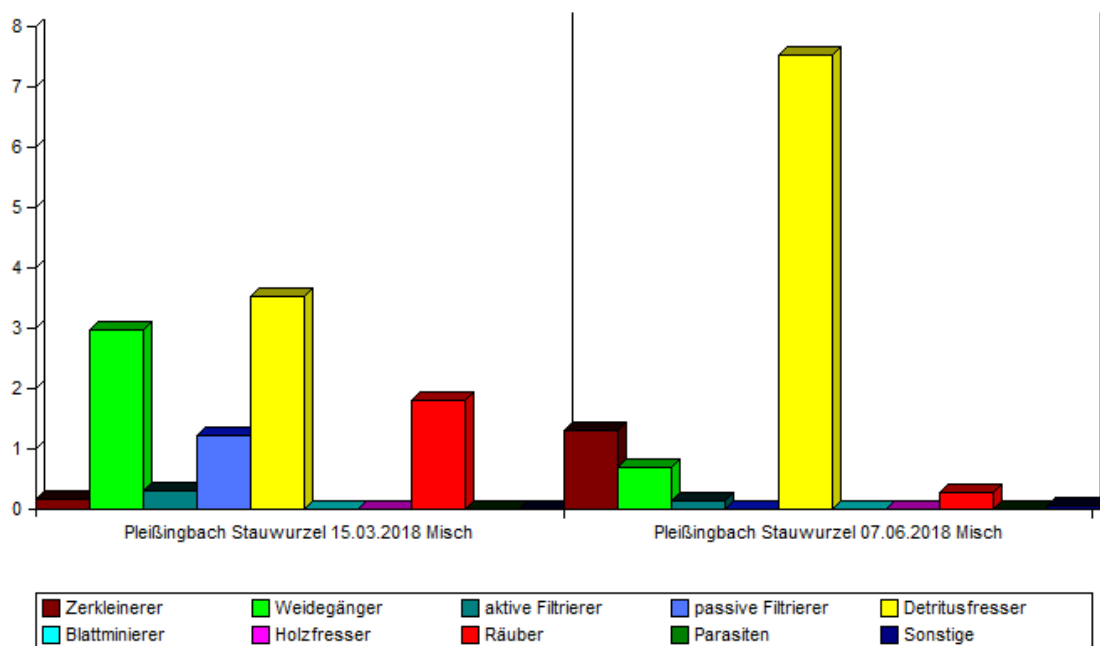


Abb. 58 Vergleich der Zusammensetzung der Ernährungstypen in der Mündungsstrecke im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Standort 3

In der Fugnitz wurden bei der Untersuchung im Frühjahr 2018 Individuendichten von 12.070 Tieren pro m² festgestellt, nach dem Regenereignis im Sommer waren es nur noch 4.921,6 Organismen pro m², also nur noch 40 % des Ausgangswerts. Bei den Taxazahlen wurden hingegen keine Veränderungen festgestellt, hier war mit 47 bzw. 48 Taxa bei beiden Erhebungen eine gleich hohe Diversität zu diagnostizieren.

Starke Unterschiede zeigten sich hingegen bei der Verteilung auf Großgruppen (Abb. 59). Im Frühjahr stellten die Dipteren mehr als drei Viertel aller gesammelten Individuen, die einzige weitere Großgruppe mit nennenswertem Anteil waren die Eintagsfliegen, alle anderen Gruppen lagen im einstelligen Prozentbereich. Im Sommer waren die zuvor nur sporadisch in Erscheinung tretenden Bachflohkrebse die dominante Gruppe, gefolgt von den Oligochaeten, Eintagsfliegen und Schnecken. Die ursprünglich monodominanten Dipteren traten im Sommer nur noch mit einem Anteil von 3 % in Erscheinung.

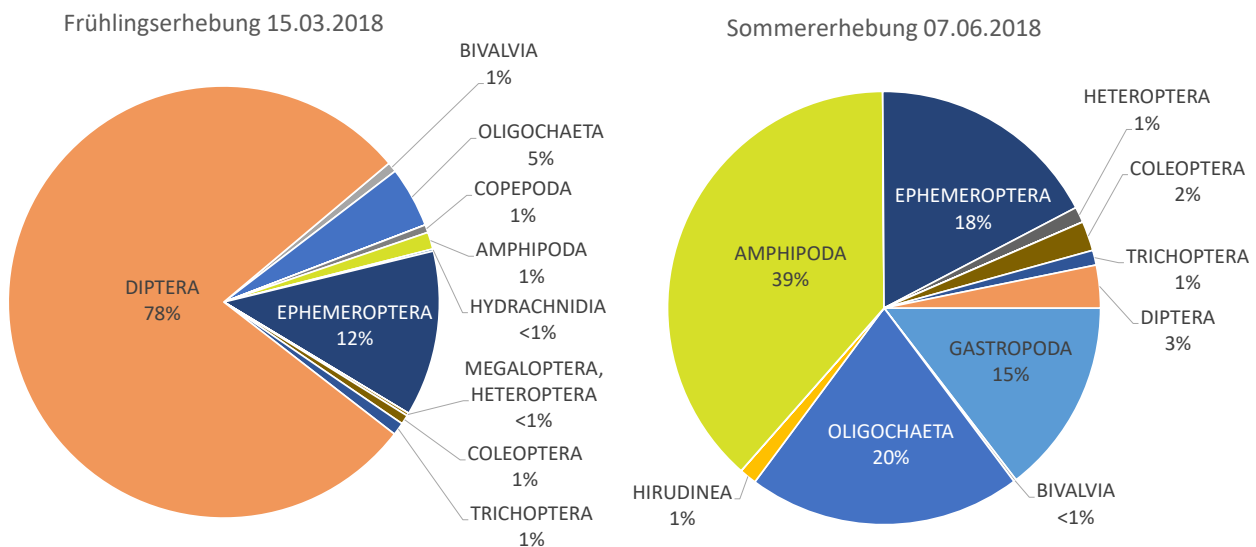


Abb. 59 Vergleich der Großgruppenzusammensetzung in der Fugnitz im Frühjahr und im Sommer 2018.

Besonders augenfällig waren die folgenden Veränderungen bei der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften:

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) fehlte bei der Frühlingsuntersuchung in der Probestrecke, erreichte aber im Sommer so hohe Dichten, dass sie das zahlenmäßig zweitstärkste Taxon an diesem Termin darstellte. Offensichtlich befindet sich die Art im Untersuchungsgebiet gerade am im Übergang zwischen sporadischem Vorkommen und

invasiver Ausbreitung. Laut COLLAUTI & MCISAAC (2004) durchläuft die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke im Zuge der Erschließung neuer Lebensräume fünf aufeinanderfolgende Phasen, wobei zu Beginn der Kolonialisierung die Dichten oft noch zu gering für das verlässliche Auffinden im Rahmen punktueller Untersuchungen sind – die Art tritt dann in den Proben entweder überhaupt nicht oder nur in sehr geringer Zahl in Erscheinung. SCHEDER & GUMPINGER (2014) haben *Potamopyrgus antipodarum* in der Fugnitz im Juli 2014 in äußerst geringen Dichten von nur 7,2 Individuen pro m² nachgewiesen, im Frühjahr 2018 wurde die Art gar nicht dokumentiert. In diesem Zeitraum war sie also zwar nachweislich bereits im System vorhanden, aber noch in zu geringer Zahl, um auch tatsächlich bei jeder Untersuchung erfasst zu werden. Im Sommer 2018 wurden plötzlich Dichten von 717 Tieren pro m² dokumentiert – die Schnecke hat damit eine Populationsgröße erreicht, die deutlich einen in Ausbreitung begriffenen, erfolgreich reproduzierenden und höchstwahrscheinlich nach wie vor wachsenden Bestand belegt. Diese Entwicklung steht aber nicht in Zusammenhang mit den Sedimenteinträgen aus dem Umland, sondern ist als spezifisches Entwicklungsmuster dieser invasiven Art zu verstehen.

Bei den Bachflohkrebsen kam es zu einer Verzwölfachung der Bestände. Dieser starke Zuwachs war in erster Linie auf die große Zahl an Juvenilen zurückzuführen, die mit 1.584 Tieren pro m² die Zahlen der Adulten um das Fünffache übertrafen. Offensichtlich kam es also zwischen März und Juni zu einem markanten Anstieg der Reproduktionsaktivität. Daher ist auch dieses Phänomen als artspezifisches Entwicklungsmuster zu verstehen, das nicht im Zusammenhang mit dem Sedimenteintrag steht.

Rückgänge waren bei den absoluten Individuenzahlen bestimmter Eintagsfliegenfamilien zu verzeichnen, konkret bei Jugendformen von *Ephemera danica*. Allerdings stehen diese Rückgänge nicht in Verbindung mit den sommerlichen Regenereignissen und den damit einhergehenden Einschwemmungen, sondern sind als natürliche Entwicklung zu verstehen: Im Frühjahr erfolgte die Probenahme kurz nach dem Schlupf der Junglarven aus dem Ei, Altlarven aus dem Vorjahr waren kaum zu finden. In einem solchen Aspekt sind die Juvenilen von r-Strategen, die sich durch eine sehr große Eizahl und eine entsprechend hohe Junglarvenzahl auszeichnen, üblicherweise deutlich überrepräsentiert. In den ersten Lebenswochen sind die Ausfälle durch Fressfeinde aber sehr hoch, wodurch sich im Sommer üblicherweise nur noch wesentlich weniger Juvenile im Gewässer befinden. Genau dieses Muster wurde in der Fugnitz dokumentiert.

Die in Wassermoosen und zwischen Steinen lebende Art *Ephemerella ignita* fehlte im Frühjahr noch, erreichte im Sommer aber Dichten von 400 Individuen pro m². Bei *Ephemerella ignita* handelt es sich um eine univoltine Art, deren Eiablage erst im März erfolgt und die ihr Entwicklungsmaximum hinsichtlich Individuendichten im Mai und Juni erreicht (BASS 1976). Auch hier spiegeln die

Veränderungen zwischen den beiden Probenahmeterminen also ein artspezifisches Entwicklungsmuster wider.

Bei der Ruderwanze *Micronecta griseola* zeigte sich dasselbe Muster wie in der Mündungsstrecke des Pleißingbaches: Im Frühjahrsaspekt wurde sie in der Fugnitz nicht nachgewiesen, im Sommer fand sie sich in großer Zahl in der Strecke. Anders als im Pleißingbach kann hier davon ausgegangen werden, dass die Tiere durch passive Verdriftung in die Fugnitz gelangt sind, möglicherweise sogar aus dem Stau in Heufurth.

Das Gegenteil war bei den Schlammfliegen der Fall, sie traten im Frühling in auffallend hohen Dichten auf, fehlten aber im Sommeraspekt vollständig. Dies mag darauf zurückzuführen sein, dass sich während der winterlichen Niederwasserphase Schlamm in den Uferbereichen abgelagert hat, der als Lebensraum für Schlammfliegenlarven gut geeignet ist. Im Zuge des Hochwasserereignisses dürfte dieses Feinmaterial abgeschwemmt worden sein. Derselbe Erklärungsansatz kann für das sommerliche Fehlen der im Frühjahr noch massenhaft nachgewiesenen, eher schlecht strömungsangepassten Zuckmückentaxa *Micropsectra atrofasciata*-Agg., *Microtendipes tenellus*-Gruppe und *Thienemannimyia*-Gruppe herangezogen werden – auch hier dürfte, wie in der Referenzstrecke im Pleißingbach, der hydraulische Stress ausschlaggebend für das weitgehende Verschwinden gewesen sein.

Anders als in den beiden Probestrecken im Pleißingbach konnten in der Fugnitz also keine Veränderungen in der Zönosenstruktur festgestellt werden, die eindeutig auf den Eintrag von Feinsedimenten aus dem Umland zurückzuführen gewesen wären.

In Abbildung 60 ist die Verteilung der saprobiellen Valenzen dargestellt. Zwischen dem Frühjahrs- und dem Sommeraspekt ist es zu einer deutlichen Zunahme polysaprober Zeiger auf Kosten der xeno-, oligo- und α -mesosaproben Elemente. Dadurch wurde nach dem Regenereignis auch ein höherer Saprobienindex ermittelt; im Frühjahr errechnete sich der Saprobienindex auf den Wert 2,08, im Sommer erreichte er den Wert 2,24. Wie in den beiden Strecken im Pleißingbach ist also auch in der Fugnitz bei Niederwasserführung bereits eine merkliche Überschreitung des saprobiellen Grundzustands festzustellen.

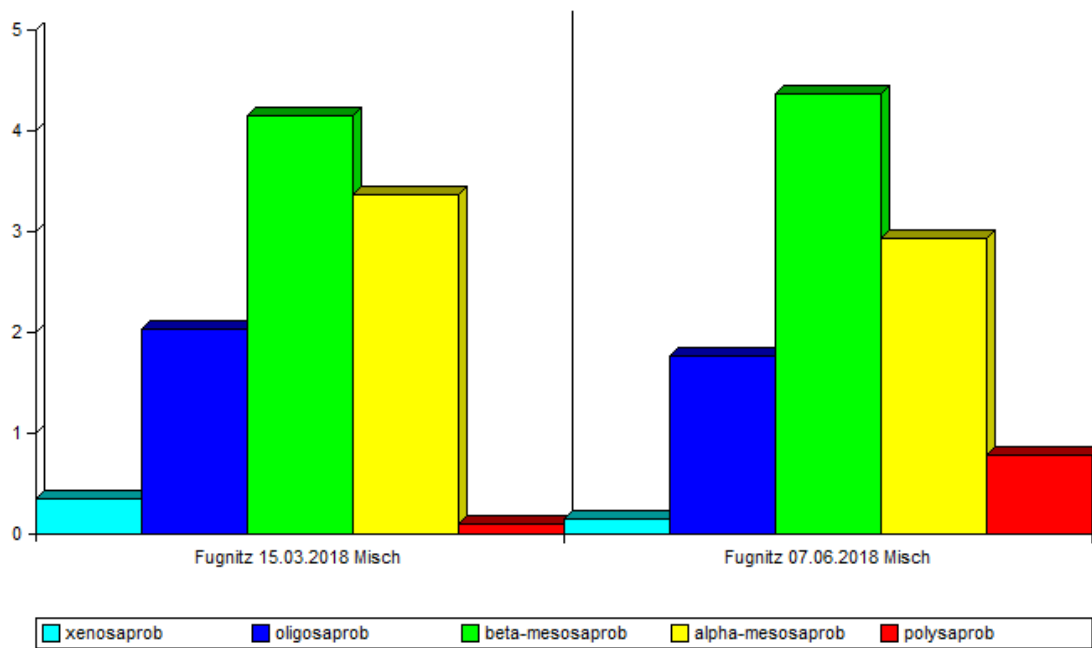


Abb. 60 Vergleich der Verteilung der saprobiellen Valenzen in der Fugnitz im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Keine maßgeblichen Unterschiede waren bei der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen zu erkennen (Abb. 61). Bei beiden saisonalen Aspekten lag der Schwerpunkt der Verteilung im Übergangsbereich zwischen Meta- und Hyporhithral, was in Anbetracht der Gefällesituation und der Dimensionen des Gewässers jedenfalls als standorttypisch angesehen werden kann. Krenale und potamale Elemente hielten einander sowohl im Frühjahr als auch im Sommer die Waage, und in beiden Untersuchungen machten die litoralen Elemente etwa gleich große Anteile aus. Der gewichtete Regionsindex errechnete sich im Frühjahr auf den Wert 4,63, im Sommer betrug er 4,96. In beiden Fällen wurden somit standorttypische Gemeinschaften indiziert, es konnten hinsichtlich dieses Parameters also keine Beeinträchtigungen festgestellt werden.

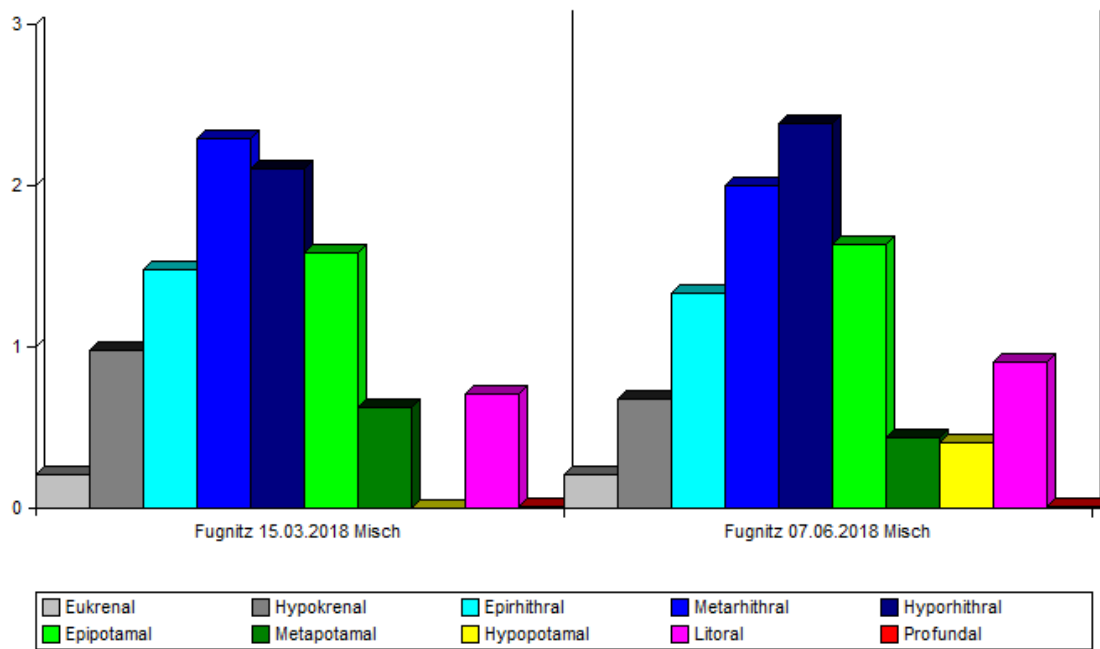


Abb. 61 Vergleich der längenzonalen Einstufung nach biozönotischen Regionen in der Fugnitz im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen dominierten in beiden Untersuchungen die Detritivoren (Abb. 62) und damit eine potamale Ernährungsgilde. Der Anteil der Weidegänger blieb praktisch unverändert, die standorttypischen Zerkleinerer waren im Sommer deutlich häufiger als im Frühjahr. Obwohl in beiden Aspekten eine deutliche Abweichung vom Leitbild festzustellen war (die rhithralen Gilden waren im Frühjahr und im Sommer deutlich unterrepräsentiert), war die Situation nach dem Starkregenereignis mit einem Rhithron-Ernährungstypen-Index von 0,37 geringfügig besser zu bewerten als im Frühjahr, als der RETI lediglich den Wert 0,29 erreichte. Auch hinsichtlich dieses Parameters konnte also keine Verschlechterung festgestellt werden, die mit dem Sedimenteintrag aus der Fläche in Verbindung gebracht werden könnte.

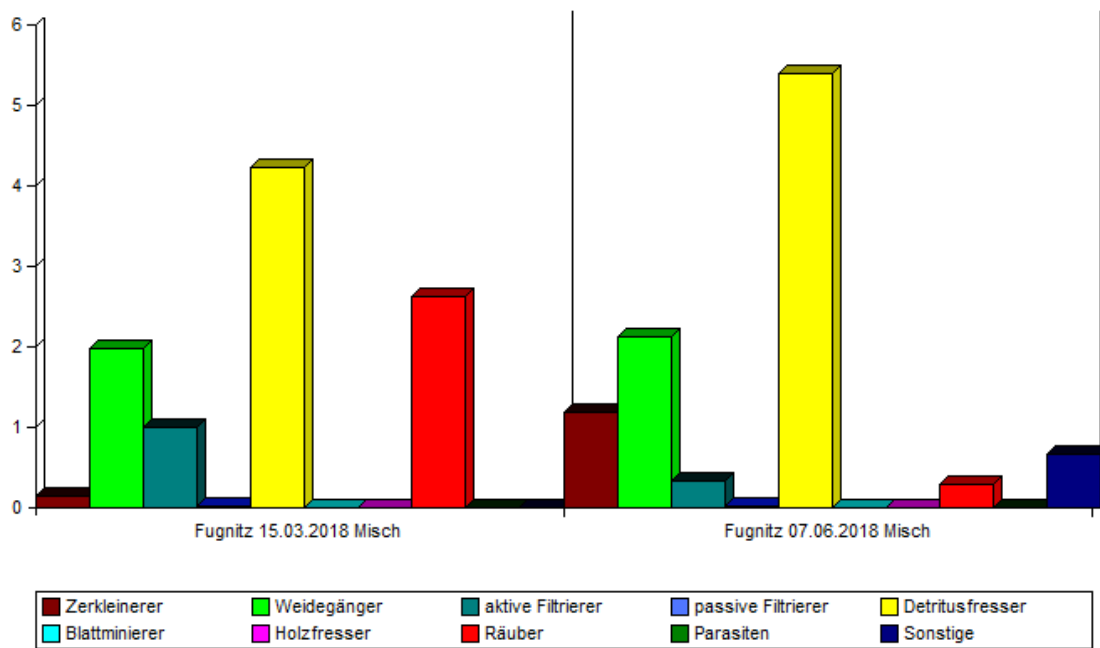


Abb. 62 Vergleich der Zusammensetzung der Ernährungstypen in der Fugnitz im Frühjahr (links) und im Sommer (rechts).

4.3 Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

4.3.1 Gewässerrandstreifen

Nach einem Starkregenereignis (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 wurde an zwei Standorten Bodenabtrag und Feinsedimenteintrag in die angrenzenden Gewässerrandstreifen festgestellt (siehe Abb. 3). Am Standort 1 wurden in einem 4,5 m breiten Gewässerrandstreifen 1,34 t an abgelagertem Sediment detektiert (Abb. 63 und Abb. 64).

Die GEOWEPP-Modellierung hat für dieses Erosionsereignis einen Sedimentantrag von 6,86 t ergeben. Daraus ergibt sich eine Sedimentpufferkapazität des Gewässerrandstreifens von 19 %. Am Standort 2 wurden in einem 4,5 m breiten Gewässerrandstreifen 2,86 t an abgelagertem Sediment detektiert (Abb. 65 und Abb. 66). Die GEOWEPP-Modellierung hat für dieses Erosionsereignis einen Sedimentantrag von 5,74 t ergeben. Daraus ergibt sich eine Sedimentpufferkapazität des Gewässerrandstreifens von 50 %.

Die Sedimentpufferkapazität von Gewässerrandstreifen wird im Allgemeinen durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Dazu zählen neben Eigenschaften des Gewässerrandstreifens (z.B. Breite, Vegetation, Topographie), Stärke und Art des Erosions- bzw. Abflussereignisses die durch die Niederschlagsmenge pro Zeit sowie Einzugsgebietseigenschaften wie Größe, Topographie,

Bodeneigenschaften, Landnutzung und Bearbeitung. Eine umfassende Abhandlung über die Faktoren und deren Einfluss auf die Sedimentpufferkapazität ist in Rickson et al. (2014) zu finden.



Abb. 63 Gewässerrandstreifen am Standort 1. Foto: L. Humer, 2018

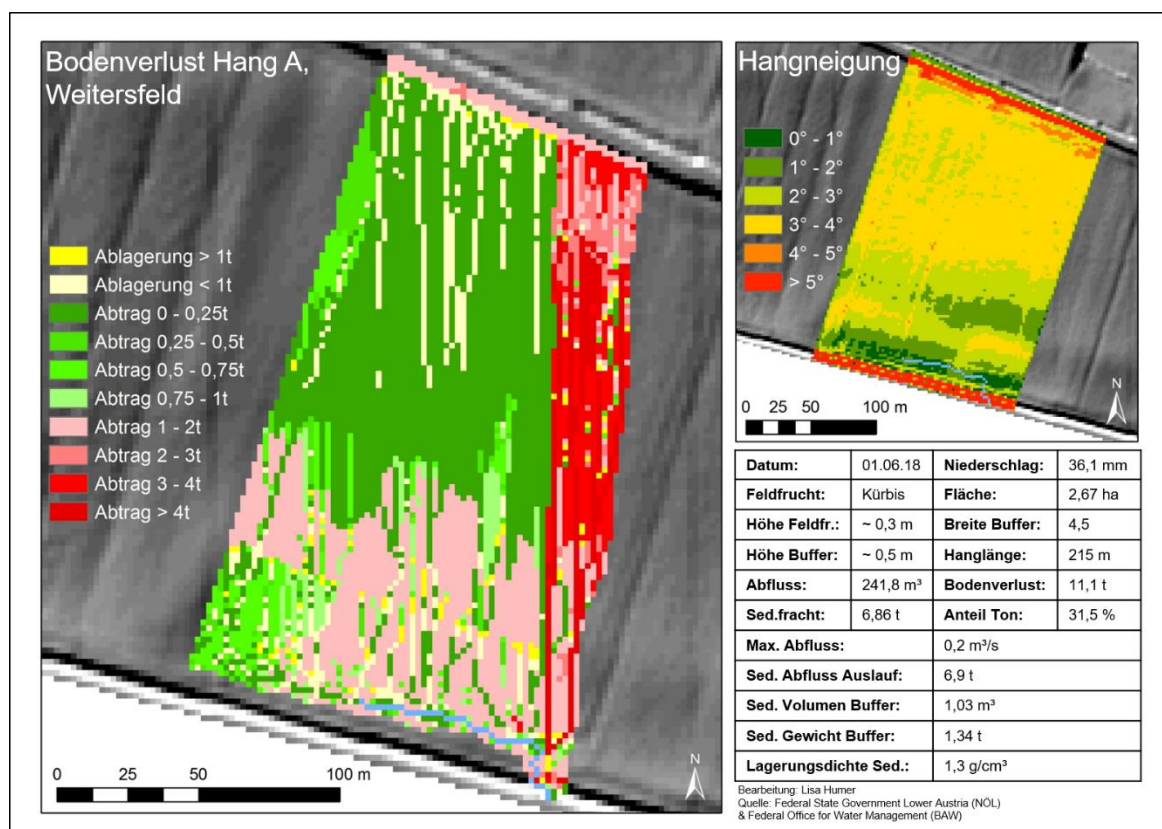


Abb. 64 Ergebnisse zur Sedimentretentionswirkung des Gewässerrandstreifens am Standort 1



Abb. 65 Gewässerrandstreifen am Standort 2. Foto: L. Humer, 2018

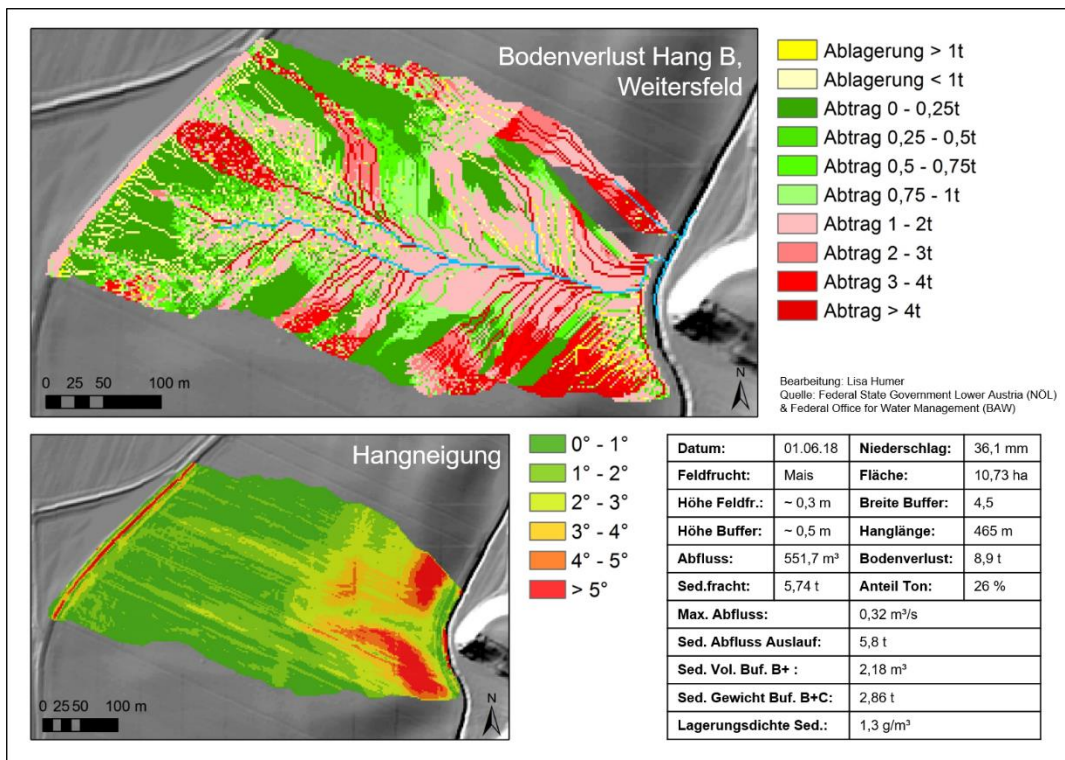


Abb. 66 Ergebnisse zur Sedimentretentionswirkung des Gewässerrandstreifens am Standort 2.

4.3.2 Sedimentauffangzäune und Filterdämme

Im Zuge eines Starkregenereignisses (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 hat sich am Standort 1 (siehe Abb. 3) ein Erosions- bzw. Oberflächenabflussereignis ereignet, welches zu einer vollständigen Zerstörung des Sedimentauffangzaunes geführt hat (Abb. 67). Mittels GEOWEPP wurde für die

Eintrittsstelle ein max. Oberflächenabfluss von $0,14 \text{ m}^3/\text{s}$ berechnet, dem der Zaun nicht standhalten konnte. Es scheint, dass das verwendete Material (150 g/m^2 , 100 % Polyester) zu engmaschig für die angelieferten Wasser- bzw. Feindsedimentmengen war, was einen Aufstau und die anschließende Zerstörung des Zaunes bewirkte. Der Filterdamm am Standort Waschbach (siehe Abb. 3) wurde durch dieses Ereignis, für welches mittels GEOWEPP ein max. Oberflächenabfluss von $0,71 \text{ m}^3/\text{s}$ berechnet wurde, ebenfalls zerstört (Abb. 68).



Abb. 67 Ergebnisse zur Sedimentretentionswirkung eines Sedimentauffangzaunes. Der Zaun wurde durch ein Oberflächenabflussereignis nach einem Niederschlagsereignis am 1.6.2018 (36 mm/h) zerstört. Foto: G. Lützenburg, 2018.



Abb. 68 Geringfügige Sedimentablagerung hinter einem Filterdamm nahe Waschbach. Der Filter ist nach einem Starkregenereignis im Frühjahr 2018 an der Basis gerissen. Foto: G. Lützenburg, 2018.

Um die Bedeutung von Entwässerungsgräben für den lateralen Feinsedimenteintrag in das Gerinnenetz der Fugnitz zu eruieren, wurden im Rahmen einer Geländebegehung im Frühjahr 2018 alle Entwässerungsgräben, welche direkt ins Gerinnenetz der Fugnitz münden, kartiert und mittels GEOWEPP für jeden Graben Einzugsgebietsfläche, max. Abfluss, Bodenverlust und Sedimentfracht für das Niederschlagsereignis am 1.6.2018 (36 mm/h) berechnet (Tab. 18). Insgesamt wurden 14 solcher Entwässerungsgräben mit einer Gesamt-Einzugsgebietsfläche von 799 ha ausgewiesen, die im Zuge dieses einzelnen Niederschlagsereignisses (Szenario: Mais) eine, mittels GEOWEPP berechnete, Gesamt-Sedimentmenge von ca. 1.300 t (= 1,66 t/ha) ins Gerinnenetz der Fugnitz eintragen haben. Dies streicht die Bedeutung solcher Entwässerungsgräben als Feinsedimenteintragsquellen heraus. Viele Bereiche weisen keine oder nur äußerst schmale Gewässerrandstreifen zwischen Ackerfläche und Graben auf, wodurch das aus den Feldern angelieferte Feinsediment ungehindert in die Gräben eingetragen werden kann (Abb. 69). Oftmals kommt es auch zu einer Zwischenspeicherung des Feinsediments in diesen Gräben, welches im Zuge weiterer Abflussereignisse remobilisiert werden kann (siehe Abb. 69).

Tab. 18 Modellierte hydrologische und sedimentbezogene Daten zu den direkt ans Gerinnenetz der Fugnitz angebundenen Entwässerungsgräben für das Niederschlagsereignis am 1.6.2018 (36 mm/h; Szenario: Mais als Feldfrucht). Bearbeitung: L. Humer, 2019.

Mais	EZG-Fläche in ha	Max. Abfluss in m³/s	Bodenverlust in t	Sedimentfracht in t
SC1	363	2,6	1097,6	595,1
SC2	61,3	1,3	168,6	242,8
SC3	6,8	0,1	7,3	1,4
SC4	2,3	0	0	0,01
SC5	27,2	0,6	214,6	135
SC6	3,5	0	0	0
SC7	19,9	0,8	165,2	171,1
SC8	4,4	0,3	18,6	10,2
SC9	36,8	0,6	21,8	12,5
SC10	9,2	0,19	3,9	2,1
SC11	172,6	2,1	1022,4	0,1
SC12	51,7	1	79,5	54,6
SC13	22,7	0,9	121,2	76
SC14	17,6	0,6	38,1	23
SUMME	799	2,6	2958,8	1324,1



Abb. 69 Ein mit Sediment aufgefüllter Entwässerungsgraben zwischen Oberhöflein und Fronsburg. Foto: G. Lützenburg, 2018.

4.4 Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

Rechtliche Rahmenbedingungen

Auf europäischer Ebene wurden im Rahmen der **Europäischen Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL, 2000) zum Gewässerschutz Umweltziele für alle europäischen Oberflächengewässer und das Grundwasser festgelegt. Folgende Umweltziele müssen erreicht werden:

- Ein "guter ökologischer Zustand" und ein guter chemischer Zustand für die natürlichen Oberflächengewässer (Art. 4.1 WRRL),
- ein gutes ökologisches Potenzial und guter chemischer Zustand für künstliche und natürliche, aber erheblich veränderte Gewässer (Art. 4.1 WRRL) sowie
- ein guter chemischer und mengenmäßiger Zustand des Grundwassers (Art. 4.1 WRRL).

Der "gute ökologische Zustand" der Oberflächengewässer ist in erster Linie auf die Vielfalt vorhandener Pflanzen- und Tierarten ausgerichtet. Der Schwerpunkt bei der Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer liegt auf der Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaften; bei Flüssen beispielsweise Phytobenthos, Makrophyten, Phytoplankton,

Makrozoobenthos und Fische. Die Bewertung erfolgt auf Grundlage des Vergleiches des Status quo mit einem gewässertypspezifischen Referenzzustand, der dem weitgehend natürlichen Gewässerzustand mit höchstens geringfügigen Beeinträchtigungen entspricht. Der "gute chemische Zustand" ist gegeben, wenn die Schadstoffkonzentrationen die geltenden Qualitätsnormen nicht überschreiten und die anthropogene stoffliche Belastung nicht zur signifikanten Schädigung von Oberflächengewässern oder Feuchtgebieten führt. (Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.at/wrrl/>; Zugriff am 12.11.2019)

Fließgewässer in Agrarlandschaften sind im Allgemeinen sowohl wasserbaulich (z.B. durch Kanalisierung der Gerinne) als auch im Kontext der Sediment- und Schadstoffeinträge stark anthropogen überprägt und in daher tendenziell in einem schlechten ökologischen und chemischen Zustand. Ein großes ökologisches Problem stellt hierbei der durch Bodenerosionsprozesse verursachte wasser- und sedimentassoziierte Schadstoffeintrag aus den Einzugsgebietsflächen ins Gerinnesystem dar. Auf europäischer Ebene gibt es keine einheitliche Gesetzgebung zum Bodenschutz. Im Jahr 2006 erschien die „**Soil Protection Thematic Strategy**“ mit dem allgemeinen Ziel Bodenfunktionen zu erhalten, Bodendegradation zu verhindern und degradierte Böden zu regenerieren. Diese Initiative sollte in einer „Soil Framework Directive“ münden, was jedoch scheiterte.

Ebenfalls auf europäischer Ebene gibt es die „**Gemeinsame Agrarpolitik**“ (**GAP**) der **Europäischen Union (EU)**, eine 1962 eingeführte Partnerschaft zwischen der Landwirtschaft und der Gesellschaft bzw. zwischen Europa und seinen Landwirt*innen. Im Wesentlichen handelt es sich hierbei um Unterstützungsmaßnahmen in Form von Einkommensunterstützung (Direktzahlungen), Marktmaßnahmen (Ausgleich von schwierigen Marktsituationen) und nationale und überregionale Programme zur Entwicklung des ländlichen Raumes. Außerdem soll die GAP zu einer „nachhaltigen Bewirtschaftung der natürlichen Ressource“ (z.B. Boden, Wasser) beitragen (GAP; https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/cap-glance_de; Zugriff am 12.11.2019). Hierbei werden „umweltverträgliche Bewirtschaftungsmethoden“ mittels so genannter „Greening Payments“ finanziell unterstützt. Dazu zählen Maßnahmen wie beispielsweise die Verwendung standortgeeigneter Feldfrüchte, der Erhalt von Grünland bzw. die Ausweisung von Biodiversitätsflächen (z.B. Hecken, Blühflächen, Baumreihen).

Auf österreichischer Ebene existiert das „Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“ (**ÖPUL**), welches eine umweltschonende Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen unterstützt. Das bereits fünfte Agrarumweltprogramm ÖPUL 2015 ist Teil des österreichischen Programms für Ländliche Entwicklung 2014 bis 2020 (LE 14-20). Von den zahlreichen Maßnahmen der Ländlichen Entwicklung LE 14-20 werden die folgenden vier mit dem ÖPUL 2015 umgesetzt:

Agrarumwelt- und Klimamaßnahme, die Maßnahme Biologische Wirtschaftsweise, die Tierschutzmaßnahmen und die Maßnahme Bewirtschaftung von Natura 2000-Flächen sowie im Rahmen des Wasserrahmenrichtlinie. In Übereinstimmung mit den Zielen der LE 14-20 setzt das ÖPUL 2015 die folgenden Schwerpunkte:

- Wiederherstellung, Erhaltung und Verbesserung der biologischen Vielfalt, auch in Natura 2000-Gebieten und in Gebieten, die aus naturbedingten oder anderen spezifischen Gründen benachteiligt sind, der Landbewirtschaftung mit hohem Naturwert, sowie des Zustands der europäischen Landschaften
- Verbesserung der Wasserwirtschaft, einschließlich des **Umgangs mit Düngemitteln und Schädlingsbekämpfungsmitteln**
- **Verhinderung der Bodenerosion und Verbesserung der Bodenbewirtschaftung**
- Verringerung der aus der Landwirtschaft stammenden Treibhausgas- und Ammoniakemissionen sowie Förderung der Kohlenstoffspeicherung und -bindung in der Land- und Forstwirtschaft
- Förderung der Innovation, der Zusammenarbeit und des Aufbaus der Wissensbasis in ländlichen Gebieten
- Steigerung des Tierwohls durch besonders tierfreundliche Haltungssysteme (zum Beispiel: Weidehaltung, Stallhaltung)

(ÖPUL; https://www.bmnt.gv.at/land/laendl_entwicklung/oepul/oepul2015.html; Zugriff am 12.11.2019).

Im ÖPUL 2015 werden zahlreiche Maßnahmen ausgewiesen, welche finanziell gefördert werden. Eine Übersicht dieser ist in Abbildung 70 zu finden. Im Kontext des Bodenerosions- bzw. Oberflächengewässerschutzes sind hierbei insbesondere die Maßnahmen Mulch- und Direktsaat, vorbeugender Oberflächengewässerschutz auf Ackerflächen (z.B. Gewässerrandstreifen), Maßnahmen zum reduzierten Einsatz von Dünge- und Schädlingsbekämpfungsmitteln sowie die „Wasserrahmenrichtlinie-Landwirtschaft“ zu erwähnen.

Maßnahmen und Maßnahmenplan

Zur Retention von Wasser und Sediment in Flüssen und deren Einzugsgebieten gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Grundlegend kann man zwischen flächenhaften und punktuellen Maßnahmen unterscheiden. Zu traditionellen punktuellen Maßnahmen zur Wasser- und Sedimentretention entlang von Fließgewässern beispielsweise Staudämme, oder auch künstlich

geschaffene Retentionsbecken, wie sie vereinzelt auch im Einzugsgebiet der Fugnitz zu finden sind (Abb. 71), welche wiederum künstliche bzw. harte Eingriffe in den natürlichen Wasser- und Sedimenthaushalt von Flusssystemen darstellen. Zu den traditionellen flächenhaften Maßnahmen sind beispielweise Bodenschutzmaßnahmen wie Konturpflügen zu zählen.

Seit einigen Jahren hat man damit begonnen möglichst umweltverträgliche Maßnahmen zur Wasser- und Sedimentretention zu testen und zur Anwendung zu bringen. In der englischsprachigen Literatur werden diese als „Natural Water Retention Measures“ (NWRM) bezeichnet, die im Rahmen so genannter „ecosystem-based“-Managementansätze als Maßnahmen zum Einsatz kommen. Im Rahmen des durch die EU finanzierten Projekts „NWRM“ wurde ein Maßnahmenkatalog erstellt, in welchem NWRM nach folgenden Landnutzungstypen, in welchen diese zum Einsatz kommen, unterschieden und hinsichtlich ihrer Wirkung hinsichtlich der Kriterien „biophysical impact“, „ecosystem services“ und „EU policy objectives“ evaluiert werden: Ackerland, Wald, Fluss, verbautes Gebiet. Im Kontext der Zielsetzung der vorliegenden Studie sind vor allem die NWRM im Bereich Ackerland von Interesse, deren Nutzen hinsichtlich der genannten Kriterien in den in den Abbildungen 72-74 dargestellt werden. Zu diesen, insgesamt 13, NWRM zählen: Wiesen und Weiden, Gewässerrandstreifen und Hecken, (angepasste) Fruchtfolgen, Streifenanbau, Mischkulturen, pfluglose Bodenbearbeitung/Direktsaat, Zwischenbegrünung, frühe Aussaat, traditioneller Terrassenfeldbau, Controlled Traffic Farming, Reduzierung der Besatzdichte, Mulchen. Darüber hinaus bieten das in Abbildung 75 dargestellte Diagramm aus Rickson et al. (2014) einen guten Überblick über die Effektivität verschiedener Bodenschutzmaßnahmen.



MASSNAHMENÜBERSICHT ÖPUL 2015 (GEM. ARTIKEL 28, 29, 30 U. 33 DER EU-VERORDNUNG 1305/2013 IM RAHMEN DER LE 2014-2020)
Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft
Stand: nach 2. Änderung des Programms LE 14-20, 15. Mai 2017

Allgemein	Acker	Begrünung – System Immergrün	Grünland	Sonstige	Tierschutz – Weide
Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung	Begrünung Acker – Zwischenfruchtanbau	Begrünung – System Immergrün	Silageverzicht	Erosionsschutz Obst, Wein und Hopfen	Art. 33 der EU-VO 1305/2013
Erhaltung von Landschaftselementen, GL-Erhaltung, mind. 5 % Bio-diversitätsflächen, Fruchtfolge, max. 66 % einer Kultur, Weiterbildung GL: 45 (15) €/ha A: 45 (450) €/ha A-Blühkulturen: 165 €/ha 6 €/LSE €/ha	jährliche, flächendeckende Begrünung (mind. 10 % des A) gemäß Varianten (Zeiträume). Verzicht auf Stickstoffdüngung und Pflanzenschutz in Begrünungen A: 160 (120-200) €/ha <i>begrünte Fläche</i> , 200 €/ha für <i>Bienenmischung</i>	flächendeckende Begrünung von mind. 85 % der Ackerfläche (max. unbegrünter Zeitraum 50 Tage). Dokumentation, Verzicht auf Stickstoffdüngung und Pflanzenschutz in Begrünungen A: 80 €/ha	Verzicht auf Silagebereitung und Silageeinsatz, Abgabe von Mähgut nur in Form von Heu <i>Gemischte GL bzw. Ackerfrüher: 80 €/ha für Tierhalter, 150 €/ha für Milchviehhalter, keine Prämie für Nicht-Tierhalter</i>	ganzjährige, flächendeckende Begrünung in Fahrwegen von Obst und Wein bzw. zumindest Winterbegrünung von Hopfen und Wein D: 200 (100-800) €/ha <i>Obst, Wein, Hopfen, je nach Variante</i>	mind. 120 Tage Weide für Rinder, Schafe oder Ziegen (zwischen 01.04. und 15.11.), Dokumentation 55 €/GVE, max. 4 RGVE/ha, halbe Prämie bei gleichzeitiger <i>Alpung des Tieres</i>
Biologische Wirtschaftsweise Art. 29 der EU-VO 1305/2013	Vorbegrender Grundwasserschutz (regional)	Mulch- und Direktsaat (inkl. Strip-Till)	Alpung und Behirtung	Pflanzenschutzmittelverzicht Wein und Hopfen	Tierschutz – Stallhaltung (ab 2017) Art. 33 der EU-VO 1305/2013
Einhaltung EU-Bio-Verordnung und Anerkennung als Bio-Betrieb, Erhaltung von Landschaftselementen, GL-Erhaltung, Weiterbildung GL: 225 (70) €/ha A: 230 (350 bei Blühkultur, 450) €/ha D: 700 €/ha LSE: 6 €/LSE €/ha Bio-Bienen: 25 €/Stück	Acker: reduzierte Düngung, Ausbringungssperfristen, Dokumentation, Weiterbildung, Bodenproben Grünland: reduzierte Düngung, Verzicht GL-Umbruch, Bodenproben, Weiterbildung A: 100 (110, 130) €/ha GL: 100/70 €/ha	Teilnahme an Begrünung Acker – Zwischenfruchtanbau, jährliche Mulch- oder Direktsaat bzw. Strip-Till nach Begrünung, Anbau einer Folgekultur innerhalb 4 Wochen nach Umbruch A: 60 €/ha <i>erosionsgefährdete Kulturen</i>	Alpung: mind. 60 Tage, max. 2,0 RGVE/ha, geschlossener Nährstoffkreislauf, Verzicht auf Stickstoffdüngung und Pflanzenschutz (ausgenommen Bio-Mittel/Dünger) Behirtung: tägliche Tierbetreuung Alm-G: 40 (50,60) €/ha Behirtung 20-190 €/RGVE	höhere nutzbare Gesamfläche, eingestreute Liegefläche, Erstellung Beschäftigungsmaterial, Erstellung einer Stallskizze und Belegungsplans 180 €/GVE bei Kindern: 150/120 € bei gleichzeitiger <i>Alpung/Weide</i> 80 €/GVE bei <i>Zachsausen</i> 65 €/GVE <i>Mastschweine</i>	höhere nutzbare Gesamfläche, eingestreute Liegefläche, Erstellung Beschäftigungsmaterial, Erstellung einer Stallskizze und Belegungsplans 180 €/GVE bei Kindern: 150/120 € bei gleichzeitiger <i>Alpung/Weide</i> 80 €/GVE bei <i>Zachsausen</i> 65 €/GVE <i>Mastschweine</i>
Einschränkung ertragssteigernder Betriebsmittel **	Vorbegrender Oberflächen-gewässerschutz auf Ackerflächen (regional)	Bewirtschaftung ausgewaschen-gefährdeter Ackerflächen (regional)	Bewirtschaftung von Bergmahd-ken *	Nutzungseinsatz im geschützten Anbau	Erhaltung gefährdeter Nutzterrassen
Verzicht Pflanzenschutz auf GL und Ackerfrüchten mit Ausnahme Bio-Mittel, Verzicht auf Ausbringung von Stickstoffdüngemittel mit Ausnahme von Bio-Dünger GL/AD: 60 €/ha, keine Prämie für <i>Nicht-Tierhalter</i>	Einsatz eines mind. 12 breiten Gewässerstreifens entlang von ausgewiesenen Gewässern, Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutz, jährliche Pflege/Nutzung (keine Weide) A: 450 €/ha	Einsatz einer winterharten Begrünungsmischung auf ausgewaschen-gefährdeten Ackerflächen mit Boden-Klima-Zahl < 40, Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutz, jährliche Pflege/ Nutzung (keine Weide) A: 450 €/ha	Stiefelgrün > 50 %: zumindest 1x jährliche Mahd, mind. 1x in zwei Jahren Bergmahd; mind. 1x in zwei Jahren Mahd, Verzicht auf Düngung (ausgenommen Mist) und Pflanzenschutz (keine Weide) GL: Seifflächen 370 €/ha GL: Bergmahd 350-800 €/ha	jährlicher, flächendeckender Einsatz von Nützlingen im geschützten Anbau in mind. einem Glashauss/Folientunnel, die einen Pflanzenschutzmittel-Einsatz ersetzen GA: 1.000 €/h GA-Substrat: 2.000 €/ha a	Zucht und Haltung von gefährdeten Nutzerrassen gem. Rassenliste, z.B. Pinzgauer, Murbolder, Grauvieh, Brillenschaf, Gebirgsziege; Halldauer mind. 01.04-31.12, Doku- und Meldevorgaben z.B. Kühe: 180/210/280 €/Tier, je nach Gefährdungsstufe
Naturschutz *	Anbau seltener landwirtschaftlicher Kulturpflanzen *	Verzicht auf Fungizide und Wachstumsregulatoren bei Getreide **	Natura 2000-Landwirtschaft Art. 30 der EU-VO 1305/2013	Bodenmaße Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogülle	Wasserrahmenrichtlinie-Landwirtschaft (ab 2018) Art. 30 der EU-VO 1305/2013
Bewirtschaftung gemäß Projektbestätigung der Naturschutzbehörde, optional Einbindung in regionalen Naturschutzplan oder ergebnisorientierten Naturschutzplan GL: < 900 €/ha A: < 700 €/ha	sortenreiner Anbau gemäß Sortenliste, z.B. Dinkel, Roggen, Klee, Mohn, Feldgemüse; Dokumentation A: 120 (200) €/ha	Verzicht auf den Einsatz von Fungiziden und Wachstumsregulatoren in Getreide A: 40 €/ha <i>Getreide</i>	Einhalten von relevanten, gesetzlich verankerten Bewirtschaftungsauflagen GL: 37-270 €/ha und <i>Auflage</i>	Ausbringung von mind. 50 % des ausgebrachten flüssigen Wirtschaftsdüngers mittels bodennahe Ausbringungsgerate, Dokumentation A, GL: 1 (1,20) €/m ³ , max. 30m ³ /ha	Abgeltung der Einhaltung verpflichtender Auflagen zum Gewässerschutz, eingeschränkte Düngung, verkurzte Düngerausbringungsverträge, Aufzeichnungspflichten A, GL: 85€/ha

* ... Kombination mit Biologischer Wirtschaftsweise oder Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung (kurz: UBB) erforderlich
** ... Kombination mit UBB erforderlich

Abkürzungen: GL = Grünland, A = Ackerland, D = Dauerkulturen, GA = Geschützter Anbau, LSE = Landschaftselemente; RGVE = Raufutterverzehrende Großvieheinheiten; LF = landwirtschaftliche Fläche
Prämiensätze: Dargestellt sind die in den überwiegenden Fällen zutreffenden Prämiensätze (z.B. Grünland mit Tierhaltung, wichtigste Ackerkulturen). In Klammern sind weitere mögliche Prämiensätze angeführt, die durch den Anbau bestimmter Kulturen bzw. durch bestimmte Tätigkeiten ausgelöst werden können.



Abb. 71 Wasser- und Sedimentretentionsbecken unterhalb des Filterdamms in Waschbach. Foto (mit Drohne): G. Lützenburg, 2018

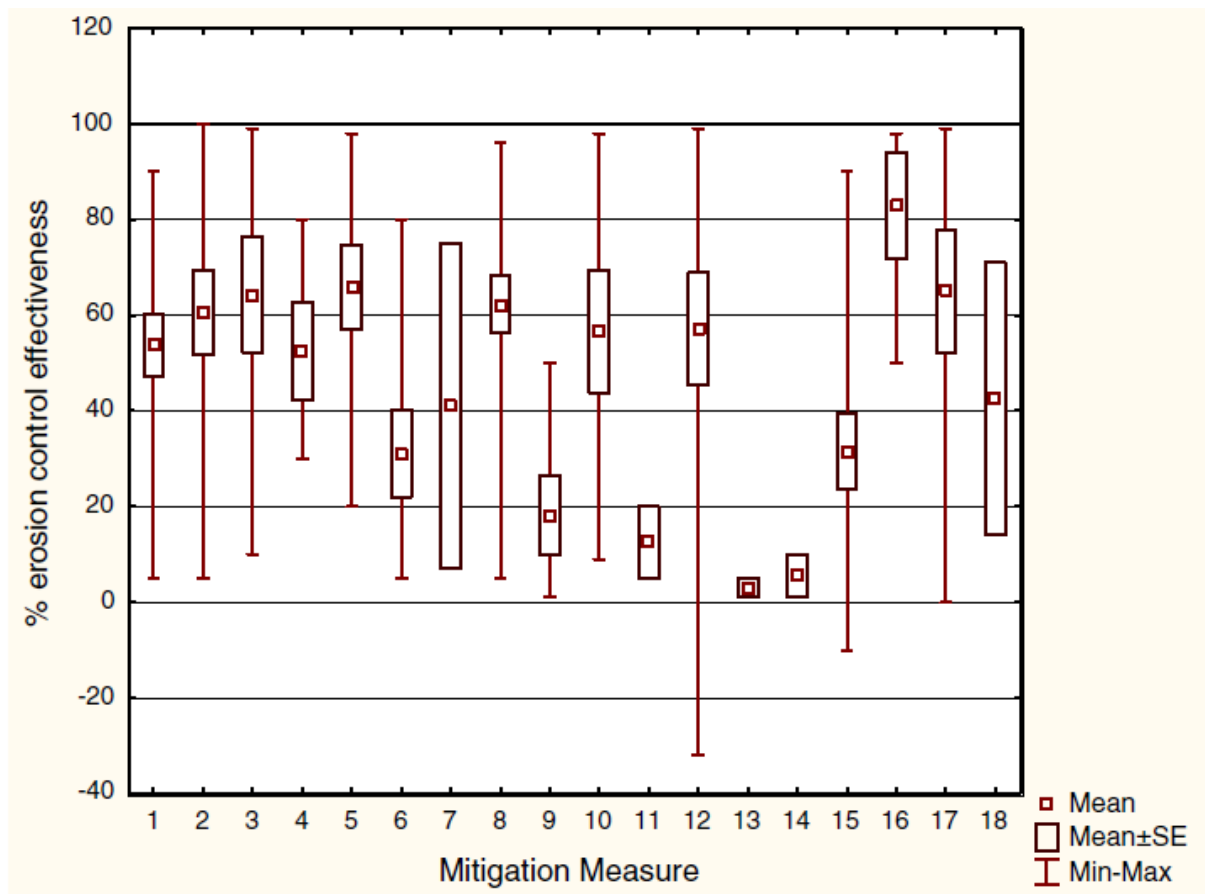
Die in den Abbildungen 72-74 angeführten NWRM stellen hauptsächlich Bodenschutzmaßnahmen dar, die im Kontext des Bodenerosionsschutzes auch im Einzugsgebiet der Fugnitz, insbesondere an Bodenerosions-Hot Spots, angewendet werden könnten (siehe Abb. 30). Durch gezielten Einsatz solcher Maßnahmen könnte der Sedimentaustrag aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen reduziert werden. Des Weiteren werden Gewässerrandstreifen genannt, die ein gewisses Wasser- und Sedimentretentionspotenzial aufweisen und somit zur Reduktion des laterales Feinsedimenteintrags auch im Fugnitz-Einzugsgebiet, insbesondere entlang von an Gerinnen angrenzenden Bodenerosions- Hot Spots, gezielt und den Einzugsgebietseigenschaften entsprechend dimensioniert zum Einsatz gebracht werden könnten (siehe Abb. 43). Hierbei nehmen Entwässerungsgräben eine besondere Stellung ein. Beispielsweise weisen Entwässerungsgräben oftmals keine oder sehr schmale Gewässerrandstreifen auf, weshalb mitunter große Mengen an Feinsediment ungehindert in diese gelangen und durch diese in das eigentliche Flussnetz weitergeleitet werden können. Um den Weitertransport zu verhindern gibt es die Möglichkeit Retentionsbecken zu errichten (siehe Abb. 71). Sinnvoll erscheint eine solche Maßnahme v.a. an Standorten, wo Entwässerungsgräben mit großen bodenerosionsanfälligen Einzugsgebieten direkt in die Flüsse einmünden (siehe Abb. 3 bzw. Abb. 30). Retentionsbecken werden ebenfalls als NWRM gelistet und weisen hinsichtlich der Wasser- und Sedimentretention eine hohe Effektivität auf.

		ECOSYSTEM SERVICES													
		ES1	ES2	ES3	ES4	ES5	ES6	ES7	ES8	ES9	ES10	ES11	ES12	ES13	ES14
		Provisioning			Regulatory and maintenance						Cultural		Abiotic		
		Water Storage	Fish Stocks and Recruiting	Natural Biomass Production	Biodiversity Preservation	Climate Change Adaptation and Mitigation	Groundwater/Aquifer Recharge	Flood Risk Reduction	Erosion/Sediment Control	Filtration of Pollutants	Recreational Opportunities	Aesthetic/Cultural Value	Navigation	Geological Resources	Energy Production
		Legend: Qualitative Scale High Medium Low None Negative													
A1	Meadows and pastures														
A2	Buffer strips and hedges														
A3	Crop rotation														
A4	Strip cropping														
A5	Intercropping														
A6	No till agriculture														
A7	Low till agriculture														
A8	Green cover														
A9	Early sowing														
A10	Traditional terracing														
A11	Controlled traffic farming														
A12	Reduced stocking density														
A13	Mulching														

Abb. 73 NWRM im Bereich Ackerbau und deren „Ecosystem Services“. Quelle (NWRM-Projekt; EU): <http://nwrn.eu/catalogue-nwrn/benefit-tables>; Zugriff am 12.11.2019)

		POLICY OBJECTIVES													
		PO1	PO2	PO3	PO4	PO5	PO6	PO7	PO8	PO9	PO10	PO11	PO12	PO13	PO14
		Water Framework Directive								FD	HD & BD	2020 Biodiversity Strategy			
		Improving Status of Biology Quality Elements	Improving Status of Physico-Chemical Quality Elements	Improving Status of Hydromorphology Quality Elements	Improving Chemical Status & Priority Substances	Improved Quantitative Status	Improved Chemical Status	Prevent Surface Water Status Deterioration	Prevent Groundwater Status Deterioration	Take Adequate and Co-ordinated measures to reduce flood risks	Protection of Important Habitats	Better protection for ecosystems and more use of Green Infrastructure	More sustainable agriculture and forestry	Better management of fish stocks	Prevention of biodiversity loss
		Legend: Qualitative Scale													
		High Medium Low None Negative													
A1	Meadows and pastures														
A2	Buffer strips and hedges														
A3	Crop rotation														
A4	Strip cropping														
A5	Intercropping														
A6	No till agriculture														
A7	Low till agriculture														
A8	Green cover														
A9	Early sowing														
A10	Traditional terracing														
A11	Controlled traffic farming														
A12	Reduced stocking density														
A13	Mulching														

Abb. 74 NWRM im Bereich Ackerbau und deren Bedeutung im Kontext der „EU Policy Objectives“. Quelle (NWRM-Projekt; EU): <http://nwrn.eu/catalogue-nwrn/benefit-tables>; Zugriff am 12.11.2019)



Key (numbers in brackets are number of studies reviewed):

- | | |
|---|--|
| 1 Riparian buffer strip / zone (22) | 11 Leave autumn seedbeds rough (2) |
| 2 Establish in-field grass buffer strips (13) | 12 Tramline management (13) |
| 3 Establish edge-of-field buffer strips (8) | 13 Maintain and enhance soil organic matter levels (2) |
| 4 Convert arable land to grassland (4) | 14 Allow field drainage systems to deteriorate (2) |
| 5 Mulching / crop residue management (9) | 15 Reduce grazing intensity (17) |
| 6 Cover cropping (9) | 16 Constructed waterways (4) |
| 7 Strip cropping (2) | 17 Infiltration / detention / retention basins, ponds and wetlands (7) |
| 8 Adopt minimal cultivation systems (23) | 18 Contour bund (2) |
| 9 Cultivate compacted tillage soils (7) | |
| 10 Cultivate and drill across the slope (7) | |

Abb. 75 Effektivität ausgewählter Bodenschutzmaßnahmen (in %). Quelle: Rickson et al., 2014.

5 FAZIT

5.1 „Hot Spots“ der Bodenerosion und des lateralen Sedimenteintrags

5.1.1 Bodenerosionsmodellierung

Mittels GEOWEPP-basierter Bodenerosionsmodellierung wurde für das Einzugsgebiet der Fugnitz ein mittlerer jährlicher Feinsediment-Gesamteintrag von 34.000 t (2,6 t/ha/y) ermittelt sowie konnten zahlreiche Bodenerosions- Hot Spots eruiert, lokalisiert und kartographisch dargestellt werden. Diese nehmen insgesamt 24 % der Gesamteinzugsgebietsfläche ein und weisen Werte von mehr als 4 t/ha/y (17 % der Fläche) bzw. zwischen 3 und 4 t/ha/y (7 % der Fläche) auf.

5.1.2 Bodenerosionsdetektion im Gelände

Im Rahmen einer flächendeckenden Geländekartierung von Bodenerosionserscheinungen konnten nach Starkregenereignissen im Mai 2017 insgesamt 19 Standorte mit solchen Erscheinungen eruiert und anschließend verortet sowie kartographisch dargestellt werden. Ein Großteil der aufgefundenen Standorte befand sich in Gebieten mit erhöhten modellierten Bodenerosionsraten bzw. in Bodenerosions- Hot Spots. Eine TLS- bzw. SfM-basierte räumlich hochaufgelöste quantitative Untersuchung einer im Rahmen eines einzelnen Starkregenereignisses im Juni 2018 entstandenen 15 m langen, in einem Hot Spot Bereich gelegenen, Erosionsrinne in Rassingdorf hat ergeben, dass es entlang dieser einzelnen Rinne zu einem Sedimentabtrag von 2,13 (TLS) bzw. 2,05 t (SfM) gekommen ist.

5.1.3 Lateraler Sedimenteintrag („Konnektivität“)

Mittels IC-Analysen konnten um das Gerinnenetz der Fugnitz gelegene Bereiche mit hoher Konnektivität detektiert und kartographisch dargestellt werden. Im Rahmen einer geländebasierten Konnektivitätskartierung wurden entlang der Fugnitz und des Pleißingbaches insgesamt 107 potenzielle Sedimenteintrittsstellen eruiert, von welchen sich 85 in Bereichen mit hohen bzw. sehr hohen IC-Werten befunden haben, was auf eine gute Treffsicherheit des IC-Modells hindeutet. Außerdem konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Anzahl der Eintrittsstellen und der Breite der Gewässerrandstreifen festgestellt werden. Basierend auf den Bodenerosionsmodellierungen und den geländebasierten Konnektivitätsanalysen konnten Hot Spots des lateralen Feinsedimenteintrags ausgewiesen werden. Insgesamt wurden dadurch 4,47 % (6,19 km²) der Gesamteinzugsgebietsfläche als Hot Spot- Flächen des Feinsedimenteintrags ausgewiesen.

5.2 Gewässergüte

5.2.2 Wasser- und Sedimenthaushalt (inkl. Qualität)

An der Messtation in Heufurth wurden im Zeitraum November 2018 bis Oktober 2019 zahlreiche studienrelevante Parameter automatisiert erhoben. Im Kontext der vorliegenden Fragestellung sind vor allem die hohen Nitrat- und Feststoffdichtewerte hervorzuheben, die mit lateralem Eintrag von Düngemitteln bzw. Feinsediment in Zusammenhang zu bringen sind. Darüber hinaus konnte ein direkter Zusammenhang zwischen Niederschlag und Feststoffdichte bzw. Bodenfeuchte beobachtet werden. Eine Hochrechnung der Feststoffdichtemessungen in Kombination mit GEOWEPP-basierten Abflusswerten hat eine jährliche Sedimentfracht (November 2018 – Oktober 2019) von gesamt ca. 47.000 t bzw. 5,34 t/ha/y ergeben, die jedoch aufgrund mangelnder Abflussmessungen als nicht abgesichert betrachtet werden muss. Darüber hinaus konnten mittels photometrischer Wasseranalysen Anfang August 2019 vergleichsweise hohe Ammoniak- und Phosphatwerte nach einem Niederschlags- bzw. Sedimenteintragsereignisses festgestellt werden. Analysen der Sedimentqualität anhand der Parameter Phosphor-, Phosphat-, Nitrat- und Ammoniakkonzentration an sechs Standorten innerhalb der Fugnitz haben einen deutlichen Abnahmetrend innerhalb der Nationalparkstrecke sowie einen deutlichen Anstieg nach lateralem Sedimenteintrag gezeigt. Ersteres zeigt den positiven Einfluss der naturnahen Flusstrecke der Fugnitz im Nationalparkgebiet auf die Sedimentqualität.

5.2.3 Makrozoobenthos

Die vergleichende Untersuchung dreier Strecken im Einzugsgebiet der Fugnitz und eines ihrer maßgeblichen Zuflüsse, des Pleißingbaches, haben Folgendes ergeben: Im Pleißingbach wurde sowohl in der Referenzstrecke flussauf der Maßnahmen als auch in der Strecke flussab der Maßnahmen nach dem Starkregenereignis eine wesentliche Beeinträchtigung durch eingeschwemmtes Feinmaterial bzw. durch organische Stoffe festgestellt. In beiden Strecken waren zwar auch vor dem Regenereignis deutliche Abweichungen vom Naturzustand festzustellen, in beiden Strecken kam es aber durch den Sedimenteintrag zu weiteren Verschlechterungen. Der Grad der Beeinträchtigung ist offensichtlich so groß, dass auch ohne unmittelbar vorangegangene Regenereignisse Verhältnisse im Gewässer vorliegen, die das Etablieren standorttypischer Lebensgemeinschaften verunmöglichen. Die großen Mengen an Feinsedimenten und an organischen Stoffen, die bei jedem größeren Niederschlagsereignis aus der Fläche eingetragen werden, schlagen sich in der Zusammensetzung der Artengemeinschaften nieder.

Ganz anders stellt sich die Situation in der Fugnitz innerhalb des Nationalparks dar. Hier wurden keine Effekte festgestellt, die auf einen vermehrten Sedimenteintrag im Starkregenfall zurückgeführt

werden hätten können. Dies lässt sich auch dadurch begründen, dass zum einen die Nutzung des angrenzenden Einzugsgebiets mit flächendeckendem Naturwald einem zusätzlichen Sedimenteintrag entgegenwirkt, also innerhalb des Nationalparks kaum ein Anstieg der Sedimentfracht zu befürchten ist. Zum anderen weist die Fugnitz ein deutlich höheres Gefälle und einen wesentlich höheren Abfluss auf als der Pleißingbach. Während in diesem Zufluss das Feinsediment wegen zu geringer Schleppspannung also liegenbleibt, wird es in der Nationalparkstrecke der Fugnitz effektiv abtransportiert.

5.3 Testung von Maßnahmen zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

5.3.1 Gewässerrandstreifen

Nach einem Starkregenereignis (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 wurde an zwei Teststandorten Bodenabtrag und Feinsedimenteintrag in die angrenzenden Gewässerrandstreifen festgestellt. Am Standort 2 wies der Gewässerrandstreifen eine Sedimentpufferkapazität von 50 % auf, wohingegen für den Gewässerrandstreifen lediglich eine Sedimentpufferkapazität von 19 % ermittelt werden konnte. Die Sedimentpufferkapazität von Gewässerrandstreifen wird im Allgemeinen durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Dazu zählen neben Eigenschaften des Gewässerrandstreifens (z.B. Breite, Vegetation, Topographie), Stärke und Art des Erosions- bzw. Abflussereignisses die durch die Niederschlagsmenge pro Zeit sowie Einzugsgebietseigenschaften wie Größe, Topographie, Bodeneigenschaften, Landnutzung und Bearbeitung. Die Dimensionierung von Gewässerrandstreifen hat daher in Abhängigkeit dieser Variablen zu erfolgen.

5.3.2 Sedimentauffangzäune und Filterdämme

Im Zuge eines Starkregenereignisses (ca. 36 mm/h) am 1.6.2018 hat sich am Standort 1 ein Erosions- bzw. Oberflächenabflussereignis ($0,14 \text{ m}^3/\text{s}$) ereignet, welches zu einer vollständigen Zerstörung des Sedimentauffangzaunes geführt hat. Es scheint, dass das verwendete Material (150 g/m^2 , 100 % Polyester) zu engmaschig für die angelieferten Wasser- bzw. Feinsedimentmengen war, was einen Aufstau und die anschließende Zerstörung des Zaunes bewirkte. Der Filterdamm am Standort Waschbach wurde durch dieses Ereignis, für welches mittels GEOWEPP ein max. Oberflächenabfluss von $0,71 \text{ m}^3/\text{s}$ berechnet wurde, ebenfalls zerstört. Aus diesen Beobachtungen wird abgeleitet, dass solche Maßnahmen größeren Oberflächenabflussereignissen nicht standhalten können und somit im Kontext der vorliegenden Zielsetzung als ungeeignet einzustufen sind. Jedoch könnte man die Testung einer Verwendung anderer, z.B. weitmaschigerer, Materialien in Erwägung ziehen, die jedoch potenziell durchlässiger für angetragenes Feinsediment sind.

5.4 Maßnahmenplan zur Reduktion von lateralem Sedimenteintrag

Eine Recherche zu den rechtlichen Rahmenbedingungen im Kontext der Zielsetzung der vorliegenden Studie hat ergeben, dass es sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene Instrumente zur Förderung von Boden- bzw. Gewässerschutzmaßnahmen gibt. Von besonderem Interesse scheinen hier das ÖPUL sowie die GAP zu sein, im Rahmen welcher eine direkte finanzielle Förderung von Bodenschutzmaßnahmen möglich ist (siehe z.B. Maßnahmenübersicht ÖPUL 2015 in Abb. 70).

Bei Maßnahmen zur Wasser- und Sedimentretention kann grundlegend zwischen flächenhaften (z.B. Erosionsschutz auf Ackerflächen) und punktuellen Maßnahmen (z.B. Retentionsbecken) unterschieden werden. Seit einigen Jahren hat man damit begonnen möglichst umweltverträgliche Maßnahmen zur Wasser- und Sedimentretention, so genannte NWRM, zu testen und zur Anwendung zu bringen. Im Kontext der Zielsetzung der vorliegenden Studie sind vor allem NWRM im Bereich Ackerland von Interesse. Dazu zählen: Wiesen und Weiden, Gewässerrandstreifen und Hecken, (angepasste) Fruchtfolgen, Streifenanbau, Mischkulturen, pfluglose Bodenbearbeitung/Direktsaat, Zwischenbegrünung, frühe Aussaat, traditioneller Terrassenfeldbau, Controlled Traffic Farming, Reduzierung der Besatzdichte, Mulchen.

Durch gezielten Einsatz von direkten Bodenschutzmaßnahmen (z.B. Mulchen, Direktsaat) könnte der Sedimentaustrag aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Gerinnenetz der Fugnitz reduziert werden. Des Weiteren werden Gewässerrandstreifen genannt, die ein gewisses Wasser- und Sedimentretentionspotenzial aufweisen. Diese könnten somit zur Reduktion des lateralen Feinsedimenteintrags auch im Fugnitz-Einzugsgebiet, insbesondere entlang von an Gerinnen angrenzenden Bodenerosions- Hot Spots, gezielt und den Einzugsgebietseigenschaften entsprechend dimensioniert zum Einsatz gebracht werden.

Im Kontext des lateralen Feinsedimenteintrags in die Fugnitz nehmen Entwässerungsgräben eine besondere Stellung ein. Entwässerungsgräben weisen oftmals keine oder sehr schmale Gewässerrandstreifen auf, weshalb mitunter große Mengen an Feinsediment ungehindert in diese gelangen und durch diese in das eigentliche Flussnetz weitergeleitet werden können. Um dies zu verhindern sollte die Möglichkeit der Errichtung von ausreichend dimensionierten Retentionsbecken v.a. in Hot Spot Bereichen in Erwägung gezogen werden.

6 LITERATUR

- Akbari, E. (2019): The effects of a forested channel section on the phosphorus buffer capacity of fine sediments in an agricultural stream. Unveröffentlichte Masterarbeit, Universität Wien.
- Bass, J.A.B. (1976): Studies on *Ephemerella ignita* (Poda) in a chalk stream in Southern England. *Hydrobiologia* 49 (2), 117–121.
- Borselli, L., Cassi, P., Torri D. (2008): Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *CATENA* 75: 268-277.
- Carrivick, J.L., Smith, M.W., QUINCEY, D.J. (2016): Structure from Motion in the Geosciences. – Chichester.
- Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L. (2013) Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* 188: 31-41.
- Crema, S., Schenato, L., Goldin, B., Marchi, L., Cavalli, M. (2014): Toward the development of a stand-alone application for the assessment of sediment connectivity. *Rend. Online Soc. Geol. It.*
- Dilly, L. (2018): Investigating lateral fine sediment connectivity and identifying priority areas for soil erosion and water conservation measures in the Fugnitz catchment, Lower Austria. Unveröffentlichte Masterarbeit, Universität Wien.
- Eberhard, G. (2020): Detecting erosion induced geomorphic change in small- to medium-sized agricultural catchments (Fugnitz, Austria; Nitra, Slovakia) using Terrestrial Laserscanning (TLS) and Structure from Motion (SfM) techniques. Unveröffentlichte Masterarbeit, Universität Wien.
- Engström, T., Johansson, M. (2009): The use of terrestrial laser scanning in archaeology. Evaluation of a Swedish project, with two examples. In: *Journal of Nordic Archaeological Science*. 16.
- Flanagan, D. C., Renschler, C.S., Cochrane, T. A. (2000): Application of the WEPP model with digital geographic information. In 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problems, Prospects and Research Needs.
- Flanagan, D., Livingston, S. (1995): WEPP user summary: USDA-water erosion prediction project (WEPP). NSERL Report, 11:1–131.

- Haselberger, S. (2017): Modeling human induced soil erosion hot spots in a medium-sized agricultural catchment in the Thayatal region, Lower Austria. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.
- Humer, L. (2020): Effects of vegetated riparian buffer strips on lateral sediment input to agricultural river systems and the role of man-made linear flow paths in the Fugnitz catchment, Lower Austria. Unveröffentlichte Masterarbeit, Universität Wien.
- Lal, R. (2014): Soil conservation and ecosystem services. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2, 36–47.
- Moog O., Hartmann A., Schmidt-Kloiber A., Vogl R., Koller-Kreimel V. (2013): ECOPROF - Version 4.0. Software zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern nach WRRL.
- Ortíz-Rodríguez, A.J., Borselli, L., Sarocchi, D. (2016): Changes in connectivity and hydrological efficiency following wildland fires in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Sci. Total Environ.*, 655, 112-128.
- Pimentel, D. (2006): Soil erosion: A food and environmental threat. *Environ. Dev. Sustain.* 8, 119–137.
- Poeppel, R.E., Keiler, M., Elverfeldt, K.v., Zweimueller, I., Glade, T. (2012): The influence of riparian vegetation cover on diffuse lateral connectivity and biogeomorphic processes in a medium-sized agricultural catchment, Austria. *Geogr. Ann. Ser. A* 2012, 94, 511–529.
- Poeppel, R. E., Dilly, L. A., Haselberger, S., Renschler, C. S., Baartman, J. E. (2019): Combining soil erosion modeling with connectivity analyses to assess lateral fine sediment input into agricultural streams. *Water*, 11(9), 1793.
- Renschler, C.S. (2003): Designing geo-spatial interfaces to scale process models: The GeoWEPP approach. *Hydrol. Process.* 2003, 17, 1005–1017.
- Rickson, R. J. (2014). Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? *Science of the Total Environment*, 468, 1187-1197.
- Schoeneberger, Frahm, J.M. (2016): Structure-from-Motion Revisited. – In: 2016 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR) Las Vegas, 4104-4113.
- Shan, J., Toth, C.K. (2009): Topographic Laser Ranging and Scanning. – Boca Raton.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1960): A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. Transactions 7th int. Congr. Soil Sci. 1, 418-425.

Withers, P., Jarvie, H. (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. Science of the total environment, 379-395.

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. Nr. L 327 vom 22/12/2000 S. 0001 – 0073).