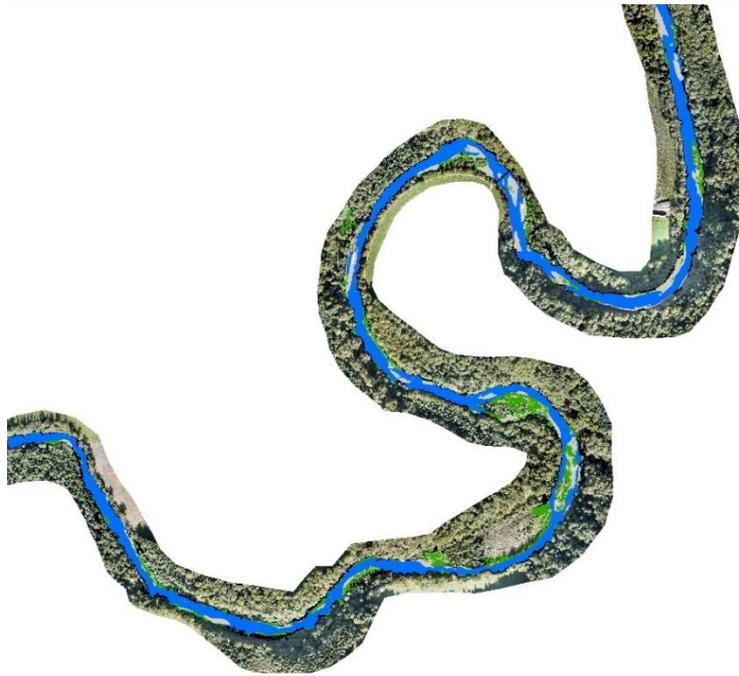


ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN

DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT

INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

**KÜNSTLICHES HOCHWASSER AN DER SAANE: BEWERTUNG DER
AUSWIRKUNGEN AUF EINE AUE VON NATIONALER BEDEUTUNG MITTELS
REMOTE SENSING**



Bachelorarbeit

von

Scheib Mirjam

Bachelorstudiengang Umweltingenieurwesen

Abgabedatum 07.07.2022

Studienrichtung Naturmanagement

Fachkorrektoren:

Dr. Manuel Antonetti und Prof. Dr. Michael Döring

ZHAW Life Sciences und Facility Management, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen

Grüentalstrasse 14, 8820 Wädenswil

Impressum

Titelbild

Klassifiziertes Orthofoto aus dem Jahr 2021 nach dem künstlichen Hochwasser in der Auenlandschaft von nationaler Bedeutung an der Saane im Kanton Fribourg. Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Schlagworte

Remote Sensing, künstliches Hochwasser, Wasserkraft, Auenlandschaft, Saane

Zitiervorschlag

Scheib, M. (2022), «*Künstliches Hochwasser an der Saane: Bewertung der Auswirkungen auf eine Aue von nationaler Bedeutung mittels Remote Sensing*», Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Wädenswil, Schweiz.

Name des Instituts

ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften

LSFM Departement Life Sciences und Facility Management

IUNR Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen

Grüental / Postfach

CH-8820 Wädenswil

Autorin

Scheib Mirjam



Danksagung

Für die Unterstützung in dieser Arbeit bedanke ich mich insbesondere bei meinem Betreuer Dr. Manuel Antonetti, welcher mir während der gesamten Bachelorarbeit zeitnahe und wertvolles Feedback zur Verfügung stellte. Zudem gebührt mein Dank Prof. Dr. Michael Döring, welcher wertvolle Hinweise insbesondere aus ökologischer Perspektive für diese Arbeit lieferte.

Zusammenfassung

7 % der Schweizer Auen von nationaler Bedeutung weisen einen sehr hohen, 32 % einen hohen und 36 % einen mittleren Handlungsbedarf auf. Künstliche Hochwasser (kHW) sind im Rahmen des revidierten Gewässerschutzgesetz eine mögliche Massnahme um das Geschiebemanagement zu sanieren. Die Unterbrechung des Damm bei Rossens (FR) führte in der darunterliegenden Auenlandschaft der Saane zu einer mangelnden Abfluss- und Geschiebedynamik und diesem Umstand zugrundeliegende weitere Defizite. Die Auslösung eines kHW im Jahr 2016 (inkl. Geschiebeschüttung), 2020 und ein ungeplantes kHW im Jahr 2021 führten bislang zu keinen nachhaltigen Effekten auf das Ökosystem der Saane. Eine Strecke von ca. 4.7 km wurde anhand dreier Orthofotos (2020 vor und nach kHW, 2021 nach kHW) des Restwasserabschnitts der Saane mittels Bildklassifizierung und 2D Habitat Change Analyse untersucht und mit den Resultaten des kHW von 2016 verglichen. Zudem wurde der Einfluss verschiedener Faktoren (max. Abfluss, Volumen, Dauer) auf die Erosion und Deposition der kHW anhand linearer und logarithmischer Regressionsanalysen untersucht und Wechsellpunkte ermittelt, bei welchen eine geringere Effizienz zwischen Erosion, Deposition und untersuchten Faktoren erwartet wurde. Nach jedem ausgelösten kHW stiegen die Wasser- und Kiesflächen im Vergleich zum Zustand vor einem kHW an, während Vegetationsflächen jeweils verringert wurden. Eine Zunahme von 73.3 % des maximalen Abflusses, 139.2 % Wasservolumens und 5.6 % der Dauer (kHW 2020 zu 2016) führte zur 1.5-fachen Zunahme der Erosions- und 1.42-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Die Erhöhung des maximalen Abfluss von 55.5 %, 665.2 % Wasservolumens und 643.9 % der Dauer (kHW 2016 zu 2021) führte zu einer 1.06-fachen Zunahme der Erosions- und 1.62-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Die ermittelten Wechsellpunkte der logarithmischen Regression lagen unter dem Gesamtvolumen und der Dauer der bisher ausgelösten kHW. Das grosse kHW von 2021 (Abfluss 303.2 m³/s) hat womöglich innere Sohlenkolmatierungen und die Deckschicht des Flussbett bewegt und für die Erosion und Deposition freigegeben, während das kleinste kHW von 2020 diesen Effekt nicht erzielte und die geringsten Flächenveränderungen aufzeigte. Während beim maximalen Abfluss ein linearer Trend für die Erosions- bzw. Depositionsflächen ermittelt wurde, wurden beim Wasservolumen und der Dauer der kHW ein asymptotischen Verlauf festgestellt. Es wird daher angenommen, dass kleinere kHW mit höheren Abflüssen und Wiederholungen mehrmals jährlich, ergänzt durch kHW mit Wiederkehrperioden von 10 bis 30 Jahren (HQ10, HQ30) wichtige Treiber für nachhaltige Effekte auf die Hydromorphologie und Ökologie der Saane darstellen könnten. Trotz der geringen Anzahl der ausgelösten kHW liessen sich Trends und Wechsellpunkte der Erosions- und Depositionsflächen ermitteln, welche für die Dimensionierung künftiger kHW sehr wichtig sein werden. Zwei weitere kHW sind in diesem Jahr geplant (2022), welche weitere wichtige Erkenntnisse liefern werden.

Abstract

7 % of the Swiss floodplains of national importance show a very high, 32 % high and 36 % medium need for action. Experimental floods (EF) are a possible measure to rehabilitate bedload management within the framework of the revised Water Protection Law. The disruption of the dam at Rossens (FR) led to a lack of runoff and bedload dynamics in the underlying floodplain of the Saane and further deficits underlying this circumstance. The releasing of an EF in 2016 (including sediment replenishment), 2020 and an unplanned EF in 2021 did not lead to any sustainable effects on the Saane ecosystem so far. A route of about 4.7 km was investigated on the basis of three orthophotos (2020 before and after EF, 2021 after EF) of the residual flow section of the Saane using image classification and 2D habitat change analysis which were compared with the results of the EF from 2016. In addition, the influence of different factors (max. discharge, volume, duration) on erosion and deposition areas of the EF was investigated using linear and logarithmic regression analyses. Furthermore, change points were identified where a lower efficiency between erosion, deposition and investigated factors was expected. After each released EF, water surface areas and gravel areas increased compared to the condition before the EF, while vegetation areas decreased in each case. An increase of 73.3 % in maximum discharge, 139.2 % in water volume, and 5.6 % in duration (2020 EF to 2016 EF) resulted in a 1.5 times increase in erosion and 1.42 times increase in depositional areas. The further increase in maximum discharge of 55.5 %, 665.2 % water volume, and 643.9 % of duration (EF 2016 to 2021) resulted in a 1.06 times increase in erosion and a 1.62 times increase in depositional area increase. The identified changing points from a logarithmic regression analysis were below volume and duration of all EF released. The large EF of 2021 (discharge 303.2 m³/s) may have moved internal bed colmation and the armoring layer of the riverbed and released them for erosion and deposition, while the smallest EF of 2020 did not achieve this effect and therefore showed the least area changes. While a linear trend for the erosion and deposition areas was determined for the maximum runoff, an asymptotic trend was found for the water volume and the duration of the floods. Therefore, it is assumed that smaller floods with higher discharge peaks with recurrences several times a year and supplemented by floods with recurrence periods of 10 to 30 years (HQ10, HQ30) could be important drivers for sustainable effects on the hydromorphology and ecology of the Saane. Despite the small number of released EF, trends and turning points of erosion and deposition areas could be identified, which will be very important in dimensioning future EF. Two more EF are planned this year (2022), which will provide further important insights.

Literaturverzeichnis

Zusammenfassung.....	2
Abstract	3
Literaturverzeichnis	4
Liste der Abkürzungen	6
1 Einleitung.....	7
1.1 Lebensraum Auengebiet.....	7
1.2 Zustand Auengebiete in der Schweiz	7
1.3 Ausgangslage und Hintergrund des Projektes	8
1.4 Zielsetzung und Forschungsfragen	9
2 Literaturübersicht.....	10
2.1 Gesetzliche Grundlagen.....	10
2.2 Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf Auengebiete und Fliessgewässer	10
2.3 Sanierungsmassnahmen Wasserkraft.....	12
2.4 Künstliche Hochwasser in Auengebieten und Fliessgewässer	13
2.5 Auswirkung der Wasserkraftnutzung und künstlichen Hochwasser auf das Auengebiet der Saane	15
3 Material und Methoden	18
3.1 Untersuchungsgebiet	18
3.2 Orthofotos	19
3.3 Verwendete Soft- und Hardware	20
3.4 Weitere Daten und Geodatensätze.....	21
3.5 Eigenschaften künstliche Hochwasser 2016, 2020 und 2021	21
3.6 Bildklassifizierung und 2D Habitat Change Analyse	23
3.7 Datenverarbeitung in R Studio und Excel.....	26
4 Resultate.....	28

4.1	Auswirkungen künstliche Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Habitate Wasser, Sediment und Vegetation.....	28
4.2	Auswirkungen der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Ausdehnung und räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen	32
4.3	Auswirkungen pro maximalem Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Erosions- und Depositionsflächen	35
5	Diskussion	42
5.1	Begründungen der Auswirkungen und Unterschiede der künstlichen Hochwasser von 2016, 2020 und 2021 auf die Habitate Wasser, Sediment und Vegetation	42
5.2	Begründung der Auswirkungen der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Ausdehnung und räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen.....	46
5.3	Begründung der Auswirkungen pro maximalem Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Erosions- und Depositionsflächen	49
6	Schlussfolgerungen.....	53
7	Ausblick.....	54
	Literaturverzeichnis	55
	Abbildungsverzeichnis	63
	Tabellenverzeichnis	67
	Anhang	I
	Anhang A: Selbstständigkeitserklärung	I
	Anhang B: Story Map.....	II
	Anhang C: Tabelle der Auenlandschaft aus dem Objektblatt Nr. 62	III
	Anhang D: Tabelle der Parameter aus dem «Classification Wizard».....	IV
	Anhang E: Tabellen der logarithmischen Regressionsanalysen.....	V
	Anhang F: R-Code einer logarithmischen und linearen Regression.....	VIII

Liste der Abkürzungen

BAFU	Bundesamt für Umwelt
HyApp	Hydro-Ecology and Floodplain Sustainability in Application
kHW	künstliches Hochwasser
EF	Experimental flood
HQ	Hochwasser bestimmter Jährlichkeit
Q	Floods of certain annuality
AC	Active channel; aktiver Kanal
AF	Active floodplain; aktive Flussaue
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
m ³ /s	Kubikmeter pro Sekunde
m ü. M.	Meter über Meer
m	Meter
Mio.	Million
Mrd.	Milliarde
kWh	Kilowattstunde
GWh	Gigawattstunde

1 Einleitung

1.1 Lebensraum Auengebiet

Auengebiete gehören zu den artenreichsten Lebensräumen unserer Breitengraden (Patt, 2018). Sie sind durch ausgeprägte Dynamiken beeinflusst, welche geomorphologischer, klimatischer, hydrologischer, als auch biologischer Prozesse unterworfen sind (Ellenberg, 1996; Reichholf, 2005; gefunden in Kuhn, 2006; Müller et al., 2018). Diese vielfältigen Dynamiken bilden die Grundlage für eine hohe Arten- und Lebensraumvielfalt (BAFU, 2020; Kuhn, 2006). Abfluss- und Geschieberegime bilden hierbei unerlässliche Grundpfeiler zur Erhaltung der strukturellen Vielfalt, der Dynamik und der Vernetzung in Auenlandschaften (Döring et al., 2018) und werden stark durch naturräumliche Gegebenheiten wie Klima, Geologie, Tektonik, Boden, Vegetation und in Abhängigkeit davon, der Oberflächenabfluss und Abtrag von Landflächen in ihrem Einzugsgebiet geprägt (Patt, 2018). Zusammen mit dem restlichen Gewässernetz nehmen Auenlandschaften eine zentrale Rolle der ökologischen Infrastruktur ein (Lehmann et al., 2020). Auen erbringen wichtige Ökosystemdienstleistungen wie Hochwasserschutz, Schutz vor Geschiebemassen, Schutz und Förderung der Biodiversität, Selbstreinigungskraft des Fließgewässers, Anreicherung von Grundwasser und Erholungsraum für Menschen (BAFU, 2020; Kuhn, 2006; Lehmann et al., 2020).

1.2 Zustand Auengebiete in der Schweiz

Im Vergleich zu 1850 sind rund 90 % der Schweizer Auengebiete verschwunden (Müller-Wenk et al., 2003; gefunden in BAFU, 2020). Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) hat daher 2020 in ihrem Bericht über die Auengebiete von nationaler Bedeutung die Erreichung der gesetzlichen Ziele (gemäss Auenverordnung, SR 451.31) bezüglich Stand und Handlungsbedarf der Schweizer Auenlandschaften überprüft (BAFU, 2020). Hierbei wurde der ökologische Zustand (Qualitätsklassen: «gut», «mittel», «schlecht») und die juristisch-planerische Umsetzung (Beispiel «gute juristisch-planerische Umsetzung»: ausreichender rechtlicher Schutz, sowie deutliche Regelung der Nutzung und des Unterhalts) überprüft und in einem Gesamt-Handlungsbedarf zusammengefasst. Unter insgesamt 326 geprüften Auenlandschaften (225 Flussauen, 14 Seeufer, 18 Deltas, 55 Gletschervorfelder und 14 alpine Schwemmebenen) kommt das BAFU bei 7 % der Auen von nationaler Bedeutung zu einem sehr hohen, bei 32 % zu einem hohen und 36 % einem mittleren Handlungsbedarf. Lediglich 25 % der Auen von nationaler Bedeutung weisen keinen bis einen geringen Gesamt-Handlungsbedarf auf (Abbildung 1; BAFU, 2020).

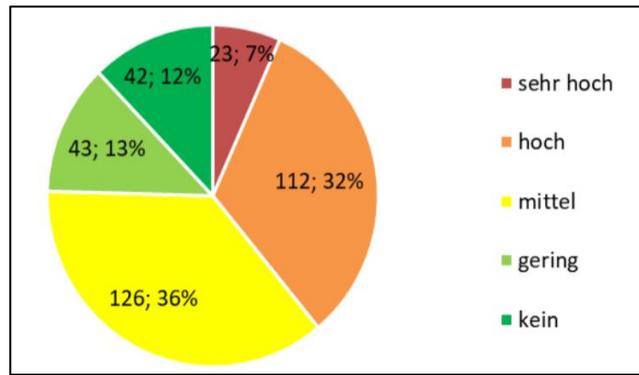


Abbildung 1: Anzahl und Prozentanteile des Gesamt-Handlungsbedarfs für Auengebiete von nationaler Bedeutung. Gesamt-Handlungsbedarf = Sanierung + juristisch-planerische Umsetzung. Quelle: (BAFU, 2020)

151 umgesetzte grössere oder kleinere Revitalisierungsprojekte zeigen eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der Auen (BAFU, 2020). Der Druck auf die Auenlebensräume ist aufgrund bestehender Flusskorrekturen, Nutzungen durch die Wasserkraft, intensiver Landwirtschaft, invasiver Arten und Störungen durch Aktivitäten der Naherholung jedoch gross und wirkt sich negativ auf die Qualität dieser aus (Lehmann et al., 2020). Es wird zudem geschätzt, dass klimawandelbedingte Änderungen des Abflussregimes von Flüssen einen weitreichenderen Einfluss auf Süswasserökosysteme haben werden, als alle bisher ausgeführten anthropogenen Veränderungen der Flusslandschaften (Döll & Zhang, 2010). Neben einer juristisch-planerischen Umsetzung stehen daher insbesondere die Sanierung der Wasserkraftanlagen, die Revitalisierungen und die Festlegung eines ausreichenden Gewässerraumes im Fokus (Lehmann et al., 2020).

1.3 Ausgangslage und Hintergrund des Projektes

An der Saane im Kanton Fribourg (FR) befindet sich eine Auenlandschaft von nationaler Bedeutung, welche in der Restwasserstrecke des Staudamms von Rossens liegt. 2016 wurde im Rahmen des Forschungsprojektes «Hydroökologie und nachhaltige Wasserkraftnutzung in Auenlandschaften» (HyApp) zur Untersuchung der Effekte künstlicher Hochwasser (kHW), kombiniert mit einer Geschiebeschüttungen ein kHW in der Restwasserstrecke ausgelöst (Hydrique Ingénieurs et al., 2017). Hierbei wurden auf einer Restwasserstreckenlänge von 3 km ökomorphologische Veränderungen, der Geschiebetransport und die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft analysiert (Döring et al., 2018). Im Jahr 2020 wurde ein zweites geplantes kHW am Staudamm Rossens ausgelöst, während im Jahr 2021 aufgrund der Hochwasserereignisse in Europa ein drittes nicht geplantes kHW durchgeführt werden musste, um den Stausee zu entlasten.

Neben zahlreichen Untersuchungen zur Ökologie und Morphologie der Saane stellen 2D Habitat Change Analysen mittels drohnen-gestützter Orthofotos der Auenlandschaft ein wichtiger Bestandteil für das Gesamtforschungsprojekt dar, um Auswirkungen der kHW auf die aquatische und terrestrische Morphologie der Restwasserstrecke zu untersuchen. In dieser Arbeit werden daher drohnen-gestützte Orthofotos aus dem Jahr 2020 (vor und nach dem kHW) und 2021 (nach dem kHW) mittels 2D Habitat Change Analyse untersucht und mit den Resultaten des kHW von 2016 in Bezug gesetzt. So werden Auswirkungen der kHW von 2016, 2020 und 2021 mit unterschiedlichen Abflussspitzen, Gesamtvolumen und Dauer auf die Morphologie der Restwasserstrecke der Saane qualitativ und quantitativ bewertet.

1.4 Zielsetzung und Forschungsfragen

Auf Grundlage der einleitenden Kapitel zum Thema Auengebiet als Lebensraum, dem Zustand der Schweizer Auenlandschaften und der Ausgangslage und dem Hintergrund des Projektes werden folgenden Zielsetzungen und Forschungsfragen nachgegangen, wobei diese Bachelorarbeit zum Zweck hat Wissenslücken zu schliessen und ein nachhaltiges Management des Wasserkraftwerkes an der Saane zu fördern.

Zielsetzungen:

- Morphologische Veränderungen der Restwasserstrecke an der Saane der kHW vom Oktober 2020 und Juli 2021 werden mittels 2D Habitat Change Analyse quantifiziert
- Erosions- und Depositionsflächen werden als Funktion des maximalen Abflusses, des Wasservolumens und der Dauer der kHW von 2016, 2020 und 2021 dargestellt und deren Wechsellpunkte quantifiziert, um die effektive Dimensionierung künftiger kHW zu verbessern

Forschungsfragen:

- Welche mittels 2D Habitat Change Analyse quantifizierbaren Auswirkungen und Unterschiede hatten die kHW von 2016, 2020 und 2021 auf die Habitate Wasser, Sediment und Vegetation?
- Welche Auswirkungen hatten die kHW von 2016, 2020 und 2021 auf die Ausdehnung und räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen?
- Welche Auswirkungen hatten die kHW von 2016, 2020 und 2021 auf die Erosions-beziehungsweise Depositionsflächen pro maximalem Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer der kHW?
- Welche Trends und Wechsellpunkte der Erosions- und Depositionsflächen als Funktion des maximalen Abflusses, des Wasservolumens und der Dauer der kHW von 2016, 2020 und 2021 gehen hervor?

2 Literaturübersicht

2.1 Gesetzliche Grundlagen

Aufgrund des stetigen Flächenrückganges der Schweizer Auen wurden 1992 in der Verordnung über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung (Auenverordnung, SR 451.31) die noch verbleibenden Auenlandschaften unter umfassenden und gesetzlich verankerten Schutz gestellt (Lehmann et al., 2020). Für die Auenlandschaften wichtige Weichen wurden zudem im Jahr 1992 mittels dem Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG, SR 814.20, Stand 1. Januar 2022) gestellt, welches 2011 grundlegend revidiert wurde. Der Gewässerraum muss neu durch die Kantone ausgedehnt (Frist: Ende 2018) und kanalisierte Gewässer revitalisiert (Frist: 80 Jahre) werden. Weiter müssen die negativen ökologischen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf die Gewässer durch die Inhaber der Anlagen bis zur gesetzlichen Frist im Jahr 2030 vermindert werden (Weber & Schmid, 2014). Massnahmen zur Minderung der negativen ökologischen Auswirkungen durch Wasserkraftanlagen betreffen den Geschiebehalt, die Fischdurchgängigkeit, Wasserentnahmen und den Schwall-Sunk-Betrieb (Bundesamt für Umwelt BAFU, 2020; GSchG, 2022).

Die in dieser Arbeit untersuchten künstlichen Hochwasser (kHW) stellen eine mögliche Massnahme zur Minderung negativer ökologischer Auswirkungen durch Wasserkraftanlagen dar. In gesetzlichem Kontext befinden sich kHW in einer Schnittstelle. Sie können sowohl der Restwassersanierung (GSchG, Art. 31 ff, Art. 80 ff), der Sanierung des Geschiebehalt (GSchG, Art. 43a, Art. 83a), als auch der Spülung und Entleerung von Stauraum (GSchG, Art. 40) dienen. Im Falle einer Restwassersanierung wird keine Entschädigung durch Swissgrid gewährt, wodurch nur im Falle der Sanierung des Geschiebehalt finanzielle Entschädigung zur Verfügung steht (Zurwerra et al., 2016).

2.2 Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf Auengebiete und Fliessgewässer

Die Wasserkraftnutzung hat ab dem 19. Jahrhundert signifikant zur Zerstückelung der Gewässer beigetragen und strukturelle Defizite mitverursacht (Müller et al., 2018). Beeinträchtigungen auf das natürliche Abfluss- und Geschieberegime, hauptsächlich verursacht durch die Unterbrechung der Längsvernetzung (Fragmentierung und Geschieberückhalt), die Entnahme von Wasser (Restwasser) oder unnatürliche Abfluss- und Pegelschwankungen (Schwall-Sunk) sind weitreichend dokumentiert (Döring et al., 2018; Müller et al., 2018; Weber & Schmid, 2014). Sie führen in Flüssen und Auen zu negativen Auswirkungen auf ihre Ökologie und Morphologie (Antonetti & Döring, 2020).

In der Schweiz ist die natürliche Dynamik von rund 28 % der Auen von nationaler Bedeutung durch Wasserausleitungen aus Kraftwerken anthropogen beeinflusst (Lehmann et al., 2020). Die Unterbrechung der Längsvernetzung, als auch die Restwasserführung werden aufgrund der in dieser Arbeit untersuchten Auenlandschaft an der Saane, welche durch einen Staudamm unterbrochen ist und Restwasser führt folgend näher beschrieben.

2.2.1 Unterbrechung der Längsvernetzung

Mittels verschiedenen Querbauwerken wie Dämmen, Talsperren oder Wehren wird Wasser gestaut, zurückgehalten oder ausgeleitet (Weber & Schmid, 2014). In der Schweiz befinden sich durchschnittlich 1.6 Querbauwerke (Dämme und künstliche Abstürze über 50 cm Höhe) pro Kilometer Fliessgewässer (Zeh Weissman et al., 2009; gefunden in Weber & Schmid, 2014). Querbauten beeinträchtigen die Ausbreitung von Organismen und deren Genfluss zwischen Populationen (Monaghan et al., 2003; gefunden in Weber & Schmid, 2014). So wird der Transport von Pflanzensamen, die Ausbreitung aquatischer Insekten oder die Kurz- und Langstreckenwanderungen von Fischen und Säugetieren unterbrochen (Dudgeon et al., 2005; Junker et al., 2012; Monaghan et al., 2003; Werth et al., 2011, 2014; gefunden in Weber & Schmid, 2014). Fehlender, durch die Unterbrechung verursachter Geschiebetransport in die Lebensräume flussabwärts führt zur Eintiefungen der Flusssohle und Vergröberung des Sohlenmaterials (Kondolf, 1997; gefunden in Weber & Schmid, 2014; Lehmann et al., 2020). Die Eintiefung der Flusssohle führt zudem zur Senkung des Grundwasserspiegels, womit Auenterrassen im äusseren Bereich nicht mehr mit Grundwasser versorgt werden und es zur Entwicklung einer nicht flusstypischen Vegetation kommt (Lehmann et al., 2020). Weltweit wird geschätzt, dass in Gewässern mit grossen Dämmen 50 % des Geschiebes im Staubereich liegen bleibt (Vörösmarty et al., 2003; gefunden in Weber & Schmid, 2014).

2.2.2 Restwasser

Restwasser ist eine reduzierte Abflussmenge im flussabwärts liegenden Abschnitt durch die Wasserentnahme eines Stausees oder Kraftwerks. Schweizweit sind rund 2'700 km der Fliessgewässer Restwasserstrecken, was rund 4 % des gesamten Gewässernetzes entspricht. 696 km dotieren kein oder nur sehr wenig Restwasser (Uhlmann & Wehrli, 2011; gefunden in Weber & Schmid, 2014). Durch eine konstante Restwasserführung entwickeln sich aufgrund der veränderten Lebensraumbedingungen andere Organismengemeinschaften (Weber & Schmid, 2014). Bleibt die Hochwasser- und Geschiebedynamik in Auenlandschaften aus, so nehmen typische Auenhabitate und -lebensgemeinschaften, wie beispielsweise offene Kiesflächen ab (Doering et al., 2012; gefunden in Weber & Schmid, 2014).

Umweltprozesse, welche aufgrund der seitlichen Vernetzung zu terrestrischen Lebensräumen stattfinden, werden aufgrund der fehlenden Abflussdynamik und Eintiefungen der Flusssohle beeinträchtigt. Auenlebensräume und Fließgewässer werden so voneinander getrennt (Jungwirth et al., 2000; gefunden in Weber & Schmid, 2014). Temperaturen in Restwasserstrecken können sich ausserdem von natürlichen Fließgewässerabschnitten deutlich unterscheiden. In einer 21 km langen Restwasserstrecke des Brennos ist die Temperatur im Sommer 3.7 °C höher und im Winter 1.8 °C niedriger als im Durchschnitt (Meier et al., 2003; gefunden in Weber & Schmid, 2014).

2.3 Sanierungsmassnahmen Wasserkraft

Bis zur gesetzlichen Frist im Jahr 2030 müssen rund 1'600 Schweizer Wasserkraftanlagen saniert werden. Davon sind etwa 1'000 Anlagen bezüglich Fischwanderung aufzurüsten. Bei 500 Anlagen (140 Wasserkraftanlagen und 360 andere Anlagen, wie z.B. Geschiebesammler oder Kiesentnahmen) gilt es das Geschiebedefizit zu sanieren und bei 100 Anlagen sind Massnahmen zur Dämpfung von Schwall-Sunk zu tätigen (Bundesamt für Umwelt BAFU, 2020; Lehmann et al., 2020). Die negativen Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf Gewässerlandschaften können mit verschiedenen baulichen oder betrieblichen Sanierungsmassnahmen minimiert werden (Antonetti & Döring, 2020; Nöthiger-Koch, 2012). In Tabelle 1 wird daher ein Überblick über mögliche Sanierungsmassnahmen im Bereich des Geschiebehaushalts (mit Bezug zu Wasserkraftanlagen mit Stauanlagen), welcher in der Auenlandschaft an der Saane konkret beeinträchtigt ist gegeben. Die Planung von Sanierungsmassnahmen gemäss dem revidierten Gewässerschutzgesetz ist allerdings sehr aufwendig und fallspezifisch (Antonetti & Döring, 2020). Daher soll die Tabelle einen Eindruck über mögliche Massnahmen zur Sanierung des Geschiebehaushalts liefern ohne den Anspruch auf Vollständigkeit zu erfüllen.

Tabelle 1: Übersichtstabelle möglicher Sanierungsmassnahmen des Geschiebehaushalts bei grossen Stauanlagen im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Sanierung der Wasserkraft des revidierten Gewässerschutzgesetz 2011.

Art	Massnahme Geschiebehaushalt	Beschreibung
Betrieblich	Künstliche Hochwasser (Facchini et al., 2017; Nöthiger-Koch, 2012)	<ul style="list-style-type: none"> - Förderung der Abflussvariabilität und Sedimentumlagerung - Aufwertung Lebensräume z.B. für kieslaichende Fischarten - Reaktivierung Geschiebetrieb im Unterwasser
	Geschiebeentnahme aus dem Stauwurzelbereich mit Rückgabe im Unterwasser der Stauanlage (Nöthiger-Koch, 2012)	<ul style="list-style-type: none"> - Falls Geschiebedurchgängigkeit im Stauwurzelbereich beeinträchtigt - Ansammlung Geschiebe im Stauwurzelbereich kann aufgrund Verlandung zu Hochwasserproblemen führen
	Entleerung und Spülung des Stauraums (Nöthiger-Koch, 2012)	<ul style="list-style-type: none"> - Spülvorschriften müssen definiert und gewässerökologische Aspekte berücksichtigt werden
Baulich	Sediment-/ Geschiebeumleitstollen (Facchini et al., 2017)	<ul style="list-style-type: none"> - Verringert die Verlandung von Speicherseen - Durchgängigkeit für den Sedimenttransport wird wiederhergestellt - Betrieb während natürlichen Hochwassern, um das Wasser als Transportmittel für das Geschiebe zu nutzen - Betrieb von Sedimentumleitstollen ermöglichen (ähnlich wie bei KHW) die gesteuerte Abgabe von Wasser

2.4 Künstliche Hochwasser in Auengebieten und Fließgewässer

KHW werden weltweit unterhalb grosser Stauseen ausgelöst (grosse Stauseen speichern einen beträchtlichen Teil des jährlichen Zuflusses), wobei ihre Anwendung weltweit, wie auch Schweizweit zunimmt (Facchini et al., 2017). Sie sind geeignete Massnahmen um Störungen zuzulassen oder zu erzeugen, die Gewässermorphologie anzupassen oder das Geschiebemanagement zu sanieren (Zurwerra et al., 2016) und werden durch die kontrollierte Abgabe von Wasser aus dem Stauraum in den Unterlauf des Gewässers erzeugt, um dadurch die Abflussvariabilität und Sedimentumlagerung zu fördern (Facchini et al., 2017). Ausmass, Häufigkeit und Dauer eines KHW sollte sich jeweils am natürlichen Abflussregime orientieren, damit die Hydrologie und das Sedimentregime im beeinträchtigten Flussabschnitt verbessert werden kann. KHW oder Schwebstofffrachten, welche über das natürliche Abflussregime hinausgehen sollten hingegen vermieden werden (Facchini et al., 2017). Fünf verschiedene Typen von KHW ermöglichen hierbei eine system- und zielspezifische Auslösung eines Hochwasserereignisses (Tabelle 2).

Tabelle 2: Typen künstlicher Hochwasser, deren Beschreibung und Eignung gemäss Erfahrung in der Schweiz. Tabelle angepasst aus Zurwerra et al., (2016)

Typ	Beschreibung	Eignung
Reines kHW	Reine Wasserabgabe aus dem Stauraum	Ausreichend mobilisierbares Geschiebe in der Restwasserstrecke vorhanden
kHW mit Geschiebezugabe	Geschiebezugabe extern oder lokal gewonnen	Ausreichend mobilisierbares Geschiebe in der Restwasserstrecke fehlt (z.B. Kleine Saane), abgepflästerte Sohle ohne Laufgeschiebe oder Sohlenerosion vorhanden
kHW mit Initiierung	Mechanisches Aufreissen/Auflockerung von Geschiebeterrassen, Initialmassnahmen Ufer, Entfernen von Stauden und Sträuchern auf Kiesbänken	Kiesbankstrecken und Auenflächen (Achtung: Verträglichkeit mit Schutzgebieten und Waldgesetzgebung)
kHW mit Geschiebedrift durch den Stauraum	Spülung Stauraum mit Geschiebetransport durch den Stauraum	Geeignete Morphologie oder technische Vorrichtungen müssen vorhanden sein
kHW mit Spülung kombiniert	a) kHW wird mit Spülung überlagert b) kHW wird der Spülung nachgelagert = erweiterte Nachspülung	Gleichzeitige saisonale Notwendigkeit bei genügendem Wasservolumen

In Restwasserabschnitten mit Geschiebedefiziten ist es ratsam das kHW mit einer Geschiebezugabe unterhalb der Stauanlage zu kombinieren, da in solchen Fällen sonst die Eintiefung des Gerinnes und die Abkopplung respektive Trockenfallung der Auen resultieren kann (Facchini et al., 2017). Geschiebeschüttungen gewährleisten hierbei, dass ausreichend transportierbares Material im betroffenen Flussabschnitt vorhanden ist (Zurwerra et al., 2016). Durch eine Umlagerung von Geschiebe und organischem Material entstehen neue Lebensräume und eine erhöhte Lebensraumvielfalt (Facchini et al., 2017).

Am Spöl, einem Restwasserbach in Graubünden (GR) konnte bereits gezeigt werden, wie negative Auswirkungen der Wasserkraft mit kHW behoben werden könnten (Döring & Robinson, 2012). Bevor der Gebirgsbach im Jahr 1970 reguliert wurde (Restwassermenge 1 m³/s), betrug der mittlere jährliche Abfluss 8.6 m³/s (Robinson, 2012). Während der Restwasserführung wurden Kolmatierungen der Gewässersohle, Teppiche aquatischer Algen und Moose festgestellt.

Zudem wurden Makrozoobenthosgemeinschaften identifiziert, welche durch den Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*, 8'000-15'000 Individuen/ m²) dominiert wurden (Mürle et al., 2003; Ortlepp & Mürle, 2003; Robinson et al., 2003; gefunden in Robinson, 2012). Seit dem Jahr 2000 werden ein- bis dreimal pro Jahr kHW ausgelöst (Döring & Robinson, 2012). Nach der Auslösung der kHW wurde eine Reduktion in der Dichte (1999: 21'143 Individuen/ m², nach 2007: 6'975 Individuen/ m²) und Vielfalt (1999: 12.4 Taxon, nach 2007: 7.9 Taxon) der Makrozoobenthosgemeinschaften festgestellt. Die Abundanz der Bachflohkrebse verringerte sich um > 70 % (Robinson, 2012). Hingegen wurden vermehrt resistenterere Arten wie mobile, kleingewachsene Eintagsfliegen (Gattung *Baetis*) dokumentiert (Döring & Robinson, 2012). Auf dem Untergrund wachsende Moose verschwanden innerhalb von zwei Jahren. Die Menge der Primärproduzenten ging zurück und der Algenbewuchs verringerte sich. Aufgrund der jährlichen kHW näherten sich die Habitatbedingungen und Artenzusammensetzungen im untersuchten Gebirgsbach natürlichen Verhältnissen an. Am Spöl hat sich gezeigt, dass ökologische und ökonomische Interessen miteinander vereinbar sind (Döring & Robinson, 2012).

2.5 Auswirkung der Wasserkraftnutzung und künstlichen Hochwasser auf das Auengebiet der Saane

2.5.1 Auswirkungen der Jahrzehntelangen Wasserkraftnutzung an der Saane

Die Staumauer Rossens (1944-48, Tabelle 3) im Kanton Fribourg (FR) an der Saane führte in der unterhalb liegenden Auenlandschaft von nationaler Bedeutung zu einer rund 70 Jahre anhaltenden Restwasserführung mit einer Dotierung von 2.5 m³/s im Winter und 3.5 m³/s im Sommer (Döring et al., 2018) und der Umwandlung eines Ablagerungszustand im Flussabschnitt hin zu einem Erosionszustand (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). Folgen der Unterbrechung durch den Damm waren eine mangelnde Abfluss- und Geschiebedynamik und diesem Umstand zugrundeliegende weitere Defizite, wie einer ausbleibenden, für Auen typische Habitatdynamik und «Stabilisierung» des Auensystems (Döring et al., 2018). Natürliche und regelmässige Überschwemmungen (HQ2, HQ10, HQ30) blieben aus und führten in der Saane zu morphologischen Veränderungen (Tabelle 3). Anhand sieben historischer Luftbilder und aktuellen Orthofotos in einem Zeitraum von 70-75 Jahren, sowie sechs klassifizierten Lebensraumtypen wurde die Abnahme von nackten Kiesflächen um ca. 95 % beobachtet, während bewachsene Kiesflächen und alte Waldflächen um 95 % beziehungsweise 319 % zunahmen. Die Restwasserstrecke wurde insgesamt schmaler, wobei sich die mittlere aktive Auenflächenbreite um 42 % verringerte (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). 61 % der Saane wurden entweder durch keine oder maximal zwei Änderungen eines Lebensraumtypus gekennzeichnet und blieben somit unverändert (Döring et al., 2018; Tonolla, Geilhausen, et al., 2021).

Lediglich 5 – 6 % der Lebensräume in der Restwasserstrecke wechselten mindestens fünfmal den Lebensraumtyp (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021).

Tabelle 3: Zeitliche Entwicklung der Auenlandschaft in der Saane unterhalb des Staudamm Rossens anhand von Hochwasserereignissen HQ2, HQ10 und HQ30 und morphologischen Veränderungen der Saane. Quelle: Tabelle erstellt anhand Tonolla et al. (2021).

Jahre	Eigenschaften Restwasserstrecke Saane
1943 – 1952	<ul style="list-style-type: none"> - Bau der Staumauer - Ähnliche Menge HQ2, HQ10 und HQ30 pro Jahr wie vor der Abflussregulierung - Keine wesentliche Veränderung der Habitatstruktur
1952 - 1968	<ul style="list-style-type: none"> - Gleiche Menge HQ2 pro Jahr wie vor der Abflussregulierung - Keine HQ10 und HQ30 - Verringerung der Auenfläche um bis zu 44 % - Eindringen von Vegetation
1968 - 1981	<ul style="list-style-type: none"> - Etwas weniger HQ2 pro Jahr als die Zeitperioden vorher - Mehr HQ10 pro Jahr als die Zeitperioden vorher - Relativ konstante Lebensraum- und Auenentwicklung (Umsatz bezüglich Fluss- und Auendynamik inklusive Vegetationsverlusten und -zuwachsen und die morphologische Erosion)
1981 - 1993	<ul style="list-style-type: none"> - Ab 1981 ging die Anzahl HQ2 zurück - Weitere Verringerung der Fläche und Breite von AC (active channel; aktiver Kanal) und AF (active floodplain; aktive Flussaue) - Geringeres Hochwasseraufkommen
1993 - 2013	<ul style="list-style-type: none"> - Neuer Gleichgewichtszustand erreicht
2005	<ul style="list-style-type: none"> - Grösstes Hochwasserereignis HQ115 mit einer Stärke von 750 m³/s
2007 – 2013	<ul style="list-style-type: none"> - Ein HQ30 im gesamten Zeitraum - Am wenigsten Überschwemmungen im Vergleich zu allen anderen Zeitperioden - Mittlerer maximaler jährlicher Durchfluss ging deutlich zurück (- 50 %)

Weitere ökologische und morphologische Beeinträchtigungen bestanden aus der Kolmatierung der Gewässersohle, einem starkem Algenaufwuchs und Auswirkungen auf die Zusammensetzungen der Makrozoobenthosgemeinschaften. Die erfassten Makrozoobenthos Arten spiegelten eine an stabile Verhältnisse angepasste Lebensgemeinschaft. Zudem wurde eine etwa dreimal so hohe Individuendichte von 10'152 Individuen/m² wie in einem natürlichen Auensystem (Sense: 3'115 Individuen/m²) festgestellt. Die Restwasserstrecke wurde mit einem relativen Anteil von 34.4 % durch Flohkrebse (*Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*) dominiert, welche an stabile Bedingungen angepasst sind. Steinfliegen (*Plecoptera*) kamen mit einem relativen Anteil von 0.2 % kaum vor (Döring et al., 2018).

2.5.2 Auswirkungen der künstlichen Hochwasser an der Saane

2016 wurden im Zuge der Untersuchung eines kHW auf die Morphologie 4 km oberhalb des Klosters Hauterive vier Geschiebeschüttungen (zwei linksufrig, zwei rechtsufrig) mit einem Volumen von je 250 m^3 und mittleren Korngrößen (d_m) von 5.7 cm ($d_{90} = 11.3 \text{ cm}$) im Flussbett deponiert. Der Spitzenabfluss des kHW wurde ursprünglich mit $255 \text{ m}^3/\text{s}$ geplant, welcher unter realen Bedingungen jedoch $195 \text{ m}^3/\text{s}$ betrug. Dies führte nur zu einer teilweisen Erosion des zugegebenen Geschiebes. Zwei Geschiebeschüttungen wurden ca. zur Hälfte erodiert, wobei eine Geschiebeschüttung kaum und eine beinahe komplett erodiert wurde. Die Deposition des Geschiebes führte teilweise zu lokalen Anhäufungen und im Zuge dessen zur Aufwertung der Habitatvielfalt. Die Analyse der Orthofotos von 2016 mittels 2D Habitat Change Analyse vor und nach dem kHW von 2016 zeigte deutliche Veränderungen der Anteile für die Habitate Wasser, Kies und Vegetation. Kiesflächen nahmen um ca. 4.3% ($\sim 5300 \text{ m}^2$ bzw. $1200 \text{ m}^2/\text{km}$) zu, während Vegetationsflächen um etwa 3.9% ($\sim 4700 \text{ m}^2$ bzw. $1100 \text{ m}^2/\text{km}$) abnahmen. Die untersuchten Wasserflächen blieben vor als auch nach dem kHW in etwa gleich. Die Zunahme der Kiesflächen wurden mehrheitlich auf die Erosion der Vegetation, als auch die Deposition von Geschiebematerial zurückgeführt. Anhand einer Analyse der Volumenänderung von Kiesflächen im betrachteten Flussabschnitt wurde eine leichte Erosionstendenz festgestellt. Tiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen entlang der untersuchten Längstransekte im Flussbett unterschieden sich vor und nach dem kHW, was die Umlagerung der Sedimente (Erosion und Deposition) und eine leichte Erosion des Flussbetts ($\pm 26 \text{ cm}$) bestätigte. Es konnten hingegen keine weitreichenden morphologischen Veränderungen quantifiziert werden (Döring et al., 2018).

Anhand der Resultate dreier ausgelöster kHW (2016, 2020 und 2021) im Zwischenbericht 2021 bezüglich «Monitoring künstliche Hochwasser in Auenlandschaften» wird zudem die Schlussfolgerung getroffen, dass ein kHW pro Jahr bislang zu keinen nachhaltigen Effekten auf das Ökosystem der Saane führte (Döring, 2022).

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Auf einer Höhe von 3'240 m. ü. M. entspringt die Saane im Kanton Wallis den Berner Alpen und mündet 463 m. ü. M. in die Aare in Wileroltigen. Die Saane fliesst auf ihrer über 126 km langen Strecke durch das Berner Saanenland, das Waadtländer Pays-d'Enhaut, als auch durch die Bezirke Greyerz (Kanton FR) und Sense (Kanton BE). Ihr Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 1'893 km². Unterhalb des Lac de la Gruyère mit einem Volumen von ca. 170 Mio. m³ und einer Fläche von rund 10 km², welcher durch den 83 m hohen Staudamm Rossens gestaut wird, befindet sich eine 13 km lange Restwasserstrecke. Der Bau des Staudamm Rossens erfolgte 1944-48 (*Der Staudamm von Rossens und die Entstehung des Greyerzensees*, 2021) und führte mit dem Lac de la Gruyère zu einem der vier grössten Stauseen der Schweiz. Das dazugehörige Kraftwerk Hauterive am Ende der Restwasserstrecke produziert jährlich etwa 230 GWh elektrischen Strom (Antonetti & Döring, 2020). Die Restwasserstrecke ist als Objekt Nr. 62 Teil des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung (BAFU, 2017; Abbildung 2). Tabelle 11 im Anhang C können bei Bedarf detaillierte Angaben zur untersuchten Auenlandschaften aus dem Objekt-Blatt des Aueninventars entnommen werden. Vom Staudamm bis zum Kraftwerk mäandriert der Fluss in einer 100 m breiten, eingeschnittenen Schlucht mit einer mittleren Sohlneigung von 0.3 %. Seit 2006 beträgt die Dotiermenge im Winter 2.5 m³/s und im Sommer 3.5 m³/s (Antonetti & Döring, 2020; Döring et al., 2018). Ein Geschiebedefizit aufgrund des Geschieberückhaltes durch den Stausee ist ein zusätzlicher charakterisierender Faktor der untersuchten Restwasserstrecke (Döring et al., 2018). Eine Strecke von ca. 4.7 km, welche sich ungefähr 9 km unterhalb der Staumauer Rossens und etwa 1 km vor dem Kraftwerk Hauterive befindet wurde in dieser Arbeit untersucht. Die Ausdehnung des untersuchten Perimeters entspricht der 2D Habitat Change Analyse des KHW von 2016 (Abbildung 2).

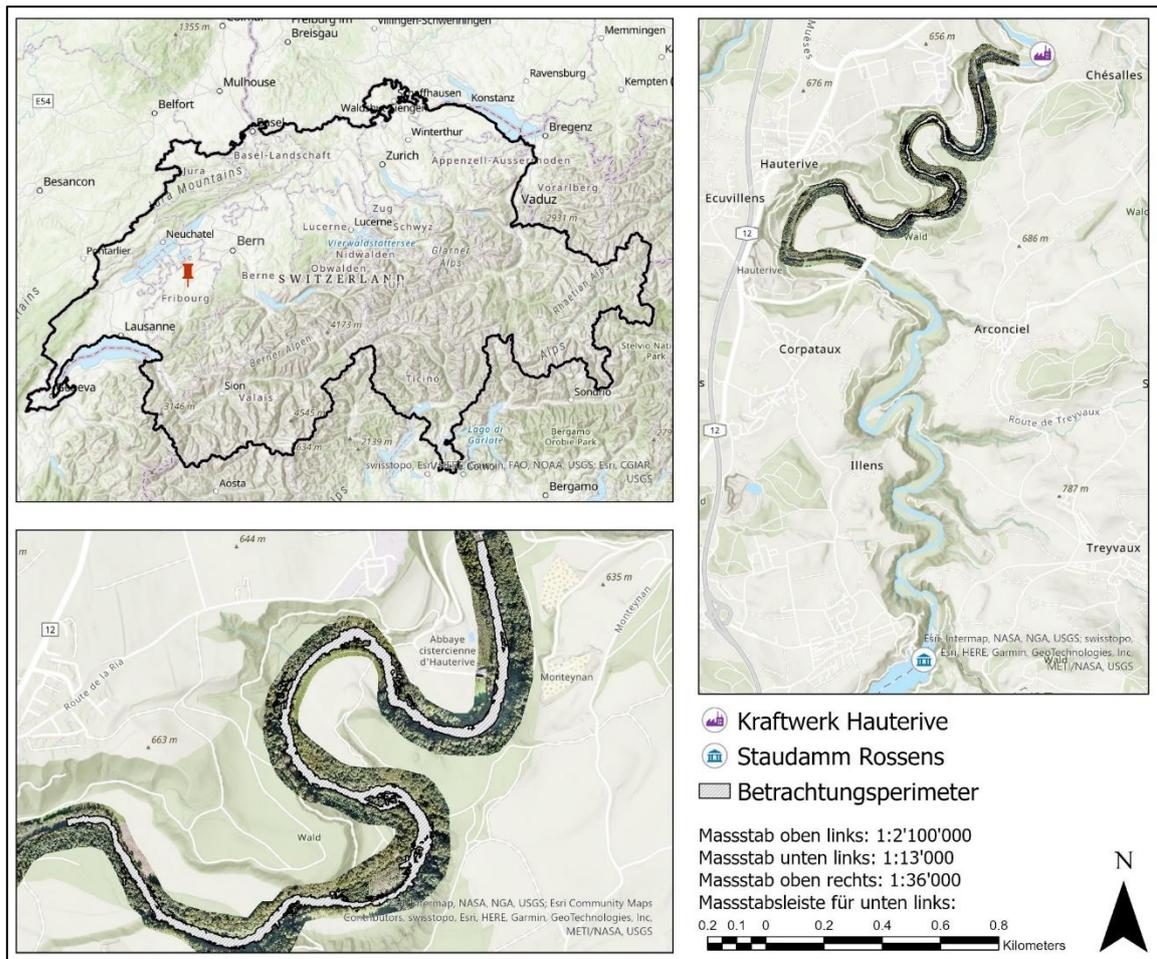


Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgebiets an der Saane (Kanton FR), Hintergrundkarte: überall World Topographic Map (Esri); links oben Schweizer Landesgrenze 2021 (Esri); links oben und rechts unten Orthofoto 2021 nach kWh (ZHAW); Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro nach Fankhauser (2022)

3.2 Orthofotos

Die für diese Arbeit verwendeten Orthofotos wurden von der Forschungsgruppe Ökohydrologie zur Verfügung gestellt (Tabelle 4). Die Orthofotos repräsentierten jeweils eine Aufnahme vor und nach dem künstlichen Hochwasser (kHW) vom 22. Oktober 2020 und eine Aufnahme nach dem nicht geplanten kHW vom 11. bis 20. Juli 2021, welches aufgrund der Hochwasserereignisse in Europa im Sommer des Jahres 2021 ausgelöst werden musste. Das Orthofoto vom 14.10.2021 wurde mit einem anderen Drohnen-System, als jene aus dem Jahr 2020 aufgenommen (Tabelle 4), was in einer höheren Auflösung (2.5 cm/Pixel) und folglich mehr Berechnungszeit durch den Computer resultierte. Das Orthofoto von 2021 wurde daher vor seiner Bearbeitung in eine Auflösung von 5 cm/Pixel exportiert.

Tabelle 4: Details der Orthofotos von 2020 vor und nach dem kHW und 2021 nach dem kHW. Quelle der Informationen des kHW 2020 aus Antonetti & Döring (2020).

Flugbezeichnung	Vorbefliegung	Nachbefliegung	Nachbefliegung
Datum	08.10.2020	05.11.2020	14.10.2021
Uhrzeit	11:24 – 12:51	13:12 – 14:37	14:10 – 15:20
Fläche km ²	4.632	4.553	2.718
Anzahl Einzelbilder	820	809	1362
RMS Error (x; y; z) [m]	0.016; 0.024; 0.022	0.013; 0.013; 0.029	0.045; 0.059; 0.095
Auflösung [cm/Pixel]	6.37	6.43	2.5
Drohnen-System	Ebee plus™		Wingtra One
Kameratyp und Wellenlängen [nm]	S.O.D.A._10.6_5472x3648 (RGB)		DSC-RX1RM2_35.0_7952x5304 (RGB)
Abflussmessungen [m ³ /s]	2.7 (Klosterbrücke; Antonetti & Döring (2020))	2.5 (Rossens-Staudamm)	2.5 (Rossens-Staudamm)

3.3 Verwendete Soft- und Hardware

Die 2D Habitat Change Analysen der drei Orthofotos des kHW von 2020 und 2021 bildeten den Hauptteil dieser Arbeit. Zur Durchführung und Auswertung dieser, wurden die verwendeten Softwareanwendungen in Tabelle 5 detailliert festgehalten.

Tabelle 5: Verwendete Software zur Durchführung der Bachelorarbeit

Bezeichnung	Version	Verwendungszweck
ArcGIS Pro	2.8.0	GIS-Visualisierungen, Bildklassifizierung, 2D Habitat-Change-Analyse
Microsoft® Excel®	2201	Auswertung 2D Habitat-Change-Analyse, Auswertung Abflussdaten, allgemeine Berechnungen
R Studio	1.4.1717	Auswertung 2D Habitat-Change-Analyse, Diagramme, Histogramme, lineare und logarithmische Regression
Zotero	5.0.96.3	Literaturverwaltung

Zotero diente der Literaturverwaltung für die vorliegende Bachelorarbeit. Die Literaturrecherche und Erfassung der Arbeit, als auch die Datenauswertung der 2D Habitat Change Analyse mittels Microsoft Excel und R Studio wurden mit einem Microsoft Surface Pro 7 (Intel® Core™ i7 -1065G7, CPU 1.30 GHz, installierter RAM 16.0 GB) durchgeführt. GIS-Visualisierungen, Bildklassifizierungen und die 2D Habitat Change Analysen der drei Orthofotos in ArcGIS Pro wurden aufgrund beträchtlicher Berechnungszeit bei der Anwendung auf dem Microsoft Surface Pro 7 auf einem Heimcomputer (Intel® Core™ i9-9900K, CPU 3.60 GHz, installierter RAM 32.0 GB, Grafikkarte Nvidia GeForce RTX 2080 Ti) ausgeführt.

3.4 Weitere Daten und Geodatensätze

Neben Orthofotos wurde auf öffentlich zugängliche Geodaten zugegriffen. In ArcGIS Pro wurde als Hintergrundkarte die Vektor-Karte World Topographic Map und auch die Schweizer Karte LV95 Swiss Light Gray Canvas Map von ArcGIS Pro verwendet. Die Shapefiles der Bildklassifizierungen vor und nach dem kHW von 2016, als auch das Shapefile und die Rohdaten (in Form eines Excel-Sheets) der ausgeführten 2D Habitat Change Analyse wurde durch die Forschungsgruppe Ökohydrologie zur Verfügung gestellt. Auch die Abflussdaten der kHW von 2016, 2020 und 2021 wurden durch die Forschungsgruppe Ökohydrologie zur Verfügung gestellt, um eine Auswertung der kHW anhand des maximalen Abflusses, des Gesamtvolumens und der Dauer vorzunehmen. Aus den Jahren 2016, 2020 und 2021 waren Abflussdaten in Form eines Excels des Kraftwerkbetreibers Groupe-e vorhanden. Für die Jahre 2016 und 2020 sind zudem eigens durch die Forschungsgruppe Ökohydrologie gemessene Abflussdaten in Form eines Textfiles bereitgestellt worden (2021 sind keine Messdaten der Forschungsgruppe Ökohydrologie vorhanden), welche zur Datenauswertung in Excel übertragen wurden.

3.5 Eigenschaften künstliche Hochwasser 2016, 2020 und 2021

Während für das kHW 2016 eine Geschiebeschüttung etwa 4 km oberhalb des Klosters Hauterive im Flussbett deponiert wurde (Döring et al., 2018), wurden die kHW 2020 und 2021 jeweils ohne künstliche Geschiebeschüttungen ausgelöst. Zwischen den Daten der Forschungsgruppe im Vergleich zu den Daten des Kraftwerks Hauterive bestehen Abweichungen bezüglich dem maximalem Abfluss, der ermittelten Dauer und dem ermittelten Gesamtvolumen der kHW von 2016 und 2020. 2021 stehen keine Daten durch die Forschungsgruppe zur Verfügung, weshalb für dieses Jahr alleinig die Daten des Kraftwerks verwendet wurden (Tabelle 6 und Abbildung 3).

Tabelle 6: Angaben der kHW aus den Jahren 2016, 2020 und 2021 bezüglich Datum, Dauer in Stunden, maximaler und minimaler Abfluss in m³/s und Gesamtvolumen in Mio. m³.

Jahr	2016		2020		2021
Datum	14.09-15.09.2016		22.10.2020		11.07-20.07.2021
Dauer [h]	30	28.5 [▪]	21.5	27 [▪]	212
Maximaler Abfluss [m ³ /s]	254.74	194.96 [▪]	224.4	112.5 [▪]	303.2
Minimaler Abfluss [m ³ /s]	3.5		2.5	2.7 [▪]	3.5
Gesamtvolumen [Mio. m ³]	11.7	9.45 [▪]	6.58	3.95 [▪]	72.34

Anmerkung: Die mit [▪] gekennzeichneten Daten wurden durch die Forschungsgruppe Ökohydrologie vor Ort erhoben, oder aus den Daten der Forschungsgruppe ermittelt.

Die Dauer des kHW von 2016 betrug gemäss den Abflussdaten 30 Stunden (1.3 Tage, Kraftwerk), respektive 28.5 Stunden (1.2 Tage, Forschungsgruppe), während Döring et al. (2018) eine Dauer von 36 Stunden dokumentierten. Im Jahr 2020 dauerte das kHW 21.5 Stunden (0.9 Tage, Kraftwerk) beziehungsweise 27 Stunden (1.13 Tage, Forschungsgruppe). 2021 dauerte das kHW 212 Stunden (Kraftwerk, 8.8 Tage, Tabelle 6 und Abbildung 3). Die Abflussspitzen (maximaler Abfluss in m³/s) des kHW 2016 betragen gemäss Abflussdaten 254.74 m³/s (Kraftwerk) beziehungsweise 194.96 m³/s (Forschungsgruppe, 195 m³/s gemäss Döring et al. (2018)). Für das kHW von 2020 wurden Abflussspitzen von 224.4 m³/s (Kraftwerk) respektive 112.5 m³/s Forschungsgruppe identifiziert, während das kHW von 2021 einen maximalen Abfluss von 303.2 m³/s (Kraftwerk) aufwies (Tabelle 6 und Abbildung 3).

2016 wurden 11.7 Mio. m³ (Kraftwerk) beziehungsweise 9.45 Mio. m³ (Forschungsgruppe, 9.5 Mio. m³ gemäss Döring et al. (2018)) Wasser abgelassen. 2020 beträgt das Volumen 3.95 Mio. m³ (Forschungsgruppe) respektive 6.58 Mio. m³ (Kraftwerk) während das Gesamtvolumen des kHW von 2021 72.34 Mio. m³ (Kraftwerk) beträgt (Tabelle 6 und Abbildung 3).

Die grossen Unterschiede des kHW von 2021 im Vergleich zu den kHW von 2016 und 2020 bezüglich maximalem Abfluss, des Gesamtvolumens und der Dauer sind auf die Hochwasserereignisse im Sommer 2021 in Europa zurückzuführen, bei welchem aufgrund eines zu hohen Wasserstandes im Stausee eine Hochwasserentlastung am Staudamm Rossens ausgelöst werden musste.

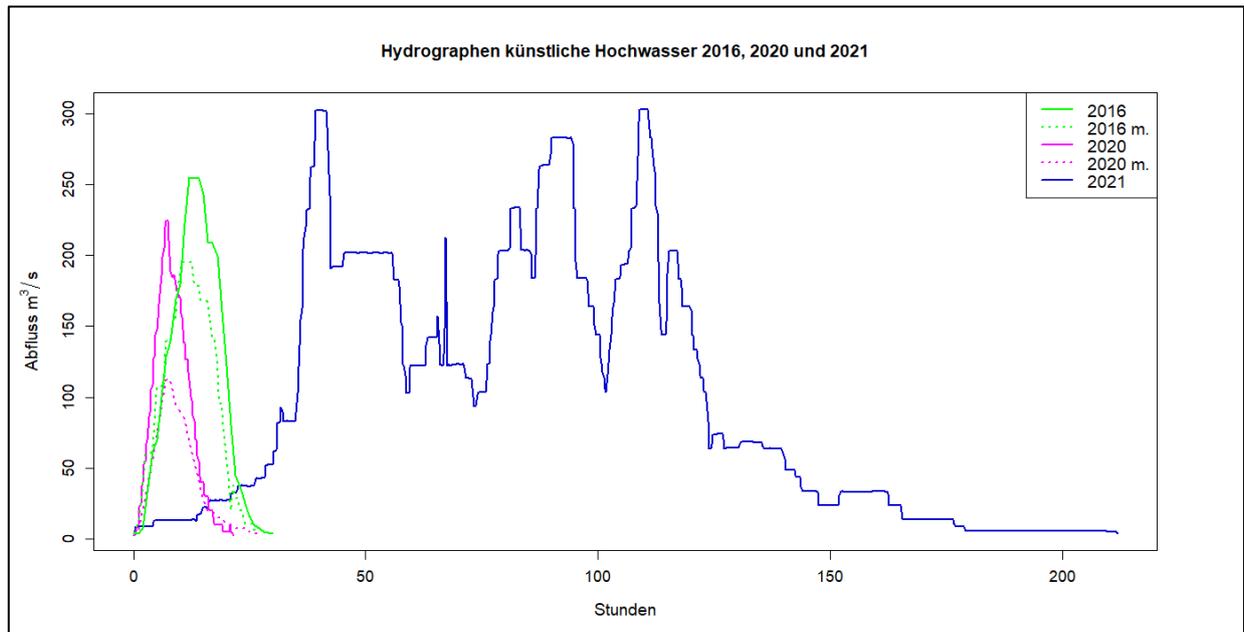


Abbildung 3: Hydrographen der kHW aus den Jahren 2016, 2020 und 2021. Grüne Linie: kHW 2016, grüne Linie gepunktet: kHW 2016 abgeschätzt durch Forschungsgruppe Ökohydrologie, pinke Linie: kHW 2020, pinke Linie gepunktet: kHW 2020 abgeschätzt durch Forschungsgruppe Ökohydrologie und blaue Linie: kHW 2021. Die x-Achse weist die Dauer der kHW in Stunden aus, die y-Achse repräsentiert den Abfluss in m^3/s . Quelle: Darstellung von M. Scheib

3.6 Bildklassifizierung und 2D Habitat Change Analyse

Mittels 2D Habitat Change Analyse können 2D Oberflächenveränderungen anhand einer geometrischen Überlagerung von Bodenbedeckungsklassen vor und nach einem kHW erfasst werden (Hydrique Ingénieurs et al., 2017).

Zur Ausführung der 2D Habitat Change Analysen wurde in einem ersten Schritt der Betrachtungsperimeter aus den Orthofotos von 2020 vor und nach dem kHW und 2021 nach dem kHW ausgeschnitten, um die Rechenzeit möglichst gering zu halten. Der anfängliche Betrachtungsperimeter umfasste eine Strecke von rund 6 km, welcher zuerst als Polygon erstellt und anschliessend mittels «Clip Raster» (ArcGIS Pro Tool) dem Zuschneiden der Orthofotos diente.

Jedes der drei Orthofotos wurde als überwachte, Pixel-basierte Bildklassifizierung mit dem «Classification Wizard» ausgeführt. Anhand der überwachten Bildklassifizierung wird festgelegt, welchen Klassenkategorien Pixel oder Segmente zugewiesen werden. Solche Klassenkategorien werden im allgemeinen als Klassifizierungsschema bezeichnet. Die resultierte klassifizierte Datei muss anschliessen überprüft und fehlerhafte Klassen durch geeignete Klassen basierend auf dem persönlichen Schema neu zugewiesen werden (*Überblick über Bildklassifizierung*, o. J.). Anhand der Pixel-basierten Bildklassifizierung wird bestimmt, zu welche Klasse ein Pixel im Einzelfall gehört.

Hierbei werden keine Informationen benachbarter Pixel berücksichtigt (*Überblick über Bildklassifizierung*, o. J.).

Die Drohnenbilder wurden jeweils in die Habitatklassen Wasser, Sediment, Vegetation, Gesteinsbett/Steine und Andere unterteilt. Fortführende Einstellungen des «Classification Wizard» können Tabelle 12 in Anhang D entnommen werden. Zu Beginn der Klassifizierung wurden Trainingsgebiete erstellt, anhand welcher der «Classification Wizard» die Einteilung der drohnengestützten Orthofotos in die gewünschten Habitatklassen vornimmt (Abbildung 4a und b). In einem nächsten Schritt wurde die resultierende klassifizierte, noch unbearbeitete Rasterdatei mit dem Polygon der 2D Habitat Change Analyse von 2016 zugeschnitten (Abbildung 4c).

Aufgrund von Schatten im Flusslauf und anderen Störfaktoren stimmte die automatische Bildklassifizierung nicht gänzlich mit den Orthofotos überein (Abbildung 4b), weshalb Unstimmigkeiten mit dem «Pixel Editor» nacheditiert wurden (Abbildung 4d). Zudem wurden Bäume am Flussufer manuell von Sträuchern oder sonstiger tieferer Vegetation auf Kiesbänken zur Habitatklasse Andere zugeteilt, da diese in der Vegetation nicht mitberücksichtigt werden sollten (Abbildung 6d). Bäume auf Inseln oder an Kiesbänken am Flussufer wurden der Vegetation zugeordnet, da sich diese in der Überflutungsfläche des Flusses befanden. Die Habitatklasse Andere wurde in den zur Verfügung gestellten Geodaten von 2016 nicht erhoben, da keine Unterscheidung zwischen Bäumen und Baumkronen am Rand des Flussufers und der tieferen Vegetation im Flussperimeter gemacht wurde. Dieser Umstand nimmt Einfluss auf die Vergleichbarkeit der Daten des kHW von 2016 mit den kHW 2020 und 2021 bezüglich den Habitatklassen Vegetation und Andere und weshalb jeweils in den Resultaten, als auch der Diskussion darauf eingegangen wird. Weiter wurden beim kHW von 2016 beispielsweise Brücken der Habitatklasse Sediment zugeordnet, während sie beim kHW von 2020 und 2021 der Habitatklasse Andere zugeordnet wurden. Zudem wurden die Habitatklassen Gesteinsbett/Steine und Andere zwar erhoben, nahmen in der Beurteilung der Auswirkung der kHW von 2016, 2020 und 2021 jedoch eine Hintergrundrolle ein. Primärer Fokus diente den Habitatklassen Wasser, Sediment und Vegetation.

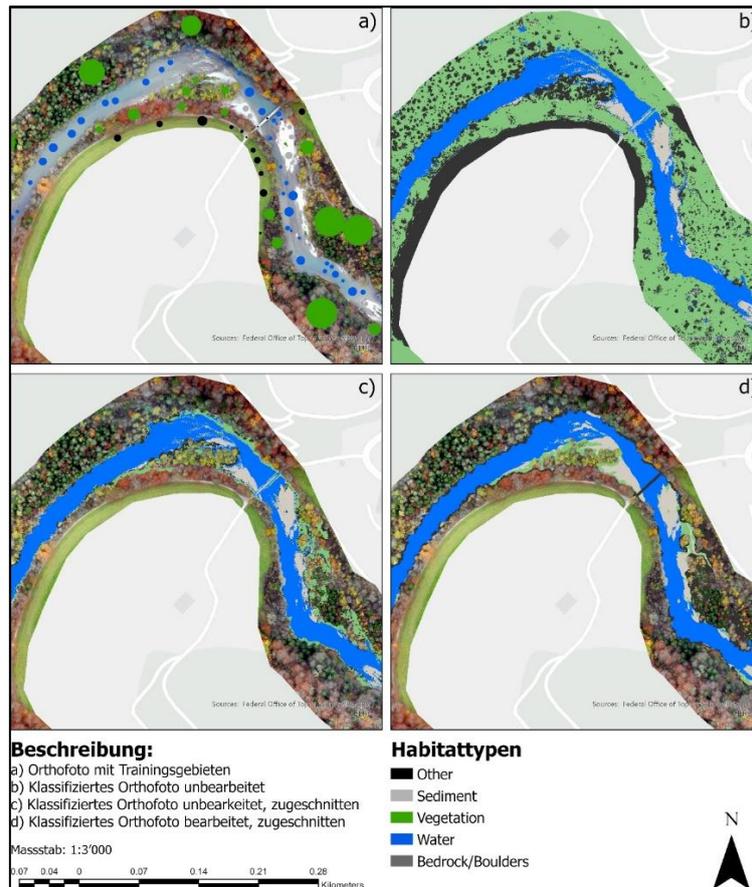


Abbildung 4: Schritt für Schritt Anwendung der ausgeführten Bildklassifizierung anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Orthofoto mit Trainingsgebieten, b) Klassifiziertes Orthofoto unbearbeitet und nicht zugeschnitten, c) Klassifiziertes Orthofoto unbearbeitet und zugeschnitten, d) Klassifiziertes Orthofoto manuell bearbeitet und zugeschnitten. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Orthofoto und Klassifizierungsdatei von 2020 nach dem kHW. Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro nach Fankhauser, (2022).

Durch das Zuschneiden der klassifizierten Rasterdateien der kHW von 2020 und 2021 mit dem Polygon der 2D Habitat Change Analyse des kHW von 2016 sollte eine Vergleichbarkeit aller bisher durchgeführten kHW ermöglicht werden. Mittels «Compute Change Raster» (ArcGIS Pro Tool, Einstellung «Categorical difference») wurden anhand der überprüften und editierten Bildklassifizierungsdateien von 2020 vor und nach, als auch 2021 nach dem kHW die Unterschiede zwischen den Rasterdateien bezüglich Habitatklassenwechsel vor und nach einem kHW berechnet. Da 2021 nur ein Datensatz nach dem kHW zur Verfügung stand, wurde dieses mit der klassifizierten Bilddatei von 2020 vor dem kHW übereinander gelegt. Die resultierende Rasterdatei wurde mittels «Raster to Polygon» (ArcGIS Pro Tool) in eine Shapedatei umgewandelt, um die Flächenanteile der einzelnen Habitatklassenwechsel auswerten zu können.

Die gesamte Erosionsfläche des Betrachtungsperimeters setzte sich aus den Flächen zusammen, welche vor einem kHW im Vergleich zu nach einem kHW von den Habitatklassen Sediment zu Wasser und Vegetation zu Sediment wechselten. Die Depositionsfläche setzt sich aus jenen Flächen zusammen, welche vor einem kHW im Vergleich zu nach einem kHW von der Habitatklasse Wasser zu Sediment änderte (Tabelle 7). Die Habitatklasse Sediment beinhaltete reine Kiesflächen, wobei die Habitatklasse Gesteinsbett/Steine nicht darin berücksichtigt wurde.

Tabelle 7: Übersicht der Habitatklassenwechsel der 2D Habitat Change Analysen, welche der Erosion oder Deposition zugeordnet wurden.

Erosion / Deposition	Habitatklassenwechsel
Erosion	Sediment zu Wasser
	Vegetation zu Sediment
Deposition	Wasser zu Sediment

3.7 Datenverarbeitung in R Studio und Excel

Die resultierenden Flächenanteile der einzelnen Habitatklassen aus den Bildklassifizierungen von 2016 (die Shapefiles der 2D Habitat Change Analyse von 2016 wurden durch die Forschungsgruppe zur Verfügung gestellt), 2020 und 2021 wurden jeweils vor und nach dem kHW in R Studio mittels Balkendiagramm visualisiert. Die Resultate der Erosions-, als auch Depositionsflächen von 2016, 2020 und 2021 wurden ebenfalls mittels Balkendiagramm und auf einem Punktdiagramm jeweils anhand des maximalen Abflusses, Gesamtvolumen und der Dauer der einzelnen Hochwasserereignisse in R Studio dargestellt.

Eine lineare und logarithmische Regressionsanalyse zeigte zusätzlich Trends und Unterschiede zwischen den einzelnen untersuchten Faktoren (maximaler Abfluss, Volumen und Dauer), als auch zwischen den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe auf (die Daten der Forschungsgruppe wurden aufgrund der fehlender Messung im Jahr 2021 mit den Daten des Kraftwerks des kHW von 2021 kombiniert). Als zusätzlicher Stützpunkt für die Regressionsanalysen wurde der Nullpunkt verwendet, da von der Annahme ausgegangen wurde, dass unter Restwasserbedingungen weder neue Erosions- noch Depositionsflächen entstehen. Aus der logarithmischen und linearen Regression wurden jeweils die p- und die R²-Werte (adjusted R²) herausgelesen. Anhand des jeweils höchsten R²-Wertes der geprüften linearen und logarithmischen Regressionsanalysen wurde das am besten passende Regressionsmodell ausgewählt und visualisiert.

Zudem wurden im Fall, dass ein logarithmisches Regressionsmodell das am besten passende Modell ist, Wechsellpunkte errechnet, bei welchen die Erosions- beziehungsweise Depositionsflächenzunahme geringer ausfällt, als die Zunahme der untersuchten Faktoren und somit ein geringerer Nutzen einer weiteren Steigerung des untersuchten Faktors (Gesamtvolumen, Dauer oder maximaler Abfluss) erwartet wird.

Zur Ermittlung der Wechsellpunkte wurden die x - und y -Werte des jeweiligen Diagrammes normalisiert, indem jeder Wert mit dem maximalen Wert gemäss folgenden Formeln dividiert wurde.

$$x_{scaled} = x \div x_{max}$$

$$y_{scaled} = y \div y_{max}$$

Mit den erhaltenen Werten wurde eine logarithmische Trendlinie in Excel dargestellt, bei welcher die entsprechende Formel abgelesen wurde. Im Anschluss wurden die Funktionsformeln abgeleitet und die x - oder y -Werte der Ableitung mit dem x_{max} - oder y_{max} -Wert multipliziert. Der Tabelle 13, Tabelle 14, Tabelle 15 und Tabelle 16 im Anhang E können alle ermittelten Werte und Formeln während des gesamten beschriebenen Rechenwegs entnommen werden.

4 Resultate

4.1 Auswirkungen künstliche Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Habitate Wasser, Sediment und Vegetation

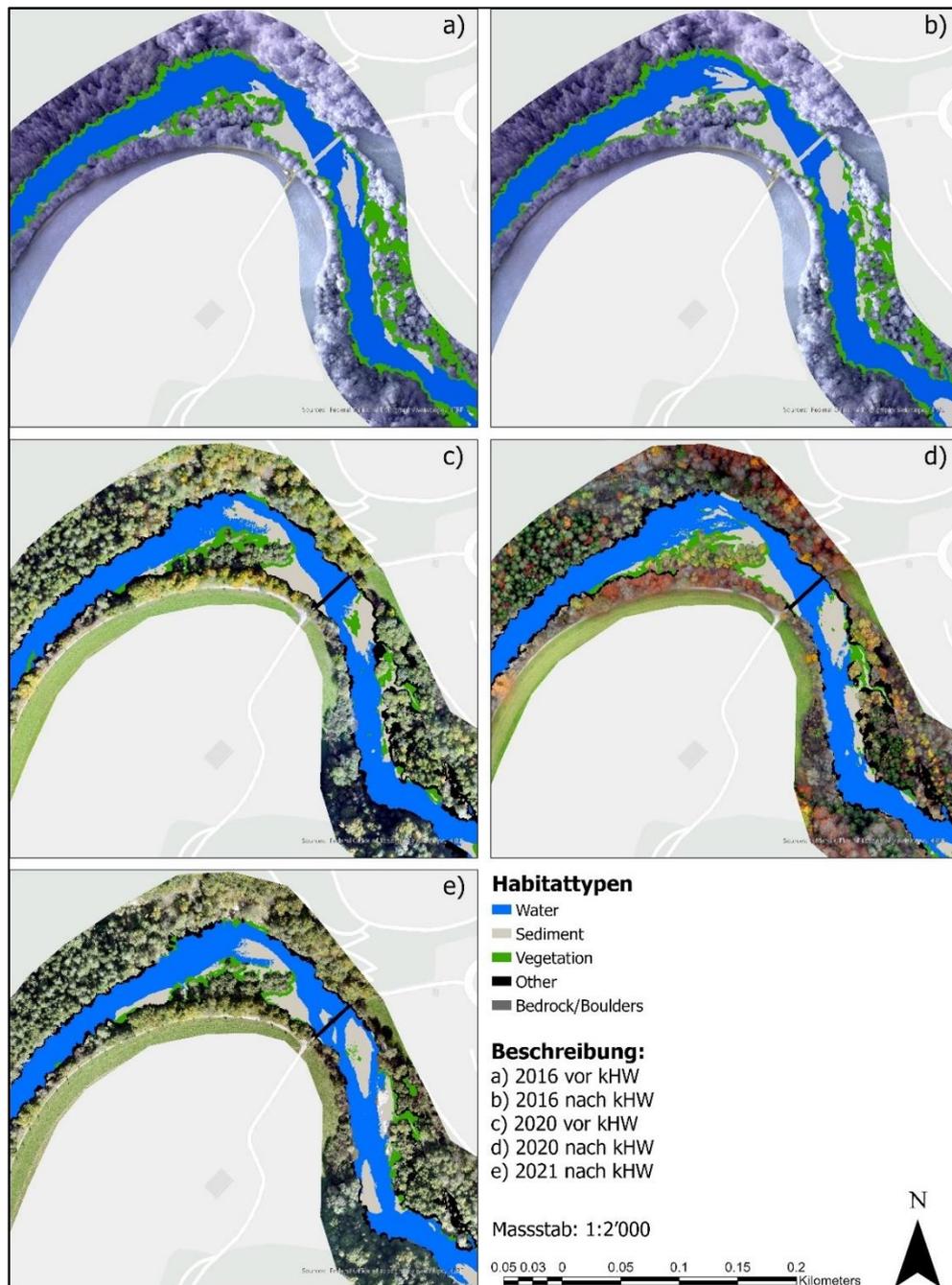


Abbildung 5: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kHW, b) Bildklassifizierung 2016 nach dem kHW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kHW, d) Bildklassifizierung 2020 nach dem kHW und e) Bildklassifizierung 2021 nach dem kHW. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Die Wasserflächen nahmen den grössten Anteil der Gesamtflächen ein, wobei sich deren Verteilung im Flusslauf konzentrierte (Abbildung 5 und Tabelle 8). Sedimentflächen waren hauptsächlich am Ufer des untersuchten Flussabschnittes konzentriert, wobei sich deren Verteilung und Gesamtflächen je nach Erhebungszeitpunkt (vor oder nach einem kHW) änderte. Vegetationsflächen waren entweder am Ufer, am Rand von Sedimentbänken oder auf Sedimentbänken selbst vorzufinden (Abbildung 5). Habitatklassen, welche dem Gesteinsbett/Steine zugeordnet wurden, fanden sich vereinzelt über den ganzen Flusslauf, wobei sie sich jeweils eher am Uferbereich befanden. Die Habitatklasse Andere wurde ausschliesslich am Uferrand oder am Rand von Sedimentbänken ermittelt (Abbildung 5).

Nach jedem ausgelösten kHW stieg die Wasseroberfläche im Vergleich zum Zustand vor einem kHW an (Tabelle 8). Gemäss den zur Verfügung gestellten Geodaten von 2016 fand eine Flächenzunahme von 4.1 % (vor kHW: 78'941 m², nach kHW: 82'181 m², Unterschied: 3'239 m²) nach dem kHW statt. Das kHW 2020 führte zu einem Flächenzuwachs der Wasserfläche von rund 3.9 % (vor kHW: 76'263 m², nach kHW: 79'255 m², Unterschied: 2'993 m²), während das kHW von 2021 im Vergleich zum Zustand vor dem kHW von 2020 zu einer Zunahme der Wasseroberfläche von ca. 3.51 % (vor kHW: 76'263 m², nach kHW: 78'942 m², Unterschied: 2'679 m²) führte. Die Wasserflächen blieben in den drei ausgelösten kHW und fünf klassifizierten Orthofotos von 2016, 2020 und 2021 relativ konstant mit einem maximalen Unterschied von etwa 7.76 % (5'918 m²) zwischen der Minimal- und Maximalfläche. Die grösste Wasserfläche entspricht dem Jahr 2016 nach dem kHW, während die geringste Wasserfläche 2020 vor dem kHW ermittelt wurde (Tabelle 8, Abbildung 5, Abbildung 6).

Tabelle 8: Flächenanteile in m² der Habitatklassen Wasser, Sediment, Vegetation, Gesteinsbett/Steine und Andere vor und nach einem künstlichem Hochwasser 2016, 2020 und 2021, ermittelt anhand der ausgeführten 2D Habitat Change Analysen. VF: vor kHW, NF: nach kHW. Für das kHW 2016 VF und NF fehlt die Habitatklasse Andere, welche jeweils in der Vegetationsfläche enthalten ist.

Habitatklasse	2016 VF	2016 NF	2020 VF	2020 NF	2021 NF
Wasserfläche [m²]	78'941	82'181	76'263	79'255	78'942
Sedimentfläche [m²]	9'089	13'726	7'826	12'636	16'893
Vegetationsfläche [m²]	45'633	37'879	21'921	20'538	18'834
Gesteinsbett/Steine [m²]	665	543	434	525	668
Andere Flächen [m²]	-	-	27'473	20'963	18'698

Die Kiesflächen haben analog zur Wasseroberfläche jeweils nach den ausgelösten kHW zugenommen (Tabelle 8), mit einer Flächenzunahme von etwa 51 % (vor kHW: 9'089 m², nach kHW: 13'726 m², Unterschied: 4'637 m²) bei dem kHW von 2016 und rund 61.5 % (vor kHW: 7'826 m², nach kHW: 12'636 m², Unterschied: 4'810 m²) bei dem kHW von 2020. Das kHW von 2021 führte im Vergleich zum Zustand vor dem kHW von 2020 zu einer Zunahme der Kiesfläche von etwa 116 % (vor kHW: 7'826 m², nach kHW: 16'893 m², Unterschied: 9'067 m²). Hierbei beträgt die maximale Differenz zwischen den ermittelten Kiesflächen 116 % (9'067 m²) von der Minimal- hin zur Maximalfläche. Die maximale Kiesfläche wurde im Jahr 2021 nach dem kHW festgestellt und ist mehr als doppelt so gross wie vor dem kHW von 2020, welche die minimale Kiesfläche darstellt (Tabelle 8, Abbildung 5, Abbildung 6).

Die Vegetationsflächen wurden im allgemeinen jeweils nach einem kHW im Vergleich zu vor einem kHW verringert (Tabelle 8). Das kHW 2016 führte zu einem Vegetationsflächenrückgang von rund 20.5 % (vor kHW: 45'633 m², nach kHW: 37'879 m², Unterschied: 7'754 m²). Die Vegetationsflächen wurden durch das kHW von 2020 um 6.7 % reduziert (vor kHW: 21'921 m², nach kHW: 20'538 m², Unterschied: 1'383 m²), während das kHW von 2021 im Vergleich zum Zustand vor dem kHW von 2020 zu einer Abnahme der Vegetationsfläche von etwa 16.4 % (vor kHW: 21'921 m², nach kHW: 18'834 m², Unterschied: 3'087 m²) führte. Der maximale Unterschied der kleinsten zur grössten ermittelten Vegetationsfläche von 2016 bis 2021 beläuft sich auf ca. 142.3 % (26'799 m²), wobei sich die minimale Fläche im Jahr 2021 nach dem kHW befindet. Das Maximum der Vegetationsfläche bezieht sich auf das Jahr 2016 vor dem kHW und ist mehr als doppelt so hoch wie die Minimalfläche der Vegetation nach dem kHW aus dem Jahr 2021, da für das kHW 2016 die Habitatklasse Andere in der Habitatklasse Vegetation enthalten ist (Tabelle 8, Abbildung 5, Abbildung 6).

Die Habitatklasse Gesteinsbett/Steine zeigte kein konstantes Bild einer Flächenzunahme oder -abnahme vor oder nach einem der ausgelösten kHW von 2016, 2020 und 2021 (Tabelle 8). Sie machte jeweils den geringsten Anteil der Gesamtfläche der klassifizierten Orthofotos aus und weist einen maximalen Unterschied zwischen Minimal- zur Maximalfläche der Gesteinsbett- und Steinflächen von etwa 53.8 % auf (Max. 2021 nach kHW: 668 m², min. 2020 vor kHW: 434 m²; Tabelle 8, Abbildung 5, Abbildung 6).

Andere Flächen sind jeweils nach einem kHW im Vergleich zum Zustand vor einem kHW zurückgegangen (Tabelle 8). Für das kHW von 2016 wurde die Unterscheidung zwischen Vegetation und anderen Flächen in den zur Verfügung gestellten Geodaten nicht berücksichtigt, weshalb die Flächen 2016 vor und nach dem kHW keine Aussage zulassen.

Der grösste Flächenanteil der Habitatklasse Andere wurde 2020 vor dem kHW mit 27'473 m² erreicht. 2021 nach dem kHW wurde der minimale Flächenanteil von 18'698 m² ermittelt, was in einer maximalen Differenz von 146.9 % (8'776 m²) von der kleinsten hin zur grössten ermittelten Fläche resultierte (Tabelle 8, Abbildung 5, Abbildung 6).

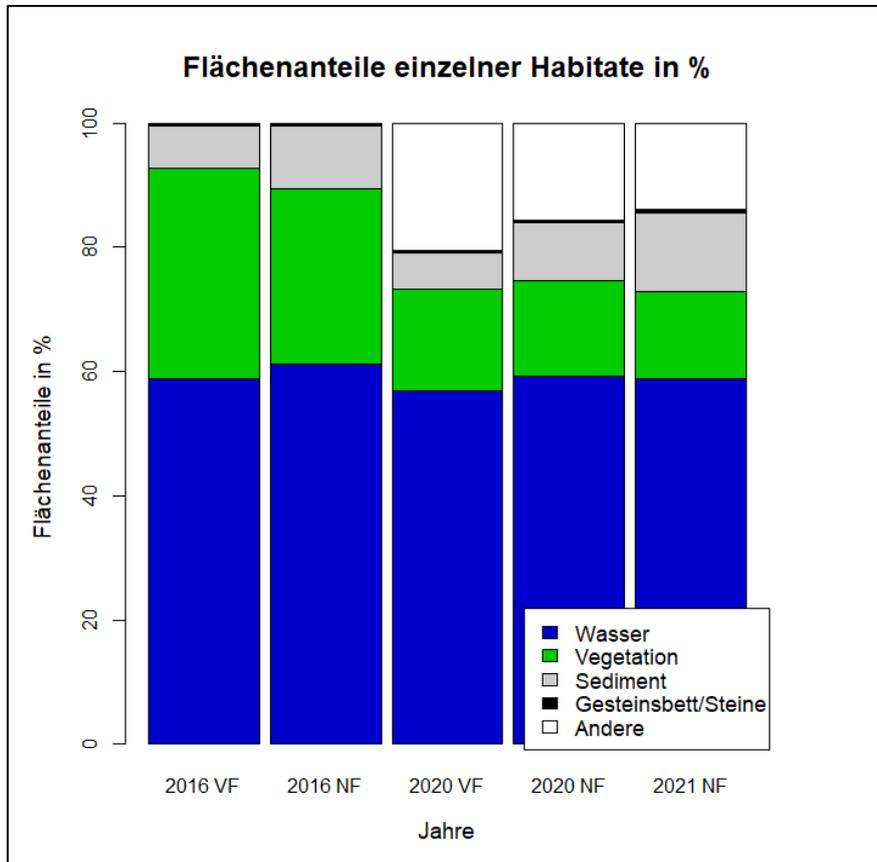


Abbildung 6: Balkendiagramm der Flächenanteile in % der Habitatklassen Wasser, Vegetation, Sediment, Gesteinsbett/Steine und Andere pro kHW vor und nach den kHW von 2016, 2020 und 2021 (VF: vor kHW, NF: nach kHW). Quelle: Darstellung von M. Scheib

4.2 Auswirkungen der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Ausdehnung und räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen

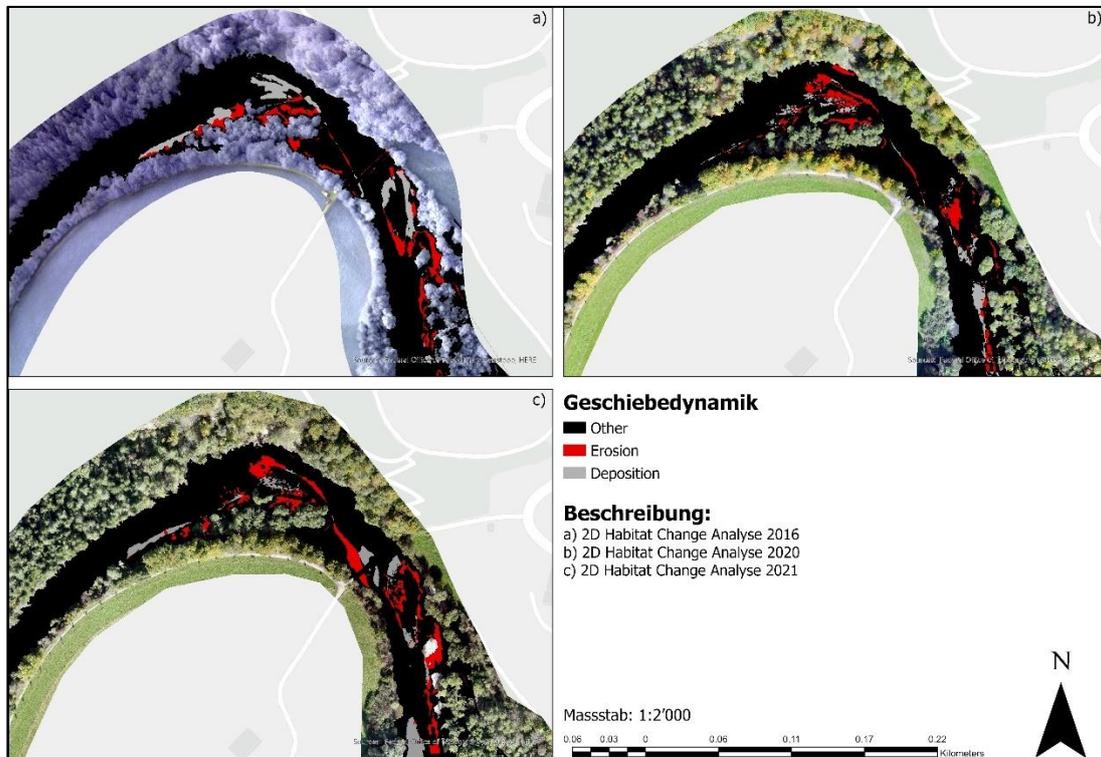


Abbildung 7: Erosions- und Depositionsflächen resultierend aus den ausgeführten 2D Habitat Change Analysen von 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Daten von 2016 an einem beispielhaften Ausschnitt. a) 2D Habitat Change Analyse 2016, b) 2D Habitat Change Analyse 2020 und c) 2D Habitat Change Analyse 2021. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Das kHW von 2016 löste in der ersten Hälfte des gesamten Betrachtungsperimeters über ganzflächige Bereiche einzelner Kiesbänke Erosion aus, wobei sich Depositionsflächen mehrheitlich in der zweiten Hälfte des betrachteten Flussabschnitts konzentrierten. Depositionsflächen in der zweiten Hälfte des Perimeters wurden meist am Anfang der Kiesbänke vorgefunden, während Erosionsflächen mittig oder auch am Ende der Kiesbänke auftraten (Abbildung 7). Ein Grossteil der Erosionsflächen der 2D Habitat Change Analyse wurden auf die Vegetationserosion (Vegetation zu Sediment) zurückgeführt.

2020 führte das kHW zu einem etwas ausgeglichenerem Erosions- und Depositionsmuster. In der ersten Hälfte des gesamten betrachteten Perimeters fanden sich zwar ebenfalls mehrheitlich Erosionsflächen, welche grösstenteils auf die Vegetationserosion (Vegetation zu Sediment) zurückgeführt wurden, jedoch wurden auch vereinzelt Depositionsflächen festgestellt.

Zudem wurden Kiesbänke identifiziert, bei welchen Sedimenterosion (Sediment zu Wasser) zu Beginn der Kiesbänke auftrat (Abbildung 7). Auch das kHW von 2020 führte zu etwas mehr Depositionsflächen in der zweiten Hälfte des betrachteten Flussabschnitts.

Das kHW von 2021 wies in der ersten Hälfte des gesamten Betrachtungsperimeters etwas mehr Erosions- als Depositionsflächen auf. Im Vergleich zu den 2D Habitat Change Analysen von 2016 und 2020 fanden sich jedoch mehr Depositionsflächen bereits im ersten Abschnitt des Flussabschnittes. Erosions- und Depositionsbereiche befanden sich jeweils an unterschiedlichen Standorten der Kiesbänke und waren somit zu relativ homogen über die Kiesbänke verteilt (Abbildung 7). Die zweite Hälfte des Betrachtungsperimeter wies geringfügig mehr Depositionsflächen, als der erste Abschnitt auf. Auch für das kHW von 2021 wurden Erosionsflächen mehrheitlich auf die Vegetationserosion zurückgeführt.

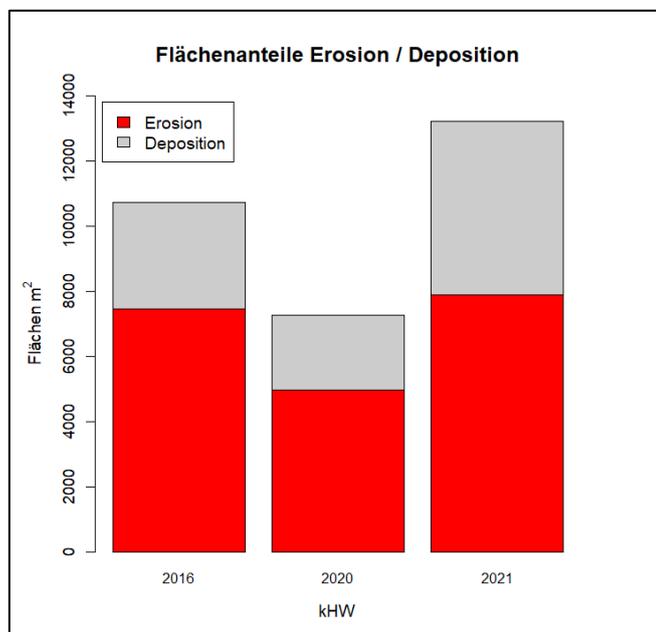


Abbildung 8: Balkendiagramm der Flächenanteile in m² der Erosion und Deposition pro künstlichem Hochwasser (kHW) von 2016, 2020 und 2021. Rot: Erosionsfläche, grau: Depositionsfläche. Quelle: Darstellung von M. Scheib

In jedem der ausgelösten kHW von 2016, 2020 und 2021 wurde jeweils ein grösserer Flächenanteil erodiert als deponiert (Tabelle 9, Abbildung 7 und Abbildung 8). Das kHW von 2016 resultierte in 127.5 % mehr Erosion als Deposition (Erosion: 7'456.9 m², Deposition: 3'277.2 m², Unterschied: 4'180 m²), während es beim kHW von 2020 115.1 % mehr Erosion (Erosion: 4'969.4 m², Deposition: 2'310 m², Unterschied: 2'659 m²) betrug. 2021 löste das kHW 48.7 % mehr Erosion als Deposition aus (Erosion: 7'892.3 m², Deposition: 5'305.7 m², Unterschied: 2'587 m²; Tabelle 9). Total wurden im kHW von 2016 47.5 % mehr Kiesflächen bewegt als im kHW von 2020 (2016: 10'734 m², 2020: 7'279 m², Unterschied: 3'455 m²), während das kHW von 2021 81.3 % mehr Flächen bewegte als das kHW des Vorjahres (2020: 7'279 m², 2021: 13'198 m², Unterschied: 5'919 m², Tabelle 9).

Das kHW von 2016 führte zu 50.1 % mehr Erosionsfläche als jenes von 2020 (2016: 7'456.9 m², 2020: 4'969.4 m², Unterschied: 2'488 m²), während das kHW von 2021 58.8 % mehr erodierte Flächen aufwies, wie das kHW aus dem Vorjahr (2020: 4'969.4 m², 2021: 7'892 m², Unterschied: 2'923 m², Tabelle 9). 2016 deponierte das kHW 41.9 % mehr Fläche als das kHW von 2020 (2016: 3'277.2 m², 2020: 2'310 m², Unterschied: 967.2 m²). 2021 führte das kHW zu 129.7 % mehr Depositionsfläche, als das kHW aus dem Vorjahr (2020: 2'310 m², 2021: 5'305.7 m², Unterschied: 2'995.7 m², Tabelle 9).

Die Flächenerosion teilte sich gemäss Kapitel 3.6 beschrieben in zwei Habitatklassenwechsel auf (Abbildung 7 und Abbildung 8). In jedem der ausgelösten kHW von 2016, 2020 und 2021 wurde mehr Vegetationserosion (Vegetation zu Sediment) als Sedimenterosion (Sediment zu Wasser) festgestellt (Tabelle 9). Das kHW von 2016 führte zu 73.4 % mehr Vegetationserosion, als Sedimenterosion (Sediment zu Wasser: 2'727.9 m², Vegetation zu Sediment: 4'729.0 m², Unterschied: 2'001 m²). 2020 wurde durch das kHW verursacht 196.8 % mehr Vegetationserosion als Sedimenterosion festgestellt (Sediment zu Wasser: 1'252.5 m², Vegetation zu Sediment: 3'716.9 m², Unterschied: 2'464.4 m²), während es bei dem kHW von 2021 101.4 % mehr Vegetations- als Sedimenterosion waren (Sediment zu Wasser: 2'618.8 m², Vegetation zu Sediment: 5'273.4 m², Unterschied: 2'654.6 m², Tabelle 9).

Tabelle 9: Flächenanteile in m² der Habitatklassenwechsel Sediment zu Wasser, Vegetation zu Sediment und Wasser zu Sediment, als auch Flächenanteile der Erosion und Deposition, sowie deren Summe.

	2016	2020	2021
Sediment zu Wasser [m ²]	2'727.9	1'252.5	2'618.8
Vegetation zu Sediment [m ²]	4'729.0	3'716.9	5'273.4
Erosion total [m²]	7'456.9	4'969.4	7'892.3
Wasser zu Sediment [m ²]	3'277.2	2'310	5'305.7
Deposition total [m²]	3'277.2	2'310	5'305.7
Erosion und Deposition Total [m²]	10'734.1	7'279.4	13'198

4.3 Auswirkungen pro maximalem Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Erosions- und Depositionsflächen

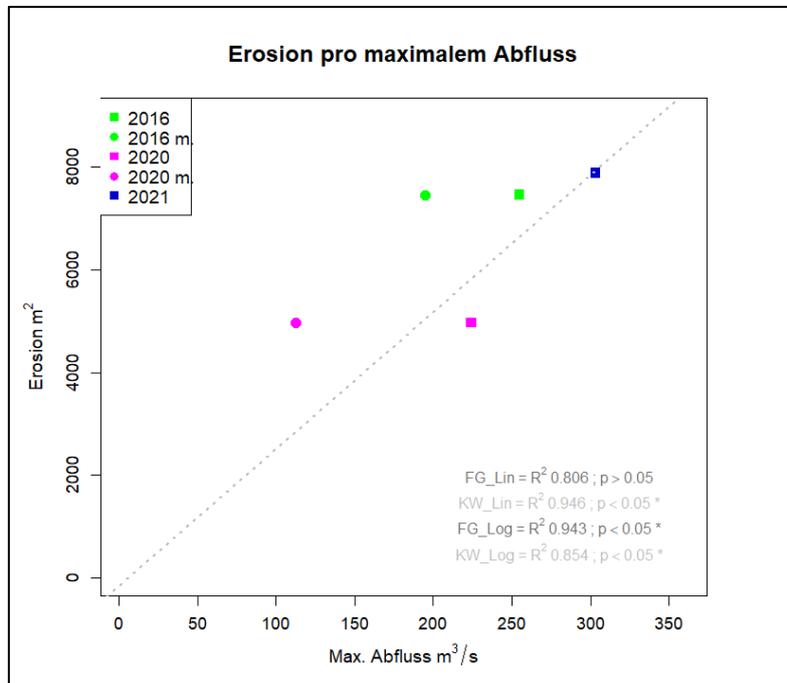


Abbildung 9: Erodierete Fläche je nach max. Abfluss (Abflussspitze) der kWh 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), basierend auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie. Y-Achse: Erosion in m²; x-Achse: max. Abfluss in m³/s. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Lin). Hellgraue R² und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R² und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Funktion basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Quelle: Darstellung von M. Scheib

Eine Zunahme des maximalen Abflusses mit ungefähr 73.3 % von 112.5 m³/s (2020, Forschungsgruppe) auf 194.96 m³/s (2016, Forschungsgruppe) respektive ca. 13.5 % von 224.4 m³/s (2020, Kraftwerk) auf 254.74 m³/s (2016, Kraftwerk) resultierte in einer 1.5-fachen Zunahme der Erosionsfläche. Eine weitere Zunahme der maximalen Abflussspitze um rund 19 % von 254.74 m³/s (2016, Kraftwerk) oder um 55.5 % von 194.96 m³/s (2016, Forschungsgruppe) auf 303.2 m³/s (2021, Kraftwerk) führte noch zu einer 1.06-fachen Zunahme der erodierten Flächen. Die logarithmischen, als auch linearen Regressionsgeraden bezüglich maximalem Abfluss und Erosionsflächen zwischen den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe wiesen jeweils einen ähnlichen Trend auf. Bei allen der ausgeführten logarithmischen, als auch linearen Regressionsanalysen wurde ein signifikanter bis schwach signifikanter Trend festgestellt (signifikant: Signifikanzniveau $p < 0.05$, schwach signifikant: Signifikanzniveau $p < 0.1$; Log. p-value: Kraftwerk 0.05, Forschungsgruppe 0.019, Lin. p-value: Kraftwerk 0.018, Forschungsgruppe 0.067; Abbildung 9 und Tabelle 10).

Das lineare Regressionsmodell mit den Daten des Kraftwerks (R^2 0.946) wurde unter den geprüften Regressionsanalysen als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 9 und Tabelle 10).

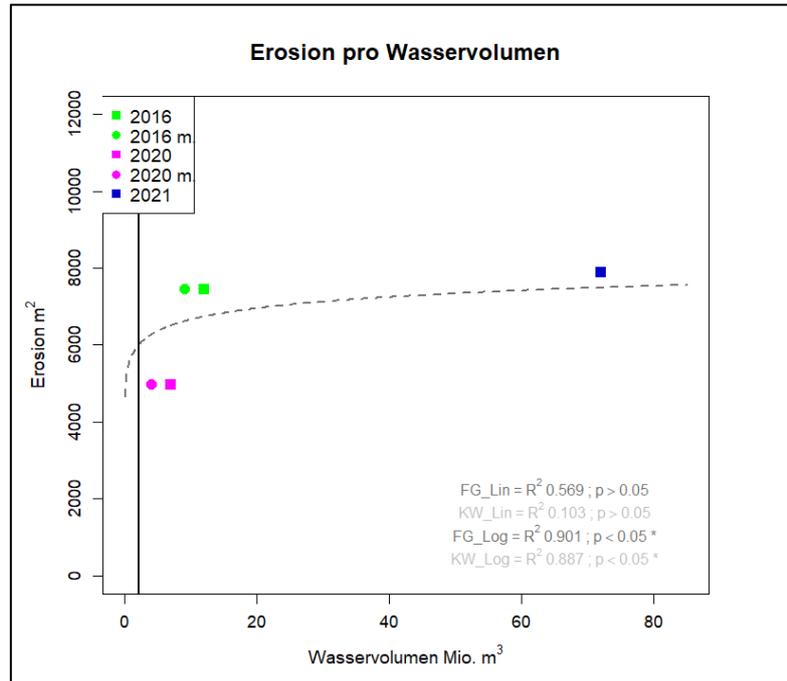


Abbildung 10: Erosierte Fläche je nach Wasservolumen der kWh 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Erosion in m^2 ; x-Achse: Wasservolumen gesamt in $Mio. m^3$. Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Log). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten der Forschungsgruppe (FG_Log).
Quelle: Darstellung von M. Scheib

Die Erhöhung des Wasservolumen um ca. 77.8 % von 6.58 $Mio. m^3$ (2020, Kraftwerk) auf 11.7 $Mio. m^3$ (2016, Kraftwerk) führte zu einer 1.5-fachen Zunahme der Erosionsfläche. Dieselbe Zunahme der Erosionsfläche galt für eine Volumenzunahme von rund 139.2 % von 3.95 $Mio. m^3$ (2020, Forschungsgruppe) auf 9.45 $Mio. m^3$ (2016, Forschungsgruppe). Rund 517.8 % respektive 665.2 % mehr des Wasservolumens (von 2016 11.7 $Mio. m^3$, Kraftwerk respektive 9.45 $Mio. m^3$, Forschungsgruppe auf 2021 72.34 $Mio. m^3$, Kraftwerk) führte noch zu einer leichten 1.06-fachen Zunahme von der Erosionsflächen. Die ausgeführten logarithmischen Regressionsanalysen resultierten auch bei der Erosionsfläche pro Wasservolumen in einem beinahe identischen und signifikanten Trend (Log. p-value: Kraftwerk 0.039, Forschungsgruppe 0.034), während die linearen Regressionsgeraden zu einem nicht signifikanten Trend führten (Lin. p-value: Kraftwerk 0.366, Forschungsgruppe 0.156, Abbildung 10 und Tabelle 10). Unter den ausgeführten Regressionsanalysen wurde das logarithmische Regressionsmodell mit den Daten der Forschungsgruppe (R^2 0.901) als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 10 und

Tabelle 10). Bei einem Wasservolumen von 2.09 Mio. m³ (Forschungsgruppe) wurde der Wechsellpunkt ermittelt, bei welchem eine weitere Steigerung des Wasservolumens im Verhältnis zu weniger Flächenerosion führte als eine Volumensteigerung unter dem errechneten Wechsellpunkt (Tabelle 10 und Abbildung 10).

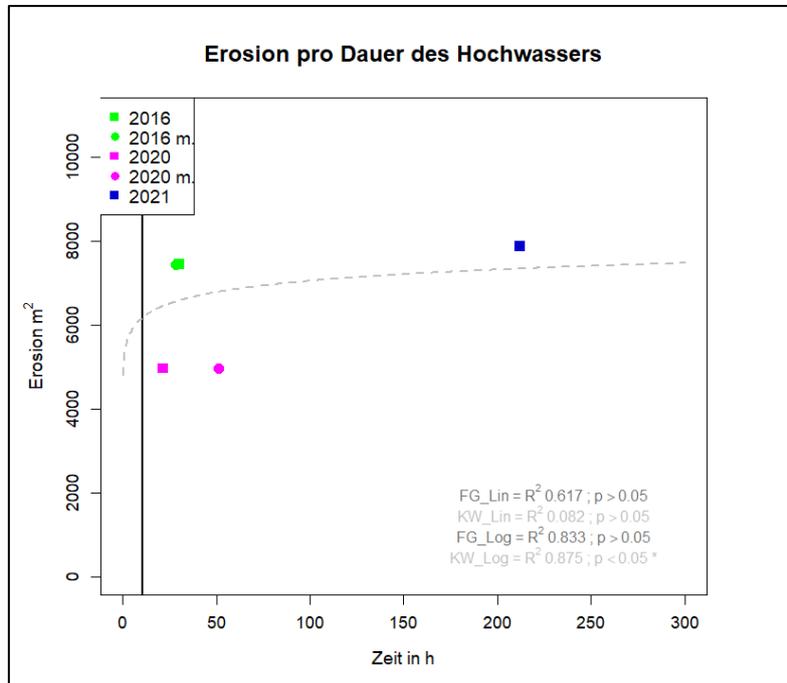


Abbildung 11: Erosierte Fläche je nach Dauer der kHW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Erosion in m²; x-Achse: Zeit in Stunden. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Log). Hellgraue R² und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R² und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten des Kraftwerks (KW_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib

Die Verlängerung des kHW in Stunden um ca. 39.5 % von 21.5 Stunden (2020, Kraftwerk) auf 30 Stunden (2016, Kraftwerk) resultierte in einer 1.5-fachen Zunahme der Erosionsflächen (respektive 5.6 % von 27 Stunden in 2020 auf 28.5 Stunden in 2016 aus den Daten der Forschungsgruppe). Wurde die Dauer des kHW von 30 Stunden (2016, Kraftwerk) beziehungsweise von 28.5 Stunden (2016, Forschungsgruppe) auf 212 Stunden (2021, Kraftwerk) um 606.7 % oder 643.9 % erhöht, so konnte noch eine 1.06-fache Zunahme der Erosionsfläche festgestellt werden. Die Erosion je nach Dauer der kHW ist bezüglich logarithmischer Regressionsanalysen beinahe identisch, mit einem jeweils signifikanten Trend mit den Daten des Kraftwerks und einem schwach signifikanten Trend mit den Daten der Forschungsgruppe (Log. p-value: Kraftwerk 0.043, Forschungsgruppe 0.057), während die linearen Regressionsanalysen bei keinem Datensatz zu einem signifikanten Trend führten (Lin. p-value: Kraftwerk 0.377, Forschungsgruppe 0.137, Abbildung 11 und Tabelle 10).

Unter den ausgeführten Regressionsanalysen wurde das logarithmische Regressionsmodell mit den Daten des Kraftwerks (R^2 0.875) als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 11 und Tabelle 10). Bei einer Dauer von 10.4 Stunden (Kraftwerk) wurde der Wechsellpunkt ermittelt, bei welchem eine weitere Steigerung der Hochwasserdauer im Verhältnis zu weniger Flächenerosion führte als die Steigerung der Zeitspanne unter dem errechneten Wechsellpunkt (Tabelle 10 und Abbildung 11).

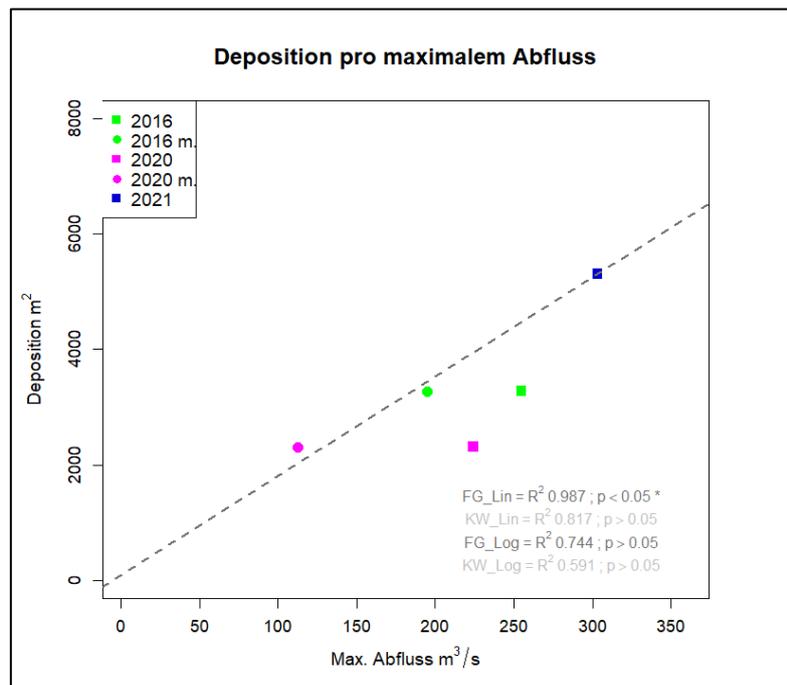


Abbildung 12: Deponierte Fläche je nach max. Abfluss (Abflussspitze) der kWh 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: max. Abfluss in m^3/s . Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Lin). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Quelle: Darstellung von M. Scheib

Eine Zunahme des maximalen Abflusses mit ungefähr 73.3 % von $112.5 m^3/s$ (2020, Forschungsgruppe) auf $194.96 m^3/s$ (2016, Forschungsgruppe) respektive ca. 13.5 % von $224.4 m^3/s$ (2020, Kraftwerk) auf $254.74 m^3/s$ (2016, Kraftwerk) resultierte in einer 1.42-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Eine weitere Zunahme der maximalen Abflussspitze um rund 19 % von $254.74 m^3/s$ (2016, Kraftwerk) oder um 55.5 % von $194.96 m^3/s$ (2016, Forschungsgruppe) auf $303.2 m^3/s$ (2021, Kraftwerk) führte zu einer 1.62-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Die logarithmischen Regressionsgeraden bezüglich maximaler Abfluss und Depositionsflächen zwischen den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe zeigten einen ähnlichen Trend, führten jedoch mit den Daten des Kraftwerks zu einem nicht und der Forschungsgruppe zu einem schwach signifikanten Trend (Log. p-value: Kraftwerk 0.147, Forschungsgruppe 0.089, Abbildung 12 und Tabelle 10).

Die ausgeführten linearen Regressionsanalysen führten mit den Daten des Kraftwerks zu einem schwach signifikanten, jedoch mit den Daten der Forschungsgruppe zu einem signifikanten Trend (Lin. p-value: Kraftwerk 0.063, Forschungsgruppe 0.004, Abbildung 12 und Tabelle 10). Das lineare Regressionsmodell mit den Daten der Forschungsgruppe (R^2 0.987) wurde unter den geprüften Regressionsanalysen als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 9 und Tabelle 10).

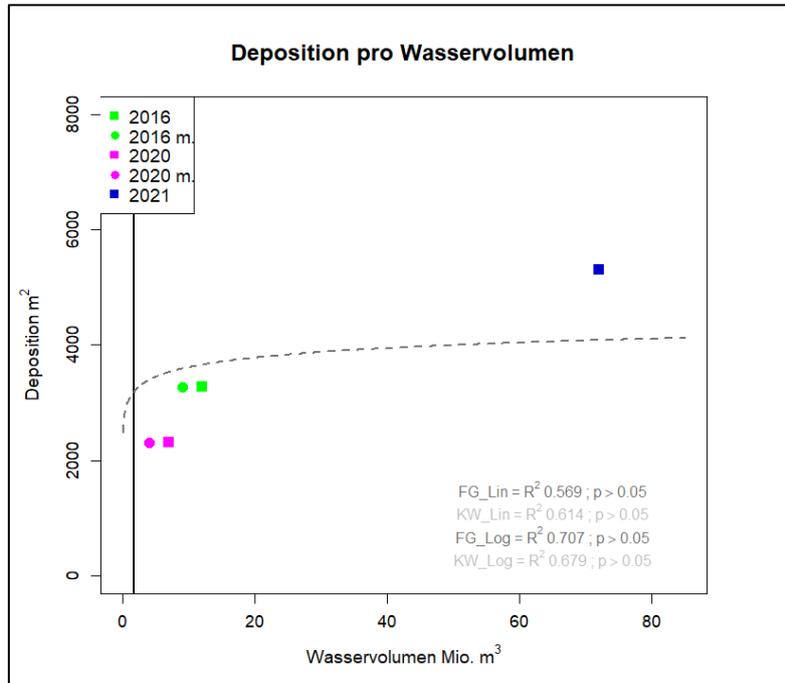


Abbildung 13: Deponierte Fläche je nach Wasservolumen der kWh 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: Wasservolumen gesamt in $Mio. m^3$. Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Log). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten der Forschungsgruppe (FG_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib

Die Erhöhung des Wasservolumen um ca. 77.8 % von 6.58 $Mio. m^3$ (2020, Kraftwerk) auf 11.7 $Mio. m^3$ (2016, Kraftwerk) führte zu einer 1.42-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Dieselbe Zunahme der Depositionsflächen gilt für eine Volumenzunahme von rund 139.2 % von 3.95 $Mio. m^3$ (2020, Forschungsgruppe) auf 9.45 $Mio. m^3$ (2016, Forschungsgruppe). Rund 517.8 % respektive 665.2 % mehr des Wasservolumens (von 2016 11.7 $Mio. m^3$, Kraftwerk respektive 9.45 $Mio. m^3$, Forschungsgruppe auf 2021 72.34 $Mio. m^3$ Kraftwerk) führte hierbei zu einer weiteren 1.62-fachen Zunahme der Depositionsflächen. Die logarithmischen Regressionsanalysen der Depositionsfläche pro Wasservolumen resultierten in einem beinahe identischem Trend. Weder für die logarithmischen, noch die linearen Regressionsanalysen resultierten jedoch aus den Daten des Kraftwerks oder jenen der Forschungsgruppe ein signifikanter Trend (Log. p-value: Kraftwerk 0.114, Forschungsgruppe

0.103, Lin. p-value: Kraftwerk 0.138, Forschungsgruppe 0.156, Abbildung 13 und Tabelle 10). Unter den ausgeführten Regressionsanalysen wurde das logarithmische Regressionsmodell mit den Daten der Forschungsgruppe (R^2 0.707) als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 13 und Tabelle 10). Bei einem Wasservolumen von 1.71 Mio. m^3 (Forschungsgruppe) wurde der Wechsellpunkt ermittelt, bei welchem eine weitere Steigerung des Wasservolumens im Verhältnis zu weniger Flächenerosion führte als eine Volumensteigerung unter dem errechneten Wechsellpunkt (Tabelle 10 und Abbildung 13).

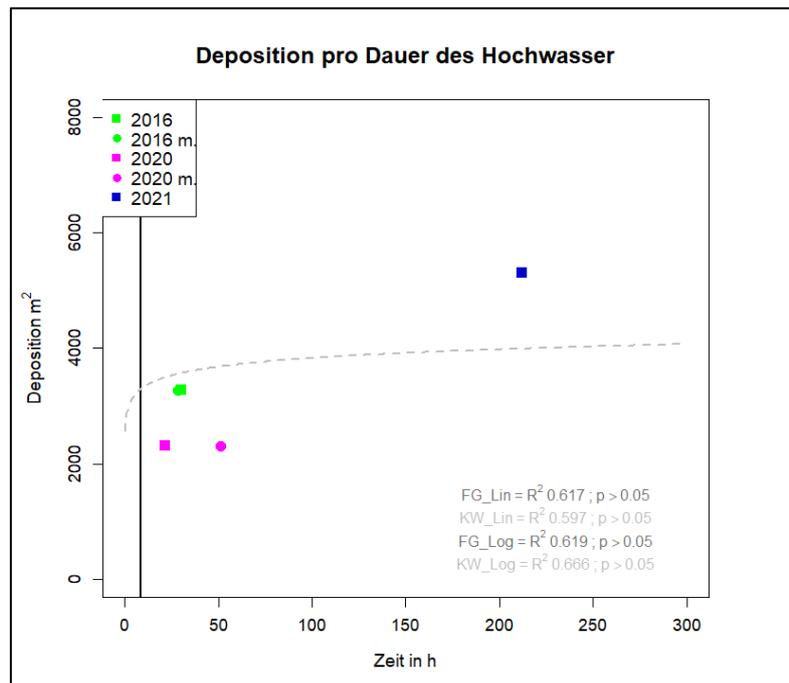


Abbildung 14: Deponierte Fläche je nach Dauer der kHW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: Zeit in Stunden. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Log). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten des Kraftwerks (KW_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib

Die Verlängerung des kHW in Stunden um ca. 39.5 % von 21.5 Stunden (2020, Kraftwerk) auf 30 Stunden (2016, Kraftwerk) resultierte in einer 1.42-fachen Zunahme der Depositionsflächen (respektive 5.6 % von 27 Stunden in 2020 auf 28.5 Stunden in 2016 aus den Daten der Forschungsgruppe). Wurde die Dauer des kHW von 30 Stunden (2016, Kraftwerk) beziehungsweise von 28.5 Stunden (2016, Forschungsgruppe) auf 212 Stunden (2021, Kraftwerk) um 606.7 % beziehungsweise 643.9 % erhöht, so konnte noch eine 1.62-fache Zunahme der Depositionsflächen festgestellt werden. Auch die Deposition je nach Dauer der kHW ist bezüglich logarithmischer Regressionsanalysen fast identisch, mit einem jeweils nicht signifikanten Trend (Log. p-value: Kraftwerk 0.118, Forschungsgruppe 0.136), während die linearen Regressionsanalysen ebenso in

einem nicht signifikanten Trend resultierten (Lin. p-value: Kraftwerk 0.145, Forschungsgruppe 0.137, Abbildung 14 und Tabelle 10). Unter den ausgeführten Regressionsanalysen wurde das logarithmische Regressionsmodell mit den Daten des Kraftwerks (R^2 0.666) als das am besten passende Modell identifiziert (Abbildung 14 und Tabelle 10). Bei einer Dauer von 8.7 Stunden (Kraftwerk) wurde der Wechsellpunkt ermittelt, bei welchem eine weitere Steigerung der Hochwasserdauer im Verhältnis zu weniger Flächenerosion führte als die Steigerung der Zeitspanne unter dem errechneten Wechsellpunkt (Tabelle 10 und Abbildung 14).

Tabelle 10: P-values und adjusted R^2 der ausgeführten linearen und logarithmischen Regressionsanalysen (auf drei Kommastellen gerundet), sowie ermittelte Wechsellpunkte basierend auf der logarithmischen Regression für die Erosions-/Depositionsflächen mit dem maximalen Abfluss, Gesamtvolumen und der Dauer der KHW von 2016, 2020 und 2021. Fett markierte adjusted R^2 -Werte entsprechen dem jeweilig besten Modell pro untersuchtem Faktor (max. Abfluss, Gesamtvolumen, Dauer).

Regression		Erosion		Deposition	
		Kraftwerk	Forschungsgruppe	Kraftwerk	Forschungsgruppe
Maximaler Abfluss	Lin. Adjusted R^2	0.946	0.806	0.817	0.987
	Lin. p-value	0.018 *	0.067 **	0.063 **	0.004 *
	Log. Adjusted R^2	0.854	0.943	0.591	0.744
	Log. p-value	0.050 *	0.019 *	0.147	0.089 **
	Log. Wechsellpunkt [m^3/s]	56.9	62.1	46.2	52.2
Wasservolumen	Lin. Adjusted R^2	0.103	0.569	0.614	0.569
	Lin. p-value	0.366	0.156	0.138	0.156
	Log. Adjusted R^2	0.887	0.901	0.679	0.707
	Log. p-value	0.039 *	0.034 *	0.114	0.103
	Log. Wechsellpunkt [Mio. m^3]	2.07	2.09	1.69	1.71
Dauer	Lin. Adjusted R^2	0.082	0.617	0.597	0.617
	Lin. p-value	0.377	0.137	0.145	0.137
	Log. Adjusted R^2	0.875	0.833	0.666	0.619
	Log. p-value	0.043 *	0.057	0.118	0.136
	Log. Wechsellpunkt [h]	10.4	10.3	8.7	8.6

Anmerkung: * Signifikanzniveau $p < 0.05$, ** Signifikanzniveau $p < 0.1$

5 Diskussion

5.1 Begründungen der Auswirkungen und Unterschiede der künstlichen Hochwasser von 2016, 2020 und 2021 auf die Habitate Wasser, Sediment und Vegetation

Die Resultate zeigten, dass die Vegetationsflächen zwischen, als auch vor und nach den kHW von 2016, 2020 und 2021 grosse Unterschiede aufwiesen und nach jedem kHW im Vergleich zum Zustand vor einem kHW verringert wurden. Ebenso variierten die Sedimentflächen, bei welchen hingegen eine Flächenzunahme nach jedem kHW im Vergleich zum Zustand vor einem kHW auftrat, während sich die Grösse der Wasserflächen kaum veränderten.

Nach dem kHW von 2021 wurde die minimale Fläche der Vegetation festgestellt. Dies könnte durch das kHW vom Juli 2021 bedingt sein, da dieses in seinem maximalen Abfluss, seinem Wasservolumen und seiner Dauer in Stunden deutlich grösser ausgefallen ist, als die kHW von 2016 oder 2020 und somit vermutlich mehr Vegetation erodiert hat. Da das kHW von 2021 im Sommer ausgelöst und erst etwa drei Monate später die Erhebung der Felddaten stattfand, ist zudem womöglich mehr Vegetation erodiert, als in der Bildklassifizierung tatsächlich erfasst wurde.

In einer Untersuchung zur Beziehung zwischen der Vegetationserosion und dem Ausmass eines Hochwasser an einem 14 km langen Abschnitt des Tagliamento in Italien anhand zehn Luftbilder in einem Zeitraum von 1954 bis 2011 wurde festgestellt, dass eine signifikante Erosion der Vegetation insbesondere durch häufigere Hochwasser (Hochwasser mit einem Wiederholungsintervall von ca. 1 bis 2.5 Jahren) mit geringer Stärke bestimmt wird (Carriere et al., 2020). Diese Resultate decken sich nicht mit jenen an der Saane, bei welcher der grösste Anteil der Vegetationserosion durch das grösste kHW von 2021 verursacht wurde und kleinere kHW (2020 und 2016) zu weniger Vegetationserosion führten. Zahlreiche Studien haben ebenso betont, dass nur relativ grosse Hochwasser (HQ > 10 bis 20 Jahre) signifikante Auswirkungen auf die Vegetationserosion haben (Bertoldi et al., 2009; Comiti et al., 2011; Mikuš et al., 2013; gefunden in Carriere et al., 2020). Die Rolle der Wasser- und Ufervegetation ist jedoch für jedes Fliessgewässer stark verschieden und muss systemspezifisch betrachtet werden (Carriere et al., 2020). Der Tagliamento ist zudem ein verzweigter und natürlicher Fluss (Carriere et al., 2020), während die Saane am Untersuchungsstandort ein mäandrierender Fluss ist, durch den Staudamm Rossens unterbrochen wird und eine Restwasserführung aufweist, weshalb die Resultate der Untersuchung durch Carriere et al. (2020) lediglich als Hinweis zu allgemeinen Prozessen der Vegetationserosion in Fliessgewässern fungieren.

In der 2D Habitat Change Analyse des kHW von 2016 wurde keine Unterscheidung zwischen den Habitatklassen Vegetation und Andere gemacht, weshalb die Vegetationsflächen der kHW von 2020 und 2021 im Vergleich zum kHW von 2016 deutlich geringer ausfielen (Abbildung 15). Somit ist der Direktvergleich der Habitatklasse Vegetation zwischen dem kHW 2016 und den kHW von 2020 und 2021 wenig repräsentativ. Die maximale Vegetationsfläche aus dem Jahr 2016 lässt sich ebenso durch diesen Umstand erklären.

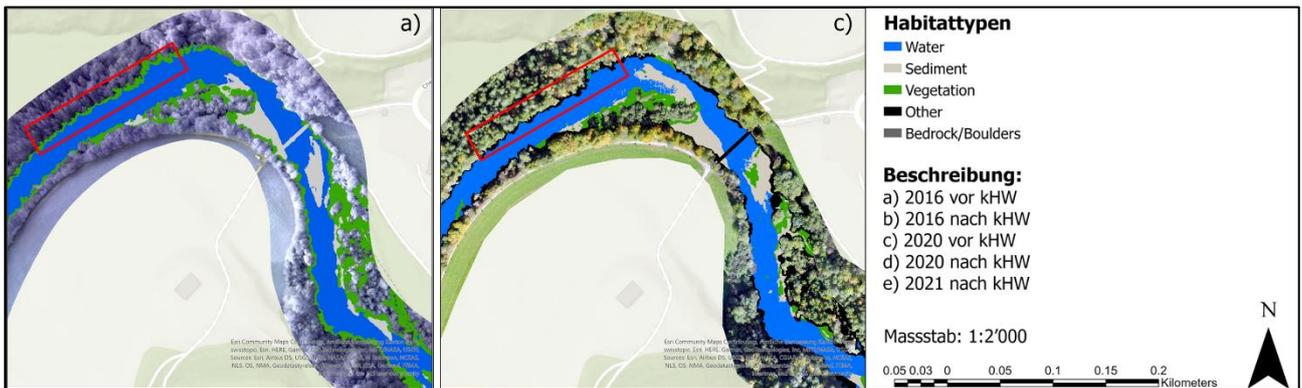


Abbildung 15: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kHW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kHW, Rotes Rechteck: Unterschied der Habitatklassen aufgrund der fehlenden Unterscheidung zwischen Vegetation und Andere im Jahr 2016. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Die Minimalfläche des Sediment im Jahr 2020 vor dem kHW könnte mit dem kleineren maximalen Abfluss (224.4 m³/s, Kraftwerk; 112.5 m³/s, Forschungsgruppe) des ausgelösten kHW begründet werden. Von 2016 bis 2020 wurden zudem weder kHW ausgelöst, noch Geschiebeschüttungen im Flussbett deponiert. Aufgrund einer fehlenden Abfluss- und Geschiebedynamik von vier Jahren (2016 – 2020) sind die bekannten Defizite der Saane, wie die Sohlenkolmatierung, die Stabilisierung der Deckschicht und das Geschiebedefizit (Döring et al., 2018) möglicherweise weiter fortgeschritten und haben somit eine grossflächige Umlagerung von Geschiebe aufgrund des geringen maximalen Abfluss des kHW von 2020 behindert. Auch Zurwerra et al. (2016) betont, dass bei geringen Abflüssen kaum Feststofftransport stattfindet.

Unterschiede der Habitatklasse Sediment zwischen dem kHW von 2016 und den kHW von 2020 und 2021 können durch die etwas unterschiedliche Erhebungsmethode mitverursacht worden sein, bei welchen beispielsweise beim kHW 2016 eine Brücke als Sediment bewertet wurde, während die gleiche Brücke bei den kHW 2020 und 2021 der Habitatklasse Andere angehörte (Abbildung 16).

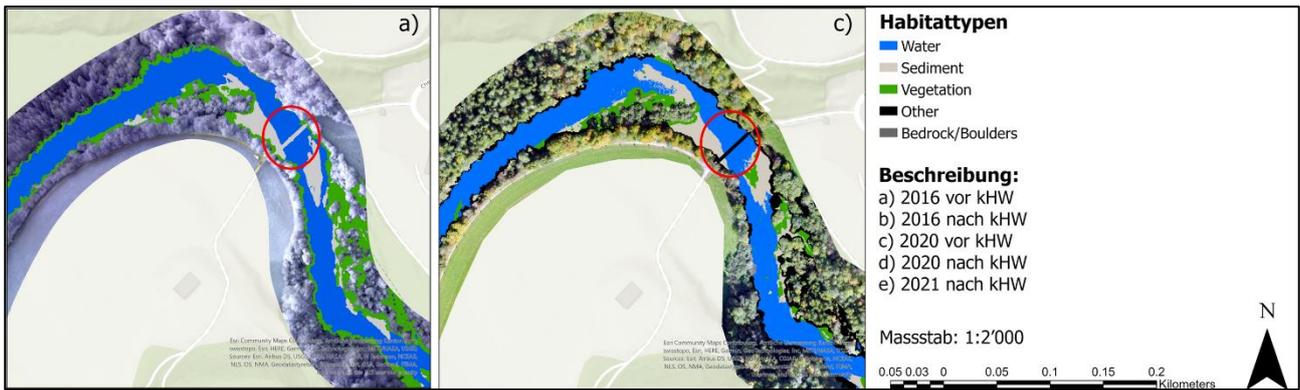


Abbildung 16: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kHW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kHW, Roter Kreis: Unterschied der Habitatklasse einer Brücke.

Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Die maximale Sedimentfläche im Jahr 2021 nach dem kHW könnte aufgrund der hohen maximalen Abflussspitze erklärt werden. Durch den hohen maximalen Abfluss ($303.2 \text{ m}^3/\text{s}$) sind Sohlenkolmatierungen und die Deckschicht des Flussbett womöglich bewegt worden und haben so Geschiebe für die Erosion und Deposition zur Verfügung gestellt. Diese Theorie wird ebenso durch Zurwerra et al. (2016) gestützt, welche den Prozess des Feststofftransport in einem kHW oder auch natürlichem Hochwasser folgend erläutert:

Bei geringen Abflüssen findet kaum Feststofftransport statt. Nehmen Abflüsse zu, so werden zuerst Feinpartikel und Feingeschiebe transportiert («Putzen»). Bei weiterer Abflusszunahme wird lokal Geschiebe umgelagert und Kiesbänke mobilisiert («Umlagern»). Als letztes wird die Deckschicht im Flussbett lokal oder flächig bewegt und dadurch die innere Kolmation reduziert («Aufreißen»). Ist die Deckschicht aufgebrochen, so können bei weiterer Abflusszunahme zudem grossräumige morphogene Prozesse einsetzen (Zurwerra et al., 2016).

Die grösstenteils wenig variierenden Wasserflächen aller ausgeführten Bildklassifizierungen der kHW (2020 vor und nach dem kHW und 2021 nach dem kHW) im Vergleich mit den Bildklassifizierungen von 2016 vor und nach dem kHW wurden als plausibel eingeschätzt, da jeweils vor und nach einem kHW der Restwasserabfluss im Gewässer floss. Dadurch wurden keine grossräumigen Veränderungen erwartet. Leichte Variationen der Wasserflächen und der Umstand, dass jeweils nach einem kHW die Wasserfläche etwas höher war als vor dem kHW könnten aufgrund von mehr Erosion, der Anbindung von Seitenarmen oder einer stellenweise leichten Veränderung des Gerinnes entstanden sein.

Die Habitatklasse Gesteinsbett/Steine variierten in den Flächenanteilen zwischen den kHW von 2016, 2020 und 2021 stark. Die Maximalfläche des Gesteinsbett/Steine im Jahr 2021 nach dem kHW könnte durch das grosse kHW begründet sein, bei welchem kleine und grössere Steine vom oberen zum unteren untersuchten Flusslauf transportiert wurden. Zudem ist es möglich, dass Steine vom Flussufer, welche aufgrund der Baumkronen womöglich nicht sichtbar waren, in den Flusslauf gerissen wurden. Die absoluten Werte der Gesteinsbett- und Steinflächen sind im Vergleich zur Gesamtfläche allerdings gering und daher wenig repräsentativ. Flächen, welche der Habitatklasse Andere zugeordnet wurden variierten zwischen den kHW 2020 und 2021 ebenfalls beträchtlich. Die Variation könnte aufgrund der manuellen Nachbearbeitung der klassifizierten Orthofotos begründet werden.

Um die Variationen aller Flächen der Habitatklassen detaillierter zu analysieren, könnte als fortführende Möglichkeit die 2D Habitat Change Analyse ohne manuell nacheditierte Rasterdateien ausgeführt und mit den manuell nachbearbeiteten Resultaten verglichen werden. Weiter wurde für die 2D Habitat Change Analyse als Grundlage dienende Bildklassifizierung, wie gemäss Kapitel 3.6 beschrieben, die Methode der überwachten, Pixel-basierten Bildklassifizierung angewandt. Eine weitere Möglichkeit der Bildklassifizierung, je nach gewünschter Interaktion zwischen dem Analyst und Computer ist zudem die Methode der unüberwachten Klassifizierung. Hierbei legt der Computer fest, welche Klassen aufgrund statistischer Unterschiede in den spektralen Eigenschaften von Pixeln in dem zu klassifizierenden Bild vorhanden sein sollen. Überwachte, als auch unüberwachte Klassifizierungen können objekt- oder Pixel-basiert sein und als zusätzliche Möglichkeit dienen, Bildklassifizierungen und deren Präzision fortführend miteinander zu Vergleichen. Die objektbasierte Methode der Bildklassifizierung gruppiert (Segmentierung) benachbarte Pixel aufgrund ihrer Ähnlichkeit. In dieser Methode wird grundsätzlich der Durchschnitt der Pixelwerte ermittelt und geographische Informationen berücksichtigt (aufgrund der durch eine Segmentierung erstellten Objekten, *Überblick über Bildklassifizierung*, o. J.).

Unsicherheiten der Daten gelten bei der ermittelten Vegetationsfläche nach dem kHW von 2021, da das kHW von 2021 im Sommer ausgelöst und erst etwa drei Monate später die Erhebung der Felddaten stattfand. Es ist möglich, dass hierbei mehr Vegetation erodiert wurde, als in der Bildklassifizierung tatsächlich erfasst werden konnte. Zudem sind die ermittelten Wasserflächen mit Unsicherheitsquellen behaftet. Da der im Kapitel 3.1 beschriebene Betrachtungsperimeter auf der Ausdehnung der 2D Habitat Change Analyse des kHW von 2016 basierte, ist es möglich, dass die Wasserflächen der ausgelösten kHW im Jahr 2020 oder 2021 zu- oder abgenommen haben, ohne dass dies quantifiziert wurde.

Da das kHW von 2020 etwas kleiner als 2016 ausfiel ist eine Ausdehnung der Wasserfläche eher unwahrscheinlich. Das kHW von 2021 unterscheidet sich in seinem Gesamtvolumen und seiner Dauer jedoch signifikant von den kHW im Jahr 2016 und 2020, weshalb hier eine Abweichung der Wasserfläche angenommen werden könnte.

Neben den hier erläuterten Begründungen für die teilweise grossen Abweichungen der Flächenanteile insbesondere von Sediment, Vegetation, Gesteinsbett/Stein, als auch anderen Flächen, könnte die manuelle Nachbearbeitung als Unsicherheitsfaktor der klassifizierten Orthofotos einen Einfluss genommen haben. Die in dieser Arbeit präsentierten Resultate der Bildklassifizierungen dienen jedoch vorrangig der Einschätzung von Tendenzen der ermittelten Habitatflächen und nicht der Beurteilung einzelner Kleinsthabitate.

5.2 Begründung der Auswirkungen der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Ausdehnung und räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen

Die räumliche Verteilung der Erosions- und Depositionsflächen verlagerte sich von einer vorrangigen Anwesenheit der Erosion in der ersten Hälfte und der Konzentration der vorhanden Deposition in der zweiten Hälfte des gesamten Betrachtungsperimeters für das kHW von 2016 hin zu einer relativ homogenen Verteilung zwischen Erosions- und Depositionsflächen über den ganzen Flussabschnitt betrachtet für das kHW von 2021.

Die homogene Verteilung und auch der grösste Flächenanteil von Erosions- und Depositionsflächen für das kHW von 2021 im Vergleich zu den kHW von 2016 und 2020 über den ganzen betrachteten Flussabschnitt könnte aufgrund einer Bewegung der inneren Sohlenkolmatierungen und der Deckschicht des Flussbetts aufgrund des hohen maximalen Abflusses, wie bereits in Kapitel 5.1 erläutert, erklärt werden. Das kHW von 2021 dauerte zudem mit 212 Stunden mit Abstand am längsten, wobei die Zeitspanne, bei welchem der Abfluss jeweils über dem geschiebeführenden Grenzabfluss liegt, entscheidend für die Menge des transportierten und umgelagerten Geschiebes ist (Zurwerra et al., 2016).

Jedes der kHW von 2016, 2020 und 2021 hat Erosionstendenzen aufgezeigt indem die Erosionsflächen ausnahmslos einen grösseren Anteil ausmachten, als die Depositionsflächen. Dieser Umstand könnte dem Geschiebedefizit in der Restwasserstrecke zugrunde liegen. Da zudem bei jedem der kHW von 2016, 2020 und 2021 stets mehr Vegetationserosion als Sedimenterosion ermittelt wurde, ist die Erosionstendenz etwas geringer zu bewerten, da die Vegetationserosion nicht zum aktiven Verlust von Kiesflächen führte, sondern eine Zunahme nackter Kiesflächen herbeiführte.

Da die in dieser Arbeit ausgeführte Untersuchung auf einer 2D Analyse der Kiesflächen basierte, sind Aussagen zu den Erosionstendenzen zudem beschränkt. Für aussagekräftige Hinweise zur Erosionstendenz in der Saane wären 3D Analysen der Volumenänderung des Geschiebes notwendig. In der Untersuchung des ersten kHW im Jahr 2016 an der Saane durch Döring et al. (2018) wurde eine leichte Erosionstendenz anhand einer 3D Volumenänderung der Kiesflächen ebenfalls bestätigt. Eine Zunahme der Kiesflächen wurde zudem mehrheitlich auf die Vegetationserosion und weniger auf die Deposition von Geschiebematerial zurückgeführt (Döring et al., 2018).

Dass das kHW von 2020 die geringste Erosions- und Depositionsfläche ausmachte, könnte in der geringeren Grösse des kHW, der fehlenden Geschiebeschüttung, einer weiteren Verschärfung des Geschiebedefizites und einer fortschreitenden Sohlenkolmatierung durch die fehlende Abfluss- und Geschiebedynamik einer vier Jahre langen Restwasserbewirtschaftung von 2016 bis 2020 begründet sein. Das kHW von 2020 ist zudem das kürzeste in seiner Dauer mit 28.5 Stunden (Forschungsgruppe) beziehungsweise 21.5 Stunden (Kraftwerk) der bislang ausgelösten kHW. Hierbei könnte die Zeitspanne, bei welchem der Abfluss jeweils über dem geschiefeführenden Grenzabfluss liegt, zu kurz für eine grosse Menge an transportiertem und umgelagertem Geschiebe gewesen sein (Zurwerra et al., 2016). Zusätzlich ist es möglich, dass die sich zwischenzeitlich entwickelte Vegetation, zur Stabilisierung von Geschiebe und folglich zur Verringerung der Seitenerosion in der Saane geführt haben könnte, was die Umlagerung von Geschiebe für das kHW von 2020 weiter vermindert haben könnte.

Auch Tonolla, Geilhausen et al. (2021) beschreiben Effekte von Stabilisierungsprozessen durch die Vegetation in der Saane während der 70 Jahre langen Restwasserführung. Vegetationsflecken und Pflanzenwurzeln stabilisierten Sedimente und Ufer, wodurch die Seitenerosion verringert wurde. Die Stabilisierung und das Eindringen der Vegetation in die Saane kann zudem dazu führen, dass selbst bei grossen Hochwasserereignissen die Seitenerosion eingeschränkt und die Reaktion der Auenlandschaft auf solche Hochwasser begrenzt werden. So hatten beispielsweise die grossen Hochwasserereignisse von 2005 ($750 \text{ m}^3/\text{s} = \text{HQ115}$) und 2007 ($605 \text{ m}^3/\text{s} = \text{HQ34}$) kaum morphologische Auswirkungen auf die Restwasserstrecke (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). Anhand einer ökomorphodynamischen Modellierung für den Alpenrhein in der Schweiz wurden hydromorphodynamische Prozesse mit Vegetationswachstumsdynamiken kombiniert. Hierbei konnten Hinweise darauf gefunden werden, dass Pflanzen welche eine signifikante Menge oberirdischer Biomasse entwickelt haben, welche zur Beeinflussung der Strömung erforderlich ist, das Flusssystem in einen biogeomorphen Rückkopplungszustand eintreten kann.

So hatte das Hochwasser von 2009 im Alpenrhein eine deutliche Zunahme der Vegetationsbedeckung als Reaktion einer langen störungsfreie Periode zur Folge (Caponi et al., 2020).

Auf der Betrachtungsebene des Einzugsgebietes kommen Untersuchungen zum Schluss, dass die Vegetation die Erosion und den Sedimenteintrag beeinflussen können. Die Art dieser Wechselwirkungen hängen jedoch vom spezifischen Untersuchungsgebiet ab. Zudem liegen Resultate auf Grundlage einer Landschaftsmodellierung zweier kleiner Einzugsgebiete (Laval und Brusquet) mit ähnlichem Klima, jedoch unterschiedlicher Bodenbedeckung (Laval: abgeholzt mit tief eingeschnittenen Rinnen, Brusquet: aufgeforstet) in Frankreich vor, welche zeigen, dass Transportprozesse an Hängen stark durch Vegetationsdecken beeinflusst werden, während Transportprozesse in Flussläufen selbst kaum durch die Vegetation beeinflusst werden (Carriere et al., 2020).

Potenziellen Verbesserungen gelten dem verwendeten Betrachtungsperimeter, welcher auf der Überflutungsfläche des kHW von 2016 basierte, da insbesondere aufgrund des signifikanten Unterschiedes in der Grösse des kHW von 2021 im Vergleich zu den kHW von 2016 und 2020 angenommen werden kann, dass etwas grossräumigere morphologische Veränderungen eingetreten sind. Aufgrund dessen wurden einige Flächen, welche Erosions- oder Depositionsflächen angehört nicht erfasst (Abbildung 17)

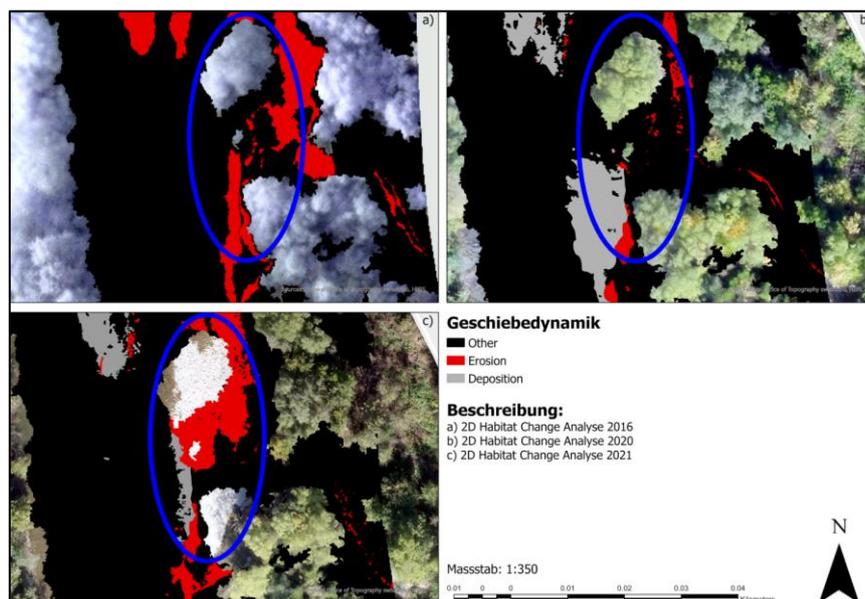


Abbildung 17: Erosions- und Depositionsflächen resultierend aus den ausgeführten 2D Habitat Change Analysen von 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Daten von 2016 an einem beispielhaften Ausschnitt. a) 2D Habitat Change Analyse 2016, b) 2D Habitat Change Analyse 2020 und c) 2D Habitat Change Analyse 2021. Blaue Kreise: Markierung einer spezifischen Fläche, bei welcher die 2D Habitat Change Analyse von 2021 eine nicht erfasste Erosions- oder Depositionsfläche aufweist. Fliessrichtung: von oben nach unten. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.

Potenzielle Ergänzungen um Geschiebeveränderungen räumlich und zeitlich einzuschätzen gelten der 2D Habitat Change Analyse zwischen verschiedenen kHW. Beispielsweise könnte der Zustand nach dem kHW von 2016 mit der Bildklassifizierung von 2020 nach dem kHW übereinander gelegt werden. Die Kombinationen könnten beliebig und je nach Fragestellungen erweitert werden.

5.3 Begründung der Auswirkungen pro maximalem Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer der künstlichen Hochwasser 2016, 2020 und 2021 auf die Erosions- und Depositionsflächen

Je grösser der maximale Abfluss oder das abgelassene Wasservolumen und je länger die Dauer der kHW von 2016, 2020 und 2021 waren, desto grösser waren die Flächen der Erosion beziehungsweise Deposition, wobei beim Wasservolumen und der Dauer der kHW anhand der logarithmischen Regressionsanalysen Wechsellpunkte ermittelt werden konnten, bei welchen nur noch eine geringfügige Steigerung der Flächenerosion und -deposition im Vergleich zur Steigerung des Wasservolumens oder der Dauer ermittelt werden konnten. Beim maximalen Abfluss hingegen konnte anhand der linearen Regressionsanalysen bislang kein statistisch abflachender Trend festgestellt werden.

Die ermittelten Wechsellpunkte des Wasservolumens und der Dauer lagen jeweils unter den tatsächlichen Werten der bislang ausgelösten kHW von 2016, 2020 und 2021, weshalb die Annahme getroffen werden kann, dass die maximale Effizienz zwischen einer Steigerung des Wasservolumens und der Dauer eines kHW und den Erosions- beziehungsweise Depositionsflächen kleineren Dimensionen bezüglich Wasservolumen und Dauer eines kHW an der Saane entspricht. Da beim maximalen Abfluss anhand der linearen Regression als bestes statistisches Modell noch kein abflachender Trend und somit auch keine Wechsellpunkte für die Erosions- beziehungsweise Depositionsflächen ermittelt werden konnten, kann hier die Annahme getroffen werden, dass je grösser der Abfluss ist, desto mehr Flächen werden erodiert oder deponiert, wobei dies nur bis zu einer bestimmten Abflussspitze gilt. Insgesamt sprechen die Resultate für eine bessere Effizienz zwischen kHW und Erosions- und Depositionsflächen mit geringeren Dimensionen, als die bislang ausgelösten kHW an der Saane, welche jedoch aufgrund des geringeren Wasservolumens und der Dauer mehrmals jährlich ausgelöst werden könnten.

Die Annahme, dass kleinere, jedoch häufigere kHW für Wasserkraftbeeinflusste Flusssysteme einen grossen Nutzen bringen, wird durch Untersuchungen anderer Fliessgewässer gestützt. Auch am Gebirgsbach Spöl kamen Untersuchungen zum Schluss, dass kHW welche mehrmals jährlich ausgelöst werden eine Entwicklung der Lebensraumbedingungen hin zu einem natürlicheren Zustand fördern. Vor dem Bau des Stausees traten im Spöl regelmässig Hochwasser mit einem

Abfluss von 40 m³/s auf (Scheurer & Molinari, 2003; gefunden in Mürle et al., 2003). Hochwasser mit geringeren Dimensionen hatten jedoch ebenso zahlreiche Auswirkungen auf das untersuchte Gewässer. Eine Mobilisierung von Feinstoffen im Flussbett trat bereits bei einem Abfluss von 8 m³/s auf. Ab einem Abfluss von 10 m³/s wurden Prozesse wie der Transport von mobilisiertem Feinmaterial im Flussbett und die Aushöhlung von Schuttfächern festgestellt. Gemäss hydraulischen Berechnungen führte ein Abfluss von 10 – 15 m³/s zur Mobilisierung der Deckschicht im Spöl (Mürle, 2000; gefunden in Mürle et al., 2003). Wurde der Abfluss weiter gesteigert, so wurden Schuttfächer zusätzlich erodiert, wobei der Geschiebetransport und die Auskolkung von Grobsedimenten erst bei grösseren Abflüssen von über 30 m³/s stattfand (Schmidt et al., 2001; gefunden in Mürle et al., 2003). Der Abflussbedarf variiert jeweils systemspezifisch je nach Fliessgewässer und Zielsetzung des Hochwasserabflusses (Milhous, 1998; gefunden in Mürle et al., 2003). Auch andere Studien kommen zum Schluss, dass mehrere Überschwemmungen innerhalb eines Jahres von Nöten sind, um ökologischen und hydrologischen Bedürfnissen des Gewässers zu entsprechen (Cooper et al., 1999; Downs & Thorne, 2000; Kondolf & Wilcock, 1996; gefunden in Mürle et al., 2003).

Döring (2022) kam nach drei ausgelösten kHW (2016, 2020 und 2021) an der Saane ebenso zur Schlussfolgerung, dass ein kHW pro Jahr bislang keine nachhaltigen Effekte auf die Hydromorphologie und Ökologie der Saane hatte. Tonolla et al. (2021) kamen in ihrer Untersuchung der hydromorphologischen Veränderungen von sieben Jahrzehnten einer natürlichen Aue (Sense) und einer wasserkraftbeeinflussten Aue (Saane) zur Schlussfolgerung, dass regelmässige Wiederholungen von kleinen Überschwemmungen in der Saane (HQ ≥ HQ2), kombiniert mit mittelgrossen kHW mit Wiederkehrperioden von 10 bis 30 Jahren die Verbreiterung der Aue und Erosion bewachsener Flächen begünstigen. Sie schliessen zudem, dass Hochwasser mit mittlerer bis grosser Energie mit Wiederkehrperioden von 10 Jahren oder mehr als wichtige Kräfte für die räumlich-zeitliche Reorganisation und Dynamik von Auenlandschaften dienen. Die Variation erodierter Flächen korrelierte positiv mit HQ10 und mit HQ ≥ HQ2. Extrem energiereiche Hochwasserereignisse hingegen, welche von kurzer Dauer und in Zeitperioden mit niedrigen Abfluss- und Überschwemmungsbedingungen lagen, hatten nicht unbedingt relevante morphologische Auswirkungen auf die untersuchten Auenlandschaften (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). Ihre Resultate deuteten zudem darauf hin, dass die Entwicklung und Dynamik der untersuchten Auen (Saane: Restwasserstrecke und Schwall-Sunk-Strecke und Sense: natürliche Aue) einer komplexen Trajektorie folgt, welche mit der Grösse, Häufigkeit und dem Zeitpunkt von Hochwasserereignissen und der Sedimentverfügbarkeit, sowie der Vegetationsdynamik zusammenhängt. Zeitperioden mit geringer Überschwemmungshäufigkeit förderten hingegen die morphologische Stabilität und folglich die Vegetationssukzession (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021).

Die Morphologie des Gerinnes und der Aue, sowie deren Dynamik von physikalischen Lebensräumen hängen zu einem grossen Teil von den Eigenschaften der Hochwasserereignisse ab (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021).

Anhand der Resultate von Döring (2022) und Tonolla, Geilhausen et al. (2021) kann die Annahme getroffen werden, dass diese kleineren kHW mit Wiederholungen mehrmals jährlich und ergänzt durch kHW mit Wiederkehrperioden von 10 bis 30 Jahren (HQ10, HQ30) wichtige Treiber für nachhaltige Effekte auf die Hydromorphologie und Ökologie der Saane darstellen könnten.

Auf Grundlage der ausgeführten Regressionsanalysen würde für eine optimale Effizienz zwischen den Faktoren maximaler Abfluss, Gesamtvolumen und Dauer und der Erosion und Deposition aufgrund des geringeren Gesamtvolumens, der kürzeren Dauer, jedoch höhere Abflussspitzen eine steile Ganglinie für künftige kHW resultieren. Dies könnte hingegen die Strandungs- und Driftgefahr für verschiedene Organismen erhöhen.

Anhand einer Untersuchung dreier Schweizer Schwall-Sunk regulierten Flussabschnitten (Sitter: Wasserkraftwerk Kubel, KUB; Kanton St. Gallen, Hasliaare: Wasserkraftwerk Innertkirchen, KWO; Kanton Bern und Linth: Wasserkraftwerk Linth-Limmern, KLL; Kanton Glarus) zu kurzfristigen Auswirkungen einer kombinierten Erhöhung der Abflussamplitude und der Anstiegsgeschwindigkeit anhand des Makroinvertebratendrift und der -strandung konnte festgestellt werden, dass der Schwallbetrieb zu einem erhöhten Makroinvertebratendrift im Vergleich zu Basisströmungen und unbeeinflussten Restwasserstrecken führte. Fliessgeschwindigkeit und Aufstiegsgeschwindigkeit der Ganglinie wurden als zentrale Einflussfaktoren für den Makroinvertebratendrift identifiziert. Das Fliessverhältnis und die Abstiegsgeschwindigkeit der Ganglinie waren hingegen ausschlaggebende Einflussfaktoren für die Strandung der Makroinvertebraten (Tonolla, Dossi, et al., 2021). Die spezifische Wirkung einer steilen Ganglinie für die kHW an der Saane müsste jedoch systemspezifisch betrachtet und untersucht werden.

Das kHW von 2021 unterscheidet sich bezüglich maximalem Abfluss zwar moderat, jedoch signifikant im abgelassenen Wasservolumen und seiner Dauer. Bei den tatsächlich ermittelten Depositionsflächen fand hierbei, im Gegensatz zu den Erosionsflächen, auch zwischen dem zweitgrössten kHW (2016) und dem grössten kHW (2021) noch keine erkennbare Abflachung der Flächenzunahme statt. Dies könnte an der verfügbaren Menge des Geschiebes im Flussbett durch das Aufreissen der Sohlenkolmatierung und der Deckschicht begründet sein. Der hohe maximale Abfluss des kHW von 2021 kann zudem trotz seiner moderaten Unterscheidung der anderen kHW auch massgeblich an der Grösse der Depositions- aber auch Erosionsflächen beteiligt gewesen sein.

Die tatsächlich einsetzende Wirkung pro Abflusshöhe ist allerdings gewässerspezifisch und abhängig von der lokalen Hydraulik. Geschiebe aus der Gerinnesohle und durch Ufererosion wird jedoch im Allgemeinen erst bei grösseren Abflüssen mobilisiert (Zurwerra et al., 2016).

Unsicherheiten der Resultate bestehen aufgrund des maximalen Abflusses, des Wasservolumens und der Dauer der kHW, da in den Jahren 2016 und 2020 bezüglich maximalem Abfluss Abweichungen zwischen den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe Ökohydrologie vorhanden sind und somit auch unterschiedliche Volumina und Zeitspannen als mit den Daten des Kraftwerks resultierten. Da 2021 keine Messung durch die Forschungsgruppe zur Verfügung stand, kann nicht überprüft werden, ob sich die prozentuale Abweichung der Abflussspitze im Vergleich zur Messung der Forschungsgruppe im unteren Flussabschnitt verringert hat. Die Abweichungen bezüglich maximalem Abfluss zwischen Forschungsgruppe und Kraftwerk könnten durch unterschiedliche Messverfahren und verschiedene Messstandorte entstanden sein. Die Forschungsgruppe führte Abflussmessungen mit einem ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) durch (Hydrique Ingénieurs et al., 2017). Das Messverfahren des Kraftwerk Hauterive ist nicht bekannt. Auch Löcke & Scheibel (2015) bestätigten in ihrer Untersuchung, dass verschiedene resultierende Abflüsse mit unterschiedlichen Messgeräten entstehen können. Die tatsächlichen Abweichungen zwischen den verwendeten Messgeräten an der Saane müssten jedoch systemspezifisch überprüft werden.

Die ausgeführten linearen und logarithmischen Regressionsanalysen basierten auf einer vergleichsweise geringen Anzahl von Punkten, weshalb deren Resultate mit Vorsicht zu betrachten sind. Die Auslösung weiterer kHW würde hierbei zu einer potenziellen Verbesserungen und Verfeinerung der Aussagen führen.

6 Schlussfolgerungen

Trotz der geringen Anzahl der bislang ausgelösten kHW liessen sich bereits einige Wechsellpunkte anhand des Wasservolumens und der Dauer bezüglich Erosions- und Depositionsflächen ermitteln, welche für die Dimensionierung künftiger kHW sehr wichtig sein werden. Obschon sich erkennbare Trends von Erosions- und Depositionsflächen der kHW von 2016, 2020 und 2021 abzeichneten, wurden bislang jedoch noch zu wenige kHW an der Saane ausgelöst, um aussagekräftige Vorhersagen zu Erosions- und Depositionsflächen zu treffen.

Aufgrund der ermittelten Habitatveränderungen der klassifizierten Habitate Vegetation, Kies, Gesteinsbett/Steine und anderen Flächen bei den kHW von 2016, 2020 und 2021, kann angenommen werden, dass der untersuchte Flussabschnitt während der kHW morphologisch redynamisiert wurde. Die ermittelten räumlichen Veränderungen geben Hinweise darauf, dass neben der Grösse eines kHW auch Faktoren wie die Menge an verfügbarem Geschiebmaterial, die Sohlenkolmatierung und die Effekte einer geschiebestabilisierenden Wirkung durch Vegetation bei der Verteilung und Menge der Geschiebeerodation oder -deposition beteiligt sind.

Die ermittelten Wechsellpunkte des Wasservolumens und der Dauer der kHW entsprachen geringeren Dimensionen, als jene der ausgeführten kHW von 2016, 2020 und 2021, was darauf hinweist, dass für eine optimale Effizienz zwischen Wasservolumen, als auch Dauer eines kHW und den Erosions-, sowie Depositionsflächen kHW mit geringeren Dimensionen angestrebt werden könnten. Diese kleineren kHW sollten jedoch mehr als einmal jährlich ausgelöst werden. Aufgrund des linearen Verlaufes des maximalen Abflusses, müsste dieser für eine maximale Effizienz weiter erhöht werden, was aufgrund der besseren Effizienz eines geringeren Wasservolumens und Dauer der kHW jedoch zu einer sehr steilen Ganglinie führen würde und beispielsweise die Strandungs- und Driftgefahr für Wasserorganismen erhöhen könnte.

Anhand der Resultate zu optimalen Effizienz zwischen der Grösse des kHW und den Erosions- beziehungsweise Depositionsflächen kann die Annahme getroffen werden, dass kleinere kHW ergänzt mit kHW mit Wiederkehrperioden von 10 bis 30 Jahren (HQ10, HQ30) wichtige Treiber für nachhaltige Effekte auf die Hydromorphologie und Ökologie der Saane darstellen könnten.

7 Ausblick

Zwei weitere KHW sind in diesem Jahr geplant (2022), welche sich bezüglich Dauer, Gesamtvolumen und maximalem Abfluss von den bislang ausgelösten KHW unterscheiden und weitere wichtige Erkenntnisse liefern werden. Es ist zu empfehlen, dass zudem künftig weitere KHW unterschiedlicher Dauer, Gesamtvolumen und maximalem Abfluss ausgelöst werden, um ihre Auswirkungen auf das Ökosystem der betroffenen Auenlandschaft besser zu verstehen und die Erosions- und Depositionstendenzen präziser einschätzen zu können. Sind genügend Daten vorhanden, könnten vor einem geplanten KHW mit gegebener Dauer, maximalem Abfluss und Gesamtvolumen, Vorhersagen bezüglich Erosions- und Depositionsausdehnung getroffen werden und diese im Anschluss mittels 2D Habitat Change Analyse oder auch mit einem hydromorphologischen Modell, welches die dreidimensionale hydromorphologische Änderung (anhand einer Kombination aus hydrodynamischer und morphodynamischer Modellierung) eines KHW der Wassertiefe und Sohlenhöhe im Flusslauf erlaubt (Fankhauser, 2022) verifiziert werden.

Zur Minderung der ermittelten Erosionstendenz könnten künftig weitere künstliche Geschiebeschüttungen, wie im Jahr 2016 evaluiert werden. Als ergänzende Massnahme könnten zudem Synergien mit regelmässigen Stauraumpülungen gemäss Art. 40 im GSchG mit der Durchleitung von Trübeströmen (Chamoun et al., 2018; gefunden in Döring et al., 2018) geprüft werden, welche die kostenintensiven ausgeführten Massnahmen an der Saane aus ökologischer, sowie ökonomischer Sicht noch attraktiver gestalten würden (Döring et al., 2018).

Tonolla et al. (2021) schlagen als künftiges Abflussregime für die Restwasserstrecke der Saane die Umsetzung von Elementen des historischen Abflussregimes vor dem Bau des Staudammes vor. Die Umsetzung eines solchen Abflussregimes bedarf einem adaptiven Management, in welchem alle Interessensvertreter in die Planung und Umsetzung integriert werden, um ein Gleichgewicht zwischen ökomorphologischen und sozioökonomischen Bedürfnissen herzustellen (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). Auch im Langzeitprojekt am Spöl hat sich ein adaptives Management bewährt, welche alle wichtigen Interessensgruppen miteinbezieht (Döring et al., 2018). Es ist anzumerken, dass grossräumige morphologische Entwicklungen von Auenlandschaften nach der Ausführung von Sanierungsmassnahmen eine mittel bis lange (30 – 80 Jahre) Zeitspanne in Anspruch nehmen können (Tonolla, Geilhausen, et al., 2021). Ebenso können ökologische Reaktionen mehrere Jahre dauern und sind stets systemspezifisch (Döring et al., 2018).

KHW stellen im Zuge der gestiegenen Energiekosten eine teure Sanierungsmassnahme dar, weshalb die Erarbeitung von Grundlagen zur systemspezifischen Dimensionierung solcher Hochwasserereignisse besonders wichtig sind.

Literaturverzeichnis

- Antonetti, M., & Döring, M. (2020). ModSed - Modellierung der Auswirkungen von Massnahmen zur Geschiebesanierung auf die hydraulische und morphologische Dynamik von beeinträchtigten Fließstrecken [Kurzbericht zum Anschubprojekt]. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen (IUNR). Forschungsgruppe Ökohydrologie.
- BAFU (Hrsg.) (2020). Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung – Stand und Handlungsbedarf. Bundesamt für Umwelt, Bern, 53 S.
- Bertoldi, W., Gurnell, A., Surian, N., Tockner, K., Zanoni, L., Ziliani, L., & Zolezzi, G. (2009). Understanding reference processes: Linkages between river flows, sediment dynamics and vegetated landforms along the Tagliamento River, Italy. *River Research and Applications*, 25(5), S. 501–516. <https://doi.org/10.1002/rra.1233>
- Bundesamt für Umwelt BAFU. (2020). Renaturierung der Schweizer Gewässer: Stand ökologische Sanierung Wasserkraft 2018. Bundesamt für Umwelt, Bern. 24 S.
- Caponi, F., Vetsch, D. F., & Siviglia, A. (2020). A model study of the combined effect of above and below ground plant traits on the ecomorphodynamics of gravel bars. *Scientific Reports*, 10(1), S. 17062. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74106-9>
- Carriere, A., Le Bouteiller, C., Tucker, G. E., Klotz, S., & Naaim, M. (2020). Impact of vegetation on erosion: Insights from the calibration and test of a landscape evolution model in alpine badland catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45(5), S. 1085–1099. <https://doi.org/10.1002/esp.4741>
- Chamoun, S., Cesare, G. D., & Schleiss, A. (2018). Le transit des courants de turbidité, une technique pour réduire l'alluvionnement des réservoirs de barrages. *Wasser Energie Luft*, 110(1), S. 7–12.

- Comiti, F., Da Canal, M., Surian, N., Mao, L., Picco, L., & Lenzi, M. A. (2011). Channel adjustments and vegetation cover dynamics in a large gravel bed river over the last 200 years. *Geomorphology*, 125(1), S. 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.011>
- Cooper, D. J., Merritt, D. M., Andersen, D. C., & Chimner, R. A. (1999). Factors controlling the establishment of Fremont cottonwood seedlings on the Upper Green River, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(5), S. 419–440. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199909/10\)15:5<419::AID-RRR555>3.0.CO;2-Y](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199909/10)15:5<419::AID-RRR555>3.0.CO;2-Y)
- Der Staudamm von Rossens und die Entstehung des Greyerzersees. (2021). Abgerufen am 01. März 2022 von <https://blog.groupe-e.ch/de/aktivitaeten/wasserkraftwerk-rossens/>
- Doering, M., Blaurock, M., & Robinson, C. T. (2012). Landscape transformation of an Alpine floodplain influenced by humans: Historical analyses from aerial images. *Hydrological Processes*, 26(22), S. 3319–3326. <https://doi.org/10.1002/hyp.8374>
- Döll, P., & Zhang, J. (2010). Impact of climate change on freshwater ecosystems: A global-scale analysis of ecologically relevant river flow alterations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(5), S. 783–799. <https://doi.org/10.5194/hess-14-783-2010>
- Döring, M. (2022). Zwischenbericht 2021 «Monitoring künstliche Hochwasser in Auenlandschaften» (S. 6) [Zwischenbericht]. Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen (IUNR). Forschungsgruppe Ökohydrologie.
- Döring, M., & Robinson, C. T. (2012). Wassermanagement: Schutz und Nutzen verbinden. *Eawag News*, 72, S. 18–21.
- Döring, M., Tonolla, D., Robinson, C. T., Schleiss, A., Stähly, S., Gufler, C., Geilhausen, M., & Cugno, N. D. (2018). Künstliches Hochwasser an der Saane: Eine Massnahme zum nachhaltigen Auenmanagement. *Wasser Energie Luft*, 110(2), S. 119-127. <https://doi.org/10.21256/zhaw-2040>

- Downs, P. W., & Thorne, C. R. (2000). Rehabilitation of a lowland river: Reconciling flood defence with habitat diversity and geomorphological sustainability. *Journal of Environmental Management*, 58(4), S. 249–268. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0327>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2005). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), S. 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* (5. Aufl.). Stuttgart: Ulmer.
- Facchini, M., Martín Sanz, E., Fink, S., Vetsch, D., Robinson, C., Döring, M., Siviglia, A., Scheidegger, C., & Boes, R. (2017). Sedimentumleitstollen und künstliche Hochwasser. In: Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. Merkblatt 6.
- Fankhauser, S. (2022). Künstliche Hochwasser an der Saane: Hydraulische Modellierung und Bewertung der Auswirkungen auf einen Auenabschnitt mittels Remote-Sensing-Daten. *Bachelorarbeit ZHAW*.
- Hydrique Ingénieurs, ZHAW IUNR Wädenswil, & EPFL Lausanne. (2017). *Crue artificielle petite Sarine 14-15 Septembre 2016 Synthèse* (S. 94) [Synthese-Bericht]. Im Auftrag des Kantons Fribourg CH.
- Jungwirth, M., Muhar, S., & Schmutz, S. (2000). Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. In M. Jungwirth, S. Muhar, & S. Schmutz (Hrsg.), *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (S. 85–97). Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_7

- Junker, J., Peter, A., Wagner, C. E., Mwaiko, S., Germann, B., Seehausen, O., & Keller, I. (2012). River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conservation Genetics*, 13(2), S. 545–556. <https://doi.org/10.1007/s10592-011-0306-x>
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21, S. 533–551. <https://doi.org/10.1007/s002679900048>
- Kondolf, G. M., & Wilcock, P. R. (1996). The Flushing Flow Problem: Defining and Evaluating Objectives. *Water Resources Research*, 32(8), S. 2589–2599. <https://doi.org/10.1029/96WR00898>
- Kuhn, N. (2006). Fließgewässer und ihre Auen: Von der Siedlungsgeschichte zum vorbeugenden Hochwasser- und Biotopschutz in der Schweiz. *GAIA: Ecological Perspectives for Science and Society*, 15(2), S. 102-109. <https://doi.org/10.14512/gaia.15.2.8>
- Lehmann, M., Witschi, F., & Lussi, S. (2020). Was Auen für uns leisten – und wir für sie. *Wasser Energie Luft*, 112(4), S. 271-278.
- Löcke, A., & Scheibel, M. (2015). Abflussmessungen mit unterschiedlichen Messverfahren – Erfahrungsbericht und die Bedeutung für die wasserwirtschaftliche Praxis. Technische Universität Dresden, 11 S.
- Meier, W., Bonjour, C., Wüest, A., & Reichert, P. (2003). Modeling the Effect of Water Diversion on the Temperature of Mountain Streams. *Journal of Environmental Engineering*, 129(8), S. 755–764. [https://doi.org/10.1061/\(Asce\)0733-9372\(2003\)129:8\(755\)](https://doi.org/10.1061/(Asce)0733-9372(2003)129:8(755))
- Mikuś, P., Wyzga, B., Kaczka, R. J., Walusiak, E., & Zawiejska, J. (2013). Islands in a European mountain river: Linkages with large wood deposition, flood flows and plant diversity. *Geomorphology*, 202, S. 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.09.016>

- Milhous, R. T. (1998). Modelling of instream flow needs: The link between sediment and aquatic habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14(1), S. 79–94.
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199801/02\)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199801/02)14:1<79::AID-RRR478>3.0.CO;2-9)
- Monaghan, M., Spaak, P., & Robinson, C. (2003). Habitatfragmentierung und genetische Diversität. *Eawag News*, 54, S. 24–26.
- Müller, S., Sieber, U., Estoppey, R., Haertel-Borer, S., Leu, C., & Schärer, M. (2018). Schutz und Weiterentwicklung der Gewässer. *Aqua & Gas N° 4*
- Müller-Wenk, R., Huber, F., Kuhn, N., & Peter, A. (2003). Landnutzung in potenziellen Fließgewässer-Auen – Artengefährdung und Ökobilanzen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 361. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern.
- Mürle, U. (2000). Morphologie und Habitatstruktur in der Ausleitungsstrecke einer alpinen Stauhaltung [Diploma thesis]. Deutschland: Universität Karlsruhe.
- Mürle, U., Ortlepp, J., & Zahner, M. (2003). Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Sciences*, 65, S. 191–198. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0665-6>
- Nöthiger-Koch, U. (2012). Sanierung Geschiebehaushalt. Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1226: 74 S.
- Ortlepp, J., & Mürle, U. (2003). Effects of experimental flooding on brown trout (*Salmo trutta fario* L.): The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Sciences*, 65, S. 232–238.
<https://doi.org/10.1007/s00027-003-0666-5>
- Patt, H. (2018). *Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern* (5. Ausgabe). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden Verlag.
<https://doi.org/10.1007/978-3-658-22478-3>

- Reichholf, J. H. (2005). *Die Zukunft der Arten. Neue ökologische Überraschungen* (2. Auflage). Verlag C. H. Beck.
- Robinson, C. T. (2012). Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, 22(7), S. 1949–1961.
<https://doi.org/10.1890/11-1042.1>
- Robinson, C. T., Uehlinger, U., & Monaghan, M. T. (2003). Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences*, 65, S. 210–222. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0663-8>
- Scheurer, T., & Molinari, P. (2003). Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: Framework, objectives and design. *Aquatic Sciences*, 65, S. 183–190.
<https://doi.org/10.1007/s00027-003-0667-4>
- Schmidt, J. C., Parnell, R. A., Grams, P. E., Hazel, J. E., Kaplinski, M. A., Stevens, L. E., & Hoffnagle, T. L. (2001). The 1996 controlled flood in grand canyon: flow, sediment transport, and geomorphic change. *Ecological Applications*, 11(3), S. 657–671.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0657:TCFIGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0657:TCFIGC]2.0.CO;2)
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG). (24. Januar 1991). SR 814.20 (Stand am 1. Januar 2022).
- Tonolla, D., Dossi, F., Kastenhofer, O., Doering, M., Hauer, C., Graf, W., & Schülting, L. (2021). Effects of hydropeaking on drift, stranding and community composition of macroinvertebrates: A field experimental approach in three regulated Swiss rivers [Preprint]. *River Research and Applications*.
<https://doi.org/10.22541/au.163898017.70213878/v1>
- Tonolla, D., Geilhausen, M., & Doering, M. (2021). Seven decades of hydrogeomorphological changes in a near-natural (Sense River) and a hydropower-regulated (Sarine River) pre-

Alpine river floodplain in Western Switzerland. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46(1), S. 252–266. <https://doi.org/10.1002/esp.5017>

Überblick über Bildklassifizierung. (o. J.). esri. Abgerufen am 5. Juli 2022 von <https://pro.arcgis.com/de/pro-app/latest/help/analysis/image-analyst/overview-of-image-classification.htm>

Uhlmann, V., & Wehrli, Prof. Dr. B. (2011). Wasserkraftnutzung und Restwasser.

Restwasserstrecken und Sanierungsbedarf. Eawag, Kastanienbaum. 20 S.

Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., & Syvitski, J. P. M. (2003).

Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39(1–2), S. 169–190.

[https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7)

Weber, C., & Schmid, M. (2014). Wasserkraftnutzung im Wasserschloss Schweiz:

Herausforderungen aus ökologischer Sicht. *WSL-Berichte: Vol. 21*, S. 15-23.

Werth, S., Schödl, M., & Scheidegger, C. (2014). Dams and canyons disrupt gene flow among populations of a threatened riparian plant. *Freshwater Biology*, 59(12), S. 2502-2515.

<https://doi.org/10.1111/fwb.12449>

Werth, S., Weibel, D., Alp, M., Junker, J., Karpati, T., Peter, A., & Scheidegger, C. (2011).

Lebensraumverbund Fließgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. *Wasser Energie Luft*, 103(3), S. 224-234.

Zeh Weissman, H., Könitzer, C., & Bertiller, A. (2009). Strukturen der Fließgewässer in der

Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der

Ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009. Umwelt-Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern. 100 S.

Zurwerra, A., Meile, T., & Käser, S. (2016). Künstliche Hochwasser. Massnahme zur Beseitigung ökologischer Beeinträchtigungen in Restwasserstrecken unterhalb von Speicherseen. Auslegeordnung Grundlagen & Handlungsbedarf (PRONAT & BG).

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anzahl und Prozentanteile des Gesamt-Handlungsbedarfs für Auengebiete von nationaler Bedeutung. Gesamt-Handlungsbedarf = Sanierung + juristisch-planerische Umsetzung. Quelle: (BAFU, 2020).....	8
Abbildung 2: Lage des Untersuchungsgebiets an der Saane (Kanton FR), Hintergrundkarte: überall World Topographic Map (Esri); links oben Schweizer Landesgrenze 2021 (Esri); links oben und rechts unten Orthofoto 2021 nach kHW (ZHAW); Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro nach Fankhauser (2022)	19
Abbildung 3: Hydrographen der kHW aus den Jahren 2016, 2020 und 2021. Grüne Linie: kHW 2016, grüne Linie gepunktet: kHW 2016 abgeschätzt durch Forschungsgruppe Ökohydrologie, pinke Linie: kHW 2020, pinke Linie gepunktet: kHW 2020 abgeschätzt durch Forschungsgruppe Ökohydrologie und blaue Linie: kHW 2021. Die x-Achse weist die Dauer der kHW in Stunden aus, die y-Achse repräsentiert den Abfluss in m ³ /s. Quelle: Darstellung von M. Scheib.....	23
Abbildung 4: Schritt für Schritt Anwendung der ausgeführten Bildklassifizierung anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Orthofoto mit Trainingsgebieten, b) Klassifiziertes Orthofoto unbearbeitet und nicht zugeschnitten, c) Klassifiziertes Orthofoto unbearbeitet und zugeschnitten, d) Klassifiziertes Orthofoto manuell bearbeitet und zugeschnitten. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Orthofoto und Klassifizierungsdatei von 2020 nach dem kHW. Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro nach Fankhauser, (2022).....	25
Abbildung 5: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kHW, b) Bildklassifizierung 2016 nach dem kHW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kHW, d) Bildklassifizierung 2020 nach dem kHW und e) Bildklassifizierung 2021 nach dem kHW. Fließrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.....	28
Abbildung 6: Balkendiagramm der Flächenanteile in % der Habitatklassen Wasser, Vegetation, Sediment, Gesteinsbett/Steine und Andere pro kHW vor und nach den kHW von 2016, 2020 und 2021 (VF: vor kHW, NF: nach kHW). Quelle: Darstellung von M. Scheib	31
Abbildung 7: Erosions- und Depositionsflächen resultierend aus den ausgeführten 2D Habitat Change Analysen von 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Daten von 2016 an einem	

beispielhaften Ausschnitt. a) 2D Habitat Change Analyse 2016, b) 2D Habitat Change Analyse 2020 und c) 2D Habitat Change Analyse 2021. Fliessrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.....	32
Abbildung 8: Balkendiagramm der Flächenanteile in m ² der Erosion und Deposition pro künstlichem Hochwasser (kHW) von 2016, 2020 und 2021. Rot: Erosionsfläche, grau: Depositionsfläche. Quelle: Darstellung von M. Scheib.....	33
Abbildung 9: Erodierte Fläche je nach max. Abfluss (Abflussspitze) der kHW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), basierend auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie. Y-Achse: Erosion in m ² ; x-Achse: max. Abfluss in m ³ /s. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Lin). Hellgraue R ² und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R ² und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Funktion basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Quelle: Darstellung von M. Scheib	35
Abbildung 10: Erodierte Fläche je nach Wasservolumen der kHW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Erosion in m ² ; x-Achse: Wasservolumen gesamt in Mio. m ³ . Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Log). Hellgraue R ² und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R ² und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten der Forschungsgruppe (FG_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib.....	36
Abbildung 11: Erodierte Fläche je nach Dauer der kHW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Erosion in m ² ; x-Achse: Zeit in Stunden. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Log). Hellgraue R ² und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R ² und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten des Kraftwerks (KW_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib.....	37

Abbildung 12: Deponierte Fläche je nach max. Abfluss (Abflussspitze) der kWhW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: max. Abfluss in m^3/s . Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Lin). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Quelle: Darstellung von M. Scheib..... 38

Abbildung 13: Deponierte Fläche je nach Wasservolumen der kWhW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: Wasservolumen gesamt in Mio. m^3 . Dunkelgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (FG_Log). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten der Forschungsgruppe (FG_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib..... 39

Abbildung 14: Deponierte Fläche je nach Dauer der kWhW 2016 (grün), 2020 (pink) und 2021 (blau). Zusätzlich abgebildet sind die Jahre 2016 m. (grün) und 2020 m. (pink), welche auf den Daten der Forschungsgruppe Ökohydrologie basieren. Y-Achse: Deposition in m^2 ; x-Achse: Zeit in Stunden. Hellgraue gestrichelte Linie: Bestes der geprüften Regressionsmodelle (KW_Log). Hellgraue R^2 und p-values: logarithmische (KW_Log) und lineare (KW_Lin) Regression basierend auf den Abflussdaten des Kraftwerks. Dunkelgraue R^2 und p-values: logarithmische (FG_Log) und lineare (FG_Lin) Regression basierend auf den Daten der Forschungsgruppe + 2021 der Daten des Kraftwerks. Schwarze vertikale Linie: Wechsellpunkt ermittelt mit den Daten des Kraftwerks (KW_Log). Quelle: Darstellung von M. Scheib..... 40

Abbildung 15: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kWhW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kWhW, Rotes Rechteck: Unterschied der Habitatklassen aufgrund der fehlenden Unterscheidung zwischen Vegetation und Andere im Jahr 2016. Fliessrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro..... 43

Abbildung 16: Resultate der ausgeführten Bildklassifizierung für die Orthofotos 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Resultaten der Bildklassifizierung von 2016 anhand eines beispielhaften Ausschnittes. a) Bildklassifizierung 2016 vor dem kHW, c) Bildklassifizierung 2020 vor dem kHW, Roter Kreis: Unterschied der Habitatklasse einer Brücke. Fliessrichtung: von links nach rechts. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro.44

Abbildung 17: Erosions- und Depositionsflächen resultierend aus den ausgeführten 2D Habitat Change Analysen von 2020 und 2021 mit den zur Verfügung gestellten Daten von 2016 an einem beispielhaften Ausschnitt. a) 2D Habitat Change Analyse 2016, b) 2D Habitat Change Analyse 2020 und c) 2D Habitat Change Analyse 2021. Blaue Kreise: Markierung einer spezifischen Fläche, bei welcher die 2D Habitat Change Analyse von 2021 eine nicht erfasste Erosions- oder Depositionsfläche aufweist. Fliessrichtung: von oben nach unten. Hintergrundkarte: LV95 Swiss Light Gray Canvas Map – Beta (Esri). Quelle: Darstellung erstellt durch M. Scheib mit ArcGIS Pro..... 48

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersichtstabelle möglicher Sanierungsmassnahmen des Geschiebehaushalts bei grossen Stauanlagen im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Sanierung der Wasserkraft des revidierten Gewässerschutzgesetz 2011.....	13
Tabelle 2: Typen künstlicher Hochwasser, deren Beschreibung und Eignung gemäss Erfahrung in der Schweiz. Tabelle angepasst aus Zurwerra et al., (2016).....	14
Tabelle 3: Zeitliche Entwicklung der Auenlandschaft in der Saane unterhalb des Staudamm Rossens anhand von Hochwasserereignissen HQ2, HQ10 und HQ30 und morphologischen Veränderungen der Saane. Quelle: Tabelle erstellt anhand Tonolla et al. (2021).	16
Tabelle 4: Details der Orthofotos von 2020 vor und nach dem kHW und 2021 nach dem kHW. Quelle der Informationen des kHW 2020 aus Antonetti & Döring (2020).	20
Tabelle 5: Verwendete Software zur Durchführung der Bachelorarbeit.....	20
Tabelle 6: Angaben der kHW aus den Jahren 2016, 2020 und 2021 bezüglich Datum, Dauer in Stunden, maximaler und minimaler Abfluss in m ³ /s und Gesamtvolumen in Mio. m ³	22
Tabelle 7: Übersicht der Habitatklassenwechsel der 2D Habitat Change Analysen, welche der Erosion oder Deposition zugeordnet wurden.....	26
Tabelle 8: Flächenanteile in m ² der Habitatklassen Wasser, Sediment, Vegetation, Gesteinsbett/Steine und Andere vor und nach einem künstlichem Hochwasser 2016, 2020 und 2021, ermittelt anhand der ausgeführten 2D Habitat Change Analysen. VF: vor kHW, NF: nach kHW. Für das kHW 2016 VF und NF fehlt die Habitatklasse Andere, welche jeweils in der Vegetationsfläche enthalten ist.....	29
Tabelle 9: Flächenanteile in m ² der Habitatklassenwechsel Sediment zu Wasser, Vegetation zu Sediment und Wasser zu Sediment, als auch Flächenanteile der Erosion und Deposition, sowie deren Summe.	34
Tabelle 10: P-values und adjusted R ² der ausgeführten linearen und logarithmischen Regressionsanalysen (auf drei Kommastellen gerundet), sowie ermittelte Wechsellpunkte basierend auf der logarithmischen Regression für die Erosions-/Depositionsflächen mit dem maximalen Abfluss, Gesamtvolumen und der Dauer der kHW von 2016, 2020 und 2021. Fett markierte adjusted R ² -Werte entsprechen dem jeweilig besten Modell pro untersuchtem Faktor (max. Abfluss, Gesamtvolumen, Dauer).....	41

Tabelle 11: Beschreibung und Angaben zur untersuchten Auenlandschaft Nr. 62 aus dem Objektblatt des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Quelle: (BAFU, 2017)..... III

Tabelle 12: Vorgenommene Einstellungen zur Bildklassifizierung der Orthofotos vor und nach dem kHW 2020 und nach dem kHW 2021IV

Tabelle 13: y- und x-Achsen Werte der erstellten Punktdiagramme und ausgeführten logarithmischen, als auch linearen Regressionsanalysen mit den Daten des Kraftwerks, als auch den Daten der Forschungsgruppe.....V

Tabelle 14: Normalisierte x- und y-Achsenwerte ($x_{scaled} = x / x_{max}$; $y_{scaled} = y / y_{max}$) der erstellten Punktdiagramme und ausgeführten logarithmischen, als auch linearen Regressionsanalysen mit den Daten des Kraftwerks, als auch den Daten der Forschungsgruppe VI

Tabelle 15: Funktionsformeln der ausgeführten logarithmischen (Log.) und linearen (Lin.) Regressionsgeraden mit den skalierten x- und y-Achsen. Jeweils mit den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe.....VII

Tabelle 16: Ableitungen der logarithmischen Funktionsformeln und Resultate der Wechsellpunkte (Ableitung * Max. Erosion oder Deposition) VII

Anhang

Anhang A: Selbstständigkeitserklärung

Selbstständigkeitserklärung

Erklärung betreffend das selbstständige Verfassen einer Bachelorarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Bachelorarbeit versichert der/die Studierende, dass er/sie die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der/die unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Bachelorarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art kann ein Disziplinarverfahren gemäss den §§ 39 und 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 i.V.m. der Verordnung zum Fachhochschulgesetz des Kantons Zürich eröffnet werden.

Au ZH, 07.07.2022.....

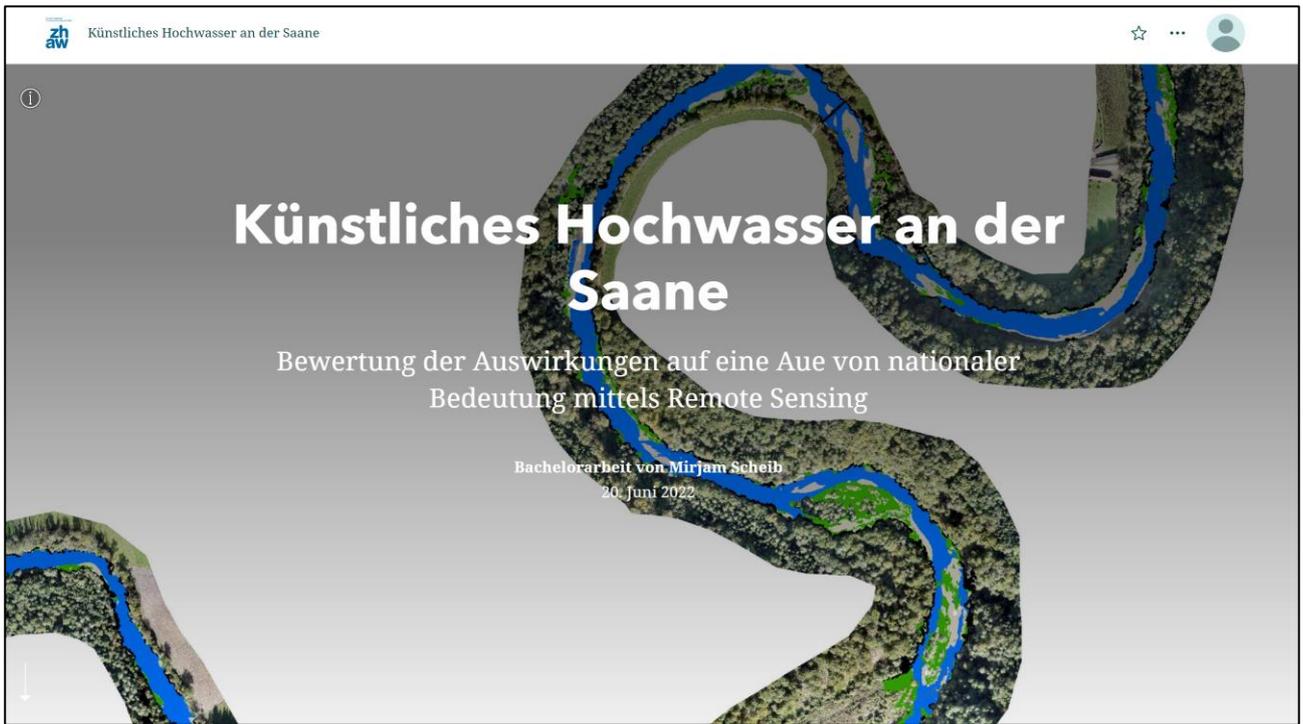
(Ort, Datum)

.....

(Unterschrift)

Anhang B: Story Map

<https://storymaps.arcgis.com/stories/9ea54891a6514af3b10cfb15a089b3ed>



Anhang C: Tabelle der Auenlandschaft aus dem Objektblatt Nr. 62

Tabelle 11: Beschreibung und Angaben zur untersuchten Auenlandschaft Nr. 62 aus dem Objektblatt des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Quelle: (BAFU, 2017).

Beschreibung	Angaben
Objekt Nr.	62
Kanton	Fribourg
Gemeinden	Arconciel, Fribourg, Gibloux, Hauterive, Marly, Pierrafortscha, Pont-la-Ville, Treyvaux, Villars-sur-Glâne
Höhe [m. ü. M]	575
Fläche [ha]	266.73
Koordinaten	2°57'6"560 / 1°17'8"750
Gewässer	La Sarine
Lokalität	La Sarine: Rossens-Fribourg

Anhang D: Tabelle der Parameter aus dem «Classification Wizard»

Tabelle 12: Vorgenommene Einstellungen zur Bildklassifizierung der Orthofotos vor und nach dem kHW 2020 und nach dem kHW 2021

Image Classification	2020		2021
	vor kHW	nach kHW	Nach kHW
Configure			
Classification Method		Supervised	
Classification Type		Pixel based	
Segmentation			
Spectral Detail		20	
Spatial Detail		20	
Minimum Segment size in pixels		20	
Training Samples Manager			
New Schema Classes (Classification_Schema)	Water (Value 10); Sediment (Value 20); Vegetation (Value 30); Other (Value 40); Bedrock/Boulders (Value 50)		
Anzahl Water Samples	281; 11.23% Pixel		
Anzahl Sediment Samples	78; 0.55% Pixel		
Anzahl Vegetation Samples	156; 82.30% Pixel		
Anzahl Bedrock/Boulders Samples	3; 0% Pixel		
Anzahl Other Samples	69; 5.92% Pixel		
Train			
Classifier	Maximum Likelihood		
Maximum Number of Samples per Class	500		
Segment Attributes	Active chromaticity color; Mean digital number		

Anhang E: Tabellen der logarithmischen Regressionsanalysen

Tabelle 13: y- und x-Achsen Werte der erstellten Punktdiagramme und ausgeführten logarithmischen, als auch linearen Regressionsanalysen mit den Daten des Kraftwerks, als auch den Daten der Forschungsgruppe.

	y-Achsen		x-Achsen			
Regression Kraftwerk	Erosion [m²]	Deposition [m²]	Max. [m³/s]	Abfluss	Volumen [m³]	Dauer [h]
Nullpunkt	0	0	2.5		0.000001	0.00001
2016	7456.9	3277.2	254.74		11708820	30
2020	4969.4	2310.0	224.4		6586020	21.5
2021	7892.3	5305.7	303.2		72336960	212
Regression Forschungsgruppe	Erosion [m²]	Deposition [m²]	Max. [m³/s]	Abfluss	Volumen [m³]	Dauer [h]
Nullpunkt	0	0	2.5		0.000001	0.00001
2016	7456.9	3277.2	194.96		9452736	28.5
2020	4969.4	2310.0	112.5		3952080	27
2021	7892.3	5305.7	303.2		72336960	212

Tabelle 14: Normalisierte x- und y-Achsenwerte ($x_{\text{scaled}} = x / x_{\text{max}}$; $y_{\text{scaled}} = y / y_{\text{max}}$) der erstellten Punktdiagramme und ausgeführten logarithmischen, als auch linearen Regressionsanalysen mit den Daten des Kraftwerks, als auch den Daten der Forschungsgruppe.

	y-Achsen			x-Achsen		
Normalisierung Kraftwerk	Erosion	Deposition	Max. Abfluss	Volumen	Dauer	
Nullpunkt	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	
2016	0.94	0.62	0.84	0.16	0.14	
2020	0.63	0.44	0.74	0.09	0.10	
2021	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	
Normalisierung Forschungsgruppe	Erosion	Deposition	Max. Abfluss	Volumen	Dauer	
Nullpunkt	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	
2016	0.94	0.62	0.64	0.13	0.13	
2020	0.63	0.44	0.37	0.05	0.13	
2021	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	

Tabelle 15: Funktionsformeln der ausgeführten logarithmischen (Log.) und linearen (Lin.) Regressionsgeraden mit den skalierten x- und y-Achsen. Jeweils mit den Daten des Kraftwerks und der Forschungsgruppe.

	Regression	Erosion	Deposition
Max. Abfluss	Log. Kraftwerk	$y = 0.1878\ln(x) + 0.8911$	$y = 0.1524\ln(x) + 0.7142$
	Log. Forschungsgruppe	$y = 0.2049\ln(x) + 0.9628$	$y = 0.1721\ln(x) + 0.7813$
	Lin. Kraftwerk	$y = 1.0027x$	$y = 0.817x$
	Lin. Forschungsgruppe	$y = 1.1869x$	$y = 1.0048x$
Volumen	Log. Kraftwerk	$y = 0.0286\ln(x) + 0.9016$	$y = 0.0234\ln(x) + 0.7242$
	Log. Forschungsgruppe	$y = 0.0289\ln(x) + 0.9097$	$y = 0.0237\ln(x) + 0.7317$
	Lin. Kraftwerk	$y = 1.1699x$	$y = 1.1016x$
	Lin. Forschungsgruppe	$y = 1.1351x$	$y = 1.0828x$
Dauer	Log. Kraftwerk	$y = 0.0492\ln(x) + 0.9316$	$y = 0.041\ln(x) + 0.7531$
	Log. Forschungsgruppe	$y = 0.0488\ln(x) + 0.9274$	$y = 0.0407\ln(x) + 0.7495$
	Lin. Kraftwerk	$y = 1.1623x$	$y = 1.0983x$
	Lin. Forschungsgruppe	$y = 1.1672x$	$y = 1.1007x$

Tabelle 16: Ableitungen der logarithmischen Funktionsformeln und Resultate der Wechsellpunkte (Ableitung * Max. Erosion oder Deposition)

	Regression	Ableitung Erosion	Abl. * Max. Erosion	Ableitung Deposition	Abl. * Max. Deposition
Max. Abfluss	Kraftwerk	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.1878}{x}$	56.9	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.1524}{x}$	46.2
	Forschungsgruppe	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.2049}{x}$	62.1	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.1721}{x}$	52.2
Volumen	Kraftwerk	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0286}{x}$	2068837.1	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0234}{x}$	1692684.9
	Forschungsgruppe	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0289}{x}$	2090538.1	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0237}{x}$	1714386.0
Dauer	Kraftwerk	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0492}{x}$	10.4	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.041}{x}$	8.7
	Forschungsgruppe	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0488}{x}$	10.3	$\frac{\partial}{\partial x} = \frac{0.0407}{x}$	8.6

Anhang F: R-Code einer logarithmischen und linearen Regression

```
##### EROSION / DEPOSITION X-Y-DIAGRAMM EINLESEN #####
diagram = read.delim("ER_DEP_Flut.csv", sep = ";", dec = ".", header = TRUE)

##### MAX. ABFLUSS EROSION #####
Max_V <- expression(Max.~Abfluss~m^3/s)
par(mar=c(5,5,5,5))
Erosion_description <- expression(Erosion~m^2)
plot(diagram$Max.all, diagram$Erosion, xlab = Max_V, ylab = Erosion_description,
     main = "Erosion pro maximalem Abfluss", cex=1.5, pch = c(15,19,15,19,15), col = c("green",
"green","magenta", "magenta", "blue3", "white"),
     xlim = c(2.5,360), ylim = c(0,9000), cex.axis = 1.1, cex.lab = 1.2, cex.main = 1.5)
# abline(v=56.9, col = "black", lwd = 2, lty = 3) -> weil lineares Modell am besten passt KEIN
Wechselpunkt
# abline(v=62.1, col = "black", lwd = 2, lty = 1) -> weil lineares Modell am besten passt KEIN
Wechselpunkt

### LINEARE Regression ###
# model_maxFG <- lm(diagram$Erosion.measured~diagram$Max.measured) -> nicht dargestellt,
weil KW besseres Modell
# abline(model_maxFG, lty =2, col = "gray45", lwd = 2)

model_maxKW <- lm(diagram$Erosion~diagram$Max.Damm)
abline(model_maxKW, lty =3, col = "gray75", lwd = 2)

summary(model_maxKW)
# summary(model_maxFG)

### LOGARITHMISCHE Regression ### -> nicht dargestellt, weil lin. Regression KW am besten
passt
# model_maxmeasured <- lm(Erosion~log(Max.measured), data=
diagram)#[which(!is.na(diagram$Max.measured)),])
# yy = predict(model_maxmeasured, newdata=list(Max.measured=seq(from=2.5, to=350,
length.out = 1000)))
```

```

# xx = seq(from=2.5, to=350, length.out = 1000)
# matlines(xx, yy, lty =2, col = "gray45", lwd = 2)

# model_maxdamm <- lm(Erosion~log(Max.Damm), data = diagram)
# yy = predict(model_maxdamm, newdata=list(Max.Damm=seq(from=2.5, to=350, length.out =
1000)))
# xx = seq(from=2.5, to=350, length.out = 1000)
# matlines(xx, yy, lty =2, col = "gray75", lwd = 2)

# summary(model_maxmeasured)
# summary(model_maxdamm)

legend("topleft", legend = c("2016", "2016 m.", "2020", "2020 m.", "2021"),
      pch = c(15,19,15,19,15), col =c("green", "green","magenta", "magenta", "blue3"), cex = 1.2)

### TEXTE ZUM PLOT MAX. ABFLUSS EROISON ###
### LINEAR FG ###
R_lin <- expression(FG_Lin~"~R^2~0.987~";"~p<0.05~"*)
text(280, 2000, R_lin, col = "gray45", srt=0, cex = 1)
### LINEAR KW ###
R_lin <- expression(KW_Lin~"~R^2~0.946~";"~p<0.05~"*)
text(280, 1500, R_lin, col = "gray75", srt=0, cex = 1)
### LOG FG ###
R_sq <- expression(FG_Log~"~R^2~0.943~";"~p<0.05~"*)
text(280, 1000, R_sq, col = "gray45", srt=0, cex = 1)
### LOG KW ###
R_sq <- expression(KW_Log~"~R^2~0.854~";"~p<0.05~"*)
text(280, 500, R_sq, col = "gray75", srt=0, cex = 1)
##### MAX. ABFLUSS DEPOSITION #####
Deposition_description <- expression(Deposition~m^2)
par(mar=c(5,5,5,5))
plot(diagram$Max.all, diagram$Deposition, xlab = Max_V, ylab = Deposition_description,

```

```
main = "Deposition pro maximalem Abfluss", cex=1.5, pch = c(15,19,15,19,15), col = c("green",
"green","magenta", "magenta", "blue3", "white"),
xlim = c(2.5,360), ylim = c(0,8000), cex.axis = 1.1, cex.lab = 1.2, cex.main = 1.5)
# abline(v=52.2, col = "black", lwd = 2, lty = 1) -> nicht dargestellt, da lineares Modell am besten

### LINEARE Regression ###
model_maxFG <- lm(diagram$Deposition~diagram$Max.measured)
abline(model_maxFG, lty =2, col = "gray45", lwd = 2)

# model_maxKW <- lm(diagram$Deposition~diagram$Max.Damm) -> nicht dargestellt, weil Lin. FG
am besten
# abline(model_maxKW, lty =3, col = "gray75", lwd = 2)

# summary(model_maxKW)
summary(model_maxFG)

### LOGARITHMISCHE Regression ### -> nicht dargestellt, weil Lin. FG am besten
# model_maxmeasured_dep <- lm(Deposition~log(Max.measured), data = diagram)
# yy = predict(model_maxmeasured_dep, newdata=list(Max.measured=seq(from=2.5, to=350,
length.out = 1000)))
# xx = seq(from=2.5, to=350, length.out = 1000)
# matlines(xx, yy, lty =2, col = "gray45", lwd = 2)

# model_maxdamm_dep <- lm(Deposition~log(Max.Damm), data = diagram)
# yy = predict(model_maxdamm_dep, newdata=list(Max.Damm=seq(from=2.5, to=350, length.out =
1000)))
# xx = seq(from=2.5, to=350, length.out = 1000)
# matlines(xx, yy, lty =2, col = "gray75", lwd = 2)

# summary(model_maxmeasured_dep)
# summary(model_maxdamm_dep)
legend("topleft", legend = c("2016", "2016 m.", "2020", "2020 m.", "2021"),
pch = c(15,19,15,19,15), col =c("green", "green","magenta", "magenta", "blue3"), cex = 1.2)
```