

Forschungsbericht SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
Stubenring 1, 1010 Wien

Projektkonsortium: Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG), Institut für Wasserbau, Hydraulik und Fließgewässerforschung (IWA), e3 consult, illwerke vkw AG, KELAG Kärntner Elektrizitäts-AG, ÖBB-Infrastruktur AG, Salzburg AG, TIWAG- Tiroler Wasserkraft AG, VERBUND Hydro Power GmbH Oesterreichs Energie. Das Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus stand beratend zu Seite.

Autorinnen und Autoren: Stefan Auer, Florian Dossi, Simon Führer, Martin Fuhrmann, Wolfram Graf, Franz Greimel, Christoph Hauer, Patrick Holzapfel, Patrick Leitner, Ines Leobner, Jonathan Pazmandy, Stefan Schmutz, Lisa Schülting, Roland Sumper, Bernhard Zeiringer, Leonardo Zoltan (Universität für Bodenkultur Wien), Jürgen Neubarth (e3 consult), Markus Pflieger (VERBUND Hydro Power GmbH)

Fotonachweis: Universität für Bodenkultur Wien/Franz Greimel (Titelbild)

Zitiervorschlag: Greimel, F., Neubarth, J., Fuhrmann, M., Zoltan, L., Zeiringer, B., Schülting, L., Führer, S., Auer, S., Leitner, P., Dossi, F., Holzapfel, P., Pflieger, M., Leobner, I., Sumper, R., Pazmandy, J., Graf, W., Hauer, C. und Schmutz, S.: SuREmMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Forschungsbericht, Wien 2021, 158 Seiten.

Wien, 2020. Stand: 1. Februar 2021

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an franz.greimel@boku.ac.at

Präambel

Im Rahmen des 2017 abgeschlossenen SuREmMa Forschungsprojektes wurde auf Basis nationaler und internationaler Forschungsarbeiten das Konzept eines österreichweit anwendbaren Bewertungsinstrumentes zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen entwickelt. Das Bewertungskonzept soll u. a. im Rahmen von Machbarkeitsstudien die Festlegung des guten ökologischen Potentials in schwallbelasteten Wasserkörpern unterstützen, um darauf aufbauend entsprechende Sanierungsmaßnahmen ableiten zu können.

Mit dem vorliegenden Bericht des SuREmMa+ Forschungsprojektes, wird das im vorangegangenen Projekt SuREmMa entwickelte Konzept zur integrativen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen weiterentwickelt bzw. gemäß dem aktuellen Stand des Wissens vervollständigt und bei ausgewählten praxisbezogenen Pilot-Fallbeispielen angewendet. Die exemplarische Anwendung des SuREmMa Konzepts zeigt jedoch auch, dass die Ergebnisse bzw. die daraus ableitbaren Schlussfolgerungen erheblich von den standortbezogenen Randbedingungen abhängig sind. Insbesondere können Unterschiede in Bezug auf die Intensität der Schwallbelastung, dem Ausmaß der Verbauung aufgrund von Siedlungsdruck und Hochwasserschutz und auch die Ausgangssituation des biologischen, sedimentologischen, hydrologischen sowie morphologischen Zustandes der einzelnen Abschnitte zu voneinander abweichenden Bewertungsergebnissen führen. Insofern sollte im nächsten Schritt auf Basis einer exemplarischen Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode an den wesentlichen schwallbelasteten Gewässern in Österreich ein konsistentes und im Rahmen von Behördenverfahren einheitlich anwendbares Bewertungsverfahren festgelegt werden. Aufgrund dieses noch ausstehenden letzten Schrittes ist die im vorliegenden Forschungsbericht vorgestellte Bewertungsmethode als Methodenansatz zu sehen, deren österreichweite Anwendbarkeit im Ende 2020 startenden interdisziplinären Projekt ÖkoResch noch abschließend zu überprüfen ist. Mit ÖkoResch werden damit die Grundlagen für einen österreichweit anzuwendenden Leitfaden zur

- ökologischen, hydrologischen, wasserbaulichen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen,
- Erhebung abiotisch/biotischer in situ Monitoring-Daten für die zeitnahe Bewertung von umgesetzten Maßnahmen sowie

- Erstellung von Richtlinien für die Umsetzung von morphologischen Maßnahmen in schwallbelasteten Gewässern bereitgestellt.

Zusammenfassung

Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) haben sich im Jahr 2000 alle europäischen Staaten verpflichtet, einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potential in den Gewässern wiederherzustellen und eine weitere Verschlechterung des Gewässerzustands zu verhindern. Im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan werden für alle Gewässer, die aufgrund anthropogener Belastungen (wie z. B. Schwallbelastungen) die Ziele der Richtlinie verfehlen, konkrete Umweltziele festgelegt. In Österreich sind die von Schwallbelastungen betroffenen Gewässer großteils per Verordnung als „erheblich veränderte Wasserkörper“ gemäß EU- Wasserrahmenrichtlinie ausgewiesen. Sie müssen den Zielzustand „gutes ökologisches Potential“ erreichen. Bei der Festlegung des guten ökologischen Potentials ist einerseits die ökologische Wirkung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen zu betrachten und andererseits zu bewerten, inwieweit dadurch signifikante negative Auswirkungen auf die Wasserkraftnutzung zu erwarten sind.

Zur Ausarbeitung der für eine Festlegung des guten ökologischen Potentials erforderlichen Machbarkeitsstudien wurde auf Basis bisheriger nationaler und internationaler Forschungsarbeiten im Rahmen der 2017 abgeschlossenen SuREmMa Studie das Konzept eines österreichweit anwendbaren integrativen Bewertungsinstrumentes entwickelt. Die grundsätzliche Praxistauglichkeit des Bewertungskonzeptes wurde basierend auf dem Bewertungskriterium „Strandungsrisiko für Fische“ an insgesamt 10 Fallbeispielen aufgezeigt. Als wesentliche Ergebnisse konnten generelle Aussagen zu den behandelten Maßnahmentypen (betriebliche Einschränkungen, Schwalldämpfungsbecken, Schwallausleitungskraftwerke jeweils inkl./exkl. Kombination mit morphologischen Sanierungsmaßnahmen) abgeleitet werden.

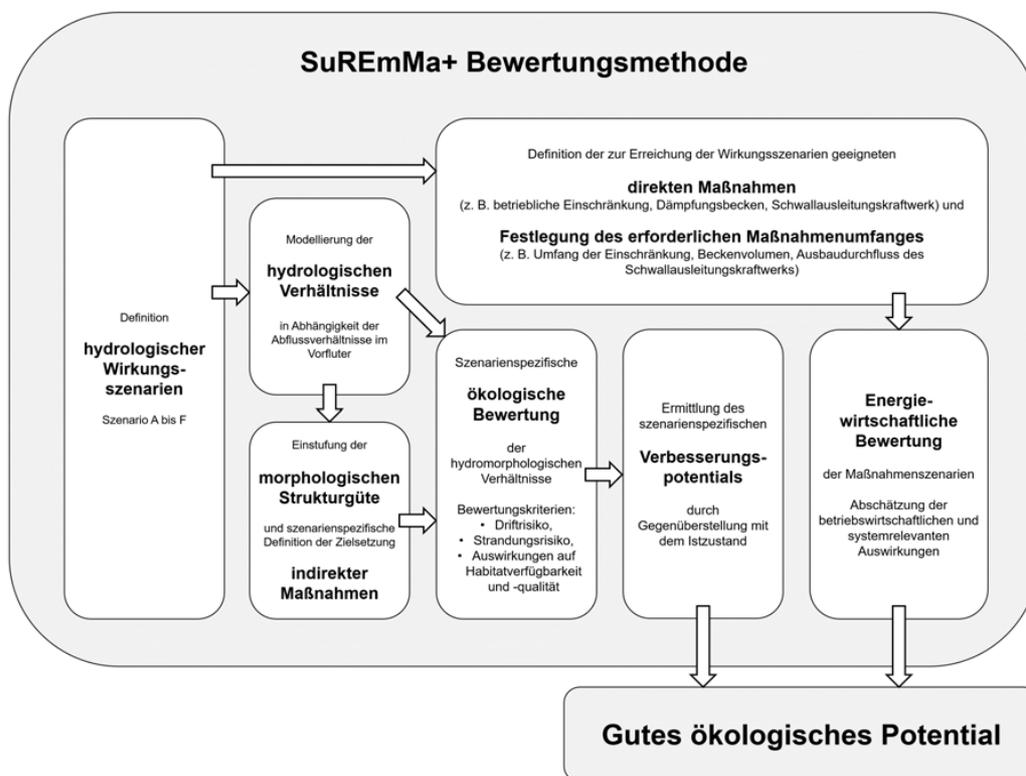
Die Ergebnisse von SuREmMa haben jedoch auch gezeigt, dass die zur Zieldefinition des guten ökologischen Zustands notwendigen Machbarkeitsstudien eine erweiterte bzw. verfeinerte Bewertungsmethode verlangen. Mit dem Nachfolgeprojekt SuREmMa+ wird daher das SuREmMa Konzept zur integrativen ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen verfeinert bzw. gemäß dem aktuellen Stand des Wissens

vervollständigt und mit einer höheren Detailschärfe auf ausgewählte Fallbeispiele angewendet.

Die SuREmMa+ Bewertungsmethode berücksichtigt neben Fischen auch die Organismengruppe Makrozoobenthos und erweitert die Bewertungskriterien über das singuläre Strandrungsrisiko von Fischen gemäß den aktuellen ökologischen Erkenntnissen zur Evaluierung schwallbedingter Auswirkungen wie folgt:

- Bewertungskriterium 1: Minderung des Strandrungsrisikos für Gewässerorganismen
- Bewertungskriterium 2: Minderung des Driftrisikos für Gewässerorganismen
- Bewertungskriterium 3: Verbesserung der Habitatverfügbarkeit und -qualität

Die SuREmMa+ Bewertungsmethode ermöglicht es, in Abhängigkeit der gewässerspezifischen Situation, möglichst effiziente Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen ableiten und bewerten zu können und damit eine transparente Grundlage für die Zieldefinition gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie zu schaffen sowie die räumlich und zeitlich diskretisierten Rahmenbedingungen für die darauffolgende Detail- und Ausführungsplanung der Maßnahmen zu definieren. Die Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode kann somit zu einem möglichst effizienten Sanierungsweg beitragen.



Um die SuREmMa+ Bewertungsmethode und die darauf basierenden Bewertungsergebnisse unabhängig von betriebsinternen bzw. vertraulichen Daten der Kraftwerksbetreiber darstellen zu können, wird ein fiktives Fallbeispiel definiert, welches in Bezug auf die abiotischen, ökologischen und energiewirtschaftlichen Standortbedingungen ein typisches schwallbelastetes Teileinzugsgebiet Österreichs widerspiegelt. Zudem wird ein möglicher Abwägungs- und Entscheidungsprozess zur Definition des guten ökologischen Potentials im fiktiven Fallbeispiel skizziert.

Zusätzlich wurde ein angepasstes abiotisch/biotisches in situ Monitoringkonzept entwickelt, um die Auswirkungen von Maßnahmen im Detail erfassen zu können. Das auf die SuREmMa+ Bewertungsmethode abgestimmte Konzept wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens an ausgewählten schwallbelasteten Gewässern in der Praxis erprobt und gewährleistet eine standardisierte Vorgangweise auf nationaler Ebene. Die Validierung der Bewertungsmethode und allfällige Adaptionen im Zuge der ersten Maßnahmenumsetzung werden die wesentlichen Aufgaben der nächsten Jahre sein.

Summary

With the European Water Framework Directive (WFD) in 2000, all European countries committed themselves to restore the good ecological status or a good ecological potential in their water bodies and to prevent further deterioration of the ecological status. In the national water management plan, concrete environmental goals are defined for all water bodies that fail to meet the targets of the directive due to anthropogenic pressures (e.g. hydropoaking). In Austria, most of the water bodies affected by hydropoaking are designated as "heavily modified water bodies" according to the EU Water Framework Directive. They must achieve the target status of "good ecological potential". When determining the good ecological potential, on the one hand the ecological effect of measures to reduce the impact of hydropoaking must be considered and on the other hand it must be evaluated to what extent significant negative impacts on the use of hydropower can be expected.

In order to develop the feasibility studies required for the determination of the good ecological potential, the concept of an integrative assessment instrument applicable throughout Austria was developed on the basis of previous national and international research work within the framework of the SuREmMa study, which was completed in 2017. The basic practical suitability of the evaluation concept was demonstrated on the basis of the evaluation criterion "stranding risk for fish" using a total of 10 case studies. The main results were general statements on the types of measures (operational

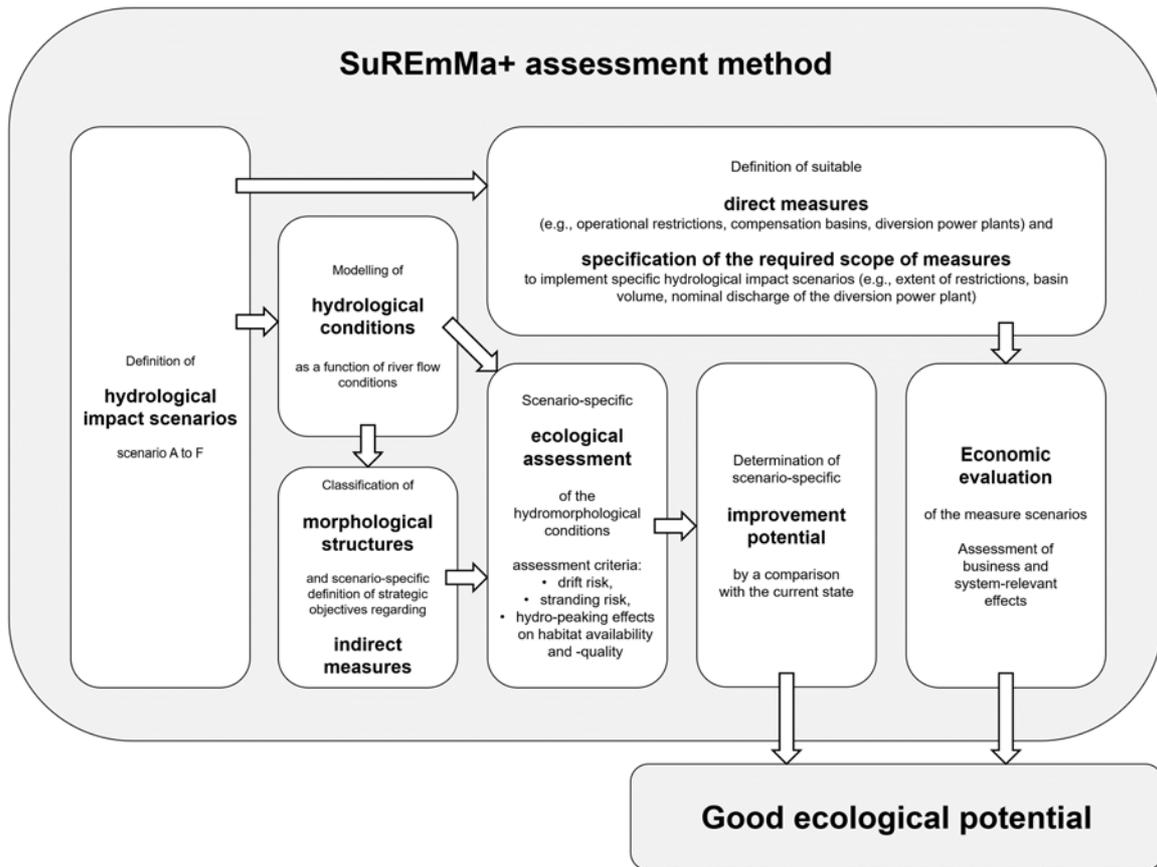
restrictions, hydropeaking compensation basins, hydropeaking diversion power plants; each including / excluding combination with morphological measures).

However, the results of SuREmMa have also shown that the feasibility studies necessary for the definition of the good ecological status require an extended and refined evaluation method: The follow-up project SuREmMa+ will refine the SuREmMa concept for the integrative ecological and economic evaluation of measures for the reduction of negative ecological effects of hydropeaking and apply it to selected case studies in more detail.

The SuREmMa+ evaluation method considers not only fish but also the organism group benthic-invertebrates and extends the evaluation criteria for the single risk of fish stranding according to the current ecological knowledge for the evaluation of hydropeaking effects as follows:

- Evaluation criterion 1: Reduction of the stranding risk for aquatic organisms
- Evaluation criterion 2: Reduction of the drifting risk for aquatic organisms
- Evaluation criterion 3: Improving habitat availability and quality

The SuREmMa+ evaluation method enables the most efficient measures and combinations of measures to be derived and evaluated depending on the water body specific situation. Thus, creating a transparent basis for the target definition according to the EU Water Framework Directive and defining the spatially and temporally discrete framework conditions for the subsequent detailed planning of the measures. The application of the SuREmMa+ evaluation method can thus contribute to the most efficient restoration path.



In order to be able to present the SuREmMa+ evaluation method and the evaluation results based on internal or confidential data of the power plant operators, a fictitious case study was defined, which reflects a typical hydropeaking sub-catchment area of Austria with regard to the abiotic, ecological and economic site conditions. In addition, a possible process of decision making for the definition of the good ecological potential is outlined in the fictitious case study.

In addition, an adapted abiotic/biotic in situ monitoring concept was developed in order to assess the effects of measures in detail. The concept, which is based on the SuREmMa+ evaluation method, was tested in the field at selected sites within the framework of the project and guarantees a standardized procedure at national level. The validation of the evaluation method and possible adaptations in the course of the first measure implementation will be the main tasks of the next years.

Inhalt

1 Ausgangssituation und Zielstellung	11
1.1 Energiewirtschaftlicher und rechtlicher Rahmen.....	11
1.2 Stand der Forschung.....	13
1.3 Vorgehen und Ziele.....	14
2 Methodische Randbedingungen	17
2.1 Zieldefinition „gutes ökologisches Potential“.....	17
2.2 Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen.....	20
2.2.1 Direkte Maßnahmen.....	20
2.2.2 Indirekte Maßnahmen	24
2.2.3 Maßnahmen zur Verringerung weiterer Belastungen.....	27
2.3 Fiktives Fallbeispiel	28
3 Ökologische und energiewirtschaftliche Bewertungsmethode	32
3.1 Erfassung der abiotischen Verhältnisse.....	33
3.1.1 Hydrologie.....	33
3.1.2 Sedimente und Morphologie.....	41
3.2 Ökologische Bewertung.....	53
3.2.1 Ökologische Auswirkungen von Schwallbetrieb.....	54
3.2.2 Ökologische Gewichtung einzelner Bewertungskriterien	60
3.2.3 Bewertung des hydrologischen Verbesserungspotentials	65
3.2.4 Bewertung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials.....	70
3.3 Energiewirtschaftliche Bewertung	74
3.3.1 SuREmMa-Konzept im Überblick.....	75
3.3.2 Erweiterung der energiewirtschaftlichen Bewertungsmethode.....	81
4 Anwendung Bewertungsmethode auf fiktives Fallbeispiel	91
4.1 Betriebliche Einschränkungen zur ganzjährigen Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit	91
4.1.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen.....	92
4.1.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen.....	94
4.2 Betriebliche Einschränkungen zur temporären Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit	95
4.2.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen.....	95
4.2.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen.....	97
4.3 Dämpfungsbecken	99
4.3.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen.....	99

4.3.2	Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen	100
4.4	Schwallausleitungskraftwerke	102
4.4.1	Bewertung der ökologischen Auswirkungen	102
4.4.2	Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen	104
4.5	Interpretation der ökologischen Ergebnisse	108
4.5.1	Istzustand	108
4.5.2	Betriebliche Einschränkungen	111
4.5.3	Dämpfungsbecken	112
4.5.4	Schwallausleitungskraftwerke	114
4.5.5	Kombination von mehreren direkten Maßnahmen	116
4.6	Abwägungs- und Entscheidungsprozess.....	117
4.6.1	Direkte Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung	119
4.6.2	Indirekte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen	122
4.6.3	Mehrere Schwalleinleitungen im Untersuchungsgebiet	123
5	Schlussfolgerungen und Ausblick	126
6	Literatur	130
7	Anhang.....	140
7.1	Anhang zu Kapitel 3.1.1.3	140
7.2	Anhang zu Kapitel 3.2	146
7.2.1	Berechnungsbeispiel hydrologisches Verbesserungspotentials VP_M (vgl. Kapitel 3.2.3)	146
7.2.2	Berechnungsbeispiel zur Abminderung des ökologischen Potentials als Grundlage zur Berechnung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials VP_{M-HM} und VP_{M-HM}^* (vgl. Kapitel 3.2.4).....	160
	Formelverzeichnis	167
	Tabellenverzeichnis.....	167
	Abbildungsverzeichnis.....	169

1 Ausgangssituation und Zielstellung

1.1 Energiewirtschaftlicher und rechtlicher Rahmen

Mit ihrem im **European Green Deal** formulierten langfristigen strategischen Ziel bis 2050 der erste klimaneutrale Kontinent zu werden, hat die Europäische Union die wesentlichen Randbedingungen für die zukünftige Entwicklung des europäischen und damit auch des österreichischen Energiesystems in Bezug auf Klimaschutz, erneuerbare Energien, Energieeffizienz und Versorgungssicherheit vorgegeben. Noch ambitionierter als die Ziele auf EU-Ebene sind die im Regierungsprogramm 2020-2024 definierten österreichischen Klima- und Energieziele: Neben einer bilanziellen Stromautonomie bis 2030 soll Österreich bereits im Jahr 2040 klimaneutral sein. Dabei werden aufgrund der gegenüber Wasserkraft, Biomasse und Geothermie auf europäischer aber auch auf österreichischer Ebene deutlich höheren Ausbaupotentiale von Wind- und Sonnenenergie diese beiden Energiequellen den Zubau erneuerbarer Energien dominieren. Durch den Ausbau der Stromerzeugung aus Wind- und Sonnenenergie steigen jedoch auch die Anforderungen an den bestehenden Kraftwerkspark insbesondere in Bezug auf einen flexibleren Einsatz zur Ausregelung der unvermeidlichen Erzeugungsschwankungen volatiler erneuerbarer Energien. Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke sind aus energiewirtschaftlicher Sicht aufgrund ihrer schnellen Regelfähigkeit daher eine ideale Ergänzung zur Wind- und Solarstromerzeugung.

Durch die in Österreich besonders günstigen topografischen und hydrologischen Voraussetzungen stellen Speicher- und Pumpspeicherkraftwerke mit einem Anteil von 34% an der insgesamt installierten Kraftwerksleistung von knapp 26.200 MW (2019) das Rückgrat der österreichischen Stromversorgung dar. Aufgrund des gleichzeitig sehr hohen Anteils an nicht steuerbaren erneuerbaren Energien (d.h. Windkraft und Photovoltaik) und nicht vollumfänglich steuerbaren Energien (Laufwasserkraft) in Österreich sind Speicherkraftwerke für die nationale Versorgungssicherheit und Systemstabilität sowie für die sichere Bahnstromversorgung von besonderer Bedeutung, da auch thermische Kraftwerke immer weniger für den Ausgleich der Stromerzeugung aus Windkraft und Photovoltaik zur Verfügung stehen. Österreichische Speicherkraftwerke haben jedoch nicht nur auf nationaler Ebene eine hohe systemrelevante Bedeutung, sondern sie unterstützen innerhalb des europäischen Strommarktes bereits heute maßgeblich die effiziente Integration der fluktuierenden erneuerbaren Energien.

Der flexible Einsatz von Speicherkraftwerken kann jedoch zu kurzfristigen anthropogenen Abflussschwankungen in den Gewässern führen, wobei grundsätzlich zwischen Abflussanstieg (Schwall) und Abflussrückgang (Sunk) zu unterscheiden ist. Vom Schwall- und Sunkbetrieb betroffen sind in Österreich hauptsächlich mittlere bis größere Flüsse in vor- oder inneralpiner Lage wie Drau, Ill, Bregenzerach, Ziller, Salzach, Möll, Enns, Mur, Alpenrhein und Inn. Der Eingriff in die natürliche Abflussdynamik eines Gewässers durch den Betrieb von Speicherkraftwerken kann sich über vergleichsweise lange Gewässerstrecken auf Fische, Benthos und andere Gewässerorganismen auswirken. Als hydrologische Hauptbelastung für aquatische Organismen werden Strandungsphänomene durch einen Abflussrückgang angesehen, wobei u. a. Abstiegsgeschwindigkeit, Gewässermorphologie, Wassertemperatur, Substrat, Tages- und Jahreszeit, Spezies und Organismengröße wichtige Einflussfaktoren auf das Strandungsrisiko darstellen. Daneben werden aquatische Organismen beim Abflussanstieg vermehrt verdriftet bzw. abgeschwemmt, was, zumindest auf lokaler Ebene, zu einem Verlust von Fischlarven und frühen Juvenilstadien und von Makrozoobenthos führen kann.

Mit der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden konkrete Umweltziele für die Gewässer festgelegt („guter ökologischer Zustand“ bzw. „gutes ökologisches Potential“), die durch anthropogene Belastungen wie zum Beispiel durch einen Schwallbetrieb von Speicherkraftwerken belastet sind. Die Umsetzung der WRRL erfolgt in Österreich durch den Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP), in dem die Gewässernutzungen und die konkret zu erreichenden Erhaltungs- und Sanierungsziele sowie erforderliche Maßnahmen alle sechs Jahre neu festgelegt werden. Die von Schwallbelastungen betroffenen Gewässer sind in Österreich großteils per Verordnung als „erheblich veränderte Wasserkörper“ gemäß WRRL ausgewiesen und müssen daher den Zielzustand gutes ökologisches Potential erreichen. Bei der Festlegung des guten ökologischen Potentials ist einerseits die ökologische Wirksamkeit von Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen von Schwallbelastungen zu betrachten. Andererseits ist in den hierfür notwendigen Machbarkeitsstudien jedoch auch zu bewerten, inwieweit durch diese Maßnahmen eine signifikante und ggf. unverhältnismäßige Einschränkung der Nutzung der Speicherkraftwerke (insbes. systemrelevante, volks- und betriebswirtschaftlichen Auswirkungen) zu erwarten ist.

1.2 Stand der Forschung

Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen von schwallerzeugenden Kraftwerken liegen für Fließgewässerökosysteme vor allem in Nordamerika und Skandinavien vor (Cushman, 1985; Harby et al., 2001; Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; Vehanen et al., 2003; Flodmark, 2004). Für den Alpenraum existieren Studien aus der Schweiz (Baumann & Klaus, 2003; Baumann, 2004; Limnex, 2004; Künzli, 2005) und Deutschland (Schnell, 2005) und auch in Österreich wurden in den letzten Jahren eine Reihe von Forschungsprojekten zum Thema Schwall durchgeführt (SINTEF Norwegen, IHG BOKU, 2009; IWHW BOKU, 2012, 2015; IHG BOKU, BAFU Schweiz, 2013; Schmutz et al., 2013). Dabei wurden in den bisherigen Forschungsprojekten u. a. Modelle entwickelt, mit denen Häufigkeit und Intensität von Abflussschwankungen durch die Analyse von Abflusszeitreihen erfasst werden (Sauterleute & Charmasson, 2014; Greimel et al., 2016), wodurch ökologische Monitoringdaten den jeweiligen hydrologischen Verhältnissen gegenübergestellt werden können (Schmutz et al., 2013, 2015). Im Weiteren wurden aus Drift- und Strandungsexperimenten in Versuchsrinnen (HyTEC, Lunz am See) für einzelne Organismengruppen und Altersstadien spezifische Schwellenwerte abgeleitet und daraus ökologische Rahmenbedingungen für die Sanierung definiert (IHG BOKU, BAFU Schweiz, 2013; Schmutz et al., 2013). Auch wurden erste Konzepte zur Unterstützung der ökologischen Bewertung von Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung von Gewässern entwickelt.

Um die Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie nach einer effizienten und dabei verhältnismäßigen Maßnahmenumsetzung erfüllen zu können, müssen jedoch alle relevanten Fachdisziplinen (d. h. Hydrologie, Morphologie/Hydraulik und Ökologie sowie Energie- und Volkswirtschaft) zusammengeführt und gemeinsam mögliche „best-practice“ Lösungen entwickelt werden. Vor diesem Hintergrund wurde zwischen 2014 und 2017 von einem Konsortium bestehend aus Energieversorgungsunternehmen, energiewirtschaftlichen Experten, universitären und außeruniversitären Forschungs- und Entwicklungseinrichtungen sowie dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft das interdisziplinäre Forschungsprojekt SuREmMa (**Sustainable Rivermanagement – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen**) durchgeführt und damit die Grundlage für eine österreichweit anwendbare Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten Belastungen geschaffen (Cushman, 1985; Harby et al., 2001; Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; Vehanen et al., 2003; Flodmark, 2004).

In SuREmMa werden ausgehend vom Istzustand für ausgewählte Fallbeispiele sog. hydrologische Wirkungsszenarien im Kontext zu gewässer- bzw. fischökologischen Auswirkungen anhand definierter maximaler Schwallintensitäten festgelegt. Die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien können wiederum durch unterschiedliche schwalldämpfende Maßnahmen umgesetzt und hierfür die ökologische Wirksamkeit bzw. deren systemrelevanten, volks- und betriebswirtschaftlichen Auswirkungen bewertet werden. Als schwalldämpfende Maßnahmen werden betriebliche Einschränkungen (Anpassung der Betriebsweise), Dämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerke betrachtet, die jeweils durch morphologische Sanierungsmaßnahmen ergänzt werden können. Die Bewertungsmethode wurde in SuREmMa exemplarisch für das Kriterium „Strandungsrisiko für Fische“ durch eine Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit angewendet und deren grundsätzliche Praxistauglichkeit an insgesamt 10 Fallbeispielen erfolgreich aufgezeigt.

1.3 Vorgehen und Ziele

Die Ergebnisse von SuREmMa haben jedoch auch gezeigt, dass die zur Zieldefinition des guten ökologischen Zustands notwendigen Machbarkeitsstudien eine erweiterte bzw. verfeinerte Bewertungsmethode verlangen. Entsprechend wurde nach Abschluss von SuREmMa das Nachfolgeprojekt SuREmMa+ initiiert, um die in SuREmMa entwickelte ökologische und energiewirtschaftliche Bewertungsmethode zu erweitern und mit einer höheren Detailschärfe auf ausgewählte Pilot-Fallbeispiele anzuwenden.

Im Rahmen von SuREmMa+ werden die ökologischen Bewertungskriterien erweitert indem neben dem Strandungs- auch das Driftrisiko sowie schwallbedingte Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität aus fisch- und benthosökologischer Sicht in die Bewertung einfließen. Entsprechend werden die Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Verminderung schwallbedingter Auswirkungen in SuREmMa+ zusätzlich zur Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit auch in Bezug auf ihre hydrologischen Wirkungen zur Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit und Verringerung der Amplitude bewertet. Im Weiteren geht SuREmMa+ nicht nur auf gewässerspezifische Eigenschaften auf Ebene des Einzugsgebiets (z. B. hydrologische Referenzverhältnisse, Flusstypologie, Feststoffhaushalt), sondern auch auf kleinräumiger Skalenebene (z. B. morphologische Strukturgüte eines Gewässerabschnittes) ein.

Mit SuREmMa+ wurde eine auf Einzugsgebiets- und Teileinzugsgebietsebene nachvollziehbare Entscheidungsgrundlage geschaffen, um Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen ableiten und anhand ökologischer und energiewirtschaftlicher Kriterien konsistent bewerten zu können. Die Ergebnisse einer auf SuREmMa+ basierenden integrativen Maßnahmenbewertung sollen insbesondere die Erstellung von Machbarkeitsstudien als Grundlage einer nachvollziehbaren Zieldefinition des guten ökologischen Potentials unterstützen und im Rahmen eines Diskussions- und Entscheidungsprozesses zwischen Behörden und Energieversorgungsunternehmen herangezogen werden können. Zusätzlich sollen mit der erweiterten Bewertungsmethode räumlich und zeitlich differenzierte Randbedingungen für Detail- und Ausführungsplanungen der Maßnahmen geliefert und somit letztendlich zu einem sowohl aus ökologischer als auch energiewirtschaftlicher Sicht möglichst effizienten Sanierungsweg beigetragen werden.

Die Bearbeitung von SuREmMa+ erfolgte im Wesentlichen durch das bereits für das Vorgängerprojekt SuREmMa gebildete interdisziplinäre Konsortium mit Vertreter*innen aus Energieversorgungsunternehmen, Wissenschaft und Forschung, Beratungsunternehmen und Ministerien. Dabei lag die wissenschaftliche Leitung sowie die inhaltliche Verantwortung des ökologischen, hydrologischen und morphologischen Teils mit dem Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) sowie dem Institut für Wasserbau, Hydraulik und Fließgewässerforschung (IWA) bei der Universität für Bodenkultur. Der energiewirtschaftliche Teil wurde federführend von e3 consult bearbeitet. Die inhaltliche Koordination erfolgte über eine Steuerungsgruppe mit Vertretern aus Wissenschaft und Praxis. Das Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) stand beratend und unterstützend zur Seite.

Der vorliegende Forschungsbericht stellt aufbauend auf den Ergebnissen des Vorgängerprojekts SuREmMa eine Zusammenfassung der weiterentwickelten Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von sunk- und schwallbedingten Auswirkungen auf Gewässer dar. Nach einer Definition der übergeordneten methodischen Randbedingungen in Kapitel 2 erfolgt hierzu in Kapitel 3 die Beschreibung des erweiterten ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertungsansatzes. In Kapitel 4 erfolgt die Anwendung der integrativen Bewertungsmethode mittels fiktivem Fallbeispiel und ein möglicher Abwägungs- und Entscheidungsprozess wird skizziert. Abschließend werden in Kapitel 5 die zusammenfassenden Schlussfolgerungen gezogen und ein Ausblick gegeben.

Eine detaillierte Beschreibung der in SuREmMa+ weiterentwickelten ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertungsmethode findet sich in den vier Technischen Berichten I bis IV, in welchen ergänzend abiotische und biotische Monitoringkonzepte vorgeschlagen werden:

- **Technischer Bericht I:** Modelle und Analyseschritte zur Erfassung von anthropogenen Einflüssen auf das Abflussregime und hydrologisches Monitoringkonzept
- **Technischer Bericht II:** Morphologische und sedimentologische Analysen an schwallbelasteten Fließgewässern
- **Technischer Bericht III:** Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten Auswirkungen
- **Technischer Bericht IV:** Anwendung der Methodik zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken

Die technischen Berichte stehen unter www.boku.ac.at, www.oesterreichsenergie.at sowie unter www.e3consult.at als pdf-Dokument zur Verfügung.

2 Methodische Randbedingungen

Im folgenden Abschnitt werden die methodisch relevanten Randbedingungen der Schwall-sanierung in Österreich zusammengefasst. Dabei wird auf die gesetzlichen Grundlagen und die im Rahmen der Zieldefinition des guten ökologischen Potentials zu behandelnden Maßnahmen eingegangen. Zur Veranschaulichung der SuREmMa+ Bewertungsmethode wird außerdem ein repräsentatives fiktives Fallbeispiel definiert.

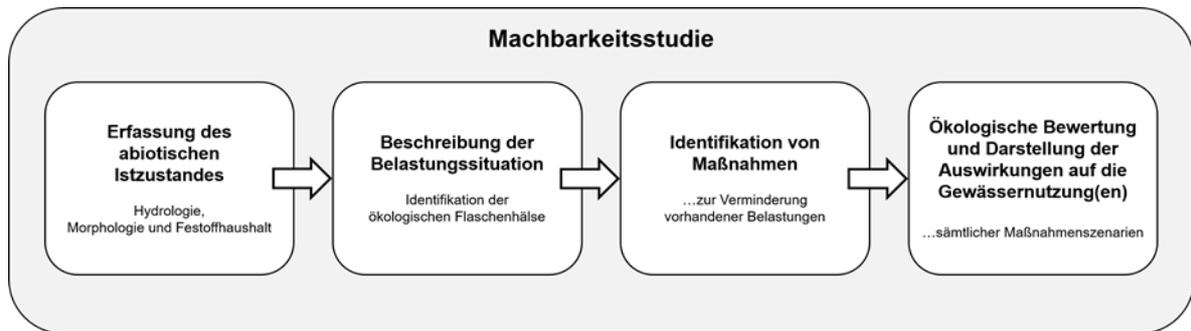
2.1 Zieldefinition „gutes ökologisches Potential“

Österreichweit ist der Großteil der schwallbelasteten Gewässerstrecken per Verordnung (NGPV) als erheblich veränderte Gewässer ausgewiesen (BMLFUW, 2017). Der Zielzustand ist hier das gute ökologische Potential, welches – einer generellen nationalen Methodik folgend – für den jeweiligen betroffenen erheblich veränderten Wasserkörper unter Berücksichtigung der spezifischen Standortbedingungen festzulegen ist, da sich die zur Belastungsminderung notwendigen Maßnahmen (bzw. Maßnahmenkombinationen) je nach Wasserkörper maßgeblich unterscheiden können (BMLFUW, 2015).

Zur Umsetzung der Vorgaben gemäß „Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer – Biologische Definition des guten ökologischen Potentials“ (BMLFUW, 2015) ist die Durchführung von Machbarkeitsstudien eine Voraussetzung für die Festlegung des guten ökologischen Potentials (BMLFUW, 2017).

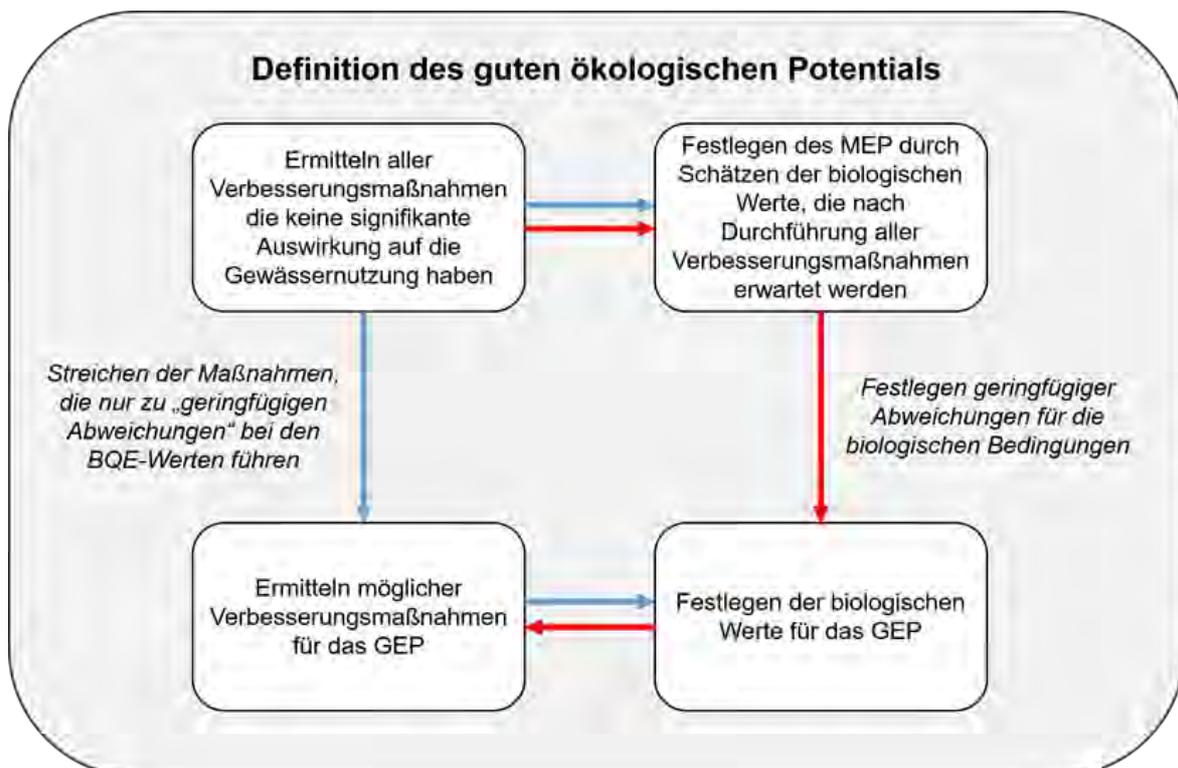
In den Machbarkeitsstudien sind – ausgehend von einer detaillierten Erfassung des Istzustandes und einer davon abgeleiteten Beschreibung der vorhandenen ökologischen Belastungen und Rahmenbedingungen – alle Maßnahmen (z. B. Einschränkung der Betriebsweise, Dämpfungsbecken, Schwallausleitungskraftwerke, Lebensraumverbesserung durch morphologisch/sedimentologische Maßnahmen, Herstellung der Durchgängigkeit usw.), die prinzipiell zur Belastungsminderung umgesetzt werden können, unabhängig von der Belastungsursache (z. B. Kraftwerksbetrieb, Hochwasserschutz etc.) zu berücksichtigen und anschließend für jedes Maßnahmenzenario die zu erwartende ökologische Wirkung und die Auswirkung auf die im jeweiligen Wasserkörper vorhandene(n) Nutzung(en) – wie z. B. der energiewirtschaftlichen Gewässernutzung – darzustellen (vgl. Abbildung 1).

Abbildung 1 Übersicht - Machbarkeitsstudie



Ausgehend vom gesamten potentiell umsetzbaren Maßnahmenspektrum sind anschließend jene Maßnahmen auszuscheiden, deren Umsetzung eine signifikante Auswirkung auf die Nutzung bedingen würde. Anschließend können gemäß Leitfaden Nr. 37 der Europäischen Kommission zwei Ansätze verfolgt werden, um den Zielzustand gutes ökologische Potential zu definieren (vgl. Abbildung 2).

Abbildung 2 Vorgangsweise bei der Definition des ökologischen Potentials beim Referenzansatz (rote Pfeile) und beim Maßnahmenansatz (blaue Pfeile) (MEP – höchstes ökologisches Potential, GEP – gutes ökologisches Potential, BQE – biologische Qualitätskomponenten) (Europäische Kommission, 2020)



1. Referenzansatz

Beim Referenzansatz ist das primäre Kriterium zur Definition des guten ökologischen Potentials der zu erwartende ökologische Zustand (bezogen auf die biologischen Qualitätselemente) der sich nach Umsetzung sämtlicher Maßnahmen ohne signifikante Auswirkung auf die Nutzung einstellen würde (entspricht dem sehr guten ökologischen Potential). Von diesem Zustand kann geringfügig abgewichen werden, um den Zielzustand gutes ökologisches Potential zu erreichen.

2. Maßnahmenansatz (oder Prager Ansatz)

Beim Maßnahmenansatz erfolgt die Definition des Zielzustandes in erster Linie über die prognostizierte ökologische Wirkung einzelner Maßnahmen. Es werden alle Maßnahmen identifiziert, die keine signifikante Auswirkung auf die Gewässernutzung haben. Von diesen werden jene ausgeschieden, durch deren Umsetzung lediglich eine geringfügige Wirkung zu erwarten ist. Die biologischen Verhältnisse (ebenso bezogen auf die biologischen Qualitätselemente), die sich nach Umsetzung der Maßnahmen einstellen, definieren das gute ökologische Potential.

In beiden Ansätzen ist der **Zielzustand** über die Werte der **biologischen Qualitätselemente** definiert, die – bei formal korrekter Anwendung – nicht maßgeblich voneinander abweichen können, nachdem in letzter Konsequenz in beiden Ansätzen neben den Maßnahmen mit signifikanter Auswirkung auf die Nutzung jene Maßnahmen ausgeschieden werden können, deren Umsetzung lediglich eine geringfügige ökologische Auswirkung erwarten lässt (CIS Guidance 37, 2020).

Die bisherigen praktischen Erfahrungen und Diskussionen innerhalb des Projektkonsortiums haben gezeigt, dass es in der Umsetzung praktikabler ist, als primäres Kriterium zur Definition des Zielzustandes die hydromorphologischen Auswirkungen einzelner Maßnahmen zu quantifizieren und darauf aufbauend die zu erwartende maßnahmenspezifische ökologischen Wirkung zu beschreiben (mehr als geringfügig/geringfügig), als den ökologischen Zustand, der sich nach Umsetzung mehrerer Maßnahmen einstellen würde, direkt abzuschätzen. Daher erfolgt im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes die Definition des guten ökologischen Potentials nach dem Maßnahmen- oder Prager-Ansatz.

2.2 Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Im folgenden Abschnitt werden grundsätzlich geeignete Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen beschrieben, hinsichtlich ihrer Wirkungsweise gruppiert und die jeweiligen Randbedingungen für die Maßnahmenbewertung durch die SuREmMa+ Bewertungsmethode definiert. Tabelle 1 zeigt einleitend einen Überblick über die im SuREmMa+ Forschungsprojekt bewerteten Maßnahmen und deren potentielle Auswirkung auf die Gewässernutzung.

Tabelle 1 Ökologische und energiewirtschaftliche Bewertung von Maßnahmen und potentielle Auswirkungen auf die Gewässernutzung

Maßnahmen		Räumlich/zeitliche Bewertung der ökologischen Auswirkungen	Bewertung der energiewirtschaftlichen und systemrelevanten Auswirkungen	Potentielle Auswirkungen auf die energiewirtschaftliche Gewässernutzung
Direkt	Betriebliche Einschränkungen	X	X	i. A. stark negativ
	Schwalldämpfung durch stehende Retention (z. B. Dämpfungsbecken)	X	X	keine
	Schwallausleitungskraftwerk	X	X	positiv
Indirekt	...in Kombination mit Lebensraumverbesserung durch morphologisch/sedimentologische Maßnahmen	X	-	keine

X: Bewertung; -: keine Bewertung

2.2.1 Direkte Maßnahmen

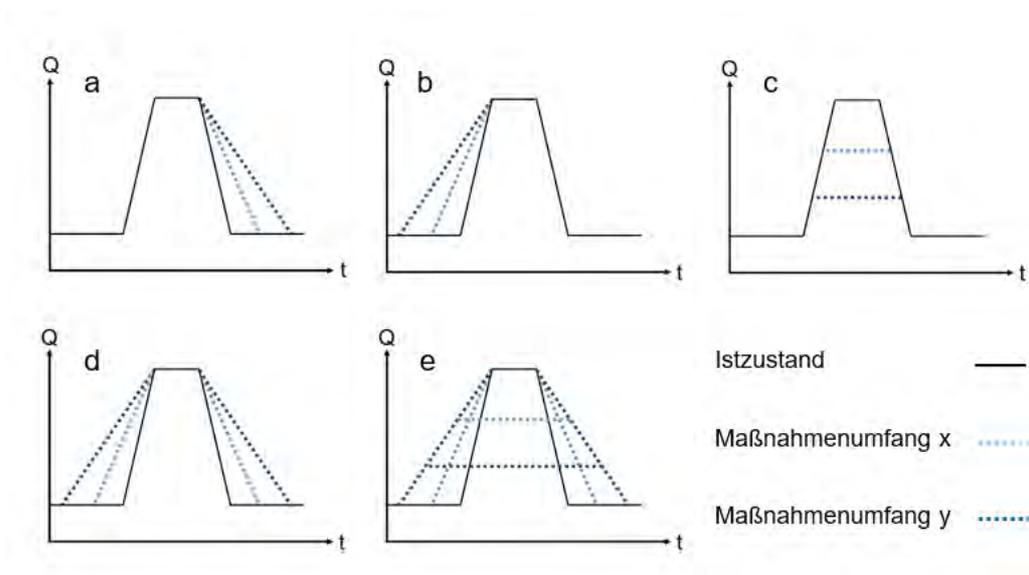
Maßnahmen deren Ziel es ist, die unmittelbare hydrologische Situation zu entschärfen, werden als „direkte Maßnahmen“ bezeichnet (Greimel et al., 2018). Zu den **direkten Maßnahmen** zählen

- die betriebliche Einschränkung eines Speicherkraftwerks,
- die Schwalldämpfung durch stehende Retention (z. B. durch die Errichtung von Schwall-Dämpfungsbecken oder einer optimierten Bewirtschaftung von bestehendem Retentionsraum (z. B. zur Schwalldämpfung nutzbares Volumen in Laufstauen, oder Hochwasserrückhaltebecken) und
- die Ausleitung von Schwallwellen (z. B. durch ein Schwallausleitungskraftwerk).

Durch die Umsetzung von direkten Maßnahmen zur Verminderung der Schwallbelastung wird also die hydrologische Situation in einem Gewässer adaptiert, wobei je nach Maßnahme unterschiedliche hydrologische Auswirkungen erzielt werden können. Die zu erwartende hydrologische Wirkung von direkten Maßnahmen kann in Form von sogenannten hydrologischen Wirkungsszenarien beschrieben werden (vgl. Abbildung 3):

- Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3-a)
- Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3-b)
- Verringerung der Amplitude (vgl. Abbildung 3-c)
- Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3-d)
- Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und Verringerung der Amplitude (vgl. Abbildung 3-e)

Abbildung 3 Systemskizze - Hydrologische Wirkungsszenarien von direkten Maßnahmen zur Verminderung der Schwallbelastung (Abfluss – Q; Zeit – t) bei unterschiedlichem Maßnahmenumfang (hellblaue Linie vs. dunkelblaue Linie)



Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes wird davon ausgegangen, dass sich durch die Maßnahmenumsetzung der einzelnen direkten Maßnahmen im Wesentlichen folgende hydrologische Wirkungen erzielen lässt:

- Durch **betriebliche Einschränkungen** kann prinzipiell jede hydrologische Wirkung erreicht werden (vgl. Abbildung 3–a, b, c, d, e). Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes werden betriebliche Einschränkung allerdings ausschließlich auf eine permanente oder saisonale Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3–a, b) bezogen, nachdem durch das SuREmMa Forschungsprojekt aufgezeigt wurde, dass schon die Dämpfung der Abflussänderungsgeschwindigkeiten der eingeleiteten Schwallwellen durch betriebliche Einschränkungen im Allgemeinen zu signifikanten negativen energiewirtschaftlichen Auswirkungen führt. Eine Verringerung der Schwallamplitude würde die Auswirkungen auf die Gewässernutzung maßgeblich vergrößern und scheint daher für die Erreichung des guten ökologischen Potentials generell nicht zielführend zu sein. Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes werden betriebliche Einschränkungen daher ausschließlich auf eine ganzjährige und eine saisonale (Quartal 2 und 3) Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit bezogen.
- Bei einer **Schwalldämpfung durch stehende Retention** bzw. durch die **Errichtung von Dämpfungsbecken** oder einer **Optimierung der Bewirtschaftung von bestehendem Retentionsraum** kann hauptsächlich die An- und Abstiegsgeschwindigkeit verringert werden, während eine Begrenzung der Amplitude – vor allem bei Speicherkraftwerken mit Wochen- und Jahresspeicher – aufgrund der i. A. begrenzten Retentionskapazität kaum bzw. lediglich in sehr geringem Umfang möglich ist. Nachdem Dämpfungsbecken ganzjährig zur ökologischen Optimierung herangezogen werden sollen, wird die Maßnahme Schalldämpfung durch stehende Retention im SuREmMa+ Forschungsprojekt auf eine permanente Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit bezogen (vgl. Abbildung 3–d).
- **Schwallausleitungskraftwerke** leiten Schwallwellen zum Teil oder zur Gänze aus dem Gewässer aus, bzw. verhindern deren Einleitung, wenn das Triebwasser eines schwallerzeugenden Oberliegerkraftwerkes direkt in das unterliegende Schwallausleitungskraftwerk geleitet wird. Somit sind Schwallausleitungskraftwerke – in Abhängigkeit der Ausleitungskapazität des Schwallausleitungskraftwerkes – geeignet die Amplitude der ins Gewässer eingeleiteten Schwallwellen zu begrenzen. Mit der Begrenzung der maximal eingeleiteten Schwallamplitude erfolgt in Abhängigkeit der Auslegung und des Einsatzes des schwallerzeugenden sowie des Schwallausleitungskraftwerkes möglicherweise auch eine Begrenzung der maximalen

An- und Abstiegsgeschwindigkeit. Dementsprechend wird diese Maßnahme im SuREmMa+ Forschungsprojekt auf eine Begrenzung der Amplitude und der An- und Abstiegsgeschwindigkeit bezogen (vgl. Abbildung 3–e). Zusätzlich wird davon ausgegangen, dass die Funktion der Schwallausleitung ganzjährig erfüllt wird.

Neben der unterschiedlichen hydrologischen Wirkung der direkten Maßnahmen wird durch die hydrologischen Wirkungsszenarien auch der Maßnahmenumfang festgelegt. Der Maßnahmenumfang einer direkten Maßnahme definiert das zu erwartende Ausmaß der hydrologischen Wirkung. So kann beispielsweise ein Dämpfungsbecken die An- und Abstiegsgeschwindigkeit der ins Gewässer eingeleiteten Schwallwellen in Abhängigkeit des zur Verfügung stehenden Volumen verringern. Durch ein Dämpfungsbecken mit einem Volumen von $x \text{ m}^3$ kann im Vergleich zum Istzustand (vgl. Abbildung 3–d schwarze Linie) dementsprechend ein bestimmtes hydrologisches Wirkungsszenario erreicht werden (vgl. Abbildung 3–d hellblaue Linie). Ein Dämpfungsbecken mit einem Volumen von $x + y \text{ m}^3$ ist geeignet, ein stärkeres Dämpfungsszenario zu erzielen (vgl. Abbildung 3–d dunkelblaue Linie). Dasselbe gilt für betriebliche Einschränkungen in Abhängigkeit des Umfanges der Einschränkung sowie für Schwallausleitungskraftwerke in Abhängigkeit der maximalen Ausleitungskapazität bzw. des Ausbaudurchflusses des Ausleitungskraftwerkes. Im Rahmen des SuREmMa+ Bewertungsmethode werden mehrere **hydrologische Wirkungsszenarien** in Relation zur aktuellen maximalen Schwallintensität (abhängig vom Ausbaudurchfluss des schwallerzeugenden Kraftwerks oder von bestehenden wasserrechtlichen Vorgaben) am Rückgabepunkt in den Vorfluter definiert:

- **Maßnahmenumfang – Szenario F:**
Unveränderte Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand (100%)
- **Maßnahmenumfang – Szenario E:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 75% verringert
- **Maßnahmenumfang – Szenario D:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 50% verringert
- **Maßnahmenumfang – Szenario C:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 25% verringert
- **Maßnahmenumfang – Szenario B1:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 12.5% verringert
- **Maßnahmenumfang – Szenario B2:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 6% verringert

- **Maßnahmenumfang – Szenario B3:**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 3% verringert
- **Maßnahmenumfang – Szenario A (Totalausleitung):**
Maximalintensität im Vergleich zum Istzustand auf 0% verringert (lediglich auf die Maßnahme Schwallausleitungskraftwerk bezogen – vgl. Kapitel 4.4)

Die hydrologischen Wirkungsszenarien wurden so definiert, dass die gesamte Spannweite an theoretisch möglichen Dämpfungsszenarien abgedeckt wird. Szenario F entspricht dabei der maximalen Schwallintensität im Istzustand. Im Gegensatz dazu sind, um Szenario A erreichen zu können, sämtliche Schwallwellen auszuleiten, womit bei diesem Wirkungsszenario im Gewässer keine Schwallbelastung mehr vorhanden wäre. Die Szenarien im Bereich zwischen Szenario A und F beziehen sich grundsätzlich auf Quartile (Szenario E, D, C), werden aber im unteren Quartil zusätzlich verdichtet, um die ökologischen und energiewirtschaftlichen Auswirkungen bei vergleichsweise hohem Maßnahmenumfang (und dementsprechend umfangreichen Auswirkungen) differenzierter bewerten zu können (Szenario B1, B2, B3).

2.2.2 Indirekte Maßnahmen

Als **indirekte Maßnahmen** zur Verminderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen werden in erster Linie morphologisch/sedimentologische sowie technische Maßnahmen bezeichnet, welche die zugrundeliegende hydrologische Situation nicht beeinflussen, sich aber indirekt positiv auswirken (Schmutz et al., 2013; Hauer et al., 2014, 2017; Greimel et al., 2018). Indirekte Maßnahmen müssen generell unter Rücksichtnahme der übergeordneten Randbedingungen im Einzugsgebiet bzw. des untersuchten Gewässerabschnittes definiert werden (z. B. Gefälle, Talbreite, Feststoffhaushalt, Hochwasserschutz) und können die Diversität und in weiterer Folge das Habitatpotential eines Gewässerabschnittes steigern. Bei zu starker hydrologisch/hydraulischer Belastung ist allerdings davon auszugehen, dass sich keine messbare Verbesserung einstellen kann. In diesem Fall könnten signifikante ökologische Auswirkungen potentiell durch die Schaffung von Ersatzlebensräumen (z. B. künstliche Laichgerinne, Zubringeraufwertung) erzielt werden. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass hinsichtlich der Wirkung indirekter Maßnahmen in Wechselwirkung zum Schwall erheblicher Forschungsbedarf besteht.

Aus heutiger Sicht ist es daher kaum möglich, die ökologischen Auswirkungen diverser indirekter Maßnahmen im Rahmen einer überregional anwendbaren Bewertungsmethode

pauschal zu prognostizieren bzw. zu quantifizieren. In der SuREmMa+ Bewertungsmethode werden die Auswirkungen indirekter Maßnahmen daher ausschließlich in Relation zur erwarteten ökologischen Wirkung von direkten Maßnahmen quantifiziert, ohne die indirekten Maßnahmen im Detail zu definieren. Im Modellansatz kann die Umsetzung indirekter Maßnahmen die zu erwartende ökologische Wirkung der direkten Maßnahmen in Abhängigkeit der morphologisch/sedimentologischen Situation eines bestimmten Gewässerabschnittes verstärken, wie folgendes Beispiel veranschaulichen soll: Ist in einem Gewässerabschnitt mit hohem Regulierungsgrad durch die Umsetzung einer direkten Maßnahme – z. B. der Errichtung eines Dämpfungsbeckens – eine maßgebliche Entschärfung der hydrologischen Situation zu erwarten, wird die zu erwartende ökologische Wirkung durch die Umsetzung indirekter Maßnahmen – z. B. einer Erhöhung der hydromorphologischen Diversität – verstärkt (wenn die Umsetzung indirekter Maßnahmen im jeweiligen Gewässerabschnitt prinzipiell möglich ist). Bestehen im betreffenden Abschnitt naturnahe morphologisch/sedimentologische Verhältnisse, wird davon ausgegangen, dass die zu erwartende ökologische Wirkung durch die Umsetzung indirekter Maßnahmen nicht mehr wesentlich verstärkt werden kann (vgl. Kapitel 3.2.4).

Durch die Berücksichtigung der Kombinationswirkung von direkten und indirekten Maßnahmen kann das Potential dementsprechender Maßnahmenkombinationen in Abhängigkeit der hydromorphologischen Verhältnisse in einem Untersuchungsgebiet abschnittsspezifisch abgeschätzt werden. Aus der Verschneidung von indirekten und direkten Maßnahmen können relevante Randbedingungen für die Detailplanung indirekter Maßnahmen abgeleitet werden, da die Zielsetzung indirekter Maßnahmen von der vorherrschenden hydrologischen Belastung eines Gewässerabschnittes abhängig ist. Die Spannweite reicht dabei von einer weitgehenden Annäherung an den ursprünglichen morphologischen Flusstyp im Falle einer vergleichsweise geringen hydrologischen Belastung (Verbesserung des Habitatpotentials im Vorfluter) bis hin zur Schaffung von Ersatzlebensräumen außerhalb des schwallbelasteten Gewässers, wenn davon auszugehen ist, dass die Habitate im Gewässer aufgrund der hohen hydrologischen Belastung nicht oder kaum genutzt werden können. Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes werden die generellen Zielsetzungen indirekter Maßnahmen in Abhängigkeit der jeweiligen Schwallbelastung wie folgt zusammengefasst:

- **Hohe Schwallintensität** (hohes Strandungs- oder Driffrisiko – vgl. Kapitel 3.2)
(Wieder-)Herstellung und/oder Aufwertung von Lebensräumen in hydraulisch unbelasteten oder geringer belasteten Nebenschlüssen bzw. Zubringern, welche über das gesamte Abflussspektrum zugänglich sind: Aufwertung des Zubringereinlaufbereichs, Nebenarmanbindung, Schaffung von Ersatzlebensräumen.
- **Mittlere Schwallintensität** (mittleres Strandungs- oder Driffrisiko – vgl. Kapitel 3.2)
Hydraulische Entkoppelung einzelner Lebensraumbereiche im belasteten Gewässer; Erhöhung der hydromorphologischen Diversität über das gesamte Abflussspektrum im Kontext der flusstypspezifischen Rahmenbedingungen unter Rücksichtnahme auf das schwallbedingte Strandungs- und Driffrisiko für Gewässerorganismen: Schaffung von hydraulisch beruhigten Strukturbereichen wie z.B. Buchtstrukturen, „point bars“, instream measures (z.B. boulder).
- **Geringe Schwallintensität** (geringes Strandungs- oder Driffrisiko – vgl. Kapitel 3.2)
Erhöhung der hydromorphologischen Diversität über das gesamte Abflussspektrum im Kontext der flusstypspezifischen Rahmenbedingungen unter Rücksichtnahme auf das schwallbedingte Strandungs- und Driffrisiko für Gewässerorganismen: Initialisierung von eigendynamischen Entwicklungsprozessen durch z.B. laterale Erweiterung (flusstypabhängig!) unter Rücksichtnahme des Feststoffhaushalts im Einzugsgebiet
- **Keine Belastung durch anthropogen erzeugte Abflussschwankungen** (kein Strandungs- oder Driffrisiko, keine schwallbedingten Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität – vgl. Kapitel 3.2)
Erhöhung der hydromorphologischen Diversität über das gesamte Abflussspektrum im Kontext der flusstypspezifischen Rahmenbedingungen: Sämtliche Maßnahmen sind unter der Berücksichtigung anderer Defizite (z. B. Feststoffhaushalt, Schutzwasserwirtschaft) zu definieren.

Als weitere indirekte Maßnahme ist die Anpassung eines möglicherweise anthropogen beeinflussten Temperaturregimes im Zusammenhang mit Schwallbelastungen zu nennen. Nachdem diesbezüglich in Österreich bis dato keine flächendeckenden Analysen durchgeführt wurden und die für eine Maßnahmenbewertung erforderlichen grundlegenden Informationen somit fehlen, kann auf die Berücksichtigung von Maßnahmen zur Optimierung des Temperaturregimes im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes nicht eingegangen werden.

2.2.3 Maßnahmen zur Verringerung weiterer Belastungen

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – insbesondere die Definition des guten ökologischen Potentials – erfordert es, neben den Maßnahmen zur Verminderung von schwall- und sunkbedingten Auswirkungen, auch weitere im Untersuchungsgebiet vorhandene Belastungen bzw. dementsprechende Maßnahmen zur Belastungsminderung zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 2.1). Dies sind im konkreten

- Wanderhindernisse bzw. die Herstellung der Durchgängigkeit im Hauptgewässer und in Zubringern,
- ein unzureichender Basisabfluss (entspricht den Abflussverhältnissen bei Sunk) in den schwallbelasteten Gewässerabschnitten bzw. die Optimierung des Basisabflusses sowie,
- ein unzureichender Restwasserabfluss (entspricht den Abflussverhältnissen in von Wasserausleitungen betroffenen Gewässerstrecken) in Gewässerabschnitten flussauf der Schwalleinleitungen und in Zubringern bzw. die Optimierung des Restwasserabflusses

Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes wird die Herstellung der Passierbarkeit sowie eine Anpassung des Basis- und Restwasserabflusses vorausgesetzt, ohne aus ökologischer Sicht näher auf diese Belastungen einzugehen, da der Fokus hier auf der Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen liegen soll. Außerdem wird davon ausgegangen, dass die Maßnahmen zur Verringerung der genannten weiteren Belastungen im Falle eines vorhandenen Defizites generell zu mehr als geringfügigen ökologischen Auswirkungen führen und deren Umsetzung somit zur Erreichung des guten ökologischen Potentials aus ökologischer Sicht prinzipiell erforderlich ist (vgl. z. B. Stellung der Durchgängigkeit innerhalb des guten ökologischen Potentials (BMLFUW, 2015)). Da jedoch zu erwarten ist, dass vor allem eine allfällige Anpassung des Basis- und/oder Restwasserabflusses – in Abhängigkeit des erforderlichen Maßnahmenumfanges – Auswirkungen auf die Gewässernutzung bedingen kann und die Einstufung der zu erwartenden Auswirkungen auf die Gewässernutzung in erheblich veränderten Gewässern eine wesentliche Grundlage für die Zieldefinition darstellt (vgl. Kapitel 2.1), wird die energiewirtschaftliche Bewertungsmethode konzeptionell dementsprechend erweitert (vgl. Kapitel 3.3).

Zusätzlich wird von der Notwendigkeit eines nach ökologischen Gesichtspunkten ausgerichteten fischereilichen Managements (u.a. Wiederansiedelung von Jungfischen

durch Initialbesatz) ausgegangen, um den Zielzustand gutes ökologisches Potential erreichen zu können.

2.3 Fiktives Fallbeispiel

Im Rahmen des SuREmMA+ Forschungsprojekt wurden an drei Gewässern insgesamt sieben Schwalleinleitungen behandelt (vgl. Tabelle 2):

- Für die einzelnen Schwalleinleitungen wurde die im vorliegenden Forschungsbericht beschriebene Bewertungsmethode angewandt. Für diese Schwalleinleitungen wurden dementsprechend die Grundlagen für die im nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 geforderten Machbarkeitsstudien (BMLFUW, 2017) geschaffen.
- Zusätzlich wurden die neu entwickelten ökologischen Monitoringkonzepte (vgl. Technischer Bericht I, II und IV) in den von den Schwalleinleitungen betroffenen Gewässerstrecken in Form von Pilotanwendungen umgesetzt, um die abiotische und biotischen Verhältnisse (in Ergänzung zur Gewässerbewertung laut GZÜV) im Detail zu erfassen. Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes wurden insgesamt 16 temporäre Pegelstellen installiert bzw. rund 50 betriebsinterne oder vom hydrographischen Dienst zur Verfügung gestellte Abflussganglinien analysiert. Zudem wurden für über 30 Gewässerabschnitte hydrodynamische Modelle erstellt bzw. bereits bestehende Modelle überarbeitet sowie Substratanalysen durchgeführt und benthos- und fischökologische Daten erhoben.

Tabelle 2 Übersicht der im Rahmen von SuREmMa+ behandelten Pilot-Fallbeispiele

Schwalleinleitung	Maximale Schwallamplitude [m ³ /s]	Gewässer	Flusskilometer [fkm]	Einzugsgebiet [km ²]	MQ [m ³ /s]
KW Pfarrwerfen	110	Salzach	64 - 110	2.940 - 4.403	111 - 179
KW Alberschwende	32	Bregenzerach	0 - 17	473 - 843	28 - 45
KW Langenegg	38	Bregenzerach	0 - 17	473 - 843	28 - 45
KW Walgauwerk	68	Ill	0 -15	1.157 - 1.285	53 - 58

Schwalleinleitung	Maximale Schwallamplitude [m ³ /s]	Gewässer	Flusskilometer [fkm]	Einzugsgebiet [km ²]	MQ [m ³ /s]
KW Unterstufe Lutz	17	III	0 - 20	1.045 - 1.285	47 - 58
Kraftwerksgruppe Rodund	60	III	0 - 37	477 - 1.285	19 - 58
Kraftwerksgruppe Vermunt	28	III	38 - 56	116 - 477	5 - 19

Quelle: Hydrologische Angaben zum Gewässer gemäß digitalem hydrologischen Atlas Österreich (BMLFUW, 2007)

Da die Ergebnisse der integrativen Bewertungen (wie auch die erhobenen Monitoringdaten) Betriebsgeheimnisse der Energieversorgungsunternehmen darstellen, kann die Vorgehensweise der SuREmMa+ Bewertungsmethode nicht an den konkreten Pilot-Fallbeispielen veranschaulicht werden. Um dennoch eine nachvollziehbare Darstellung des Bewertungsansatzes zu ermöglichen, wird ein fiktives Fallbeispiel definiert, welches auf dem fiktiven Fallbeispiel des SuREmMa Forschungsprojektes aufbaut (Greimel et al., 2017a), dieses aber zum Teil erweitert bzw. adaptiert, um auf aktuelle Fragestellungen eingehen zu können. Das fiktive Fallbeispiel spiegelt in Bezug auf die abiotischen, ökologischen und energiewirtschaftlichen Standortbedingungen ein typisches schwallbelastetes Teileinzugsgebiet Österreichs wider. Es wird jedoch explizit darauf hingewiesen, dass das fiktive Fallbeispiel ausschließlich der Veranschaulichung der Vorgehensweise und der Interpretationsmöglichkeiten der Ergebnisse dient. **Die mit Bezug zum fiktiven Fallbeispiel dargestellten Ergebnisse können aufgrund der Variabilität der übergeordneten Randbedingungen im Einzugsgebiet bzw. des untersuchten Gewässerabschnittes nicht verallgemeinert, oder auf bestimmte reale Pilot-Fallbeispiele übertragen werden.**

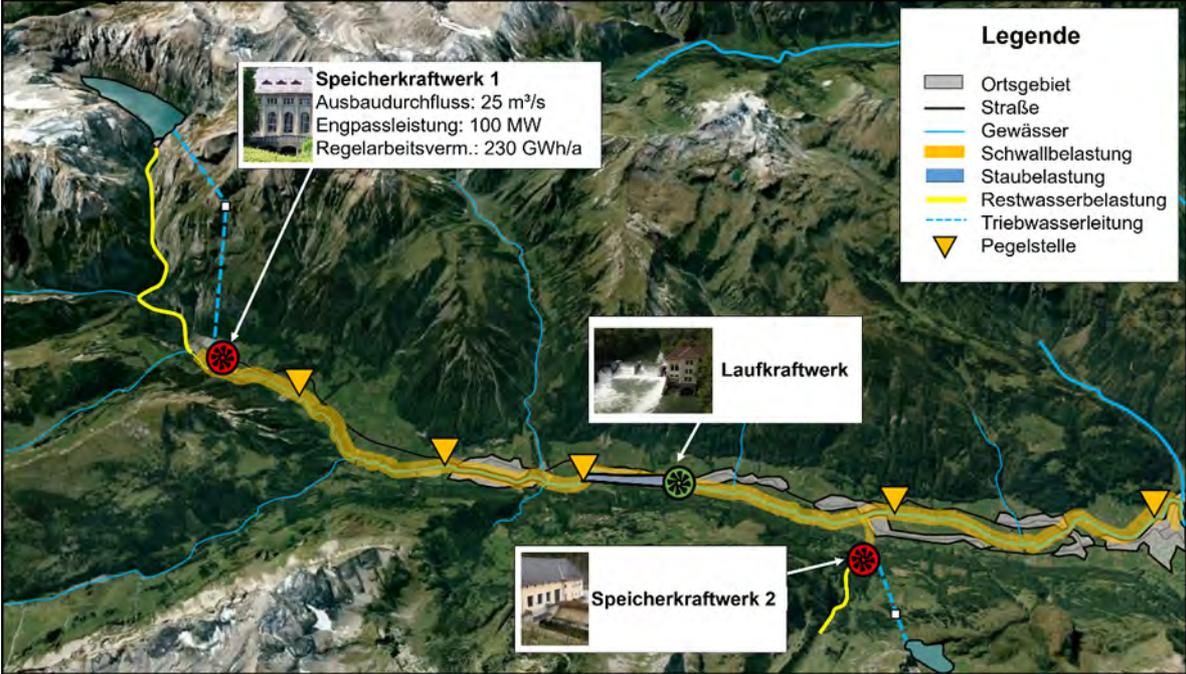
Für das fiktive Fallbeispiel wird unterstellt, dass sich die betrachtete Gewässerstrecke (fkm: 0 bis 25; MQ: 18 bis 35 m³/s; EZG: 400 bis 900 km²) von der Schwalleinleitung bei Speicherkraftwerk 1 unmittelbar beim Krafthaus (fkm 25) bis zum Zusammenfluss mit einem größeren Fließgewässer (fkm 0) erstreckt. Innerhalb dieser Gewässerstrecke befinden sich mehrere Zubringer unterschiedlicher Größenordnung. Die fiktive Gewässerstrecke ist in den oberen 5 Flusskilometern der Fischregion Metarhithral (untere Forellenregion) und anschließend der Fischregion Hyporhithral (Äschenregion) zuzuordnen. Im näheren Gewässerumfeld befinden sich landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie vereinzelte Siedlungsgebiete und Verkehrsflächen. Die

Gewässermorphologie wechselt zwischen stark regulierten Abschnitten im Bereich der Siedlungen, Gewässerstrecken mit mittlerem Verbauungsgrad und einigen vergleichsweise naturnahen Abschnitten (vgl. Abbildung 4). Zur detaillierten Analyse der morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse sind im fiktiven Fallbeispiel entlang des untersuchten Flussabschnittes insgesamt 10 zweidimensionale-tiefengemittelte hydrodynamisch-numerische Modellstrecken vorhanden (2D-HN-Modelle – vgl. Abbildung 11). (Die Modellstrecken und weitere gewässermorphologische Daten, wie beispielsweise die bordvollen Gewässerbreiten, wurden von realen Gewässerabschnitten übertragen.)

Im fiktiven Fallbeispiel befinden sich zwei Speicherkraftwerke und ein Laufkraftwerk, wobei sich die ökologisch/energiewirtschaftliche Bewertung auf Speicherkraftwerk 1 bezieht (vgl. Abbildung 4). Dieses Kraftwerk hat bei einem Ausbaudurchfluss von $25 \text{ m}^3/\text{s}$ eine Engpassleistung von 100 MW und ein Regelarbeitsvermögen von 230 GWh/a. Der Basisabfluss unterschreitet bei der Schwalleinleitestelle von Speicherkraftwerk 1 aufgrund des Abflusses aus dem hydrologisch unbeeinflussten Teil des Einzugsgebietes die in Österreich einzuhaltenden Mindestrestwasserkriterien (BMLFUW, 2010) nicht. Für Speicherkraftwerk 2 und das Laufkraftwerk werden keine quantitativen Bewertungen durchgeführt. Auf diese Elemente des fiktiven Fallbeispiels wird lediglich konzeptionell eingegangen (vgl. Kapitel 4.5.5 und 4.6.3).

Neben der Durchflussganglinie von Speicherkraftwerk 1 sind im Untersuchungsgebiet für insgesamt 5 Pegelstellen Abflusszeitreihen vorhanden (vgl. Abbildung 4); Sämtliche Abflussganglinien des fiktiven Fallbeispiels stellen grundsätzlich tatsächlich existierenden Abflussganglinien dar, wobei die in den Ganglinien dokumentierten Abflussschwankungen mit einem gleichbleibenden Faktor multipliziert wurden und die räumliche Lage der Pegelstellen geringfügig adaptiert wurde, um zu verhindern, dass auf die dahinterliegende reale Situation geschlossen werden kann.

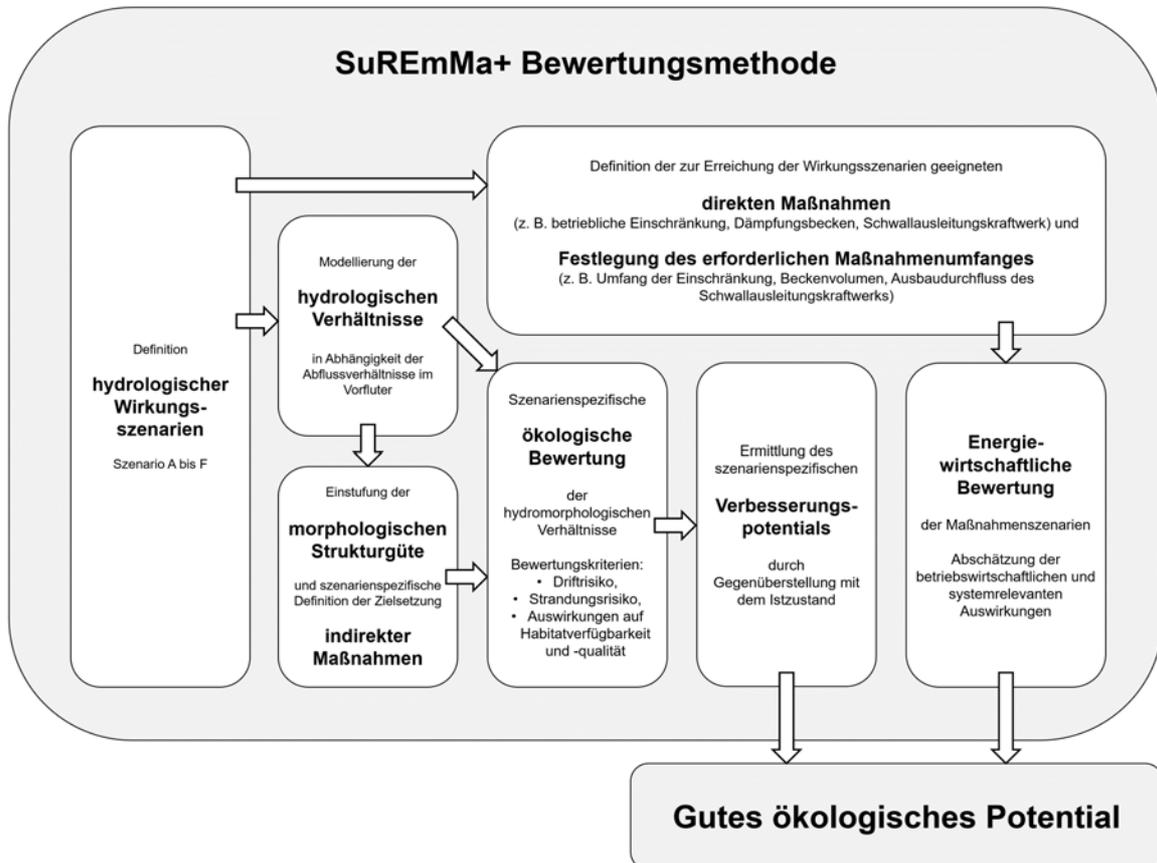
Abbildung 4 Übersichtsdarstellung fiktives Fallbeispiel (Speicherkraftwerk 1: fkm 25; rechter Bildrand: fkm 0)



3 Ökologische und energiewirtschaftliche Bewertungsmethode

In folgendem Abschnitt wird die Methodik der ökologischen und energiewirtschaftlichen Maßnahmenbewertung beschrieben. Dabei werden als erster Schritt hydrologische Wirkungsszenarien definiert. Anschließend werden die in Abhängigkeit des Wirkungsszenarios zu erwartenden hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet modelliert und die morphologische Strukturgüte des Gewässerabschnittes erfasst. Darauf aufbauend wird für jedes Wirkungsszenario das zu erwartende Drift- und Strandrungsrisiko bzw. die schwallbedingten Auswirkungen auf die generelle Habitatverfügbarkeit und -qualität räumlich/zeitlich diskretisiert abgeschätzt sowie das Potential einer Kombination aus direkten und indirekten Maßnahmen eingestuft. Das Verbesserungspotential ergibt sich schließlich aus der Gegenüberstellung eines bestimmten Wirkungsszenarios und dem Istzustand. Neben der ökologischen Bewertung werden sämtliche Maßnahmen, die geeignet sind, ein bestimmtes Wirkungsszenario zu erreichen, aus energiewirtschaftlicher Sicht bewertet. Dabei werden einerseits die zu erwartenden betriebswirtschaftlichen Auswirkungen und andererseits die systemrelevanten Auswirkungen abgeschätzt (vgl. Abbildung 5).

Abbildung 5 SuREmMa+ Bewertungsmethode – integrative Maßnahmenbewertung zur Verringerung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen als Basis zur Definition des guten ökologischen Potentials



3.1 Erfassung der abiotischen Verhältnisse

Im folgenden Kapitel wird die methodische Herangehensweise zur Erfassung der abiotischen Verhältnisse zusammenfassend beschrieben (vgl. Technischer Bericht I und II).

3.1.1 Hydrologie

Die algorithmenbasierte Erfassung und Quantifizierung einzelner kurzfristiger Abflussschwankungen (Abflussanstiegs- und Abflussabstiegsereignisse) anhand von einzelnen Parametern ermöglicht es, die in Abflussganglinien dokumentierte hydrologische Situation automatisiert zu erfassen (Sauterleute & Charmasson, 2014; Greimel et al., 2016, 2017a, 2018). Die jeweilige Ereignisintensität eines Abflussan- oder

- abstiegsereignisses wird dabei durch mehrere Parameter beschrieben (z. B. Amplitude, Dauer, Sunk-Schwall-Verhältnis, Abflussänderungsgeschwindigkeit). Zudem wird der Auftrittszeitpunkt der Ereignisse erfasst. Die Quantifizierung von Auftrittszeitpunkt, - häufigkeit und Intensität kurzfristiger Abflussschwankungen bzw. die Beschreibung des kurzfristigen Abflussregimes ist

- eine wesentliche Grundlage, um den Grad der hydrologischen Beeinflussung festzustellen bzw. um darauf aufbauend auf potentielle ökologische Auswirkungen zu schließen.
- Zudem ist eine standardisierte Beschreibung der hydrologischen Situation Voraussetzung für den Wirkungsnachweis von Maßnahmen und
- eine essentielle Grundlage für das schwallbezogene Monitoring.

Die an den einzelnen Pegelstellen erhobene Information lässt sich grundsätzlich durch zwei unterschiedliche Betrachtungsweisen analysieren, darstellen und interpretieren – der Euler’schen und der Lagrange’schen Betrachtungsweise. Generell sind beide Betrachtungsweisen erforderlich, um die hydrologische Situation eines (Teil)- Einzugsgebietes detailliert zu erfassen (vgl. technischer Bericht I). Bei der Euler’schen Betrachtungsweise wird die Bewegung eines Körpers von einem raumfesten Punkt aus analysiert. Im Gegensatz dazu wird die Bewegung des Körpers bei der Lagrange’schen Betrachtungsweise von einem seiner materiellen Punkte aus untersucht. Bezogen auf die Analyse kurzfristiger Abflussregime werden bei der Euler’schen Betrachtungsweise an einem bestimmten Pegelprofil mehrere Abflusswellen unabhängig von ihrer Quelle erfasst. Dementsprechend ermöglicht es die Euler’sche Betrachtungsweise die hydrologische Situation diverser räumlicher Skalenebenen (z. B. Land, Region, Einzugsgebiet, Teileinzugsgebiet, Gewässerabschnitt) anhand der verfügbaren Abflussganglinien zu erfassen und die Verhältnisse unterschiedlicher zeitlicher Perioden gegenüberzustellen. Die Euler’sche Betrachtungsweise ist daher für Monitoringzwecke sehr gut geeignet. Bei der Lagrange’schen Betrachtungsweise werden Abflusswellen ausgehend von einer bestimmten Quelle (beispielsweise einer Schwalleinleitung) flussab verfolgt, wobei eine spezifische Welle an mehreren Pegelstellen identifiziert wird. Durch die Identifikation einer Vielzahl an „assozierten Wellen“ kann die Veränderung der Wellenform von Pegelstelle zu Pegelstelle erfasst und anhand von Modellen beschrieben werden (Greimel et al., 2017c). Die Lagrange’sche Betrachtungsweise ist dementsprechend heranzuziehen, wenn die von einer spezifischen Schwalleinleitung ausgehende Schwallbelastung oder auch die Wirkung bestimmter Maßnahmen zur direkten Schwalldämpfung longitudinal erfasst werden soll.

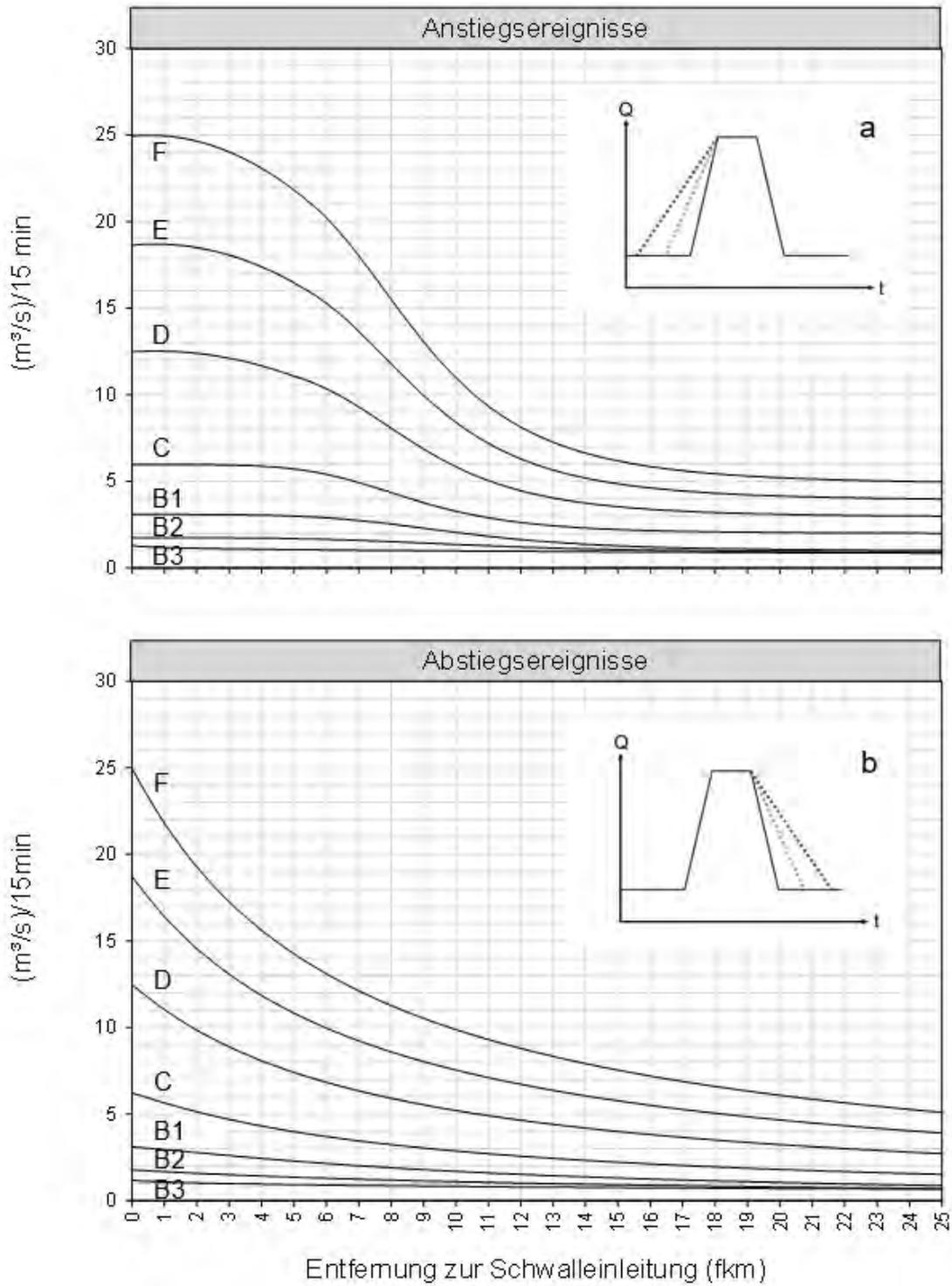
Im folgenden Kapitel wird – als wesentliche Grundlage zur ökologischen Bewertung einer spezifischen Schwallleinleitung – die longitudinale Erfassung der von einer Schwallleinleitung ausgehenden hydrologischen Belastung zusammenfassend beschrieben (Lagrange'sche Betrachtungsweise).

3.1.1.1 Longitudinale Intensitätsbetrachtung kurzfristiger Abflussschwankungen

Die Intensität von Schwallwellen bleibt im Gewässer nicht konstant (Hauer et al., 2013, 2017). Durch die Retentionswirkung der Gewässer (fließende Retention) und dem Einfluss von Zubringern ist es unumgänglich, die Intensität der Abflussschwankungen – insbesondere die Abflussänderungsgeschwindigkeit der Schwallwellen – im Längsschnitt des betrachteten Gewässerabschnittes darzustellen und zu beurteilen. Bei der longitudinalen Intensitätsbetrachtung wird die im Rahmen des SuREmMa Forschungsprojektes beschriebenen Vorgehensweise (Greimel et al., *in prep.*, 2017a, 2017b) angewandt (vgl. Technischer Bericht I).

Die von der Schwallleinleitung ausgehenden Schwallwellen werden flussab von Pegelstelle zu Pegelstelle verfolgt, wobei die Intensitätsveränderung zwischen den benachbarten Pegelstellen durch Regressionsmodelle beschrieben wird. Um die Intensität der eingeleiteten Abflussschwankungen für die gesamte Gewässerstrecke darzustellen, können die Ergebnisse der Einzelmodelle zwischen benachbarten Pegelstellen schließlich zu einem Gesamtmodell zusammengefasst werden. Bezugnehmend auf das fiktive Fallbeispiel ist in Abbildung 6 das Gesamtmodell für den Verlauf der Abflussänderungsgeschwindigkeit mit unterschiedlicher Ausgangsintensität (Szenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2) dargestellt (Retentionskurven – dQ/dt). Die Kilometrierung (fkm) bezieht sich dabei – der Vorgehensweise des Modellansatzes folgend – auf die Entfernung zur Schwallleinleitestelle. Durch die Gegenüberstellung der An- und Abstiegsereignisse wird ersichtlich, dass sich die Abflussänderungsgeschwindigkeit im longitudinalen Verlauf unterschiedlich verhalten kann, bzw. dass die Retentionswirkung eines Gewässerabschnittes hinsichtlich An- und Abstiegsereignisse nicht zwingend übereinstimmt (vgl. Abbildung 6– a vs. b).

Abbildung 6 Szenarienspezifische Retentionskurven dQ/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel für An- (a) und Abstiegseignisse (b)



3.1.1.2 Näherungsweise Bestimmung resultierender Wasserspiegelschwankungen

Abhängig von den hydromorphologischen Begebenheiten einer Gewässerstrecke (Flussgeometrie, Gefällsverhältnisse, Rauigkeitsverhältnisse) und den jeweiligen Abflussverhältnissen resultieren aus den Abflussschwankungen Wasserspiegelschwankungen in sehr variablem Ausmaß. Deshalb ist es erforderlich die zu erwartenden resultierenden Wasserspiegelschwankungen im longitudinalen Verlauf näherungsweise zu bestimmen. Diese Ergebnisse (Retentionskurven dW/dt) stellen die Grundlage zur Einstufung des Drift- und Strandungsrisikos für Gewässerorganismen dar.

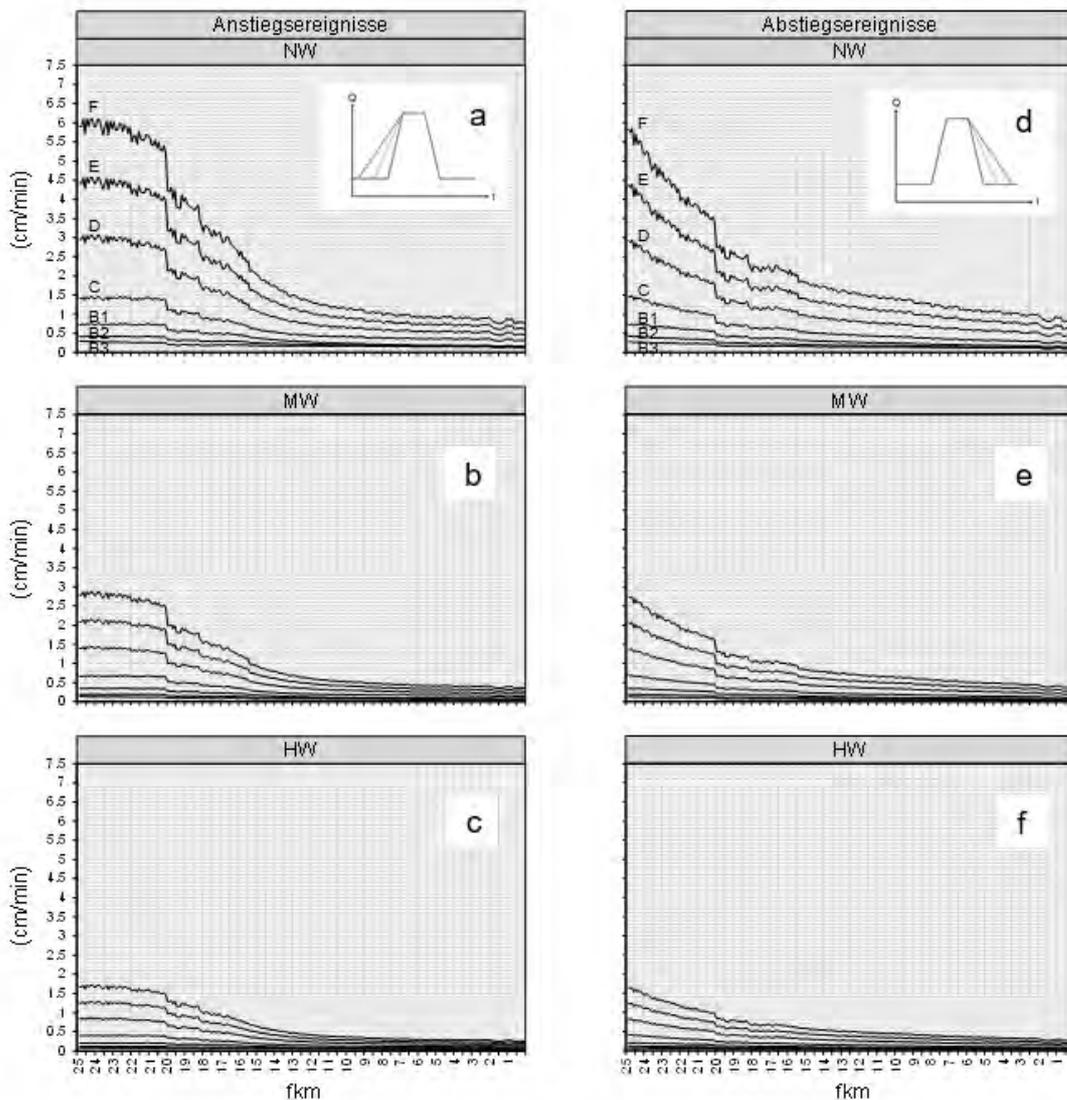
Bei der näherungsweisen Bestimmung der aus den Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen wird die im SuREmMa Forschungsprojekt beschriebene Vorgehensweise angewandt (Greimel et al., 2017a, 2017b): Dabei wird anhand eines Regressionsmodelles mit den Eingangsparametern Einzugsgebietsgröße, Mittelwasserabfluss und mittlerer Gewässerbreite die zu erwartende mittlere spezifische Wasserspiegelschwankung (dW_{spez}) (entspricht der vertikalen Wasserspiegelschwankung bei einer Abflussänderung von $1 \text{ m}^3/\text{s}$) mit der Einheit $\text{cm}/(\text{m}^3/\text{s})$ für unterschiedliche Abflussbereiche (Niedrigwasser, Mittelwasser, Hochwasser) im gesamten Untersuchungsgebiet räumlich diskretisiert abgeschätzt. Die räumliche Auflösung des Modellansatzes ist vom (der Berechnung zugrundeliegenden) Transektabstand abhängig und wurde mit der ein- bis zweifachen Gewässerbreite definiert. Die Modellergebnisse werden anschließend anhand sämtlicher im Untersuchungsgebiet vorhandener Pegelschlüssel, in welchen dW_{spez} exakt bekannt ist, kalibriert und zur weiteren Validierung den Modellergebnissen der im Einzugsgebiet vorhandenen hydrodynamischen Modellstrecken gegenübergestellt (vgl. Technischer Bericht I).

Durch Multiplikation der Retentionskurve dQ/dt mit dW_{spez} kann im nächsten Schritt für unterschiedliche Abflussbereiche die jeweils zu erwartende Retentionskurve dW/dt (vgl. Abbildung 7) berechnet werden, wobei die Flusskilometrierung der orographischen Kilometrierung im Donaueinzugsgebiet folgt (um in weiterer Folge die Retentionskurven mehrerer Schwalleinleitungen einfacher in einem Diagramm zusammenfassen zu können). Die im Rahmen des SuREmMa Forschungsprojekt untersuchten Abflussbedingungen wurden wie folgt definiert, nachdem die zur Definition herangezogenen hydrologischen Kennzahlen in Österreich flächendeckend verfügbar sind (BMLFUW, 2007)

- Niedrige Abflussbedingungen $Q_{95PCT} - 3 \times Q_{95PCT}$ (vgl. Abbildung 7 – a, d)
- Mittlere Abflussbedingungen $3 \times Q_{95PCT} - 2 \times MQ$ (vgl. Abbildung 7 – b, e)
- Erhöhte Abflussbedingungen $2 \times MQ - 5 \times MQ$ (vgl. Abbildung 7 – c, f)

Anhand der Retentionskurven dW/dt ist ersichtlich, dass die Intensität der durch den Schwallbetrieb ausgelösten Wasserspiegelschwankungen in erheblichem Ausmaß von den Abflussbedingungen im Gewässer abhängig ist (vgl. Abbildung 7 – a, d vs. b, e vs. c, f). Der sprunghafte Trend bei fkm 20 resultiert aus der punktuellen Veränderung der dem Regressionsmodell zugrundeliegenden Modellparameter bei der Mündung des ersten rechtsufrigen Zubringers flussab der Schwalleinleitung.

Abbildung 7 Szenarienspezifische (Szenarien-Beschriftung – siehe a, d) Retentionskurven dW/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel bei niedrigen (NW - a, d), mittleren (MW - b, e) und erhöhten Abflussbedingungen (HW - c, f) für An- (a, b, c) und Abstiegsergebnisse (d, e, f)



3.1.1.3 Schwallbedingte hydrologische Verhältnisse

Die durch die Retentionskurven dW/dt gewonnenen Informationen werden anschließend zusammengefasst und tabellarisch aufbereitet. Dabei werden als ersten Schritt hydrologisch/hydraulische Intensitätsbereiche festgelegt:

- Intensitätsbereich 1: $< 1 \text{ cm/min}$
- Intensitätsbereich 2: $< 0,5 \text{ cm/min}$
- Intensitätsbereich 3: $< 0,25 \text{ cm/min}$
- Intensitätsbereich 4: $< 0,1 \text{ cm/min}$

Die Definition der Intensitätsbereiche orientiert sich an der zu erwartenden maximalen jährlichen Wasserspiegeländerungsgeschwindigkeit, die auf natürliche Abflussschwankungen (in Österreich in der Regel aufgrund von Starkniederschlagsereignissen im Sommer) zurückzuführen ist (Greimel et al., 2016). Die zu erwartende maximale jährliche Wasserspiegeländerungsgeschwindigkeit natürlicher Ereignisse kann anhand der Pegelschlüsselkurven von Pegelstellen in hydromorphologisch weitgehend unbeeinflussten Gewässerstrecken erhoben werden und beträgt im Mittel $1,15 \text{ cm/min}$ ($N = 201$ Pegelstellen). Zur Berechnung wurden ausschließlich Pegelstellen in freien Fließstrecken (Entfernung zum nächsten Querbauwerk mindestens 100 m ; keine Staubelastung gemäß BMLFUW, 2017) herangezogen, in welchen davon auszugehen ist, dass das jährliche Maximalereignis ein natürliches Ereignis darstellt (keine hydrologische Belastung gemäß BMLFUW, 2017; keine Schwallbeeinflussung gemäß Greimel et al., 2016). Die hydrologischen Intensitätsbereiche sind somit so definiert, dass zu erwarten ist, dass auch natürliche Abflussschwankungen mit sehr hoher Intensität (insbesondere die Anstiegsereignisse) in den Intensitätsbereich 1 fallen können.

Anschließend wird der Umfang der Gewässerstrecke ermittelt, die gemäß den Retentionskurven dW/dt im jeweiligen Intensitätsbereich liegt, wobei sämtliche Wirkungsszenarien (vgl. Kapitel 2.3) und Abflussbedingungen (vgl. Kapitel 3.1.1.2) berücksichtigt werden. Die Vorgehensweise wird in Abbildung 8 beispielhaft für Abstiegsereignisse und den Intensitätsbereich 2 ($< 0,5 \text{ cm/min}$) bei mittleren Abflussbedingungen dargestellt, bzw. in Tabelle 3 zusammengefasst.

Abbildung 8 Szenarienspezifische (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) Retentionskurven dW/dt für Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussverhältnissen im fiktiven Fallbeispiel und beispielhafte Verschneidung (Pfeile) mit dem Intensitätsbereich 2 ($< 0,5 \text{ cm/min}$).

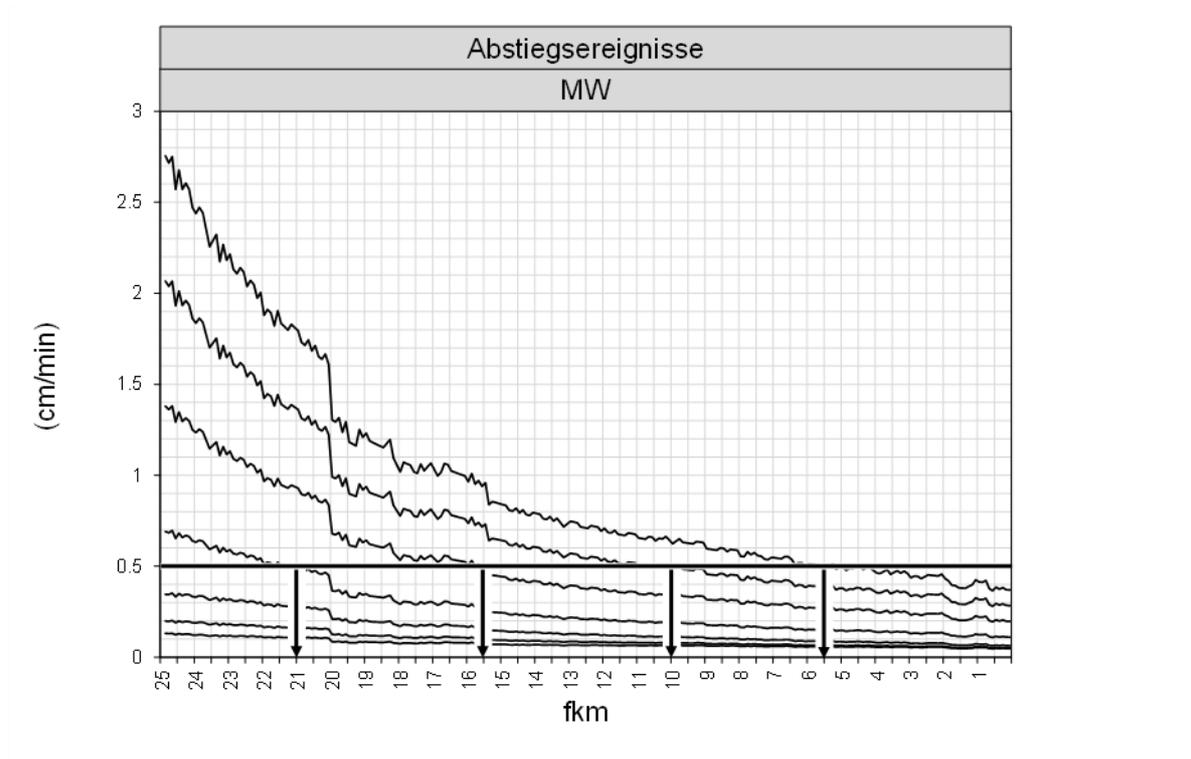


Tabelle 3 Szenarienspezifische Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 ($< 0,5 \text{ cm/min}$) bezogen auf Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussbedingungen (vgl. Abbildung 8) im fiktiven Fallbeispiel

Szenario	Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 ($< 0.5 \text{ cm/min}$)	
	Flußkilometer [fkm]	Summe [fkm]
F	0,0 bis -5.5	5,5
E	0,0 bis 10.0	10,0
D	0,0 bis 15.5	15,5
C	0,0 bis 21.0	21,0
B1	0,0 bis 25.0	25,0
B2	0,0 bis 25.0	25,0
B3	0,0 bis 25.0	25,0

3.1.2 Sedimente und Morphologie

Für die abiotische Zustandsbeschreibung sowie in weiterer Folge für die Definition morphologischer und sedimentologischer Maßnahmen, ist es unabdingbar die Rahmenbedingungen im gesamten Einzugsgebiet zu berücksichtigen. Als wichtige einfach zu erhebende Parameter haben sich das Gefälle, die Talbreite, die Flussgröße sowie der Flusstyp und die Sedimentationsprozesse im Talboden (alluvial, kolluvial) herausgestellt (Leopold et al., 2012).

Das lokale Gefälle und das Sedimentangebot geben die Ausprägung des Flusstyps in seiner unveränderten Gestalt vor (Montgomery & Buffington, 1997; Church, 2006) und grenzen unter Berücksichtigung der anthropogen verursachten Veränderung (Querbauwerke, Laufkorrekturen, Uferverbauungen und Sohlveränderungen wie Rampen oder schutzwasserbauliche Maßnahmen, ect.) die dem Typ entsprechenden morphologischen Ausprägungen in Form von Strukturen und lokalen Ausprägungen ein (Best, 2019).

Die Talbreite (Alluvion bis zu den Talflanken) bestimmt auf der einen Seite die Möglichkeit der Laufentwicklung eines Gewässers und auf der anderen Seite die morphologischen Randbedingungen hinsichtlich der Zubringereinlaufbereiche. Während in schmalen Tälern, mit steilen Bergflanken, die Zubringer, mit großem Gefälle direkt in den Vorfluter einmünden, können sich in breiteren Talalluvionen, am flachen Talboden, Zubringer, mit hydromorphologisch heterogenen Strukturausprägungen im Mündungsbereich eigendynamisch ausbilden. Gerade diese Bereiche haben sich als wichtiges Refugialhabitat in Flüssen mit starker hydrologischer Belastung erwiesen (Hauer et al., 2017).

Vor allem anthropogene Veränderungen im übergeordneten Feststoffhaushalt (EZG Ebene) führen häufig zu Veränderungen wie z. B. einer Abnahme der Eigendynamik und somit zu einer Änderung, des den Rahmenbedingungen entsprechenden Flusstyps (Frings et al., 2014). Aufgrund dessen, sind nicht nur die natürlichen Voraussetzungen, sondern gerade in stark anthropogen genutzten Flussabschnitten, auch die Art und Summe der Eingriffe als Grundlage einer Bewertung heranzuziehen.

Beispielsweise verändert eine Reduktion der Sedimentzufuhr in Fließgewässern die Zusammensetzung des Sohlsubstrats: Die feinkörnigen Anteile werden sukzessive „ausgewaschen“ und ohne nachkommenden Input führt dieser Prozess zwangsläufig zu einer Vergröberung des Sohlsubstrats. Neben der Sohle sind auch morphologische

Strukturen (z. B. Kiesbänke) betroffen, die in ihrer natürlichen Form durch das Fehlen von nachkommendem Sediment keine eigendynamische Entwicklung zeigen können und bei gar keinem Sedimentangebot sich erst gar nicht ausbilden können.

Die Kenntnis über den Flusstyp stellt eine wichtige Grundlage für die weitere Bewertung und schlussendlich für die Auswahl der potentiellen Maßnahmen dar.

Die Flussgröße gilt es zu beachten, wenn gleiche Maßnahmen an unterschiedlichen Flusssituationen verglichen werden. So sind morphologische Strukturen und deren Kombination bei Maßnahmenvorschlägen in ihrer Art, Dimension und Anzahl immer im Kontext der vorherrschenden Flussgröße (z. B.: MQ, bordvolle Gewässerbite) zu sehen.

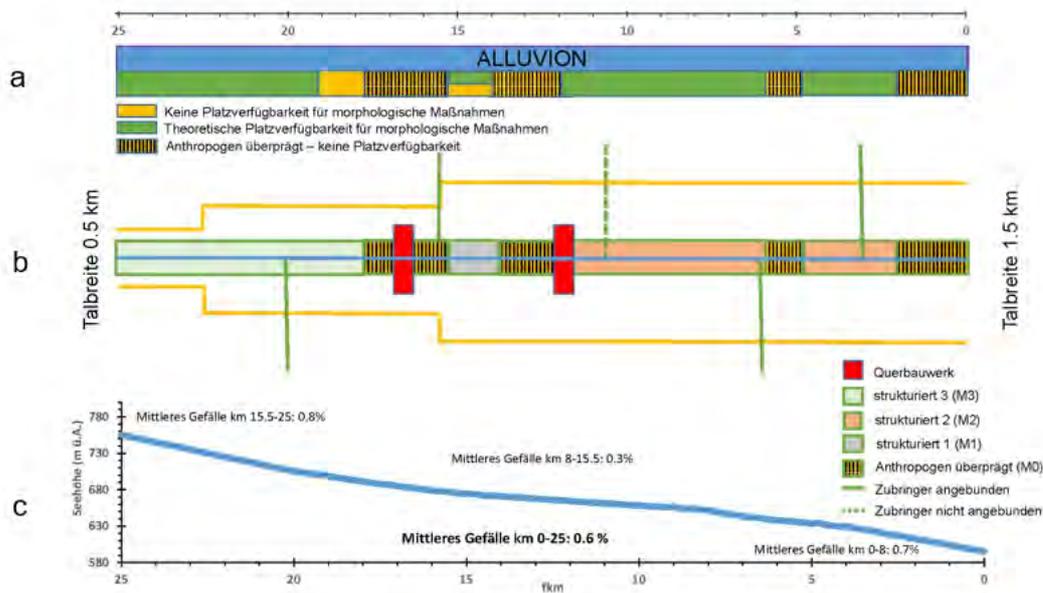
3.1.2.1 Beschreibung der morphologischen Strukturgüte auf Abschnittsebene

Im Zuge des SuREmMa+ Forschungsprojekts wurde berücksichtigt, dass sowohl

- Multistressoren (z.B. hoher Siedlungsdruck) als auch
- das naturräumliche Potential

für die Bewertung und Entwicklung von morphologischen Maßnahmen in einem räumlich geeigneten Verhältnis zu analysieren und darzustellen sind. Aufgrund der Ergebnisse der HN-Modellierung auf lokaler Ebene in ausgewählten Flussabschnitten (n = 26), den Erkenntnissen aus vorangegangenen Forschungsprojekten in Bezug auf die Bedeutung von Zubringern (Hauer et al., 2014) und den raumplanerischen Erfahrungen aus Flussbauprojekten wurde ein neues graphisches Konzept entwickelt. Dieses, aus drei Ebenen (layer) aufgebaute Konzept, wird als geeignet erachtet, sowohl den Ist-Zustand als auch zukünftige Planungen gemeinsam mit den Vertretern der Behörde (Wasserwirtschaftliches Planungsorgan, Wasserbau, Naturschutz) als auch den ausführenden Stellen festzulegen bzw. zu erarbeiten. Dieses neue Instrument der integrativen Planung kann in sämtlichen Flusseinzugsgebieten zur Anwendung kommen.

Abbildung 9 Layer basierte Darstellung der flussmorphologischen Rahmenbedingungen: Art des dominierenden Sedimentationsprozess (a), Draufsicht mit Darstellung der Flussgröße, der wesentlichen Zubringer und der morphologischen Strukturgüte (b) und Längsschnitt mit Gefällsklassen.



Als grafische Darstellung der wichtigsten morphologischen Randbedingungen wird, wie in Abbildung 9 ersichtlich, ein Längsschnitt sowie eine Draufsicht mit den wichtigsten Einflussgrößen erstellt. Dieser zeigt im oberen Bereich (vgl. Abbildung 9- a) die Art des dominierenden Sedimentationsprozesses im Talboden sowie in grün (ja) und orange (nein) dargestellt, die Bereiche wo theoretisch, ohne die Grundstücksverfügbarkeit zu berücksichtigen, Raum für morphologische Maßnahmen vorhanden wäre. Diese Ausweisung bezieht sich jedoch nur auf Maßnahmentypen, die außerhalb des derzeitigen Gerinnes liegen. Maßnahmen, die im Fluss umgesetzt werden können (instream measures) sowie Maßnahmen in Zubringereinlaufsituationen sind hier nicht berücksichtigt.

Darunter (vgl. Abbildung 9- b) findet sich die Draufsicht mit den Parametern Flussgröße, den Zubringereinläufen sowie die Einstufung der morphologischen Strukturgüte. Wichtige strukturelle Einschränkungen des Flusses, wie die Unterbrechung der Durchgängigkeit durch Querbauwerke, werden hier grafisch vermerkt.

Der unterste Teil (vgl. Abbildung 9- c) der grafischen Darstellung beinhaltet den Längsschnitt mit einer groben Einteilung der vorherrschenden Gefällsklassen.

3.1.2.2 Methodik zur Bewertung der morphologischen Strukturgüte

Um eine möglichst hohe morphologische und hydraulische Diversität und somit in weiterer Folge ein hohes Habitatpotential zu ermöglichen, sind für ein integratives Sunk-/Schwallmanagement morphologische Strukturen, die über das gesamte Abflussspektrum wirksam sind, von großer Bedeutung.

Die Detailuntersuchung einzelner morphologischer Strukturen und Flussabschnitte erfolgte im Rahmen von SuREmMa+ mittels zweidimensionaler hydrodynamischer (2D- HN) Modellierung (fiktives Fallbeispiel: $n = 10$). Hier wurden für alle Flussabschnitte vier charakteristische Abflüsse ($Q_1 - Q_{95PCT}$; $Q_2 - 3 \times Q_{95PCT}$; $Q_3 - 2 \times MQ$; $Q_4 - 5 \times MQ$), stationär modelliert und die hydromorphologische Diversität anhand des sogenannten Index der hydromorphologischen Diversität (HMID) (vgl. Formel 1; Gostner et al., 2013) bestimmt.

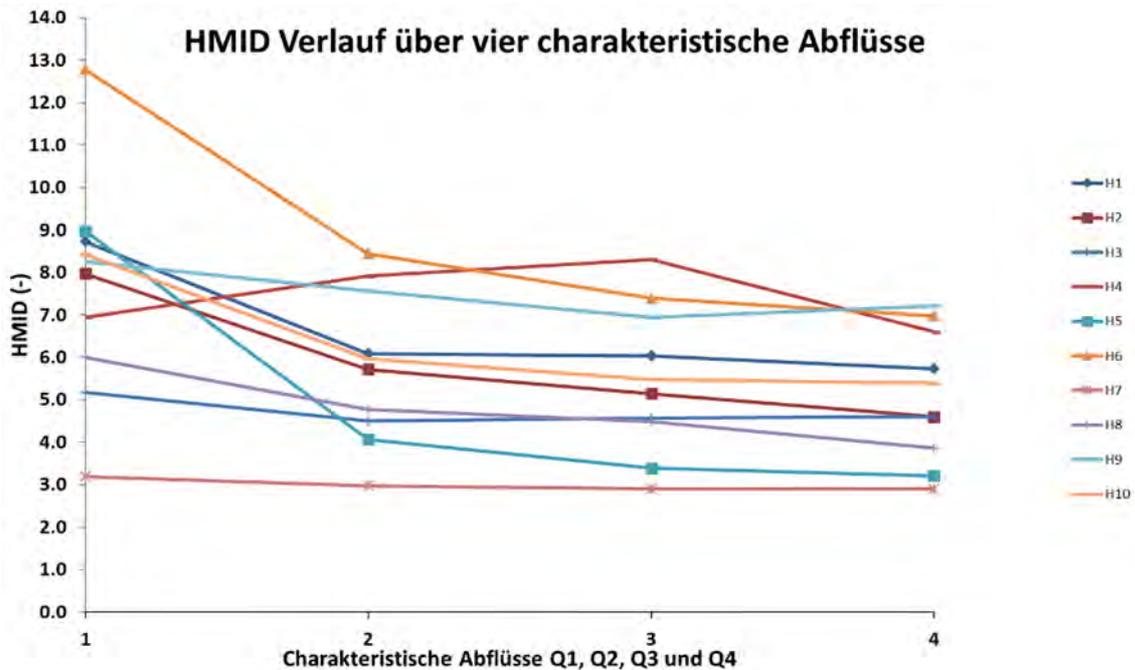
Formel 1 Index der hydromorphologischen Diversität (HMID)

$$HMID = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \times \left(1 + \frac{\sigma_d}{\mu_d}\right)^2$$

- σ_v Standardabweichung der Fließgeschwindigkeit (m/s)
- μ_v Arithmetischer Mittelwert der Fließgeschwindigkeit (m/s)
- σ_d Standardabweichung der Wassertiefe (m)
- μ_d Arithmetischer Mittelwert der Wassertiefe (m)

Die Auswertung der Variationen hinsichtlich der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit erfolgt flächig aus den Modellen und liefert einen HMID Wert für jeden modellierten Abfluss. Abbildung 10 zeigt die HMID-Verläufe der zehn 2D-HN-Modelle im Untersuchungsgebiet des hypothetischen Fallbeispiels.

Abbildung 10 Index der hydromorphologischen Diversität (HMID) in den 10 hydrodynamischen Modellstrecken des fiktiven Fallbeispiels für vier modellierte Abflüsse; Q1 = Q_{95PCT}, Q2 = 3 x Q_{95PCT}, Q3 = 2 x MQ; Q4 = 5 x MQ. Die Verortung der Modelle ist in Abbildung 11 ersichtlich.



Ein eher konstanter HMID Wert über die modellierten Abflüsse zeigt eine Stabilität der Struktur hinsichtlich ihrer hydromorphologischen Diversität bei unterschiedlichen Abflusssituationen. Niedrige Absolutwerte des HMID zeugen von geringer Diversität im Abschnitt, sind jedoch immer im Kontext des vorherrschenden Flusstyps zu sehen. Hohe Absolutwerte des HMID zeugen von großer Diversität, bedeuten aber nicht zwingend eine bessere ökologische Situation.

Die Absolutwerte des HMID ändern sich bei unterschiedlichen flusstypspezifischen Ausprägungen: Ein furkierender Kiesbettfluss wird in ungestörtem Zustand einen höheren HMID Wert als ein mäandrierender Tieflandfluss aufweisen. Innerhalb eines Flusstyps gibt der HMID Aufschlüsse über die Variation von Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten wodurch in weiterer Folge Rückschlüsse auf die hydromorphologische Diversität möglich sind. Gostner et al. (2013) klassifizierte den HMID als "niedrig" (HMID < 5, kanalisiert), "mittel" (5 < HMID < 9, weniger modifiziert) und "hoch" (HMID > 9, unbelastet).

Um das Ziel einer gesamtheitlichen strukturellen Bewertung zu erreichen, wird die Bewertung der Güte der morphologischen Strukturen im Rahmen von SuREmMa+ in

Abhängigkeit zu deren Wirksamkeit über das gesamte Abflussspektrum vorgenommen. Die Klassifizierung erfolgt in die vier untenstehenden Kategorien:

- **Anthropogen überprägt – M0:** Abschnitte in denen der Raumbedarf des Fließgewässers längs und quer der Fließachse (begradigt sowie im Querschnitt eingeengt) durch Siedlungsgebiet oder intensiver anthropogener Nutzung stark eingeschränkt ist und zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine Änderung der Raumnutzung nicht möglich erscheint.
- **Strukturiert NW – M1:** Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen im Sinne des potentiellen Habitatangebots für verschiedenste Nutzungsansprüche (Bereiche mit hoher und niedriger Fließgeschwindigkeit und Tiefe) zeigt sich nur im niedrigen Abflussbereich (NW). Darüber hinaus (im Sinne des Abflusses) ist der Abschnitt von geringen Varianzen bzgl. Fließgeschwindigkeit und Tiefe geprägt.
- **Strukturiert MW – M2:** Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen geht über den Mittelwasserbereich (MW) hinaus und reicht in etwa bis HQ1. Lediglich bei Hochwasserabflüssen mit mittlerer und geringer Auftretswahrscheinlichkeit sinkt die Varianz an Fließgeschwindigkeit und Tiefe wieder.
- **Strukturiert HW – M3:** Bei sämtlichen im Jahr vorkommenden Abflüssen (Ausnahme Extremereignisse) weist der Abschnitt eine ausreichende Varianz hinsichtlich Fließgeschwindigkeiten und Tiefen auf. Unterschiedliche Nutzungsansprüche der Biota können in allen Abflussbereichen aus Sicht der morphologischen Diversität für alle funktionalen Habitate erfüllt werden.

Für die endgültige Bewertung der morphologischen Strukturgüte wird neben der flächigen Ausweisung des HMID (Streckenebene) auch eine lokale Bewertung kleinräumiger Strukturen auf Basis der 2D-HN-Modellierung durchgeführt (Punktebene). Dabei wird die hydraulische Situation anhand von definierten (hydromorphologischen) Nutzungsansprüchen über das gesamte Abflussspektrum bewertet (vgl. technischer Bericht II). Für die Klasse M3 müssen, dem natürlichen Flusstyp entsprechend, morphologische Strukturen in ausreichender Größe und Anzahl vorhanden sein, die über das gesamte Abflussspektrum ihre Wirkung entfalten können. Analog dazu erfolgt die Bewertung auf Basis der HMID Auswertung (Streckenebene) sowie der 2D- HN- Modellergebnisse (Punkt- bzw. Strukturebene) für andere Klassen.

3.1.2.3 Sedimente und Aspekte des Feststoffhaushalts

Ein Flussnetzwerk und sein Feststoffhaushalt sind u. a. durch seine lateralen Verbindungen, die auch als Sedimentquellen dienen, charakterisiert (Rice & Church, 1998). Unterschiedliche topographische, geologische und erdgeschichtliche Prozesse bedingen verschiedene Sedimenteinstöße mit unterschiedlicher temporärer Variabilität. In ungestörten Flusssystemen prägen vor allem im Oberlauf die Zubringer als Sedimentquellen die Korngrößenverteilung entlang der Längsachse maßgeblich, und sorgen für eine natürliche Variabilität der Korngrößen im Vorfluter. In Kiesbettflüssen zeigt sich eine Zunahme der mittleren Korngröße direkt nach der Einmündung bedeutender Sedimentquellen, die dann mit zunehmender Entfernung zur Quelle wieder abnimmt (Rice & Church, 1998).

Anthropogene Eingriffe wie Änderungen des Gefälles im Vorfluter oder schutzwasserbauliche Maßnahmen direkt an den Zubringern beeinflussen diese natürlichen Prozesse maßgeblich. Als weitere wichtige Einflüsse seien an dieser Stelle der Rückhalt von Geschiebe in den EZG der Zubringer, die Sortierwirkung der Korngrößen von Konsolidierungsbauwerken sowie die erhöhte Transportkapazität der Vorfluter aufgrund von Querschnittsverengungen und Laufverkürzungen (höheres Gefälle) genannt.

In Bereichen mit hohem Verbauungsgrad, im Speziellen bei Verbauungen die eine Querschnittsverringering des Fließgewässers im Vergleich zu seiner natürlichen Ausprägung bedingen, ist mit einer erhöhten Transportkapazität im Fließgewässer zu rechnen. Als Folge dessen sind diese Abschnitte durch das Fehlen der abtransportierten v.a. kleineren Fraktionen gekennzeichnet, die jedoch die Grundlage für eine natürliche Korngrößenverteilung bilden und auch eine Notwendigkeit für das nachhaltige Vorkommen verschiedenster Lebensgemeinschaften darstellen (Laichmaterial, passender Porenlückenraum, etc.). Der Vorfluter fungiert somit, wenn der Querschnitt stark eingengt wird, überwiegend nur als Transportzone für das eingebrachte Geschiebe, Ablagerungen erfolgen kaum.

Abschnitte mit ausreichender Breite und gleichzeitig guter morphologischer Strukturierung kennzeichnen sich im Gegensatz dazu durch eine breit gestreute Korngrößenverteilung und einer durch ein Mindestmaß an Eigendynamik bedingten, lockeren Lagerung des abgelagerten Materials.

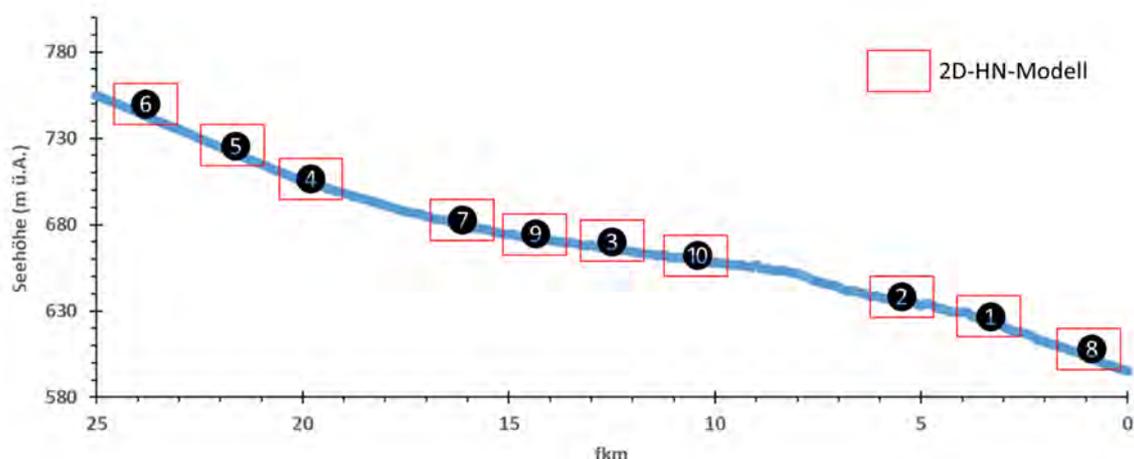
Sämtliche Abgrenzungen und Klassifizierungen hinsichtlich der Sedimentologie sind immer im Kontext der Gesamtsituation im EZG sowie unter Rücksichtnahme der vorherrschenden morphologischen Randbedingungen zu treffen. Vor allem die lokale Gefällssituation kann in ein und demselben Fluss gänzlich unterschiedliche Bewertungen mit sich bringen.

Zur Untersuchung der vorherrschenden sedimentologischen Situation werden über die gesamte Fließlänge des Untersuchungsgebiets ufernahe volumetrische Proben genommen und in weiterer Folge im Labor gesiebt. Die Proben spiegeln nicht die Korngrößenverteilung des Flussbettes wider, sondern dienen der Beschreibung des ufernahen, beprobten Lebensraumes, wo auch der Schwerpunkt der biotischen Probenahmen liegt. Im speziellen wurde der Anteil der Fraktionen < 2mm untersucht (vgl. technischer Bericht II).

3.1.2.4 Morphologisch/sedimentologische Verhältnisse im fiktiven Fallbeispiel

Im Folgenden werden die zur ökologischen Bewertung relevanten morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse im fiktiven Fallbeispiel zusammengefasst sowie die Maßnahmen zur indirekten Verminderung der Auswirkungen der Schwallbelastung (vgl. Kapitel 2.2.2) erläutert. Die morphologischen Rahmenbedingungen zum fiktiven Fallbeispiel sind in Abbildung 9 ersichtlich.

Abbildung 11 Längsschnitt, Gefälle und 2D-HN-Modelllagen inkl. Stationierung



3.1.2.5 Zustandsbeschreibung und abgeleitete Maßnahmenkonzipierung

Im folgenden Kapitel werden die morphologischen Strukturgüteklassen an dem fiktiven Fallbeispiel angewandt und tabellarisch sowie textlich erläutert:

1. Anthropogen überprägt – M0

Tabelle 4 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse Anthropogen überprägt – M0 für das fiktive Fallbeispiel

Fkm von bis	Beschreibung
18 – 15,5	Siedlungsgebiet A: sehr starke Regulierung bzw. gestreckte Linienführung; harter Uferverbau; Transportkapazität in den Fließstrecken durch Querschnittsverengung erhöht; keine Strukturen vorhanden bzw. nur bei niedrigsten Abflüssen wirksam.
14 – 12	Siedlungsgebiet B: sehr starke Regulierung bzw. gestreckte Linienführung; harter Uferverbau; Transportkapazität in den Fließstrecken durch Querschnittsverengung erhöht, Querbauwerk als Unterbrechung der Sedimentdurchgängigkeit; keine Strukturen vorhanden bzw. nur bei niedrigsten Abflüssen wirksam.
6 – 5	Siedlungsgebiet C: sehr starke Regulierung bzw. gestreckte Linienführung; harter Uferverbau; Transportkapazität in den Fließstrecken durch Querschnittsverengung erhöht; keine Strukturen vorhanden bzw. nur bei niedrigsten Abflüssen wirksam.
2 - 0	Industriegebiet C: sehr starke Regulierung bzw. gestreckte Linienführung; harter Uferverbau; Transportkapazität in den Fließstrecken durch Querschnittsverengung erhöht; Strukturen nur bei niedrigsten Abflüssen wirksam.

Folgende 2D HN Modelle wurden für die Einstufung herangezogen: # 7; # 3; #2 (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11).

Potentielle Maßnahmen für die Kategorie M0:

- Kleinräumige morphologisch/sedimentologische Maßnahmen (z. B. Stauwurzelstrukturierung, Initialisierung kleinräumiger eigendynamischer Entwicklung, Schaffung von Buchthabitaten mit ökologisch angepassten Substratverhältnissen im Mündungsbereich von Zubringern, kleinräumige technische Optimierung der Habitatqualität)
- „Instream measures“ zur lokalen Verbesserung der hydraulischen Situation für empfindliche Altersstadien
- Sedimentdurchgängigkeit herstellen

2. strukturiert NW - M1

Tabelle 5 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse strukturiert NW - M1 für das fiktive Fallbeispiel

Fkm von bis	Beschreibung
15,5 - 14	Zwischen Siedlungsgebiet A und B: Starke Regulierung, harter Uferverbau, veränderte Linienführung, erheblich erhöhte Transportkapazität durch Querschnittsverengung, Strukturen nur bei niedrigen bis mittleren Abflüssen (NW-MW) als Lebensraum nutzbar. Fehlendes Feinsubstrat (<2mm) aufgrund erhöhter Transportkapazität sowie verfestigte Sohle.

Folgendes 2D HN Modell wurde für die Einstufung herangezogen: #9 (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11)

Potentielle **Maßnahmen für die Kategorie M1:**

- Gewässeraufweitungen
- Errichtung bzw. Anbindung von Seitenarmen
- kleinräumige morphologisch/sedimentologische Maßnahmen wie Verbesserung der Zubringereinlaufsituationen hinsichtlich Morphologie und Sediment, punktuelle Maßnahmen zur Errichtung hydraulisch stabiler Habitats wie Buchtstrukturen oder Hinterrinnen.
- Uferstrukturierungsmaßnahmen im Kontext der sedimentologischen Rahmenbedingungen im EZG mit dem Ziel eigendynamische Entwicklung innerhalb des "active channels" zu fördern.

Die Wirksamkeit der morphologischen Strukturen sollte über das gesamte Abflussspektrum gegeben sein.

3. Strukturiert MW – M2

Tabelle 6 Beschreibung der morphologischen Strukturiert MW – M2 für das fiktive Fallbeispiel

Fkm von bis	Beschreibung
12 - 6	reguliert wenngleich auch vereinzelt morphologisch strukturierte Bereiche vorkommen; Sedimentdurchgängigkeit gegeben, Transportkapazität in den regulierten Bereichen unnatürlich hoch, Zubringer nicht angebunden. In Bereichen mit erhöhter Transportkapazität fehlendes Feinsubstrat (<2mm).
5 - 2	reguliert wenngleich auch vereinzelt morphologisch strukturierte Bereiche vorkommen; Sedimentdurchgängigkeit gegeben, Transportkapazität in den regulierten Bereichen unnatürlich hoch und als Folge fehlendes Feinsubstrat (<2mm).

Folgende 2D HN Modelle wurden für die Einstufung herangezogen: # 10; #1 (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11)

Potentielle Maßnahmen für die Kategorie strukturiert 2 – M2:

- Gewässeraufweitungen
- Errichtung bzw. Anbindung von Seitenarmen
- kleinräumige morphologisch/sedimentologische Maßnahmen wie Verbesserung der Zubringereinlaufsituationen hinsichtlich Morphologie und Sediment, punktuelle Maßnahmen zur Errichtung hydraulisch stabiler Habitats wie Buchtstrukturen oder Hinterrinnen.
- Uferstrukturierungsmaßnahmen im Kontext der sedimentologischen Rahmenbedingungen im EZG mit dem Ziel eigendynamische Entwicklung innerhalb des "active channels" zu fördern. Strukturen sollten über das gesamte Abflussspektrum wirksam sein.

Die Wirksamkeit der morphologischen Strukturen sollte über das gesamte Abflussspektrum gegeben sein.

4. strukturiert HW – M3

Tabelle 7 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse strukturiert HW – M3 für das fiktive Fallbeispiel

Fkm von bis	Beschreibung
25 - 18	Flussauf Siedlungsgebiet A: Bereich mit einer der Flussgröße und dem Flusstyp (Gefälle!) entsprechenden Breite und Korngrößenverteilung. Morphologische Strukturen über gesamtes Abflussspektrum wirksam. Ausreichend hydromorphologische Diversität hinsichtlich der Nutzungsansprüche verschiedener Biota.

Folgende 2D HN Modelle wurden für die Einstufung herangezogen: # 5; # 4; #6 (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 11)

Potentielle Maßnahmen für die Kategorie strukturiert 3 –M3:

- Kleinräumige morphologisch/sedimentologische Maßnahmen wie Verbesserung der Zubringereinlaufsituationen hinsichtlich Morphologie und Sediment
- punktuelle Maßnahmen zur Errichtung hydraulisch stabiler Habitats wie Buchtstrukturen oder Hinterrinnen
- Uferstrukturierungsmaßnahmen im Kontext der sedimentologischen Rahmenbedingungen im EZG mit dem Ziel eigendynamische Entwicklung innerhalb des "active channels" zu fördern

Strukturen sollten über das gesamte Abflussspektrum wirksam sein. Unbedingte Rücksichtnahme auf die Gefällssituation vonnöten.

3.1.2.6 Verschneidung Morphologie/Hydrologie

Die Einstufung der morphologischen Strukturgüteklassen wird mit der hydrologischen Information in Form der Retentionskurven dW/dt (vgl. Kapitel 3.1.1.2) verschneidet, um in weiterer Folge zu ermöglichen, dass die zu erwartenden Auswirkungen von direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2) aufeinander abgestimmt werden können. Die Verschneidung erfolgt, indem die den einzelnen Strukturgüteklassen M0 bis M3 zugehörige Gewässerstrecke für die hydrologisch/hydraulischen Intensitätsbereiche 1 bis

4 (vgl. Kapitel 3.1.1.3) szenarienspezifisch (Wirkungsszenario B1 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) sowie in Abhängigkeit der Abflussbedingungen (vgl. Kapitel 3.1.1.1) aufsummiert und tabellarisch zusammengefasst wird (vgl. Anhang – Tabelle 24 und Tabelle 25). Die schwallbedingten hydrologischen Verhältnisse werden somit um den Aspekt der morphologischen Strukturgüte erweitert, wie in Tabelle 8 beispielhaft für Abstiegsereignisse und den Intensitätsbereich 2 (< 0.5 cm/min) bei mittleren Abflussbedingungen dargestellt wird (vgl. auch Tabelle 3).

Tabelle 8 Szenarienspezifische Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (< 0.5 cm/min) bezogen auf Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussbedingungen und morphologische Strukturgüte im fiktiven Fallbeispiel

Szenario	Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (< 0.5 cm/min)					
	Flußkilometer [fkm]	Summe [fkm]	Summe [fkm]			
			M0	M1	M2	M3
F	0 bis 5.5	5,5	2,5	0,0	3,0	0,0
E	0 bis 10.0	10,0	4,0	0,0	6,0	0,0
D	0 bis 15.5	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
C	0 bis 21.0	21,0	8,0	1,5	8,0	3,5
B1	0 bis 25.0	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
B2	0 bis 25.0	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
B3	20 bis 5.0	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5

M0 – Anthropogen überprägt; M1 – Strukturiert NW; M2 – Strukturiert MW; M3 – Strukturiert HW

3.2 Ökologische Bewertung

Im folgenden Kapitel wird – ausgehend von einer Zusammenfassung der potentiellen ökologischen Auswirkungen von Schwallbetrieb – die Methodik der ökologischen Maßnahmenbewertung mit Bezug zu den Organismengruppen Fische und Makrozoobenthos beschrieben. Ausgehend von den hydrologisch/hydraulischen Verhältnissen, die bei Einhaltung eines bestimmten hydrologischen Wirkungsszenarios (vgl. Kapitel 2.2.1) im Untersuchungsgebiet zu erwarten sind (vgl. Kapitel 3.1.1.3), wird anhand der jeweiligen Auswirkungen auf die ökologischen Bewertungskriterien, das

hydrologische (ausschließlich direkte Maßnahmen) bzw. das hydromorphologische Verbesserungspotential (Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen) eines Maßnahmenszenarios abgeschätzt. Die Relevanz der Bewertungskriterien wird dabei aus fisch- und benthosökologischer Sicht bezüglich Organismenvulnerabilität gewichtet (vgl. Abbildung 12). Die Methodik hinsichtlich der ökologischen Maßnahmenbewertung wurde so definiert, dass sie bei Vorliegen neuer Erkenntnisse ohne großen Aufwand adaptiert werden kann.

Abbildung 12 Übersicht – Ökologische Maßnahmenbewertung



3.2.1 Ökologische Auswirkungen von Schwallbetrieb

Studien an österreichischen Fließgewässern (Schmutz et al., 2013, 2015) konnten belegen, dass eine signifikante Beeinträchtigung der Fischzönosen durch den Schwall besteht. Vor allem Fischlarven und frühe Juvenilstadien sind aufgrund ihrer Präferenz für ufernahe Lebensräume mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten (Bachman, 1984; Bardonnet et al., 1991; Heggenes & Traaen, 1988; Crisp, 1996; Gaudin & Sempeski, 2001; Nykanen & Huusko, 2003; Armstrong & Nislow, 2006) besonders durch Schwall gefährdet, da genau diese Habitate von kurzfristigen Abflussschwankungen besonders betroffen sind. Die fischökologischen Auswirkungen des Schwallbetriebes sind von den hydrologischen und zeitlichen Aspekten der stattfindenden Schwallereignisse abhängig (Young et al., 2011). Im Falle eines Wasserspiegelanstieges und damit einhergehender Erhöhung der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe besteht die Gefahr für Individuen abgedriftet zu

werden (Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014; Lechner et al., 2014). Am Ende eines Schwallereignisses kommt es zu einem Rückgang des Wasserspiegels, infolgedessen potentielle Larven- und Juvenilhabitate vom Fließgewässer abgeschnitten werden oder trockenfallen können, wodurch ein Strandungsrisiko für Fische gegeben ist. Diese direkten Auswirkungen sind abhängig von der Fischart, dem Lebensstadium, der Jahres- und Tageszeit, der morphologischen und sedimentologischen Habitatbedingungen (u.a. Sohlquerneigung, Porenlückenraum und Korngröße) sowie der Intensität der Schwallereignisse (z. B. Bradford et al., 1995; Saltveit et al., 2001; Halleraker et al., 2003; Young et al., 2011; Auer et al., 2014, 2017). Abgesehen von diesen direkten Auswirkungen können indirekte Folgeerscheinungen entstehen, wie etwa verminderter Reproduktionserfolg, verminderte Fitness, vermindertes Wachstum oder eine geringere Biomasse (Young et al., 2011; Schmutz et al., 2013, 2015; Person et al., 2014; Puffer et al., 2015).

Der Schwallbetrieb wirkt sich auch auf das Makrozoobenthos, ähnlich wie bei Fischen, auf verschiedenen Ebenen aus. Der Anstieg des Wasserspiegels und der damit verbundene hydraulische Stress (z. B. ausgedrückt durch die Fließgeschwindigkeit oder die Sohlschubspannung) führen zu einer passiven Verdriftung der benthischen Organismen (Gibbins et al., 2007; Timusk et al., 2016). Des Weiteren kann es durch die Verringerung der benetzten Fläche während des Abflussrückganges zu einer Strandung (Perry & Perry, 1986; Kastenhofer, 2018) und zum Ersticken der Tiere kommen. Drift und Strandung tragen zu einer Reduktion der Makrozoobenthosbiomasse in schwallbelasteten Fließgewässern bei (Lauters et al., 1996; Parasiewicz et al., 1998; Kennedy et al., 2014). Auch die Veränderung der hydromorphologisch/hydraulischen Habitatbedingungen wirken sich auf die besiedelnden Populationen aus (Cushman, 1985; Bretschko & Moog, 1990; Kjaerstad et al., 2018) und führen zu Beeinträchtigung wichtiger ökologischer Prozesse (z. B. Nahrungsaufnahme, Eiablage, Schlupf), was sich in Schwallstrecken häufig durch reduzierte Biomassen und eine Förderung strömungsliebender Taxa zeigt (Cushman, 1985; Bretschko & Moog, 1990; Graf et al., 2013; Leitner et al., 2017). Welche dieser Auswirkungen die größte Rolle spielt, ist nach jetzigem Forschungsstand unbekannt, doch lassen zahlreiche Studien darauf schließen, dass sich die unterschiedlichen Schwall-Intensitätsparameter (z. B. An- und Abstiegsgeschwindigkeit, Amplitude) auf unterschiedliche Weise auf die benthische Wirbellosenfauna auswirken.

Bei der Bewertung der aus ökologischer Sicht zu erwartenden Auswirkungen durch die Umsetzung diverser Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung sind gemäß Stand des Wissens zusammenfassend folgende ökologische Randbedingungen zu berücksichtigen:

- Es ist generell davon auszugehen, dass in einem spezifischen Gewässerabschnitt eingeleitete Abflussschwankungen direkte negative ökologische Folgen nach sich ziehen, wenn sie (art- und stadienspezifische) Intensitätsgrenzen überschreiten. Im Umkehrschluss ist anzunehmen, dass sich durch eine Begrenzung der Intensität der Abflussschwankungen negative ökologische Folgewirkungen in Abhängigkeit der jeweiligen Intensitätsreduktion vermeiden lassen.
- Um in einem spezifischen Gewässerabschnitt durch die Umsetzung von direkten Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung positive ökologische Auswirkungen erwarten zu können, müssen grundsätzlich nutzbare Habitate verfügbar sein, wobei davon auszugehen ist, dass sich die positiven ökologischen Auswirkungen mit steigender Habitatverfügbarkeit und -qualität erhöhen, wenn keine anderen wesentlichen Belastungen vorliegen.
- Aufgrund der unterschiedlichen Auswirkungen von anthropogen eingeleiteten Abflussschwankungen hinsichtlich Drift und Strandung von Gewässerorganismen sollten An- und Abstiegseignisse grundsätzlich getrennt voneinander bewertet werden.
- Die Bewertungsmethode sollte die Möglichkeit bieten, auf die (art- und stadienspezifische) zeitliche Variabilität der Organismenvulnerabilität (z. B. durch das im Jahresverlauf zeitlich begrenzte Vorkommen von Lebensstadien mit besonders hoher Vulnerabilität) einzugehen.
- Die Habitatverfügbarkeit und -qualität eines schwallbelasteten Gewässerabschnittes wird durch die stark veränderlichen hydromorphologisch/hydraulischen Bedingungen – vor allem in der Wasserwechselzone, aber auch im ständig benetzten Bereich – beeinflusst (Céréghino et al., 2002; Caballero & Kopecki, 2013; Graf et al., 2013; Holzapfel et al., 2017; Leitner et al., 2017). Der Umfang bzw. die Fläche der Wasserwechselzone sowie der hydraulische Stress, der auf Organismen wirkt, wird einerseits durch die Amplituden der eingeleiteten Schwallwellen und andererseits von der Querschnittsgeometrie des betrachteten Gewässerabschnittes beeinflusst und sollte bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Zusammenfassend lassen sich – mit Bezug zu den jeweils zugrundeliegenden Modellparametern – folgende Bewertungskriterien ableiten:

- Bewertungskriterium 1: Minderung des Strandrungsrisikos – Modellparameter Abstiegs geschwindigkeit (vgl. Abbildung 3 – a)
- Bewertungskriterium 2: Minderung des Driftrisikos – Modellparameter Anstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3 – b)
- Bewertungskriterium 3: Minderung der schwallbedingten Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität – Modellparameter Amplitude (vgl. Abbildung 3 – c)

Die Bewertung der zu erwartenden Maßnahmenwirkung sollte zudem räumlich sowie zeitlich differenziert durchgeführt werden, wobei neben den schwallbedingten Auswirkungen auch die Habitatverfügbarkeit und -qualität eines Gewässerabschnittes im Zusammenhang mit den morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse zu berücksichtigen ist.

Weitere zu berücksichtigende Randbedingungen ergeben sich aus den gesetzlichen Vorgaben: Der Zielzustand von Oberflächengewässern ist gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie anhand von biologischen Qualitätselementen zu bewerten. Für die Beurteilung von Fließgewässern kommen grundsätzlich die Qualitätselemente (1) Fische, (2) Makrozoobenthos, (3) Phytobenthos und (4) Makrophyten infrage. Die indikative Aussagekraft der einzelnen Qualitätselemente ist bei der Beurteilung einer bestimmten Belastungssituation zu berücksichtigen, indem lediglich die Qualitätselemente mit hoher Aussagekraft zur Bewertung heranzuziehen sind. Aus heutiger Sicht sind Auswirkungen von Schwallbelastungen in erster Linie für Makrozoobenthos und Fische wissenschaftlich dokumentiert und beschrieben. Dementsprechend basiert die SuREmMa+ Bewertungsmethode auf diesen beiden Qualitätselementen. Im Falle von erheblich veränderten Gewässern ist der Zielzustand das gute ökologische Potential, welches in Abhängigkeit der zu erwartenden ökologischen, energiewirtschaftlichen und systemrelevanten Auswirkungen der in einem spezifischen Einzugsgebiet potentiell umsetzbaren Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zu definieren ist (vgl. Kapitel 2.1). **Somit ist – im Gegensatz zum Zielzustand guter ökologischer Zustand – beim guten ökologischen Potential kein absoluter Zielwert anzustreben, sondern eine Relativbewertung potentieller Maßnahmen in Abhängigkeit des Istzustandes durchzuführen, deren Ergebnisse den Zielzustand definieren (vgl. Kapitel 2.1).**

Schwallbelastungen und potentielle ökologische Folgewirkungen stellen ein hochkomplexes Themengebiet dar, das fächerübergreifende Zusammenarbeit bzw. die Ausarbeitung fächerübergreifender Modellansätze erfordert. Während aus fachspezifischer Sicht zum Teil eine Vielzahl an Studien verfügbar ist, liegen fächerübergreifend dokumentierte Praxiserfahrungen bzw. fächerübergreifende Daten zu Maßnahmenevaluierungen bis dato nicht vor. Daher stellt es eine große Herausforderung dar, ein allgemein gültiges, interdisziplinäres Bewertungsmodell zu definieren, welches zudem in sämtlichen betroffenen Flusstypen mit der Variabilität an hydromorphologischen und ökologischen Verhältnissen zur Anwendung kommen kann. Der SuREmMa+ Modellansatz stellt – wie jedes Modell – eine vereinfachte Darstellung der weitaus komplexeren Wirklichkeit dar. Beim vorliegenden Modellansatz wird versucht, mit einer aus Sicht der Praxisanwendbarkeit vertretbaren Modellkomplexität, anhand von aussagekräftigen Modellparametern und Bewertungskriterien, einen möglichst weitgehenden Realitätsbezug herzustellen. Zudem wird der Anspruch eines konsistenten bzw. im Sinne der Logik widerspruchsfreien Modellansatzes verfolgt.

Trotz der Berücksichtigung dieser Randbedingungen bleiben maßgebliche Unsicherheiten bestehen: Eine große Herausforderung ist es beispielsweise, einzelne ökologische Bewertungskriterien, deren Einflüsse sich von Gewässer zu Gewässer unterscheiden können, im Modellansatz realitätsnah zu gewichten (vgl. Kapitel 3.2.2). Des Weiteren ist davon auszugehen, dass maßgebliche, schwer prognostizierbare Wechselwirkungen zwischen den Organismengruppen auftreten können. So sind z. B. Benthosorganismen Nahrungsressource für Fische. Hydrologische Veränderungen durch den Schwallbetrieb können sich dementsprechend direkt auf das Nahrungsnetz auswirken (Marty et al., 2009). Eine weitere Wechselwirkung stellt die Abhängigkeit zwischen Organismendrift und –strandung dar. Erhöhte Driftraten von Benthosorganismen können maßgeblich zu einer erhöhten Strandung beitragen (Tanno et al., 2016; Kastenhofer, 2018). Neben dem Einfluss der Abflussänderungsgeschwindigkeit auf das Drift- und Strandrungsrisiko, ist zu erwarten, dass auch die räumliche Ausdehnung der Wasserwechselzone bzw. der Umfang der lateralen Verschiebung der Wasseranschlagslinie zwischen Schwall- und Basisabfluss eine Rolle spielt (Hunter, 1992; Higgins & Bradford, 1996; Hoffarth, 2004; Irvine et al., 2009; Young et al., 2011; Tanno et al., 2016; Kastenhofer, 2018). Der Umfang der Wasserwechselzone ist neben den hydromorphologisch/hydraulischen Verhältnissen maßgeblich von der Amplitude der eingeleiteten Schwallwellen abhängig. Darüber hinaus kann sich die Schwallamplitude abhängig von der Gewässermorphologie stark auf den hydraulischen Stress auswirken, der auf die Organismen wirkt. Entsprechend zeigen Studien, dass das Driftrisiko stark durch die Schwallamplitude und damit einhergehender

Überschreitung taxa-spezifischer Grenzwerte des hydraulischen Stresses beeinflusst wird, wobei die Driftintensität weiters von der Anstiegsgeschwindigkeit der Schwallereignisse abhängt, da die Tiere durch einen langsamen Anstieg mehr Zeit haben, um Schutz im Substrat zu suchen (Schülting et al., in prep.; Elliott, 1967; Tanno et al., 2016; Kastenhofer, 2018).

Eine weitere Herausforderung für die Interpretation von im Feld aufgenommenen biotischen Daten liegt darin, dass auch die hydrologischen Parameter eine gewisse Redundanz aufweisen können: Ganglinienanalysen zeigen, dass die An- und Abstiegsgeschwindigkeiten der Schwallwellen – in Abhängigkeit der Betriebsweise des schwallerzeugenden Kraftwerks – im Nahbereich der Schwalleinleitungen meist eine übereinstimmende Größenordnung aufweisen. Zudem besteht im Allgemeinen eine positive Korrelation zwischen der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und der Ereignisamplitude, die sich mit steigender Entfernung zum Einleitpunkt aufgrund des spezifischen Retentionsverhaltens des dazwischenliegenden Gewässerabschnittes verändert (vgl. Abbildung 6, Greimel et al., *in prep.*).

Die genannten Beispiele sollen aufzeigen, dass sich in der Realität sowohl die einzelnen Bewertungskriterien als auch die zugrundeliegenden Modellparameter in unbestimmtem Ausmaß gegenseitig beeinflussen können. Wechselwirkungen sind aus heutiger Sicht kaum erforscht und nur mit sehr hohem Aufwand quantifizierbar. Schließlich ist es nicht das Ziel einer praxistauglichen Bewertungsmethode, die Realität in all ihrer Komplexität mit maximaler Detailschärfe abzubilden. Basierend auf dem aktuellen Kenntnisstand wurden von den Projektpartnern aus Wissenschaft, Wirtschaft und Behörde daher folgende Randbedingungen definiert: Eine Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit von anthropogen eingeleiteten Abflussschwankungen und die damit erzielbare Verringerung des Strandungsrisikos soll, aufgrund des vermutlich größten negativen Einflusses auf die Organismen (v. A. bei Fischlarven und frühen Juvenilstadien), am stärksten in die Bewertungsmethodik einfließen (ca. 60%). Die Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit und die dementsprechende Verringerung des Driftrisikos soll mit etwa 25-30% gewichtet werden. Einer Verringerung der Schwall-Amplitude (vgl. Kapitel 2.2.1) soll im Rahmen der Bewertungsmethode aufgrund der oben beschriebenen Unsicherheiten bei der Quantifizierung der zu erwartenden Auswirkungen und der i. A. zu erwartenden großen Auswirkungen auf die Nutzung von Maßnahmen zur Amplitudendämpfung, mit 10-15% am wenigsten Gewicht zukommen (vgl. Tabelle 9). Die Validierung der Bewertungskriterien und Gewichtungen und allfällige Adaptionen werden im Zuge der

ersten Maßnahmenumsetzungen die wesentlichen Aufgaben der nächsten Jahre sein (vgl. Kapitel 5).

3.2.2 Ökologische Gewichtung einzelner Bewertungskriterien

Zur ökologischen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen werden im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes drei Bewertungskriterien definiert (vgl. Kapitel 3.2.1). Aufgrund der funktional und zeitlich variablen Organismenvulnerabilität (z. B. bezüglich Drift- oder Strandung, bestimmter Intensitätsschwellenwerte oder dem Auftrittszeitpunkt der Schwallwellen) ist es grundsätzlich sinnvoll, die Bewertungskriterien zu gewichten (vgl. Tabelle 9). Im folgenden Abschnitt werden die Hintergründe zu der im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes gewählten Gewichtung aus fisch- und benthosökologischer Sicht erläutert, wobei jeweils fünf Gewichtungspunkte vergeben werden. Im Falle fehlender wissenschaftlicher Grundlagen wurden Annahmen aus Expertensicht getroffen.

Die in diesem Abschnitt, mit Bezug zu den Bewertungskriterien, genannten Intensitätsschwellenwerte werden im Rahmen der SuREmMa+ Bewertungsmethode zur räumlich/zeitlich differenzierten Einstufung einer Bandbreite an zu erwartenden ökologischen Folgewirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen herangezogen. Es ist nicht zielführend einzelne Intensitätsschwellenwerte in einer räumlich und zeitlich undifferenzierten Betrachtung zur Bewertung schwallbedingter ökologischer Auswirkungen heranzuziehen.

Durch die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit während des Wellenanstieges von Schwallereignissen besteht für Organismen ein Risiko, vermehrt flussabwärts verdriftet bzw. abgeschwemmt zu werden (Limnex, 2004). Dies bedeutet aus fischökologischer Sicht zumindest einen lokalen Verlust von Fischlarven und frühen Juvenilstadien im betroffenen Gewässerabschnitt (Baumann & Klaus, 2003; Young et al., 2011). Wie auch für andere Organismengruppen ist das Driftrisiko artspezifisch. Unabhängig davon konnte durch Studien (Crisp, 1991; Vehanen et al., 2000; Thompson et al., 2011; Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014) belegt werden, dass Schwallereignisse, auch mit geringer Intensität des Wellenanstieges, erhöhte Driftraten bei frühen Lebensstadien von Bachforellen und Äschen auslösen können. Diese schwallinduzierte Drift nimmt mit fortschreitendem Alter

jueniler Individuen ab. Unabhängig des Alters ist die schwallinduzierte Drift von der Tagesrhythmik abhängig: sowohl Larven, als auch juvenile Altersstadien von Bachforelle und Äsche unterliegen während der Nacht erhöhtem Driftrisiko im Vergleich zu tagsüber stattfindenden Schwallereignissen (Auer et al., 2014). Experimente an der HyTEC- Versuchsanlage/Lunz konnten für unterschiedliche Fischarten und Altersstadien jedoch keinen Schwellenwert für den Zusammenhang zwischen Driftrisiko und Anstiegsgeschwindigkeit belegen (Schmutz et al., 2013).

Aufgrund der hohen Mortalität werden aus fischökologischer Sicht Strandungsphänomene von Fischlarven und juvenilen Stadien als Hauptbelastung angesehen (Hunter, 1992; Baumann & Klaus, 2003; Schmutz et al., 2013). Abgesehen von der Abstiegsgeschwindigkeit als maßgebliche Größe für die Strandung von Fischen, gelten Fischart, Altersstadium, Tageszeit, Gewässermorphologie, Substratcharakteristik und Wassertemperatur als relevante Faktoren (Hunter, 1992; Flodmark et al., 2002; Baumann & Klaus, 2003; Sauterleute, 2009; Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014). Es kann davon ausgegangen werden, dass sich das Strandungsrisiko für Bachforellen und Äschen mit zunehmendem Alter und Körpergröße deutlich verringert. Entsprechende Versuche in Experimentierinnen zeigten eine klare Reduktion des Strandungsrisikos für Fischlarven und frühe Juvenilstadien bei einer Verminderung der Abstiegsgeschwindigkeit (Halleraker et al., 2003; Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014). Fortgeschrittene Juvenilstadien tolerieren bereits höhere Fließgeschwindigkeiten und verringern ihre hohe Sensibilität gegenüber Fließgeschwindigkeitsänderungen verglichen mit Larven, bzw. beanspruchen Schotterbankhabitate, welche ein geringeres Strandungsrisiko aufweisen. In Hinblick auf die Abstiegsgeschwindigkeit und daraus resultierende Strandungsphänomene reagieren Bachforellenlarven sensibler als Äschenlarven (Auer et al., 2014, 2017). Für die Fischarten Äsche und Bachforelle sind Intensitätsschwellenwerte zur Erfassung des Strandungsrisikos bekannt: Zusammenfassend kann bei Abstiegsgeschwindigkeiten kleiner 0.1 cm/min von einem geringen Strandungsrisiko für Fischlarven ausgegangen werden, die in Gewässern des Alpenraumes hauptsächlich im Frühjahr (2. Quartal) anzutreffen sind. Das Strandungsrisiko für juvenile Stadien, die in erster Linie im Sommer bzw. im 3. Quartal vorkommen, ist bei Abstiegsgeschwindigkeiten kleiner 0,4 cm/min gering (Schmutz et al., 2013, 2015; Auer et al., 2014, 2017). Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass in Gewässerabschnitten, in welchen diese Intensitätsschwellenwerte durch die Umsetzung von direkten Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung unterschritten werden können, das art- und stadienspezifische Strandungsrisiko maßgeblich verringert wird. Umgelegt auf Untersuchungsgebiet und Intensitätsbereiche (vgl. Kapitel 3.1.1.3) bedeutet im Quartal 2 eine Ausdehnung der Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 4 (**geringes**

Strandungsrisiko: < 0,1 cm/min) eine Verringerung des Strandungsrisikos für Fischlarven. Wird die anteilige Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (**mittleres Strandungsrisiko < 0,5 cm/min**) im Quartal 3 erhöht, verringert sich dementsprechend das Strandungsrisiko für juvenile Stadien. Aus fischökologischer Sicht wird daher zusammenfassend und bezugnehmend auf die Verminderung des Strandungsrisikos im Quartal 2 der Intensitätsbereich 4 und im Quartal 3 der Intensitätsbereich 2 entsprechend gewichtet (vgl. Tabelle 9).

Auch bei Makrozoobenthos kann es durch Strandung zum Ersticken der Tiere kommen (Perry & Perry, 1986), wobei hier davon auszugehen ist, dass es in schwallbelasteten Fließgewässern insbesondere durch die verstärkte Drift bzw. durch die starke Wechselwirkung aus Drift und Strandung (Tanno et al., 2016; Kastenhofer, 2018) zu einer Reduktion der Makrozoobenthosbiomasse kommt. Saisonen besonders hoher Benthos-Vulnerabilität wurden bisher – im Gegensatz zu Äschen und Bachforellen – nicht detailliert im Freiland untersucht. Mangels detaillierter Studien muss aus heutiger Sicht daher davon ausgegangen werden, dass direkte Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung für Benthosorganismen grundsätzlich ganzjährig erfolgen sollten. Experimentelle Studien weisen aber auf ein erhöhtes Driftrisiko bei Nacht und bei hohen Temperaturen, bzw. in den Sommermonaten hin, allerdings besteht hier weiterer Forschungsbedarf (Schülting et al. 2016, Schülting et al. 2019). Aus den vorliegenden benthosökologischen Studien ist bezüglich Driftrisiko ableitbar, dass die durch den Wasserspiegelanstieg erhöhte Drift durch eine Verringerung der Anstiegsgeschwindigkeit gemindert werden kann. Es ist davon auszugehen, dass Anstiegsereignisse mit einer Anstiegsgeschwindigkeit von kleiner als 1 cm/min ein vergleichsweise moderates Driftrisiko verursachen. Weiters lassen die Untersuchungen darauf schließen, dass eine noch stärkere Verringerung des Driftrisikos durch Anstiegsgeschwindigkeiten kleiner 0,5 cm/min erreicht werden kann (Schülting et al., 2019, Schülting et al., in prep). In Anlehnung an die bekannten Intensitätsschwellenwerte zur Beschreibung des Driftrisikos für Makrozoobenthos ist dementsprechend zu erwarten, dass eine Ausdehnung der Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 1 (**mittleres Driftrisiko < 1 cm/min**) das Driftrisiko im Untersuchungsgebiet verringert bzw. eine Ausdehnung der Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (**geringes Driftrisiko < 0,5 cm/min**) das Driftrisiko stark verringert. Zur Bewertung der maßnahmenbezogenen Auswirkung auf das Strandungsrisiko für Benthosorganismen liegen nur wenige Studien vor, weshalb evidenzbasierte Intensitätsschwellenwerte derzeit nicht verfügbar sind. Vorhandene Studien zeigen allerdings einen positiven Zusammenhang zwischen Strandungsrisiko und Abstiegsgeschwindigkeit (Kastenhofer, 2018; Perry & Perry, 1986). Daher wird in

Anlehnung an das Strandungsrisiko für Fische auch für Benthosorganismen davon ausgegangen, dass eine Ausdehnung der Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 ($< 0,5 \text{ cm/min}$) das Strandungsrisiko im Untersuchungsgebiet verringert, eine Ausdehnung der Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 4 ($< 0.1 \text{ cm/min}$) das Strandungsrisiko stark verringert (vgl. Tabelle 9). Aus benthosökologischer Sicht wird zusammenfassend eine ganzjährige Verminderung des Strandungsrisikos (bezugnehmend auf die Intensitätsbereiche 2 und 4) und eine ganzjährige Verminderung des Driftrisikos (bezugnehmend auf die Intensitätsbereiche 1 und 2) bei der Gewichtung berücksichtigt (vgl. Tabelle 9).

Bei der Bewertung einer potentiellen schwallbedingten Verringerung von Habitatverfügbarkeit und –qualität für Benthosorganismen und Fische bestehen, im Vergleich zu den Bewertungskriterien Strandungs- und Driftrisiko, die größten Wissenslücken und Unsicherheiten. Dass – neben Drift- und Strandungsphänomenen – auch die Habitatverfügbarkeit und -qualität eines schwallbeeinflussten Gewässerabschnittes aufgrund der stark veränderlichen hydromorphologisch/hydraulischen Bedingungen – vor allem in der Wasserwechselzone, aber auch im ständig benetzten Bereich – beeinflusst werden, steht außer Zweifel (Elliott, 1967; Brooker & Hemsworth, 1978; Brittain & Eikeland, 1988; Poff et al., 1991; Céréghino et al., 2002; Gibbins et al., 2007; Bruno et al., 2009; Jones, 2013; Timusk et al., 2016). Dabei ist grundsätzlich davon auszugehen, dass der Umfang der zu erwartenden ökologischen Auswirkungen maßgeblich von

- der Amplitude der eingeleiteten Schwallwellen,
- den hydromorphologisch/hydraulischen Verhältnissen (Abflussbedingungen, Gewässermorphologie) im betrachteten Gewässerabschnitt und
- vom ökologischen Toleranzbereich der Gewässerorganismen (Euryökie/Stenökie) abhängig ist.

Dementsprechende schwallbedingte Auswirkungen können aus heutiger Sicht lediglich durch Analysen mit sehr hoher Detailschärfe (z. B. detaillierte Habitatmodelle) bzw. in der praktischen Anwendung aufgrund des hohen Aufwandes bei Datenerhebung und Modellerstellung nur für Gewässerstrecken mit beschränkter Länge quantifiziert werden. Der Aufwand, ein flächendeckendes Habitatmodell zu erstellen, ist für eine überregional anwendbare Bewertungsmethode auf Teileinzugsgebiets-, bzw. Einzugsgebietsebene als zu hoch einzustufen. Bezüglich einer generellen Abschätzung des schwallbedingten Einflusses auf die Habitatverfügbarkeit und –qualität in Abhängigkeit der Schwallintensität

und/oder Auftretshäufigkeit besteht maßgeblicher Forschungsbedarf. Im Gegensatz zum Drift- und Strandungsrisiko wurden bis dato keine Intensitätsschwellenwerte abgeleitet, die erlauben würden, die Größenordnung der diesbezüglich zu erwartenden schwallbedingten Auswirkungen räumlich und zeitlich differenziert einzustufen. Im Rahmen der SuREmMa+ Bewertungsmethode wird dieses Bewertungskriterium daher, einem pragmatischen Ansatz folgend, ausschließlich auf die Maximalamplitude der im Istzustand eingeleiteten Schwallwellen bzw. auf eine prozentuale Verringerung der Maximalamplitude bezogen. Bewertungskriterium 3 wird sowohl aus fischökologischer als auch benthosökologischer Sicht ganzjährig äquivalent gewichtet (vgl. Tabelle 9). Sollten zukünftig auch für dieses Bewertungskriterium wissenschaftlich fundierte Intensitätsschwellenwerte zur Verfügung stehen, kann auch dieses Bewertungskriterium, übereinstimmend mit den beiden anderen Bewertungskriterien, räumlich und zeitlich diskretisiert in die Bewertung einfließen. In Tabelle 9 ist die ökologische Gewichtung der Bewertungskriterien zusammengefasst. Daraus ist ersichtlich, dass

- die Qualitätselemente Fische und Makrozoobenthos in der SuREmMa+ Bewertungsmethode gleichwertig berücksichtigt werden und
- die Gewichtung der einzelnen Bewertungskriterien den eingangs festgelegten Randbedingung entspricht (vgl. Kapitel 3.2.1).

Tabelle 9 Ökologische Gewichtung der Kriterien zur Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Bewertungs-kriterium	Quartal	Gewichtung									
		Fischökologie				Benthosökologie				Gesamt	%
		Intensitätsbereiche									
		1	2	3	4	1	2	3	4		
1 - Minderung des Strandungsrisikos	1						0,20		0,20	0,40	60
	2				2,20		0,20		0,20	2,60	
	3		2,20				0,20		0,20	2,60	
	4						0,20		0,20	0,40	
2 - Minderung des Driftrisikos	1					0,35	0,35		0,00	0,70	28
	2					0,35	0,35		0,00	0,70	
	3					0,35	0,35		0,00	0,70	

Bewertungs-kriterium	Quartal	Gewichtung									
		Fischökologie				Benthosökologie				Gesamt	%
		Intensitätsbereiche									
		1	2	3	4	1	2	3	4		
	4					0,35	0,35		0,00	0,70	
3 - Minderung der schwallbedingten Auswirkung auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität	1	0,15				0,15				0,30	12
	2	0,15				0,15				0,30	
	3	0,15				0,15				0,30	
	4	0,15				0,15				0,30	
Summe		5,00				5,00				10,00	100

Bewertungskriterium 1 und 2 bezogen auf die anteilige Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (Intensitätsbereich 1: <1 cm/min, Intensitätsbereich 2: <0,5 cm/min, Intensitätsbereich 3: <0,25 cm/min, Intensitätsbereich 4: <0,1 cm/min); **Bewertungskriterium 3:** Fisch- und benthosökologische Gewichtung bezogen auf die prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand

3.2.3 Bewertung des hydrologischen Verbesserungspotentials

Die Bewertung des ökologischen Potentials eines bestimmten Wirkungsszenarios (P_{Sz}) erfolgt grundsätzlich durch Multiplikation der hydrologischen Wirkung eines Szenarios (W_H) mit einem Abminderungsfaktor (F) zur potentiellen Berücksichtigung einer Verminderung der hydrologischen Wirkung aufgrund von Belastungen, die nicht auf Schwall und Sunk zurückzuführen sind und der ökologischen Gewichtung (GÖ) (vgl. Formel 2). **Das ökologische Potential eines Wirkungsszenarios (P_{Sz}) ist grundsätzlich umso größer, desto geringer der anthropogene Einfluss im Untersuchungsgebiet ist.**

Formel 2 Ökologisches Potenzial eines Wirkungsszenarios

$$P_{Sz} = W_H \times F \times G_{\ddot{O}}$$

- P_{Sz} Ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A - vgl. Kapitel 2.2.1)
- W_H Hydrologische Wirkung eines Wirkungsszenarios (F bis A - vgl. Kapitel 2.2.1)
- F Abminderungsfaktor zur potentiellen Verminderung der hydrologischen Szenarienwirkung aufgrund von Belastungen, die nicht auf Schwall und Sunk zurückzuführen sind (vgl. Kapitel 3.2.4)
- $G_{\ddot{O}}$ Ökologische Gewichtung (vgl. Tabelle 9)

Bei den Bewertungskriterien **Minderung des Strandungs- oder Driftrisikos** bezieht sich die **hydrologische Wirkung (W_H^*)** auf den **prozentualen Anteil der Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4** (vgl. Kapitel 3.1.1.3), wobei bei der Berechnung des hydrologischen Verbesserungspotentials im Gegensatz zum hydromorphologischen Verbesserungspotential (vgl. Kapitel 3.2.4) **nicht auf weitere Belastungen** wie z. B. Gewässerregulierungen und dementsprechend zu erwartende ökologische Auswirkungen **eingegangen** wird (vgl. **Formel 3: $F = 1$**).

Die hydrologische Wirkung eines Wirkungsszenarios ist maßgeblich von den Abflussverhältnissen im jeweiligen Quartal abhängig (vgl. Kapitel 3.1.1.2). Durch die Berücksichtigung der jeweiligen Abflussbedingungen in den einzelnen Quartalen fließt Bewertungskriterium 1 und 2 (Strandungs- und Driftrisiko) bereits aus rein abiotischer Sicht räumlich und zeitlich diskretisiert in die Bewertung ein. Die Bestimmung der in den einzelnen Quartalen für die ökologische Maßnahmenbewertung relevanten Abflussbedingungen erfolgte, indem das mittlere niedrigste Tagesmittel im Quartal (MNQ_{t-Q}) den in Kapitel 3.1.1.2 definierten Abflussbereichen gegenübergestellt wurde. MNQ_{t-Q} soll näherungsweise den geringsten Basisabfluss im Quartal wiedergeben. Im fiktiven Fallbeispiel sind zur ökologischen Maßnahmenbewertung folgende Abflussverhältnisse relevant:

- Quartal 1 – niedrige Abflussbedingungen (NW)
- Quartal 2 – mittlere Abflussbedingungen (MW)
- Quartal 3 – mittlere Abflussbedingungen (MW)
- Quartal 4 – niedrige Abflussbedingungen (NW)

Somit kann die hydrologische Wirkung der einzelnen Wirkungsszenarios hinsichtlich Strandungs- (W_{H-St}) und Driftrisiko (W_{H-Dr}) für die Quartale 1 bis 4 aus den Ergebnistabellen, in welchem die schwallbedingten hydrologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet zusammengefasst werden, berechnet werden (vgl. Kapitel 3.1.1.3 bzw. Anhang Tabelle 24 und Tabelle 25 – Spalte: Sum_km im Verhältnis zur Gesamtlänge des im Untersuchungsgebiet untersuchten Gewässerabschnittes). Auch die ökologische Gewichtung ist quartalsabhängig und bezieht sich bei der Gewichtung des Strandungs- und Driftrisikos auf die aus fisch- ($G_{FÖ}^*$) oder benthosökologischer ($G_{BÖ}^*$) Sicht relevanten Intensitätsbereiche (vgl. Tabelle 9). Das quartalsabhängige ökologische Potential eines bestimmten Wirkungsszenarios wird bezüglich Strandungs- (P_{Sz-St}) oder Driftrisiko (P_{Sz-Dr}) gemäß Formel 3 berechnet.

Formel 3 Quartalsabhängiges ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios bezüglich Strandungs- oder Driftrisiko

$$P_{Sz}^* = (W_H^* \times F \times G_{F\ddot{O}}^*) + (W_H^* \times F \times G_{B\ddot{O}}^*)$$

P_{Sz}^*	Quartalsabhängiges ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (P_{Sz-St}) oder Driftrisiko (P_{Sz-Dr})
W_H^*	Quartalsabhängige hydrologische Wirkung eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (W_{H-St}) oder Driftrisiko (W_{H-Dr}) ausgedrückt durch die anteilige Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4 (vgl. Anhang – Tabelle 24 (Driftrisiko) und Tabelle 25 (Strandungsrisiko))
F	Abminderungsfaktor zur potentiellen Verminderung der hydrologischen Szenarienwirkung aufgrund von Belastungen, die nicht auf Schwall und Sunk zurückzuführen sind (vgl. Kapitel 3.2.4)
$G_{F\ddot{O}}^*$	Fischökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{F\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{F\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}}^*$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{B\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{B\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

Um das hydrologische Verbesserungspotential eines bestimmten Wirkungsszenarios (VP_{Sz}^*) zu erhalten, wird die Differenz aus dem ökologischen Potential von Szenario F (entspricht der maximalen Schwallintensität im Istzustand – vgl. Kapitel 2.2.1) und des jeweiligen Wirkungsszenarios gemäß Formel 4 berechnet.

Formel 4 Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios bezüglich Strandungs- oder Driftrisiko

$$VP_{Sz}^* = P_{Sz}^* - P_{SzF}^*$$

VP_{Sz}^*	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (VP_{Sz-St}) oder Driftrisiko (VP_{Sz-Dr})
P_{Sz}^*	Ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (P_{Sz-St}) oder Driftrisiko (P_{Sz-Dr})
P_{SzF}^*	Ökologisches Potential von Wirkungsszenario F (entspricht Istzustand – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (P_{SzF-St}) oder Driftrisiko (P_{SzF-Dr})

Beim Bewertungskriterium Minderung der schwallbedingten Auswirkung auf Habitatverfügbarkeit und -qualität bezieht sich die hydrologische Wirkung (W_{H-Ha}) im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes ausschließlich auf die prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand (vgl.

Kapitel 3.2.2). Das hydrologische Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios wird bei Bewertungskriterium 3 (VP_{Sz-Ha}) daher gemäß Formel 5 direkt berechnet. Die ökologische Gewichtung bezieht sich, übereinstimmend mit den beiden anderen Bewertungskriterien, auf die einzelnen Quartale (vgl. Tabelle 9).

Formel 5 Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität

$$VP_{Sz-Ha} = (W_{H-Ha} \times G_{F\ddot{O}-Ha}) + (W_{H-Ha} \times G_{B\ddot{O}-Ha})$$

VP_{Sz-Ha}	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität
W_{H-Ha}	Hydrologische Wirkung eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) in Abhängigkeit der prozentualen Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand (Wirkungsszenario F)
$G_{F\ddot{O}-Ha}$	Fischökologische Gewichtung bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}-Ha}$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

Das hydrologische Verbesserungspotential einzelner Wirkungsszenarien kann somit, je nach funktionaler Wirkung

- Begrenzung der Abstiegsgeschwindigkeit (Verringerung des Strandungsrisikos) und/oder
- Begrenzung der Anstiegsgeschwindigkeit (Verringerung des Driftrisikos) und/oder
- Begrenzung der Amplitude (Verringerung der schwallbedingten Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität)

bzw. je nach Periode, in welcher die Maßnahme/Maßnahmenkombination wirkt,

- Quartal 1 und/oder
- Quartal 2 und/oder
- Quartal 3 und/oder
- Quartal 4

zum hydrologischen Verbesserungspotential (VP_M) einer Maßnahme (z. B. saisonale betriebliche Einschränkung zur Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallwellen im Quartal 2) oder einer Maßnahmenkombination (z. B. ganzjährige Begrenzung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallwellen durch ein Dämpfungsbecken und betriebliche Einschränkung zur zusätzlichen Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 – vgl. auch Kapitel 4.5.5) aufsummiert werden (vgl. Formel 6).

Formel 6 Hydrologisches Verbesserungspotential einer Maßnahme oder einer Maßnahmenkombination

$$VP_M = \sum_{Q=1}^4 VP_{Sz-St} + VP_{Sz-Dr} + VP_{Sz-Ha}$$

VP_M	Hydrologisches Verbesserungspotential einer Maßnahme oder einer Maßnahmenkombination
VP_{Sz-St}	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungsrisiko
VP_{Sz-Dr}	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Driftrisiko
VP_{Sz-Ha}	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität

Das maximale hydrologische Verbesserungspotential einer Maßnahme oder einer Maßnahmenkombination beträgt 10 Punkte (entspricht der Summe der Gewichtungspunkte – vgl. Tabelle 9). Um dieses Verbesserungspotential erreichen zu können, müssen folgende Voraussetzungen gegeben sein:

- Im maximalen Istzustand (Wirkungsszenario F – vgl. Kapitel 2.2.1) werden bezüglich Strandungs- und Driftrisiko sämtliche ökologisch relevanten Intensitätsbereiche im gesamten Untersuchungsgebiet überschritten (vgl. Formel 4: $P_{SzF-St} + P_{SzF-Dr} = 0$).
- Die Schwallbelastung wird auf null reduziert (vgl. Formel 6: $VP_{Sz-St} = 6$; $VP_{Sz-Dr} = 2,8$; $VP_{Sz-Ha} = 1,2$)

Zur Veranschaulichung der Vorgehensweise befindet sich im Anhang bezugnehmend auf das fiktive Fallbeispiel ein Berechnungsbeispiel für folgende Maßnahmenkombination (Szenarien-Definition – vgl. Kapitel 2.2.1):

- Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 1 und 4 auf Wirkungsszenario D
- Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 auf Wirkungsszenario B1
- Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit ganzjährig auf Wirkungsszenario D
- Maximale Schwallamplitude ganzjährig um 50% verringert (Wirkungsszenario D)

3.2.4 Bewertung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials

Im Gegensatz zum hydrologischen Verbesserungspotential einer Maßnahme oder einer Maßnahmenkombination soll beim hydromorphologischen Verbesserungspotential

- die aktuelle Habitatverfügbarkeit und -qualität aufgrund der morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet sowie
- die Auswirkungen potentiell umsetzbarer indirekter Maßnahmen zur Verringerung schwallbedingter Auswirkungen (Kapitel 2.2.2) berücksichtigt werden.

Die Berechnung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials (VP_{M-HM} bzw. VP_{M-HM}^*) erfolgt grundsätzlich übereinstimmend mit der Berechnung des hydrologischen Verbesserungspotentials (vgl. Formel 2-6). Das ökologische Potential zur Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos (vgl. Formel 3) wird in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte (vgl. Kapitel 3.1.2 bzw. Anhang – Tabelle 24 und Tabelle 25: Spalte Sum_km_M0-3) bzw. in Abhängigkeit der Umsetzbarkeit einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen abgemindert. Der Abminderungsfaktor (F) zur potentiellen Verminderung der Szenarienwirkung (vgl. Formel 2 und Formel 3) aufgrund von Belastungen, die nicht auf Schwall und Sunk zurückzuführen sind, liegt bei der Berechnung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials – im Gegensatz zur Berechnung des hydrologischen Verbesserungspotentials (vgl. Kapitel 3.2.3) – im Wertebereich zwischen null und eins.

Durch den **Abminderungsfaktor F_M** wird im Modellansatz berücksichtigt, dass davon auszugehen ist, dass sich die positiven ökologischen Auswirkungen der direkten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2.1) lediglich in Gewässerabschnitten, in welchen über den gesamten Abflussbereich sowohl bei Basis- als auch bei Schwallabfluss Habitats verfügbar sind, in vollem Umfang einstellen können (vgl. Formel 2 und Formel 3).

Der Umfang der Wirkungsreduktion (bzw. der Abminderungsfaktor F_M) ist fluss- und/oder abschnittsspezifisch in Abhängigkeit der Abflussverhältnisse bei Basis- und Schwallabfluss

und der morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse, bzw. der morphologischen Strukturgüte (vgl. Kapitel 3.1.2) abzuschätzen. Ziel dieser Experteneinschätzung ist es, plausible Größenordnungen von F_M zu definieren, wodurch die zu erwarteten Auswirkungen von Gewässerregulierungen und weiteren Belastungen wie z. B. Stauhaltungen in der SuREmMa+ Bewertungsmethode berücksichtigt werden können. Die Vorgehensweise zur Einstufung von F_M wird am Beispiel des fiktiven Fallbeispiels veranschaulicht, bevor die Ergebnisse in Tabelle 10 zusammengefasst werden.

- Anthropogen überprägt - M0 und strukturiert NW – M1
Das potentielle Habitatangebot für verschiedene Nutzungsansprüche ist in diesen Gewässerabschnitten auf niedrige Abflussbedingungen beschränkt (oder durch anthropogene Einflüsse wie z. B. Stauhaltungen generell limitiert). Habitate sind demnach hauptsächlich in der Niederwasserperiode bei Basisabfluss verfügbar. Nachdem diese Abflussbedingungen im Jahresverlauf häufig und für längere Perioden überschritten werden, wird davon ausgegangen, dass sich die positiven Auswirkungen direkter Maßnahmen lediglich in sehr geringem Umfang einstellen können. Daher wird in diesen Gewässerstrecken des fiktiven Fallbeispiels das ökologische Potential durch eine Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos auf 5% reduziert ($F_M = 0,05$).
- Strukturiert MW – M2
Das potentielle Habitatangebot für verschiedene Nutzungsansprüche geht über den Mittelwasserbereich hinaus (Nieder- und Mittelwasserperiode bei Basis- und bei Schwallabfluss). In diesen Gewässerstrecken sind demnach meistens Habitate verfügbar, lediglich bei Schwallabfluss in Perioden mit erhöhten Abflussbedingungen ist das Habitatangebot limitiert. Nachdem im fiktiven Fallbeispiel jedoch auch im Frühjahr zur Schneeschmelze (erhöhte Abflussbedingungen) sehr viele Schwallwellen eingeleitet werden, wird davon ausgegangen, dass sich die positiven Auswirkungen direkter Maßnahmen lediglich in moderatem Umfang einstellen können. Daher wird in diesen Gewässerstrecken des fiktiven Fallbeispiels das ökologische Potential durch eine Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos auf 50% reduziert ($F_M = 0,50$).
- Strukturiert HW – M3
Bei sämtlichen im Jahr vorkommenden Abflüssen (Ausnahme Extremereignisse) weist der Abschnitt eine ausreichende Varianz hinsichtlich Fließgeschwindigkeiten und Tiefen auf. Das potentielle Habitatangebot für verschiedene Nutzungsansprüche ist kaum beschränkt bzw. nicht limitiert, nachdem sowohl in der Nieder-, Mittel- und Hochwasserperiode bei Basis- und Schwallabfluss Habitate verfügbar sind. Hier wird davon ausgegangen, dass sich die positiven Auswirkungen direkter Maßnahmen in vollem Umfang einstellen können. Daher wird in diesen Gewässerstrecken des fiktiven

Fallbeispiels das ökologische Potential durch eine Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos nicht reduziert (100%) ($F_M = 1,00$).

Tabelle 10 Einstufung des Abminderungsfaktors F_M (vgl. Formel 2 und Formel 3) im fiktiven Fallbeispiel

Morphologische Strukturgüte	Abminderungsfaktor F_M
M0	0,05
M1	0,05
M2	0,50
M3	1,00

Durch eine Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2.2) kann im Modellansatz die aufgrund des morphologisch/sedimentologischen Istzustandes reduzierte hydrologische Wirkung (W_{H-HM}) aufgrund der zu erwartenden positiven Auswirkungen der direkten Maßnahmen erhöht werden (Abminderungsfaktor vgl. Formel 2 und Formel 3). Durch den **Abminderungsfaktor F_M^*** wird das hydromorphologische Verbesserungspotential einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (VP_{M-HM}^*) berechnet. Übereinstimmend mit F_M basiert auch F_M^* auf einer fluss- und/oder abschnittsspezifischen Experteneinschätzung mit dem Ziel plausible Größenordnungen zu definieren, wobei bei der Einstufung von F_M^* in erster Linie das Raumdargebot ausschlaggebend ist:

- Anthropogen überprägt – M0
In diesen Abschnitten ist die räumliche Ausdehnung des Fließgewässers längs und quer der Fließachse durch Siedlungsgebiet oder intensiver anthropogener Nutzung stark eingeschränkt. Eine Änderung der Raumnutzung erscheint nicht möglich. Die Umsetzbarkeit indirekter Maßnahmen ist in diesen Gewässerstrecken vergleichsweise gering und beispielsweise auf die Mündungsbereiche von Zubringern beschränkt. Daher wird das ökologische Potential durch eine Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos in diesen Gewässerstrecken des fiktiven Fallbeispiels bei gleichzeitiger Umsetzung indirekter Maßnahmen auf 12,5% reduziert ($F_M^* = 0,125$).
- Strukturiert NW – M1 und strukturiert MW – M2
Im fiktiven Fallbeispiel sind in diesen Abschnitten links- und rechtsufrig großteils Flächen verfügbar. Die Umsetzbarkeit von indirekten Maßnahmen ist in diesen

Gewässerstrecken daher grundsätzlich gegeben. Zum Teil sind Flächen im öffentlichen Wassergut (Eigentümer: Bund) sogar kurzfristig verfügbar. Daher wird das ökologische Potential durch eine Verringerung des Strandungs- und Driftrisikos in diesen Gewässerstrecken des fiktiven Fallbeispiels bei gleichzeitiger Umsetzung indirekter Maßnahmen auf 25% (M1: $F_M^* = 0,25$) bzw. 75% (M2: $F_M^* = 0,75$) reduziert.

- Strukturiert HW – M3: 100% (keine Wirkungsreduktion)
In diesen Strecken ist die Umsetzung von indirekten Maßnahmen nicht erforderlich, nachdem davon ausgegangen werden kann, dass sich die positiven Auswirkungen direkter Maßnahmen in vollem Umfang einstellen können.

In Tabelle 11 sind die Einstufungen von F_M^* für das fiktive Fallbeispiel zusammengefasst.

Tabelle 11 Einstufung des Abminderungsfaktors F_M^* (vgl. Formel 2 und Formel 3) zur Berücksichtigung einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2) für das fiktive Fallbeispiel

Morphologische Strukturgüte	Abminderungsfaktor F_M^*
M0	0,125
M1	0,25
M2	0,75
M3	1,00

Das im Rahmen der Bewertungsmethode ausgewiesene hydromorphologische Verbesserungspotential berücksichtigt zusammenfassend eine potentielle Wirkungsreduktion direkter Maßnahmen in Gewässerstrecken mit anthropogen beeinflussten gewässermorphologischen Verhältnissen (VP_{M-HM}) sowie eine potentielle Verringerung dieser Wirkungsreduktion durch die Umsetzung von indirekten Maßnahmen (VP_{M-HM}^*).

Die ausgewiesenen hydromorphologischen Verbesserungspotentiale VP_{M-HM} und VP_{M-HM}^* beziehen sich, übereinstimmend mit dem hydrologischen Verbesserungspotential VP_M , auf die anteilige Gewässerstrecke des Untersuchungsgebietes, in welcher – in Abhängigkeit des zugrundeliegenden hydrologischen Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) – durch diverse direkte Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2.1) aus ökologischer Sicht eine maßgebliche Verbesserung zu erwarten ist. Für Gewässerstrecken, in welchen dies nicht der Fall ist, wird die Wirkung indirekter Maßnahmen im Rahmen der SuREmMa+

Bewertungsmethode nicht quantifiziert, nachdem hier aktuell großer Forschungsbedarf besteht. Generell ist aber davon auszugehen, dass durch indirekte Maßnahmen auch bei hoher hydrologischer Belastung (also in Gewässerstrecken in welchen durch die Umsetzung direkter Maßnahmen lediglich eine geringfügige Verringerung der Schwallbelastung zu erwarten ist) potentiell maßgebliche ökologische Auswirkungen erzielt werden können (z. B. durch Schaffung von Ersatzlebensräumen – vgl. Kapitel 2.2.2). Bezugnehmend auf die Zieldefinition des guten ökologischen Potentials (vgl. Kapitel 2.1) bzw. den dafür erforderlichen Abwägungs- und Entscheidungsprozess (vgl. Kapitel 4.6) ist daher festzuhalten, dass

- die ökologischen Auswirkungen indirekter Maßnahmen in Gewässerstrecken, in welchen die schwall- und sunkbedingte hydrologische Belastung (z. B. aufgrund von signifikanten Auswirkungen auf die Nutzung) nicht maßgeblich entschärft werden kann, als „potentiell mehr als geringfügig“ eingestuft werden sollten und
- im Rahmen einer darauffolgenden Detailstudie die Umsetzbarkeit diesbezüglicher indirekter Maßnahmen sowie die dadurch zu erwartenden ökologischen Auswirkungen detailliert untersucht werden. Dabei sind neben der Gewässernutzung Spitzenstromerzeugung auch potentielle Auswirkungen auf andere Gewässernutzungen (z. B. Hochwasserschutz) zu berücksichtigen.

Zur Veranschaulichung der Berechnung der hydromorphologischen Verbesserungspotentiale VP_{M-HM} und VP_{M-HM}^* durch F_M und F_M^* befindet sich im Anhang bezugnehmend auf das fiktive Fallbeispiel ein Berechnungsbeispiel für die Maßnahme Dämpfung der Abstiegs geschwindigkeit im Quartal 2 auf das Wirkungsszenario B1.

3.3 Energiewirtschaftliche Bewertung

Aus gewässerökologischer Sicht stellt neben der Abstiegs geschwindigkeit auch die Anstiegsgeschwindigkeit einen durch Schwall bzw. Sunk bedingten limitierenden Faktor dar (vgl. Kapitel 3.2.1). Im folgenden Kapitel wird das im Forschungsprojekt SuREmMa (Greimel et al., 2017a; Neubarth J., 2017b) entwickelte Konzept zur Bewertung betriebswirtschaftlicher sowie systemrelevanter und volkswirtschaftlicher Effekte von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter Belastungen daher dahingehend erweitert, dass zusätzlich zur Begrenzung der Abstiegs geschwindigkeit am Rückgabepunkt in den Vorfluter die weiteren in SuREmMa+ berücksichtigten direkten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2.1) energiewirtschaftlich bewertet werden. Neben einer zusätzlichen

Begrenzung der Anstiegsgeschwindigkeit wird ergänzend zu ganzjährigen Beschränkungen eine temporäre Schwall- bzw. Sunkdämpfung innerhalb des sog. Larvenfensters behandelt. Zusätzlich wird ein möglicher Bewertungsansatz für eine Erhöhung des Basisabflusses beschrieben.

Vor diesem Hintergrund wird in diesem Kapitel die in SuREmMa entwickelte energiewirtschaftliche Bewertungsmethode um diese zusätzlichen Anforderungen erweitert und exemplarisch auf das fiktive Fallbeispiel angewendet. Eine ausführliche Beschreibung findet sich im Technischen Bericht III "Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten Auswirkungen" (Neubarth, 2020).

3.3.1 SuREmMa-Konzept im Überblick

Die Umsetzung der in SuREmMa berücksichtigten direkten und indirekten Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen (vgl. Kapitle 2.2) können einerseits mit einer finanziellen Belastung für den Kraftwerksbetreiber durch zusätzliche Investitions-, Betriebskosten und/oder Erlöseinbußen verbunden sein. Andererseits können aber auch Auswirkungen auf das übergeordnete österreichische und europäische Stromversorgungssystem entstehen, wenn bspw. durch eine betriebliche Einschränkung eines Speicherkraftwerks weniger flexible Leistung zum Ausgleich von Erzeugungsschwankungen erbracht werden kann und diese langfristig durch eine alternative Flexibilitätsoption ersetzt werden muss. Die energiewirtschaftliche Bewertung von Maßnahmen für Speicherkraftwerke zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen umfasst daher sowohl betriebswirtschaftliche Auswirkungen auf den betroffenen Kraftwerksbetreiber als auch die systemrelevanten und volkswirtschaftlich relevanten Auswirkungen. Tabelle 12 zeigt eine zusammenfassende Übersicht der bewertungsrelevanten Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen für Speicherkraftwerke (Neubarth, 2017b).

3.3.1.1 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen

Bei der Bewertung der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen, werden die den betroffenen Kraftwerksbetreibern entstehenden monetären Effekte ermittelt. Ausgehend von den hydrologischen Wirkungsszenarien A bis F werden hierzu die Erlösminderungen betrieblicher Einschränkungen bzw. der damit verbundenen Restriktionen bei der Bewirtschaftung der Speicherkraftwerke bestimmt. Diesen Erlösminderungen können die Kosten der weiteren direkten Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen, nämlich Dämpfungsbecken und Schwallausleitung sowie indirekte Maßnahmen gegenübergestellt werden.

Betriebliche Einschränkungen: Die Bewertung der ökonomischen Wirkung betrieblicher Einschränkungen erfolgt über ein vereinfachendes dreistufiges Verfahren für einen generischen Jahresspeicher (JSP), Wochenspeicher (WSP) und Tagesspeicher (TSP). Im ersten Schritt werden die Erlösminderungen für die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien bei einer ausschließlichen Vermarktung der Flexibilität von Speicherkraftwerken im Day Ahead-Spotmarkt quantifiziert. Dieser, über eine deterministische Einsatzmodellierung umgesetzte Bewertungsschritt liefert als Ergebnis den im Energiemarkt verlorenen Flexibilitätswert sowie zusätzlich den aus Systemsicht relevanten Verlust an flexibler Erzeugungsmenge. Im zweiten Schritt wird der Wert der flexiblen Leistung eines Speicherkraftwerks im Intraday- sowie Sekundär- und Tertiärregelleistungsmarkt bestimmt. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der in den einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien verlorenen flexiblen Leistung kann so eine monetäre Quantifizierung der verlorenen flexiblen Leistung erfolgen. Im dritten Schritt werden die Ergebnisse aus den beiden vorangegangenen Schritten zusammengeführt.

Tabelle 12 Übersicht der betriebswirtschaftlichen sowie systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen

Kriterium		Hydrologische Maßnahmen			Morphologische Maßnahmen
		Schwalldämpfungsbecken	Schwallausleitungskraftwerk	Betriebliche Einschränkungen	
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Kosten	Investitions- und Betriebskosten	Investitions- und Betriebskosten	Investitions- und Betriebskosten Frequenzumformer bei 16,7 Hz Bahnkraftwerken	Investitions- und ggf. laufenden Kosten
	Erlöse oder Erlösminderung	keine ¹	Erlöse aus Verkauf der erzeugten Strommengen	Erlösminderung durch verminderte Einsatzflexibilität	keine
Systemrelevante Auswirkungen	CO ₂ -Emissionen	keine ¹	Reduzierung CO ₂ -Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark	Erhöhung CO ₂ -Emissionen durch Wirkungsgradverluste im konventionellen Kraftwerkspark; zusätzlicher Effekt aus verminderter Systemintegration fluktuierender Wind- und PV-Stromerzeugung	keine
	Versorgungssicherheit	keine ¹	Bereitstellung zusätzlicher gesicherter Leistung und Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien	Verringerung flexibler Leistung und Erzeugungsmengen	keine
	Kosten / Einsparungen im Versorgungssystem	keine ¹	Vermeidung alternativer Investitionen in Erneuerbare zur Erreichung politischer Zielvorgaben	Langfristig erhöhter Zubaubedarf an flexiblen Erzeugungs- und / oder Speicherkapazitäten	keine

¹ bei Vernachlässigung möglicher Mindererzeugung durch Verringerung der Fallhöhe

Quelle: SuREmMa Projektgruppe Energiewirtschaft

Schwalldämpfungsbecken: Die Investitionskosten von Schwalldämpfungsbecken zeigen im Allgemeinen eine sehr ausgeprägte Abhängigkeit vom jeweiligen Standort, so dass kein allgemein gültiger Bewertungsansatz abgeleitet werden kann. Im Rahmen des SuREmMa-Projekts wurde für die Fallbeispiele durch den jeweiligen Kraftwerksbetreiber die

grundsätzliche technische Umsetzbarkeit der Schwalldämpfungsbecken geprüft, die zur Erreichung eines hydrologischen Wirkungsszenarios benötigte Beckengröße ermittelt und eine standortabhängige Kostenabschätzung durchgeführt. Die Bandbreite der hieraus abgeleiteten spezifischen Kosten kann für eine erste Einordnung der möglichen Kosten für ein Schwalldämpfungsbecken an weiteren Speicherkraftwerksstandorten herangezogen werden.

Schwallausleitungskraftwerke: Die Kostenstrukturen von Schwallausleitungskraftwerken sind im Vergleich zu Schwalldämpfungsbecken noch deutlich stärker von den Bedingungen am jeweiligen Standort abhängig. Daher lassen sich Aussagen zu betriebswirtschaftlichen Effekten auch bei diesem Maßnahmentyp nur anhand konkreter und nicht generischer Standortbewertungen ableiten. Allerdings können Schwallausleitungskraftwerke nicht an jedem schwallbelasteten Gewässerabschnitt umgesetzt werden, da häufig keine geeigneten wasser- und energiewirtschaftlichen Randbedingungen für den Bau eines Ausleitungskraftwerks vorliegen.

Indirekte Maßnahmen: Zusätzlich zu den direkten Maßnahmen können indirekte Maßnahmen (in SuREmMa als morphologische Maßnahmen bezeichnet) erforderlich sein, um im Falle von stark regulierten Gewässerabschnitten Lebensraum für Gewässerorganismen zu schaffen und gleichzeitig auch eine Verringerung der Schwallbelastung zu erzielen. Die Kosten indirekter Maßnahmen zeigen eine sehr hohe Abhängigkeit vom morphologischen Zustand des jeweils zu sanierenden Gewässerabschnitts und damit von den konkret umzusetzenden Maßnahmen sowie der Kosten von Grundstücken, die bspw. für Aufweitungen der Fließstrecken erforderlich sind.

Um die Vergleichbarkeit der ökonomischen Auswirkungen betrieblicher Einschränkungen mit den Maßnahmentypen Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk sowie den indirekten Maßnahmen zu ermöglichen, wird aus den erlösrelevanten Effekten sowie Investitions- und Betriebskosten der direkten und indirekten Maßnahmen über eine Betrachtungsdauer von 80 Jahren der Kapitalwert und daraus eine rechnerische Annuität (d. h. als rechnerisch real gleichbleibende Zahlungsreihe der jährlichen finanziellen Belastungen über die Betrachtungsdauer von 80 Jahren) auf Grundlage einheitlicher finanzmathematischer Randbedingungen ermittelt. Als Kapitalkosten werden 7,3% vor Steuern bzw. 5,5% nach Steuern angenommen; die Annuität wird mit einem realen inflationsbereinigten Zinssatz von 3,94% berechnet und für sämtliche Maßnahmen wird eine Umsetzung zum 01.01.2025 unterstellt.

3.3.1.2 Systemrelevante und volkswirtschaftliche Auswirkungen

Neben den betriebswirtschaftlichen Auswirkungen auf den betroffenen Kraftwerksbetreiber können Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen auch Auswirkungen auf das übergeordnete Stromversorgungssystem haben. Zur Bewertung dieser Auswirkungen werden entsprechend Tabelle 12 als systemrelevante Auswirkungen die Effekte auf die Versorgungssicherheit (verlorene flexible Leistung und Erzeugungsmenge) und als volkswirtschaftliche Auswirkungen die Effekte auf die CO₂-Emissionen sowie die zusätzlichen Kosten bzw. Einsparungen im Versorgungssystem berücksichtigt.

Verlorene flexible Leistung: Einschränkungen in Bezug auf den maximalen Abflussrückgang je Viertelstunde am Rückgabepunkt eines Speicherkraftwerks in den Vorfluter haben eine unmittelbare Auswirkung auf die möglichen Leistungsänderungen innerhalb einer Viertelstunde und damit auf die Vermarktungsmöglichkeiten eines Speicherkraftwerks. Bei einer Begrenzung des maximalen Abflussrückgangs je Viertelstunde auf bspw. 25% des maximalen Kraftwerksdurchflusses Q_a am Rückgabepunkt in den Vorfluter (hydrologisches Wirkungsszenario C – vgl. Kapitel 2.2.1) können nur noch 25% der Leistung flexibel vermarktet werden, d. h. die verlorene flexible Erzeugungsleistung liegt bei 75% und ist damit umgekehrt proportional zur Begrenzung des Abflussrückgangs in den hydrologischen Wirkungsszenarien. Dieser direkte Zusammenhang gilt jedoch nur für Speicherkraftwerke, die nicht Teil einer Kraftwerksgruppe aus einem System hydraulisch verbundener Anlagen sind. In Abhängigkeit vom maximal zulässigen Abflussrückgang am Rückgabepunkt des „letzten“ Kraftwerks innerhalb der gesamten Kraftwerksgruppe können auch Rückwirkungen auf die Bewirtschaftung der Oberliegerkraftwerke entstehen. Daher ist für Speicherkraftwerksgruppen immer eine individuelle Bewertung der Wechselwirkungen zwischen den Einschränkungen des maximalen Abflussrückgangs am Rückgabepunkt des „letzten“ Kraftwerks in den Vorfluter und den Oberliegerkraftwerken erforderlich. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang, dass die Quantifizierung dieser Wechselwirkungen insbesondere für Kraftwerksgruppen mit einer komplexen hydraulischen Verknüpfung von mehreren Speichern, Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken sowie Rückgabepunkten sehr aufwendig sein kann.

Verlorene flexible Erzeugungsmenge: Neben dem Verlust von flexibler Leistung bewirken Restriktionen im Abflussrückgang für Speicherkraftwerke auch eine zeitliche Verschiebung der Erzeugungsmengen, da die zusätzliche Stromerzeugung in den Abfahrrampen die zu

einem späteren Zeitpunkt „frei“ verfügbare Wassermenge für den optimierten Kraftwerkseinsatz reduziert. Der Kraftwerkspark wird dadurch insgesamt weniger effizient eingesetzt, d. h. es kommt nicht nur für den Speicherkraftwerksbetreiber zu einer Verschlechterung des betriebswirtschaftlichen Ergebnisses, sondern auch zu einem Effizienzverlust im konventionellen Kraftwerkspark und damit insgesamt zu Nachteilen aus volkswirtschaftlicher Sicht. Die in den erzwungenen Abfahrrampen „verlorene“ flexible Stromerzeugung wurde im Rahmen des SuREmMa-Forschungsprojekts aus den Ergebnissen einer deterministischen Einsatzmodellierung von drei generischen Speicherkraftwerken (Jahres-, Wochen- und Tagesspeicher) abgeleitet.

Effekte auf CO₂-Emissionen im Versorgungssystem: Schwallausleitungskraftwerke können die CO₂-Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark reduzieren, während betriebliche Einschränkungen zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen durch Wirkungsgradverluste im konventionellen Kraftwerkspark sowie durch eine ggf. geringere Integrationsfähigkeit des Versorgungssystems für fluktuierende Wind- und PV-Stromerzeugung führen können. Die Quantifizierung der vermiedenen CO₂-Emissionen von Schwallausleitungskraftwerken erfolgt dabei entsprechend des im „Österreichischen Wasserkatalog Wasser schützen – Wasser nutzen“ beschriebenen Ansatzes anhand eines von den Jahresvolllaststunden abhängigen Verdrängungsmixes von konventionellen Neubaukraftwerken (BMLFUW, 2012). Die Abschätzung der Effekte betrieblicher Einschränkungen auf die CO₂-Emissionen im Versorgungssystem erfolgt in SuREmMa über einen vereinfachenden qualitativ-quantitativ Ansatz, der von der Annahme ausgeht, dass durch den Verlust an flexibler Erzeugungsleistung langfristig weniger an Windkraft- und PV-Leistung in das Versorgungssystem integriert werden kann und es dadurch zu einer Mehrauslastung moderner Erdgas-GuD-Kraftwerke kommt. Je MW verlorener flexibler Leistung können mit diesem Ansatz die zusätzlichen CO₂-Emissionen im Versorgungssystem mit jährlich 1.040 bis 1.360 t an CO_{2eq}-Emissionen abgeschätzt werden.

Zusätzliche Investitionen in alternative Flexibilitätsoptionen durch betriebliche Einschränkungen: Betriebliche Einschränkungen von Speicherkraftwerken haben durch die Rückwirkungen auf das gesamte Erzeugungssystem auch volkswirtschaftliche Effekte, da der Verlust an Flexibilität in bestehenden Speicherkraftwerken langfristig durch andere Flexibilitätsoptionen kompensiert werden muss. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung der Systemkosten durch die zusätzlich erforderlichen Investitionen in alternative Flexibilitätsoptionen. Ein im Rahmen von SuREmMa durchgeführter Vergleich der ökonomischen Kenngrößen von ausgewählten Flexibilitätsoptionen zeigt daher eine relativ

hohe Bandbreite der jährlichen Fixkosten alternativer Flexibilitätsoptionen zwischen 50.000 und 150.000 € pro MW p. a. Diese Bandbreite kann direkt mit der verlorenen flexiblen Leistung in den einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien verknüpft und daraus die langfristigen jährlichen Systemkosten durch betriebliche Einschränkungen abgeleitet werden.

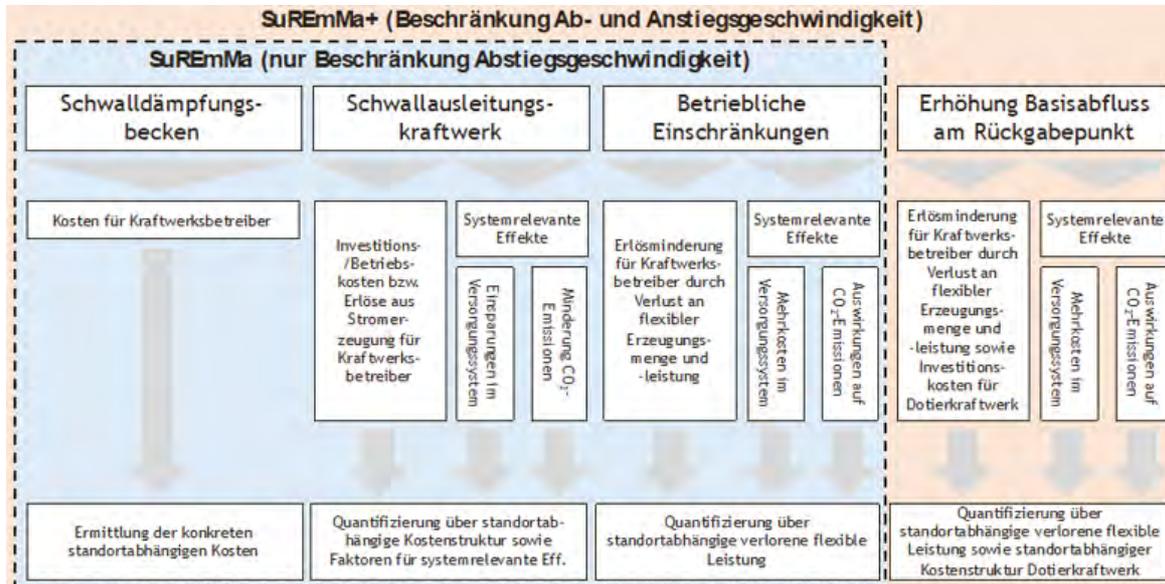
Vermeidung von Systemkosten durch Schwallausleitungskraftwerke:

Schwallausleitungskraftwerke erhöhen die verfügbare Leistung im Versorgungssystem und stellen zusätzliche Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien bereit. Dadurch können u.a. zur Erreichung der politischen Ausbauziele für erneuerbare Energien Investitionen an anderer Stelle vermieden werden. Die jährlich vermiedenen Kosten lassen sich bspw. anhand der durchschnittlichen Stromgestehungskosten von Technologien zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien abschätzen, die anstelle eines Ausleitungskraftwerkes errichtet worden wären – also typischerweise Windkraft oder Photovoltaik. Die Bandbreite der spezifischen Stromgestehungskosten für Windenergie und Photovoltaik liegt mittel- und langfristig etwa bei 60 bis 120 €/MWh.

3.3.2 Erweiterung der energiewirtschaftlichen Bewertungsmethode

Während in SuREmMa die hydrologischen Wirkungsszenarien A bis F ausschließlich eine Beschränkung der Abstiegsgeschwindigkeit (d. h. Sunk) berücksichtigen, wird in SuREmMa+ auch eine Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit bewertet, d. h. die energiewirtschaftliche Bewertungsmethode ist dahingehend zu erweitern, dass sowohl die Effekte einer Beschränkung der Ab- als auch der Anstiegsgeschwindigkeit erfasst werden können. Zusätzlich wird die energiewirtschaftliche Bewertungsmethode um den Maßnahmentyp „Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt“ ergänzt, so dass sich die im Rahmen von SuREmMa+ in Abbildung 13 schematisch dargestellte erweiterte energiewirtschaftliche Bewertungsmethode von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen ableiten lässt.

Abbildung 13 Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertungsmethode von Maßnahmentypen zur Minderung der ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk in SuREmMa+; Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft



Das in SuREmMa zur monetären Quantifizierung betriebswirtschaftlicher Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen entwickelte Konzept baut auf Marktdaten und langfristigen Strompreisszenarien von zwei kommerziellen Anbietern aus dem Jahr 2016 auf (vgl. Technischer Bericht C „Die Rolle der Speicherwasserkraft im österreichischen und europäischen Stromversorgungssystem“ (Neubarth, 2017a)). Aufgrund der seit 2016 gegebenen Veränderungen im übergeordneten Marktumfeld würde eine Bewertung der monetären Effekte betrieblicher Einschränkungen auf Grundlage aktueller Marktpreisprognosen gegenüber SuREmMa zu einer etwa 15-20% geringeren Erlösminderung für Speicherkraftwerke führen. Umgekehrt würde jedoch auch die Wirtschaftlichkeit von Ausleitungskraftwerken auf Basis aktueller Marktpreisprognosen um 15-20% ungünstiger liegen. Insgesamt bewegen sich die Veränderungen der Bewertungsergebnisse jedoch innerhalb der generellen Markt- und Modellunsicherheiten, so dass eine Aktualisierung der Marktpreisprognosen und Neuberechnung der betriebswirtschaftlichen Effekte von schwalldämpfenden Maßnahmen nicht zwingend notwendig erscheint. Bei einer Anwendung der Faktoren für konkrete Pilot-Fallbeispiele sollte jedoch der grundsätzliche Einfluss des sich gegenüber dem Jahr 2016 veränderten Marktumfelds auf die Bewertungsergebnisse erwähnt werden. Auch sollten die Ergebnisse der monetären Bewertungen (d. h. Erlösminderungen bei betrieblichen Einschränkungen, Kosten von Schwalldämpfungsbecken und

Schwallausleitungskraftwerken sowie Mehrkosten im Gesamtsystem) inflationsbereinigt im Geldwert des jeweils aktuellen Jahres angegeben werden.

3.3.2.1 Beschränkung der An- und Abstiegs geschwindigkeit

Zusätzlich zu der in SuREmMa berücksichtigten Begrenzung der Abstiegs geschwindigkeit (Sunk) wird in SuREmMa+ auch eine Beschränkung der Anstiegs geschwindigkeit (Schwall) berücksichtigt. Während unter Maßgabe der in SuREmMa getroffenen methodischen Annahmen bei symmetrischen An- und Abstiegsrampen **keine Effekte auf die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens¹ und Schwallausleitungskraftwerks sowie die Höhe der verlorenen flexiblen Leistung²** entstehen, ergeben sich höhere verlorene flexible Erzeugungsmengen und Erlösminderungen als bei einer alleinigen Beschränkung der Abstiegs geschwindigkeit. Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang, dass bei einer **asymmetrischen Beschränkung von An- und Abstiegs geschwindigkeit** die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens bzw. die Höhe der verlorenen flexiblen Leistung von der **stärker wirksamen Restriktion** bestimmt wird. Dadurch kann die zusätzliche Berücksichtigung der Beschränkung der Anstiegs geschwindigkeit dimensionierungsrelevant werden, wenn die Anstiegs geschwindigkeit stärker als die Abstiegs geschwindigkeit eingeschränkt wird.

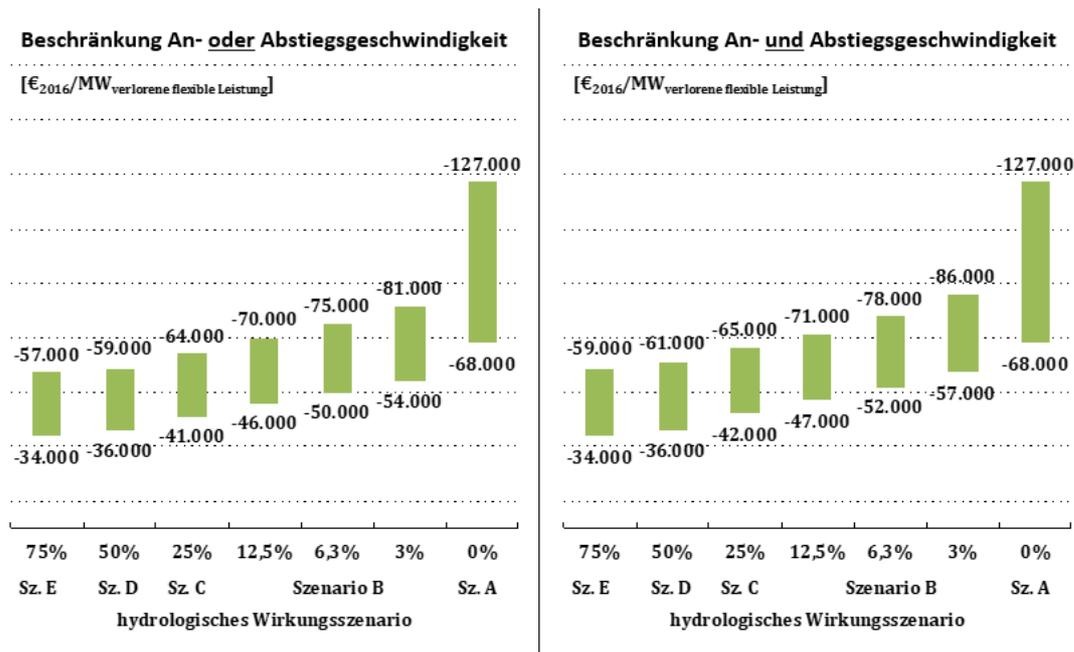
Die Quantifizierung der Effekte einer zusätzlichen Beschränkung der Anstiegs geschwindigkeit auf die verlorene flexible Erzeugungsmenge und Erlössituation bei betrieblichen Einschränkungen wird – wie in SuREmMa – über eine deterministische

¹ Grundsätzlich hat die zusätzliche Berücksichtigung der Begrenzung der Anstiegs geschwindigkeit keinen Effekt auf die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens. Jedoch kann zur betrieblichen Bewirtschaftung eines Schwalldämpfungsbeckens bei einer zusätzlichen Begrenzung der Anstiegs geschwindigkeit ggf. ein größerer Sicherheitspuffer im Becken notwendig und damit im Einzelfall ein größeres Beckenvolumen als bei einer ausschließlichen Begrenzung der Abstiegs geschwindigkeit erforderlich sein.

² Bei der Ermittlung der verlorenen flexiblen Leistung wurde in SuREmMa als konservativer Ansatz unterstellt, dass bei einer Beschränkung der Abstiegs geschwindigkeit die Höhe der im Intraday-Markt einsetzbaren Flexibilität eines Speicherkraftwerks umgekehrt proportional zur Beschränkung der Abstiegs geschwindigkeit ist. Dadurch wird ggf. vernachlässigt, dass ein Speicherkraftwerk ohne Beschränkung der Anfahrtrampen von sehr hohen (kurzfristigen) Intraday-Preisen profitieren kann und damit zumindest im Intraday-Markt die verlorene flexible Leistung einen geringeren Wert einnehmen kann. Entsprechend kann die zusätzliche Berücksichtigung einer Beschränkung der Anstiegs geschwindigkeit grundsätzlich zu einer höheren verlorenen flexiblen Leistung führen, als bei alleiniger Berücksichtigung der Beschränkung der Abstiegsrampe.

Einsatzmodellierung für drei generische Speicherkraftwerke abgeleitet. Durch eine zusätzliche Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit kommt es dabei zu einer weiteren Reduzierung der für einen optimierten Kraftwerkseinsatz „frei“ verfügbaren Wassermengen und damit zu einer deutlichen Erhöhung der verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen. Als Folge der in den Anfahrtrampen zusätzlich verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen steigen auch die negativen betriebswirtschaftlichen Effekte aus Sicht der Kraftwerksbetreiber. Die Herleitung von Faktoren zur Bewertung der betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit erfolgt dabei analog zu SuREmMa unter Berücksichtigung einheitlicher finanzmathematischer Randbedingungen (Kapitalkosten 5,5% nach bzw. 7,3% vor Steuern, 80-jährigen Betrachtungszeit beginnend mit 1. Jänner 2025 sowie Steuersatz von 25%). Zur weiteren Vereinfachung werden die Ergebnisse der generischen Speicherkraftwerke zusammengefasst und können damit unabhängig von der Speichergröße zur Bewertung betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken herangezogen werden. Abbildung 14 zeigt hierzu die auf 1 MW verlorene flexible Leistung bezogene Annuität der Erlösminderungen durch betriebliche Einschränkungen für die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien. Links dargestellt, sind die Ergebnisse bei einer Beschränkung der An- **oder** Abstiegsgeschwindigkeit; die rechte Grafik zeigt die Ergebnisse bei einer Limitierung von An- **und** Abstiegsgeschwindigkeit.

Abbildung 14 Annuität des Kapitalwerts betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken bezogen auf die verlorene flexible Leistung



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

3.3.2.2 Temporäre Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit

Neben einer permanenten Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit ist auch eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit innerhalb eines standortspezifischen Zeitfensters als schwalldämpfendes Maßnahmenzenario definiert (sog. Larvenfenster). Eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit kann entweder zusätzlich zu einem im restlichen Zeitraum anzuwendenden „Basis-Szenario“ wirksam werden oder es sind außerhalb des Larvenfensters keine Restriktionen in Bezug auf die An- und Abstiegsgeschwindigkeit am Rückgabepunkt einzuhalten. Die energiewirtschaftliche Bewertung einer temporären Schwalldämpfung erfolgt dabei nach dem folgenden Ansatz:

Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk: Das Volumen eines Schwalldämpfungsbeckens bzw. die Ausbauwassermenge eines Schwallausleitungskraftwerks bemisst sich nach der höchsten Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten innerhalb eines Betrachtungszeitraums von einem Jahr. Eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit ist daher dimensionierungsrelevant, wenn innerhalb des Larvenfensters eine höhere Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit einzuhalten ist, als im restlichen Jahresverlauf.

Verlorene flexible Leistung: Auch die Quantifizierung der verlorenen flexiblen Leistung bestimmt sich anhand der höchsten Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten innerhalb des Betrachtungszeitraums von einem Jahr.

Verlorene flexible Erzeugungsmenge durch betriebliche Einschränkungen: Zur Bewertung der Effekte einer temporären Verringerung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten auf die verlorene flexible Erzeugungsmenge werden die auf ein Gesamtjahr bezogenen Ergebnisse der jeweiligen Wirkungsszenarien pro rata berücksichtigt.³ Wäre bspw. das Szenario C (25%) für 10 Monate und das Szenario B3 (3%) für 2 Monate anzuwenden, würde sich die verlorene flexible Erzeugungsmenge aus $10/12$ der auf Jahresbasis

³ Der Ansatz, die Erlösminderung pro rata aufzuteilen, kann zu einer Unter- oder Überbewertung der Erlösminderungen führen, da betriebliche Einschränkungen im Winterhalbjahr bzw. Frühjahr nicht notwendigerweise dieselben monetären Effekte haben, als jene im Sommerhalbjahr bzw. in der Vollwasserperiode. Aufgrund des mit einer monats- bzw. quartalsscharfen Modellierung verbundenen Aufwandes wird dieser Effekt im Rahmen von SuREmMA+ jedoch vernachlässigt.

ausgewiesenen Ergebnisse für Szenario C und 2/12 der Ergebnisse für Szenario B3 zusammensetzen.

Betriebswirtschaftliche Effekte durch betriebliche Einschränkungen: Die betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer temporären Verringerung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten ermitteln sich wie die verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen pro rata aus den Ergebnissen der jeweiligen Wirkungsszenarien.

3.3.2.3 Erhöhung Basisabfluss an Rückgabestelle

Die Bewertung der systemrelevanten und betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Erhöhung des Basisabfluss am Rückgabepunkt⁴ erfolgt für drei systemtechnische Optionen entsprechend der folgenden Systematik:

1. **Bypassdotation:** Das zur Sicherstellung des erhöhten Basisabflusses benötigte Dotierwasser bleibt energiewirtschaftlich ungenutzt. Neben einem Verlust an flexibler Erzeugung kommt es auch zu einer Mindererzeugung und damit zu einem Verlust an Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, die im übergeordneten Versorgungssystem ausgeglichen werden muss.
2. **Dotierbetrieb:** Das benötigte Dotierwasser wird über einen bestehenden Maschinensatz abgegeben. Aufgrund der zeitlichen Verschiebung der Erzeugung (Grundlast anstelle flexibler Spitzenlasteinsatz) kommt es zu einem Verlust flexibler Erzeugungsmengen. Zusätzlich kann es durch die Abarbeitung des Dotierwassers im untersten Teillastbereich der Turbinen zu Wirkungsgradverlusten und damit insgesamt zu einer Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien kommen. Aufgrund des Dauerbetriebszustandes eines bestehenden Maschinensatzes kann es auch zu einer deutlich stärkeren Abnutzung der betroffenen Anlagenteile und damit zu höheren Wartungsaufwänden kommen.

⁴ Ausleitungsstrecke und damit Restwasseranforderungen zwischen Wasserfassung(en) und Rückgabepunkt werden nicht betrachtet.

3. **Dotierwasserkraftwerk:** Zur Abgabe des benötigten Dotierwassers wird parallel zu den bestehenden Maschinensätzen ein auf die Dotierwassermenge optimal ausgelegtes Dotierkraftwerk errichtet (wenn bspw. Dotierwassermenge unterhalb der Mindestwassermenge der bestehenden Turbine(n) liegt). Auch bei dieser Variante kommt es zu einem Verlust an flexibler Erzeugungsmenge. Demgegenüber bleibt die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in der Regel unbeeinflusst, jedoch sind zusätzlich die Investitions- und Betriebskosten für das Dotierkraftwerk bei der Bewertung betriebswirtschaftlicher Effekte zu berücksichtigen.

Der **Verlust an flexibler Erzeugungsmenge** entspricht dem Arbeitsvermögen der innerhalb eines Jahres für die Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt erforderlichen Wassermengen, da diese für einen flexiblen Kraftwerkseinsatz nicht mehr zur Verfügung stehen. Der Verlust an flexibler Erzeugungsmenge ist in der Regel bei allen der drei o. a. Optionen ident und entspricht bei einer Bypassdotation der Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien. Demgegenüber zeigen Dotierwasserkraftwerke i. Allg. keine und der Dotierbetrieb bestehender Kraftwerke eine vergleichsweise geringe Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien.

Die Bewertung **systemrelevanter Effekte** durch eine Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien erfolgt in Analogie zur Bewertung des SuREmMA-Maßnahmentyps Ausleitungskraftwerk. Im Gegensatz zu einem Ausleitungskraftwerk, das (a) eine Reduzierung von CO₂-Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark sowie (b) eine Vermeidung alternativer Investitionen in erneuerbare Energien zur Erreichung politischer Zielvorgaben bewirkt, kommt es durch eine Mindererzeugung aufgrund der Erhöhung des Basisabflusses zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen im konventionellen Kraftwerkspark sowie zu einem zusätzlichen Bedarf an Investitionen in erneuerbare Energien.

Die Quantifizierung der **im konventionellen Kraftwerkspark verursachten zusätzlichen CO₂-Emissionen** erfolgt unter der Annahme, dass die durch einen Basisabfluss verursachte Mindererzeugung durch ein modernes Erdgas-GuD-Kraftwerk mit spezifischen CO₂-Emissionen von 0,4 t_{CO₂eq}/MWh substituiert wird.

Der durch eine Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien **im Versorgungssystem entstehende zusätzliche Investitionsbedarf** in erneuerbare Energien wird anhand der durchschnittlichen Stromgestehungskosten von Technologien zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien abgeschätzt, die zum Ausgleich der

Basisabfluss bedingten Mindererzeugung erforderlich wären. Als Bandbreite wird hierzu 60 bis 120 €₂₀₁₆/MWh unterstellt, die den mittel- bis langfristig erwarteten spezifischen Stromgestehungskosten aus Windkraft und Photovoltaik im deutschsprachigen Raum entspricht.

Die Bewertung **betriebswirtschaftlicher Effekte** erfolgt über eine Quantifizierung der Erlösminderungen durch eine Verschiebung von Erzeugung aus Hoch- in Niedrigpreisstunden (Dotierbetrieb bzw. Dotierkraftwerk) und/oder Reduzierung der Erzeugungsmenge (Bypassdotation bzw. Wirkungsgradverlust im Dotierbetrieb). Zusätzlich werden bei einer Abarbeitung des Basisabflusses über ein Dotierkraftwerk die entsprechenden Investitions- und Betriebskosten zur Ermittlung von Kapitalwert und Annuität der Erlösminderungen durch eine Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle berücksichtigt.

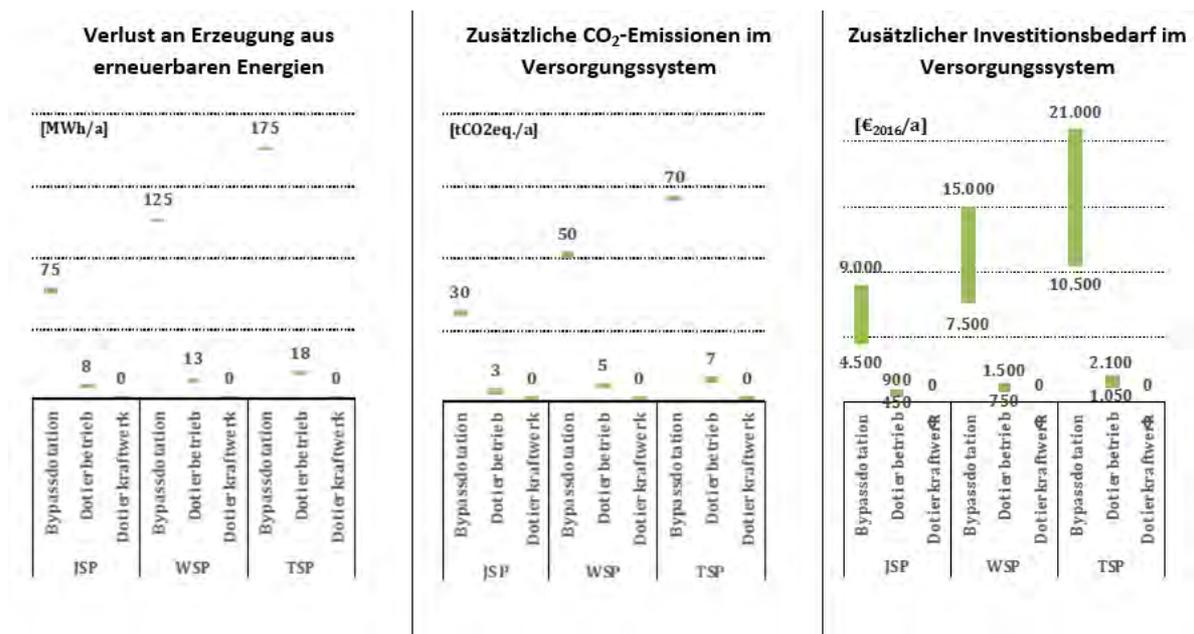
Dieser Bewertungsansatz wird im Folgenden am Beispiel der generischen Speicherkraftwerke (Jahres-, Wochen- und Tagesspeicher) quantitativ dargestellt. Tabelle 13 zeigt die technischen Kenndaten der generischen Speicherkraftwerke, wobei eine beispielhafte Erhöhung des Basisabflusses unterstellt wird, der für alle drei Speicherkraftwerke einer Reduktion der flexiblen Erzeugungsmenge um 5% entspricht. Zusätzlich werden ein Wirkungsgradverlust im Dotierbetrieb von 10% der verlorenen flexiblen Erzeugungsmenge sowie Investitionskosten der Dotierkraftwerke in Höhe von 0,5 €₂₀₁₆/kWh und jährliche variable Betriebskosten von pauschal 5 €₂₀₁₆/MWh angenommen. Ausgehend von diesen Kenndaten und Randbedingungen leiten sich die in Abbildung 15 und Abbildung 16 dargestellten systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Effekte sowie Kapitalwerte und Annuitäten der betriebswirtschaftlichen Effekte ab. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Ergebnisse der monetären Quantifizierung betriebswirtschaftlicher Effekte jeweils auf die verlorene flexible MWh Erzeugung (d. h. durch die Dotierwassermenge verlorene Erzeugung im Speicherbetrieb) bezogen.

Tabelle 13 Technische Kenndaten generischer Speicherkraftwerke sowie exemplarische Randbedingungen zur Bewertung betriebswirtschaftlicher Effekte bei einer Erhöhung des Basisabflusses

		Jahresspeicher (JSP)	Wochenspeicher (WSP)	Tagesspeicher (TSP)
Engpassleistung	[MW]	1	1	1
Flexibles RAV Speicherkraftwerk vor Erhöhung Basisabfluss	[MWh/a]	1.500	2.500	3.500
Jährliche Volllaststunden	[h/a]	1.500	2.500	3.500
Verlust an Erzeugung aus erneuerbaren Energien und/oder flexibler Erzeugungsmenge	[MWh/a]	75	125	175
Erzeugungsverlust durch Wirkungsgradverlust Speicherkraftwerk im Dotierbetrieb	[MWh/a]	7,5	12,5	17,5

Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

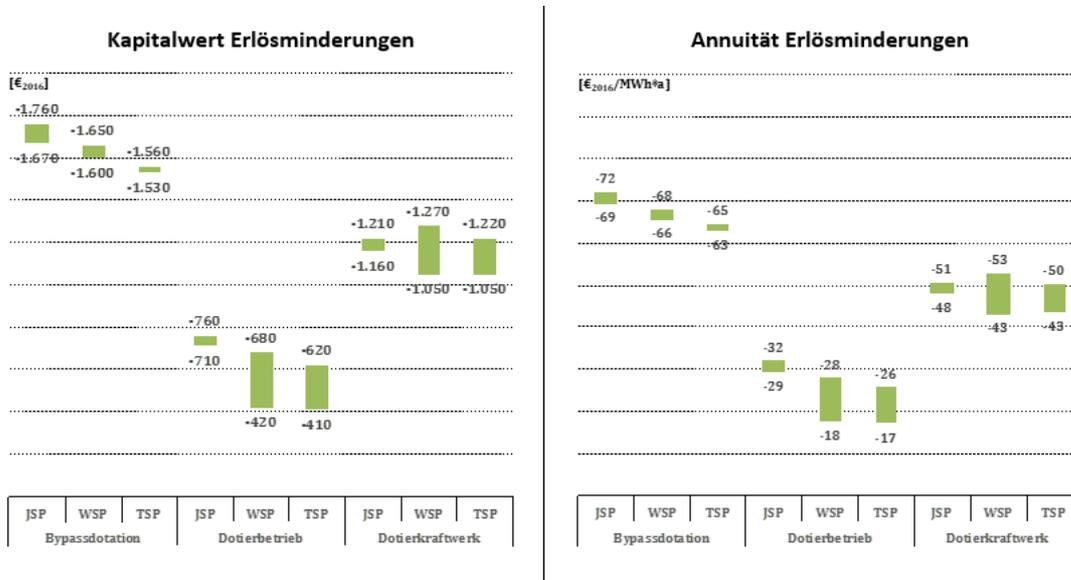
Abbildung 15 Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte einer Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle auf generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge



Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

Die vergleichsweise große Bandbreite der Erlösminderungen für die einzelnen generischen Speicherkraftwerke ist eine Folge der unterschiedlichen Struktur der Jahresdauerlinie der Spotpreise in den Strompreisszenarien von ewi und enervis. Generell nimmt die Erlösminderung durch eine Erhöhung des Basisabflusses mit steigender Volllaststundenanzahl eines Speicherkraftwerks ab, d. h. die negativen Effekte sind bei gleichem Erzeugungsverlust für Jahresspeicher in der Regel höher als für Wochen- und Tagesspeicher.

Abbildung 16 Kapitalwert und Annuität der Erlösminderungen für generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge; Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft



Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

Anzumerken ist im Zusammenhang mit den dargestellten Ergebnissen, dass im Gegensatz zur Quantifizierung der betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit die für generische Speicherkraftwerke ermittelten Ergebnisse nicht unmittelbar auf konkrete Pilot-Fallbeispiele übertragen werden können, da diese nur den exemplarischen Fall einer um 5% reduzierten flexiblen Erzeugungsleistung abbilden und damit nicht allgemein anwendbar sind.

4 Anwendung Bewertungsmethode auf fiktives Fallbeispiel

Im folgenden Kapitel wird die im Kapitel 3 erläuterte Bewertungsmethode auf das fiktive Fallbeispiel, bzw. auf Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen von Speicherkraftwerk 1 (vgl. Kapitel 2.3) angewandt und die Bewertungsergebnisse dargestellt. Dabei werden

- direkte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (ganzjährige/temporäre betriebliche Einschränkungen, Dämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerke – vgl. Kapitel 2.2.1) mit und ohne Kombination mit indirekten Maßnahmen aus ökologischer Sicht bewertet.
- Die energiewirtschaftliche Bewertung beschränkt sich im fiktiven Fallbeispiel auf die Bewertung direkter Maßnahmen. Dabei wird unterstellt, dass alle im Rahmen des Forschungsprojekts berücksichtigten direkten Maßnahmen aus technischer Sicht umgesetzt werden können und der Basisabfluss keinen limitierenden gewässerökologischen Faktor darstellt.
- Anschließend werden die ökologischen Bewertungsergebnisse im Detail interpretiert und
- ein möglicher Abwägungs- und Entscheidungsprozess zur Definition des Zielzustandes beschrieben.

4.1 Betriebliche Einschränkungen zur ganzjährigen Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit

Eine ganzjährige betriebliche Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3 d) bewirkt in Abhängigkeit des Maßnahmenumfangs bzw. des durch die Maßnahme zu erreichenden Wirkungsszenarios aus ökologischer Sicht eine Reduktion des Strandungs- (Bewertungskriterium 1) und Driftrisikos (Bewertungskriterium 2).

4.1.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen

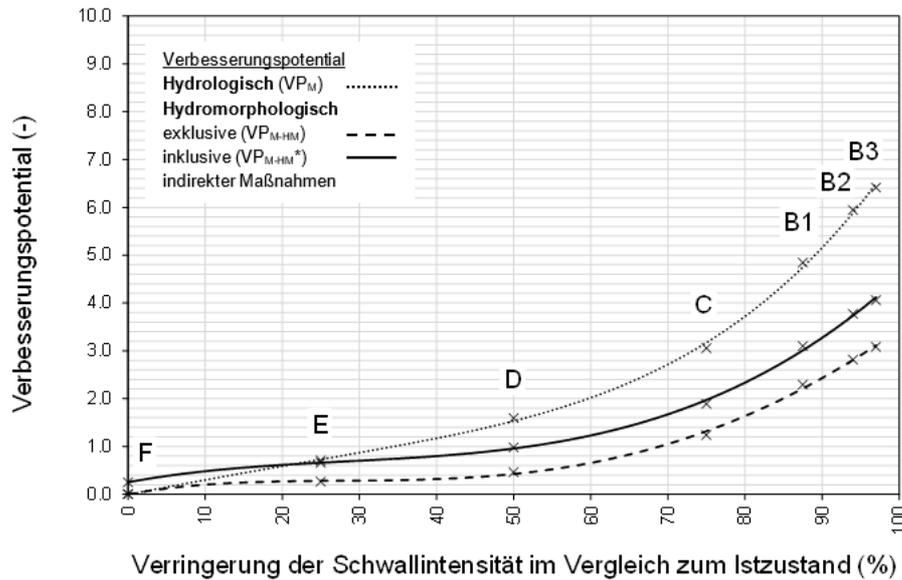
Aufgrund der zu erwartenden Verminderung des Strandungs- und Driftrisikos für Gewässerorganismen ist durch eine ganzjährige betriebliche Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im fiktiven Fallbeispiel grundsätzlich ein hohes ökologisches Verbesserungspotential erreichbar (vgl. Tabelle 14 bzw. Abbildung 17).

Tabelle 14 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung (oder eines Dämpfungsbeckens) zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.

Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit	Hydrologisches Verbesserungspotential (VP _{Sz} *)				Verbesserungspotential - Maßnahme/Maßnahmenkombination		
	Quartal 1	Quartal 2	Quartal 3	Quartal 4	Hydrologisch (VP _M)	Hydromorphologisch	
						exkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM})	inkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM} *)
Szenario F	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,251
Szenario E	0,056	0,099	0,495	0,056	0,706	0,264	0,657
Szenario D	0,135	0,220	1,100	0,135	1,590	0,461	0,980
Szenario C	0,448	0,397	1,761	0,448	3,054	1,238	1,890
Szenario B1	0,636	1,281	2,293	0,636	4,846	2,294	3,100
Szenario B2	0,795	2,001	2,353	0,795	5,944	2,812	3,770
Szenario B3	0,795	2,433	2,389	0,795	6,412	3,082	4,056

Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1

Abbildung 17 Verbesserungspotential einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (oder eines Dämpfungsbeckens) in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1)



Betrachtet man den Verlauf des hydrologischen Verbesserungspotentials VP_M , zeigt sich für das fiktive Fallbeispiel ein etwa gleichmäßiger Anstieg bis zum Szenario D, bevor das Verbesserungspotential im Bereich von Szenario C stark ansteigt. Der Verlauf des hydromorphologischen Verbesserungspotentials VP_{M+HM} lässt darauf schließen, dass die ökologischen Auswirkungen einer ganzjährigen Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit bei den Szenarien E und D um rund zwei Drittel verringert, bzw. bei den Szenarien C, B1 und B2 in etwa halbiert wird. Dies ist auf die morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse bzw. auf eine potentiell limitierte Habitatverfügbarkeit in jenen Gewässerabschnitten zurückzuführen, in welchen (szenarienspezifisch) eine maßgebliche Entschärfung der hydrologischen Situation erzielt werden kann. Durch die Umsetzung von indirekten Maßnahmen kann die zu erwartende ökologische Wirkung bei sämtlichen Szenarien erhöht werden (+0,25 Punkte bei Szenario F bis +0,97 Punkte bei Szenario B3), wie VP_{M+HM}^* zeigt (vgl. Abbildung 17).

4.1.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen

Die energiewirtschaftliche Bewertung betrieblicher Einschränkungen erfolgt für das fiktive Fallbeispiel entsprechend der in Abschnitt 3.3.2.1 beschriebenen erweiterten Bewertungsmethode. Ausgangspunkt für die Bewertung betrieblicher Einschränkungen ist dabei die in den einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien jeweils verlorene flexible Leistung, wobei die verlorene flexible Leistung umgekehrt proportional zum maximalen Abflussrückgang am Rückgabepunkt in den Vorfluter ist. In Tabelle 15 sind die Ergebnisse für eine ganzjährige betriebliche Einschränkung zur Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit dargestellt.

Tabelle 15 Energiewirtschaftliche und systemrelevante Auswirkungen einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.

Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit	Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte				Betriebswirtschaftliche Effekte
	verlorene flexible Leistung	verlorene flexible Erzeugungsmenge	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	zusätzliche CO ₂ -Emission	Annuität
	(MW)	(GWh/a)	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]	[t _{CO₂eq} /a]	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]
Szenario F	0,0	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0	0 - 0	0,0 bis 0,0
Szenario E	25,0	2,7 - 18,8	1,3 - 3,8	26.000 - 34.000	--0,9 bis -1,5
Szenario D	50,0	5,3 - 34,3	2,5 - 7,5	52.000 - 68.000	-1,8 bis -3,1
Szenario C	75,0	10,6 - 49,8	3,8 - 11,3	78.000 - 102.000	-3,2 bis -4,9
Szenario B1	87,5	20,1 - 59,3	7,4 - 13,1	91.000 - 119.000	-4,1 bis -6,2
Szenario B2	94,0	35,4 - 67,9	4,7 - 14,1	97.760 - 127.840	-4,1 bis -7,3
Szenario B3	97,0	56,2 - 80,6	4,9 - 14,6	100.880 - 131.920	-5,5 bis -8,3

Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1

Unter der Maßgabe der angewandten z. T. vereinfachenden Betrachtungsweise bestehen für die verlorene flexible Leistung und die daraus abgeleiteten systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Kenngrößen keine Unterschiede zwischen der exemplarisch betrachteten Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit und einer alleinigen Verringerung der An- oder Abstiegs geschwindigkeit (vgl. Abschnitt 3.3.2). Demgegenüber

zeigen vor allem hydrologische Wirkungsszenarien mit einer vergleichsweise geringen Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit eine deutliche Erhöhung der verlorenen flexiblen Erzeugungsmenge im Vergleich mit einer ausschließlichen Beschränkung von An- oder Abstiegsgeschwindigkeit. Die zusätzlich benötigten Wassermengen in den An- oder Abstiegsrampen führen damit zu einer Erhöhung der negativen betriebswirtschaftlichen Effekte von betrieblichen Einschränkungen für den (fiktiven) Kraftwerksbetreiber.

4.2 Betriebliche Einschränkungen zur temporären Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit

Wie die ganzjährige Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 3 – d) zielt auch eine temporäre betriebliche Einschränkung auf eine Reduktion des Strandrungs- (Bewertungskriterium 1) und Driftrisikos (Bewertungskriterium 2) ab, wobei temporäre Maßnahmen nach Stand des Wissens gezielt auf das Vorkommen von besonders sensiblen Stadien angepasst werden können. Die temporäre betriebliche Einschränkung im fiktiven Fallbeispiel wird beispielsweise in erster Linie auf Fischlarven und frühe Juvenilstadien bezogen, die im Hyporhithral in der Regel in den Quartalen 2 bzw. 3 vorkommen (vgl. Kapitel 3.2.1).

4.2.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen

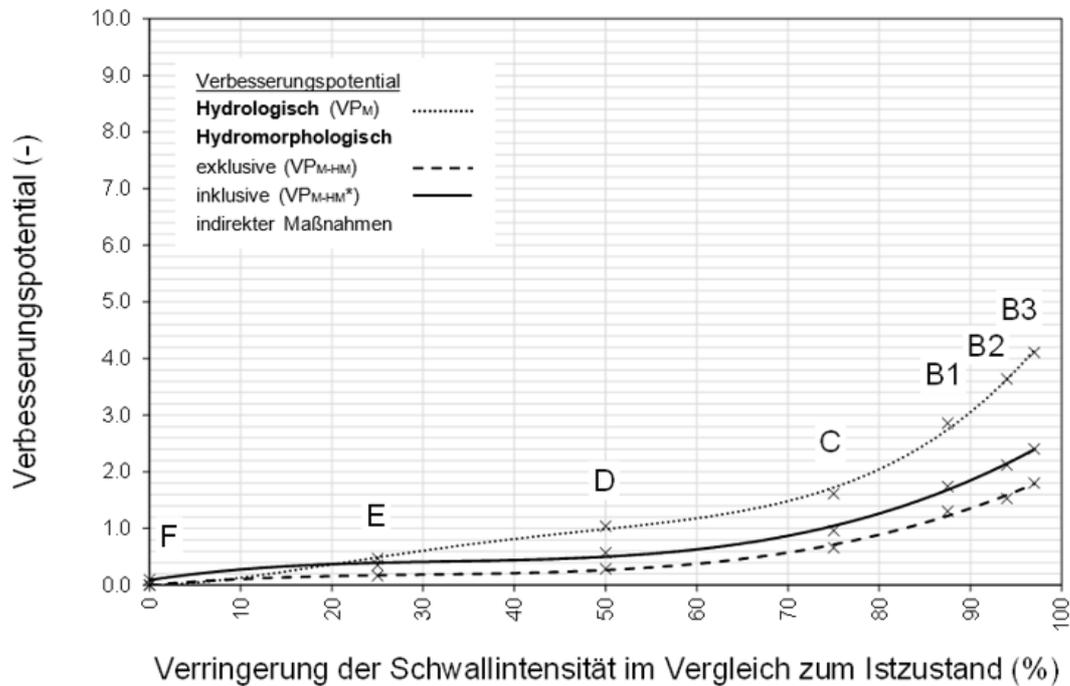
Aufgrund der hohen fischökologischen Relevanz des Bewertungskriteriums Strandrungsrisiko in den Quartalen 2 und 3 (vgl. Tabelle 9) kann im fiktiven Fallbeispiel auch durch eine zeitlich begrenzte Verminderung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im Vergleich zur ganzjährigen Maßnahme eine vergleichsweise hohes Verbesserungspotential erreicht werden (vgl. Tabelle 16 bzw. Abbildung 18).

Tabelle 16 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) einer temporären betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.

Verringerung der Abstiegsgeschwindigkeit	Hydrologisches Verbesserungspotential (VP _{Sz})				Verbesserungspotential - Maßnahme/Maßnahmenkombination		
	Quartal 1	Quartal 2	Quartal 3	Quartal 4	Hydrologisch (VP _M)	Hydromorphologisch	
						exkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM})	inkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM} *)
Szenario F		0,000	0,000		0,000	0,000	0,098
Szenario E		0,036	0,432		0,468	0,164	0,351
Szenario D		0,080	0,960		1,040	0,286	0,572
Szenario C		0,124	1,488		1,612	0,660	0,962
Szenario B1		0,924	1,936		2,860	1,305	1,742
Szenario B2		1,644	1,996		3,640	1,531	2,119
Szenario B3		2,076	2,032		4,108	1,802	2,405

Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1

Abbildung 18 Verbesserungspotential einer temporären betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1)



Betrachtet man den Verlauf der Verbesserungspotentiale ($VP_M/VP_{M+HM}/VP_{M+HM}^*$) zeigt sich im fiktiven Fallbeispiel grundsätzlich ein ähnliches Bild, wie bei einer ganzjährigen Verringerung der der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (vgl. Abbildung 17), wobei das hydrologische Verbesserungspotential VP_M um 0,24 (Szenario E) bis 2,3 Punkte (Szenario B3) tiefer liegt, wenn die Schwallintensität lediglich saisonal begrenzt wird. Zudem steigt das Verbesserungspotential bei einer saisonalen Begrenzung nicht bei Szenario C, sondern erst bei Szenario B1 signifikant an (vgl. Abbildung 18).

4.2.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen

Die energiewirtschaftliche Bewertung einer temporären Beschränkung der Abstiegsgeschwindigkeit im 2. und 3. Quartal erfolgt entsprechend der in Kapitel 3.3.2.2 beschriebenen Methode – die Ergebnisse sind in Tabelle 17 dargestellt. Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, dass bei symmetrischen An- und Abstiegsrampen die Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertung betrieblicher Einschränkungen für eine

Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit ident mit den Ergebnissen einer Beschränkung der Abstiegsgeschwindigkeit sind.

Tabelle 17 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien

Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit	Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte				Betriebswirtschaftliche Effekte
	verlorene flexible Leistung	verlorene flexible Erzeugungsmenge	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	zusätzliche CO ₂ -Emission	Annuität
	[MW]	[GWh/a]	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]	[tCO _{2eq} /a]	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]
Szenario F	0,0	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0	0 - 0	0,0 bis 0,0
Szenario E	25,0	0,7 - 5,7	1,3 - 3,8	26.000 - 34.000	-0,4 bis -0,7
Szenario D	50,0	1,5 - 10,6	2,5 - 7,5	52.000 - 68.000	-0,9 bis -1,5
Szenario C	75,0	3,0 - 18,6	3,8 - 11,3	78.000 - 102.000	- 1,5 bis -2,4
Szenario B1	87,5	25,8 - 5,1	4,4 - 13,1	91.000 - 119.000	-2,0 bis -3,1
Szenario B2	94,0	10,8 - 29,3	4,7 - 14,1	97.760 - 127.840	-2,4 bis -3,5
Szenario B3	97,0	19,5 - 34,8	4,9 - 14,6	100.880 - 131.920	-2,6 bis -3,9

Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1

Da sich die Quantifizierung der verlorenen flexiblen Leistung anhand der höchsten Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten innerhalb des Betrachtungszeitraums bestimmt, führt eine auf das 2. und 3. Quartal beschränkte Limitierung der Abstiegsgeschwindigkeit zum selben Ergebnis, wie eine ganzjährige Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten. Entsprechend muss dieser temporäre Verlust an flexibler Leistung unabhängig von der Dauer der betrieblichen Einschränkung durch alternative Flexibilitätsoptionen ausgeglichen werden, d. h. auch die Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen und zusätzlichen CO₂-Emissionen sind unabhängig von der Dauer der temporären betrieblichen Einschränkungen.

Demgegenüber werden die verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen sowie die betriebswirtschaftlichen Effekte pro rata aus den Ergebnissen einer ganzjährigen Einschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeiten abgeleitet, d. h. eine

Verringerung der Abstiegs­geschwindigkeit in zwei Quartalen führt im Vergleich zu einer ganz­jährigen Beschränkung zu einem Verlust flexibler Erzeugungsmengen bzw. negativen betriebswirtschaftlichen Effekten in Höhe von 50%.

4.3 Dämpfungsbecken

Durch die Errichtung von Dämpfungsbecken bzw. der Optimierung der Bewirtschaftung von bestehendem Retentionsraum kann in erster Linie die An- und Abstiegs­geschwindigkeit verringert werden (vgl. Abbildung 3– d). Demgegenüber ist eine Begrenzung der Amplitude – vor allem bei Speicherkraftwerken mit Wochen- und Jahresspeicher – aufgrund der begrenzten Retentionsraumkapazität der Dämpfungsbecken in der Regel kaum bzw. lediglich in sehr geringem Umfang möglich. Entsprechend wird diese Maßnahme im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes nur für eine ganz­jährige Verringerung der An- und Abstiegs­geschwindigkeit berücksichtigt (vgl. Kapitel 2.2.1). Für das fiktive Fallbeispiel wird unterstellt, dass die Grundstücksverfügbarkeit zur Errichtung eines Dämpfungsbeckens im Nahbereich von Speicherkraftwerk 1 grundsätzlich gegeben ist (vgl. Abbildung 4).

4.3.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen

Nachdem die Wirkungsweise eines Dämpfungsbeckens aus ökologischer Sicht mit einer ganz­jährigen betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der An- und Abstiegs­geschwindigkeit mit übereinstimmt, entsprechen die Ergebnisse der ökologischen Bewertung eines Dämpfungsbeckens den in Kapitel 4.1.1 dargestellten Ergebnissen einer ganz­jährigen betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der An- und Abstiegs­geschwindigkeit (vgl. Abbildung 17).

4.3.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen

Zur energiewirtschaftlichen Bewertung eines Schwalldämpfungsbeckens werden für das fiktive Fallbeispiel die in Tabelle 18 dargestellten technischen und wirtschaftlichen Kenndaten herangezogen.

Tabelle 18 Technische und wirtschaftliche Kenndaten Schwalldämpfungsbecken für fiktives Fallbeispiel (€₂₀₁₆)

Maßnahme	-	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximale Verringerung An- und Abstiegsgeschwindigkeit am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Schwall- dämpfungs- becken	Beckenvolumen ¹	[m ³]	18.000	26.000	53.000	106.000	221.000	441.000
	Investitionskosten	[Mio. €]	2,7 bis 3,6	3,1 bis 3,9	3,7 bis 5,3	6,4 bis 9,3	12,2 bis 17,7	22,1 bis 30,9
	Betriebskosten	[€/a]	36.000	36.000	37.000	39.000	44.000	53.000

¹ inkl. 15% Totraum;

Quelle: SuREmMa Projektgruppe Energiewirtschaft, BOKU

Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, dass bei der energiewirtschaftlichen Bewertung von Dämpfungsbecken grundsätzlich nicht zwischen einer Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und einer Beschränkung der An- **oder** Abstiegsgeschwindigkeit unterschieden werden muss, da bei symmetrischen Rampen die zusätzliche Berücksichtigung von An- oder Abstiegsgeschwindigkeit nicht dimensionierungsrelevant ist. Daher können die in Tabelle 19 angeführten Ergebnisse auch auf eine alternative Beschränkung der An- oder Abstiegsgeschwindigkeit angewendet werden.

Tabelle 19 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer ganzjährigen Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit durch die Errichtung eines Dämpfungsbeckens in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien

Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit	Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte				Betriebswirtschaftliche Effekte
	verlorene flexible Leistung	verlorene flexible Erzeugungsmenge	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	zusätzliche CO ₂ -Emission	Annuität
	[MW]	[GWh/a]	[Mio. EUR _{2016/a}]	[tCO _{2eq/a}]	[Mio. EUR _{2016/a}]
Szenario F	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,00
Szenario E	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,12
Szenario D	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,14
Szenario C	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,16
Szenario B1	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,26
Szenario B2	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,48
Szenario B3	0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	-0,85

Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1

Aus energiewirtschaftlicher Sicht zeichnen sich Dämpfungsbecken dadurch aus, dass der Kraftwerksbetrieb in der Regel von dieser Maßnahme nicht beeinflusst wird. Dadurch haben Dämpfungsbecken im Allgemeinen keine Auswirkungen auf die verfügbare flexible Leistung und die flexible Erzeugungsmenge. Somit entstehen weder Kosten für alternative Flexibilitätsoptionen noch zusätzliche CO₂-Emissionen im Stromversorgungssystem. Im Vergleich mit betrieblichen Einschränkungen sind die betriebswirtschaftlichen Effekte für das fiktive Fallbeispiel spürbar geringer.

4.4 Schwallausleitungskraftwerke

Schwallausleitungskraftwerke leiten Schwallwellen zum Teil oder zur Gänze aus dem Gewässer aus, bzw. verhindern deren Einleitung, wenn das Triebwasser des Oberliegerkraftwerkes direkt in einem unterliegenden Ausleitungskraftwerk genutzt wird. Somit sind Schwallausleitungskraftwerke auch geeignet um – in Abhängigkeit der Ausleitungskapazität des Schwallausleitungskraftwerkes – die maximale Amplitude der ins Gewässer eingeleiteten Schwallwellen zu begrenzen. Mit der Begrenzung der maximal einleitbaren Amplitude kann in Abhängigkeit der Auslegung und des Einsatzes des schwallerzeugenden bzw. des Schwallausleitungskraftwerkes auch eine Begrenzung der maximalen An- und Abstiegsgeschwindigkeit erfolgen (vgl. Kapitel 2.2.1).

Schwallausleitungskraftwerke werden im Rahmen der SuREmMa+ Bewertungsmethode daher auf eine Begrenzung der Amplitude sowie der An- und Abstiegsgeschwindigkeit bezogen (vgl. Abbildung 3 – e) und können dementsprechend neben dem Strandungs- und Driftrisiko für Gewässerorganismen (Bewertungskriterium 1 und 2) auch die zu erwartenden schwallbedingten Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität (Bewertungskriterium 3) vermindern.

Für das fiktive Fallbeispiel wird unterstellt, dass die Schwallwellen von Speicherkraftwerk 1 direkt in ein Schwallausleitungskraftwerk eingeleitet werden können. Das Triebwasser wird im Mündungsbereich des untersuchten Gewässers in ein erheblich größeres Gewässer (mehr als fünffache Einzugsgebietsgröße) rückgeleitet (vgl. Abbildung 4 – flussab gelegenes Ende des Untersuchungsgebietes – Mündung). Wenn das Schwallausleitungskraftwerkes groß genug dimensioniert wird, kann im fiktiven Fallbeispiel sogar erreicht werden, dass bei Speicherkraftwerk 1 keine anthropogen erzeugten Abflussschwankungen mehr in die untersuchte Gewässerstrecke eingeleitet werden. Die Schwallbelastung könnte somit ganzjährig auf null reduziert (vgl. Kapitel 2.2.1– Wirkungsszenario A).

4.4.1 Bewertung der ökologischen Auswirkungen

Aufgrund der ganzjährigen Verringerung der Amplitude bzw. der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und dem dadurch verminderten Strandungs- und Driftrisiko für Gewässerorganismen sowie dem verringerten schwallbedingten Einfluss auf Habitatverfügbarkeit und -qualität durch die Begrenzung der Wasserwechselzone im betrachteten Gewässerabschnitt, kann im fiktiven Fallbeispiel durch die Errichtung eines

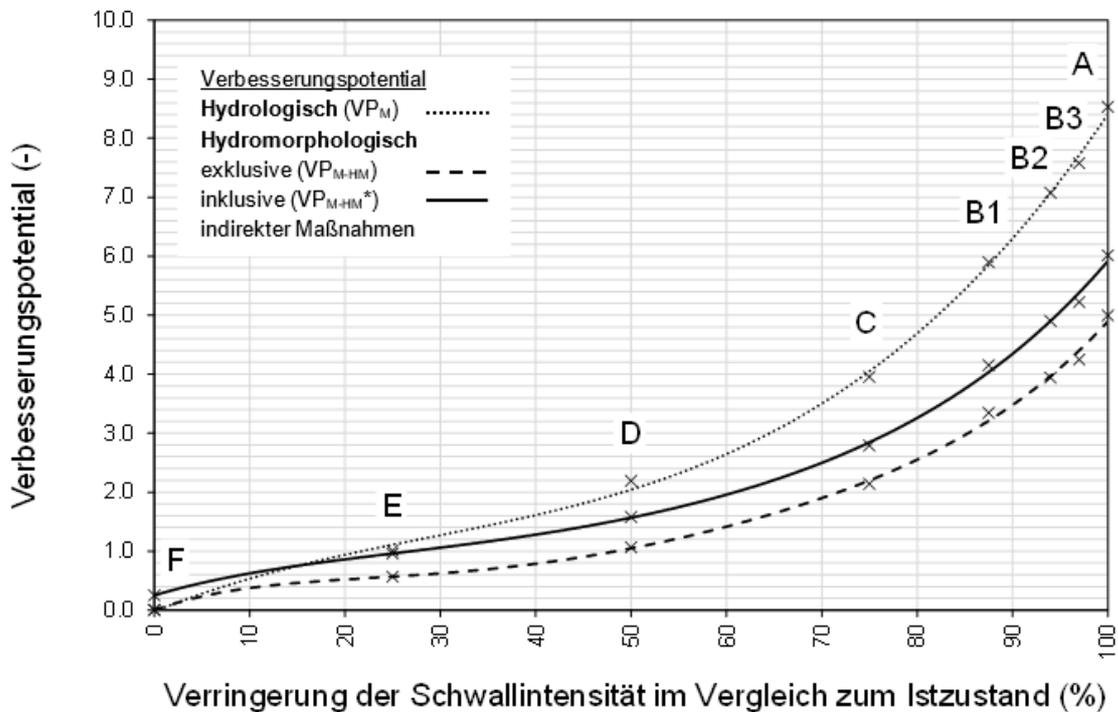
Schwallausleitungskraftwerkes im Vergleich zu den anderen behandelten Maßnahmen das höchste ökologische Verbesserungspotential erzielt werden (vgl. Tabelle 20 bzw. Abbildung 19).

Tabelle 20 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) eines Schwallausleitungskraftwerkes zur Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit sowie der maximalen Schwallamplitude in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien

Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und der Amplitude	Hydrologisches Verbesserungspotential (VP _{Sz} *)				Verbesserungspotential - Maßnahme/ Maßnahmenkombination		
	Quartal 1	Quartal 2	Quartal 3	Quartal 4	Hydrologisch (VP _M)	Hydromorphologisch	
						exkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM})	inkl. indirekter Maßnahmen (VP _{M-HM} *)
Szenario F	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,251
Szenario E	0,131	0,174	0,570	0,131	1,006	0,564	0,957
Szenario D	0,285	0,370	1,250	0,285	2,190	1,061	1,580
Szenario C	0,673	0,622	1,986	0,673	3,954	2,138	2,790
Szenario B1	0,899	1,544	2,556	0,899	5,896	3,344	4,150
Szenario B2	1,077	2,283	2,635	1,077	7,072	3,940	4,898
Szenario B3	1,086	2,724	2,680	1,086	7,576	4,246	5,220
Szenario A	1,295	3,213	2,729	1,295	8,532	4,994	6,014

Wirkungsszenario F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1

Abbildung 19 Verbesserungspotential von Schwallausleitungskraftwerken in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1)



Der Verlauf des Verbesserungspotentials durch die Errichtung eines Schwallausleitungskraftwerks im fiktiven Fallbeispiel ist den Ergebnissen einer ganzjährigen bzw. saisonalen Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit grundsätzlich sehr ähnlich (vgl. Abbildung 17 bzw. vgl. Abbildung 18), wobei durch eine Totalausleitung der Schwallwellen (Szenario A) das maximale Verbesserungspotential im Untersuchungsgebiet erreicht werden kann (VP_M: 8,5 Punkte; VP_{M-HM}: 5 Punkte; VP_{M-HM*}: 6 Punkte - vgl. Abbildung 19).

4.4.2 Bewertung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen

In Tabelle 21 sind die technischen und wirtschaftlichen Kenndaten eines Ausleitungskraftwerks dargestellt, das exemplarisch zur energiewirtschaftlichen Bewertung für das fiktive Fallbeispiel herangezogen wird.

Tabelle 21 Technische und wirtschaftliche Kenndaten eines Schwallausleistungskraftwerks im fiktives Fallbeispiel (€₂₀₁₆)

Maßnahme	-	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximale Verringerung An- und Abstiegsgeschwindigkeit am Rückgabepunkt						
			E	D	C	B1	B2	B3	A
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%	
Schwallausleistungskraftwerk	Engpassleistung	[MW]	43,5						
	RAV	[GWh/a]	100						
	Investitionskosten	[Mio. €]	200						

Quelle: SuREmMa Projektgruppe Energiewirtschaft, BOKU

Wie für Schwalldämpfungsbecken unterscheidet die energiewirtschaftliche Bewertung auch bei Schwallausleistungskraftwerken nicht zwischen einer Beschränkung der An- **und** Abstiegsgeschwindigkeit und einer Beschränkung der An- **oder** Abstiegsgeschwindigkeit. Schwallausleistungskraftwerke können sowohl Anstiegs- als auch Abstiegseignisse ausleiten, d. h. bei symmetrischen Rampen ist eine zusätzliche Berücksichtigung von An- oder Abstiegsgeschwindigkeit nicht dimensionierungsrelevant. Daher können die in Tabelle 22 angeführten Ergebnisse unabhängig von der Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit auf das fiktive Fallbeispiel angewendet werden.

Tabelle 22 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer ganzjährigen Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und der Amplitude durch die Errichtung eines Schwallausleistungskraftwerkes (Totalausleitung der Schwallwellen)

Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und der Amplitude	Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte			Betriebswirtschaftliche Effekte
	Erzeugungsmenge aus erneuerbaren Energien	Vermiedene Kosten alternativer Stromerzeugung aus EE	Vermiedene CO ₂ -Emission	Annuität
	[GWh/a]	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]	[tCO _{2eq} /a]	[Mio. EUR ₂₀₁₆ /a]
Totalausleitung (0%)	100	6 - 12	49.372	-2,73

Szenarien B3- Totalausleitung – vgl. Kapitel 2.2.1

Die Errichtung des Schwallausleitungskraftwerks führt zu positiven systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Effekten durch die zusätzliche Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien und den damit zusammenhängenden vermiedenen Kosten alternativer Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien sowie der Vermeidung von CO₂- Emissionen im Stromversorgungssystem. Anzumerken ist im Zusammenhang mit den systemrelevanten Effekten von Schwallausleitungskraftwerken, dass diese grundsätzlich auch flexible Leistung bereitstellen können, wenn der Betrieb des Schwallausleitungskraftwerks synchron mit dem Betrieb des schwallverursachenden Speicherkraftwerks erfolgt. Diese Möglichkeit stellt jedoch nicht den Standardfall dar und ist daher ggf. im Einzelfall zu prüfen und bei der energiewirtschaftlichen Bewertung zu berücksichtigen. Für das fiktive Fallbeispiel wird unterstellt, dass durch dieses keine flexible Leistung bereitgestellt werden kann und damit auch keine zusätzlichen positiven energiewirtschaftlichen Effekte bei der Bewertung berücksichtigt werden können.

Aus betriebswirtschaftlicher Sicht zeigt das Schwallausleitungskraftwerk im fiktiven Fallbeispiel jedoch deutlich negative Effekte. Diese liegen für vergleichbare hydrologische Wirkungsszenarien zwar unter den negativen betriebswirtschaftlichen Effekten betrieblicher Einschränkungen, sind jedoch deutlich höher als die negativen betriebswirtschaftlichen Effekte von Dämpfungsbecken. Um die Größenordnungen der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen besser einordnen zu können, sind in Tabelle 23 die Kosten von Maßnahmen bezogen auf die Umsatzerlöse im uneingeschränkten Betrieb am Beispiel einer Begrenzung der An- **und** Abstiegsgeschwindigkeit dargestellt. Die mittleren annuitätischen Umsatzerlöse des fiktiven Fallbeispiels liegen in einer Bandbreite zwischen 17,7 und 23,7 Mio. €/a. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch, dass die Umsatzerlöse keine Information über den Gewinn des Speicherkraftwerks wiedergeben, da sie lediglich die Erlöse am Day-Ahead-Markt sowie im Intraday- und Regelenergiemarkt ohne Abzug von u. a. Betriebs- und Wartungskosten, Kosten für Reinvestitionen, System- und Netzverlustentgelte sowie Kapitalkosten umfassen. Dementsprechend spiegeln die Umsatzerlöse auch nicht den Gewinn der (fiktiven) Kraftwerksbetreiber wider und dürfen daher nicht als solche missinterpretiert werden.

Tabelle 23 Relativer Rückgang der Umsatzerlöse im Vergleich zum uneingeschränkten Betrieb des fiktiven Fallbeispiels (€₂₀₁₆)

Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit						
	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximale Verringerung An- und Abstiegsgeschwindigkeit am Rückgabepunkt					
	E	D	C	B1	B2	B3
	75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebliche Einschränkungen	-5,9% bis -7,1%	-12,4% bis -14,7%	-21,5% bis -23,6%	-28,5% bis -29,9%	-33,6% bis -35,1%	-38,1% bis -40,2%
Schwalldämpfungsbecken	-0,6% bis -1,1%	-0,7% bis -1,2%	-0,8% bis -1,5%	-1,3% bis -2,6%	-2,3% bis -4,7%	-4,1% bis -8,1%
Schwallausleitungskraftwerk	-13,9% bis -19,9%					

Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

Der Rückgang der Umsatzerlöse betrieblicher Einschränkungen liegt bereits im Szenario E bei bis zu 7% der Umsatzerlöse im uneingeschränkten Betrieb des fiktiven Fallbeispiels und kann im Szenario B3 auf 40% steigen. Für Schwalldämpfungsbecken liegt der Rückgang der Umsatzerlöse im Szenario E zwar noch knapp bei etwa 1%, dieser kann im Szenario B3 jedoch schon rd. 8% betragen. Demgegenüber liegt der Rückgang der Umsatzerlöse für ein Schwallausleitungskraftwerk unabhängig vom hydrologischen Wirkungsszenario bei bis zu rd. 20% der Umsatzerlöse im uneingeschränkten Betrieb.

Anzumerken ist in diesem Zusammenhang jedoch, dass im Rahmen des SuREmMa Forschungsprojektes lediglich die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen im Hinblick auf die Verminderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen bewertet werden. Weitere kostenrelevante Maßnahmen (bspw. Dotierwasser, Fischwanderhilfen etc.), die zur Erreichung des guten ökologischen Potentials ggf. erforderlich sind, sind im Rahmen der Verhältnismäßigkeit ökologischer Maßnahmen ergänzend zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 2.2.3).

4.5 Interpretation der ökologischen Ergebnisse

Die Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode bzw. das daraus abgeleitete ökologische Verbesserungspotential ermöglicht es, diverse Maßnahmen zur Verringerung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen nach dem Umfang der erwarteten ökologischen Wirkung zu reihen. Die szenarienspezifischen Bewertungsergebnisse können hinsichtlich der im Untersuchungsgebiet konkret zu erwartenden ökologischen Auswirkungen mit hoher Detailschärfe interpretiert werden, wie in diesem Abschnitt anhand des fiktiven Fallbeispiels bzw. Speicherkraftwerk 1, ausgehend vom Istzustand für ausgewählte Maßnahmenszenarien (Dämpfungsbecken: Wirkungsszenario B1, Schwallausleitungskraftwerk: Wirkungsszenario A - vgl. Kapitel 2.2.1) exemplarisch aufgezeigt wird. Die detaillierte ökologische Interpretation der Bewertungsergebnisse stellt eine wesentliche Grundlage dar,

- um ein auf die jeweilige zu erwartende Maßnahmenwirkung abgestimmtes und somit effizientes Prä- und Postmonitoring-Programm definieren zu können (z. B. Festlegung von Anzahl und Lage der Probenahmestellen – vgl. Technischer Bericht IV) und
- um im Rahmen von Wasserrechtsverfahren auf die durch eine bestimmte Maßnahme konkret zu erwartenden ökologischen Auswirkungen im Gewässer verweisen zu können.
- Außerdem lassen sich aus der Interpretation der Bewertungsergebnisse maßgebliche Randbedingungen für die generelle Zielsetzung indirekter Maßnahmen ableiten (vgl. Kapitel 2.2.2), womit eine wesentliche Grundlage für die Detailplanung indirekter Maßnahmen geschaffen wird.

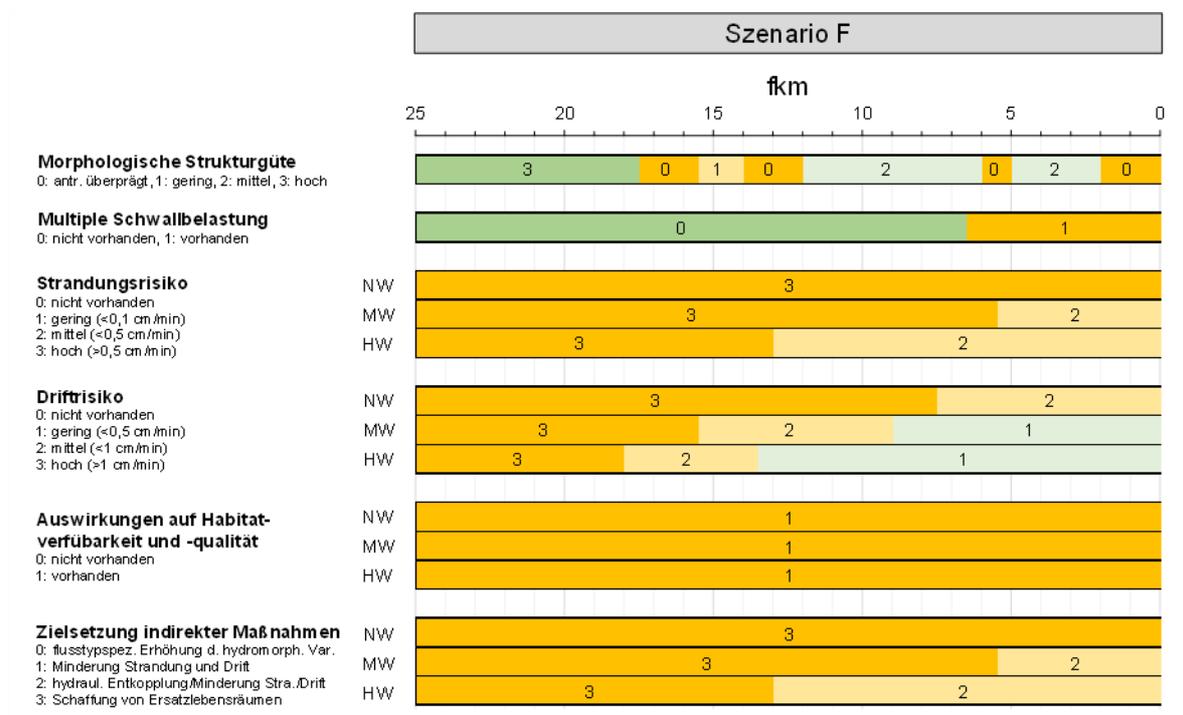
Auf die im Einzugsgebiet flussab von Flusskilometer 6.5 vorhandene multiple Schwallbelastung aufgrund von Speicherkraftwerk 2 wird vorerst nicht näher eingegangen. Ein konzeptioneller Ansatz zur Behandlung mehrerer Schwalleinleitungen befindet sich im Kapitel 4.6.3.

4.5.1 Istzustand

Szenario F stellt die maximale Schwallbelastung im Istzustand dar (vgl. Kapitel 2.2.1). Ausgehend von den morphologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen werden in Abbildung 20 die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet dargestellt, wenn eine Schwallwelle mit aktueller Maximalintensität (Amplitude entspricht dem

Ausbaudurchfluss des Kraftwerks, An- und Abstiegseignis dauern jeweils einen Zeitschritt bzw. 15 min) ins Gewässer eingeleitet wird. Dabei werden die unterschiedlichen Abflussverhältnisse im Untersuchungsgebiet berücksichtigt (vgl. Kapitel 3.1.1.2) und die Zielsetzungen indirekter Maßnahmen mit Bezug zu den im Kapitel 2.2.2 definierten Kategorien ausgewiesen.

Abbildung 20 Situation im Istzustand (Wirkungsszenario F - vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)



Ein maßgebliches Strandungsrisiko besteht für Fischlarven und frühe Juvenilstadien, die in Gewässern des Alpenraumes hauptsächlich im Quartal 2 anzutreffen sind, bei Abstiegsgeschwindigkeiten über 0,1 cm/min (vgl. Kapitel 3.2). Im fiktiven Fallbeispiel liegt der Basisabfluss im Quartal 2 und 3 üblicherweise im mittleren Abflussbereich (vgl. Kapitel 3.2.3). Demzufolge ist davon auszugehen, dass für Fischlarven und frühe Juvenilstadien im gesamten Untersuchungsgebiet ein maßgebliches Strandungsrisiko besteht: In rund 20 Flusskilometern flussab der Schwalleinleitung liegt die Abstiegsgeschwindigkeit über 0,5 cm/min, bevor die Intensität der Schwallwellen in den unteren 5,5 Flusskilometern des Untersuchungsgebietes aufgrund der Retentionswirkung im Gewässer so weit verringert ist, dass die maximale Abstiegsgeschwindigkeit im Bereich zwischen 0,1 und 0,5 cm/min liegt. In Abhängigkeit der Häufigkeit der mit

Maximalintensität eingeleiteten Schwallwellen ist daher zu erwarten, dass im fiktiven Fallbeispiel der Großteil der aufkommenden Fischlarven aufgrund der Schwallbelastung ausfallen könnte. Wenn – z. B. in Abschnitten mit günstigen morphologisch/hydraulischen Bedingungen (vgl. Abbildung 20 – morphologische Strukturgüte) – Refugialhabitate vorhanden sind, in welchen Individuen das Jungfischstadium erreichen können, besteht im Quartal 3 auch für frühe Juvenilstadien (geringes Strandrungsrisiko $<0,4$ cm/min – vgl. Kapitel 3.2) in den ersten 20 Flusskilometern flussab der Schwalleinleitung ein maßgebliches Strandrungsrisiko (vgl. Abbildung 20 – Strandrungsrisiko bei mittleren Abflussbedingungen).

Im fiktiven Fallbeispiel ist ausgehend von Speicherkraftwerk 1 auch für Benthosorganismen ein hohes Strandrungsrisiko zu erwarten, wobei bei der Interpretation der ökologischen Ergebnisse aufgrund der nicht bekannten Variabilität der Organismenvulnerabilität im Jahresverlauf, nicht so weit ins Detail gegangen werden kann wie bei den Fischen (vgl. Kapitel 3.2). Allerdings kann bei der benthosökologischen Interpretation der Bewertungsergebnisse auf die bekannte Wechselwirkung zwischen Drift- und Strandrungsphänomenen eingegangen werden (vgl. Kapitel 3.2). Dementsprechend ist für Benthosorganismen in Niederwasserperioden im gesamten Untersuchungsgebiet mit einem maßgeblich Drift- und Strandrungsrisiko und somit mit einer sehr hohen Organismenmortalität zu rechnen. In Perioden mit mittleren Abflussbedingungen sind in etwa die flussauf gelegenen 2/3 des Untersuchungsgebietes stark drift- und strandungsgefährdet, wobei sich das erhöhte Strandrungsrisiko im Gegensatz zum Driftrisiko bis zum unteren Ende des Untersuchungsgebietes erstreckt. In Perioden mit erhöhter Wasserführung ist nur noch in der oberen Hälfte des Untersuchungsgebietes von einem hohen Drift- und Strandrungsrisiko auszugehen. In der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes ist das Driftrisiko bei erhöhten Abflussbedingungen als gering und das Strandrungsrisiko als moderat einzustufen (vgl. Abbildung 20 – Strandrungs- und Driftrisiko).

Schwallbedingte Einflüsse auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität können, aufgrund der bis dato weder für Fische noch für Benthosorganismen definierten Intensitätsschwellenwerte, nicht in räumlich und/oder zeitlich diskretisierter Form berücksichtigt werden (auch wenn davon auszugehen ist, dass sich diese aufgrund der zunehmenden Flussgröße – wie auch das Strandrungs- und Driftrisiko – mit steigender Entfernung zur Schwalleinleitung verringern). Dementsprechend muss im gesamten Untersuchungsgebiet in unbestimmtem Ausmaß von einer permanenten negativen

Beeinflussung der Habitatverfügbarkeit und -qualität ausgegangen werden (vgl. Abbildung 20 – Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität).

Zusammenfassend ist im fiktiven Fallbeispiel aus fischökologischer Sicht zu erwarten, dass das Jungfischaufkommen und in weiterer Folge der fischökologische Zustand im gesamten Untersuchungsgebiet negativ beeinträchtigt wird, wenn die flexible Leistung von Speicherkraftwerk 1 im Quartal 2 und 3 zur Gänze beansprucht wird (Monitoring – vgl. Technischer Bericht 1). Aus benthosökologischer Sicht ist zu erwarten, dass der benthosökologische Zustand in der oberen Hälfte des Untersuchungsgebietes schwallbedingt sehr stark, bzw. in der unteren Hälfte maßgeblich beeinträchtigt wird. Die Interpretation der Bewertungsergebnisse kann in weiterer Folge durch die Ergebnisse der in situ erhobenen Monitoring-Daten (z. B. Auftrittshäufigkeit und Intensität von Schwallwellen, benthos- und fischökologische Parameter – vgl. Technischer Bericht I und IV) unterstützt bzw. weiter verfeinert werden.

Sollte im fiktiven Fallbeispiel der Fall eintreten, dass die hydrologischen Verhältnisse aus diversen Gründen nicht entschärft werden können (vgl. Kapitel 4.6) und Maßnahmen zur indirekten Verminderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen somit auf den hydrologisch/ökologischen Istzustand abzustimmen sind, wären bei der Detailplanung indirekter Maßnahmen folgende Rahmenbedingungen zu berücksichtigen: Im gesamten Untersuchungsgebiet sollte die räumliche Entkopplung der Lebensräume vom Vorfluter in unbelastete Seitenarme bzw. Zubringergewässer bei gleichzeitiger Sicherstellung der Durchgängigkeit vom Vorfluter in den Zubringer in den Vordergrund gestellt werden. In der flussab gelegenen Hälfte des Untersuchungsgebietes sollte auch die Verminderung des Strandungs- und Driftrisikos ins Auge gefasst werden. Zusätzlich sollte das Potential von (technischen) Ersatzlebensräumen im Detail geprüft werden (vgl. Abbildung 20 – Zielsetzung indirekter Maßnahmen).

4.5.2 Betriebliche Einschränkungen

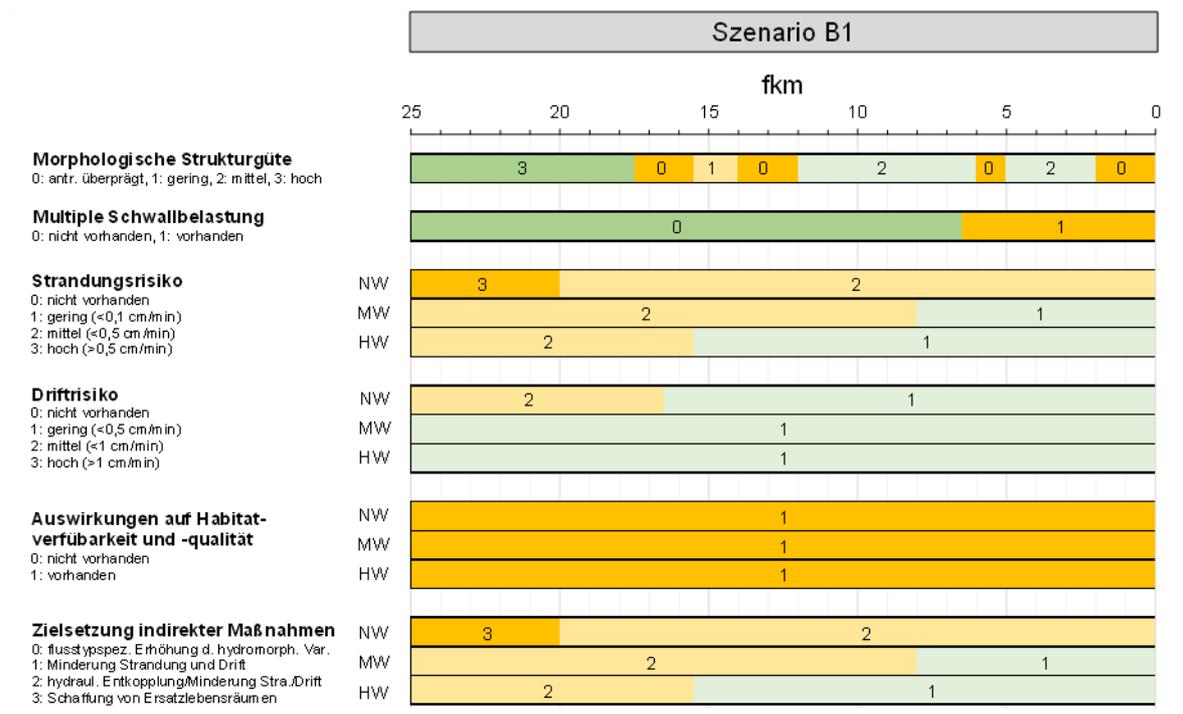
Durch betriebliche Einschränkungen kann prinzipiell jedes Wirkungsszenario umgesetzt werden (vgl. Kapitel 2.2.1 bzw. Abbildung 3 – a, b, c, d, e). Die ökologische Interpretation stimmt daher – je nach Definition der betrieblichen Einschränkung – mit einem durch ein Dämpfungsbecken oder ein Schwallausleitungskraftwerk zu erreichenden Wirkungsszenario überein (vgl. Kapitel 4.5.3 und 4.5.4).

4.5.3 Dämpfungsbecken

Durch die Errichtung eines Dämpfungsbeckens kann, in Abhängigkeit des zur Verfügung stehenden Beckenvolumens, ein maßgebliches Verbesserungspotential erzielt werden (vgl. Abbildung 17), nachdem die erzielbare Verringerung des Drift- und Strandungsrisikos durch das Verhältnis aus verfügbarem Retentionsvolumen und Ausbaudurchfluss des schwallerzeugenden Kraftwerks definiert wird. Das realisierbare Volumen eines Dämpfungsbeckens ist in erster Linie von der Grundstücksverfügbarkeit abhängig.

Im fiktiven Fallbeispiel wird unterstellt, dass aufgrund der zur Verfügung stehenden Grundstücke die Möglichkeit besteht die maximale An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallwellen mindestens auf das Wirkungsszenario B1 (vgl. Kapitel 2.2.1) zu begrenzen. Ausgehend von den morphologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen werden in Abbildung 21 die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet dargestellt, wenn die Schwallintensität durch ein B1-Dämpfungsbecken begrenzt wird. Die ökologische Interpretation der Auswirkungen erfolgt im Vergleich zum Istzustand (vgl. Kapitel 4.5.1)

Abbildung 21 Situation bei Errichtung eines B1-Dämpfungsbeckens (Wirkungsszenario B1 – vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)



Durch die Errichtung eines B1-Dämpfungsbeckens, könnte im fiktiven Fallbeispiel das Strandungsrisiko im gesamten Untersuchungsgebiet verringert werden. In der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes sollte nach Umsetzung des Dämpfungsbeckens anthropogen bedingte Strandung von Fischlarven und frühen Juvenilstadien die Ausnahme darstellen (geringes Strandungsrisiko $< 0,1$ cm/min – vgl. Kapitel 3.2). Vor allem in den Abschnitten zwischen Flusskilometer 2 und 5 bzw. 6 und 12 sollten Larvenhabitats mit sehr geringem Strandungsrisiko zur Verfügung stehen. Dementsprechend ist vor allem hier zu erwarten, dass sich die Larvendichte im Vergleich zum Istzustand maßgeblich erhöht (vorausgesetzt, es sind laichfähige Adulte vorhanden). In weiterer Folge sollte sich hier dementsprechend auch die Anzahl der Fische im frühen Juvenilstadium maßgeblich erhöhen, deren Strandungsrisiko nach Errichtung des Dämpfungsbeckens im gesamten Untersuchungsgebiet als gering einzustufen ist ($< 0,5$ cm/min – vgl. Kapitel 3.2). Somit können nach Errichtung des Dämpfungsbeckens von den frühen Juvenilstadien wahrscheinlich auch die aktuell sehr stark schwallbelasteten Habitats zwischen Flusskilometer 17,5 und 25 besiedelt werden (vgl. Abbildung 21 – Strandungsrisiko bei mittleren Abflussbedingungen).

Für Benthosorganismen würde sich durch die Errichtung eines B1-Dämpfungsbeckens das Strandungs- und Driftrisiko im gesamten Untersuchungsgebiet maßgeblich verringern. Nachdem nach Umsetzung des Dämpfungsbeckens nur im flussauf gelegenen $\frac{1}{4}$ des Untersuchungsgebietes und nur bei niedrigen Abflussbedingungen von einem anthropogen erhöhten Driftrisiko auszugehen ist, ist zu erwarten, dass die anthropogen bedingte Drift insgesamt stark zurückgeht. Aufgrund der Wechselwirkung zwischen Drift und Strandung trifft dies wahrscheinlich auch auf das Strandungsrisiko zu. Durch die gedämpfte Intensität der Schwallwellen, sollte die Strandung von Benthosorganismen, mit Ausnahme der Situation bei niedrigen Abflussbedingungen, auf die obere Hälfte des Untersuchungsgebietes beschränkt werden können (vgl. Abbildung 21 – Strandungs- und Driftrisiko).

Nur die schwallbedingten Einflüsse auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität können durch das Dämpfungsbecken nicht wesentlich verringert werden (vgl. Abbildung 21 – Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität), nachdem das Retentionsvolumen von Dämpfungsbeckens in der Regel nicht ausreichend ist, um die maximale Schwallamplitude bzw. die schwallbedingte Wechselwasserzone maßgeblich zu verringern (vgl. Kapitel 2.2.1).

Zusammenfassend ist im fiktiven Fallbeispiel aus fischökologischer Sicht davon auszugehen, dass das Jungfischauftreten durch ein B1-Dämpfungsbecken vor allem in der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes maßgeblich erhöht werden könnte. Nachdem für Jungfische nach der Maßnahmenumsetzung potentiell auch in der oberen Hälfte nutzbare Habitate vorhanden sind, ist zu erwarten, dass sich der fischökologische Zustand im gesamten Untersuchungsgebiet verbessern könnte. Dies trifft im Wesentlichen auch auf den benthosökologischen Zustand zu, wobei in der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes tendenziell eine stärkere Verbesserung zu erwarten ist. Der Umfang der prognostizierten ökologischen Auswirkungen kann in weiterer Folge durch die Ergebnisse von in situ erhobenen Monitoring-Daten (Prä- und Postmonitoring) überprüft werden (vgl. Technischer Bericht I und IV).

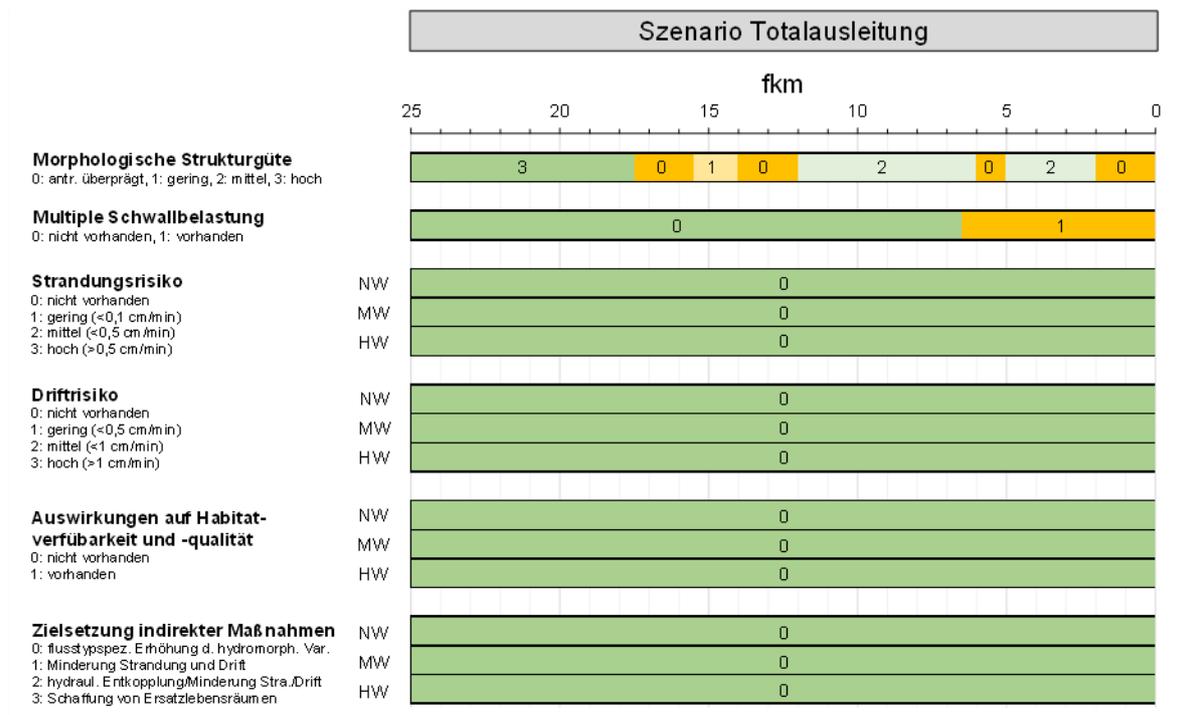
Sollten der Abwägungs- und Entscheidungsprozess (vgl. Kapitel 4.6) dazu führen, dass die hydrologischen Verhältnisse im fiktiven Fallbeispiel durch ein B1-Dämpfungsbecken maßgeblich entschärft werden, sind bei der Detailplanung indirekter Maßnahmen folgende Rahmenbedingungen zu berücksichtigen: Die Entkopplung von Habitaten sollte lediglich unmittelbar flussab der Schwallenleitung (etwa bis Flusskilometer 20) prioritär verfolgt werden. Im weiteren Verlauf des Untersuchungsgebietes sollte – insbesondere im niedrigen und mittleren Abflussbereich – durch flussbauliche Maßnahmen vor allem das Strandrungsrisiko so weit wie möglich verringert werden. Zudem sollte auf die Abschnitte zwischen Flusskilometer 2 und 5 bzw. 6 und 12 besonderes Augenmerk gelegt werden, indem dort die Habitatverfügbarkeit für Fischlarven und frühe Juvenilstadien optimiert und die morphologisch/sedimentologischen Voraussetzungen für Laichplätze geschaffen bzw. verbessert werden (vgl. Abbildung 21 – Zielsetzung indirekter Maßnahmen).

4.5.4 Schwallausleitungskraftwerke

Durch die Errichtung eines Schwallausleitungskraftwerkes kann im fiktiven Fallbeispiel im Vergleich zu den anderen direkten Maßnahmen das höchste ökologische Verbesserungspotential erzielt werden (vgl. Abbildung 19), nachdem neben der An- und Abstiegsgeschwindigkeit der Schwallwellen auch die maximale Wellenamplitude verringert werden kann. Bei Schwallausleitungskraftwerken die aufgrund einer begrenzten Ausleitungskapazität temporär oder permanent nicht dazu in der Lage sind, die Schwallwellen in vollem Umfang auszuleiten, bleibt im Gewässer – vergleichbar mit Dämpfungsbecken – eine hydrologische Beeinflussung vorhanden. Die im Fluss verbleibende Schwallbelastung ist vom Umfang der Ausleitungskapazität und der

Betriebsweise des Schwallausleitungskraftwerks abhängig. Bei der Interpretation von Ausleitungsszenarien, die keiner Totalausleitung (Wirkungsszenario A – vgl. Kapitel 2.2.1) entsprechen, kann wie bei der Interpretation von Dämpfungsszenarien (vgl. Kapitel 4.5.3) vorgegangen werden, wobei die Berücksichtigung der maximalen Wellenamplitude in räumlich/zeitlich diskretisierter Form – als maßgeblicher Parameter zur Beschreibung schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität – die ökologische Interpretation vereinfachen und zudem verfeinern könnte (vgl. Kapitel 5).

Abbildung 22 Situation bei einer Totalausleitung der Schwallwellen durch ein Schwallausleitungskraftwerk (Wirkungsszenario Totalausleitung vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)



Durch die Totalausleitung der Schwallwellen werden sowohl das Drift- und Strandungsrisiko als auch der schwallbedingte Einfluss auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität auf null reduziert. Die Detailplanung von Maßnahmen zur flusstypischen Erhöhung der hydromorphologischen Variabilität könnte ohne die Berücksichtigung etwaiger Auswirkungen von anthropogen erzeugten Abflussschwankungen erfolgen (vgl. Abbildung 22). Diese umfassenden Auswirkungen spiegeln sich durch das im Vergleich zu den anderen behandelten Maßnahmen höchste Verbesserungspotential wider (vgl. Abbildung 19), womit diese Maßnahme im fiktiven Fallbeispiel aus ökologischer Sicht

grundsätzlich zu priorisieren ist. Der Umfang der prognostizierten ökologischen Auswirkungen kann in weiterer Folge durch die Ergebnisse von in situ erhobenen Monitoring-Daten (Prä- und Postmonitoring) überprüft werden (vgl. Technischer Bericht I und IV).

Neben den positiven Auswirkungen des Schwallausleitungskraftwerks sind allerdings auch weitere ökologische Effekte zu berücksichtigen. Durch die Ausleitung der Schwallwellen entsteht im fiktiven Fallbeispiel zwischen Speicherkraftwerk 1 und der Rückleitung des Triebwassers eine Restwasserstrecke. Die Restwasserdotations muss – dem Stand der Technik entsprechend – ökologisch optimiert werden. Außerdem sollte berücksichtigt werden, dass die ausgeleiteten Schwallwellen flussab des Untersuchungsgebietes wieder in ein Fließgewässer eingeleitet werden und dort potentiell zu schwallbedingten negativen ökologischen Auswirkungen führen. Das optimale Gewässer zur Wiedereinleitung ist grundsätzlich ein größeres stehendes Gewässer, da die Schwallwellen dort aufgrund der Seeretention maßgeblich gedämpft werden können. Dies ist im fiktiven Fallbeispiel nicht der Fall. Nachdem der Fluss, in welchen die Schwallwellen des Schwallausleitungskraftwerks rückgeleitet werden sollen, erheblich größer ist, als das ursprünglich durch Speicherkraftwerk 1 beeinflusste Gewässer, ist aber davon auszugehen, dass die Schwallbelastung nicht ausschließlich verlagert, sondern – aufgrund der vergleichsweise geringeren resultierenden Wasserspiegelschwankungen im größeren Gewässer – insgesamt eine maßgebliche Verringerung der Schwallbelastung erzielt werden kann. Außerdem besteht unter Umständen die Möglichkeit, die durch das Schwallausleitungskraftwerk bedingte Schwallbelastung durch zusätzliche Maßnahmen zu verringern. Dies sollte im Rahmen einer das Schwallausleitungskraftwerk betreffenden Machbarkeitsstudie näher untersucht werden. Die aus den Ergebnissen abgeleiteten Maßnahmen sollten bereits im Planungsprozess berücksichtigt und gemeinsam mit der Errichtung des Schwallausleitungskraftwerkes umgesetzt werden.

4.5.5 Kombination von mehreren direkten Maßnahmen

Die Maßnahmen betriebliche Einschränkungen, Dämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerke werden im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes grundsätzlich getrennt voneinander betrachtet, um die unterschiedlichen ökologischen sowie energiewirtschaftlichen Auswirkungen aufzeigen und vor dem Hintergrund einer Praxisanwendung der Bewertungsmethode interpretieren zu können. Das Bewertungsinstrument kann allerdings auch herangezogen werden, um die zu

erwartenden Auswirkungen von Szenarien-Kombinationen unterschiedlicher Maßnahmen zu evaluieren. Dabei sind die maßnahmenspezifischen Auswirkungen der kombinierten Wirkungsszenarien (vgl. Kapitel 2.2.1) additiv zu betrachten (vgl. Formel 6).

Beispielsweise kann ein partiell wirksames Schwallausleitungskraftwerk, welches aufgrund der Ausleitungskapazität die maximale Schwallamplitude auf 50% des aktuellen Wertes verringern kann und auch die An- und Abstiegsgeschwindigkeit dementsprechend begrenzt (entspricht Wirkungsszenario D) mit einem Szenario E – Dämpfungsbecken (entspricht einer Verringerung auf 75% der maximalen aktuellen An- und Abstiegsgeschwindigkeit) kombiniert werden, womit zu erwarten ist, dass die im Gewässer zu beobachtenden An- und Abstiegsgeschwindigkeiten in Summe in der Größenordnung eines Szenario C – Dämpfungsbeckens (entspricht einer Verringerung auf 25% des maximalen aktuellen Wertes) liegen werden. Auch die energiewirtschaftlichen Auswirkungen der Maßnahmen sind dementsprechend additiv zu betrachten.

Eine weitere denkbare Szenarien-Kombination wäre die Kombination eines Dämpfungsbeckens und die Optimierung der Bewirtschaftung von bestehendem Retentionsraum. Im fiktiven Fallbeispiel könnte unter Umständen die Kombination eines Dämpfungsbeckens bei Speicherkraftwerk 1 und einer hinsichtlich Schwalldämpfung optimierten Bewirtschaftung des im Stauraum des Laufkraftwerkes vorhandenen Retentionsvolumens eine sinnvolle Lösung darstellen (vgl. Abbildung 4). Die hydrologischen Auswirkungen dieser Szenarien-Kombination sind allerdings räumlich zu diskretisieren, indem die Wirkung des Dämpfungsbeckens unmittelbar flussab der Schwalleinleitung bzw. die Wirkung des zur Schwalldämpfung genutzten Stauvolumens erst flussab vom Laufkraftwerk eintritt.

Zusammenfassend erlaubt die SuREmMa+ Bewertungsmethode – in Abhängigkeit der Bedingungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet – „maßgeschneiderte“ Szenarien-Kombinationen unterschiedlicher Maßnahmen zu definieren und zu bewerten.

4.6 Abwägungs- und Entscheidungsprozess

Das wesentliche Ziel des SuREmMa+ Forschungsprojektes ist es, eine auf Einzugsgebiets- und Teileinzugsgebietsebene nachvollziehbare **Entscheidungsgrundlage** zu schaffen, um Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen ableiten und anhand ökologischer und

energiewirtschaftlicher Kriterien konsistent bewerten zu können (vgl. Abbildung 23). **Im folgenden Kapitel wird ein möglicher Abwägungs- und Entscheidungsprozess für das fiktive Fallbeispiel (vgl. Kapitel 2.3) skizziert.**

Abbildung 23 SuREmMa+ Bewertungsmethode als Grundlage für den Abwägungs- und entscheidungsprozess zur Definition



Beim Abwägungs- und Entscheidungsprozess zur Definition des guten ökologischen Potentials sind die zu erwartenden ökologischen Auswirkungen einer Maßnahme den energiewirtschaftlichen Auswirkungen gegenüber zu stellen. Das gute ökologische Potential wird durch jene Maßnahmen definiert, welche

- keine signifikanten Auswirkungen auf die Nutzung haben,
- technisch grundsätzlich umsetzbar sind und
- den relativ größten sowie einen mehr als geringfügigen ökologischen Nutzen aufweisen.

Die durch die Maßnahmenumsetzung entstehenden Kosten, stellen bei der Definition des Zielzustandes grundsätzlich kein Kriterium dar (vgl. Kapitel 2.1). Sollten die Kosten der für

die Erreichung des guten ökologischen Potentials umzusetzenden Maßnahmen allerdings als unverhältnismäßig hoch beurteilt werden, so kann eine Ausnahme gemäß Artikel 4.4 bzw. 4.5 der EU-Wasserrahmenrichtlinie erforderlich sein.

Die Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode soll die grundlegenden Informationen für den Abwägungs- und Entscheidungsprozess bereitstellen.

4.6.1 Direkte Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung

4.6.1.1 Betriebliche Einschränkungen

Durch betriebliche Einschränkungen kann prinzipiell jedes Wirkungsszenario umgesetzt werden (vgl. Abbildung 3 – a, b, c, d, e) und damit – in Abhängigkeit des Maßnahmenumfangs – prinzipiell jede Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen erreicht werden.

Allerdings führen betriebliche Einschränkungen im Allgemeinen bereits bei relativ geringem Maßnahmenumfang und selbst bei temporären Begrenzungen zu einer signifikanten Einschränkung der Nutzung sowie zu maßgeblichen negativen betriebswirtschaftlichen Effekten (vgl. Tabelle 17 und Tabelle 15). Betriebliche Einschränkungen sind daher in der Regel nachrangig zu Schwallausleistungskraftwerken und Schwalldämpfungsbecken zu betrachten. Sollten die anderen Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen aber nicht umsetzbar sein, wäre anhand der energiewirtschaftlichen Bewertungsergebnisse festzulegen, ab welchem Szenario eine signifikante Einschränkung der Nutzung vorliegt.

Anschließend können die ökologischen Auswirkungen des – in Abhängigkeit der zu erwartenden Einschränkung der Nutzung – maximal erreichbaren Wirkungsszenarios eingestuft werden. Sollten durch dieses Wirkungsszenario mehr als geringfügige ökologische Auswirkungen zu erwarten sein (vgl. Kapitel 4.6.1.2 und 4.6.1.3), wäre eine dementsprechende betriebliche Einschränkung gemäß den gesetzlichen Rahmenbedingungen umzusetzen (vgl. Kapitel 2.1).

4.6.1.2 Dämpfungsbecken

Die Errichtung eines Dämpfungsbeckens (oder die Optimierung der Bewirtschaftung von bestehendem Retentionsraum) hat in der Regel keine Auswirkung auf die Nutzung, nachdem der Kraftwerksbetrieb von dieser Maßnahme im Allgemeinen nicht beeinflusst wird (vgl. Tabelle 19). Diese Maßnahme stellt daher – gemäß den gesetzlichen Rahmenbedingungen (vgl. Kapitel 2.1) – grundsätzlich eine zur Erreichung des Zielzustandes erforderliche Maßnahme dar, wenn durch die Umsetzung mehr als geringfügige ökologische Auswirkungen zu erwarten sind.

Im Vergleich zu Schwallausleitungskraftwerken kann die maximale Schwallamplitude durch ein Dämpfungsbecken jedoch nicht, oder lediglich in sehr begrenztem Umfang, verringert werden. Das ökologische Verbesserungspotential eines Dämpfungsbeckens ist daher meist geringer (vgl. Abbildung 17), als bei einer Schwallausleitung (vgl. Abbildung 18). In diesem Fall wären Dämpfungsbecken aus ökologischer Sicht als nachrangig zu betrachten. Sollte ein Schwallausleitungskraftwerk (z. B. aus technischen Gründen) nicht umsetzbar sein, wäre im nächsten Schritt festzulegen, welche Größe ein Dämpfungsbecken haben müsste, damit die ökologischen Auswirkungen als mehr als geringfügig einzustufen sind, um in weiterer Folge das gute ökologische Potential definieren zu können.

Im Falle des fiktiven Fallbeispiels, sind die zu erwartenden ökologischen Auswirkungen eines Szenario B1-Dämpfungsbeckens (und aller darüberhinausgehenden Szenarien) jedenfalls als maßgeblich einzustufen (vgl. Kapitel 4.5.3). Auch das Verbesserungspotential eines Szenario C-Dämpfungsbeckens ist im Vergleich zu den Szenarien B1, B2 und B3 noch vergleichsweise hoch (vgl. Abbildung 17), womit auch bei diesem Szenario von mehr als geringfügigen ökologischen Auswirkungen auszugehen ist. Ob im fiktiven Fallbeispiel die ökologischen Auswirkungen eines Szenario E oder D-Dämpfungsbeckens als mehr als geringfügig einzustufen sind, ist davon abhängig, wie hoch die von Speicherkraftwerk 2 ausgehende Schwallbelastung ist (bzw. welche Maßnahmen bei Speicherkraftwerk 2 umgesetzt werden können um die Schwallbelastung zu verringern), nachdem die Entschärfung der hydrologische Situation durch die Errichtung eines Szenario E oder D- Dämpfungsbeckens bei Speicherkraftwerk 1 hauptsächlich die Gewässerstrecke flussab von Speicherkraftwerk 2 betrifft. Die potentiell erzielbaren ökologischen Auswirkungen könnten somit in großem Umfang von Speicherkraftwerk 2 konterkariert werden. Um die ökologischen Auswirkungen eines Szenario E oder D-Dämpfungsbeckens definieren zu

können, müssen daher die Ergebnisse mehrerer Machbarkeitsstudien verschnitten werden (vgl. Kapitel 4.6.3).

Nachdem gemäß den gesetzlichen Rahmenbedingungen jenes Dämpfungsbecken umzusetzen ist, welches den relativ größten ökologischen Nutzen aufweist, wäre im fiktiven Fallbeispiel (im Falle das kein adäquates Schwallausleitungskraftwerk errichtet werden könnte) zur Erreichung des guten ökologischen Potentials grundsätzlich das größtmögliche Dämpfungsbecken umzusetzen, welches zu mehr als geringfügigen ökologischen Auswirkungen führen würde (in Abhängigkeit der Umsetzbarkeit: Szenario C bis B3).

Die betriebswirtschaftlichen Effekte der Szenarien C, B1, B2 und B3 liegen für das fiktive Fallbeispiel mit den exemplarisch unterstellten energiewirtschaftliche Randbedingungen in der Größenordnung zwischen -0,26 (Szenario B1) und -0,85 (Szenario B3) Mio. €/a (vgl. Tabelle 19). Sollten die betriebswirtschaftlichen Effekte als unverhältnismäßig hoch beurteilt werden, kann eine Ausnahme nach Art. 4.4 oder 4.5 WRRL erforderlich sein.

4.6.1.3 Schwallausleitungskraftwerke

Durch die Errichtung eines Schwallausleitungskraftwerkes kann in der Regel im Vergleich zu den anderen direkten Maßnahmen das höchste ökologische Verbesserungspotential erzielt werden (vgl. Kapitel 4), wodurch diese Maßnahme aus ökologischer Sicht grundsätzlich prioritär zu behandeln ist. Aus energiewirtschaftlicher und systemrelevanter Sicht zeigt ein Schwallausleitungskraftwerk positive systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte. Nachdem die Nutzung durch diese Maßnahme nicht eingeschränkt wird, stellt die Errichtung eines Schwallausleitungskraftwerkes gemäß den gesetzlichen Rahmenbedingungen (vgl. Kapitel 2.1) grundsätzlich eine zur Erreichung des Zielzustandes erforderliche Maßnahme dar, wenn die technische Möglichkeit dazu gegeben ist und von mehr als geringfügigen ökologischen Auswirkungen auszugehen ist. Bei der Einstufung der szenarienspezifischen ökologischen Auswirkung (geringfügig/mehr als geringfügig) kann, wie im Kapitel 4.6.1.2 für Dämpfungsszenarien erläutert wird, vorgegangen werden.

Das Schwallausleitungskraftwerk im fiktiven Fallbeispiel ist so definiert, dass eine Totalausleitung der Schwallwellen von Speicherkraftwerk 1 möglich ist, womit im Untersuchungsgebiet das höchste ökologische Verbesserungspotential (vgl. Abbildung 19)

erzielt werden kann und die ökologischen Auswirkungen jedenfalls als mehr als geringfügig einzustufen sind (vgl. Kapitel 4.5.4). Das Schwallausleitungskraftwerk müsste im fiktiven Fallbeispiel zur Erreichung des guten ökologischen Potentials daher grundsätzlich errichtet werden.

Allerdings ist das Kraftwerk bei den zu erwartenden negativen betriebswirtschaftlichen Effekten von -2,73 Mio. €/a nicht wirtschaftlich zu betreiben (vgl. Tabelle 18). Sollten diese betriebswirtschaftlichen Effekte als unverhältnismäßig hoch beurteilt werden, kann eine Ausnahme nach Art. 4.4 oder 4.5 WRRL erforderlich sein.

4.6.2 Indirekte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Die vorliegende Bewertungsmethode ermöglicht es, die ökologischen Auswirkungen einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen abzuschätzen (vgl. Kapitel 3.2.4) und daraus die Rahmenbedingungen für die Detailplanung der indirekten Maßnahmen räumlich diskretisiert abzuleiten (vgl. Kapitel 4.5).

Indirekte Maßnahmen haben grundsätzlich keine Auswirkungen auf die – im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes prioritär betrachtete – Gewässernutzung der Spitzenstromerzeugung, nachdem der Kraftwerksbetrieb von diesen Maßnahmen nicht beeinflusst wird. Indirekte Maßnahmen stellen daher gemäß den gesetzlichen Rahmenbedingungen (vgl. Kapitel 2.1) zur Erreichung des Zielzustandes erforderliche Maßnahmen dar, wenn eine Umsetzung technisch möglich ist, mehr als geringfügige ökologische Auswirkungen zu erwarten sind und keine anderen Nutzungen signifikant beeinträchtigt werden (z. B. Hochwasserschutz).

Zwischen indirekten Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung und flussbaulichen Maßnahmen, die im Allgemeinen zur Verringerung der Auswirkungen von Gewässerregulierungen umgesetzt werden, und damit vorrangig nicht die Gewässernutzung Spitzenstromerzeugung betreffen, besteht allerdings ein grundlegender Zusammenhang. Indirekte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen sind aufgrund ihrer Zielsetzung definitionsgemäß der Gewässernutzung Spitzenstromerzeugung zuzuordnen. Mit Ausnahme der Errichtung von (technischen) Ersatzlebensräumen ist jedoch eine gewisse grundsätzliche Habitatverfügbarkeit und -qualität im Gewässer die Voraussetzung für indirekte

Maßnahmen. Durch ein Extrembeispiel kann dieser Zusammenhang plakativ veranschaulicht werden: In einem Gewässerabschnitt der aus morphologisch/sedimentologischer Sicht eher als Kanal und nicht als Fluss zu bezeichnen wäre (z. B. gepflasterte Sohle mit ausbetonierten Fugen, senkrechte Uferwände, etc.), ist die Habitatverfügbarkeit im Vergleich zum ursprünglichen morphologischen Flusstyp verschwindend gering. Hier müssten durch die Umsetzung von diversen flussbaulichen Maßnahmen zuerst Habitate geschaffen werden, damit indirekte Maßnahmen zur Verringerung einer Schwallbelastung eine ökologische Wirkung zeigen könnten. In der Praxis wird daher eine enge Abstimmung zwischen den für die Umsetzung von „klassischen morphologischen Maßnahmen“ verantwortlichen Stellen und den Energieversorgungsunternehmen erforderlich sein, um möglichst effiziente indirekte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen realisieren zu können.

Zusammenfassend sind indirekte Maßnahmen zur Verringerung der Schwallbelastung definitionsgemäß der Gewässernutzung Spitzenstromerzeugung zuzuordnen und führen zu keinen signifikanten Auswirkungen auf diese Gewässernutzung. Die ökologischen Auswirkungen indirekter Maßnahmen sollten jedenfalls dann als mehr als geringfügig eingestuft werden, wenn in einem Gewässerabschnitt von einer grundsätzlichen Verfügbarkeit von Habitaten ausgegangen werden kann und aufgrund von direkten Maßnahmen aus ökologischer Sicht eine maßgebliche Verbesserung zu erwarten ist. Für Gewässerstrecken, in welchen dies nicht der Fall ist, sollten indirekte Maßnahmen in einem ersten Schritt als „potentiell mehr als geringfügig“ eingestuft werden, um im Rahmen einer darauffolgenden Detailstudie die Umsetzbarkeit indirekter Maßnahmen sowie die dadurch zu erwartenden ökologischen Auswirkungen im Detail zu untersuchen, wobei neben der Gewässernutzung Spitzenstromerzeugung auch potentielle Auswirkungen auf andere Gewässernutzungen (z. B. Hochwasserschutz) zu berücksichtigen sind. Wenn die Umsetzbarkeit gegeben ist und mehr als geringfügige ökologische Auswirkungen zu erwarten sind, ist die Umsetzung indirekter Maßnahmen für die Erreichung des guten ökologischen Potentials erforderlich.

4.6.3 Mehrere Schwalleinleitungen im Untersuchungsgebiet

Wenn in einem Untersuchungsgebiet mehrere Schwalleinleitungen bestehen und somit eine multiple Schwallbelastung vorliegt (vgl. Abbildung 4 – Gewässerstrecke flussab von Speicherkraftwerk 2), kann davon ausgegangen werden, dass sich die ökologischen

Auswirkungen einzelner Kraftwerke überlagern. Der Anteil der Kraftwerke an den ökologischen Auswirkungen hängt im Wesentlichen von der Schwall-Intensität und/oder Schwall-Frequenz der beteiligten Kraftwerke ab. Nachdem in der EU-Wasserrahmenrichtlinie das Verursacherprinzip verankert ist (European Commission, 2018), wird im Falle mehrerer Schwalleinleitungen die Ausarbeitung der Machbarkeitsstudien aller betroffenen Kraftwerke erforderlich sein, um das gute ökologische Potential definieren zu können. Bei der Verschneidung der Ergebnisse der einzelnen Machbarkeitsstudien sollte folgendermaßen vorgegangen werden: Erstellung der Machbarkeitsstudien für die einzelnen Schwalleinleitungen und Definition der zur Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen unter vorläufiger Nichtbeachtung der weiteren Schwalleinleitungen.

- Verschneidung sämtlicher aus Sicht der spezifischen Schwalleinleitungen für die Erreichung des Zielzustandes umzusetzenden Maßnahmen, indem die nach Maßnahmenumsetzung zu erwartende im Gewässer verbleibende Schwallbelastung, räumlich diskretisiert, für das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt wird.
- Analyse der zu erwartenden Wechselwirkungen zwischen den aus Sicht der einzelnen Schwalleinleitungen umzusetzenden Maßnahmen und Überarbeitung der Maßnahmendefinition für das gesamte Untersuchungsgebiet, wobei einerseits potentielle Synergieeffekte identifiziert werden sollten, aber andererseits auch konterkarierende Effekte identifiziert werden, um zu verhindern, dass Maßnahmen umgesetzt werden, deren ökologische Wirkung sich nicht entfalten kann.

Zum Beispiel ist im fiktiven Fallbeispiel aus fischökologischer Sicht davon auszugehen, dass das Jungfischauftreten durch die Umsetzung eines Szenario B1-Dämpfungsbeckens vor allem in der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes, insbesondere zwischen Flusskilometer 2 und 5 bzw. 6 und 12, maßgeblich erhöht werden könnte (vgl. Kapitel 4.5.3). Der Abschnitt zwischen Flusskilometer 2 und 5 liegt allerdings im Einflussbereich von Speicherkraftwerk 2 (vgl. Abbildung 4). Bei der Interpretation der Bewertungsergebnisse der Machbarkeitsstudie für Speicherkraftwerk 2 ist dementsprechend zu berücksichtigen, dass Synergieeffekte mit dem B1-Dämpfungsbecken bei Speicherkraftwerk 1 bestehen, wenn die von Speicherkraftwerk 2 ausgehende Schwallbelastung soweit verringert werden kann, dass die ökologischen Auswirkungen des B1-Dämpfungsbeckens nicht konterkariert werden. Sollte dies (z. B. aufgrund einer geringen Grundstücksverfügbarkeit) nicht möglich sein, verringert sich die zu erwartende ökologische Auswirkung des B1-Dämpfungsbeckens bei Speicherkraftwerk 1.

Umgekehrt könnte unter bestimmten Umständen allerdings auch die Umsetzung eines Dämpfungsszenarios mit – aus der Sicht der spezifischen Schwallenleitung – eher geringfügigen ökologischen Auswirkung sinnvoll sein. Wenn im fiktiven Fallbeispiel z. B. bei Speicherkraftwerk 1 aufgrund der Grundstücksverfügbarkeit nur ein Dämpfungsbecken mit geringem Maßnahmenumfang (z. B. Szenario E oder D) und einem dementsprechend geringen Verbesserungspotential umgesetzt werden kann, könnte diese Maßnahme – aus Sicht der Einzugsgebietenbetrachtung – trotzdem sinnvoll sein, wenn dadurch verhindert werden kann, dass die ökologische Wirkung einer Maßnahme mit dem Ziel, die von Speicherkraftwerk 2 ausgehende Schwallbelastung zu verringern, konterkariert wird. Entscheidend ist die kumulative Wirkung aller umsetzbarer Maßnahmenkombinationen im Gewässersystem.

Zusammenfassend wird im Falle von mehreren Schwallenleitungen im Untersuchungsgebiet die Ausarbeitung der Machbarkeitsstudien aller betroffenen Kraftwerke und eine Verschneidung der Bewertungsergebnisse erforderlich sein, um das gute ökologische Potential definieren zu können.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes wurde eine auf Einzugsgebiets- und Teileinzugsgebietsebene nachvollziehbare Entscheidungsgrundlage geschaffen, um Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten negativen ökologischen Auswirkungen anhand ökologischer und energiewirtschaftlicher Kriterien konsistent bewerten zu können. Die Ergebnisse einer auf SuREmMa+ basierenden integrativen Maßnahmenbewertung können insbesondere für die Erstellung von Machbarkeitsstudien als Grundlage einer nachvollziehbaren Zieldefinition des guten ökologischen Potentials herangezogen werden und sollen den Abwägungs- und Entscheidungsprozess zwischen Behörden und Energieversorgungsunternehmen unterstützen und somit sowohl aus ökologischer als auch energiewirtschaftlicher Sicht zu einem möglichst effizienten Sanierungsweg im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie beitragen.

Die ökologische und energiewirtschaftliche Bewertungsmethode wurde im Vergleich zum Vorgängerprojekt SuREmMa zusätzlich zur Bewertung des Strandungsrisikos von Fischlarven und frühen Juvenilstadien gemäß Stand des Wissens erweitert. Auswirkungen von Schwallbelastungen sind aus heutiger Sicht in erster Linie für Makrozoobenthos und Fische wissenschaftlich dokumentiert und beschrieben. Dementsprechend basiert die SuREmMa+ Bewertungsmethode gleichwertig auf diesen beiden Qualitätselementen gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bezugnehmend auf die aktuell bekannten schwallbedingten ökologischen Auswirkungen wurden folgende Bewertungskriterien definiert:

- Bewertungskriterium 1: Verminderung des Strandungsrisikos für Gewässerorganismen
- Bewertungskriterium 2: Verminderung des Driftrisikos für Gewässerorganismen
- Bewertungskriterium 3: Verminderung der schwallbedingten Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität

Im Gegensatz zur energiewirtschaftlichen Bewertungsmethode bleiben hinsichtlich der ökologischen Bewertungsmethode nach wie vor Wissenslücken und Unsicherheiten bestehen. So stellt es einerseits eine Herausforderung dar, die einzelnen ökologischen Bewertungskriterien, deren Einflüsse sich von Gewässer zu Gewässer unterscheiden können, im Modellansatz der Bewertungsmethode realitätsnah zu gewichten.

Andererseits ist davon auszugehen, dass zwischen den einzelnen Bewertungskriterien und den betrachteten Organismengruppen erhebliche Wechselwirkungen auftreten können. Zudem sind vor allem für das Makrozoobenthos, aber auch für Fische nur wenige artspezifische Intensitätsschwellenwerte zur konkreten Beurteilung schwallbedingter Auswirkungen bekannt. Beispielsweise bestehen bei der Bewertung schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und –qualität, im Vergleich zu den Bewertungskriterien Strandungs- und Driffrisiko, die größten Wissenslücken und Unsicherheiten. Dieses Bewertungskriterium konnte daher im Rahmen des SuREmMa+ Forschungsprojektes nicht, wie die beiden anderen Bewertungskriterien, in räumlich und zeitlich diskretisierter Form in die Bewertung einfließen. Aber auch hinsichtlich der Bewertungskriterien Strandungs- und Driffrisiko soll der Bezug zwischen den hydrologischen Intensitätsbereichen (insbesondere zum Intensitätsbereich $<0,1$ cm/min) und den dadurch erwarteten ökologischen Verbesserungen validiert und gegebenenfalls angepasst werden. Zudem fehlt bis dato eine exakte Definition zur Abgrenzung des Untersuchungsgebietes in welchem die Wirkung von Maßnahmen zur Verminderung von kraftwerksspezifischen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen zu bewerten ist. Die Bewertungsmethode soll im Rahmen des geplanten Forschungsprojektes – ÖkoResch – dahingehend vervollständigt werden.

Zusammenfassend besteht weiterhin Forschungsbedarf, um die systematischen ökologischen Zusammenhänge als Grundlage für die Erstellung von Machbarkeitsstudien bzw. in weiterer Folge für einen effizienten Sanierungsweg besser interpretieren zu können. Die SuREmMa+ Bewertungsmethode ist daher prinzipiell so aufgebaut, dass sie mit verhältnismäßig geringem Aufwand anhand von neuen Erkenntnissen adaptiert werden kann. Um eine flächendeckende Anwendung der Bewertungsmethode sicherstellen bzw. eine endgültige Definition der Bewertungsmethode festlegen zu können, sollte die SuREmMa+ Bewertungsmethode in weiterer Folge exemplarisch an den wesentlichen schwallbedingten Belastungssituationen Österreichs (z. B. unterschiedliche betroffene Gewässertypen, unterschiedliche Intensitäten der Schwallbelastung) angewandt werden. Dies soll u. A. im Rahmen des geplanten Forschungsprojektes ÖkoResch, in welchem die Grundlagen für einen national anwendbaren Praxisleitfaden geschaffen werden sollen, erfolgen.

Ausgehend von den SuREmMa+ Bewertungsergebnissen bzw. den daraus erstellten Machbarkeitsstudien als Grundlage einer nachvollziehbaren Definition des guten ökologischen Potentials, sollten die für die Erreichung des Zielzustandes grundsätzlich geeigneten Maßnahmenzenarien schrittweise umgesetzt und die abiotischen und

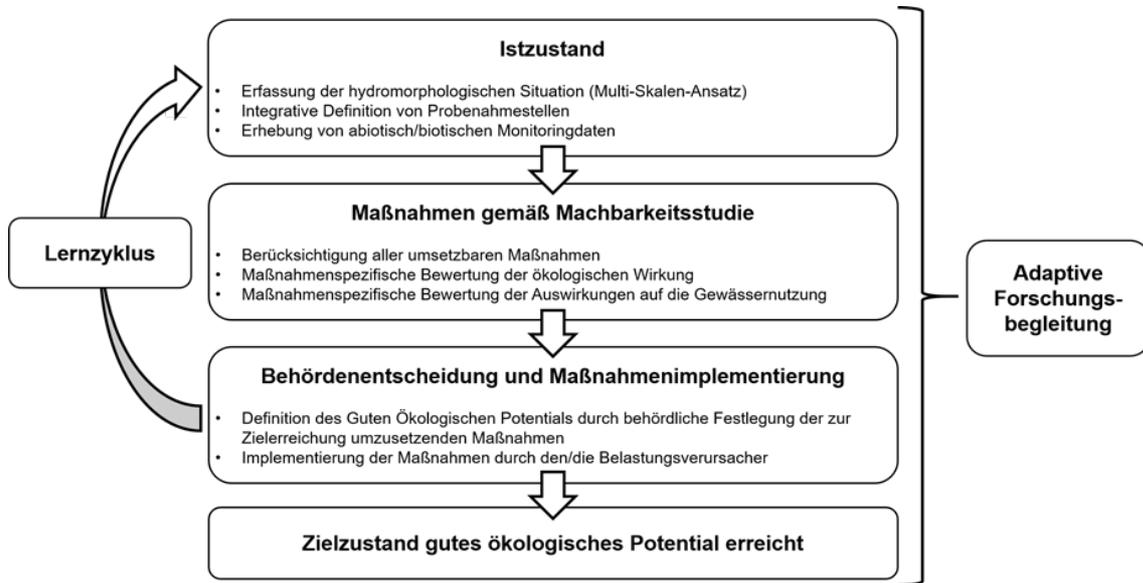
biotischen Auswirkungen in situ erhoben werden. Die dadurch gewonnenen gewässerspezifischen Erkenntnisse sollten im Sinne eines adaptiven Managements direkt in den weiteren Sanierungsweg einfließen. Im Rahmen einer adaptiven Forschungsbegleitung sollte zuerst auf die Umsetzung von Maßnahmenzenarien fokussiert werden,

- die eine potenziell hohe Effizienz (hohe prognostizierte ökologische Wirkung/möglichst geringe Auswirkung auf die Gewässernutzung) zeigen,
- deren ökologische Auswirkungen aufgrund des aktuellen Stand des Wissens vergleichsweise konkret zu prognostizieren sind, und
- deren Umsetzung hohe Realisierungschancen bzw. keine oder nur geringfügige Auswirkungen auf die energiewirtschaftliche Gewässernutzung hat.

Durch ein dem aktuellen Forschungsstand entsprechendes detailliertes abiotisch/biotisches Prä- und Postmonitoring-Programm, welches als Ergänzung zu bestehenden Monitoringmethoden die zeitnahe Evaluierung der umgesetzten Maßnahme erlaubt (vgl. Technischer Bericht I, II und IV), sollen die gewonnenen Praxiserfahrungen dokumentiert und wissenschaftlich ausgewertet werden, bevor der Sanierungsweg fortgesetzt wird (vgl. Abbildung 24).

Die in den „Lernzyklen“ erhobenen Daten und wissenschaftlich abgesicherten Erkenntnisse können fallspezifisch herangezogen werden, um die Erreichung des Zielzustandes zu dokumentieren und bilden eine wesentliche Grundlage für die Zielerreichung in anderen schwallbelasteten Gewässerstrecken. Außerdem können zur Erreichung des Zielzustandes punktuell erforderliche weitere Maßnahmen zielgerichtet festgelegt werden.

Abbildung 24 Arbeits- und Analyseschritte bis zum Zielzustand gutes ökologisches Potential mit adaptiver Forschungsbegleitung



6 Literatur

Armstrong, J. D., & K. H. Nislow, 2006. Critical habitat during the transition from maternal provisioning in freshwater fish, with emphasis on Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *J Zoology* 269: 403-413.

Auer, S., N. Fohler, B. Zeiringer, & S. Führer, 2014. Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik. Drift und Stranden von Äschen und Bachforellen während der ersten Lebensstadien. Wien.

Auer, S., B. Zeiringer, S. Führer, D. Tonolla, & S. Schmutz, 2017. Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of The Total Environment* 575: 1515-1521.

Bachman, R. A., 1984. Foraging Behavior of Free-Ranging Wild and Hatchery Brown Trout in a Stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 1-32.

Baumann, P., 2004. Rhone-Thur-Projekt. Schlussbericht Rhone Ist-Zustand. Subprojekt I-6: Revitalisierung und Benthos der Rhone. Zürich.

Baumann, P., & I. Klaus, 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes: Ergebnisse einer Literaturstudie. Bern.

Best, J., 2019. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geoscience* 12: 7-21.

BMLFUW, 2007. Hydrologischer Atlas Österreichs. 1. Lieferung 2003. 2. Lieferung 2005. 3. Lieferung 2007. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW, 2010. Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich. Wien.

BMLFUW, 2012. Österreichischer Wasserkatalog Wasser schützen – Wasser nutzen
Kriterien zur Beurteilung einer nachhaltigen Wasserkraftnutzung. Wien.

BMLFUW, 2015. Leitfaden zur Bewertung Erheblich Veränderter Gewässer – Biologische
Definition des Guten Ökologischen Potentials. Wien.

BMLFUW, 2017. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Internationale und
Bilaterale Koordinierung, Wien.

Bradford, M. J., G. C. Taylor, J. A. Allan, & P. S. Higgins, 1995. An experimental study of
the stranding of juvenile coho salmon and rainbow trout during rapid flow de-creases
under winter conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 473-479.

Bretschko, G., & O. Moog, 1990. Downstream Effects of Intermittent Power Generation.
Water Science and Technology 22: 127-135.

Brittain, J. E., & T. J. Eikeland, 1988. Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia* 166: 77-
93.

Brooker, M. P., & R. J. Hemsworth, 1978. The effect of the release of an artificial
discharge of water on invertebrate drift in the R. Wye, Wales. *Hydrobiologia* 59: 155-163.

Bruno, M. C., B. Maiolini, M. Carolli, & L. Silveri, 2009. Impact of hydropeaking on
hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Annales de Limnologie –
International Journal of Limnology* 45: 157–170.

Cabaltica, A., & I. Kopecki, 2013. Assessment of hydropeaking impact on
macrozoobenthos using Habitat Modelling Approach. *Civil and Environmental Research* 3:
8-17.

Céréghino, R., P. Cugny, & P. Lavandier, 2002. Influence of intermittent hydropeaking on
the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream.
International Review of Hydrobiology 87: 47-60.

Church, M., 2006. Bed material transport and the morphology of alluvial river channels.
Annual Review of Earth and Planetary Sciences 34: 325-354.

Crisp, D. T., 1991. Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *S. salar* L.-111. Effects of developmental stage and day and night upon dispersal. *J Fish Biology* 39: 371-381.

Cushman, R. M., 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.

Elliott, J. M., 1967. Invertebrate drift in a Dartmoor stream. *Archiv Fur Hydrobiologie* 63: 202-237.

European Commission, 2018. Commission Decision (EU) 2018/229 of 12 February 2018 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Commission Decision 2013/480/EU (notified under document C(2018) 696)Text with EEA relevance. EU official Journal of the European Communities L47 1-91.

Europäische Kommission, 2020. Leitfaden Nr. 37: Schritte zur Bestimmung und Bewertung des ökologischen Potenzials zur Verbesserung der Vergleichbarkeit von erheblich veränderten Wasserkörpern. 2020.12.16:
<https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/91eea713-1225-49b1-821d-db1de3aa0deb/details>

Flodmark, L. E. W., 2004. Hydropeaking - a potential threat or just a nuisance? Experiments with daily discharge fluctuations and their effects on juvenile salmonids. A collection of IV papers. Faculty of Mathematics and Natural Sciences. University of Oslo.

Flodmark, L. E. W., H. A. Urke, J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv, L. A. Vollestad, & A. B. S. Poleo, 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. *Journal of Fish Biology* 60: 238-248.

Frings, R. M., N. Gehres, M. Promny, H. Middelkoop, H. Schüttrumpf, & S. Vollmer, 2014. Today's sediment budget of the Rhine River channel, focusing on the Upper Rhine Graben and Rhenish Massif. *Geomorphology* 204: 573-587.

Gaudin, P., & P. Sempeski, 2001. The role of river bank habitat in the early life of fish: the example of grayling, *Thymallus thymallus*. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology* 1: 203-208.

Gibbins, C., D. Vericat, & R. J. Batalla, 2007. When is stream invertebrate drift catastrophic? The role of hydraulics and sediment transport in initiating drift during flood events. *Freshwater Biology* 52: 2369-2384.

Gostner, W., M. Alp, A. J. Schleiss, & C. T. Robinson, 2013. The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. *Hydrobiologia* 712: 43-60.

Graf, W., P. Leitner, O. Moog, C. Steidl, G. Salcher, G. Ochsenhofer, & K. Müllner, 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. 67–101.

Greimel, F., B. Grün, B. Zeiringer, S. Führer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, N. Höller, C. Hauer, & S. Schmutz, in prep. Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves – a method proposal.

Greimel, F., J. Neubarth, M. Fuhrmann, S. Führer, H. Habersack, M. Haslauer, C. Hauer, P. Holzapfel, S. Auer, M. Pflieger, S. Schmutz, & B. Zeiringer, 2017a. SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien.

Greimel, F., B. Zeiringer, C. Hauer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, M. Haslauer, S. Führer, N. Höller, B. Grün, H. Habersack, & S. Schmutz, 2017b. Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck.

Greimel, F., L. Schülting, W. Graf, E. Bondar-Kunze, S. Auer, B. Zeiringer, & C. Hauer, 2018. Hydropeaking Impacts and Mitigation In Schmutz, S., & J. Sendzimir (eds), *Riverine Ecosystem Management*. Springer International Publishing, Cham: 91-110, http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-73250-3_5.

Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, B. Grün, R. Godina, & S. Schmutz, 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations: Sub-Daily Flow Fluctuations – Austria. *Hydrological Processes* 30: 2063-2078.

Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, & S. Schmutz, 2017c. Technischer Bericht A – Kurzfristige Abflussschwankungen in Österreich. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck.

Halleraker, J. H., S. J. Saltveit, A. Harby, J. V. Arnekleiv, H.-P. Fjeldstad, & B. Kohler, 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications* 19: 589-603.

Harby, A., K. T. Alfredsen, H.-P. Fjeldstad, J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv, P. Borsanyi, L. E. W. Flodmark, S. J. Saltveit, S. W. Johansen, T. Vehanen, A. Huusko, K. Clarke, & D. A. Scruton, 2001. Ecological impacts of hydro peaking in rivers *Proceedings of Hydropower 2001*. Bergen.

Hauer, C., P. Holzzapfel, P. Leitner, & W. Graf, 2017. Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Science of The Total Environment* 575: 1503-1514.

Hauer, C., B. Schober, & H. Habersack, 2013. Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling: *River Morphological Impacts on Hydropeaking Processes*. *Hydrological Processes* 27: 2209-2224.

Hauer, C., G. Unfer, P. Holzzapfel, M. Haimann, & H. Habersack, 2014. Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking: Channel bar complexity and fish stranding due to hydropeaking. *Earth Surface Processes and Landforms* n/a–n/a.

Heggenes, J., & T. Traaen, 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32: 717-727.

Higgins, P. S., & M. J. Bradford, 1996. Evaluation of a Large-Scale Fish Salvage to Reduce the Impacts of Controlled Flow Reduction in a Regulated River. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 666-673.

Hoffarth, P., 2004. Evaluation of juvenile fall Chinook salmon entrapment in the Hanford Reach of the Columbia River, Washington.

Holzapfel, P., P. Leitner, H. Habersack, W. Graf, & C. Hauer, 2017. Evaluation of hydropeaking impacts on the food web in alpine streams based on modelling of fish- and macroinvertebrate habitats. *Science of The Total Environment* 575: 1489-1502.

Hunter, M. A., 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. Washington Department of Fisheries Technical Report 119.

IHG BOKU, BAFU Schweiz, 2013. Projekttitle: "Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik - Stranden und Drift von juvenilen Äschen und Bachforellen – HydroPeak Alps."

Irvine, R. L., T. Oussoren, J. S. Baxter, & D. C. Schmidt, 2009. The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia, Canada. *River Res. Applic.* 25: 405-415.

IWHW BOKU, 2012. Projekttitle: "Grundlagen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Schwalleinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen – Schwall 2012."

IWHW BOKU, 2015. Projekttitle: "Schwall 2015."

Jones, N. E., 2013. Patterns of benthic invertebrate richness and diversity in the regulated Magpie River and neighbouring natural rivers. *River Res. Applic.* 29: 1090-1099.

Kastenhofer, O., 2018. Stranden von Makrozoobenthos infolge von Schwall und Sunk. Bachelorarbeit, ZHAW, Zürich.

Kennedy, T. A., C. B. Yackulic, W. F. Cross, P. E. Grams, M. D. Yard, & A. J. Copp, 2014. The relation between invertebrate drift and two primary controls, discharge and benthic densities, in a large regulated river. *Freshwater Biology* 59: 557-572.

Kjaerstad, G., J. V. Arnekleiv, J. D. M. Speed, & A. K. Herland, 2018. Effects of hydropeaking on benthic invertebrate community composition in two central Norwegian rivers. *River Research and Applications* 34: 218-231.

Künzli, F., 2005. Fischökologische Untersuchung in vier schwallbeeinflussten Schweizer Fließgewässern. Diplomarbeit, ETH Zürich.

Lauters, F., P. Lavandier, P. Lim, C. Sabaton, & A. Belaud, 1996. Influence of Hydropeaking on Invertebrates and Their Relationship with Fish Feeding Habits in a Pyrenean River. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 563-573.

Lechner, A., H. Keckeis, E. Schludermann, P. Humphries, N. McCasker, & M. Tritthart, 2014. Hydraulic forces impact larval fish drift in the free flowing section of a large European river: Hydraulic forces impact larval fish drift. *Ecohydrology* 7: 648-658.

Leitner, P., C. Hauer, & W. Graf, 2017. Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment* 575: 112-118.

Leopold, L. B., M. G. Wolman, & J. P. Miller, 2012. Fluvial processes in geomorphology. Dover Publications, New York.

Limnex, 2004. Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fließgewässer: Grundlagen zur Beurteilung. Zürich.

Marty, J., K. Smokorowski, & M. Power, 2009. The influence of fluctuating ramping rates on the food web of boreal rivers. *River Research and Applications* 25: 962-974.

Montgomery, D. R., & J. M. Buffington, 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin* 109: 596-611.

Neubarth, J., 2017a. Technischer Bericht C - Die Rolle der Speicherwasserkraft im österreichischen und europäischen Stromversorgungssystem. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck.

Neubarth, J., 2017b. Technischer Bericht D - Energiewirtschaftliche Bewertung von schwalldämpfenden Maßnahmen für repräsentative Fallbeispiele. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck.

Neubarth, J., 2020. Technischer Bericht C - Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten Belastungen.

Parasiewicz, P., S. Schmutz, & O. Moog, 1998. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the River Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5: 403-417.

Perry, S. A., & W. B. Perry, 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134: 171-182.

Person, E., M. Bieri, A. Peter, & A. J. Schleiss, 2014. Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations: Mitigation measures for fish habitat in rivers affected by hydropower operations. *Ecohydrol.* 7: 580-599.

Poff, N. L., R. D. DeCino, & J. V. Ward, 1991. Size-dependent drift responses of mayflies to experimental hydrologic variation: active predator avoidance or passive hydrodynamic displacement. *Oecologia* 88: 577-586.

Puffer, M., O. K. Berg, A. Huusko, T. Vehanen, T. Forseth, & S. Einum, 2015. Seasonal Effects of Hydropeaking on Growth, Energetics and Movement of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo Salar*): Effects of hydropeaking on juvenile Atlantic Salmon. *River Res. Applic.* 31: 1101-1108.

Rice, S., & M. Church, 1998. Grain size along two gravel-bed rivers: statistical variation, spatial pattern and sedimentary links. *Earth Surface Processes and Landforms* 23: 345-363.

Saltveit, S. J., J. H. Halleraker, J. V. Arnekleiv, & A. Harby, 2001. Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 609-622.

Sauterleute, J. F., 2009. Characterisation of rapid fluctuations in flow and assessment of fish stranding risk in rivers. Diplomarbeit Universität Stuttgart in Kooperation mit SINTEF, Trondheim, Norwegen.

Sauterleute, J. F., & J. Charmasson, 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling & Software* 55: 266-278.

Schmutz, S., T. H. Bakken, T. Friedrich, F. Greimel, A. Harby, M. Jungwirth, A. Melcher, G. Unfer, & B. Zeiringer, 2015. Response of Fish Communities to Hydrological and Morphological Alterations in Hydropeaking Rivers of Austria: HYDROPEAKING IN ALPINE RIVERS. *River Research and Applications* 31: 919-930.

Schmutz, S., N. Fohler, T. Friedrich, M. Fuhrmann, W. Graf, F. Greimel, N. Höller, M. Jungwirth, P. Leitner, & O. Moog, 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern-Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.

Schnell, J., 2005. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“.

Schülting, L., in prep. Trait specific considerations of macroinvertebrate drift patterns following hydropeaking simulations with varying peak discharge and upramping velocities.

Schülting, L., C. K. Feld, B. Zeiringer, H. Hušek, & W. Graf, 2019. Macroinvertebrate drift response to hydropeaking: An experimental approach to assess the effect of varying ramping velocities: Macroinvertebrate drift response to hydropeaking with varying ramping velocities. *Ecohydrology* 12: e2032.

SINTEF Norwegen, IHG BOKU, 2009. Projekttitel: „Effects of rapid and frequent flow changes – EnviPEAK“.

Tanno, D., K. Wächter, & S. Schmidlin, 2016. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang –Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft*, 108. Jahrgang, Heft 4.

Thompson, L. C., S. A. Cocherell, S. N. Chun, J. J. Cech, & A. P. Klimley, 2011. Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. *Environ Biol Fish* 90: 253-261.

Timusk, E. R., K. E. Smokorowski, & N. E. Jones, 2016. An experimental test of sub-hourly changes in macroinvertebrate drift density associated with hydropeaking in a regulated river. *Journal of Freshwater Ecology* 31: 555-570.

Vehanen, T., P. L. Bjerke, J. Heggenes, A. Huusko, & A. Maki-Petays, 2000. Effect of fluctuating flow and temperature on cover type selection and behaviour by juvenile brown trout in artificial flumes. *Journal of Fish Biology* 56: 923-937.

Vehanen, T., A. Huusko, T. Yrjänä, M. Lahti, & A. Mäki-Petäys, 2003. Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified, hydropeaking riverbed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures: Habitat preference for grayling *Thymallus thymallus*. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 15-20.

Young, P. S., J. J. Cech, & L. C. Thompson, 2011. Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Rev Fish Biol Fisheries* 21: 713-731.

7 Anhang

7.1 Anhang zu Kapitel 3.1.1.3

Tabelle 24 Fiktives Fallbeispiel – Longitudinale Intensitätsbetrachtung kurzfristiger Abflussschwankungen (Lagrange'sche Betrachtungsweise) bezogen auf Anstiegsereignisse die bei Speicherkraftwerk 1 ins Gewässer eingeleitet werden (vgl. Abbildung 4).

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
F	NW	1 (<1 cm/min)	7,5	4,0	0,0	3,5	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	9,0	4,0	0,0	5,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	18,0	8,0	1,5	8,0	0,5
		2 (<0,5 cm/min)	13,5	5,5	0,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
E	NW	1 (<1 cm/min)	11,5	4,0	0,0	7,5	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	16,5	7,0	1,5	8,0	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	12,5	4,5	0,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
	HW	1 (<1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		2 (<0,5 cm/min)	15,0	6,0	1,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	7,5	4,0	0,0	3,5	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
D	NW	1 (<1 cm/min)	14,5	6,0	0,5	8,0	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	1,5	1,5	0,0	0,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	19,5	8,0	1,5	8,0	2,0
		2 (<0,5 cm/min)	15,0	6,0	1,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	6,5	3,5	0,0	3,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	17,0	7,5	1,5	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	12,5	4,5	0,0	8,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
C	NW	1 (<1 cm/min)	18,0	8,0	1,5	8,0	0,5
		2 (<0,5 cm/min)	13,5	5,5	0,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	19,0	8,0	1,5	8,0	1,5
		3 (<0,25 cm/min)	14,0	6,0	0,0	8,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	16,5	7,0	1,5	8,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
B1	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
		2 (<0,5 cm/min)	16,5	7,0	1,5	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	11,0	4,0	0,0	7,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	18,0	8,0	1,5	8,0	0,5
		4 (<0,1 cm/min)	10,0	4,0	0,0	6,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	13,5	5,5	0,0	8,0	0,0
	B2	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0
2 (<0,5 cm/min)			25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
3 (<0,25 cm/min)			15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
4 (<0,1 cm/min)			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MW		1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	13,5	5,5	0,0	8,0	0,0
HW		1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
B3	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5

Wirkungsszenario B3 bis F: vgl. Kapitel 2.2.1; Abflussbereich: NW – Q_{95PCT} bis $3x Q_{95PCT}$; MW – $3x Q_{95PCT}$ bis $2xMQ$; HW – $2xMQ$ bis $5xMQ$ (vgl. Kapitel 3.1.1.2); Sum_fkm: Summierte Gewässerstrecke im jeweiligen Intensitätsbereich (vgl. Kapitel 3.1.1.3); Sum_fkm_M0-3: Sum_fkm in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte (M0: Anthropogen überprägt; M1: Strukturiert NW; M2: Strukturiert MW; M3: Strukturiert HW; vgl. Kapitel 3.1.2)

Tabelle 25 Fiktives Fallbeispiel – Longitudinale Intensitätsbetrachtung kurzfristiger Abflussschwankungen (Lagrange'sche Betrachtungsweise) bezogen auf Abstiegsereignisse die bei Speicherkraftwerk 1 ins Gewässer eingeleitet werden (vgl. Abbildung 4).

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
F	NW	1 (<1 cm/min)	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	16,0	6,5	1,5	8,0	0,0
		2 (<0,5 cm/min)	5,5	2,5	0,0	3,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		2 (<0,5 cm/min)	13,0	5,0	0,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
E	NW	1 (<1 cm/min)	9,0	4,0	0,0	5,0	0,0

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
		2 (<0,5 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		2 (<0,5 cm/min)	10,0	4,0	0,0	6,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	23,0	8,0	1,5	8,0	5,5
		2 (<0,5 cm/min)	16,0	6,5	1,5	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	4,0	2,5	0,0	1,5	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	D	NW	1 (<1 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0
2 (<0,5 cm/min)			2,0	2,0	0,0	0,0	0,0
3 (<0,25 cm/min)			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4 (<0,1 cm/min)			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
MW		1 (<1 cm/min)	22,0	8,0	1,5	8,0	4,5
		2 (<0,5 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	3,0	2,5	0,0	0,5	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HW		1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		3 (<0,25 cm/min)	12,0	4,0	0,0	8,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
C	NW	1 (<1 cm/min)	20,5	8,0	1,5	8,0	3,0
		2 (<0,5 cm/min)	14,0	6,0	0,0	8,0	0,0
		3 (<0,25 cm/min)	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	21,0	8,0	1,5	8,0	3,5
		3 (<0,25 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		4 (<0,1 cm/min)	5,5	2,5	0,0	3,0	0,0
B1	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		3 (<0,25 cm/min)	11,0	4,0	0,0	7,0	0,0
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
		4 (<0,1 cm/min)	8,0	4,0	0,0	4,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
B2	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	18,0	8,0	1,5	8,0	0,5
		4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	MW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	15,5	6,0	1,5	8,0	0,0
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	22,0	8,0	1,5	8,0	4,5
B3	NW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	23,0	8,0	1,5	8,0	5,5

Szenario	Abflussbereich	Intensitätsbereich	Sum_fkm	Sum_fkm_M0	Sum_fkm_M1	Sum_fkm_M2	Sum_fkm_M3
	MW	4 (<0,1 cm/min)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	20,0	8,0	1,5	8,0	2,5
	HW	1 (<1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		2 (<0,5 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		3 (<0,25 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5
		4 (<0,1 cm/min)	25,0	8,0	1,5	8,0	7,5

Wirkungsszenario B3 bis F: vgl. Kapitel 2.2.1; Abflussbereich: NW – Q95PCT bis 3x Q95PCT; MW – 3x Q95PCT bis 2xMQ; HW – 2xMQ bis 5xMQ (vgl. Kapitel 3.1.1.2); Sum_fkm: Summierte Gewässerstrecke im jeweiligen Intensitätsbereich (vgl. Kapitel 3.1.1.3); Sum_fkm_M0-3: Sum_fkm in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte (M0: Anthropogen überprägt; M1: Strukturiert NW; M2: Strukturiert MW; M3: Strukturiert HW; vgl. Kapitel 3.1.2)

7.2 Anhang zu Kapitel 3.2

7.2.1 Berechnungsbeispiel hydrologisches Verbesserungspotentials VP_M (vgl. Kapitel 3.2.3)

Zu bewertende Maßnahmenkombination

(Wirkungsszenarien B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1):

- Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 1 und 4 auf Wirkungsszenario D
- Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 auf Wirkungsszenario B1
- Dämpfung der Anstiegsgeschwindigkeit ganzjährig auf Wirkungsszenario D
- Maximale Schwallamplitude ganzjährig um 50% verringert (Wirkungsszenario D)

Zur Berechnung des quartalsabhängigen hydrologischen Verbesserungspotentials bezüglich Strandungs- und Driftrisiko (vgl. Kapitel 7.2.1.1 und 7.2.1.2) wird Formel 3 wie folgt ausgedrückt, wobei I den Intensitätsbereichen 1 bis 4 entspricht:

$$P_{Sz}^* = \sum_{I=1}^4 \left(\frac{\text{Sum_fkm}}{\text{fkm}_{UG}} \times F \times G_{F\ddot{O}}^* + \frac{\text{Sum_fkm}}{\text{fkm}_{UG}} \times F \times G_{B\ddot{O}}^* \right)$$

P_{Sz}^*	Quartalsabhängiges ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungs- (P_{Sz-St}) oder Driftrisiko (P_{Sz-Dr})
Sum_fkm	Szenarienspezifische (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4 in Abhängigkeit der repräsentativen Abflussbedingungen im betreffenden Quartal (vgl. Tabelle 24 (Driftrisiko) und Tabelle 25 (Strandungsrisiko))
fkm_{UG}	Gesamtlänge der im Untersuchungsgebiet analysierten Gewässerstrecke (im fiktiven Fallbeispiel: 25 fkm)
F	Abminderungsfaktor = 1
$G_{F\ddot{O}}^*$	Fischökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{F\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{F\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}}^*$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{B\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{B\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

Die Berechnung des quartalsabhängigen **hydrologischen Verbesserungspotentials bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit** (vgl. Kapitel 7.2.1.3) erfolgt gemäß Formel 5:

$$VP_{Sz-Ha} = (W_{H-Ha} \times G_{F\ddot{O}-Ha}) + (W_{H-Ha} \times G_{B\ddot{O}-Ha})$$

VP_{Sz-Ha}	Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und -qualität
W_{H-Ha}	Hydrologische Wirkung eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) in Abhängigkeit der prozentualen Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand (Wirkungsszenario F)
$G_{F\ddot{O}-Ha}$	Fischökologische Gewichtung bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und –qualität in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}-Ha}$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und –qualität in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

7.2.1.1 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Strandrungsrisikos (Bewertungskriterium 1 – vgl. Kapitel 3.2)

- a) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandrungsrisiko für das Szenario F (P_{Szf-St}) im Quartal 1 bis 4

Quartal 1 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{Szf-St-Q1} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-Szf-St-NW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{FÖ-St-Q1} + \frac{W_{H-Szf-St-NW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{BÖ-St-Q1} \right)$$

$W_{H-Szf-St-NW}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{FÖ-St-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 1

$G_{BÖ-St-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 1

$$P_{Szf-St-Q1} = 0 = \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

Quartal 2 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{Szf-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-Szf-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{FÖ-St-Q2} + \frac{W_{H-Szf-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{BÖ-St-Q2} \right)$$

$W_{H-Szf-St-MW}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{FÖ-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{BÖ-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$$P_{Szf-St-Q2} = 0,044 = \left(\frac{16}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{16}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{5,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{5,5}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

Quartal 3 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-St-Q3}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-St-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-St-Q3}} + \frac{W_{\text{H-SzF-St-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-St-Q3}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-St-MW}}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{\text{FÖ-St-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 3

$G_{\text{BÖ-St-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 3

$$P_{\text{SzF-St-Q3}} = 0,528 = \left(\frac{16}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{16}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{5,5}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{5,5}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

Quartal 4 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-St-Q4}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-St-Q4}} + \frac{W_{\text{H-SzF-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-St-Q4}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-St-NW}}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-St-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 4

$G_{\text{BÖ-St-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 4

$$P_{\text{SzF-St-Q4}} = 0 = \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

- b) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandrungsrisiko für das Szenario D (PSzD-St) im Quartal 1 und 4

Quartal 1 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzD-St-Q1}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzD-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-St-Q1}} + \frac{W_{\text{H-SzD-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-St-Q1}} \right)$$

$W_{\text{H-SzD-St-NW}}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-St-Q1}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 1

$G_{\text{BÖ-St-Q1}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 1

$$P_{\text{SzD-St-Q1}} = 0,016 = \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

Quartal 4 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzD-St-Q4}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzD-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-St-Q4}} + \frac{W_{\text{H-SzD-St-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-St-Q4}} \right)$$

$W_{\text{H-SzD-St-NW}}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-St-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 4

$G_{\text{BÖ-St-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 4

$$P_{\text{SzD-St-Q4}} = 0,016 = \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

- c) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandrungsrisiko für das Szenario B1 ($P_{SzB1-St}$) im Quartal 2 und 3

Quartal 2 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{SzB1-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-SzB1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{FÖ-St-Q2} + \frac{W_{H-SzB1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{BÖ-St-Q2} \right)$$

$W_{H-SzB1-St-MW}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario B1 im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{FÖ-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{BÖ-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$$P_{SzB1-St-Q2} = 0,968 = \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{20}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{20}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

Quartal 3 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{SzB1-St-Q3} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-SzB1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{FÖ-St-Q3} + \frac{W_{H-SzB1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{BÖ-St-Q3} \right)$$

$W_{H-SzB1-St-MW}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario B1 im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{FÖ-St-Q3}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 3

$G_{BÖ-St-Q3}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 3

$$P_{SzB1-St-Q3} = 2,464 = \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{25}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \left(\frac{20}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{20}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

- d) Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Strandungsrisikos (VP_{M-St}) gemäß Formel 4

Tabelle 26 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Strandungsrisikos

	Ökologisches Potential bezüglich Strandungsrisiko (P^*_{Sz-Str})			Verbesserungs- potential
	Istzustand ohne Maßnahmen	mit Maßnahmen		
Quartal	Szenario F	Szenario D	Szenario B1	
1	0,000	0,016		0,016
2	0,044		0,968	0,924
3	0,528		2,464	1,936
4	0,000	0,016		0,016
Summe	0,572	0,032	3,432	2,892

$$VP_{M-St} = P_{SzD-St-Q1} - P_{SzF-St-Q1} + P_{SzB1-St-Q2} - P_{SzF-St-Q2} + P_{SzB1-St-Q3} - P_{SzF-St-Q3} + P_{SzD-St-Q4} - P_{SzF-St-Q4}$$

$$VP_{M-St} = 2,892 = 0,016 - 0 + 0,968 - 0,044 + 2,464 - 0,528 + 0,016 - 0$$

7.2.1.2 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Driftrisikos (Bewertungskriterium 2 – vgl. Kapitel 3.2)

- a) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Driftrisiko für das Szenario F ($P_{\text{SzF-Dr}}$) im Quartal 1 bis 4

Quartal 1 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-Dr-Q1}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q1}} + \frac{W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q1}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q1}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 1

$G_{\text{BÖ-Dr-Q1}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 1

$$P_{\text{SzF-Dr-Q1}} = 0,105 = \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 2 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-Dr-Q2}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q2}} + \frac{W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q2}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q2}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 2

$G_{\text{BÖ-Dr-Q2}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 2

$$P_{\text{SzF-Dr-Q2}} = 0,343 = \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{9}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{9}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 3 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-Dr-Q3}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q3}} + \frac{W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q3}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-Dr-MW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 3

$G_{\text{BÖ-Dr-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 3

$$P_{\text{SzF-Dr-Q3}} = 0,343 = \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{9}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{9}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 4 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzF-Dr-Q4}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q4}} + \frac{W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q4}} \right)$$

$W_{\text{H-SzF-Dr-NW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 4

$G_{\text{BÖ-Dr-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 4

$$P_{\text{SzF-Dr-Q4}} = 0,105 = \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

b) Berechnung des ökologischen Potentials – Szenario D (P_{Szd-Dr}) im Quartal 1 bis 4

Quartal 1 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{Szd-Dr-Q1} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-SzD-Dr-NW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{F\ddot{O}-Dr-Q1} + \frac{W_{H-SzD-Dr-NW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{B\ddot{O}-Dr-Q1} \right)$$

$W_{H-SzD-Dr-NW}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{F\ddot{O}-Dr-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 1

$G_{B\ddot{O}-Dr-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 1

$$P_{Szd-Dr-Q1} = 0,224 = \left(\frac{14,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{14,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 2 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{Szd-Dr-Q2} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{H-SzD-Dr-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{F\ddot{O}-Dr-Q2} + \frac{W_{H-SzD-Dr-MW}}{fkm_{UG}} \times 1 \times G_{B\ddot{O}-Dr-Q2} \right)$$

$W_{H-SzD-Dr-MW}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{F\ddot{O}-Dr-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 2

$G_{B\ddot{O}-Dr-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 2

$$P_{Szd-Dr-Q2} = 0,483 = \left(\frac{19,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{19,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{15}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 3 (mittlere Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzD-Dr-Q3}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzD-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q3}} + \frac{W_{\text{H-SzD-Dr-MW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q3}} \right)$$

$W_{\text{H-SzD-Dr-MW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im mittleren Abflussbereich (MW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 3

$G_{\text{BÖ-Dr-Q3}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 3

$$P_{\text{SzD-Dr-Q3}} = 0,483 = \left(\frac{19,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{19,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{15}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{15}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

Quartal 4 (niedrige Abflussbedingungen):

$$P_{\text{SzD-Dr-Q4}} = \sum_{l=1}^4 \left(\frac{W_{\text{H-SzD-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{FÖ-Dr-Q4}} + \frac{W_{\text{H-SzD-Dr-NW}}}{\text{fkm}_{\text{UG}}} \times 1 \times G_{\text{BÖ-Dr-Q4}} \right)$$

$W_{\text{H-SzD-Dr-NW}}$: vgl. Tabelle 24, Spalte Sum_fkm – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario D im niedrigen Abflussbereich (NW)

$G_{\text{FÖ-Dr-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 4

$G_{\text{BÖ-Dr-Q4}}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 2 im Quartal 4

$$P_{\text{SzD-Dr-Q4}} = 0,224 = \left(\frac{14,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{14,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 1 \times 0,35 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right)$$

- c) Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Driftrisikos (VP_{M-Dr}) gemäß Formel 4

Tabelle 27 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Driftrisikos

	Ökologisches Potential bezüglich Strandungsrisiko (P^*_{Sz-Dr})		Verbesserungs- potential
	Istzustand ohne Maßnahmen	mit Maßnahmen	
Quartal	Szenario F	Szenario D	
1	0,105	0,224	0,119
2	0,343	0,483	0,140
3	0,343	0,483	0,140
4	0,105	0,224	0,119
Summe	0,896	1,414	0,518

$$VP_{M-Dr} = P_{SzD-Dr-Q1} - P_{SzF-Dr-Q1} + P_{SzB1-Dr-Q2} - P_{SzF-Dr-Q2} + P_{SzB1-Dr-Q3} - P_{SzF-Dr-Q3} + P_{SzD-Dr-Q4} - P_{SzF-Dr-Q4}$$

$$VP_{M-Dr} = 0,518 = 0,224 - 0,105 + 0,483 - 0,343 + 0,483 - 0,343 + 0,224 - 0,105$$

7.2.1.3 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung der schwallbedingten Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität (Bewertungskriterium 3 – vgl. Kapitel 3.2)

- a) Berechnung des hydrologischen Verbesserungspotentials – Szenario D (VP_{SzD-Ha}) im Quartal 1 bis 4 gemäß Formel 5

Quartal 1:

$$VP_{SzD-Ha-Q1} = (W_{H-SzD-Ha} \times G_{FÖ-Ha-Q1}) + (W_{H-SzD-Ha} \times G_{BÖ-Ha-Q1})$$

- $W_{H-SzD-Ha}$: Prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand bei Szenario D (um 50% verringert)
- $G_{FÖ-Ha-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 1
- $G_{BÖ-Ha-Q1}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 1

$$VP_{SzD-Ha-Q1} = 0,15 = (0,5 \times 0,15) + (0,5 \times 0,15)$$

Quartal 2:

$$VP_{SzD-Ha-Q2} = (W_{H-SzD-Ha} \times G_{FÖ-Ha-Q2}) + (W_{H-SzD-Ha} \times G_{BÖ-Ha-Q2})$$

- $W_{H-SzD-Ha}$: Prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand bei Szenario D (um 50% verringert)
- $G_{FÖ-Ha-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 2
- $G_{BÖ-Ha-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 2

$$VP_{SzD-Ha-Q2} = 0,15 = (0,5 \times 0,15) + (0,5 \times 0,15)$$

Quartal 3:

$$VP_{S_{zD-Ha-Q3}} = (W_{H-SzD-Ha} \times G_{F\ddot{O}-Ha-Q3}) + (W_{H-SzD-Ha} \times G_{B\ddot{O}-Ha-Q3})$$

- $W_{H-SzD-Ha}$: Prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand bei Szenario D (um 50% verringert)
- $G_{F\ddot{O}-Ha-Q3}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 3
- $G_{B\ddot{O}-Ha-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 3

$$VP_{S_{zD-Ha-Q3}} = 0,15 = (0,5 \times 0,15) + (0,5 \times 0,15)$$

Quartal 4:

$$VP_{S_{zD-Ha-Q4}} = (W_{H-SzD-Ha} \times G_{F\ddot{O}-Ha-Q4}) + (W_{H-SzD-Ha} \times G_{B\ddot{O}-Ha-Q4})$$

- $W_{H-SzD-Ha}$: Prozentuale Verringerung der maximalen Schwallamplitude im Verhältnis zum Istzustand bei Szenario D (um 50% verringert)
- $G_{F\ddot{O}-Ha-Q4}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 4
- $G_{B\ddot{O}-Ha-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 3 im Quartal 4

$$VP_{S_{zD-Ha-Q4}} = 0,15 = (0,5 \times 0,15) + (0,5 \times 0,15)$$

- b) Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verminderung schwallbedingter Auswirkungen auf die Habitatverfügbarkeit und -qualität (VP_{M-Ha}) gemäß Formel 5

$$VP_{M-Ha} = VP_{S_{zD-Ha-Q1}} + VP_{S_{zD-Ha-Q2}} + VP_{S_{zD-Ha-Q3}} + VP_{S_{zD-Ha-Q4}}$$

$$VP_{M-Ha} = 0,6 = 0,15 + 0,15 + 0,15 + 0,15$$

Gesamtes hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination (VP_M) gemäß Formel 6

$$VP_M = VP_{M-St} + VP_{M-Dr} + VP_{M-Ha}$$

$$VP_M = 4,01 = 2,892 + 0,518 + 0,6$$

7.2.2 Berechnungsbeispiel zur Abminderung des ökologischen Potentials als Grundlage zur Berechnung des hydromorphologischen Verbesserungspotentials VP_{M-HM} und VP_{M-HM}^* (vgl. Kapitel 3.2.4)

Gegenüberstellung der hydrologischen Szenarienwirkung als Eingangsparameter zur Berechnung von VP_M , VP_{M-HM} und VP_{M-HM}^* am Beispielszenario Dämpfung der Abstiegsgeschwindigkeit auf das Wirkungsszenario B1 (vgl. Kapitel 2.2.1) im Quartal 2

7.2.2.1 Berechnung VP: keine Abminderung des ökologischen Potentials

Zur Berechnung des quartalsabhängigen **hydrologischen Verbesserungspotentials bezüglich Strandungsrisiko** wird Formel 3 wie folgt ausgedrückt, wobei I den Intensitätsbereichen 1 bis 4 entspricht:

$$P_{S_z-St} = \sum_{I=1}^4 \left(\frac{\text{Sum_fkm}}{\text{fkm}_{UG}} \times F \times G_{F\ddot{O}}^* + \frac{\text{Sum_fkm}}{\text{fkm}_{UG}} \times F \times G_{B\ddot{O}}^* \right)$$

P_{S_z-St}	Quartalsabhängiges ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungsrisiko
Sum_fkm	Szenarienspezifische (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4 in Abhängigkeit der repräsentativen Abflussbedingungen im betreffenden Quartal (vgl. Tabelle 25 (Strandungsrisiko))
fkm_{UG}	Gesamtlänge der im Untersuchungsgebiet analysierten Gewässerstrecke (im fiktiven Fallbeispiel: 25 fkm)
F	Abminderungsfaktor = 1
$G_{F\ddot{O}}^*$	Fischökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{F\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{F\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}}^*$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{B\ddot{O}-St}$) oder Driftrisiko ($G_{B\ddot{O}-Dr}$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

- a) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandungsrisiko für das Szenario F (P_{S_zF-St}) im Quartal 2 – vgl. Kapitel 7.2.1.1

$$P_{S_zF-St-Q2} = 0,044$$

- b) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandungsrisiko für das SzenarioB1 ($P_{SzB1-St}$) im Quartal 2 – vgl. Kapitel 7.2.1.1

$$P_{SzB1-St-Q2} = 0,968$$

- c) Hydrologisches Verbesserungspotential aufgrund einer Verringerung des Strandungsrisikos durch Wirkungsszenario B1 im Quartal 2 (VP_{St-Q2}) gemäß Formel 4 – vgl. Tabelle 26

$$VP_{St-Q2} = P_{SzB1-St-Q2} - P_{SzF-St-Q2}$$

$$VP_{St-Q2} = 0,924 = 0,968 - 0,044$$

7.2.2.2 Berechnung VP_{M-HM} : Abminderung des ökologischen Potentials in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte

Zur Berechnung des quartalsabhängigen **hydromorphologischen Verbesserungspotentials VP_{M-HM} * bezüglich Strandungsrisiko** wird Formel 3 wie folgt ausgedrückt, wobei I den Intensitätsbereichen 1 bis 4 und M_j der Morphologischen Strukturgüte M0 bis M3 entspricht:

$$P_{Sz-St} = \sum_{I=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{\text{Sum_fkm}_{M_j}}{\text{fkm}_{UG}} \times F_{M_j} \times G_{F\ddot{O}}^* + \frac{\text{Sum_fkm}_{M_j}}{\text{fkm}_{UG}} \times F_{M_j} \times G_{B\ddot{O}}^* \right)$$

P_{Sz-St}	Quartalsabhängiges und in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte abgemindertes ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungsrisiko
Sum_fkm_{M_j}	Szenarienspezifische (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4 in Abhängigkeit der repräsentativen Abflussbedingungen im betreffenden Quartal sowie der morphologischen Strukturgüte (Strandungsrisiko – vgl. Tabelle 25)
fkm_{UG}	Gesamtlänge der im Untersuchungsgebiet analysierten Gewässerstrecke (im fiktiven Fallbeispiel: 25 fkm)
F_{M_j}	Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung des morphologisch/sedimentologischen Istzustandes in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte (vgl. Tabelle 10)
$G_{F\ddot{O}}^*$	Fischökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{F\ddot{O}}-St$) oder Driftrisiko ($G_{F\ddot{O}}-Dr$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}}^*$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- ($G_{B\ddot{O}}-St$) oder Driftrisiko ($G_{B\ddot{O}}-Dr$) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

- a) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandrungsrisiko für das Szenario F (P_{Szf-St}) im Quartal 2 bei Berücksichtigung des morphologisch/sedimentologischen Istzustandes

$$P_{Szf-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{W_{H-Szf-St-MW-Mj}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj} \times G_{Fö-St-Q2} + \frac{W_{H-Szf-St-MW}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj} \times G_{Bö-St-Q2} \right)$$

$W_{H-Szf-St-MW-Mj}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm_M0-M3 – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW) in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte

F_{Mj} : Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung der morphologischen Strukturgüte (vgl. Tabelle 10)

$G_{Fö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{Bö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$P_{Szf-St-Q2} =$

$$\left(\frac{6,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) +$$

$$\left(\frac{2,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{3}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{3}{25} \times 0,50 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) +$$

$$\left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) +$$

$$\left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,50 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,50 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

$= 0,013$

- b) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandungsrisiko für das Szenario B1 ($P_{SzB1-St}$) im Quartal 2 bei Berücksichtigung des morphologisch/sedimentologischen Istzustandes

$$P_{SzB1-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{W_{H-SzB1-St-MW-Mj}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj} \times G_{Fö-St-Q2} + \frac{W_{H-SzB1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj} \times G_{Bö-St-Q2} \right)$$

$W_{H-SzB1-St-MW-Mj}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm_M0-M3 – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario B1 im mittleren Abflussbereich (MW) in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte

F_{Mj} : vgl. Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung der morphologischen Strukturgüte (vgl. Tabelle 10)

$G_{Fö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{Bö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$P_{SzB1-St-Q2} =$

$$\begin{aligned} & \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \\ & \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0,2 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \\ & \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,05 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,50 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \\ & \left(\frac{4}{25} \times 0,05 \times 2,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,05 \times 0,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,50 \times 2,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,50 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) \\ & = 0,307 \end{aligned}$$

- c) Hydromorphologisches Verbesserungspotential VPM-HM aufgrund einer Verringerung des Strandungsrisikos durch Wirkungsszenario B1 im Quartal 2 ($VP_{M-HM-St-Q2}$) gemäß Formel 4

$$VP_{M-HM-St-Q2} = P_{SzB1-St-Q2} - P_{SzF-St-Q2}$$

$$VP_{M-HM-St-Q2} = 0,294 = 0,307 - 0,013$$

7.2.2.3 Berechnung VP_{M-HM}^* : Abminderung des ökologischen Potentials bei einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen

Zur Berechnung des quartalsabhängigen **hydromorphologischen Verbesserungspotentials** VP_{M-HM}^* **bezüglich Strandungsrisiko** wird Formel 3 wie folgt ausgedrückt, wobei I den Intensitätsbereichen 1 bis 4 und M_j der Morphologischen Strukturgüte M0 bis M3 entspricht:

$$P_{Sz-St} = \sum_{I=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{\text{Sum_fkm}_{M_j}}{\text{fkm}_{UG}} \times F_{M_j}^* \times G_{F\ddot{O}}^* + \frac{\text{Sum_fkm}_{M_j}}{\text{fkm}_{UG}} \times F_{M_j}^* \times G_{B\ddot{O}}^* \right)$$

P_{Sz-St}	Quartalsabhängiges und in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte abgemindertes ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios (F bis A - vgl. Kapitel 2.2.1) bezüglich Strandungsrisiko
Sum_fkm_{M_j}	Szenarienspezifische (F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1) Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen 1 bis 4 in Abhängigkeit der repräsentativen Abflussbedingungen im betreffenden Quartal sowie der morphologischen Strukturgüte (Strandungsrisiko – vgl. Tabelle 25)
fkm_{UG}	Gesamtlänge der im Untersuchungsgebiet analysierten Gewässerstrecke (im fiktiven Fallbeispiel: 25 fkm)
$F_{M_j}^*$	Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Tabelle 11)
$G_{F\ddot{O}}^*$	Fischökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- (GFÖ-St) oder Driffrisiko (GFÖ-Dr) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)
$G_{B\ddot{O}}^*$	Benthosökologische Gewichtung bezüglich Strandungs- (GBÖ-St) oder Driffrisiko (GBÖ-Dr) in Abhängigkeit der Quartale 1 bis 4 (vgl. Tabelle 9)

- a) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandrungsrisiko für das Szenario F (P_{Szf-St}) im Quartal 2 bei Berücksichtigung einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen

$$P_{Szf-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{W_{H-Szf-St-MW-Mj}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj}^* \times G_{Fö-St-Q2} + \frac{W_{H-Szf-St-MW}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj}^* \times G_{Bö-St-Q2} \right)$$

$W_{H-Szf-St-MW-Mj}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm_M0-M3 – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario F im mittleren Abflussbereich (MW) in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte

F_{Mj}^* : Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung der Auswirkungen einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Tabelle 11)

$G_{Fö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{Bö-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$P_{Szf-St-Q2} =$

$$\left(\frac{6,5}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{6,5}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) +$$

$$\left(\frac{2,5}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 0,125 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0,2 \right) + \left(\frac{3}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{3}{25} \times 0,75 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) +$$

$$\left(\frac{0}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0 \right) +$$

$$\left(\frac{0}{25} \times 0,125 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,125 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,75 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,75 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right)$$

$= 0,021$

- b) Berechnung des ökologischen Potentials bezüglich Strandungsrisiko für das Szenario B1 ($P_{Szb1-St}$) im Quartal 2 im Quartal 2 bei Berücksichtigung einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen

$$P_{Szb1-St-Q2} = \sum_{l=1}^4 \sum_{j=0}^3 \left(\frac{W_{H-Szb1-St-MW-Mj}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj}^* \times G_{F\ddot{o}-St-Q2} + \frac{W_{H-Szb1-St-MW}}{fkm_{UG}} \times F_{Mj}^* \times G_{B\ddot{o}-St-Q2} \right)$$

$W_{H-Szb1-St-MW-Mj}$: vgl. Tabelle 25, Spalte Sum_fkm_M0-M3 – Gewässerstrecke in den Intensitätsbereichen (I) 1 bis 4 bei Szenario B1 im mittleren Abflussbereich (MW) in Abhängigkeit der morphologischen Strukturgüte

F_{Mj}^* : Abminderungsfaktor zur Berücksichtigung der Auswirkungen einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Tabelle 11)

$G_{F\ddot{o}-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – fischökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$G_{B\ddot{o}-St-Q2}$: vgl. Tabelle 9 – benthosökologische Gewichtung der Intensitätsbereiche (I) 1 bis 4 bezüglich Bewertungskriterium 1 im Quartal 2

$P_{Szb1-St-Q2} =$

$$\begin{aligned} & \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \\ & \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0,2 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0,2 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0,2 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{7,5}{25} \times 1 \times 0,2 \right) + \\ & \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,125 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{1,5}{25} \times 0,25 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{8}{25} \times 0,75 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \left(\frac{2,5}{25} \times 1 \times 0 \right) + \\ & \left(\frac{4}{25} \times 0,125 \times 2,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,125 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 0,25 \times 0,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,75 \times 2,2 \right) + \left(\frac{4}{25} \times 0,75 \times 0,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 2,2 \right) + \left(\frac{0}{25} \times 1 \times 0,2 \right) \\ & = 0,454 \end{aligned}$$

- c) Hydromorphologisches Verbesserungspotential VP_{M-HM}^* aufgrund einer Verringerung des Strandungsrisikos durch Wirkungsszenario B1 im Quartal 2 ($VP_{HM-St-Q2}$) gemäß Formel 4

$$VP_{M-HM-St-Q2}^* = P_{Szb1-St-Q2} - P_{Szf-St-Q2}$$

$$VP_{M-HM-St-Q2}^* = 0,433 = 0,454 - 0,021$$

Formelverzeichnis

Formel 1 Index der hydromorphologischen Diversität (HMID)	44
Formel 2 Ökologisches Potenzial eines Wirkungsszenarios.....	65
Formel 3 Quartalsabhängiges ökologisches Potential eines Wirkungsszenarios bezüglich Strandungs- oder Driffrisiko	67
Formel 4 Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios bezüglich Strandungs- oder Driffrisiko.....	67
Formel 5 Quartalsabhängiges hydrologisches Verbesserungspotential eines Wirkungsszenarios bezüglich schwallbedingter Auswirkungen auf Habitatverfügbarkeit und –qualität.....	68
Formel 6 Hydrologisches Verbesserungspotential einer Maßnahme oder einer Maßnahmenkombination.....	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Ökologische und energiewirtschaftliche Bewertung von Maßnahmen und potentielle Auswirkungen auf die Gewässernutzung	20
Tabelle 2 Übersicht der im Rahmen von SuREmMa+ behandelten Pilot-Fallbeispiele	28
Tabelle 3 Szenarienspezifische Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (< 0,5 cm/min) bezogen auf Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussbedingungen (vgl. Abbildung 8) im fiktiven Fallbeispiel	40
Tabelle 4 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse Anthropogen überprägt – M0 für das fiktive Fallbeispiel	49
Tabelle 5 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse strukturiert NW - M1 für das fiktive Fallbeispiel.....	50
Tabelle 6 Beschreibung der morphologischen Strukturiert MW – M2 für das fiktive Fallbeispiel.....	51
Tabelle 7 Beschreibung der morphologischen Strukturgüteklasse strukturiert HW – M3 für das fiktive Fallbeispiel.....	52
Tabelle 8 Szenarienspezifische Gewässerstrecke im Intensitätsbereich 2 (< 0.5 cm/min) bezogen auf Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussbedingungen und morphologische Strukturgüte im fiktiven Fallbeispiel	53
Tabelle 9 Ökologische Gewichtung der Kriterien zur Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen.....	64

Tabelle 10 Einstufung des Abminderungsfaktors F_M (vgl. Formel 2 und Formel 3) im fiktiven Fallbeispiel.....	72
Tabelle 11 Einstufung des Abminderungsfaktors F_M^* (vgl. Formel 2 und Formel 3) zur Berücksichtigung einer Maßnahmenkombination aus direkten und indirekten Maßnahmen (vgl. Kapitel 2.2) für das fiktive Fallbeispiel.....	73
Tabelle 12 Übersicht der betriebswirtschaftlichen sowie systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen.....	77
Tabelle 13 Technische Kenndaten generischer Speicherkraftwerke sowie exemplarische Randbedingungen zur Bewertung betriebswirtschaftlicher Effekte bei einer Erhöhung des Basisabflusses.....	89
Tabelle 14 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung (oder eines Dämpfungsbeckens) zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	92
Tabelle 15 Energiewirtschaftliche und systemrelevante Auswirkungen einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	94
Tabelle 16 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) einer temporären betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	96
Tabelle 17 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer betrieblichen Einschränkung zur Verringerung der Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	98
Tabelle 18 Technische und wirtschaftliche Kenndaten Schwalldämpfungsbecken für fiktives Fallbeispiel (€ ₂₀₁₆)	100
Tabelle 19 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer ganzjährigen Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit durch die Errichtung eines Dämpfungsbeckens in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	101
Tabelle 20 Ökologisches Verbesserungspotential (Bandbreite 0-10) eines Schwallausleitungskraftwerkes zur Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit sowie der maximalen Schwallamplitude in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien.....	103
Tabelle 21 Technische und wirtschaftliche Kenndaten eines Schwallausleistungskraftwerks im fiktives Fallbeispiel (€ ₂₀₁₆)	105

Tabelle 22 Energiewirtschaftliche Auswirkungen einer ganzjährigen Verringerung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit und der Amplitude durch die Errichtung eines Schwallausleitungskraftwerkes (Totalausleitung der Schwallwellen)	105
Tabelle 23 Relativer Rückgang der Umsatzerlöse im Vergleich zum uneingeschränkten Betrieb des fiktiven Fallbeispiels (€ ₂₀₁₆)	107
Tabelle 24 Fiktives Fallbeispiel – Longitudinale Intensitätsbetrachtung kurzfristiger Abflussschwankungen (Lagrange'sche Betrachtungsweise) bezogen auf Anstiegsereignisse die bei Speicherkraftwerk 1 ins Gewässer eingeleitet werden (vgl. Abbildung 4).	140
Tabelle 25 Fiktives Fallbeispiel – Longitudinale Intensitätsbetrachtung kurzfristiger Abflussschwankungen (Lagrange'sche Betrachtungsweise) bezogen auf Abstiegsereignisse die bei Speicherkraftwerk 1 ins Gewässer eingeleitet werden (vgl. Abbildung 4).	143
Tabelle 26 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Strandungsrisikos	152
Tabelle 27 Hydrologisches Verbesserungspotential der Maßnahmenkombination durch die Verringerung des Driftrisikos	157

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Übersicht - Machbarkeitsstudie	18
Abbildung 2 Vorgangsweise bei der Definition des ökologischen Potentials beim Referenzansatz (rote Pfeile) und beim Maßnahmenansatz (blaue Pfeile) (MEP – höchstes ökologisches Potential, GEP – gutes ökologisches Potential, BQE – biologische Qualitätskomponenten) (Europäische Kommission, 2020)	18
Abbildung 3 Systemskizze - Hydrologische Wirkungsszenarien von direkten Maßnahmen zur Verminderung der Schwallbelastung (Abfluss – Q; Zeit – t) bei unterschiedlichem Maßnahmenumfang (hellblaue Linie vs. dunkelblaue Linie).....	21
Abbildung 4 Übersichtsdarstellung fiktives Fallbeispiel (Speicherkraftwerk 1: fkm 25; rechter Bildrand: fkm 0).....	31
Abbildung 5 SuREmMa+ Bewertungsmethode – integrative Maßnahmenbewertung zur Verringerung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen als Basis zur Definition des guten ökologischen Potentials	33

Abbildung 6	Szenarienspezifische Retentionskurven dQ/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel für An- (a) und Abstiegsereignisse (b).....	36
Abbildung 7	Szenarienspezifische (Szenarien-Beschriftung – siehe a, d) Retentionskurven dW/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel bei niedrigen (NW - a, d), mittleren (MW - b, e) und erhöhten Abflussbedingungen (HW - c, f) für An- (a, b, c) und Abstiegsereignisse (d, e, f).....	38
Abbildung 8	Szenarienspezifische (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. Kapitel 2.2.1) Retentionskurven dW/dt für Abstiegsereignisse bei mittleren Abflussverhältnissen im fiktiven Fallbeispiel und beispielhafte Verschneidung (Pfeile) mit dem Intensitätsbereich 2 ($< 0,5$ cm/min).....	40
Abbildung 9	Layer basierte Darstellung der flussmorphologischen Rahmenbedingungen: Art des dominierenden Sedimentationsprozess (a), Draufsicht mit Darstellung der Flussgröße, der wesentlichen Zubringer und der morphologischen Strukturgüte (b) und Längsschnitt mit Gefällsklassen.....	43
Abbildung 10	Index der hydromorphologischen Diversität (HMID) in den 10 hydrodynamischen Modellstrecken des fiktiven Fallbeispiels für vier modellierte Abflüsse; $Q1 = Q_{95PCT}$, $Q2 = 3 \times Q_{95PCT}$, $Q3 = 2 \times MQ$; $Q4 = 5 \times MQ$. Die Verortung der Modelle ist in Abbildung 11 ersichtlich.	45
Abbildung 11	Längsschnitt, Gefälle und 2D-HN-Modelllagen inkl. Stationierung.....	48
Abbildung 12	Übersicht – Ökologische Maßnahmenbewertung.....	54
Abbildung 13	Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertungsmethode von Maßnahmentypen zur Minderung der ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk in SuREmMa+; Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft.....	82
Abbildung 14	Annuität des Kapitalwerts betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken bezogen auf die verlorene flexible Leistung.....	84
Abbildung 15	Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte einer Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle auf generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge.....	89
Abbildung 16	Kapitalwert und Annuität der Erlösminderungen für generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge; Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft.....	90

Abbildung 17 Verbesserungspotential einer ganzjährigen betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (oder eines Dämpfungbeckens) in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1)	93
Abbildung 18 Verbesserungspotential einer temporären betrieblichen Einschränkung zur Dämpfung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit im Quartal 2 und 3 in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis B3 – vgl. Kapitel 2.2.1).....	97
Abbildung 19 Verbesserungspotential von Schwallausleitungskraftwerken in Abhängigkeit einzelner Wirkungsszenarien (Wirkungsszenario F bis A – vgl. Kapitel 2.2.1)	104
Abbildung 20 Situation im Istzustand (Wirkungsszenario F - vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)	109
Abbildung 21 Situation bei Errichtung eines B1-Dämpfungbeckens (Wirkungsszenario B1 – vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)	112
Abbildung 22 Situation bei einer Totalausleitung der Schwallwellen durch ein Schwallausleitungskraftwerk (Wirkungsszenario Totalausleitung vgl. Kapitel 2.2.1; NW: niedrige Abflussbedingungen, MW: mittlere Abflussbedingungen, HW: erhöhte Abflussbedingungen)	115
Abbildung 23 SuREmMa+ Bewertungsmethode als Grundlage für den Abwägungs- und entscheidungsprozess zur Definition.....	118
Abbildung 24 Arbeits- und Analyseschritte bis zum Zielzustand gutes ökologisches Potential mit adaptiver Forschungsbegleitung	129

Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus

Stubenring 1, 1010 Wien

bmlrt.gv.at

Modelle und Analyseschritte zur Erfassung von anthropogenen Einflüssen auf das Abflussregime und hydrologisches Monitoring-Konzept

zu Endbericht

SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen

Wien, Juni 2021

Text und Inhalt

Franz Greimel (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Bernhard Zeiringer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Norbert Höller (*Zentraler Informatikdienst BOKU*), Stefan Schmutz (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement - BOKU*)

Zitiervorschlag

Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N. & S. Schmutz (2021): Technischer Bericht I – Modelle und Analyseschritte zur Erfassung von anthropogenen Einflüssen auf das Abflussregime und hydrologisches Monitoringkonzept. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa+ Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen, Forschungsbericht, Wien, 48 Seiten.

Präambel

Im Rahmen des 2017 abgeschlossenen SuREmMa Forschungsprojektes wurde auf Basis nationaler und internationaler Forschungsarbeiten das Konzept eines österreichweit anwendbaren Bewertungsinstrumentes zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen entwickelt. In den ergänzenden technischen Berichten A bis C wurden die Grundlagen des entwickelten Bewertungskonzeptes näher beschrieben. Aus hydrologischer Sicht wurden in den technischen Berichten A und B unter anderem folgende Punkte behandelt:

- Definition von kurzfristigen Abflussschwankungen
- Erfassung und Quantifizierung kurzfristiger Abflussschwankungen anhand von hochauflösenden Abflussganglinien,
- Kurzfristige Abflussregime Österreichs
- Longitudinale Intensitätsbetrachtung von Schwallwellen
- Näherungsweise Bestimmung der aus Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen

Der vorliegende technische Bericht baut auf den genannten Kapiteln auf, indem gegebenenfalls Weiterentwicklungen der bereits beschriebenen Modelle und Analyseschritte behandelt werden bzw. basierend auf dem aktuellen Stand des Wissens ein hydrologisches Monitoring-Konzept vorgestellt wird. Das Monitoring-Konzept soll einen detaillierten Wirkungsnachweis direkter bzw. hydrologisch wirksamer Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen ermöglichen. Die hydrologischen Monitoringdaten stellen außerdem eine wesentliche Grundlage für die Interpretation biologischer Monitoring-Daten dar. Das vorgestellte Monitoring-Konzept wurde im Rahmen von SuREmMa+ bei ausgewählten praxisbezogenen Pilot-Fallbeispielen angewandt. Im nächsten Schritt sollte auf Basis einer exemplarischen Anwendung an den wesentlichen schwallbelasteten Gewässern Österreichs ein konsistentes und im Rahmen von Behördenverfahren einheitlich anwendbares Monitoring-Verfahren festgelegt werden.

Aufgrund dieses noch ausstehenden Schrittes ist das im vorliegenden technischen Bericht vorgestellte hydrologische Monitoring-Konzept als Methodenansatz zu sehen, deren österreichweite Anwendbarkeit im Ende 2020 startenden interdisziplinären Projekt ÖkoReSch noch abschließend zu überprüfen ist. Mit ÖkoReSch werden damit die Grundlagen für einen österreichweit anzuwendenden Leitfaden zur

- ökologischen, hydrologischen, wasserbaulichen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen,
- Erhebung abiotisch/biotischer in situ Monitoring-Daten für die zeitnahe Bewertung von umgesetzten Maßnahmen sowie
- Erstellung von Richtlinien für die Umsetzung von morphologischen Maßnahmen in schwallbelasteten Gewässern bereitgestellt werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung.....	2
2	Erfassung von kurzfristigen Abflussschwankungen.....	4
3	Lagrange`sche Betrachtungsweise	6
3.1	Datengrundlage.....	6
3.2	Identifikation von assoziierten Ereignissen und longitudinale Intensitätsmodellierung.....	7
3.3	Näherungsweise Bestimmung der aus Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen.....	8
3.4	Ergebnisse - Quellenspezifisches Monitoring	10
3.4.1	Retentionskurven dQ/dt	10
3.4.2	Retentionskurven dW/dt	12
4	Euler`sche Betrachtungsweise.....	14
4.1	Standardisierte Selektion von Abflussschwankungen	14
4.2	Absolute und relative Intensität von Abflussschwankungen	17
4.3	Datengrundlage.....	19
4.4	Jährliches Abflussregime und Auswahl von Referenz-Abflussganglinien	20
4.5	Ergebnisse - Quellenunabhängiges Monitoring/kurzfristiges Abflussregime	23
4.5.1	Referenz-Abflussganglinie	23
4.5.2	Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 1	27
4.5.3	Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 3	32
4.5.4	Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 5	37
4.5.5	Zusammenfassung	41
5	Verschneidung Euler/Lagrange	43
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	44
7	Literatur.....	45

1 Einleitung und Zielsetzung

Im vorliegenden technischen Bericht I wird ein hydrologisches Monitoringkonzept vorgeschlagen, welches ermöglichen soll das (kurzfristige) Abflussregime eines Gewässerabschnittes zu erfassen, dessen zeitliche Variabilität zu beschreiben und im Falle von anthropogen beeinflussten Verhältnissen auf den spezifischen Einfluss unterschiedlicher Quellen von kurzfristigen Abflussschwankungen schließen zu können. Die hydrologischen Monitoring-Daten sollen gemeinsam mit der Beschreibung der morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse (vgl. Technischer Bericht II) eine Grundlage für die Interpretation der ökologischen Situation eines Gewässerabschnittes (vgl. Technischer Bericht IV) darstellen.

Die Vorgehensweise wird am fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 2.3) veranschaulicht. Das fiktive Fallbeispiel spiegelt in Bezug auf die abiotischen, ökologischen und energiewirtschaftlichen Standortbedingungen ein typisches schwallbelastetes Teileinzugsgebiet Österreichs wider. Neben dem Kraftwerksdurchfluss werden im fiktiven Fallbeispiel fünf Abflussganglinien aufgezeichnet. Sämtliche Abflussganglinien stellen im Prinzip tatsächlich existierende Abflussganglinien dar, an welchen die beschriebenen Methodenansätze angewandt wurden. Allerdings wurden sowohl die Auftretshäufigkeit als auch die Intensität der Abflussschwankungen jeweils mit einem gleichbleibenden Faktor multipliziert und die räumliche Lage der Pegelstellen adaptiert, um zu verhindern, dass auf die dahinterliegende reale Situation geschlossen werden kann. **Die dem fiktiven Fallbeispiel zugrundeliegenden Abflussganglinien wurden so gewählt, dass mögliche Grenzen der Modellansätze aufgezeigt werden können, um im vorliegenden technischen Bericht auf Lösungsansätze einzugehen.** Zusammenfassend wird explizit darauf hingewiesen, dass das fiktive Fallbeispiel ausschließlich der Veranschaulichung der Vorgehensweise und der Interpretationsmöglichkeiten der Ergebnisse dient. **Die mit Bezug zum fiktiven Fallbeispiel dargestellten Ergebnisse können aufgrund der Variabilität der übergeordneten Randbedingungen im Einzugsgebiet bzw. des untersuchten Gewässerabschnittes nicht verallgemeinert, oder auf bestimmte reale Pilot-Fallbeispiele übertragen werden.**

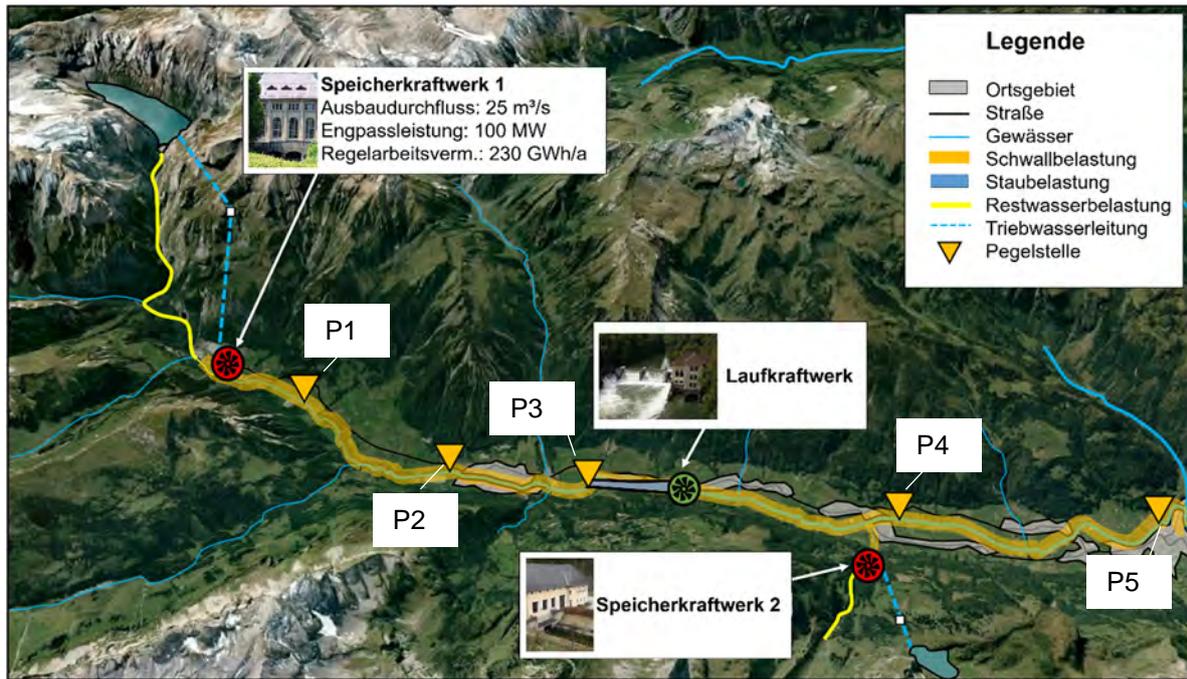


Abbildung 1: Übersichtsdarstellung fiktives Fallbeispiel (Speicherkraftwerk 1: fkm 25; rechter Bildrand: fkm 0; P: permanente (Nr. 1, 3 und 5) und temporäre Pegelstellen (Nr. 2 und 4))

Tabelle 1: Überblick – Abflussganglinien im fiktiven Fallbeispiel

Ganglinie	EZG	Lage	MQ	Q95
Typ	(km ²)	(fkm)	(m ³ /s)	(m ³ /s)
KW-Durchfluss	390	25	17.8	3.4
Pegel 1	400	23.5	18	3.5
Pegel 2 - temporär	500	18	20	4
Pegel 3	650	14	25	5
Pegel 4 - temporär	800	6	32	6
Pegel 5	900	1	35	7

(MQ und Q95 – Abflusskennzahlen gemäß digHAO (BMLFUW, 2007), der Kraftwerksdurchfluss-Ganglinie wurden die Werte bei der Einleitestelle zugewiesen)

2 Erfassung von kurzfristigen Abflussschwankungen

Kurzfristige Abflussschwankungen bezeichnen Abflussänderungen, welche innerhalb eines Zeitraumes von einigen Minuten oder Stunden bis hin zu wenigen Tagen auftreten. Diese kurzfristigen Abflussschwankungen können natürlichen Ursprungs (z. B. ausgelöst durch Niederschlagsereignisse) sein oder anthropogen erzeugt werden (z. B. Schwallwellen) und können dementsprechend unterschiedlichen Schwankungs- bzw. Wellentypen zugewiesen werden (Greimel et al. 2016). Die algorithmenbasierte Erfassung und Quantifizierung von kurzfristigen Abflussschwankungen ermöglicht es, die in Abflussganglinien dokumentierte hydrologische Situation automatisiert zu erfassen. Dabei werden Abflussanstiegs- und Abflussabstiegsereignisse unterschieden. Zusammenhängende Abflussanstiege, bzw. Abflussrückgänge (oder Abflussabstiege) werden dabei als ein Ereignis (Sauterleute & Charmasson, 2014; Greimel et al. 2016) oder eine Abflussschwankung bezeichnet (vgl. Abbildung 2). Die Definition des in SuREmMa und SuREmMa+ angewandten Algorithmus wird in Greimel et al. 2016 erläutert und die Erfassung einzelner Abflussan- und Abstiegsereignisse am Beispiel unterschiedlicher in Österreich zu beobachtender Wellentypen dargestellt (vgl. auch Greimel et al. 2017a). Die Ereignisintensität eines An- oder Abstiegsereignisses sowie die Auftrittshäufigkeit wird durch mehrere Parameter quantifiziert (vgl. Tabelle 2). Zudem wird der Auftrittszeitpunkt von jedem Ereignis erfasst. Die maximale Auflösung der Abflussganglinien beträgt bei permanent und österreichweit betriebenen Pegelstellen 15 Minuten, bei temporären Pegelstellen 1 Minute, wobei sich sämtliche Auswertungen im Rahmen des SuREmMa+ Projektes auf 15 Minuten Werte beziehen.

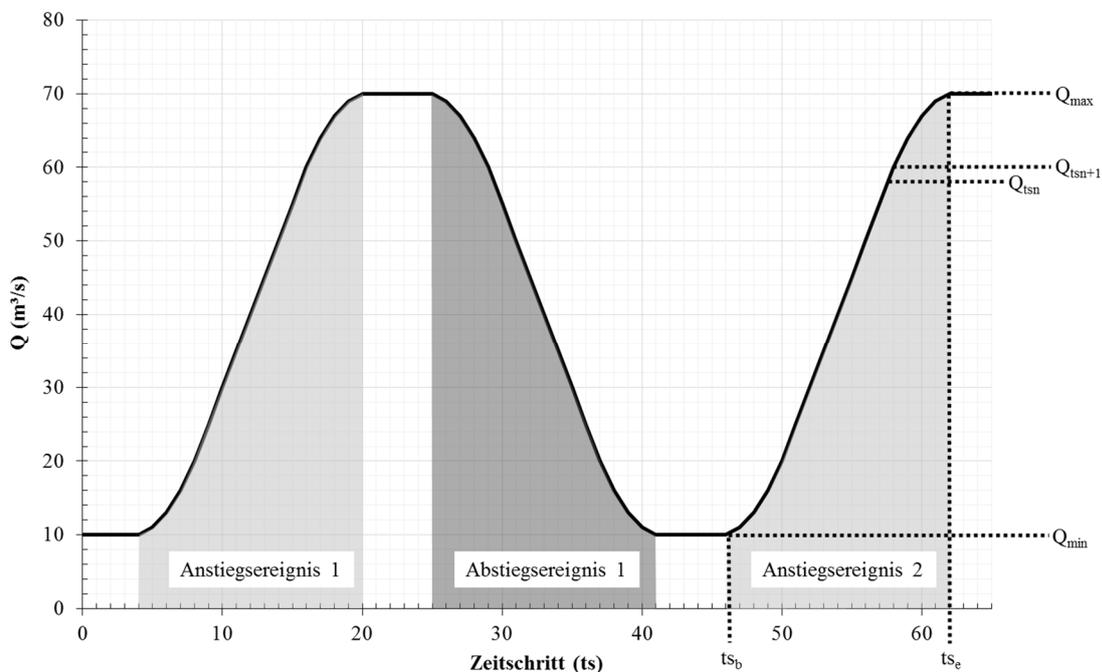


Abbildung 2: Ereignisdefinition und maßgebliche Parameter zu Beschreibung der Ereignisintensität (Q_{\max} : Maximalabfluss des Ereignisses; Q_{tsn} Abflusswert eines bestimmten Zeitschrittes während des Ereignisses; Q_{tsn+1} : Abflusswert des darauffolgenden Zeitschrittes während des Ereignisses; Q_{\min} : Minimalabfluss des Ereignisses; ts_b : Zeitschritt Ereignisbeginn; ts_e : Zeitschritt Ereignisende).

Tabelle 2: Ereignisbezogene Intensitäts- (Nr. 1-5) und Häufigkeitsparameter (z.B. Nr. 6): Definitionen und Einheiten.

Nr.	Parameter	Acronym	Definition	Einheit
1	Maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit	MAFR	$\max(\text{abs}((Q_{tsn+1}) - (Q_{tsn})))$	m^3/s^2
2	Mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit	MEFR	Amplitude/Dauer	m^3/s^2
3	Amplitude	AMP	$Q_{\max} - Q_{\min}$	m^3/s
4	Sunk-Schwall-Verhältnis	RATIO	Q_{\max}/Q_{\min}	
5	Dauer	DUR	$t_{se} - t_{sb}$	s
6	Anzahl	CNT	Ereignisanzahl in einer bestimmten Periode	

(t_{sb} - Zeitschritt Eventbeginn, t_{se} - Zeitschritt Eventende, Q_{\max} - Maximalabfluss, Q_{\min} - Minimalabfluss, Q_{tsn} - Abfluss eines bestimmten Zeitschrittes, Q_{tsn+1} - Abfluss des darauffolgenden Zeitschrittes, max - Maximum, abs - absolut, s - Sekunde (1 ts \cong 900 Sekunden oder 15 Minuten).

Die aus den Abflussganglinien erhobene Information lässt sich grundsätzlich durch zwei unterschiedliche Betrachtungsweisen analysieren, darstellen und interpretieren - der Lagrange'schen (vgl. Kapitel 3.4) und der Euler'schen (vgl. Kapitel 3) Betrachtungsweise. Bei der Euler'schen Betrachtungsweise wird die Bewegung eines Körpers von einem raumfesten Punkt aus analysiert. Im Gegensatz dazu wird die Bewegung des Körpers bei der Lagrange'schen Betrachtungsweise von einem seiner materiellen Punkte aus untersucht. Um die hydrologische Situation eines (Teil-)Einzugsgebietes erfassen zu können sind grundsätzlich beide Betrachtungsweisen sinnvoll.

3 Lagrange'sche Betrachtungsweise

Bei der Lagrange'schen Betrachtungsweise werden Abflusswellen ausgehend von einer bestimmten Quelle (beispielsweise einer Schwallenleitung) flussab verfolgt, um die Intensität der Schwallwellen im longitudinalen Gewässerverlauf bzw. im Längsschnitt eines betrachteten Gewässerabschnittes zu erfassen. Dabei wird eine spezifische Welle an mehreren Pegelstellen identifiziert. Durch die Identifikation einer Vielzahl an „assozierten Wellen“ kann die Veränderung der Wellenform von Pegelstelle zu Pegelstelle erfasst und anhand von Modellen beschrieben werden (Greimel et al., 2017b). Die Lagrange'sche Betrachtungsweise ist dementsprechend anzuwenden, wenn die von einer spezifischen Schwallenleitung ausgehende ökologische Belastung oder auch die Wirkung bestimmter Maßnahmen zur direkten Schwalldämpfung (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht – Kapitel 2.2.1) longitudinal beschrieben oder auch prognostiziert werden soll (**quellenspezifisches Monitoring**). Die Ergebnisse der Lagrange'schen Betrachtungsweise sind eine wesentliche Grundlage für die Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht – Kapitel 3).

3.1 Datengrundlage

Um ein (Teil-)Einzugsgebiet anhand der Lagrange'sche Betrachtungsweise analysieren zu können, sind neben der Abflussganglinie der zu analysierenden Quelle (z. B. eines schwallerzeugenden Kraftwerks) im flussab gelegenen Einflussbereich der Quelle mindestens zwei weitere Abflussganglinien erforderlich. Diese Mindestanforderung ist darauf zurückzuführen, dass die longitudinale Wellenverformung im Allgemeinen nichtlineare Trends folgt. Generell gilt jedoch: Je mehr Abflussganglinien zur Verfügung stehen und je besser diese im Untersuchungsgebiet verteilt sind und je höher der Zeitreihenumfang ist, desto exakter kann die Wellenverformung erfasst bzw. modelliert werden. Im fiktiven Fallbeispiel wurden zur Verdichtung der Datenverfügbarkeit neben den permanent betriebenen Pegelstellen zusätzlich zwei temporäre Pegelstellen installiert (vgl. Abbildung 1, Tabelle 1). Ein weiterer wichtiger Aspekt der Installation von temporären Pegelstellen ist, dass die Daten in einer zeitlichen Auflösung von bis zu einer Minute erfasst werden, während die momentane maximal verfügbare Auflösung der Ganglinien des hydrographischen Dienstes auf 15 Minuten-Werte begrenzt ist. Durch die höhere Auflösung der temporären Pegelsonden kann z. B. eingestuft werden, ob die von einer spezifischen Quelle ausgehenden Schwallwellen anhand der 15 Minuten-Werte korrekt erfasst werden können. Vor allem in den ersten Flusskilometern flussab einer Schwall-Einleitung kann die Installation einer temporären Pegelsonde erforderlich sein, wenn davon auszugehen oder bekannt ist, dass das schwallerzeugendes Kraftwerk innerhalb von wenigen Minuten gesteuert wird.

Soll die Wirkung von direkten Maßnahmen zur Verringerung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen (direkte/indirekte Maßnahmen - vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht – Kapitel 2.2) anhand der Lagrange'schen Betrachtungsweise evaluiert werden, empfiehlt es sich vor (hydrologisches Prä-Monitoring) und nach Maßnahmenumsetzung (Post-Monitoring) einen Zeitreihenumfang von jeweils mindestens zwei Jahre analysieren zu können.

3.2 Identifikation von assoziierten Ereignissen und longitudinale Intensitätsmodellierung

Assoziierte Ereignisse (AE) sind Abflussschwankungen einer übereinstimmenden Quelle, welche an zwei Pegelstellen ohne Einfluss von anderen Abflussschwankungen oder Messartefakten ungestört aufgezeichnet wurden. Um AE identifizieren zu können, spielt der Auftrittszeitpunkt und – im Zusammenhang mit dem Kontinuitätsgesetz – die Ereignisamplitude eine wesentliche Rolle. Die Identifikation von AE sowie die darauf aufbauende longitudinale Intensitätsmodellierung erfolgte im Rahmen von SuREmMa+ gemäß Greimel et al. 2017b, wobei sich im Zuge der Anwendung des Modellansatzes in SuREmMa+ herausgestellt hat, dass sich bei der Identifikation von assoziierten Ereignissen auch mit einem vereinfachten Modellansatz weitgehend übereinstimmende Ergebnisse erzielen lassen.

Im Rahmen von SuREmMa+ erfolgte die Identifikation von assoziierten Ereignissen ohne a priori Ausschluss von Ereignissen basierend auf lediglich zwei Kriterien:

Kriterium 1: Der Auftrittszeitpunkt eines Ereignisses muss näherungsweise übereinstimmen, wenn die Fließzeit zwischen den Pegelstellen vom Auftrittszeitpunkt bei der flussab gelegenen Zeitreihe subtrahiert wird (vgl. Abbildung 3 - 1).

Kriterium 2: Die Amplitude des Ereignisses muss aufgrund des Kontinuitätsgesetzes näherungsweise übereinstimmen, wenn die Abflusswelle ein ausgeprägtes Plateau aufweist (Plateau > als 1-2 Stunden) (vgl. Abbildung 3 – 2, 3).

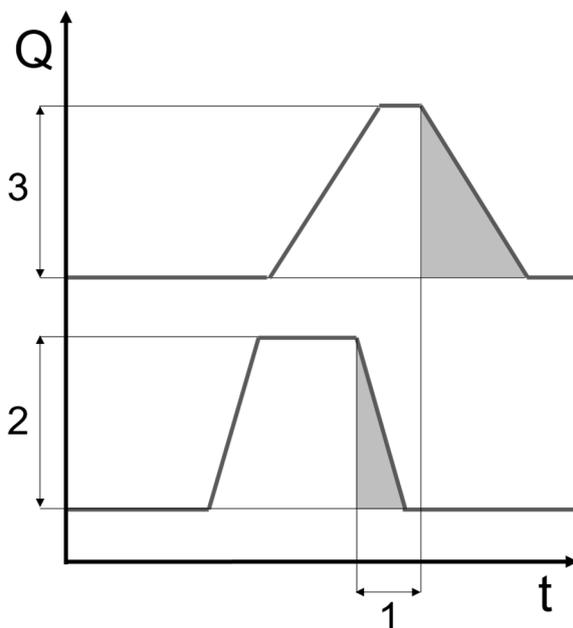


Abbildung 3: Systemskizze zur Identifikation von Assoziierten Abstiegsereignissen (grau) zweier benachbarter Pegelstellen (Q – Abfluss; t – Zeit; oben – Abflusswelle gemessen am flussab gelegenen Pegel; unten - Abflusswelle gemessen am flussauf gelegenen Pegel; 1 – Fließzeit zwischen den Pegelstellen; 2 – Amplitude des flussauf gemessenen Ereignisses; 3 - Amplitude des flussab gemessenen Ereignisses)

Nachdem eine möglichst hohe Anzahl an AE identifiziert worden ist, kann die Intensitätsveränderung zwischen zwei benachbarten Pegelstellen (bezugnehmend auf einzelnen Intensitätsparameter – vgl. Tabelle 2) anhand von einfachen linearen Regressionsmodellen (basierend auf den AE) beschrieben werden. Anhand der Modellergebnisse von mehreren einzelnen Pegelpaaren kann anschließend der (i. A. nichtlineare) longitudinale Intensitätsverlauf der Abflussschwankungen eines bestimmten schwallerzeugenden Kraftwerks erfasst werden (longitudinale Intensitätsmodellierung). Die longitudinale Intensitätsbetrachtung bezugnehmend auf die Abflussänderungsgeschwindigkeit von An- und Abstiegsereignissen (Retentionskurven dQ/dt) ist eine wesentliche Grundlage für die Anwendung der SuREmMa+ Bewertungsmethode (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 3.1.1.1)

3.3 Näherungsweise Bestimmung der aus Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen

Auch die näherungsweise Bestimmung der aus den Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen erfolgte im Rahmen von SuREmMa+ (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 3.1.1.2) gemäß Greimel et al. 2017b, wobei die Vorgehensweise durch eine Kalibrierung des Modells anhand von Pegelschlüsselkurven in frei fließenden Gewässerabschnitten des Untersuchungsgebietes erweitert wurde.

Bei der näherungsweisen Bestimmung der resultierenden Wasserspiegelschwankungen wird davon ausgegangen, dass bei (frei fließenden) Gewässerstrecken mit vergleichbarer Gewässergeometrie die aus übereinstimmenden Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen ähnlich ausfallen müssen. Um vergleichbare Gewässerstrecken in einzelne Gruppen zusammenzufassen, wurden sämtliche Teileinzugsgebiete Österreichs (gemäß BMLFUW, 2007) nach den Variablen „Seehöhe“ und „mittlere jährliche Abflusspende“ insgesamt 5 Clustern zugewiesen. Anschließend wurden für die einzelnen Cluster, basierend auf sämtlichen Pegelschlüsselkurven von Pegelstellen in freifließenden Gewässerabschnitten, überregionale Regressionsmodelle erstellt, welche anhand der Parameter Einzugsgebietsgröße und Gewässerbreite ermöglichen, die mittlere spezifische vertikale Wasserspiegeländerung bei einer Abflussänderung von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ (dW_{spez}) für unterschiedliche Abflussbereiche (Niederwasser-, Mittelwasser und erhöhter Abflussbereich) abzuschätzen (Greimel et al. 2017b).

Bei der Anwendung des Regressionsmodells im Rahmen von SuREmMa+ bzw. der Gegenüberstellung mit den Ergebnissen von hydrodynamisch- numerischen Modellen und/oder den Werten von im Untersuchungsgebiet vorhandenen Pegelschlüsselkurven aus frei fließenden Gewässerabschnitten, wurde ersichtlich, dass in hydromorphologisch ähnlichen Gewässerabschnitten eines bestimmten Gewässers, auch von einem ähnlichen Modellfehler auszugehen ist. Daher ist es grundsätzlich zielführend, das Regressionsmodell zu kalibrieren, wenn die Datenlage dies erlaubt, bzw. im Untersuchungsgebiet repräsentative Pegelschlüsselkurven aus frei fließenden Gewässerabschnitten vorhanden sind. Dazu werden die Ergebnisse des Regressionsmodelles den Werten der Pegelschlüsselkurven gegenübergestellt und der mittlere Modellfehler berechnet. Anschließend kann das Regressionsmodell kalibriert werden, indem die Ergebnisse so angepasst werden, dass der mittlere Modellfehler null beträgt.

Nachdem im fiktiven Fallbeispiel gewässermorphologische und hydrologische Daten grundsätzlich von realen Gewässerabschnitten übertragen wurde, kann der Kalibrierungsvorgang am fiktiven Fallbeispiel dargestellt werden (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 2.3). Im fiktiven Fallbeispiel befinden sich insgesamt fünf repräsentative Pegelstellen in frei fließenden Gewässerabschnitten. In den Pegelprofilen ist dW_{spez} für unterschiedliche

Abflussbereiche bekannt. Die Gegenüberstellung mit den Ergebnissen des Regressionsmodelles zeigt, dass dW_{spez} in den Pegelprofilen durch das Regressionsmodell im Niederwasserbereich im Mittel um 26% unterschätzt, im Mittelwasser- und im erhöhten Abflussbereich um 5 bzw. 20% überschätzt wird (vgl. Tabelle 3, Abbildung 4 - links). Im Rahmen des Kalibrierungsvorganges werden die Modellergebnisse so angepasst, dass der mittlere Modellfehler null beträgt (vgl. Abbildung 4 - rechts)

Tabelle 3: Gegenüberstellung der mittleren spezifischen vertikalen Wasserspiegeldifferenz (dW_{spez}) gemäß Regressionsmodell und Pegelschlüsselkurven in freifließenden Gewässerabschnitten und Berechnung des mittleren Modellfehlers für unterschiedliche Abflussbereiche.

Pegel-Nr.	dW_{spez} Regressionsmodell (m)			dW_{spez} Pegelschlüssel (m)			Verhältnis Pegelschlüssel/Modell		
	NW	MW	HW	NW	MW	HW	NW	MW	HW
1	0.0281	0.0177	0.0126	0.0396	0.0141	0.0098	1.41	0.80	0.78
2	0.0208	0.0133	0.0102	0.0246	0.0105	0.0067	1.19	0.79	0.66
3	0.0220	0.0134	0.0110	0.0280	0.0142	0.0097	1.27	1.06	0.88
4	0.0213	0.0131	0.0107	0.0304	0.0154	0.0094	1.42	1.17	0.88
5	0.0205	0.0124	0.0104	0.0208	0.0114	0.0082	1.02	0.92	0.78
Mittelwert							1.26	0.95	0.80

(NW – Abflussbereich Q_{95PCT} bis $3xQ_{95PCT}$, MW – Abflussbereich $3xQ_{95PCT}$ bis $2xMQ$, HW – Abflussbereich $2xMQ$ bis $5xMQ$)

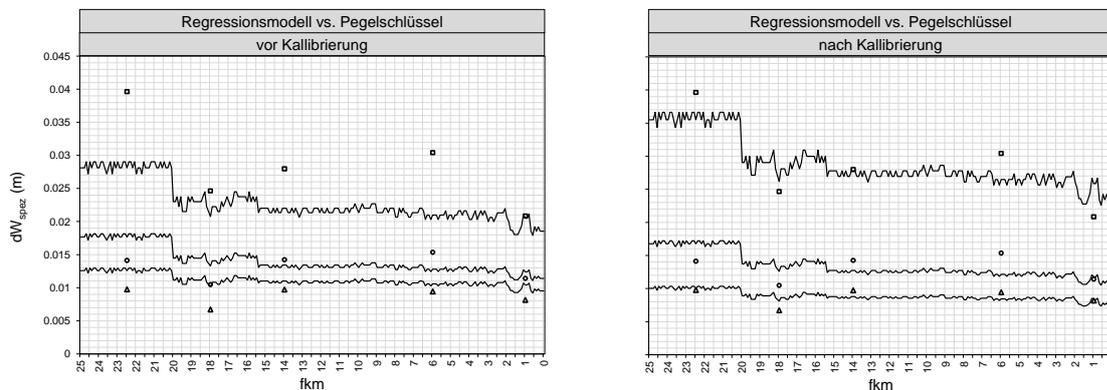


Abbildung 4: Mittlere spezifische vertikale Wasserspiegeldifferenz (dW_{spez}) gemäß Regressionsmodell (Linien) vor (links) und nach Kalibrierung (rechts) und Gegenüberstellung mit den Werten aus repräsentativen Pegelschlüsselkurven in frei fließenden Gewässerabschnitten (Vierecke - Abflussbereich Q_{95PCT} bis $3xQ_{95PCT}$ (NW), Kreise - Abflussbereich $3xQ_{95PCT}$ bis $2xMQ$ (MW), Dreiecke - Abflussbereich $2xMQ$ bis $5xMQ$ (MW))

Die beschriebene Kalibrierung wurde in sämtlichen Pilot-Fallbeispielen, welche im Rahmen von SuREmMa+ bearbeitet wurden (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 2.3), durchgeführt, wodurch die Ergebnisse des Regressionsmodelles durchgehend verbessert werden konnten, wie auch eine zusätzliche Validierung mit den Werten der im Untersuchungsgebietes befindlichen hydrodynamisch-numerischen Modellstrecken zeigte.

3.4 Ergebnisse - Quellspezifisches Monitoring

3.4.1 Retentionskurven dQ/dt

In Abbildung 5 ist der longitudinale Verlauf der Abflussänderungsgeschwindigkeit mit unterschiedlicher Ausgangsintensität (Szenario F bis B3 - vgl. Kapitel 2.2.1) dargestellt (Retentionskurven – dQ/dt). Die Kilometrierung (fkm) bezieht sich dabei – der Vorgehensweise des Modellansatzes folgend – auf die Entfernung zur Schwallenleitestelle. Die Abflussänderungsgeschwindigkeit der An- und Abstiegseignisse kann sich im longitudinalen Verlauf unterschiedlich verhalten (vgl. Abbildung 5 – a vs. b). Die Abflussänderungsgeschwindigkeit von Abflussanstiegseignissen kann über mehrere Flusskilometer weitgehend konstant bleiben, oder sogar zunehmen, während für Abstiegseignisse im Rahmen der bisherigen Anwendung des Modellansatzes ausnahmslos eine Verringerung der Abflussänderungsgeschwindigkeiten beobachtet wurde.

In Abbildung 5 sind die Ergebnisse der zwischen den benachbarten Pegelstellen angepassten linearen Modelle dargestellt (Punkte), die in Tabelle 4 und Tabelle 5 zusammengefasst werden. Die von Speicherkraftwerk 1 (Station 1) ausgehenden Schwallwellen können anhand der herangezogenen Abflussganglinien offensichtlich (nur) rund 12 Flusskilometer, bzw. bis zum Stauraum des Laufkraftwerkes (vgl. Abbildung 1), flussab verfolgt werden. Zwischen Station 3 (Pegel 2) und 4 (Pegel 3) können, sowohl Abflussan- als auch Abstiegseignisse betreffend, nur noch rund 30 assoziierte Ereignisse (AE) identifiziert werden (vgl. Tabelle 4 und Tabelle 5), womit weiter flussab die Anzahl an AE zu gering ist, um ein aussagekräftiges Modell anpassen zu können und somit den Intensitätsverlauf weiter flussab verfolgen zu können. Anhand der dargestellten „Stützstellen“ (Punkte) wird ersichtlich, dass der Kurvenverlauf in der unteren Hälfte des Untersuchungsgebietes – vor allem Abstiegseignisse betreffend – nicht aussagekräftig extrapoliert werden kann.

Möglicherweise werden im fiktiven Fallbeispiel die von Speicherkraftwerk 1 ausgehenden Abflussschwankungen vom Laufkraftwerk beeinflusst, sodass die Identifikation von AE flussab des Laufkraftwerkes, etwa durch eine Unterbrechung der Ereignisse, erschwert wird. Eine andere Möglichkeit ist, dass die Datenauflösung der Ganglinien (15 Minuten) zu gering ist, um die bei Speicherkraftwerk 1 eingeleiteten Abflussschwankungen akkurat erfassen zu können. Durch die Ergebnisse der Eulerschen Betrachtungsweise können diesbezüglich weitere Informationen gewonnen werden (vgl. Kapitel 4.5.5).

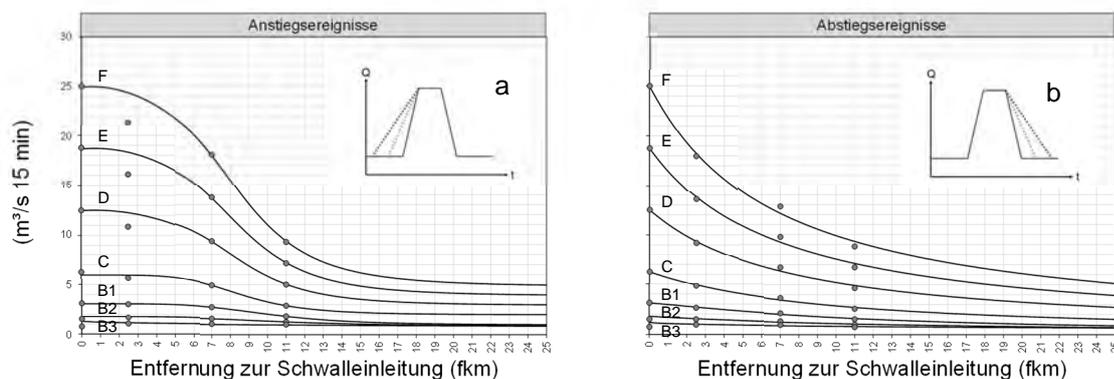


Abbildung 5: Szenarienspezifische Retentionskurven dQ/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel für An- (a) und Abstiegseignisse (b) (Punkte entsprechen den Ergebnissen der linearen Modelle zwischen zwei benachbarten Pegelstellen)

Tabelle 4: Fiktives Fallbeispiel - Speicherkraftwerk 1: Lineare Modelle zur Beschreibung der Intensitätsveränderung zwischen benachbarten Pegelstellen für Abflussanstiegsereignisse

Station.x	Station.y	Metric	d	k	N	R ²	Def_Metric
S1	S2	Metric_1	0.11	0.97	1737	0.94	AMP
S1	S2	Metric_2	0.42	0.84	1737	0.72	MAFR
S1	S2	Metric_3	0.75	0.66	1737	0.45	MEFR
S1	S2	Metric_4	0.88	0.66	1737	0.37	DUR
S2	S3	Metric_1	-0.25	0.97	646	0.94	AMP
S2	S3	Metric_2	0.19	0.84	646	0.74	MAFR
S2	S3	Metric_3	0.54	0.59	646	0.48	MEFR
S2	S3	Metric_4	0.86	0.79	646	0.48	DUR
S2	S3	Metric_5	0.27	0.74	646	0.94	RATIO
S3	S4	Metric_1	-0.25	0.90	29	0.94	AMP
S3	S4	Metric_2	0.50	0.48	29	0.77	MAFR
S3	S4	Metric_3	0.64	0.23	29	0.61	MEFR
S3	S4	Metric_4	1.85	0.77	29	0.48	DUR
S3	S4	Metric_5	0.23	0.78	29	0.98	RATIO

(Station.x – Oberliegerganglinie (S1 entspricht Kraftwerksdurchfluss), Station.y – Unterliegerganglinie (S4 entspricht Pegel Nr. 3), Def_Metric – vgl. Tabelle 2, d – Achsenabschnitt, k – Steigung, N – Anzahl assoziierter Ereignisse, R² - quadrierter Korrelationskoeffizient)

Tabelle 5: Fiktives Fallbeispiel - Speicherkraftwerk 1: Lineare Modelle zur Beschreibung der Intensitätsveränderung zwischen benachbarten Pegelstellen für Abflussabstiegsereignisse

Station.x	Station.y	Metric	d	k	N	R ²	Def_Metric
S1	S2	Metric_1	0.15	0.96	1782	0.94	AMP
S1	S2	Metric_2	0.45	0.70	1782	0.67	MAFR
S1	S2	Metric_3	0.72	0.46	1782	0.36	MEFR
S1	S2	Metric_4	1.15	0.85	1782	0.29	DUR
S2	S3	Metric_1	-0.27	1.00	721	0.94	AMP
S2	S3	Metric_2	0.30	0.70	721	0.84	MAFR
S2	S3	Metric_3	0.36	0.56	721	0.63	MEFR
S2	S3	Metric_4	-0.05	1.32	721	0.62	DUR
S2	S3	Metric_5	0.04	0.95	721	0.95	RATIO
S3	S4	Metric_1	-0.11	0.94	32	0.98	AMP
S3	S4	Metric_2	0.10	0.68	32	0.92	MAFR
S3	S4	Metric_3	0.19	0.50	32	0.72	MEFR
S3	S4	Metric_4	-0.93	1.74	32	0.82	DUR
S3	S4	Metric_5	0.01	0.99	32	0.92	RATIO

(Station.x – Oberliegerganglinie (S1 entspricht Kraftwerksdurchfluss), Station.y – Unterliegerganglinie (S4 entspricht Pegel Nr. 3), Def_Metric – vgl. Tabelle 2, d – Achsenabschnitt, k – Steigung, N – Anzahl assoziierter Ereignisse, R² - quadrierter Korrelationskoeffizient)

3.4.2 Retentionskurven dW/dt

Abhängig von den hydromorphologischen Begebenheiten einer Gewässerstrecke (Flussgeometrie, Gefällsverhältnisse, Rauigkeitsverhältnisse) und den jeweiligen Abflussverhältnissen resultieren aus den Abflussschwankungen Wasserspiegelschwankungen in sehr variablem Ausmaß. Deshalb ist es erforderlich die zu erwartenden resultierenden Wasserspiegelschwankungen im longitudinalen Verlauf näherungsweise zu bestimmen (vgl. Kapitel 3.3). Die Retentionskurven dW/dt (vgl. Abbildung 6) werden durch die Multiplikation der Retentionskurven dQ/dt (vgl. Abbildung 5) mit dW_{spez} (vgl. Abbildung 4) berechnet, wobei die Flusskilometrierung hier der orographischen Kilometrierung im Donaeinzugsgebiet folgt (um in weiterer Folge die Retentionskurven mehrerer Schwalleinleitungen einfacher in einem Diagramm zusammenfassen zu können). Die Retentionskurven dW/dt stellen die Grundlage zur Einstufung des Drift- und Strandungsrisikos für Gewässerorganismen dar (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht Kapitel 3.2).

Anhand der Retentionskurven dW/dt wird ersichtlich, dass die Intensität der durch den Schwallbetrieb ausgelösten Wasserspiegelschwankungen in erheblichem Ausmaß von den Abflussbedingungen im Gewässer abhängig ist (Abbildung 6 – a, d vs. b, e vs. c, f). Der sprunghafte Trend bei fkm 20 resultiert aus der punktuellen Veränderung der dem Regressionsmodell zugrundeliegenden Modellparameter bei der Mündung des ersten rechtsufrigen Zubringers flussab der Schwalleinleitung (vgl. auch Abbildung 4).

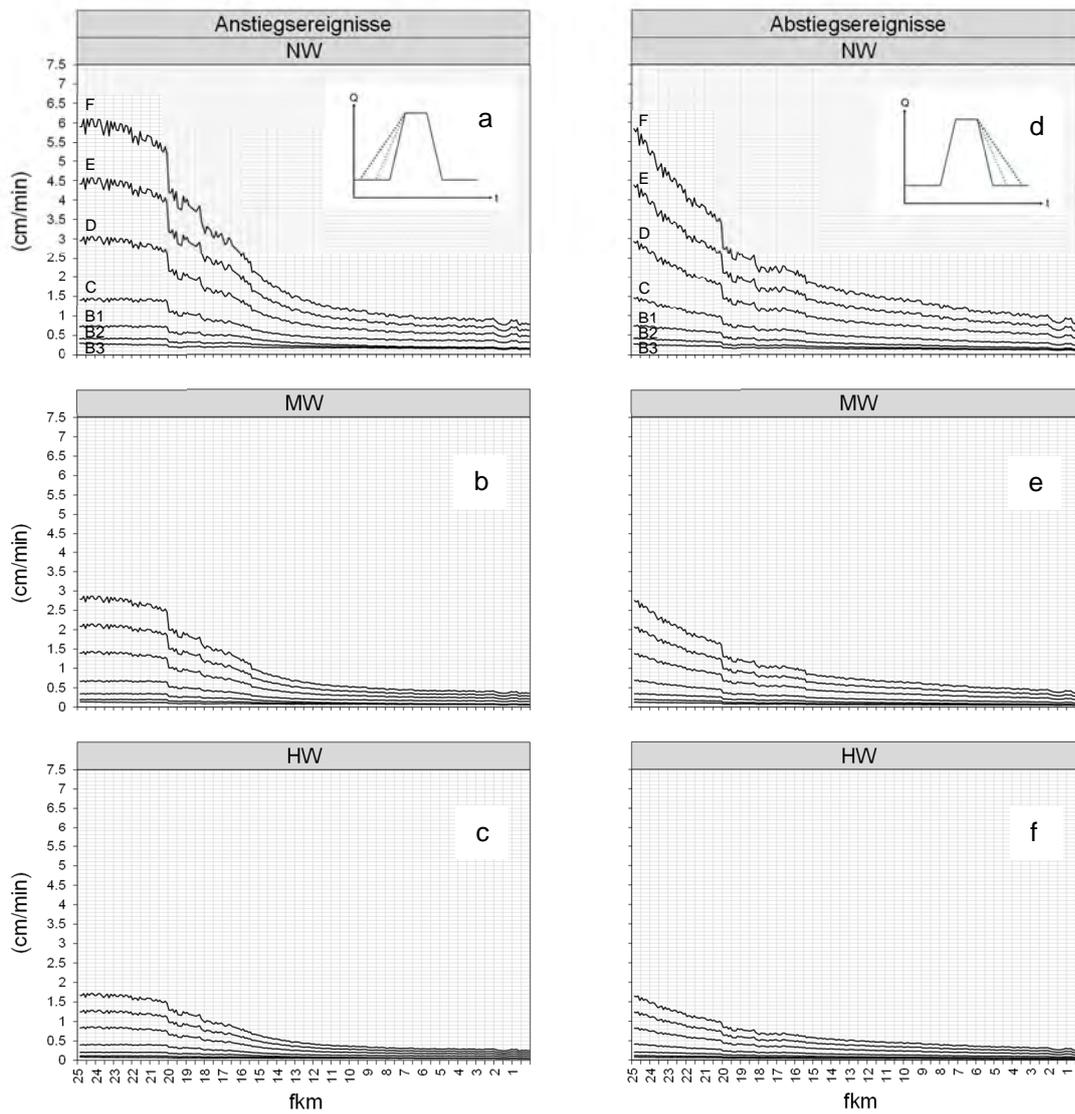


Abbildung 6: Szenarienspezifische (Szenarien-Beschriftung – siehe a, d) Retentionskurven dW/dt (Wirkungsszenario B3 bis F – vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 2.2.1) im fiktiven Fallbeispiel bei niedrigen (NW - a, d), mittleren (MW - b, e) und erhöhten Abflussbedingungen (HW - c, f) für Ablussan- (a, b, c) und Abstiegseignisse (d, e, f)

4 Euler'sche Betrachtungsweise

Bei der Euler'schen Betrachtungsweise werden an einem bestimmten Pegelprofil mehrere Abflusswellen unabhängig von ihrer Quelle erfasst. Dementsprechend ermöglicht es die Euler'sche Betrachtungsweise, das kurzfristige Abflussregime bezugnehmend auf diverse räumliche Skalenebenen (z. B. Land, Region, Einzugsgebiet, Teileinzugsgebiet, Gewässerabschnitt) anhand der verfügbaren Abflussganglinien zu erfassen und – wenn der Zeitreihenumfang dies zulässt – die Verhältnisse unterschiedlicher Perioden gegenüberzustellen. Die Euler'sche Betrachtungsweise ist somit anzuwenden, wenn eine hydrologische Beeinflussung unabhängig von der/den Quelle(n) erfasst werden soll (**quellenunabhängiges Monitoring**). Die durch die Euler'sche Betrachtungsweise gewonnene hydrologische Information ist eine essentielle Grundlage, um das kurzfristige Abflussregime eines Gewässerabschnittes erfassen und aus ökologischer Sicht interpretieren zu können.

4.1 Standardisierte Selektion von Abflussschwankungen

Bei der Euler'schen Betrachtungsweise ist es im Allgemeinen das Ziel, die in einer oder mehreren Abflussganglinien dokumentierte hydrologische Information (z. B. Auftrittshäufigkeit und Intensität bestimmter Abflussschwankungen) zu analysieren und zu interpretieren. Dazu ist eine standardisierte (d. h. in einem eindeutig definierten und übereinstimmenden Intensitätsbereich) Selektion von (bezugnehmend auf die jeweilige Forschungsfrage relevanten) Abflussschwankungen erforderlich. Wenn mehrere Abflussganglinien untersucht werden sollen, ist es aufgrund der bei regionalen und überregionalen Analysen im Allgemeinen sehr unterschiedlichen Flussgrößen meist nicht zielführend, eine Selektion bestimmter Abflussschwankungen auf absolute Werte zu beziehen. Wenn man beispielsweise sämtliche Abflussschwankungen mit einer Amplitude über $1 \text{ m}^3/\text{s}$ selektieren würde, erfasst man bei einem kleinen Gewässer sehr wenige Ereignisse, während bei einem sehr großen Gewässer unter Umständen sämtliche aufgezeichneten Abflussschwankungen selektiert werden würden. Auch eine Standardisierung im Verhältnis zur Einzugsgebietsgröße oder im Verhältnis zum mittleren Abfluss (MQ) ist nicht zielführend, wenn aus mehreren Abflussganglinien Abflussschwankungen mit vergleichbarer Intensität selektiert werden sollen, da auch die dementsprechend standardisierten Werte sehr stark von der Flussdimension abhängig sind. Zum Beispiel kann es bei einem Gewässer im Wienerwald (i. A. Einzugsgebiete mit hohem Abflussbeiwert) vorkommen, dass die Abflussänderungsgeschwindigkeit eines auf ein natürliches Starkniederschlagsereignis zurückzuführenden Abflussanstieges innerhalb von 15 min mehr als 350 % von MQ beträgt, während dieser Wert in der Donau bei einem natürlichen Ereignis mit hoher Intensität lediglich in der Größenordnung von rund 5 % von MQ liegt. Zur standardisierten Selektion von Abflussschwankungen ist daher ein überregionaler „Vergleichsmaßstab“ erforderlich, der sowohl bei unbeeinflussten als auch bei anthropogen beeinflussten Abflussganglinien herangezogen werden kann, um aus den einzelnen Ganglinien Abflussschwankungen in einem vergleichbaren Intensitätsbereich selektieren und damit die Auftrittshäufigkeit von Abflussschwankungen in Abhängigkeit der jeweiligen Intensität analysieren zu können (Greimel et al. 2016).

Eine Lösung dieses Problems verspricht ein Bezug zur Intensität natürlicher Abflussschwankungen unter Berücksichtigung der jeweiligen Flussgröße. Die zu erwartende Intensität natürlicher Ereignisse kann im Falle einer anthropogen unbeeinflussten hydrologischen Situation direkt aus der zu analysierenden Abflussganglinie abgeleitet werden, oder, wenn zu erwarten ist, dass die in einer Abflussganglinie aufgezeichneten Abflussschwankungen weitgehend auf anthropogene Ursachen zurückzuführen oder zumindest maßgeblich anthropogen beeinflusst sind

(z. B. bei Abflussganglinien aus schwallbelasteten Gewässern) von unbeeinflussten Abflussganglinien übertragen werden (Greimel et al. 2016, 2017a). Als „Vergleichsmaßstab“ zur standardisierten Selektion von Ereignissen bietet sich die zu erwartende jährliche Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen an (GW_{100}). Um die zu erwartende Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen unter Berücksichtigung der Flussgröße flächendeckend (und somit auch für anthropogen beeinflusste Abflussganglinien) abschätzen zu können, wurden im SuREmMa Projekt sämtliche in Österreich verfügbaren hochauflösenden Abflussganglinien analysiert, bei welchen davon auszugehen ist, dass die jährlich auftretende Maximalintensität auf ein natürliches Ereignis zurückzuführen ist. Aus den Jahresmaxima der Jahre 2004-2008 wurde für jede Zeitreihe das Fünfjahresmittel berechnet, bevor für Gebirgs- und Alpenvorlandflüsse (Cluster-Variablen: mittlere jährliche Abflusspende, Seehöhe) jeweils ein Regressionsmodell in Abhängigkeit von MQ und Einzugsgebietsgröße angepasst wurde, um die zu erwartende jährlich auftretende Maximalintensität natürlicher Ereignisse näherungsweise bestimmen zu können (Greimel et al. 2017a).

Bei der Anwendung der Ergebnisse der Regressionsmodelle zur näherungsweisen Bestimmung der jährlich auftretenden natürlichen Maximalintensität zeigte sich im Rahmen von SuREmMa+, dass die getrennte Betrachtung von Gebirgs- und Alpenvorlandflüsse bei Untersuchungsgebieten in welchen die Clustergrenzen überschritten werden, aufgrund der bei der Clustergrenze potentiell auftretenden sprunghaften Trends, die durch die Anwendung der clusterspezifischen Modelle zustande kommen können, zu Komplikationen führt. Daher wurde im Rahmen von SuREmMa+ für ganz Österreich ein Regressionsmodell angepasst, wobei sich GW_{100} auf das zu erwartende jährliche natürliche Maximum (Einheiten: MAFR/MEFR - m^3/s 15min; AMP – m^3/s) und MQ auf den anthropogen unbeeinflussten mittleren Abfluss in (m^3/s) bezieht (vgl. Formel 1). Zudem wurde der Zeitreihenumfang, aus welchen das zu erwartende Jahresmaxima berechnet wird, auf die gesamte verfügbare Zeitreihe der Pegelstellen (i. A. ab 1976) ausgedehnt und neben der mittleren und maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeit auch die jährlich zu erwartende maximale Amplitude natürlicher Ereignisse modelliert. Die Modellparameter gemäß Formel 1 sind getrennt für An- und Abstiegsereignisse in Tabelle 6 zusammengefasst, womit das zu erwartende jährliche natürliche Intensitätsmaximum als Vergleichsmaßstab zur Euler'schen Betrachtungsweise kurzfristiger Abflussregime für sämtliche Teileinzugsgebiete Österreichs (gemäß BMLFUW, 2007) abgeschätzt werden kann. Abbildung 7 zeigt die den einzelnen Modellen zugrundeliegenden Streudiagramme.

$$GW_{100} = 10^{\log(MQ) \times k + d} \quad \text{Formel 1}$$

Tabelle 6: Modellparameter gemäß Formel 1 zur näherungsweisen Bestimmung der jährlich zu erwartenden Maximalintensität natürlicher Ereignisse (GW_{100}) bezugnehmend auf die Parameter maximale (MAFR – m^3/s 15min) und mittlere (MEFR – m^3/s 15min) Abflussänderungsgeschwindigkeit sowie Amplitude (AMP – m^3/s) für Abflussan- (IC) und Abstiegsereignisse (DC)

Parameter	k	d	R ²
MAFR - IC	0.55	0.38	0.55
MEFR - IC	0.58	0.03	0.61
AMP - IC	0.69	1.10	0.68
MAFR - DC	0.56	0.13	0.57
MEFR - DC	0.63	-0.21	0.67
AMP - DC	0.62	1.03	0.57

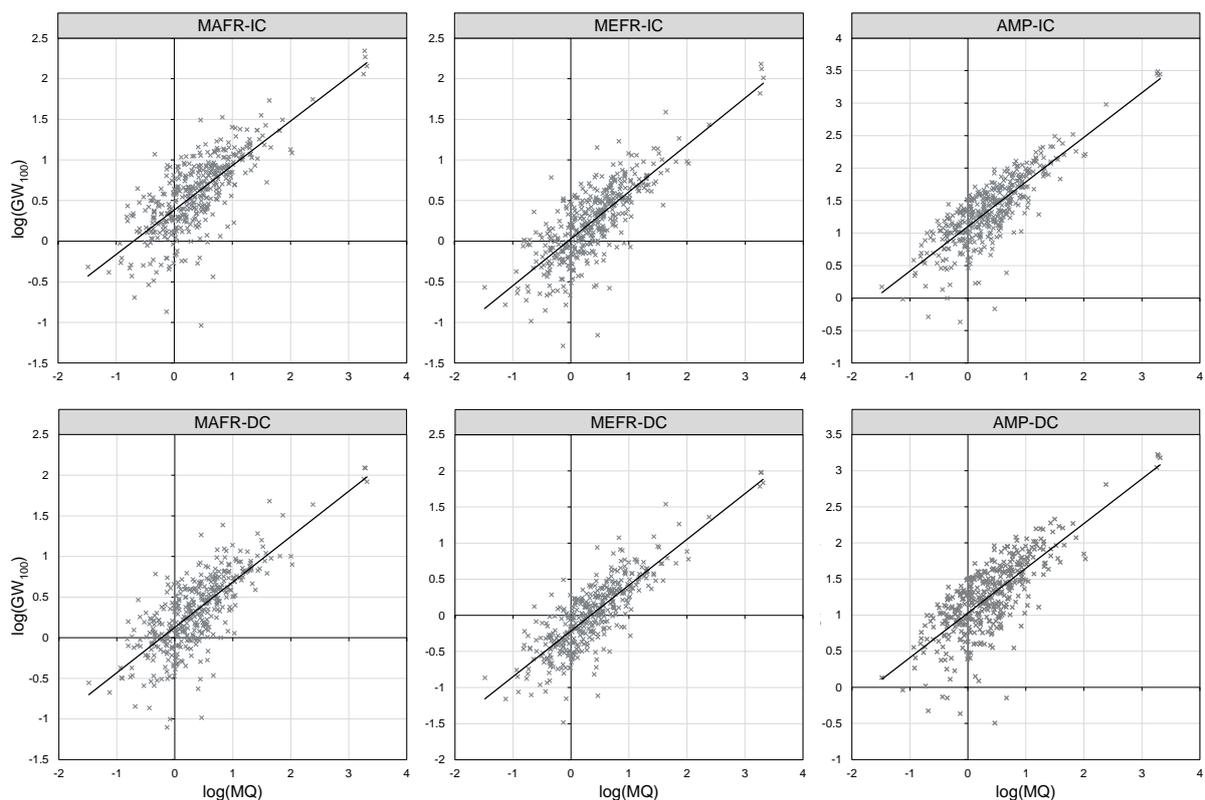


Abbildung 7: Streudiagramme (Kreuze entsprechen Ganglinien, in welchen davon auszugehen ist, dass das jährliche Intensitätsmaximum auf ein natürliches Ereignis zurückzuführen ist) und Modelle (vgl. Tabelle 6) zur flächendeckenden näherungsweise Bestimmung der jährlich auftretenden natürlichen Maximalintensität (GW_{100}) in Abhängigkeit des mittleren unbeeinflussten Abflusses (MQ) für die Intensitätsparameter maximale (MAFR – links) und mittlere (MEFR – Mitte) Abflussänderungsgeschwindigkeit sowie Amplitude (AMP – rechts) für An- (IC – oben) und Abstiegsergebnisse (DC – unten)

Die standardisierte Selektion von Abflussschwankungen durch die natürlich zu erwartende Maximalintensität kann bezugnehmend auf die unterschiedlichen Intensitätsparameter (Tabelle 2) der jeweiligen Forschungsfrage angepasst werden. Zum Beispiel unterscheiden sich anthropogen beeinflusste Abflussganglinien von weitgehend unbeeinflussten Abflussganglinien im Allgemeinen durch eine vergleichsweise hohe Anzahl an Abflussschwankungen mit hoher Abflussänderungsgeschwindigkeit, während beispielsweise gletscherbeeinflusste Abflussganglinien von einer hohen Anzahl an Abflussschwankungen mit vergleichsweise hoher Amplitude gekennzeichnet sind (Greimel et al., 2016). Wenn es das Ziel ist, anthropogen erzeugte Abflussschwankungen zu selektieren, bietet sich dementsprechend eine Selektion mit Bezug zum Parameter Abflussänderungsgeschwindigkeit an, während ein Bezug zum Parameter Amplitude gut geeignet ist, um Abflussschwankungen zu selektieren, die mehrheitlich auf einen Gletschereinfluss zurückzuführen sind (Graf et al., 2020).

Zur Analyse von kurzfristigen Abflussregimen mit Schwalleninfluss werden als grundlegenden Schritt sämtliche Abflussschwankungen anhand der maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeit (MAFR) in Relation zur erwarteten jährlichen natürlichen Maximalintensität (vgl. Tabelle 7) sortiert. Dieser Schritt ermöglicht die standardisierte Selektion von Abflussschwankungen in einem eindeutig definierten und vergleichbaren Intensitätsbereich aus mehreren Abflussganglinien: Beispielsweise können sämtliche Abflussschwankungen selektiert werden deren Intensität die erwartete jährliche Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen übersteigt ($>GW_{100}$), wenn

es das Ziel sein sollte, ausschließlich extreme Ereignisse zu untersuchen. Ein anderes Beispiel wäre die Selektion aller Abflussschwankungen deren Intensität 20% der erwarteten jährlichen Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen übersteigt ($>GW_{20}$) oder auch nicht erreicht ($<GW_{20}$). Auch können Abflussschwankungen im Bereich zwischen 20 und 40% der erwarteten jährlichen Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen selektiert werden ($>GW_{20} <GW_{40}$), oder ausschließlich Ereignisse kleiner 10% der erwarteten jährlichen Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen ($<GW_{10}$), wenn es das Ziel sein sollte, ausschließlich Abflussschwankungen mit geringer Intensität zu analysieren. Die standardisierte Selektion von Abflussschwankungen kann zusammenfassend bestimmten Forschungsfragen oder auch der bei einer Pegelstelle erwarteten Intensität einer bestimmten Quelle (welche durch die Lagrange'sche Betrachtungsweise erfasst werden kann – vgl. Kapitel 3) angepasst werden. Zudem kann die Selektion in Abhängigkeit des verfügbaren Zeitreihenumfanges auf unterschiedliche Perioden (bestimmte Jahre, Quartale, Monate, Tage, Stunden oder auch Tag/Nacht) angewandt werden.

Tabelle 7: Zu erwartende jährliche maximale natürliche Abflussänderungsgeschwindigkeit (GW_{100} - MAFR) bei den Abflussganglinien im fiktiven Fallbeispiel (vgl. Formel 1 und Tabelle 6)

Ganglinie	MAFR - IC	MAFR - DC
Typ	($m^3/s \text{ ts}$)	($m^3/s \text{ ts}$)
KW-Durchfluss	11.69	6.69
Pegel 1	11.76	6.74
Pegel 2 - temporär	12.46	7.15
Pegel 3	14.08	8.09
Pegel 4 - temporär	16.12	9.29
Pegel 5	16.93	9.77

(IC – Anstiegsereignis, DC – Abstiegsereignis, ts – timestep, 1 ts entspricht 15 min)

Zur Veranschaulichung der Vorgehensweise werden in vorliegendem technischer Bericht sämtliche Abflussschwankungen selektiert, deren Intensität 20% der zu erwartenden jährlichen maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeit (vgl. Tabelle 7) übersteigt ($>GW_{20}$). Für die einzelnen Abflussganglinien werden die Kennzahlen Auftrittshäufigkeit, Dauer, Abflussänderungsgeschwindigkeit und Amplitude (vgl. Tabelle 2) in einer monatlichen Auflösung dargestellt, wobei das Ziel verfolgt wird, die monatliche Spannweite der Intensitätswerte zu erfassen (5, 25, 50, 75 und 95% Perzentil der insgesamt verfügbaren Zeitreihe) und exemplarisch den Verhältnissen eines bestimmten Jahres (Median, 2018) gegenüber zu stellen.

4.2 Absolute und relative Intensität von Abflussschwankungen

Die Selektion von Abflussschwankungen in einem eindeutig definierten und übereinstimmenden Intensitätsbereich ermöglicht es, die Auftrittshäufigkeit von Abflussschwankungen in Abhängigkeit ihrer Intensität einer standardisierten Methode folgend zu analysieren bzw. die Verhältnisse mehrerer Abflussganglinien gegenüberzustellen. Dabei kann die Ereignisintensität grundsätzlich in absoluter (vgl. Tabelle 2) oder relativer Form ausgedrückt

werden, wobei die Ausdrucksform von den Randbedingungen und vom Zweck der Analyse sowie vom zu vergleichenden Intensitätsparameter abhängig ist, wie folgende Beispiele aufzeigen sollen:

Eine Gegenüberstellung der Intensität von Abflussschwankungen in absoluter Form bietet sich an, wenn unterschiedliche Perioden einer Abflussganglinie gegenübergestellt werden: „*In Periode A lag die maximal aufgezeichnete Ereignisamplitude bei 12 m³/s, während dieser Wert in Periode B 17 m³/s betrug.*“ Auch wenn die aus mehreren Abflussganglinien selektierten Abflussschwankungen eindeutig einer bestimmten Quelle zugeordnet werden können oder es das Ziel ist auf den Einfluss einer bestimmten Quelle zu schließen, kann die Angabe absoluter Werte aussagekräftig sein: „*In Periode A wurde die Abflussänderungsgeschwindigkeit der bei Kraftwerk x eingeleiteten Schwallwellen von ursprünglich bis zu 6 m³/s min auf maximal 3 m³/s min begrenzt. Diese Maßnahme führte im von Kraftwerk x beeinflussten Gewässerabschnitt zu einer durchschnittlichen Verminderung der Abflussänderungsgeschwindigkeiten um 1,5 m³/s min (Pegelstelle 1) bzw. 0,5 m³/s min (Pegelstelle 2).*“

Sollen die hydrologischen Verhältnisse mehrerer Abflussganglinien aus Gewässern mit unterschiedlichen Flussgrößen gegenübergestellt werden, sind Absolutwerte meist nicht sehr aussagekräftig: „*Im einem Gewässer des Wienerwaldes lag die maximal aufgezeichnete Abflussänderungsgeschwindigkeit eines Anstiegsereignisses in Periode A bei 300 l/s min, während dieser Wert in der Donau 7,5 m³/s min betrug.*“ Die Interpretation der Absolutwerte ist aufgrund der unterschiedlichen Gewässerdimensionen nicht ohne weiteres möglich. Hier kann eine Gegenüberstellung in relativer Form aufschlussreicher sein: „*Innerhalb von 15 Minuten stieg der Abfluss im Wienerwaldgewässer um mehr als das dreifache MQ an, während in der Donau die Abflussänderung innerhalb von 15 Minuten lediglich rund 5 % von MQ betrug. In beiden Gewässern liegt die Abflussänderungsgeschwindigkeit der Ereignisse in der Größenordnung des jährlich zu erwartenden natürlichen Maximalereignisses.*“ Im Gegensatz zum Parameter Abflussänderungsgeschwindigkeit, kann die Ereignisdauer aber auch bei sehr unterschiedlicher Flussgröße in absoluter Form gegenübergestellt werden: „*Das Anstiegsereignis im Wienerwald dauerte eine Stunde, während der Abflussscheitel in der Donau erst nach über 40 Stunden erreicht war, womit die Dauer des zugrundeliegenden Anstiegsereignisses hier knapp zwei Tage betrug.*“

Soll die Intensität von Abflussschwankungen aus ökologischer Sicht interpretiert werden, ist zudem meist die Intensität der aus den Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen gefragt (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht – Kapitel 3.2): „*In Periode A ging von vier Abstiegsereignissen ein maßgebliches Strandrungsrisiko für Fischlarven und frühe Juvenilstadien aus, nachdem die Abstiegseschwindigkeit dieser Ereignisse mehr als 0,4 cm/min betrug.*“ Informationen zu den aus Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen können grundsätzlich aus den Pegelschlüsselkurven, in welchen die Beziehung zwischen Abfluss und Wasserstand bekannt ist, abgeleitet werden. Um die Information aus den Pegelschlüsselkurven auf ganze Gewässerabschnitte übertragen zu können, müssen allerdings bestimmte Voraussetzungen, wie z. B. ein vergleichbares Energieliniengefälle, gegeben sein. Bei Pegelprofilen in frei fließenden Gewässerabschnitten ist das Energieliniengefälle, etwa im Vergleich zu Pegelprofilen im Rückstaubereich von Querbauwerken, wenig beeinflusst. Wenn auch das Pegelprofil im Vergleich zu den Profilformen eines bestimmten Gewässerabschnittes als repräsentativ angesehen werden kann, kann auch die im Pegelschlüssel definierte Beziehung zwischen Wasserstand und Abfluss übertragen werden (vgl. Abbildung 4). Im Falle von Pegelprofilen in frei fließenden Gewässerstrecken wurde im Rahmen von SuREmMa+ daher basierend auf der jeweiligen Pegelschlüsselkurve eine abflussabhängige Funktion für dW_{spez} angepasst. Anhand dieser Funktion kann dW_{spez} für unterschiedliche Abflussbereiche berechnet werden, womit durch Multiplikation mit der Amplitude oder der Abflussänderungsgeschwindigkeit

einer bestimmten Abflussschwankung die resultierende Wasserspiegelschwankung bzw. die davon abgeleiteten Intensitätskennzahlen ermittelt werden können. Im Falle von Pegelprofilen mit nicht repräsentativem Energieliniengefälle (z. B. Abflussganglinien von Messwehren) oder bei Durchflussganglinien, die nicht anhand eines Pegelschlüssels erhoben werden, kann die abflussabhängige Funktion von dW_{spez} geschätzt werden, indem diese anhand der Ergebnisse der überregionalen Regressionsmodelle zur näherungsweise Bestimmung resultierender Wasserspiegelschwankungen (Greimel et al. 2017b) angepasst wird. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich um Schätzwerte handelt, die nach Möglichkeit kalibriert werden sollten (vgl. Kapitel 3.3).

Wie die Intensität von kurzfristigen Abflussschwankungen dargestellt werden soll, ist zusammenfassend im Vorfeld einer Analyse zu definieren. Bezugnehmend auf die Intensitätsparameter mittlere und maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit und Amplitude können unter den beschriebenen Randbedingungen folgende Ausdrucksformen zielführend sein:

- **Absolute Form** zur Gegenüberstellung der hydrologischen Verhältnisse von unterschiedlichen Perioden einer Abflussganglinie oder zur Beschreibung der in mehreren Abflussganglinien dokumentierten zeitlichen Variabilität, sofern die aufgezeichneten Abflussschwankungen eindeutig einer bestimmten Quelle zuordenbar sind oder der Einfluss einer bestimmten Quelle untersucht werden soll.
- **Relative Form in Relation zur Flussgröße** (z. B. in Relation zu Einzugsgebietsgröße oder in Relation zu MQ) zur Gegenüberstellung der hydrologischen Verhältnisse mehrerer Abflussganglinien aus Einzugsgebieten mit ähnlicher Beschaffenheit und/oder vergleichbaren abflussbestimmenden Faktoren.
- **Relative Form in Relation zur Intensität natürlicher Abflussschwankungen unter Berücksichtigung der jeweiligen Flussgröße** (z. B. in Relation zur erwarteten jährlichen Maximalintensität natürlicher Abflussschwankungen – vgl. Kapitel 4.1) zur Gegenüberstellung der hydrologischen Verhältnisse mehrerer Abflussganglinien aus Einzugsgebieten mit sehr heterogener Beschaffenheit und/oder sehr heterogenen abflussbestimmenden Faktoren.
- **In Relation zur Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen** zur ökologischen Interpretation der kurzfristigen hydrologischen Verhältnisse.

Zur Veranschaulichung der Vorgehensweise werden die Intensitätsparameter maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit und Amplitude in vorliegendem technischer Bericht sowohl in absoluter Form, in Relation zur Einzugsgebietsgröße als auch in Relation zu den resultierenden Wasserspiegelschwankungen dargestellt. Ereignisanzahl und Dauer werden in absoluter Form ausgedrückt.

4.3 Datengrundlage

Auch bei der Euler'schen Betrachtungsweise gilt: Je mehr Abflussganglinien in einem Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehen und je höher der Zeitreihenumfang ist, desto höher ist die erzielbare Detailschärfe bei der Erfassung und Beschreibung der hydrologischen Situation. In einem Untersuchungsgebiet sollte je Abschnitt mit vergleichbarer hydrologischen Situation (z. B. einem Gewässerabschnitt mit ähnlicher anthropogener Beeinflussung) zumindest eine Abflussganglinie zur Verfügung stehen. Eine Erhöhung der Datenverfügbarkeit durch die zusätzliche Einrichtung von temporären Pegelstellen kann z. B. in Gewässerabschnitten aus welchen keine Abflussganglinien zur Verfügung stehen, in besonders relevanten Zubringern oder in Gewässerabschnitten mit besonderer

ökologischer Relevanz (z. B. Gewässerstrecken mit repräsentativen natürlichen morphologischen Verhältnissen, Zubringer-Mündungen etc.) zielführend sein.

4.4 Jährliches Abflussregime und Auswahl von Referenz-Abflussganglinien

Das wesentliche Ziel der Eulerschen Betrachtungsweise ist es, das in mehreren Abflussganglinien dokumentierte kurzfristige Abflussregime gegenüber zu stellen. Um die anthropogene Beeinflussung einer Abflussganglinie einordnen zu können, ist die Gegenüberstellung mit einer unbeeinflussten Ganglinie sinnvoll. Allerdings muss dazu eine repräsentative unbeeinflusste Abflussganglinie identifiziert werden.

Als grundlegenden Schritt empfiehlt es sich, das in einem anthropogen beeinflussten Gewässerabschnitt zu erwartende natürliche Abflussregime im Jahresverlauf zu erheben. Das ursprüngliche Abflussregime kann durch das Wasserbilanzmodell des Digitalen Hydrologischen Atlas Österreichs (digHAO) (BMLFUW, 2007) näherungsweise bestimmt werden. Informationen des digHAO liegen für das gesamte Bundesgebiet vor, wobei u. A. für sämtliche Teileinzugs- bzw. Bilanzierungsgebiete die Größen der einzelnen Wasserbilanzkomponenten (Niederschlag, Verdunstung, Abfluss, Speicheränderung) in einer monatlichen Auflösung abgefragt werden können. Das im Untersuchungsgebiet zu erwartende natürliche jährliche Abflussregime kann dementsprechend ermittelt werden, indem die monatlichen Abflussspenden gemäß Wasserbilanzmodell für die relevanten Teileinzugsgebiete des zu untersuchenden Flussabschnittes dargestellt werden. Eine Gegenüberstellung mit den an Pegelstellen im Untersuchungsgebiet gemessenen tatsächlichen Werten lässt erste Schlüsse auf potentielle anthropogene Einflüsse zu (vgl. Abbildung 8).

Im fiktiven Fallbeispiel ist von einem ursprünglich nivoglazial geprägten Abflussregime mit einer ausgeprägten Niederwasserperiode von Dezember bis März (Abflussspende $< 10 \text{ l/s km}^2$) und einem Abflussmaximum im Hochsommer auszugehen. Die maximal zu erwartende monatlichen Abflussspende lag im unbeeinflussten Zustand etwa im Bereich zwischen 90 und 120 l/s km^2 . Die an den Pegelstellen gemessenen tatsächlichen Abflusswerte lassen darauf schließen, dass das Untersuchungsgebiet im fiktiven Fallbeispiel maßgeblich von Jahresspeichern beeinflusst wird, durch deren Betrieb ein wesentlicher Anteil der Abflussfracht von den abflussreichen Monaten im Sommer in den Winter verlagert wird (vgl. Abbildung 8). Im Falle von anthropogen unbeeinflussten und anthropogen beeinflussten Einzugsgebieten mit geringem Speicherpotential (z. B. ausschließlich Tagesspeicher) ist zu erwarten, dass die Gegenüberstellung der Abflusswerte gemäß digHAO Wasserbilanzmodell und der an den Pegelstellen gemessenen Werten einen weitgehend übereinstimmenden Verlauf zeigt.

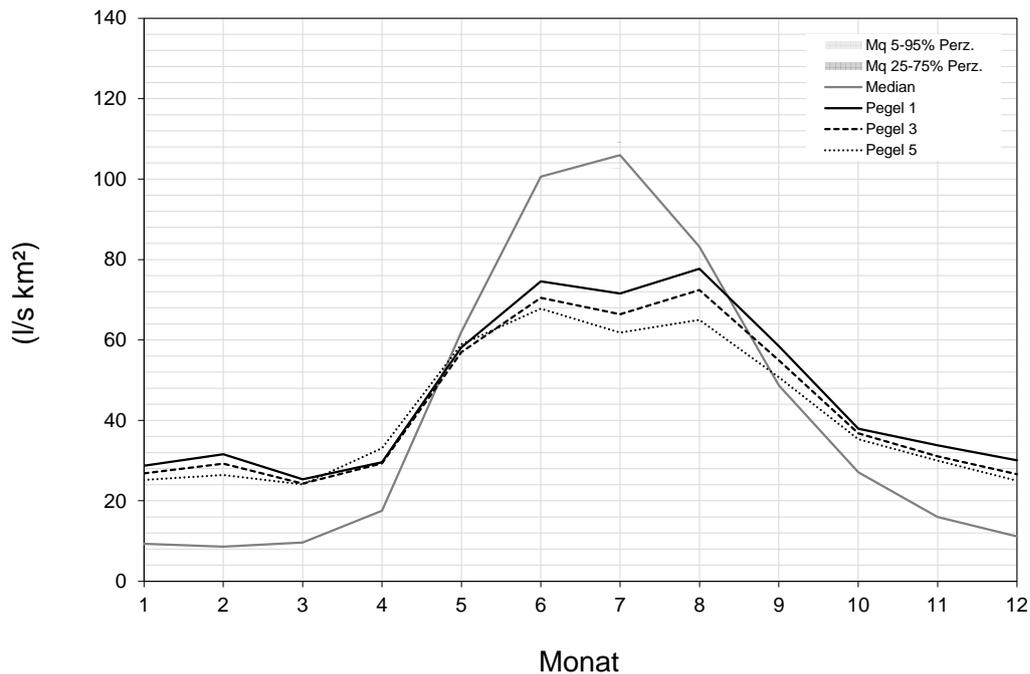


Abbildung 8: Mittlere monatliche Abflussspende (Mq) gemäß Wasserbilanzmodell Digitaler Hydrologischer Atlas Österreich (BMLFUW, 2007) für die relevanten Teileinzugsgebiete des fiktiven Fallbeispiels (grau) und an ausgewählten Pegelstellen (schwarz - Pegel 1, 3 und 5 vgl. Abbildung 1)

Um detailliertere Informationen zur anthropogenen Beeinflussung der hydrologischen Situation zu erhalten, können (eine oder mehrere) weitgehend unbeeinflusste Referenz-Abflussganglinien identifiziert werden. Dabei sind folgende Voraussetzungen zu berücksichtigen:

- Abflussganglinien, die als Referenz herangezogen werden, sollten aus Gewässerabschnitten stammen, die anthropogen unbeeinflusst sind (z. B. nicht von Wasserentnahmen beeinflusst, keine Schwallenleitungen im Oberliegerezugsgebiet, nicht im unmittelbaren Einflussbereich von Laufkraftwerken etc.).
- Das in den Referenz-Abflussganglinien dokumentierte jährliche Abflussregime sollte mit dem ursprünglichen Regime des beeinflussten Gewässerabschnittes weitgehend übereinstimmen.
- Die Größenordnung und Beschaffenheit (Morphologie, Geologie, Niederschlagsverhältnisse, Bewuchs usw.) des Referenz-Einzugsgebietes sollte mit dem beeinflussten Einzugsgebiet weitgehend übereinstimmen.

Bei der Identifikation von Referenz-Abflussganglinien wurde im Rahmen von SuREmMa+ zusammenfassend folgendermaßen vorgegangen:

- 1) Von sämtlichen in Österreich verfügbaren hochauflösenden Abflussganglinien ($N > 1000$) wurden alle Pegelstellen ausgeschlossen, die gemäß Nationalem Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLFUW, 2017) in von Wasserentnahmen oder Schwall beeinflussten Gewässerabschnitten liegen, oder in Greimel et al. 2016 als schwallbeeinflusst ausgewiesen wurden.

- 2) Aus den verbleibenden Pegelstellen kann eine Auswahl potentieller Referenz-Pegelstellen selektiert werden, wobei die räumliche Lage (je näher, desto besser) sowie Einzugsgebietsgröße und -beschaffenheit (je ähnlicher, desto besser) zu berücksichtigen ist.
- 3) Anschließend wurde das ursprüngliche jährliche Abflussregime im beeinflussten Gewässerabschnitt mit den Abflussregimen der Pegelauswahl gegenübergestellt (Abbildung 9).
- 4) Somit kann für das Untersuchungsgebiet bzw. für einzelne Gewässerabschnitte im Untersuchungsgebiet die am besten geeignete Referenz-Abflussganglinie selektiert werden.
- 5) Abschließend wird empfohlen, die ausgewählte(n) Ganglinie(n) stichprobenartig (z. B. einzelne Jahre) visuell hinsichtlich der vorausgesetzten unbeeinflussten hydrologischen Verhältnisse zu überprüfen.

Im Rahmen des fiktiven Fallbeispiels wird für das gesamte Untersuchungsgebiet eine Referenz-Abflussganglinie definiert (pot. Referenz 1, EZG: 517 km², MQ: 20 m³/s – vgl. Abbildung 9).

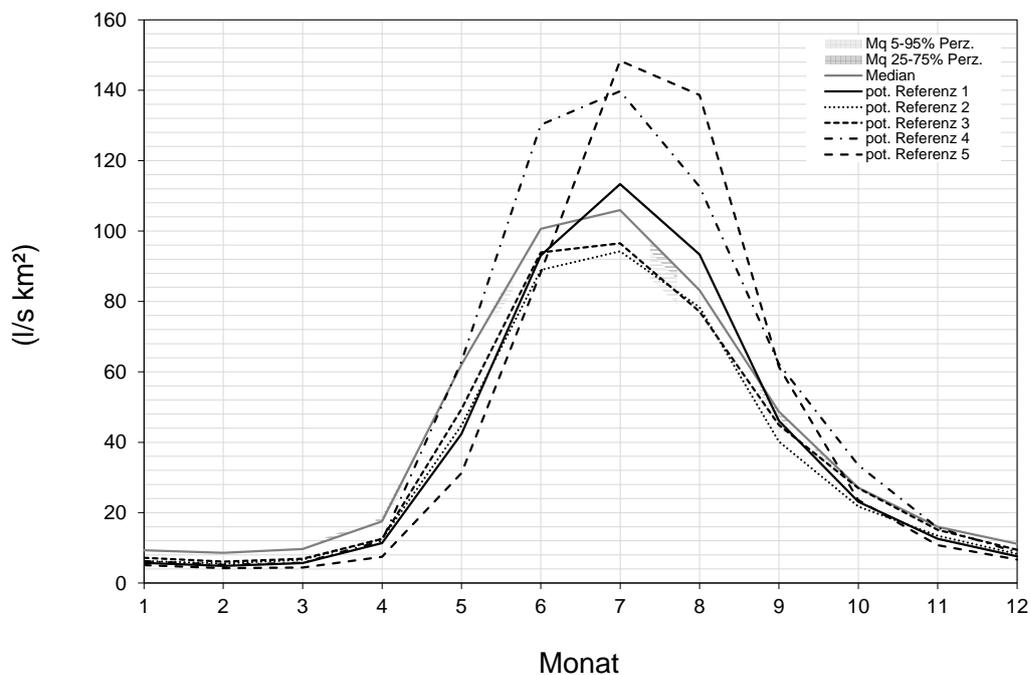


Abbildung 9: Mittlere monatliche Abflusssspende (Mq) gemäß Wasserbilanzmodell Digitaler Hydrologischer Atlas Österreich (BMLFUW, 2007) für die relevanten Teileinzugsgebiete des fiktiven Fallbeispiels (grau) und an 5 potentiellen Referenz-Pegelstellen (schwarz)

4.5 Ergebnisse - Quellenunabhängiges Monitoring/kurzfristiges Abflussregime

4.5.1 Referenz-Abflussganglinie

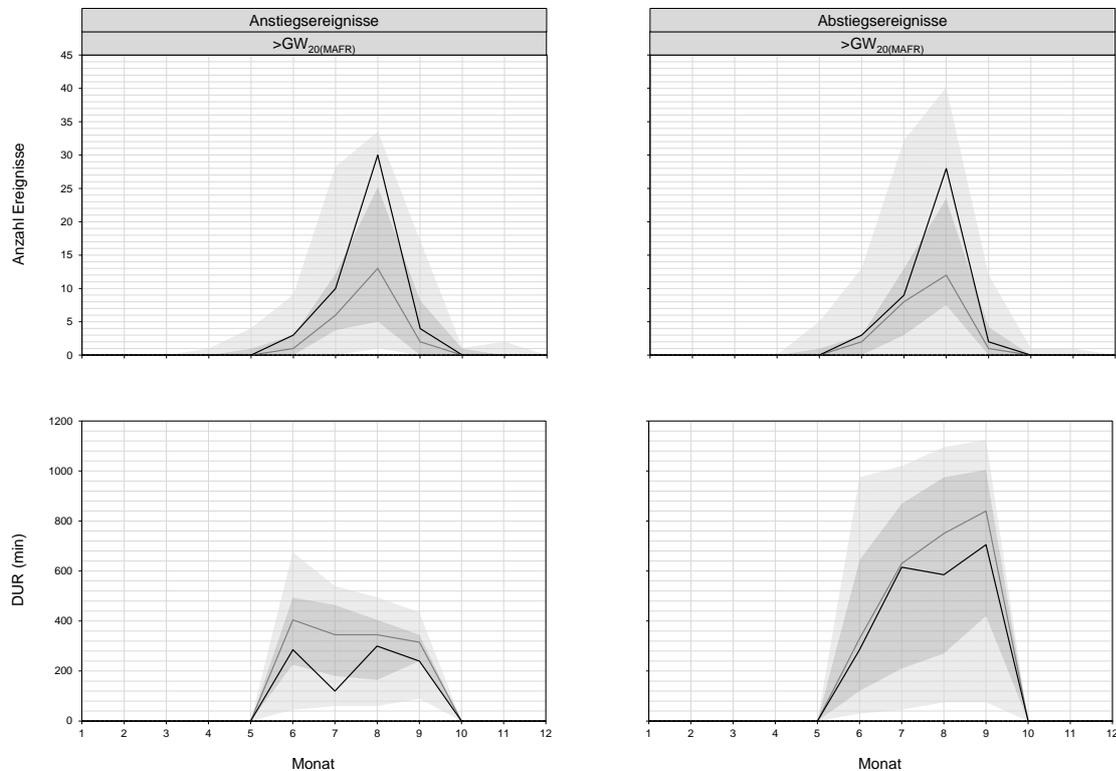


Abbildung 10: Referenz-Abflussganglinie – Monatliche Anzahl von Abfluss- und Abstiegsereignissen mit maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$ (oben) und Ereignis-Dauer (unten) in Monaten in welchen im langjährigen Mittel mind. ein Ereignis pro Jahr auftritt (Zeitreihe 1991-2016 – hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median)

Ereignisanzahl

In der Referenzganglinie des fiktiven Fallbeispiels werden von Oktober bis Mai gemäß den Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1) keine relevanten Abflussschwankungen selektiert. Im Juni sind im Mittel 1 bis 2 An- und Abstiegsereignisse zu erwarten, bevor im Juli von 5 bis 10 Ereignissen auszugehen ist. In Ausnahmefällen wird im Juli schon eine ähnlich hohe Anzahl an Abflussschwankungen erfasst, wie im August. Im Hochsommer wird i. A. das Maximum erreicht, wobei im Mittel mit 10 bis 15 An- und Abstiegsereignisse zu rechnen ist. In Jahren, in welchen Abflussschwankungen mit überdurchschnittlich hoher Intensität auftreten die auf Gletscher-Schmelzeereignisse zurückzuführen sind, können im August mehr als 30 Ereignisse die Abflussänderungsgeschwindigkeit GW_{20} überschreiten. Im September fällt die Anzahl an Ereignissen rapide ab, bevor der Wert im Oktober i. A. null erreicht. Das Jahr 2018 entspricht im Wesentlichen dem beschriebenen Jahresgang, wobei es sich im Vergleich zur gesamten Zeitreihe um ein Jahr mit einer außergewöhnlich hohen Anzahl an Abflussschwankungen handelt (vgl. Abbildung 10 - oben).

Ereignisdauer

Die Dauer der selektierten Ereignisse zeigt bei An- und Abstiegsereignisse einen unterschiedlichen Verlauf (vgl. Abbildung 10 - unten). Die Dauer der Anstiegsereignisse beträgt von Juni bis September im Mittel verhältnismäßig gleichmäßig rund 300 bis 400 Minuten bzw. etwa 5 bis 6 Stunden, wobei die Spannweite von 45 Minuten bis zu 700 Minuten (11 Stunden) reicht. Abstiegsereignisse dauern mit 10 bis 11 Stunden (600 bis 700 Minuten) generell länger, wobei bis zu 1100 Minuten (ca. 18 Stunden) erreicht werden können. Ein weiterer Unterschied zu Anstiegsereignissen ergibt sich dadurch, dass die Dauer von Abstiegsereignissen ab Juni verlaufend ansteigt, bis im September die maximalen Werte erreicht werden. Das Jahr 2018 entspricht hinsichtlich Ereignisdauer weitgehend den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe, wobei die Dauer von Anstiegsereignissen im Juli überraschend gering ausgefallen ist.

Interpretation anhand von Auftrittshäufigkeit und Ereignisdauer

Das kurzfristige Abflussregime der Referenz-Abflussganglinie wurde hinsichtlich Auftrittshäufigkeit von Abflussschwankungen mit hohen Abflussänderungsgeschwindigkeiten erwartungsgemäß nicht von anthropogen erzeugten Abflussschwankungen geprägt. Sowohl die Dauer als auch die Auftrittshäufigkeit der Abflussschwankungen lässt darauf schließen, dass die aus der Referenz-Abflussganglinie selektierten sommerlichen Abflussschwankungen, neben Abflussschwankungen welche durch sommerliche Niederschlagsereignisse ausgelöst werden, zum Großteil auf Gletscher-Schmelzereignisse zurückzuführen sind (vgl. auch Graf et al., 2020).

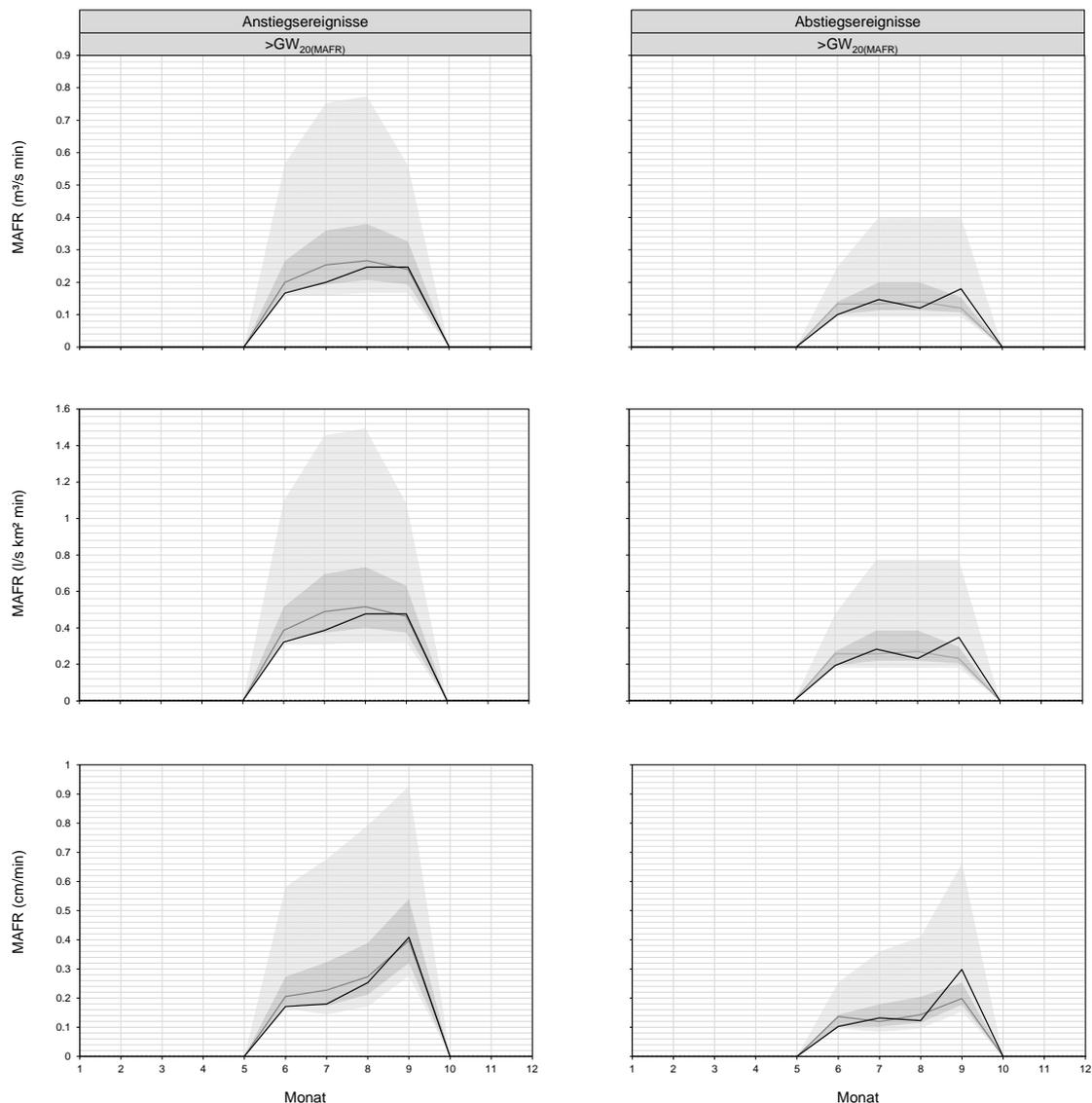


Abbildung 11: Referenzpegel – Maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit (MAFR) von Abfluss- und Abstiegseignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$ in Monaten in welchen im langjährigen Mittel mind. ein Ereignis pro Jahr auftritt: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der resultierenden Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2016 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median)

Abflussänderungsgeschwindigkeit

Die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der selektierten Abflussschwankungen liegt bei Anstiegseignissen in einem Bereich von 0,16 bis 0,76 $m^3/s \text{ min}$ (Median: 0,2 bis 0,27 $m^3/s \text{ min}$, vgl. Abbildung 11 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 0,32 und 1,5 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$ (Median: 0,39 bis 0,52 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$, vgl. Abbildung 11 – Mitte links). Die Geschwindigkeit der daraus resultierenden Wasserspiegelschwankungen liegt in einer Größenordnung zwischen 0,15 und 0,94 cm/min (Median: 0,21 bis 0,41 cm/min , vgl. Abbildung 11 – unten links), wobei von Juni bis September ein Anstieg der Abflussänderungsgeschwindigkeiten zu beobachten ist. Das Jahr 2018 entspricht in etwa den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe.

Die Abflussänderungsgeschwindigkeit der selektierten Abstiegseignisse liegt mit 0,1 bis 0,4 $m^3/s \text{ min}$ (Median: 0,12 bis 0,14 $m^3/s \text{ min}$, vgl. Abbildung 11 – oben rechts), bzw. 0,2 bis 0,76 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$ (Median: 0,23 bis

0,27 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte links) und 0,1 bis 0,66 cm/min (Median: 0,12 bis 0,2 cm/min, vgl. Abbildung 11 – unten links) im Mittel bei rund 50% der selektierten Anstiegsereignisse. Das Jahr 2018 entspricht in etwa den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe.

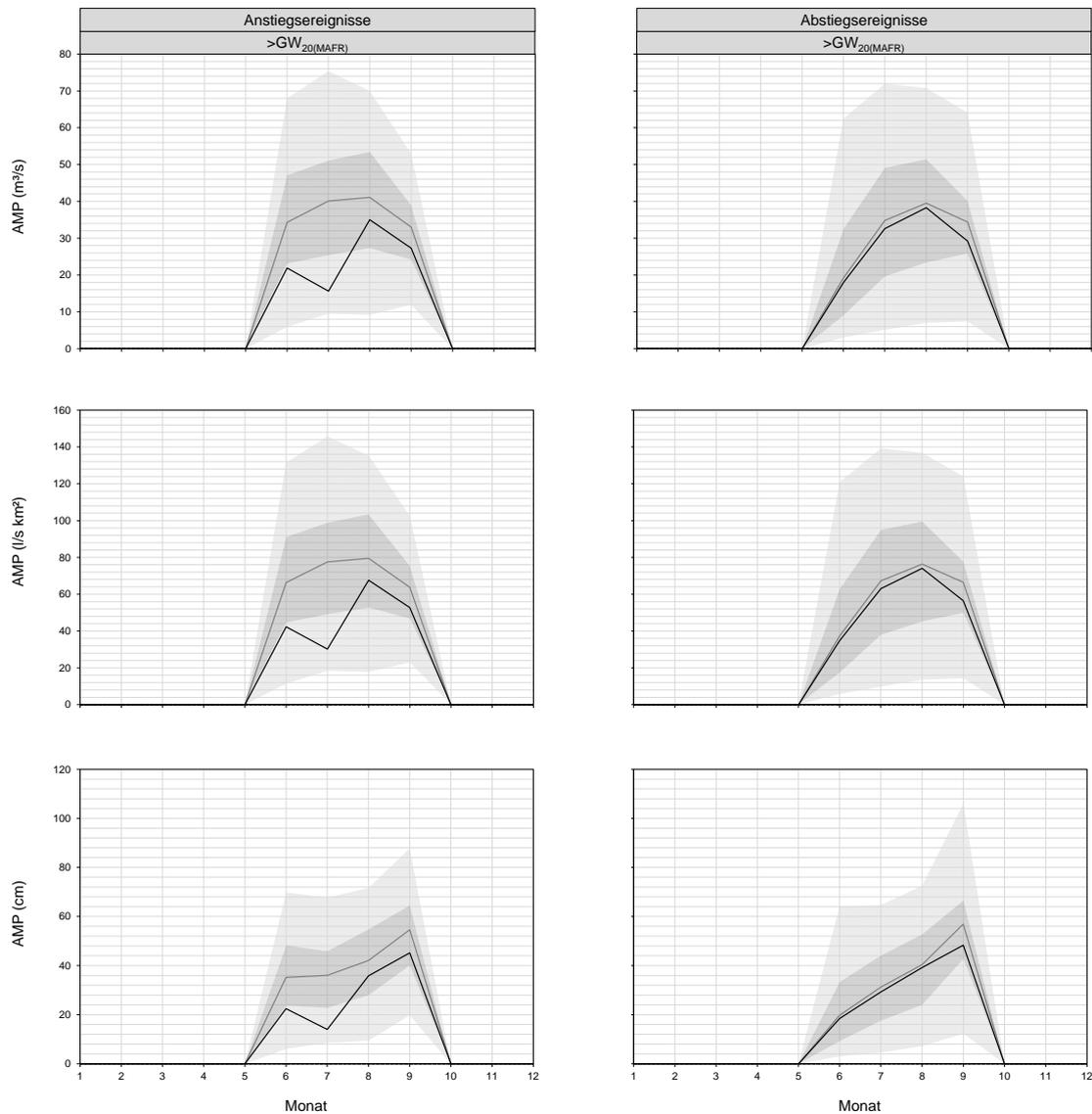


Abbildung 12: Referenzpegel - Amplitude (AMP) von Abfluss- und Abstiegseignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median 2018)

Amplitude

Die Amplitude der selektierten Anstiegsereignisse liegt in einem Bereich von 6 bis 75 m³ (Median 33 bis 41,1 m³/s, vgl. Abbildung 12 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 12 und 145 l/s km² (Median 64 bis 79 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte links). Die daraus resultierenden Wasserspiegelschwankungen liegen in einer Größenordnung zwischen 5 und 85 cm (Median 35 bis 55 cm, vgl. Abbildung 12 – unten links), wobei die

höchsten Amplituden zwischen Juli und September zu beobachten sind. Im Jahr 2018 wurden im Vergleich zur gesamten Zeitreihe unterdurchschnittliche Amplitudenwerte erfasst. Dies betrifft insbesondere den Juli 2018.

Die Amplituden der selektierten Abstiegsereignisse unterschreiten mit 3 bis 72 m³ (Median 20 bis 39,5 m³/s, vgl. Abbildung 12 – oben rechts), bzw. 6 bis 140 l/s km² (Median 37 bis 74 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte rechts) oder 3 bis 100 cm (Median 20 bis 55 cm, vgl. Abbildung 12 – unten rechts) die Größenordnung der Anstiegsereignisse.

4.5.2 Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 1

Pegel 1 befindet sich 1,5 Flusskilometer (fkm) flussab der Schwalleinleitung von Speicherkraftwerk 1 (vgl. Abbildung 1, Tabelle 1).

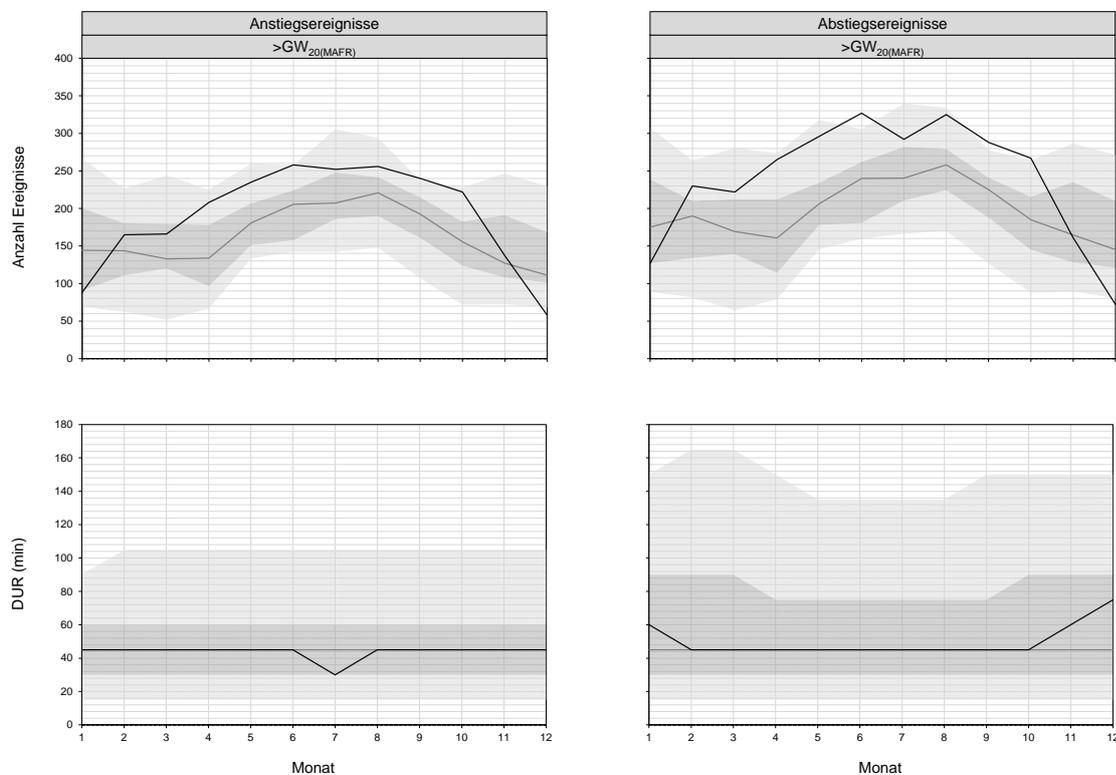


Abbildung 13: Pegel 1 – Monatliche Anzahl (oben) und Dauer (DUR - unten) von Abflussan- und Abstiegsereignissen mit maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$ (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Anzahl (oben), Median (unten))

Ereignisanzahl

Von Oktober bis April werden anhand der Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1) etwa 50 bis 250 An- und Abstiegsereignisse selektiert, wobei im langjährigen Mittel mit 110 Anstiegs- bzw. 140 Abstiegsereignissen jeweils im Dezember das Minimum zu erwarten ist. Von Mai bis September wird eine erhöhte Anzahl an Abflussschwankungen selektiert, wobei im langjährigen Mittel mit rund 200 Anstiegs- bzw. 250 Abstiegsereignissen im Hochsommer das Maximum erreicht wird (vgl. Abbildung 13 - oben). Im Vergleich zur Referenzganglinie, in welcher im Winter keine Abflussschwankungen und im August maximal bis zu rund 40 Ereignisse dokumentiert werden

(vgl. Abbildung 10), ist die Anzahl an Abflussschwankungen ganzjährig deutlich erhöht. Im Jahr 2018 ist die Ereignisanzahl mit Ausnahme des Monats Dezember überdurchschnittlich hoch.

Ereignisdauer

Betrachtet man die Dauer der selektierten Ereignisse, zeigen An- und Abstiegsereignisse ganzjährig einen verhältnismäßig gleichmäßigen Verlauf. Im Mittel beträgt die Dauer der An- und Abstiegsereignisse 45 Minuten (also drei Zeitschritte), wobei die Spannweite bei Abstiegsereignissen mit bis zu 165 Minuten im Vergleich zu Anstiegsereignissen (bis zu 105 Minuten) etwas höher ist. Im Vergleich zur Referenzganglinie wird die Ereignisdauer von An- und Abstiegsereignisse deutlich unterschritten (vgl. Abbildung 10). Das Jahr 2018 entspricht im Wesentlichen den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe, wobei im Dezember die Dauer von Abstiegsereignisse überdurchschnittlich ausgefallen ist (vgl. Abbildung 13 - unten).

Interpretation anhand von Auftrittshäufigkeit und Ereignisdauer

Das kurzfristige Abflussregime bei Pegel 1 wurde hinsichtlich Auftrittshäufigkeit von Abflussschwankungen mit hohen Abflussänderungsgeschwindigkeiten in erster Linie von anthropogen erzeugten Abflussschwankungen geprägt. Sowohl die Dauer als auch die Auftrittshäufigkeit der Abflussschwankungen lässt darauf schließen, dass beinahe alle selektierten Abflussschwankungen auf einen anthropogenen Ursprung zurückzuführen sind (Anmerkung: Durch angepasste Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1), kann der verbleibende Einfluss natürlicher Abflussschwankungen untersucht werden.). Nachdem im fiktiven Fallbeispiel im Oberliegerezugsgebiet von Speicherkraftwerk 1 keine weiteren schwallerzeugenden Kraftwerke vorhanden sind, ist davon auszugehen, dass sämtliche der bei Pegel 1 aufgezeichneten Schwallwellen von Speicherkraftwerk 1 ausgehen. (Anmerkung: Die Gegenüberstellung mit der Kraftwerksdurchfluss-Ganglinie ermöglicht eine Überprüfung dieser Aussage.)

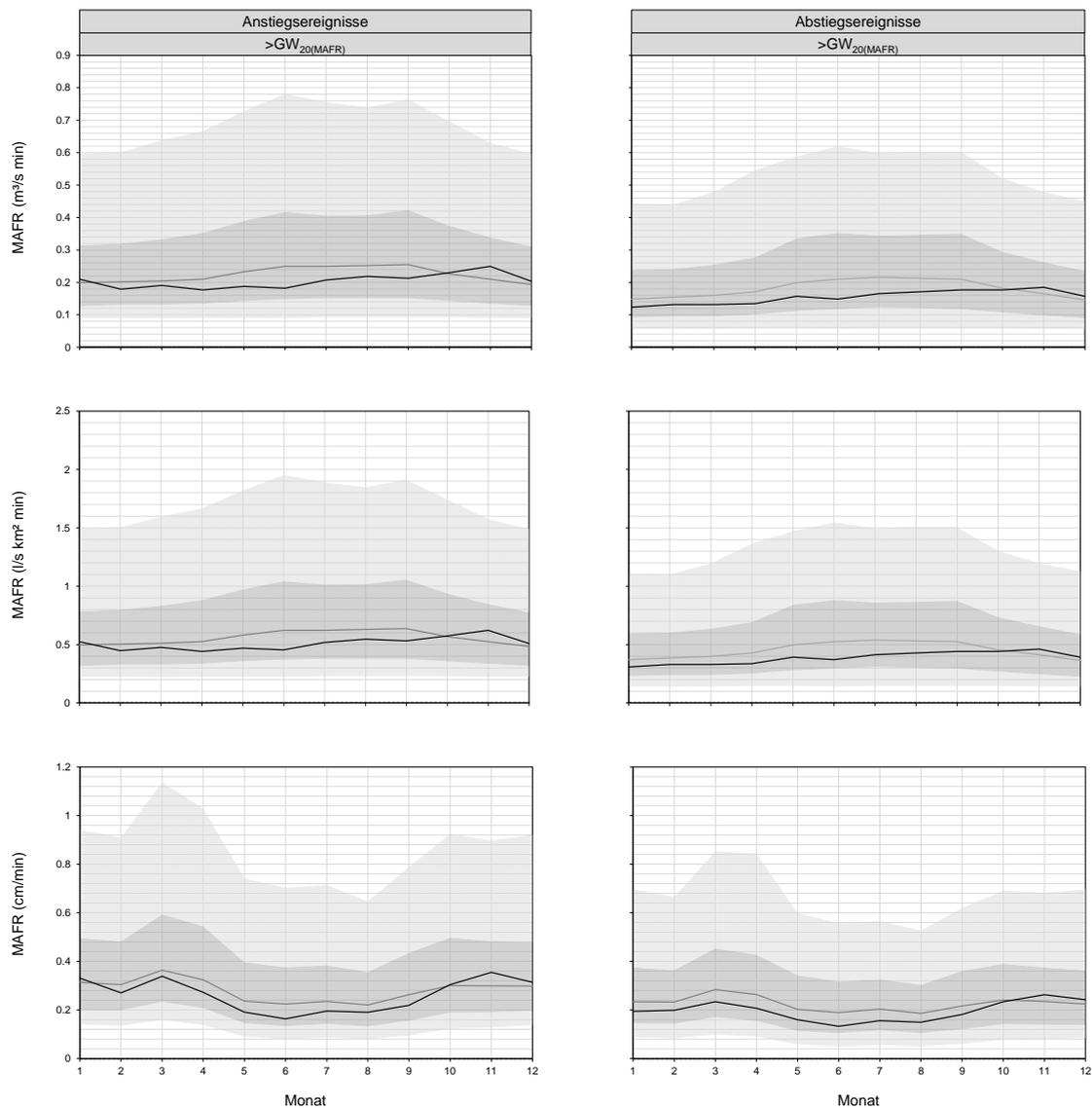


Abbildung 14: Pegel 1 – Maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit (MAFR) von Abflussan- und Abstiegsereignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median)

Abflussänderungsgeschwindigkeit

Die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der selektierten Anstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,09 bis 0,78 $m^3/s \text{ min}$ (Median: 0,19 bis 0,25 $m^3/s \text{ min}$, vgl. Abbildung 14 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 0,25 und 1,95 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$ (Median: 0,48 bis 0,68 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$, vgl. Abbildung 14 – Mitte links). Die Geschwindigkeit der daraus resultierenden Wasserspiegelschwankungen liegt in einer Größenordnung zwischen 0,08 und 1,17 cm/min (Median: 0,22 bis 0,36 cm/min , vgl. Abbildung 14 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,39 bis 0,52 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$, vgl. Abbildung 11) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße damit überschritten (Anmerkung: Ein direkter Vergleich der absoluten Größen zwischen der Referenzganglinie und Pegel 1 ist aufgrund der unterschiedlichen Flussgröße nicht aussagekräftig und entfällt daher).

Dasselbe gilt für Pegel 3 und 5.). Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

Die Abflussänderungsgeschwindigkeit der selektierten Abstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,06 bis 0,62 m³/s min (Median: 0,15 bis 0,21 m³/s min, vgl. Abbildung 11 – oben rechts), bzw. 0,15 bis 1,55 l/s km² min (Median: 0,36 bis 0,54 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte rechts) und 0,6 bis 7,4 cm/min (Median: 0,8 bis 2,2 cm/min, vgl. Abbildung 11 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,26 bis 0,27 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte rechts) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse damit in Relation zur Einzugsgebietsgröße überschritten. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

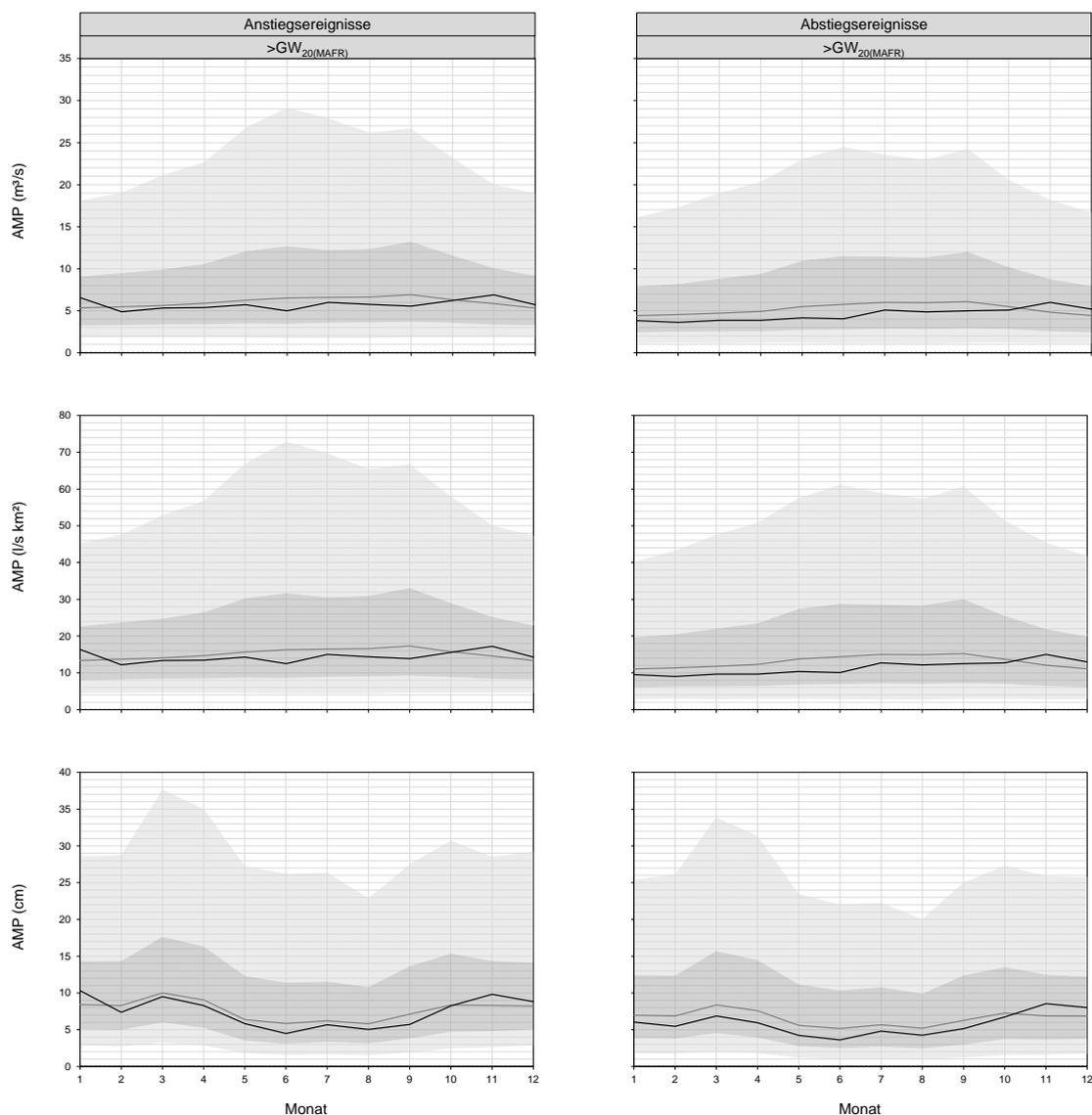


Abbildung 15: Pegel 1 - Amplitude (AMP) von Abfluss- und Abstiegsereignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten >GW₂₀: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median 2018)

Amplitude

Die Amplituden der selektierten Anstiegsereignisse liegen in einem Bereich von 2 bis 28 m³/s (Median: 5,33 bis 6,92 m³/s, vgl. Abbildung 15 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 5 bis 72 l/s km² (Median: 13,37 bis 17,29 l/s km², vgl. Abbildung 15 – Mitte links). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung zwischen 2 und ca. 40 cm (Median: 6 bis 9 cm, vgl. Abbildung 15 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 63,8 bis 79,4 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte links) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

Die Amplituden der selektierten Abstiegsereignisse betragen 1 bis 24 m³/s (Median: 4,41 bis 6,01 m³/s, vgl. Abbildung 15 – oben rechts), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße 3 bis 61 l/s km² (Median: 11 bis 15,2 l/s km², vgl. Abbildung 15 – Mitte rechts). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung von 1 bis ca. 35 cm (Median: 5 bis 8 cm, vgl. Abbildung 15 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 34,8 bis 76,4 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte rechts) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

4.5.3 Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 3

Pegel 3 befindet sich 11 Flusskilometer (fkm) flussab der Schwalleinleitung von Speicherkraftwerk 1 (vgl. Abbildung 1, Tabelle 1).

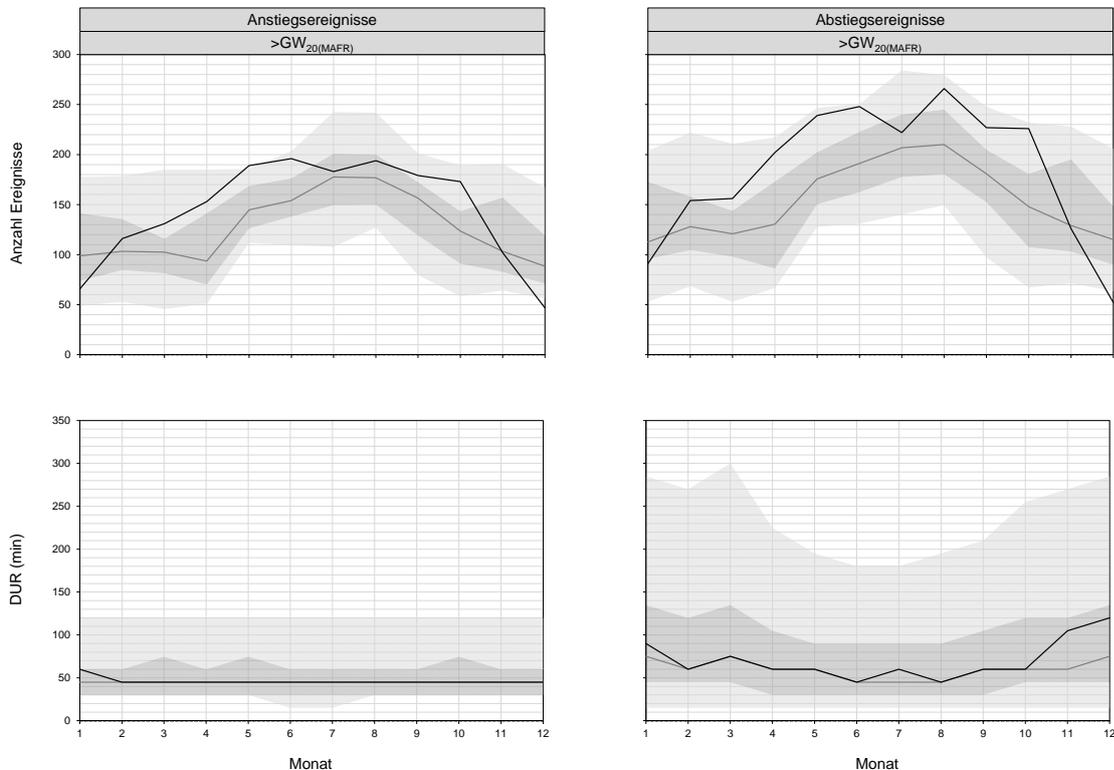


Abbildung 16: Pegel 3 – Monatliche Anzahl (oben) und Dauer (DUR - unten) von Abflussan- und Abstiegseignissen mit maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$ (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Anzahl (oben), Median (unten))

Ereignisanzahl

Anhand der Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1) werden etwa 50 bis 240 Anstiegsereignisse und 50 bis 280 Abstiegseignisse selektiert, wobei im langjährigen Mittel in den Monaten Dezember bis April die minimalen Auftretshäufigkeiten zu erwarten sind. Mit 180 Anstiegs- bzw. 210 Abstiegseignissen wird im Hochsommer die maximale Auftretshäufigkeit erreicht (vgl. Abbildung 16 - oben). Im Vergleich zu Pegel 1 liegt die Auftretshäufigkeit selektierter Abflussschwankungen in einer übereinstimmenden Größenordnung (vgl. Abbildung 13 - oben). Im Vergleich zur Referenzganglinie ist die Auftretshäufigkeit von Abflussschwankungen dementsprechend auch bei Pegel 3 ganzjährig deutlich erhöht. Auch bei Pegel 3 ist die Ereignisanzahl im Jahr 2018 mit Ausnahme des Monats Dezember überdurchschnittlich hoch.

Ereignisdauer

Betrachtet man die Dauer der selektierten Ereignisse, zeigen vor allem die Anstiegsereignisse ganzjährig einen sehr gleichmäßigen Verlauf. Im Mittel beträgt die Dauer der Anstiegsereignisse 45 Minuten (also drei Zeitschritte). Im Vergleich zu Pegel 1 (vgl. Abbildung 13 – unten) zeigt sich, dass sich die Dauer von Anstiegsereignissen

ganzjährig nicht erhöht, während die Dauer von Abstiegsereignissen in den abflussärmeren Monaten leicht ansteigt. Im Vergleich zur Referenzganglinie (vgl. Abbildung 10 – unten) wird die Ereignisdauer von An- und Abstiegsereignissen auch bei Pegel 3 deutlich unterschritten. Das Jahr 2018 entspricht im Wesentlichen den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe, wobei die Dauer von Abstiegsereignissen im Dezember wie bei Pegel 1 überdurchschnittlich hoch ausgefallen ist.

Interpretation anhand von Auftrittshäufigkeit und Ereignisdauer

Wie bei Pegel 1 lässt die Dauer und die Auftrittshäufigkeit der Abflussschwankungen auch bei Pegel 3 darauf schließen, dass beinahe alle selektierten Abflussschwankungen auf einen anthropogenen Ursprung zurückzuführen sind. Auffällig ist, dass sich die Dauer der selektierten Ereignisse in den 9,5 Flusskilometern zwischen Pegel 1 und Pegel 3 kaum verändert und auch die Ereignisanzahl stabil bleibt.

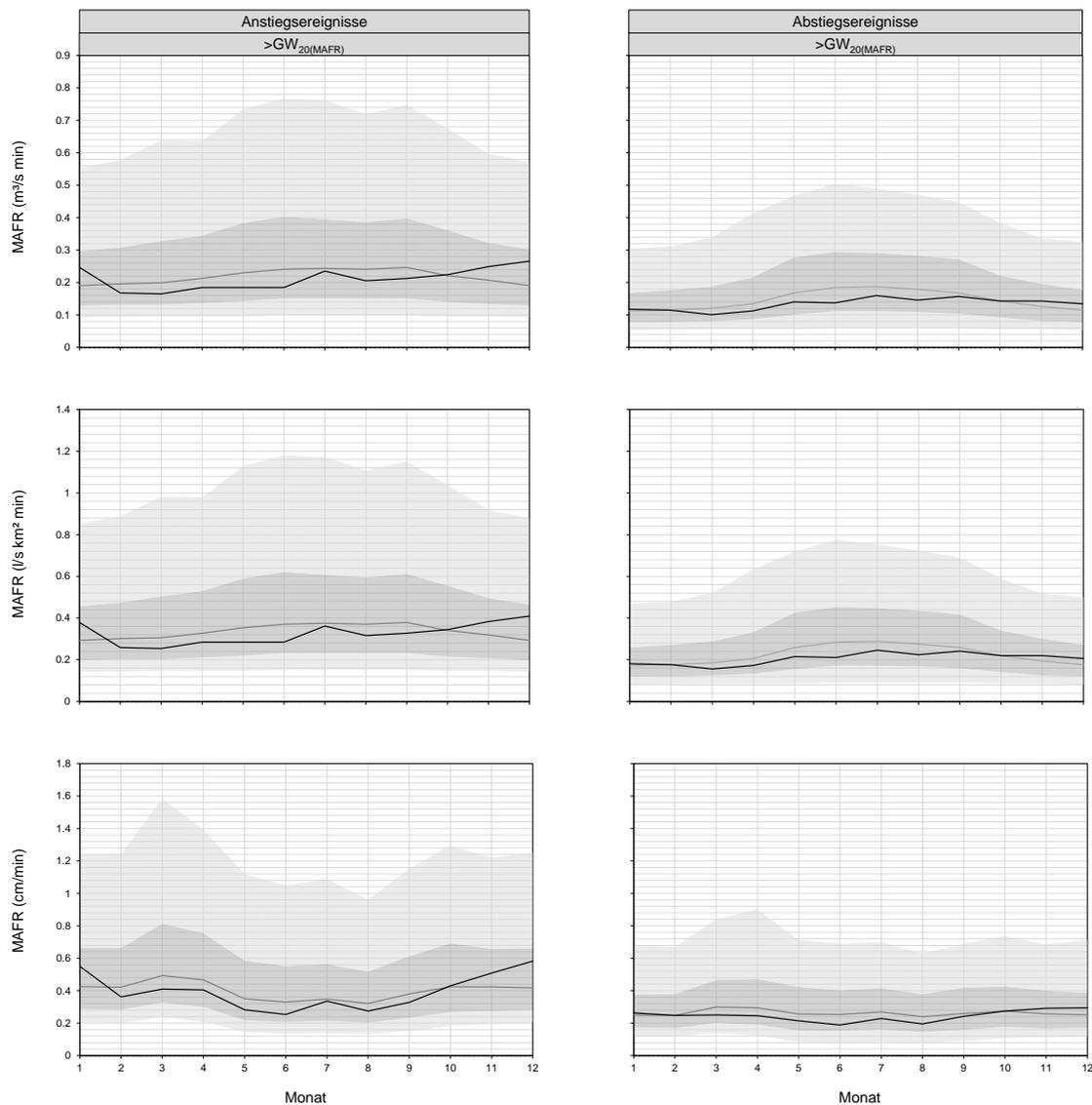


Abbildung 17: Pegel 3 – Maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit (MAFR) von Abflussan- und Abstiegsereignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median)

Abflussänderungsgeschwindigkeit

Die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der selektierten Anstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,1 bis 0,76 $m^3/s \text{ min}$ (Median: 0,19 bis 0,25 $m^3/s \text{ min}$, vgl. Abbildung 17 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 0,14 und 1,2 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$ (Median: 0,29 bis 0,38 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$, vgl. Abbildung 17 – Mitte links). Die Geschwindigkeit der daraus resultierenden Wasserspiegelschwankungen liegt in einer Größenordnung zwischen 0,1 und 1,6 cm/min (Median: 0,3 bis 0,5 cm/min , vgl. Abbildung 17 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,39 bis 0,52 $l/s \text{ km}^2 \text{ min}$, vgl. Abbildung 11 – Mitte links) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße damit leicht unterschritten, wobei eine dementsprechende Intensität in der Referenzsituation ausnahmslos auf die Monate Juni bis September beschränkt ist. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe, mit Ausnahme des Monats Dezember, einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

Die Abflussänderungsgeschwindigkeit der selektierten Abstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,06 bis 0,5 m³/s min (Median: 0,11 bis 0,19 m³/s min, vgl. Abbildung 17 – oben rechts), bzw. 0,45 bis 0,8 l/s km² min (Median: 0,18 bis 0,29 l/s km² min, vgl. Abbildung 17 – Mitte rechts) und 0,1 bis 1 cm/min (Median: 0,24 bis 0,3 cm/min, vgl. Abbildung 17 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,26 bis 0,27 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte rechts) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse damit in Relation zur Einzugsgebietsgröße leicht überschritten. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

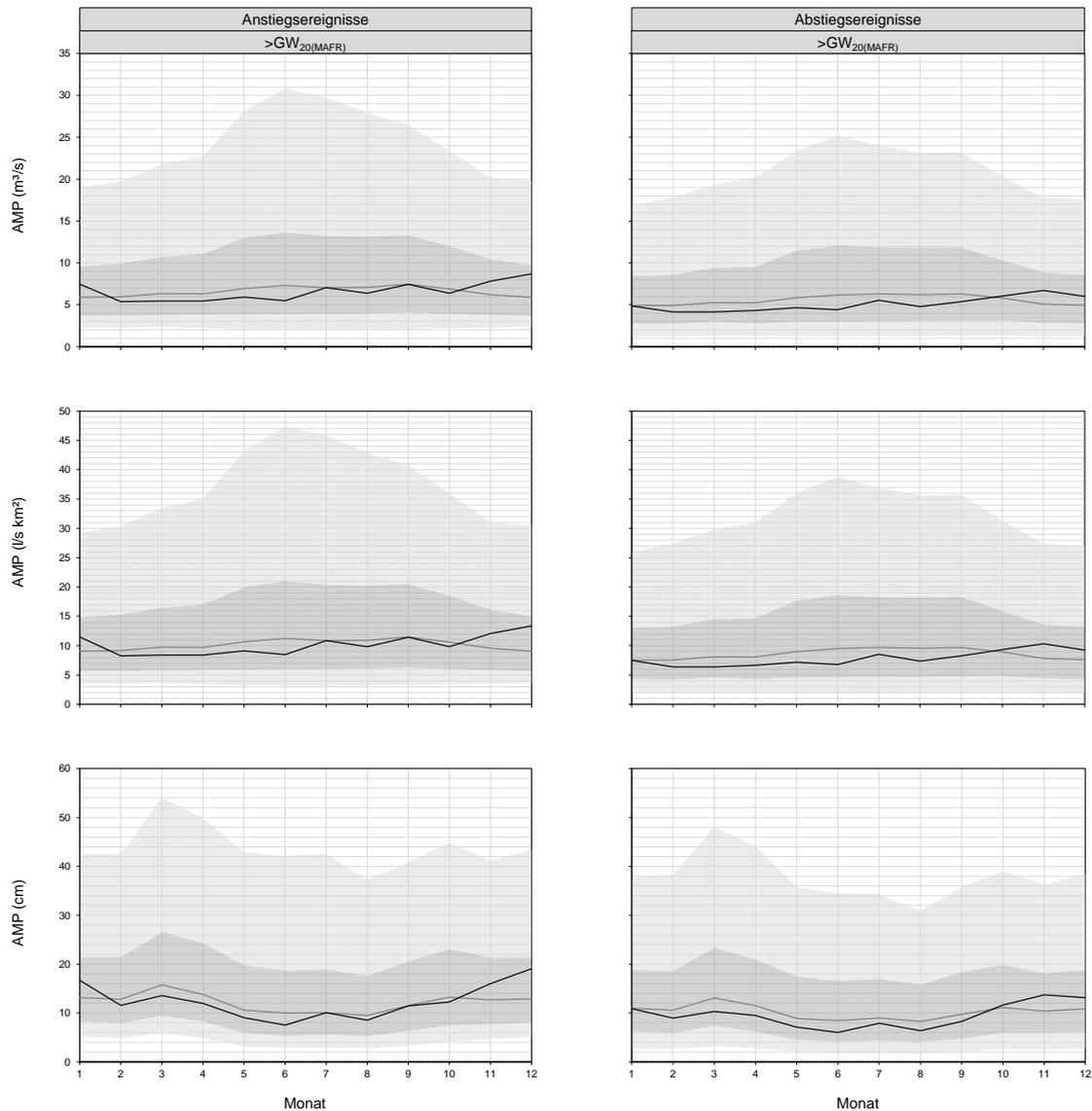


Abbildung 18: Pegel 3 - Amplitude (AMP) von Abfluss- und Abstiegsereignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten >GW₂₀: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median 2018)

Amplitude

Die Amplituden der selektierten Anstiegsereignisse liegen in einem Bereich von 2 bis 31 m³/s (Median: 5,33 bis 6,92 m³/s, vgl. Abbildung 18 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 5 bis 72 l/s km² (Median: 13,37 bis 17,29 l/s km², vgl. Abbildung 18 – Mitte links). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung zwischen 3 und ca. 50 cm (Median: 10 bis 15 cm, vgl. Abbildung 18 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 63,8 bis 79,4 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte links) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

Die Amplituden der selektierten Abstiegsereignisse betragen 1 bis 25 m³/s (Median: 5 bis 6,3 m³/s, vgl. Abbildung 18 – oben rechts), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße 2 bis 38 l/s km² (Median: 7,5 bis 9,7 l/s km², vgl. Abbildung 18 – Mitte rechts). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung von 2 bis ca. 50 cm (Median: 8 bis 13 cm, vgl. Abbildung 18 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 34,8 bis 76,4 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte rechts) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe einem leicht unterdurchschnittlichen Jahr.

4.5.4 Kurzfristiges Abflussregime – Pegel 5

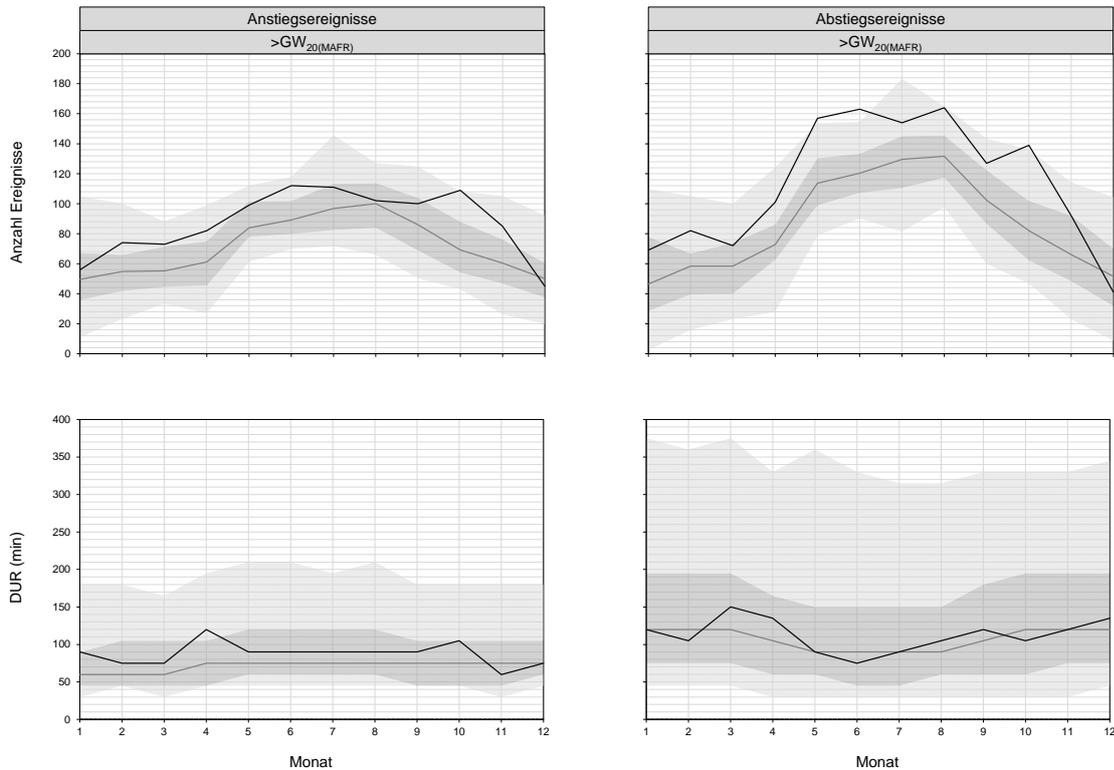


Abbildung 19: Pegel 5 – Monatliche Anzahl (oben) und Dauer (DUR - unten) von Abflussan- und Abstiegsereignissen mit maximalen Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$ (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Anzahl (oben), Median (unten))

Ereignisanzahl

Von Oktober bis April werden anhand der Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1) etwa 10 bis 145 Anstiegsereignisse und 2 bis 180 Abstiegsereignisse selektiert, wobei im langjährigen Mittel auch bei Pegel 5 zwischen Dezember und April die minimalen Auftretshäufigkeiten zu erwarten sind. Mit im Mittel etwa 120 Anstiegs- und 160 Abstiegsereignissen wird die maximale Auftretshäufigkeit auch hier im Hochsommer erreicht (Abbildung 19 - oben). Die Auftretshäufigkeit selektierter Abflussschwankungen ist im Vergleich zu Pegel 1 und 3 geringer (vgl. Abbildung 13 und Abbildung 16 - oben), im Vergleich zur Referenzganglinie (Abbildung 10) allerdings immer noch deutlich erhöht.

Ereignisdauer

Betrachtet man die Dauer der selektierten Ereignisse, zeigt sich, dass die Ereignisdauer von An- und Abstiegsereignissen im Vergleich zu Pegel 1 (vgl. Abbildung 13) und 3 (vgl. Abbildung 16) höher ist. Die bei Pegel 5 dokumentierten Anstiegsereignisse dauern 45 bis 210 Minuten, Abstiegsereignisse bis zu 375 Minuten (vgl. Abbildung 19 - unten). Die Ereignisdauer von natürlichen Abflussschwankungen wird auch bei Pegel 5 deutlich unterschritten (vgl. Abbildung 10 – unten). Das Jahr 2018 entspricht im Wesentlichen den mittleren Verhältnissen der gesamten Zeitreihe.

Interpretation anhand von Auftrittshäufigkeit und Ereignisdauer

Wie bei Pegel 1 und 3 lässt Dauer und Auftrittshäufigkeit der Abflussschwankungen auch bei Pegel 5 darauf schließen, dass beinahe alle selektierten Abflussschwankungen auf einen anthropogenen Ursprung zurückzuführen sind. Im Gegensatz zu Pegel 1 und 3 nimmt die Ereignisdauer der An- und Abstiegsereignisse zwischen Pegel 3 und 5 zu. Es ist davon auszugehen, dass die geringere Anzahl selektierter Abflussschwankungen auf die Retentionswirkung im Gewässer zurückzuführen ist, nachdem aufgrund der geringer werdenden An- und Abstiegsgeschwindigkeit immer weniger Abflussschwankungen die Selektionskriterien ($>GW_{20}$) erfüllen. Auch die von Speicherkraftwerk 2 ausgehenden Schwallwellen erhöht die Anzahl selektierter Abflussschwankungen offenbar nicht wesentlich, womit davon auszugehen ist, dass die Intensität der von Speicherkraftwerk 2 ausgehenden Abflussschwankungen GW_{20} i. A. nicht erreicht. (Anmerkung: Durch die Lagrange'sche Analyse der von Speicherkraftwerk 2 ausgehenden Schwallwellen (vgl. Kapitel 3) kann dieser Umstand überprüft werden.)

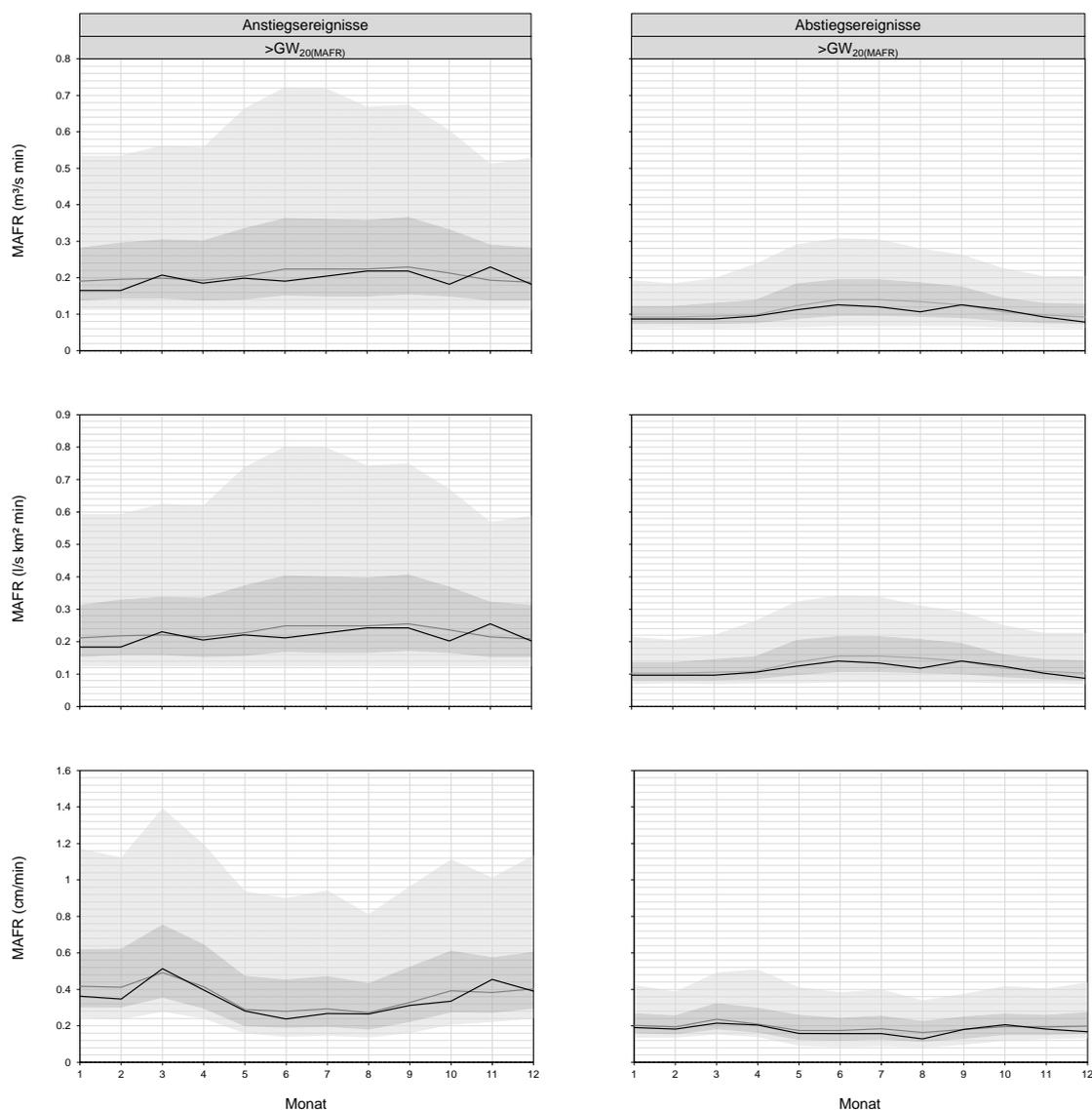


Abbildung 20: Pegel 5 – Maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit (MAFR) von Abflussan- und Abstiegsereignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median)

Abflussänderungsgeschwindigkeit

Die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der selektierten Anstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,1 bis 0,72 m³/s min (Median: 0,18 bis 0,23 m³/s min, vgl. Abbildung 20 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 0,12 und 0,8 l/s km² min (Median: 0,21 bis 0,26 l/s km² min, vgl. Abbildung 20 – Mitte links). Die Geschwindigkeit der daraus resultierenden Wasserspiegelschwankungen liegt in einer Größenordnung zwischen 0,1 und 1,4 cm/min (Median: 0,25 bis 0,5 cm/min, vgl. Abbildung 20 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,39 bis 0,52 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte links) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße damit unterschritten, wobei eine dementsprechende Intensität in der Referenzsituation ausnahmslos auf die Monate Juni bis September beschränkt ist. Im Vergleich zu Pegel 3 (vgl. Abbildung 17 – links) verringert sich die Abflussänderungsgeschwindigkeit leicht. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe, in etwa den mittleren Verhältnissen.

Die Abflussänderungsgeschwindigkeit der selektierten Abstiegsereignisse liegt im Bereich von 0,06 bis 0,3 m³/s min (Median: 0,09 bis 0,14 m³/s min, vgl. Abbildung 20 – oben rechts), bzw. 0,7 bis 0,34 l/s km² min (Median: 0,1 bis 0,16 l/s km² min, vgl. Abbildung 20 – Mitte rechts) und 0,08 bis 0,5 cm/min (Median: 0,16 bis 0,25 cm/min, vgl. Abbildung 20 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 0,26 bis 0,27 l/s km² min, vgl. Abbildung 11 – Mitte rechts) werden die Abflussänderungsgeschwindigkeiten der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße damit unterschritten, wobei hohe Abflussänderungsgeschwindigkeiten in der Referenzsituation ausnahmslos auf die Monate Juni bis September beschränkt sind. Auch die Abflussänderungsgeschwindigkeit der Abstiegsereignisse nimmt im Vergleich zu Pegel 3 ab. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe, in etwa den mittleren Verhältnissen.

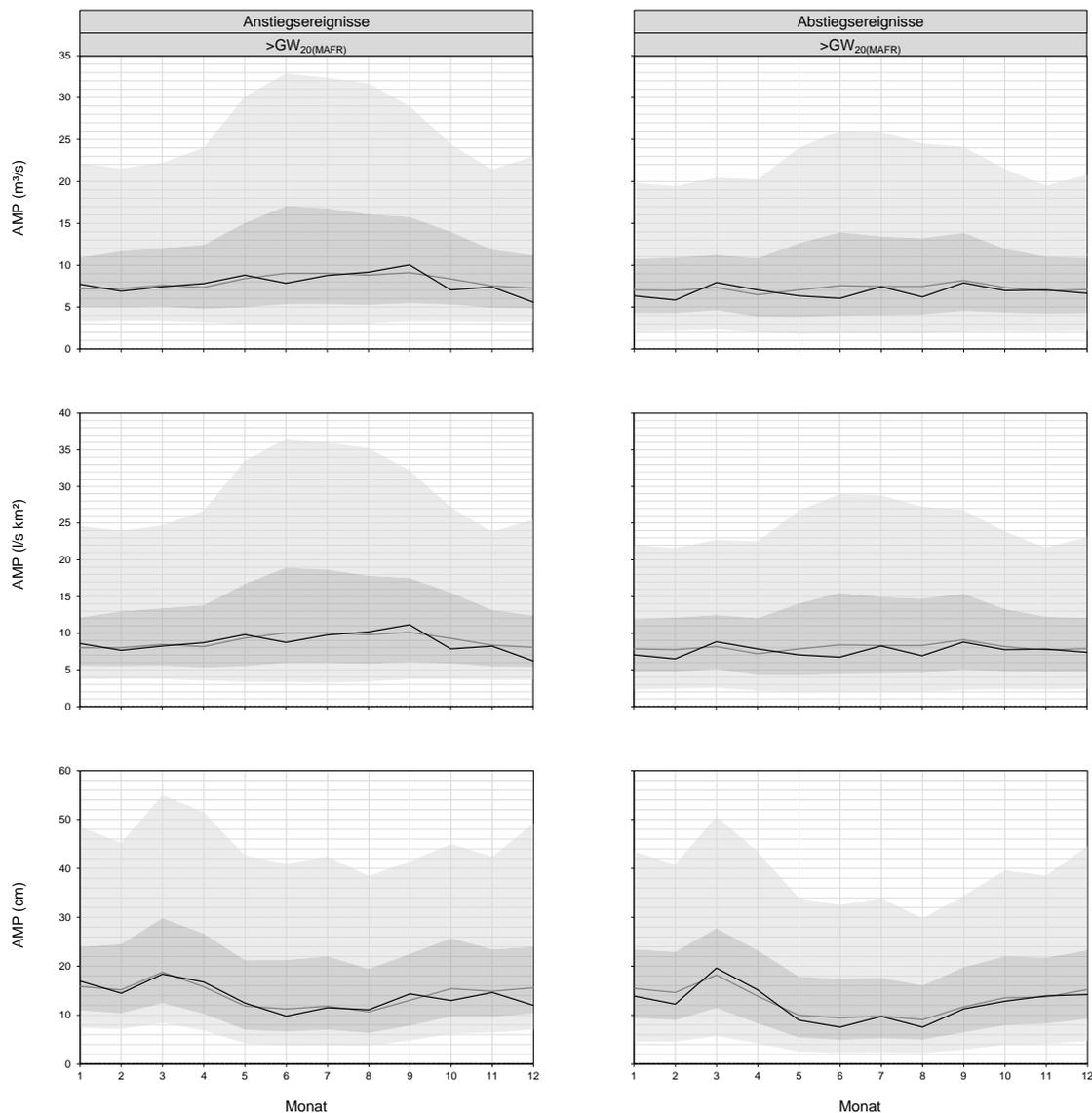


Abbildung 21: Pegel 5 - Amplitude (AMP) von Abfluss- und Abstiegseignissen mit Abflussänderungsgeschwindigkeiten $>GW_{20}$: absolut (oben), in Relation zur Einzugsgebietsgröße (Mitte) und näherungsweise Bestimmung der Intensität resultierender Wasserspiegelschwankungen (unten) (Zeitreihe 1976-2018 - hellgrau: 5-95% Perzentil, dunkelgrau: 25-75% Perzentil, dunkelgraue Linie: Median; Zeitreihe 2018 – schwarze Linie: Median 2018)

Amplitude

Die Amplituden der selektierten Anstiegseignisse liegen in einem Bereich von 3 bis 33 m^3/s (Median: 7,3 bis 9,1 m^3/s , vgl. Abbildung 21 – oben links), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße zwischen 3 bis 36 $l/s km^2$ (Median: 8 bis 10 $l/s km^2$, vgl. Abbildung 21 – Mitte links). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung zwischen 4 und ca. 50 cm (Median: 10 bis 18 cm, vgl. Abbildung 21 – unten links). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 63,8 bis 79,4 $l/s km^2$, vgl. Abbildung 12 – Mitte links) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe den mittleren Verhältnissen.

Die Amplituden der selektierten Abstiegsereignisse betragen 2 bis 26 m³/s (Median: 6,5 bis 8,2 m³/s, vgl. Abbildung 21 – oben rechts), bzw. in Relation zur Einzugsgebietsgröße 2 bis 28 l/s km² (Median: 7,2 bis 9,1 l/s km², vgl. Abbildung 21 – Mitte rechts). Daraus resultieren Wasserspiegelschwankungen in einer Größenordnung von 2 bis ca. 50 cm (Median: 9 bis 18 cm, vgl. Abbildung 21 – unten rechts). Im Vergleich zur Referenz-Abflussganglinie (Median: 34,8 bis 76,4 l/s km², vgl. Abbildung 12 – Mitte rechts) werden die Amplituden der natürlichen Ereignisse in Relation zur Einzugsgebietsgröße deutlich unterschritten, wobei hohe Amplituden-Werte in der Referenzsituation ausnahmslos in den Monaten Juni bis September vorkommen. Das Jahr 2018 entspricht im Vergleich zur gesamten Zeitreihe den mittleren Verhältnissen.

4.5.5 Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Euler'sche Betrachtungsweise zeigen, dass die überwiegende Mehrzahl der im Untersuchungsgebiet erfassten kurzfristigen Abflussschwankungen auf anthropogene Aktivitäten, insbesondere auf den Betrieb von Speicherkraftwerk 1, zurückzuführen ist. Durch die Gegenüberstellung mit der Referenzganglinie wird ersichtlich, dass die Auftrittshäufigkeit selektierter Abflussschwankungen im gesamten Untersuchungsgebiet deutlich erhöht ist. In der Referenzsituation werden gemäß den Selektionskriterien (vgl. Kapitel 4.1) in selten Ausnahmefällen im August bis zu 40 Abflussschwankungen erfasst, während im Untersuchungsgebiet 250 Abflussschwankungen pro Monat keine Seltenheit sind. In den Wintermonaten werden in der Referenzsituation keine Abflussschwankungen selektiert. Im Untersuchungsgebiet werden im Winter im Mittel 150 bis 200 (Pegel 1), 100 bis 150 (Pegel 3) bzw. rund 50 Abflussschwankungen pro Monat (Pegel 5) selektiert. Im oberen Bereich des Untersuchungsgebietes (Pegel 1) übersteigt die maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit der anthropogenen Abflussschwankungen (in Relation zur Einzugsgebietsgröße) die Intensität der natürlichen Ereignisse in der Regel leicht. Im mittleren Bereich (Pegel 3) liegt die Abflussänderungsgeschwindigkeit der Schwallwellen in einer ähnlichen Größenordnung wie die im Hochsommer zu erwartenden natürlichen Ereignisse. Im unteren Bereich (Pegel 5) wird die Intensität der sommerlichen natürlichen Ereignisse um rund 50% unterschritten. Die Amplituden der Schwallwellen liegen im gesamten Untersuchungsgebiet in einer übereinstimmenden Größenordnung und übersteigen (in Relation zur Einzugsgebietsgröße) die Intensität natürlicher Ereignisse nicht.

Die Gegenüberstellung von Pegel 1 und 3 zeigt, dass sich die Dauer der selektierten Abflussschwankungen in einer Gewässerstrecke von 9,5 Flusskilometern nicht wesentlich erhöht. Im Fall der Anstiegsereignisse ist das prinzipiell möglich, nachdem sich die maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit unter bestimmten Voraussetzungen (sehr hohes Sohlgefälle, sehr hoher Unterschied der Rauigkeit zwischen Sunk und Schwall) mit steigender Entfernung zur Schwall-Einleitestelle erhöhen kann. In diesen Fällen ist davon auszugehen, dass auch die Dauer des Ereignisses nicht wesentlich zunimmt.

Im Fall der Abstiegsereignisse kann die Abflussänderungsgeschwindigkeit mit steigender Entfernung zur Schwall-Einleitestelle im Gegensatz zu den Anstiegsereignissen allerdings nicht zunehmen (wenn Überlagerungen mit Abflussschwankungen anderer Quellen ausgeschlossen werden können). Die Abflussänderungsgeschwindigkeit anthropogener Abstiegsereignisse fällt in den ersten Kilometern flussab der Schwall-Einleitestelle in der Regel vergleichsweise stark ab (vgl. Abbildung 5), womit sich mit steigender Entfernung auch die Ereignisdauer tendenziell

erhöhen sollte, wenn die Ereignisse nicht von einer weiteren Quelle kurzfristiger Abflussschwankungen beeinflusst werden. Zwischen Pegel 1 und 3 ist eine Erhöhung der Dauer von Abstiegsereignissen allerdings ausschließlich in den Wintermonaten zu beobachten.

Die – insbesondere im Sommerhalbjahr – gleichbleibende Ereignisdauer und die unveränderte Abflussänderungsgeschwindigkeit lässt darauf schließen, dass die Anzahl und Intensität der bei Speicherkraftwerk 1 eingeleiteten Schwallwellen flussauf von Pegel 3 aufgrund einer zu geringen Datenauflösung (15 Minuten) nicht akkurat erfasst werden kann (Anmerkung: Dieser Umstand kann durch die bei den temporären Pegelsonden verfügbare Datenauflösung (1 Minute) einfach überprüft werden.).

5 Verschneidung Euler/Lagrange

Die Ergebnisse der Eulerschen Betrachtungsweise deuten im fiktiven Fallbeispiel darauf hin, dass Anzahl und Intensität der bei Speicherkraftwerk 1 eingeleiteten Abflussschwankungen im Gewässerabschnitt flussauf von Pegel 3 anhand von 15 Minuten-Werten nicht akkurat erfasst werden können (vgl. Kapitel 4.5.5). Bei der Interpretation von Abflussganglinien mit einer zu geringen zeitlichen Auflösung ist zu berücksichtigen, dass die wahre Intensität und Aufttrittshäufigkeit der Abflussschwankungen nicht ermittelt werden kann, insofern keine höhere temporäre Auflösung verfügbar ist. Festzuhalten ist, dass in solchen Fällen sowohl die Aufttrittshäufigkeit als auch die Intensität der kurzfristigen Abflussschwankungen systematisch unterschätzt wird. Flussab von Pegel 3 führen die Ergebnisse der Lagrange'schen und Euler'schen Betrachtung zu keinen widersprüchlichen Ergebnissen. In diesem Abschnitt kann davon ausgegangen werden, dass die Retentionswirkung des Gewässers dazu führt, dass der Großteil der Abflussschwankungen anhand der 15 Minuten-Werte akkurat erfasst werden kann.

Neben einer Plausibilitätsüberprüfung kann eine weitere Verschneidung der Lagrange'sche und Euler'schen Ergebnisse zielführend sein, wenn der Einfluss einer spezifischen Schwalleinleitung sehr detailliert untersucht werden soll. Zum Beispiel könnte anhand der Lagrange'sche Betrachtungsweise die maximale Intensität der von Speicherkraftwerk 2 ausgehenden Wellen bestimmt werden. Anhand dieser Ergebnisse kann bei Pegel 4 und 5 ein Intensitätsbereich definiert werden, der von Speicherkraftwerk 2 nicht überschritten werden kann. Diese Information ermöglicht bei Pegel 4 und 5 sämtliche Abflussschwankungen zu selektieren, die aufgrund ihrer hohen Intensität kaum von Speicherkraftwerk 2 stammen können und im fiktiven Fallbeispiel somit auf den Betrieb von Speicherkraftwerk 1 und/oder natürliche Abflussschwankungen zurückzuführen sind.

Zusammenfassend kann eine Verschneidung der Lagrange'schen und Euler'schen Ergebnisse auf die jeweiligen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet abgestimmt werden. Die parallele Anwendung der Modellansätze ermöglicht es, das kurzfristige Abflussregime mit einer wesentlich höheren Detailschärfe zu analysieren bzw. den Einfluss unterschiedlicher Quellen besser abzuschätzen.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das vorliegende hydrologische Monitoring-Konzept ermöglicht es, das (kurzfristige) Abflussregime eines Gewässerabschnittes zu erfassen, dessen zeitliche Variabilität zu beschreiben, die Verhältnisse mehrere Abflussganglinien gegenüberzustellen und im Falle von anthropogen beeinflussten Verhältnissen auf den spezifischen Einfluss unterschiedlicher Quellen von kurzfristigen Abflussschwankungen zu schließen.

Die Ergebnisse der Lagrange'schen Betrachtungsweise können herangezogen werden, um die hydrologische Wirkung einer spezifischen Schwallleinleitung, oder auch einer direkten Maßnahme zur Verringerung negativer schwall- und sunkbedingter ökologischer Auswirkungen zu beschreiben (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht). Die Ergebnisse der Euler'schen Betrachtungsweise können zur in situ Bewertung von Maßnahmen als Prä-Monitoring-Daten herangezogen werden und stellen gemeinsam mit der Beschreibung der morphologisch/sedimentologischen Verhältnisse (vgl. Technischer Bericht II) eine wesentliche Grundlage für die Interpretation von ökologischen Monitoring-Daten (vgl. Technischer Bericht IV) dar.

Zudem erlaubt das vorliegende Monitoring-Konzept die Bearbeitung einer Reihe von wissenschaftlichen Fragestellungen. Beispielsweise lässt sich von den bisherigen Anwendungen des Monitoring-Konzeptes ableiten, dass die Differenz der Abflussänderungsgeschwindigkeit der von einer übereinstimmenden anthropogenen Quelle ausgehenden An- und Abstiegseignisse aufgrund des unterschiedlichen Retentionsverhaltens mit steigender Entfernung zur Quelle zunimmt (vgl. Abbildung 14 vs. Abbildung 17 vs. Abbildung 20). Wenn in einer Abflussganglinie Abflussschwankungen von mehreren Quellen dokumentiert sind, könnte sich anhand der Differenz der Abflussänderungsgeschwindigkeiten der An- und Abstiegseignisse möglicherweise Informationen über die Entfernung zur Quelle ableiten lassen, womit Abflusswellen potentiell automatisiert einer bestimmten Quelle zugeordnet werden könnten. Eine Anwendung der Eulersch'schen Betrachtungsweise könnte das Ziel verfolgen, die in Österreich vorkommenden jährlichen Abflussregime detaillierter zu beschreiben.

Zur Finalisierung der Monitoring-Methode ist es erforderlich, das vorliegende Konzept an den wesentlichen Belastungssituationen Österreichs exemplarisch anzuwenden. Der Modellansatz zur Lagrange'schen Betrachtungsweise kurzfristiger Abflussschwankungen wird aktuell durch eine Anwendung in mehreren Einzugsgebieten evaluiert und soll inklusive der zugrundeliegenden R-Codes für die Identifikation assoziierter Ereignisse und die longitudinale Intensitätsmodellierung demnächst publiziert werden (Greimel et al. in Bearbeitung a). Auch der Modellansatz zur näherungsweisen Bestimmung der aus den Abflussschwankungen resultierenden Wasserspiegelschwankungen wird momentan durch eine Gegenüberstellung mit zweidimensionalen, tiefengemittelten hydrodynamisch-numerischen Modellen in einer überregionalen Skalenebene evaluiert (Greimel et al. in Bearbeitung b).

7 Literatur

- BMLFUW (2007): Hydrologischer Atlas Österreichs. 1. Lieferung 2003. 2. Lieferung 2005. 3. Lieferung 2007. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW (2017). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Internationale und Bilaterale Koordinierung, Wien.
- Graf, W., Leitern, P., Moritz, C., Hubmann, M., Greimel, F., Dossi, F. (2020): Grundlagenerhebung zur Entwicklung eines Bewertungssystems von Fließgewässern mit glazialen Einzugsgebiet auf Basis des Makrozoobenthos - Projekt „Glazass“ 101307, Forschungsbericht, Wien.
- Greimel F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S. (2016) A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes* 30:2063–2078.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., Grün, B. & S. Schmutz (2017a): Technischer Bericht A - Kurzfristige Abflussschwankungen in Österreich. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, 15 Seiten.
- Greimel, F., Zeiringer, B., Hauer, C., Holzapfel, P., Fuhrmann, M., Haslauer, M., Führer, S., Höller, N., Grün, B., Habersack, H. & S. Schmutz (2017b): Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, 68 Seiten.
- Greimel F., Grün B., Zeiringer B., Führer S., Holzapfel P., Fuhrmann M., Höller N., Hauer C., Schmutz S. (in Bearbeitung a) Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves – a method proposal.
- Greimel F., Zeiringer B., Führer S., Holzapfel P., Fuhrmann M., Höller N., Schmutz S., Hauer C., (in Bearbeitung b) Large scale assessment of anthropogenic caused water level fluctuations.

Abbildungsverzeichnis

- ABBILDUNG 1: ÜBERSICHTSDARSTELLUNG FIKTIVES FALLBEISPIEL (SPEICHERKRAFTWERK 1: FKM 25; RECHTER BILDRAND: FKM 0; P: PERMANENTE (NR. 1, 3 UND 5) UND TEMPORÄRE PEGELSTELLEN (NR. 2 UND 4) 3
- ABBILDUNG 2: EREIGNISDEFINITION UND MAßGEBLICHE PARAMETER ZU BESCHREIBUNG DER EREIGNISINTENSITÄT (Q_{MAX} : MAXIMALABFLUSS DES EREIGNISSES; Q_{TSN} ABFLUSSWERT EINES BESTIMMTEN ZEITSCHRITTES WÄHREND DES EREIGNISSES; Q_{TSN+1} : ABFLUSSWERT DES DARAUFFOLGENDEN ZEITSCHRITTES WÄHREND DES EREIGNISSES; Q_{MIN} : MINIMALABFLUSS DES EREIGNISSES; TS_B : ZEITSCHRITT EREIGNISBEGINN; TS_E : ZEITSCHRITT EREIGNISENDE). 4
- ABBILDUNG 3: SYSTEMSKIZZE ZUR IDENTIFIKATION VON ASSOZIIERTEN ABSTIEGSEREIGNISSEN (GRAU) ZWEIER BENACHBARTER PEGELSTELLEN (Q – ABFLUSS; T – ZEIT; OBEN – ABFLUSSWELLE GEMESSEN AM FLUSSAB GELEGENEN PEGEL; UNTEN – ABFLUSSWELLE GEMESSEN AM FLUSSAUF GELEGENEN PEGEL; 1 – FLIEßZEIT ZWISCHEN DEN PEGELSTELLEN; 2 – AMPLITUDE DES FLUSSAUF GEMESSENEN EREIGNISSES; 3 – AMPLITUDE DES FLUSSAB GEMESSENEN EREIGNISSES) 7
- ABBILDUNG 4: MITTLERE SPEZIFISCHE VERTIKALE WASSERSPIEGELDIFFERENZ (DW_{SPEZ}) GEMÄß REGRESSIONSMODELL (LINIEN) VOR (LINKS) UND NACH KALIBRIERUNG (RECHTS) UND GEGENÜBERSTELLUNG MIT DEN WERTEN AUS REPRÄSENTATIVEN PEGELSCHLÜSSELKURVEN IN FREI FLIEßENDEN GEWÄSSERABSCHNITTEN (VIERECKE - ABFLUSSBEREICH Q_{95PCT} BIS $3XQ_{95PCT}$ (NW), KREISE - ABFLUSSBEREICH $3XQ_{95PCT}$ BIS $2XMQ$ (MW), DREIECKE - ABFLUSSBEREICH $2XMQ$ BIS $5XMQ$ (MW)) 9
- ABBILDUNG 5: SZENARIENSPEZIFISCHE RETENTIONS-KURVEN DQ/DT (WIRKUNGSSZENARIO B3 BIS F – VGL. SUREMMA FORSCHUNGSBERICHT KAPITEL 2.2.1) IM FIKTIVEN FALLBEISPIEL FÜR AN- (A) UND ABSTIEGSEREIGNISSE (B) (PUNKTE ENTSPRECHEN DEN ERGEBNISSEN DER LINEAREN MODELLE ZWISCHEN ZWEI BENACHBARTEN PEGELSTELLEN) 11
- ABBILDUNG 6: SZENARIENSPEZIFISCHE (SZENARIEN-BESCHRIFTUNG – SIEHE A, D) RETENTIONS-KURVEN DW/DT (WIRKUNGSSZENARIO B3 BIS F – VGL. SUREMMA FORSCHUNGSBERICHT KAPITEL 2.2.1) IM FIKTIVEN FALLBEISPIEL BEI NIEDRIGEN (NW - A, D), MITTLEREN (MW - B, E) UND ERHÖHTEN ABFLUSSBEDINGUNGEN (HW - C, F) FÜR ABLUSSAN- (A, B, C) UND ABSTIEGSEREIGNISSE (D, E, F) 13
- ABBILDUNG 7: STREUDIAGRAMME (KREUZE ENTSPRECHEN WERTEN GANGLINIEN, IN WELCHEN DAVON AUSZUGEHEN IST, DASS DAS JÄHRLICHE INTENSITÄTSMAXIMUM AUF EIN NATÜRLICHES EREIGNIS ZURÜCKZUFÜHREN IST) UND MODELLE (VGL. TABELLE 6) ZUR FLÄCHENDECKENDEN NÄHERUNGSWEISEN BESTIMMUNG DER JÄHRLICH AUFTRETENDEN NATÜRLICHEN MAXIMALINTENSITÄT (GW_{100}) IN ABHÄNGIGKEIT DES MITTLEREN UNBEEINFLUSSTEN ABFLUSSES (MQ) FÜR DIE INTENSITÄTSPARAMETER MAXIMALE (MAFR – LINKS) UND MITTLERE (MEFR – MITTE) ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT SOWIE AMPLITUDE (AMP – RECHTS) FÜR AN- (IC – OBEN) UND ABSTIEGSEREIGNISSE (DC – UNTEN) 16
- ABBILDUNG 8: MITTLERE MONATLICHE ABFLUSSSPENDE (MQ) GEMÄß WASSERBILANZMODELL DIGITALER HYDROLOGISCHER ATLAS ÖSTERREICH (BMLFUW, 2007) FÜR DIE RELEVANTEN TEILEINZUGSGEBIETE DES FIKTIVEN FALLBEISPIELS (GRAU) UND AN AUSGEWÄHLTEN PEGELSTELLEN (SCHWARZ - PEGEL 1, 3 UND 5 VGL. ABBILDUNG 1) 21
- ABBILDUNG 9: MITTLERE MONATLICHE ABFLUSSSPENDE (MQ) GEMÄß WASSERBILANZMODELL DIGITALER HYDROLOGISCHER ATLAS ÖSTERREICH (BMLFUW, 2007) FÜR DIE RELEVANTEN TEILEINZUGSGEBIETE DES FIKTIVEN FALLBEISPIELS (GRAU) UND AN 5 POTENTIELLEN REFERENZ-PEGELSTELLEN (SCHWARZ) 22
- ABBILDUNG 10: REFERENZ-ABFLUSSGANGLINIE – MONATLICHE ANZAHL VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT MAXIMALEN ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$ (OBEN) UND EREIGNIS-DAUER (UNTEN) IN MONATEN IN WELCHEN IM LANGJÄHRIGEN MITTEL MIND. EIN EREIGNIS PRO JAHR AUFTRIT (ZEITREIHE 1991-2016 – HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-

75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN)	23
ABBILDUNG 11: REFERENZPEGEL – MAXIMALE ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT (MAFR) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$ IN MONATEN IN WELCHEN IM LANGJÄHRIGEN MITTEL MIND. EIN EREIGNIS PRO JAHR AUFTRIT: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER RESULTIERENDEN WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2016 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN)	25
ABBILDUNG 12: REFERENZPEGEL - AMPLITUDE (AMP) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN 2018)	26
ABBILDUNG 13: PEGEL 1 – MONATLICHE ANZAHL (OBEN) UND DAUER (DUR - UNTEN) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT MAXIMALEN ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$ (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: ANZAHL (OBEN), MEDIAN (UNTEN))	27
ABBILDUNG 14: PEGEL 1 – MAXIMALE ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT (MAFR) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN)	29
ABBILDUNG 15: PEGEL 1 - AMPLITUDE (AMP) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN 2018)	30
ABBILDUNG 16: PEGEL 3 – MONATLICHE ANZAHL (OBEN) UND DAUER (DUR - UNTEN) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT MAXIMALEN ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$ (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: ANZAHL (OBEN), MEDIAN (UNTEN))	32
ABBILDUNG 17: PEGEL 3 – MAXIMALE ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT (MAFR) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN)	34
ABBILDUNG 18: PEGEL 3 - AMPLITUDE (AMP) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN 2018)	35
ABBILDUNG 19: PEGEL 5 – MONATLICHE ANZAHL (OBEN) UND DAUER (DUR - UNTEN) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT MAXIMALEN ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$ (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-	

95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: ANZAHL (OBEN), MEDIAN (UNTEN))	37
ABBILDUNG 20: PEGEL 5 – MAXIMALE ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT (MAFR) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN)	38
ABBILDUNG 21: PEGEL 5 - AMPLITUDE (AMP) VON ABFLUSSAN- UND ABSTIEGSEREIGNISSEN MIT ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEITEN $>GW_{20}$: ABSOLUT (OBEN), IN RELATION ZUR EINZUGSGEBIETSGRÖÖE (MITTE) UND NÄHERUNGSWEISE BESTIMMUNG DER INTENSITÄT RESULTIERENDER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN (UNTEN) (ZEITREIHE 1976-2018 - HELLGRAU: 5-95% PERZENTIL, DUNKELGRAU: 25-75% PERZENTIL, DUNKELGRAUE LINIE: MEDIAN; ZEITREIHE 2018 – SCHWARZE LINIE: MEDIAN 2018)	40

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: ÜBERBLICK – ABFLUSSGANGLINIEN IM FIKTIVEN FALLBEISPIEL	3
TABELLE 2: EREIGNISBEZOGENE INTENSITÄTS- (NR. 1-5) UND HÄUFIGKEITSPARAMETER (Z.B. NR. 6): DEFINITIONEN UND EINHEITEN.	5
TABELLE 3: GEGENÜBERSTELLUNG DER MITTLEREN SPEZIFISCHEN VERTIKALEN WASSERSPIEGELDIFFERENZ (DW_{SPEZ}) GEMÄß REGRESSIONSMODELL UND PEGELSCHLÜSSELKURVEN IN FREIFLIEßENDEN GEWÄSSERABSCHNITTEN UND BERECHNUNG DES MITTLEREN MODELLFEHLERS FÜR UNTERSCHIEDLICHE ABFLUSSBEREICHE.	9
TABELLE 4: FIKTIVES FALLBEISPIEL - SPEICHERKRAFTWERK 1: LINEARE MODELLE ZUR BESCHREIBUNG DER INTENSITÄTSVERÄNDERUNG ZWISCHEN BENACHBARTEN PEGELSTELLEN FÜR ABFLUSSANSTIEGSEREIGNISSE	11
TABELLE 5: FIKTIVES FALLBEISPIEL - SPEICHERKRAFTWERK 1: LINEARE MODELLE ZUR BESCHREIBUNG DER INTENSITÄTSVERÄNDERUNG ZWISCHEN BENACHBARTEN PEGELSTELLEN FÜR ABFLUSSABSTIEGSEREIGNISSE	11
TABELLE 6: MODELLPARAMETER GEMÄß FORMEL 1 ZUR NÄHERUNGSWEISEN BESTIMMUNG DER JÄHRLICH ZU ERWARTENDEN MAXIMALINTENSITÄT NATÜRLICHER EREIGNISSE (GW_{100}) BEZUGNEHMEND AUF DIE PARAMETER MAXIMALE (MAFR – M^3/S 15MIN) UND MITTLERE (MEFR – M^3/S 15MIN) ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT SOWIE AMPLITUDE (AMP – M^3/S) FÜR ABFLUSSAN- (IC) UND ABSTIEGSEREIGNISSE (DC)	15
TABELLE 7: ZU ERWARTENDE JÄHRLICHE MAXIMALE NATÜRLICHE ABFLUSSÄNDERUNGSGESCHWINDIGKEIT (GW_{100} - MAFR) BEI DEN ABFLUSSGANGLINIEN IM FIKTIVEN FALLBEISPIEL (VGL. FORMEL 1 UND TABELLE 6).....	17

Morphologie und Sedimentologie

zu Endbericht

SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk

Wien, Juni 2021

Text und Inhalt

Christoph Hauer (*Institut für Hydraulik, Wasserbau und Fließgewässerforschung BOKU*), Martin Fuhrmann (*Institut für Hydraulik, Wasserbau und Fließgewässerforschung BOKU*), Patrick Holzapfel (*Institut für Hydraulik, Wasserbau und Fließgewässerforschung BOKU*).

Zitiervorschlag

Hauer, C.; Fuhrmann, M.; Holzapfel, P. (2020): *Technischer Bericht II – Morphologie und Sedimentologie*. Ergänzung zu Endbericht: Suremma+ Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen, Forschungsbericht, Wien, 30 Seiten.

Präambel

Der gegenständlich vorliegende technische Bericht „Morphologie und Sedimentologie“ ist als detaillierte Beschreibung der in dem Projekt SuReMmA+ entwickelten Methodik zu verstehen. Er dient ausschließlich der Nachvollziehbarkeit der einzelnen projektrelevanten Arbeitsschritte und stellt eine Vertiefung der Methodikbeschreibung aus dem Forschungsbericht „SuREmMa+ Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen“ dar.

Die vorgestellte Methodik spiegelt den derzeitigen Stand der Forschung zur Evaluierung der Hydromorphologie als Grundlage für Maßnahmenplanungen in schwallbeeinflussten Fließgewässern im Kontext der EU-WRRL wider. Sie basiert auf den Projekten

- Grundlagen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Schwalleinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen (Schwall_2012)
- Schwall_2015 – Als Teil des Christian Doppler Labors „Im Fluss“
- SCHWALL SCHWEIZ – Alpenrhein
- Sustainable Rivermanagement Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen – SuREmMa (SuREmMa)
- Hydraulische Untersuchungen zur Driftungs sensitivität von Makroinvertebraten infolge von Schwall-Sunk (Schwall_MZB_HYDRAULIK)
- SuREmMa+ - Integrative Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen und Variantenstudie als Grundlage zur Definition des Zielzustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie - Hydraulisch / Morphologische Analysen (SuREmMa+_IWHW)

sowie den Publikationen:

Hauer, C., Holzapfel, P., Leitner, P., & Graf, W. (2017). *Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. Science of the Total Environment, 575, 1503-1514.*

Hauer, C., Siviglia, A., & Zolezzi, G. (2017). *Hydropeaking in regulated rivers–From process understanding to design of mitigation measures. Sci. Total Environ, 579, 22-26.*

Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., & Habersack, H. (2014). *Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. Earth Surface Processes and Landforms, 39(12), 1622-1641.*

Hauer, C., Schober, B., & Habersack, H. (2013). *Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling. Hydrological Processes, 27(15), 2209-2224.*

Die vorliegende Methodik wurde im Zuge der Forschungsaktivitäten bisher jedoch nur an lediglich drei Fallbeispielen angewandt. Die bisherige Forschung zeigt signifikante Unterschiede innerhalb der Fallbeispiele hinsichtlich der Nutzung der Gewässer für Wasserkraft, dem Ausmaß der Verbauung aufgrund von Siedlungsdruck und

Hochwasserschutz und auch der Ausgangssituation des biologischen, sedimentologischen, hydrologischen sowie morphologischen Zustandes der einzelnen Abschnitte.

Somit ist es unumgänglich für alle Gewässer bzw. Gewässerabschnitte die bisherige Methodik zu überprüfen und ggf. anzupassen. Allgemein gültige Aussagen bedürfen damit einer exakten Überprüfung um einer allgemeinen Anwendung zugeführt werden zu können.

Aufgrund des noch ausstehenden letzten Schrittes gilt dieser Bericht als Veröffentlichung eines Methodikansatzes und ist somit ungeeignet als Richtlinie für eine allgemeine Planung von Umsetzungsmaßnahmen zur Zielerfüllung gemäß WRRL in schwallbeeinflussten Fließgewässern. An dieser Stelle sei auf das Projekt „ÖkoResch“ verwiesen, das noch ausstehende Grundlagen in „Referenzfließstrecken“ (schwall-unbeeinflusste Gewässerstrecken) liefern und mit einem abschließenden Leitfaden für die Umsetzung morphologischer Maßnahmen abgeschlossen werden soll.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung	2
2	Integratives Monitoringkonzept.....	2
2.1	Sedimentologisches Monitoringkonzept.....	3
2.2	Morphologische Zustandsbeschreibung	5
2.2.1	Numerische Modelle	5
2.2.2	HEM – Habitat Evaluation Model	11
2.3	Morphologische Strukturbewertung.....	13
3	Schlussfolgerungen und Ausblick	23
4	Literatur	25

1 Einleitung und Zielsetzung

Im vorliegenden technischen Bericht wird ein morphologisch und sedimentologisches Monitoringkonzept (ergänzend zu Technischer Bericht IV – Entwicklung Anwendung der Methodik zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken (Zeiringer et al. (2020)) vorgeschlagen, welches eine repräsentative Abbildung des untersuchten Schwallabschnittes ermöglichen soll. Unter Berücksichtigung einer integrativen sowie interdisziplinären Herangehensweise werden die auftretenden IST-Zustände mit Hilfe von abiotischen und biotischen Parametern beschrieben, Defizite evaluiert und daraus Vorschläge für potenzielle Verbesserungsmöglichkeiten eruiert.

Ergänzend zum vorliegenden Forschungsbericht (Greimel et al. (2020)) wird die Methodik zur Strukturbewertung an anonymisierten Gewässerabschnitten vorgestellt und in weiterer Folge in den Beilagen zum vorliegenden Bericht an Gewässerabschnitten von Bregenzerach, Ill und Salzach angewandt.

Um der notwendigen Einzelfallbetrachtung in der Fließgewässerforschung und im speziellen in der strukturbasierten Morphologie Rechnung zu tragen, wird die Bewertungsmethodik mit „echten“ 2D-HN-Modelldaten erläutert und nicht anhand des fiktiven Fallbeispiels abgearbeitet.

2 Integratives Monitoringkonzept

Bei der Auswahl der Monitoringstellen, unter Berücksichtigung der interdisziplinären Forschungsfrage, ist eine, aus Sicht der flusstypspezifischen und sedimentologischen Rahmenbedingungen, repräsentative Auswahl im Längsverlauf des schwallbelasteten Gewässers vorzunehmen.

Aus morphologischer Sicht sollten für jeden Abschnitt mit signifikant veränderten morphologischen Randbedingungen (Gefälle, Sedimente [alluvial/kolluvial], laterale Raumverfügbarkeit, Flussgröße) vorhandene Strukturen der Klasse 1-3 (vgl. Greimel et al. (2020)) in ausreichender Dimension und im gesamten Spektrum möglicher Schwallintensitäten der untersuchten Strecke (vgl. Greimel et al. (2020)) abgebildet werden.

Für die sedimentologischen Monitoringstellen sollten Bereiche innerhalb der Modellstrecken, in Abstimmung mit den biologischen Monitoringstellen, den Längsverlauf abbilden.

Zusammengefasst bilden folgende Kriterien die Grundlage für die Auswahl der Monitoringstellen:

- Flusstypspezifische Randbedingungen
- Sedimentologische Randbedingungen
- Ausmaß der Schwallbelastung
- Grad der anthropogenen Überprägung
- Dem Flusstyp entsprechende Strukturen
- Lage in der Längszonierung

2.1 Sedimentologisches Monitoringkonzept

Im Folgenden wird die im gegenständlichen Projekt angewandte Methodik zur Erhebung des sedimentologischen Zustandes, mit besonderem Fokus auf die abiotische Beschreibung der biologischen Monitoringstellen (vgl. Zeiringer et al. (2020)), erläutert. An jeder biologischen Monitoringstelle sowie an Stellen von besonderem sedimentologischem Interesse wurde im dauerbenetzten Abflussbereich eine volumetrische Probe, getrennt in Ober- und Unterschicht genommen und analysiert.

Die Korngrößenanalysen werden an den zu untersuchenden (Monitoring-)stellen mittels volumetrischer Beprobung von Deck- und Unterschicht durchgeführt. Die Sedimentproben werden mit Hilfe eines standardisierten USGS (United States Geological Survey) – Verfahren mit einem 60 cm x 60 cm Rahmen gewonnen. Zur Verhinderung des Ausschwemmens von Feianteilen wird der Rahmen bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten an der Sohle verankert. Bei starker Versandung wurde von einer Trennung von Deck- und Unterschicht abgesehen, da diese eine einheitliche und nicht geschichtete Fraktionsverteilung besitzen. Sämtliche volumetrisch gewonnene Proben wurden getrocknet und gesiebt. Die Siebung dient als Grundlage für die Erstellung von Kornverteilungskurven und die Ermittlung charakteristischer Korngrößen. Als Ergebnis erhält man die Korngrößenverteilung tabellarisch sowie das grafische Derivat.

Folgende Parameter werden an allen Stellen getrennt für Deckschicht (DS) und Unterschicht (US) ermittelt:

d_m (mm), U (Ungleichförmigkeitszahl), C_c (Krümmungszahl), d_{10} (mm), d_{20} (mm), d_{30} (mm), d_{40} (mm), d_{50} (mm), d_{60} (mm), d_{70} (mm), d_{80} (mm), d_{90} (mm), d_{16} (mm), d_{84} (mm)

$\%finer < 2mm$ $\%finer < 0.5mm$ $\%finer < 0.125$ (separate Betrachtung der Fraktionen $< 2mm$)



Abbildung 1: Probenahme mit Rahmen und GPS (li.), Probe DS (2.v.li.), abgefüllte Proben im Trockenraum (3.v.li.), Siebturm (4.v.li.), grafische Ergebnisdarstellung der Siebung (re.).

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass die Proben nicht das klassische Sohlmaterial der beprobten Strecken abbilden, da einerseits die Probenahme in (mittel-)großen Fließgewässern aufgrund der Gewässertiefe und Fließgeschwindigkeiten und andererseits wegen der hohen Verfestigung nicht möglich ist (im gegenständlichen Projekt ist die aufwändige Gewinnung von Sohlbohrkernen nicht vorgesehen). Die Proben repräsentieren den sedimentologischen Zustand, im Sinne der abiotischen Beschreibung (neben Hydrologie, Morphologie und Hydraulik), der biologischen Monitoringstellen (vgl. Zeiringer et al. (2020)) (vgl. Abbildung 2). Neben den biologischen Monitoringstellen wurden auch Stellen von besonderem sedimentologischem Interesse wie z.B. Zubringereinstöße, bei denen im ungestörten Zustand mit einer signifikanten Veränderung der Korngrößen zu rechnen ist, beprobt.

Eine wiederholte Probenahme empfiehlt sich gerade in dynamischen Fließgewässerzuständen, wenn davon auszugehen ist, dass sich der sedimentologische Zustand über die Zeit ändert. Gerade außergewöhnliche hydrologische

Ereignisse können bei ungestörtem oder teilweise gestörtem Feststoffhaushalt im Einzugsgebiet zu signifikanten Änderungen der sedimentologischen Situation führen und somit die Grundlage für (potenzielle) Lebensräume stark verändern.

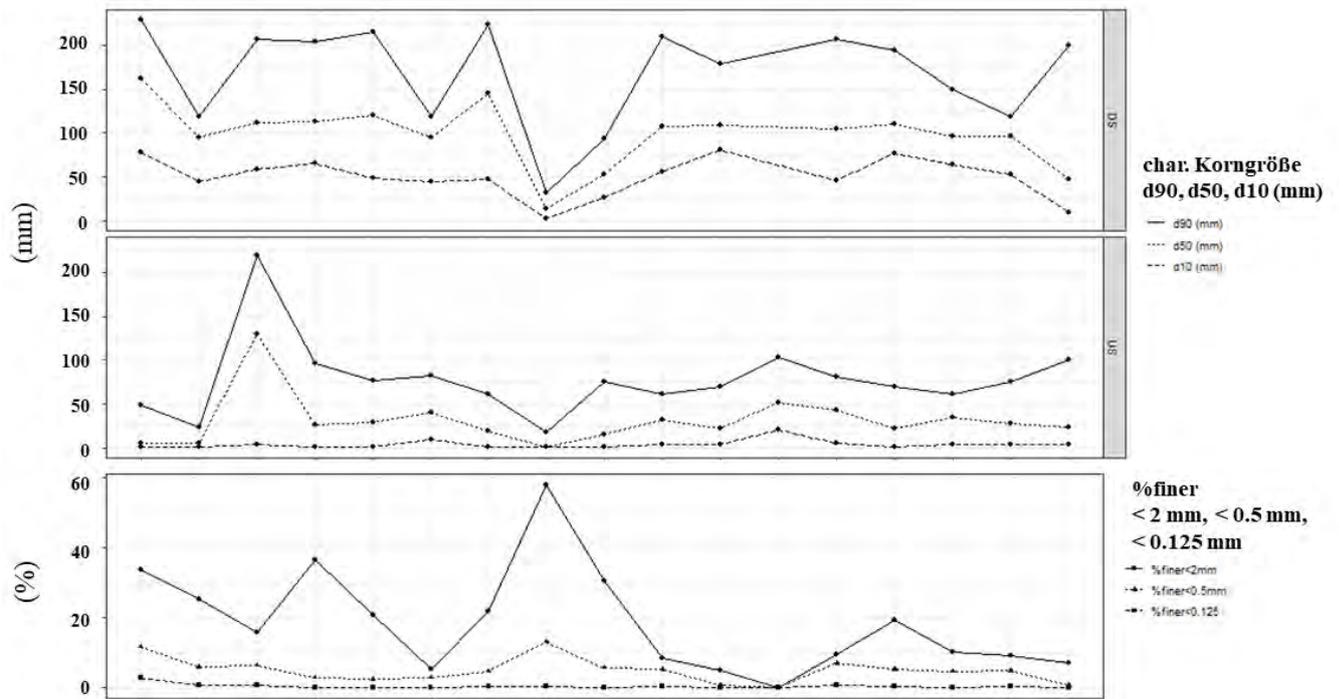


Abbildung 2: Exemplarischer Längsverlauf der KGV – jeder Punkt in der Grafik für eine Probestelle. Deckschicht (oben), Unterschicht (mittig), % finer (unten).

2.2 Morphologische Zustandsbeschreibung

Bei der gegenständlichen morphologischen Zustandsbeschreibung wird auf Basis von 2D-HN-Modellen (2-dimensionale hydrodynamisch-numerische Modellierung) die Situation vorhandener Strukturen hinsichtlich ihres potenziellen Habitatdargebots bei repräsentativen Abflusssituation in den anfangs definierten Abschnitten (vgl. Kapitel 2) untersucht. Mit Hilfe einer multi-parametrischen Herangehensweise wird die hydraulische Situation sowie als Folge davon das Habitatpotenzial für ausgewählte Zeigerarten ermittelt und dargestellt (vgl. Abbildung 3).

2.2.1 Numerische Modelle

Einleitung (nach Bollrich, 2000)

Voraussetzung für die Abflussmodellierung sind die Erhaltungsgleichungen der Physik, und zwar die für Masse, Impuls und Energie. Bei der Betrachtung eines Kontrollvolumens kann gesagt werden, dass die zeitliche Änderung einer Größe der Summe aller Zu- bzw. Abflüsse über den Rand entspricht, zusätzlich zur Bilanz aus Quellen und Senken innerhalb des betrachteten Volumens (HABERSACK et al., 2007).

Massenerhaltung (Kontinuität)

- Für inkompressible Flüssigkeiten ($\rho = \text{const}$) ergibt sich die zeitliche Änderung des Volumenstroms (dV/dt) am differentialen Raumelement (Flüssigkeitsvolumen dV) wegen der zugrundeliegenden Erhaltung der Masse zu Null. Die Kontinuitätsgleichung beschreibt die partiellen Ableitungen der räumlichen Geschwindigkeitskomponenten (v_i):

$$\left(\frac{\partial v_x}{\partial x} + \frac{\partial v_y}{\partial y} + \frac{\partial v_z}{\partial z} \right) dV dt = 0 \quad [-] \quad (\text{Formel 1})$$

Bei eindimensionaler Betrachtungsweise bewegt sich die Flüssigkeit mit über die Fließfläche konstanter Geschwindigkeit. bei inkompressibler Flüssigkeit ($\rho = \text{const}$) bewirkt die Änderung des Volumenstroms (Q) in Fließrichtung eine Änderung des Rauminhaltes (Fließfläche A mal Fließweg ∂s):

$$\frac{\partial Q}{\partial s} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0 \quad [-] \quad (\text{Formel 2})$$

- Für den eindimensionalen, allmählich veränderlichen instationären Abfluss wird die Änderung der Fließfläche (∂A), bedingt durch die Änderung der Wasserspiegellhöhe (∂z), definiert ($\partial A = b \partial z$). Unter Berücksichtigung des Quotienten aus Fließfläche (A) und Wasserspiegellbreite (b), als mittlere Wassertiefe (h_m), ergibt sich die Kontinuitätsgleichung nach Saint Venant:

$$h_m \frac{\partial v}{\partial s} + v \frac{\partial z}{\partial s} + \frac{\partial z}{\partial t} + \frac{v}{b} \left(\frac{\partial A}{\partial s} \right)_{z=const} = 0 \quad [-] \quad (\text{Formel 3})$$

Energieerhaltung

- Bei eindimensionaler Betrachtung der Strömung in Längsrichtung ist unter der Voraussetzung der Reibungsfreiheit die gesamte hydraulische Energie der Masse konstant. Als Energiehöhen ausgedrückt (auf Gewichtseinheit bezogene Energie mit der Dimension einer Länge) setzt sich die hydraulische Energie aus geodätischer Höhe (z), Druckhöhe (p) und Geschwindigkeitshöhe ($v^2/2g$) zusammen. Das ergibt die Bernoulli-Gleichung. Unter Berücksichtigung der Reibung erfolgt die Erweiterung der Gleichung um einen Energiebeitrag, die Verlusthöhe (h_v):

$$h_E = z + \frac{p}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} + h_v = const \quad [-] \quad (\text{Formel 4})$$

Impulserhaltung

- Um die bei der Strömung auftretenden Verluste an hydraulischer Energie zu erfassen, kann mithilfe des Impulssatzes der dynamische Fließzustand auf einen statischen zurückgeführt werden. Ein Masseteilchen ändert seine Geschwindigkeit nur durch die Massekraft (Gewicht) und die Druck- und Reibungskräfte, die von Nachbarpartikeln ausgeübt werden. Die geometrische Summe aller eine Flüssigkeitsmasse angreifenden Kräfte (F) entspricht der Änderung des Impulsstromes der Masse ($\rho Q v$).

$$F = d(\rho Q v) \quad [-] \quad (\text{Formel 5})$$

- In der Hydromechanik wird der Impulssatz in Form des Stützkraftsatzes verwendet. Dieser besagt, dass die vom Stromröhrenmantel auf die Flüssigkeit wirkenden Kräfte und die Massenkraft (Gewicht) (F_K) mit den Stützkraften (F_{S1} und F_{S2}), die an den geschnittenen Fließflächen der Stromröhre angreifen, im Gleichgewicht stehen:

$$F_S = F + \rho Q v \quad [-] \quad (\text{Formel 6})$$

$$F_K + F_{S1} + (-F_{S2}) = 0 \quad [-] \quad (\text{Formel 7})$$

Navier-Stokes-Gleichung

- An der Oberfläche eines strömenden Flüssigkeitsteilchens wirken Druckkräfte und Schubkräfte. Letztere entstehen infolge Zähigkeit und Turbulenz und bewirken die hydraulischen Verluste. Unter Einführung des

Newtonschen Reibungsansatzes ($\tau = \eta(dv/dn)$) ergeben sich die Navier-Stokes-Gleichungen, hier ausgeschrieben für die x-Komponente. Die Terme beschreiben von links nach rechts: Beschleunigung gleichgesetzt Massenkraft, Druck, Reibung:

$$\frac{\partial v_x}{\partial t} = X - \left(\frac{1}{\rho}\right) \left(\frac{\partial p}{\partial x}\right) + \nu \left(\frac{\partial^2 v_x}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v_x}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v_x}{\partial z^2}\right) \quad [-] \quad (\text{Formel 8})$$

- Um einen praktikablen Rechenaufwand durch die Numerik zu ermöglichen, muss die Navier-Stokes-Gleichung vereinfacht werden. Dies geschieht z.B.: durch Reduktion der Dimensionalität bzw. durch die Vernachlässigung von Termen der Ausgangsgleichung (Habersack et al., 2007).

Hydro_AS-2D

Das Programm Hydro_AS-2D dient zur Modellierung von zweidimensionalen tiefengemittelten Strömungen. Es basiert auf der numerischen Lösung der 2d- tiefengemittelten Strömungsgleichungen mit der Finite-Volumen Diskretisierung (NUJIC, 1999). Als Ergebnis stehen für jedes berechnete Element die Wasserspiegellage, die tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit und Fließrichtung zur Verfügung. Als Randbedingungen für die Modelle wurden Durchfluss und Energieliniengefälle definiert. Die Ergebnisse der Abflussmodellierung mittels Hydro_AS-2D dienten als Eingangsgröße für die Habitatmodellierung.

Als Datengrundlage für die 2D-HN-Modellierung dienen einerseits die konventionell, terrestrisch (Tachymeter oder RTK-GNSS-GPS) vermessenen Geländepunkte innerhalb des benetzten Bereiches sowie andererseits die als Ergänzung der Geländeinformation zugezogenen ALS Daten (1x1m DGM des BMNT bzw. LFRZ). Für die Habitatmodellierung werden geprüfte Nutzungskurven (Quelle: IHG) herangezogen.

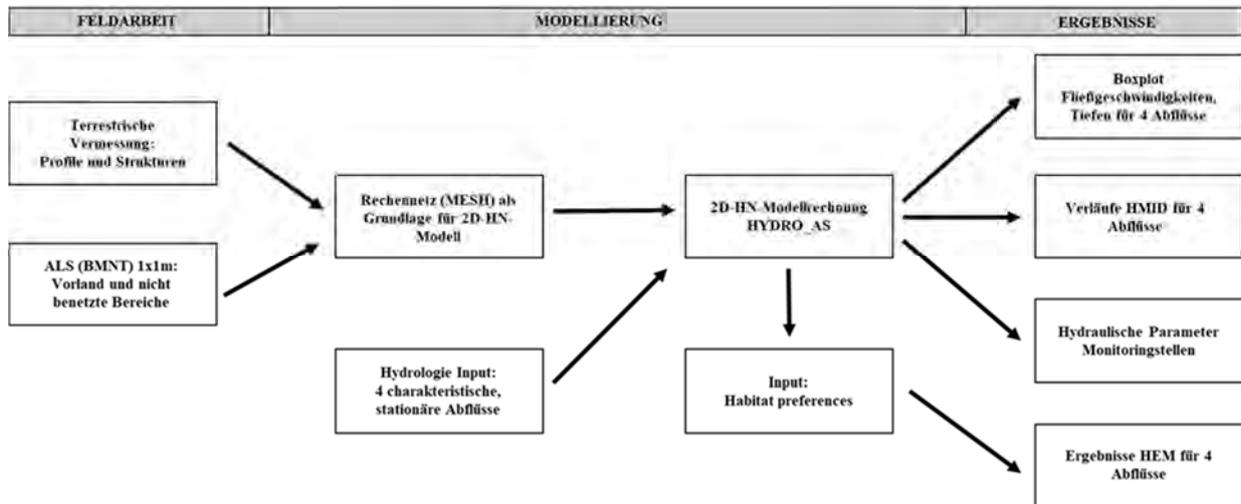


Abbildung 3: Ablaufschema der Arbeitsschritte von der Erhebung bis Darstellung der Parameter für die morphologische Zustandsbeschreibung.

Für die Erstellung der Verteilungen von Fließgeschwindigkeiten (v) und Wassertiefen (d) und die Errechnung des HMIID werden die Ergebnisse der 2D-HN-Modellierung jeweils für die vier (in Einzelfällen fünf) charakteristischen Abflüsse ($[Q_1(\text{TS1 bzw. timestep 1}) = 0.5 \times Q_{95\text{PCT}}, Q_2(\text{TS2 bzw. timestep 2}) = Q_{95\text{PCT}}, Q_3(\text{TS3 bzw. timestep 3}) = 3 \times Q_{95\text{PCT}}, Q_4(\text{TS4 bzw. timestep 4}) = 2 \times MQ; Q_5(\text{TS5 bzw. timestep 5}) = 5 \times MQ]$) in die Software QGIS (Plugin crayfish ©Lutra Consulting) importiert, die Ergebnisse auf ein $0.5 \times 0.5 \text{ m}$ Raster diskretisiert (bilineares Interpolationsverfahren) und entlang der Fließgewässerachse ausgewertet (vgl. Abbildung 4). Als Randbedingung wurde eine Toleranz der Werte von $0,01 \text{ m bzw. m}\cdot\text{s}^{-1}$ gewählt. Das bedeutet alle Rasterwerte kleiner als 0.01 wurden auf 0 gesetzt.

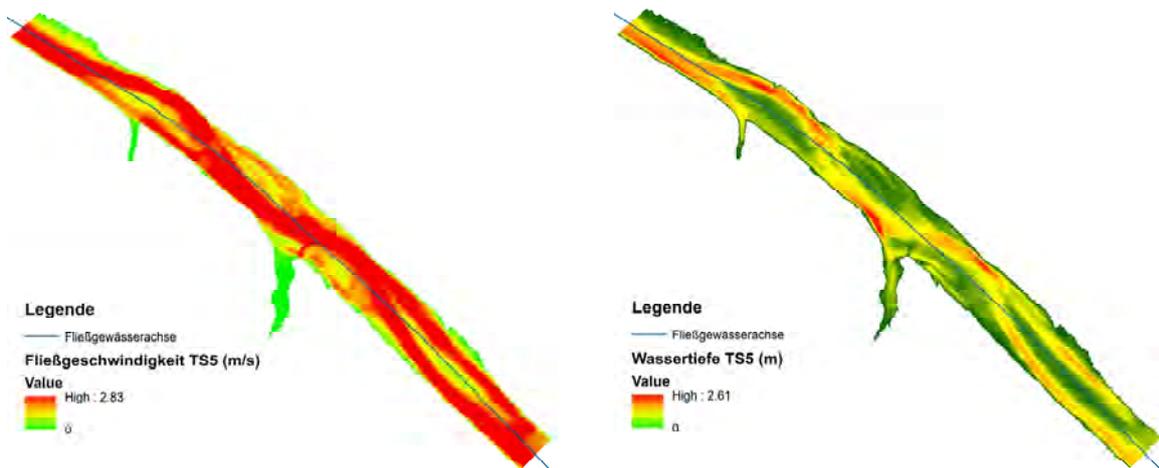


Abbildung 4: Exemplarische Darstellung der modellierten Fließgeschwindigkeiten (li.) und Wassertiefen (re.) als Rasterdatensatz (TS5)

Aus den so erstellten Fließgeschwindigkeits- und Wassertiefenraster werden im nächsten Schritt die Verteilungen für die jeweiligen Zeitschritte (Q bzw. TS [timestep]) der Modellierung (TS1-5 [timestep 1-5]) dargestellt (vgl. Abbildung 5 und Abbildung 6).

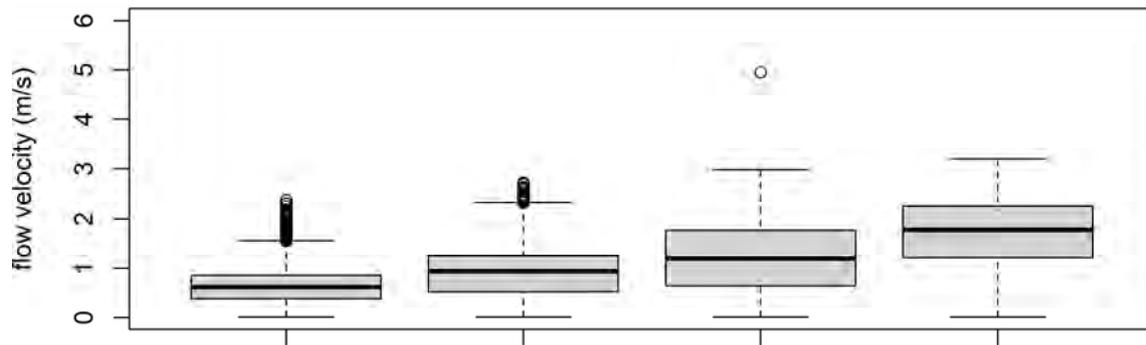


Abbildung 5: Verteilung der Fließgeschwindigkeiten für TS 2-5 (Q_{95PCT}, 3 x Q_{95PCT}, 2 x MQ, 5 x MQ)

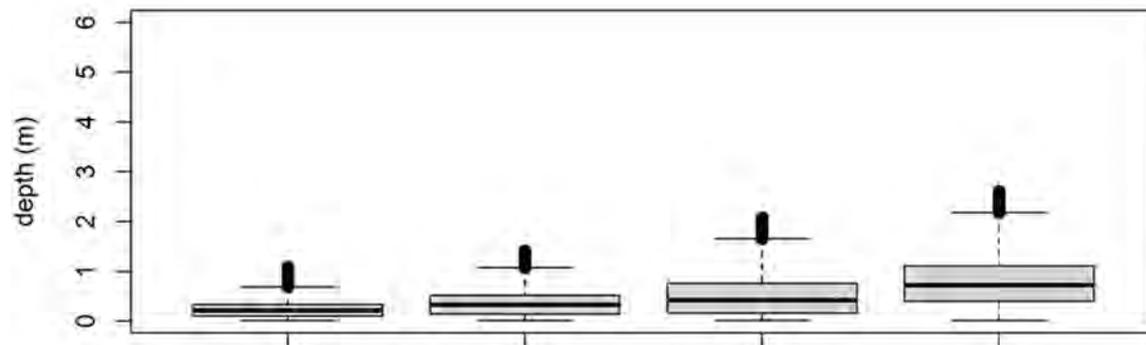


Abbildung 6: Verteilung der Wassertiefen für TS 2-5 (Q_{95PCT}, 3 x Q_{95PCT}, 2 x MQ, 5 x MQ)

Die gesonderte Auswertung der Fließgeschwindigkeits- und Wassertiefen ermöglicht in weiterer Folge eine exakte Interpretation des HMID der aus den Variationen der oben genannten Parameter errechnet wird (vgl. Greimel et al. (2020)):

$$\text{HMID} = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 \times \left(1 + \frac{\sigma_d}{\mu_d}\right)^2 \quad \text{Formel 9}$$

σ_v	Standardabweichung der Fließgeschwindigkeit (m/s)
μ_v	Arithmetischer Mittelwert der Fließgeschwindigkeit (m/s)
σ_d	Standardabweichung der Wassertiefe (m)
μ_d	Arithmetischer Mittelwert der Wassertiefe (m)

Für die Interpretation des HMID als Maß für die Diversität eines Fließgewässerabschnittes ist es unumgänglich die flusstypspezifischen und lokalen Randbedingungen (z.B. können Einbauten wie Brückenpfeiler zu lokalen HMID Spitzen führen) zu berücksichtigen. Z.B. zeigen Fließgewässer vom Typus Flachbettfluss in der Regel geringere Diversitäten hinsichtlich v und d als ein furkierende Flussabschnitt. Somit sollten keine Absolutwerte aus der HMID Auswertung als Vergleichswerte unterschiedlicher Flusstypen und Ausprägungen herangezogen werden, sondern ein besonderes Augenmerk auf die Diversität über das (modellerte) Abflussspektrum innerhalb eines

Abschnittes gelegt werden. Ein hoher HMID Wert kennzeichnet eine hohe hydraulische Diversität aber nicht zwingend eine hohe Habitatverfügbarkeit für eine bestimmte Zeigerart.

Für die Erstellung der HMID Tabellen und Grafiken werden die Fließgeschwindigkeits- und Wassertiefenraster auf die entsprechende Fließgewässerachse projiziert und in einer gewählten Betrachtungslänge ausgewertet (z.B. 10m). Das bedeutet, dass alle Werte (v bzw. d) in einem 10m langen Abschnitt orthogonal auf die Längsachse des Fließgewässers projiziert werden (ESRI ArcGIS „locate features along routes“) und im Anschluss daraus der HMID nach Formel 9 berechnet wird. Als Randbedingungen werden eine maximale laterale Entfernung zur Fließgewässerachse von 100m gewählt.

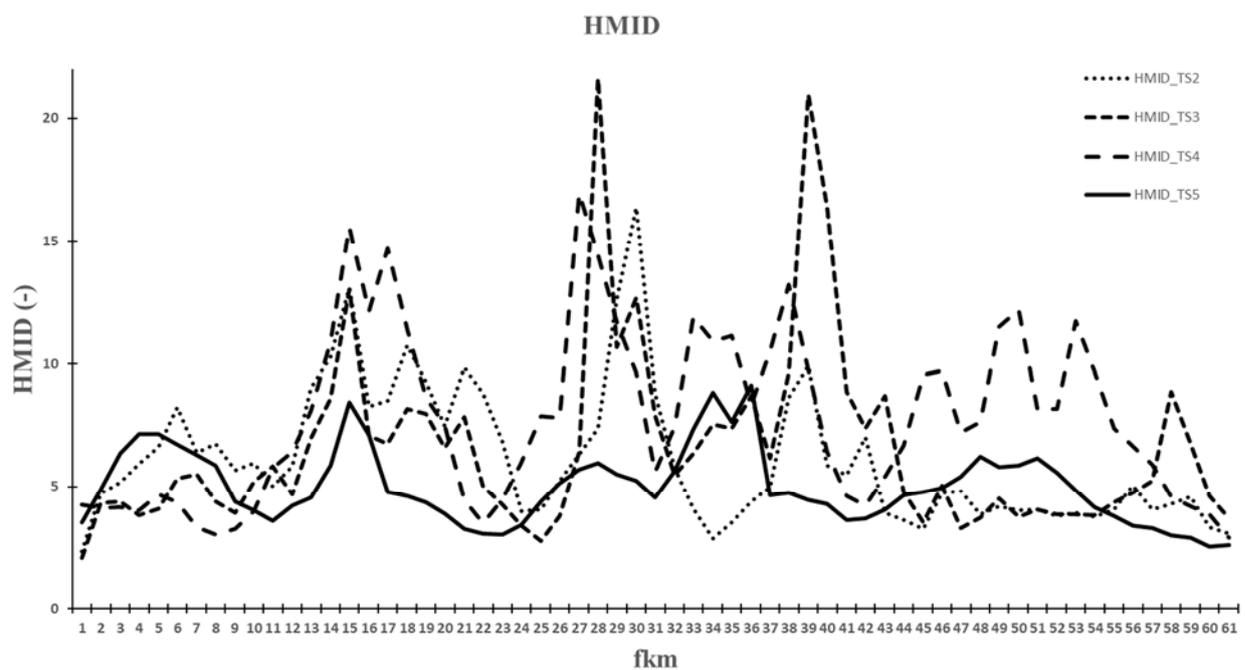


Abbildung 7: Exemplarische Darstellung des HMID Verlaufs

Für die Beschreibung der lokalen hydraulischen Verhältnisse an den biologischen Monitoringstellen werden die Parameter v, d, Tau an den mittels GPS festgehaltenen Bereichen ausgelesen und der interdisziplinären Parameterliste zugeführt (vgl. Zeiringer et al. (2020)).

Als letzter Parameter für die morphologische Zustandsbeschreibung wird mit der Software HEM (Habitat Evaluation Model) eine Habitatmodellierung für die Zeigerarten *Allogamus auricollis* sowie *Rhithrogena sp.* auf Mikrohabitatebene durchgeführt (vgl. Abbildung 8). Die Nutzungskurven wurden vom Institut für Hydrobiologie, Arbeitsgruppe MZB zur Verfügung gestellt.

Allogamus auricollis gehört zur Ordnung der Köcherfliegen und ist Teil der Familie der *Limnephilidae* (SCHMIDT-KLOIBER und HERING, 2012). Sie besiedelt vor allem das Rhithral und stellt aufgrund der Individuendichte und Biomasse eine dominierende Art innerhalb der Köcherfliegen- und der gesamten MZB-zönose dar

(GRAF und LEITNER, 2012). Wie alle Köcherfliegen durchlaufen sie als holometaboles Insekt ein Ei, mehrere Larven-, ein Puppen-, und ein Imaginalstadium. Die Anzahl der Larvenstadien bei *A. auricollis* beträgt 5. Der Lebenszyklus dieser Art ist univoltin. Die von einer dicken Gallertschicht geschützten Eier werden von August bis November abgelegt. Bereits drei bis vier Wochen nach der Eiablage schlüpfen die ersten Larven. Nach dem Durchlaufen aller Larvenstadien beginnen sich die Larven im Juli/August des Folgejahres zu verpuppen. Etwa vier Wochen nach Beginn der Verpuppung verlässt die Puppe den Köcher und begibt sich an Land, um dort die Häutung zum Imago durchzuführen (WARINGER und GRAF, 2011). Mitte August bis Ende Oktober schlüpfen die Imagines wobei sich die Flugzeit noch bis in den November hinein erstrecken kann (WARINGER, 1986).

Die Gattung *Rhithrogena* (*Heptageniidae*) gehört der Ordnung der Eintagsfliegen (*Ephemeroptera*) an und ist in Österreich mit 26 verschiedenen Arten vertreten (SCHMIDT-KLOIBER und HERING, 2012). Die Arten dieser Gattung sind hauptsächlich im Rhithral angesiedelt und nur einige wenige Arten sind im Epipotamal vorzufinden. Stehende Gewässer dienen dieser Gattung nicht als Lebensraum (TOMKA und RASCH, 1993). Um der starken Strömung standzuhalten verwendet *Rhithrogena sp.* ihre Kiemen als Saugnapf. Durch diese spezielle Anpassung an den Lebensraum kann ein Unterspülen bzw. Ausheben durch die Strömung verhindert werden (JUNGWIRTH et al., 2003). Die dorsoventral (vom Rücken zum Bauch) abgeplattete Morphologie aller Larven ist einheitlich. Morphologisch-ökologisch betrachtet, zählt der Larventyp dieser Gattung zum Klammertyp (ELLIOT et al., 1988). Wie auch alle anderen *Heptageniiden* wird diese Gattung den Weidegängern zugeordnet, sie ernähren sich somit durch Abschaben von Aufwuchs auf festem Substrat (STRENGER, 1953).

Der Lebenszyklus zeichnet sich durch das Hervorbringen von einer Generation pro Jahr aus. Es kann zwischen Winter- und Sommerzyklus unterschieden werden. Im Winter überdauern die Larven und im Sommer die Eier. Arten welche einen Winterzyklus aufweisen emergieren im Frühjahr (spätestens Juni/Juli) und Arten mit Sommerzyklus in der zweiten Jahreshälfte ab Juni/Juli (TOMKA und RASCH, 1993).

2.2.2 HEM – Habitat Evaluation Model

Zur Modellierung der Mikrohabitate in den einzelnen Detailstrecken wurde das am Institut für Wasserbau, Hydraulik und Fließgewässerforschung (IWA) entwickelte Programm namens „Habitat Evaluation Model“ (HEM) herangezogen. HEM verwendet für die Mikrohabitatmodellierung den sogenannten PHABSIM Ansatz (BOVEE, 1986). Dabei wird die von abiotischen Parametern abhängige Habitateignung für eine bestimmte Art, in einem bestimmten Altersstadium, durch den „Suitability Index“ ausgedrückt. Suitability Indices für einzelne Parameter wie z.B.: Wassertiefe (SI_d) oder Fließgeschwindigkeit (SI_v) werden durch Multiplikation zu einer „Gesamt-Suitability“ (SI_{total}) kombiniert (siehe Formel 10).

$$SI_{total} = SI_v * SI_d \quad [-] \quad \text{(Formel 10)}$$

Mithilfe der Formel 11 konnten im HEM die *Weighted Usable Areas* an den verschiedenen Detailstrecken bei unterschiedlichen Schwallszenarien ermittelt werden. Dabei wird für jede Rasterzelle die Fläche der Zelle (A_i) mit deren Nutzungsindex (SI_{total}) gewichtet. Bildet man die Summe aller Einzelergebnisse des gesamten Gewässernetzes (mesh), so erhält man die *Weighted Usable Area* (WUA) für den betrachteten Flussabschnitt.

$$WUA = \sum_{i=1}^n SI_{total_i} * A_i \quad [m^2] \quad (\text{Formel 11})$$

Um unabhängig von der Größe des modellierten Flussabschnittes eine Aussage über die verfügbaren Habitatflächen treffen zu können, wird die WUA in Relation zur benetzten Fläche (A_w) gestellt (siehe Formel 12). Dieser Wert wird als *Hydraulic Habitat Suitability* (HHS) bezeichnet.

$$HHS = \frac{WUA}{A_w} \quad [-] \quad (\text{Formel 12})$$

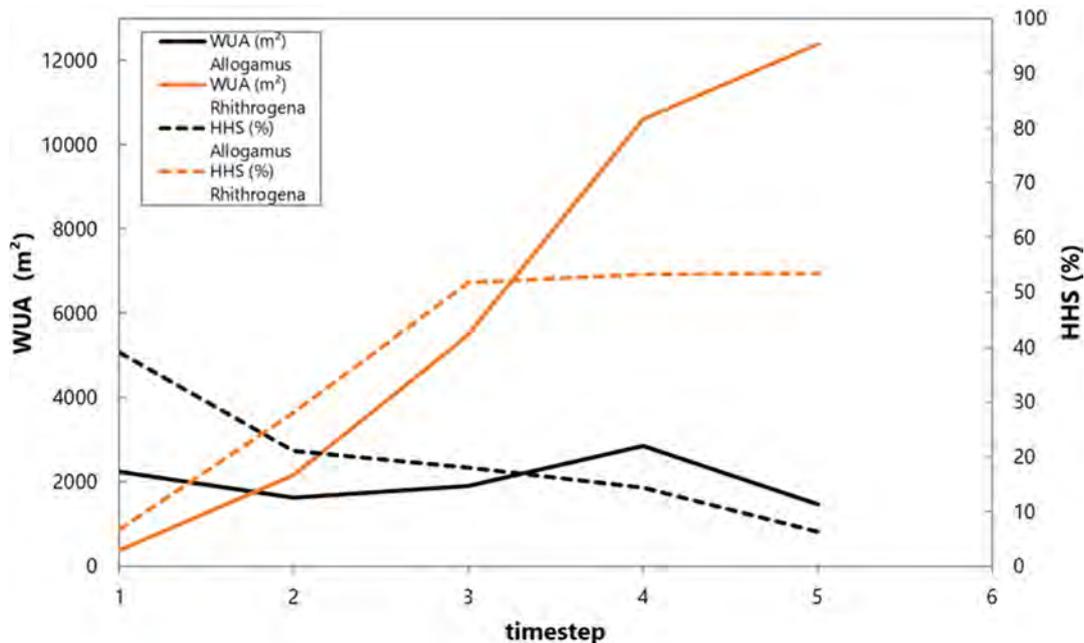


Abbildung 8: Exemplarisches Ergebnis aus der Habitatmodellierung für 5 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Entscheidend für die Bewertung der Abschnitte mithilfe Habitatmodellierung ist das Vorhandensein potenzieller Habitate auch bei höheren Durchflüssen. Die Zeigerart *Allogamus auricollis* präferiert Habitate mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten, *Rhithrogena sp.* bevorzugt im Gegensatz dazu höhere Strömungsgeschwindigkeiten.

Mit der Zusammenschau der in diesem Kapitel erläuterten Ergebnisdarstellungen soll ein möglichst gesamtheitliches Bild der hydromorphologischen Zustände bei unterschiedlichen Abflüssen geschaffen werden. Es ist jedoch essenziell die großräumigen Rahmenbedingungen im Einzugsgebiet zu berücksichtigen. Ein Vergleich oder Ranking von Absolutwerten des HMID oder der Habitatmodellierung ist unzulässig und führt zu falschen Ergebnissen, sofern sich die Rahmenbedingungen signifikant ändern. Zu solch einer Änderung der Rahmenbedingungen kann es auch innerhalb eines Fließgewässers(abschnittes) kommen.

2.3 Morphologische Strukturbewertung

Um eine möglichst hohe morphologische und hydraulische Diversität und somit in weiterer Folge ein hohes Habitatpotenzial zu ermöglichen, sind für ein integratives Sunk-/Schwallmanagement morphologische Strukturen, die über das gesamte Abflussspektrum wirksam sind, von großer Bedeutung.

Die Detailuntersuchung einzelner morphologischer Strukturen und Flussabschnitte erfolgte im Rahmen von SuREmMa+ mittels zweidimensionaler, tiefengemittelter hydrodynamischer (2D-HN) Modellierung. Hier wurden für alle Flussabschnitte vier [fünf] charakteristische Durchflüsse ($[Q1(\text{TS1 bzw. timestep 1}) = 0.5 \times Q_{95\text{PCT}}, Q2(\text{TS2 bzw. timestep 2}) = Q_{95\text{PCT}}, Q3(\text{TS3 bzw. timestep 3}) = 3 \times Q_{95\text{PCT}}, Q4(\text{TS4 bzw. timestep 4}) = 2 \times MQ; Q5(\text{TS5 bzw. timestep 5}) = 5 \times MQ]$) stationär modelliert und die hydromorphologische Diversität der Strukturen hinsichtlich des potenziellen Habitatdargebots bei unterschiedlichen Abflüssen anhand des sogenannten Index der hydro-morphologischen Diversität (HMID) (vgl. Formel 9; Gostner et al., 2013), den Verteilungen von v und d sowie einer Habitatmodellierung ermittelt.

Um das Ziel einer gesamtheitlichen strukturellen Bewertung zu erreichen, wird die Bewertung der Güte der morphologischen Strukturen im Rahmen von SuREmMa+ in Abhängigkeit zu deren Wirksamkeit über das gesamte Abflussspektrum vorgenommen. Die Klassifizierung erfolgt in die vier untenstehenden Kategorien:

- **Anthropogen überprägt - M0:** Abschnitte in denen der Raumbedarf des Fließgewässers längs und quer der Fließachse (begradigt sowie im Querschnitt eingeengt) durch Siedlungsgebiet oder intensiver anthropogener Nutzung stark eingeschränkt ist und zum gegenwärtigen Zeitpunkt eine Änderung der Raumnutzung nicht möglich erscheint.
- **Strukturiert NW - M1:** Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen im Sinne des potenziellen Habitatdargebots für verschiedenste Nutzungsansprüche (Bereiche mit hoher und niedriger Fließgeschwindigkeit und Tiefe) zeigt sich nur im niedrigen Abflussbereich (NW). Darüber hinaus (im Sinne des Abflusses) ist der Abschnitt von geringen Varianzen bzgl. Fließgeschwindigkeit und Tiefe geprägt.
- **Strukturiert MW - M2:** Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen geht über den Mittelwasserbereich (MW) hinaus und reicht in etwa bis HQ1. Lediglich bei Hochwasserabflüssen mit mittlerer und geringer Auftrittswahrscheinlichkeit sinkt die Varianz an Fließgeschwindigkeit und Tiefe wieder.

- **Strukturiert HW - M3:** Bei sämtlichen im Jahr vorkommenden Abflüssen (Ausnahme Extremereignisse) weist der Abschnitt eine ausreichende Varianz hinsichtlich Fließgeschwindigkeiten und Tiefen auf. Unterschiedliche Nutzungsansprüche der Biota können in allen Abflussbereichen aus Sicht der morphologischen Diversität für alle funktionalen Habitate erfüllt werden.

Für die endgültige Bewertung der morphologischen Strukturgüte wird neben der flächigen Ausweisung des HMID (Streckenebene) auch eine Bewertung kleinräumiger Abschnitte auf Basis der 2D-HN-Modellierung durchgeführt. Dabei wird die hydraulische Situation anhand von definierten (hydromorphologischen) Nutzungsansprüchen über das gesamte Abflussspektrum bewertet. Für die Klasse M3 müssen, dem natürlichen Flusstyp entsprechend, morphologische Strukturen in ausreichender Größe und Anzahl vorhanden sein, die über das gesamte Abflussspektrum ihre Wirkung entfalten können. Analog dazu erfolgt die Bewertung auf Basis der HMID Auswertung (Streckenebene) sowie der 2D-HN-Modellergebnisse für andere Klassen. Im folgenden Teil werden exemplarisch für die Klassen M1, M2, M3 Bewertungsbeispiele vorgestellt und interpretiert.

2.3.1 Kategorie M1 – Wirksamkeit im niedrigen Abflussbereich

Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen im Sinne des potenziellen Habitatdargebots für verschiedenste Nutzungsansprüche (Bereiche mit hoher und niedriger Fließgeschwindigkeit und Tiefe) zeigt sich nur im niedrigen Abflussbereich (NW). Darüber hinaus (im Sinne des Abflusses) ist der Abschnitt von geringen Varianzen bzgl. Fließgeschwindigkeit und Tiefe geprägt (vgl. Abbildung 9, Abbildung 10, Abbildung 11).

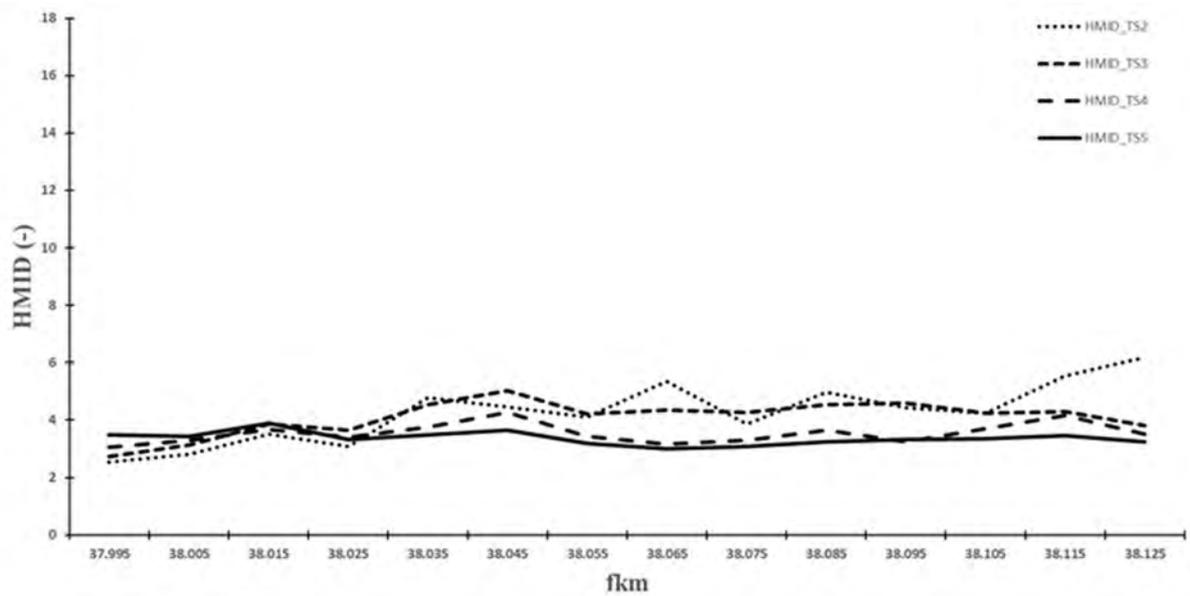


Abbildung 9: Exemplarischer HMD Verlauf M1 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Der HMD Verlauf zeigt sich auf konstantem Niveau und hat lediglich im niedrigen Abflussbereich (HMD_TS2) vereinzelte Spitzen auf niedrigem Level (z.B. fkm 38.065). Das Gefälle beträgt 0.009 m/m, es besteht keine natürliche laterale Beschränkung im alluvial sedimentierten Talboden womit an dieser Stelle unter diesen Randbedingungen im ungestörten Bereich eine höhere Diversität zu erwarten wäre. Die Verteilungen der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen weisen in den hohen Abflussbereichen hohe Werte mit wenig Streuung auf.

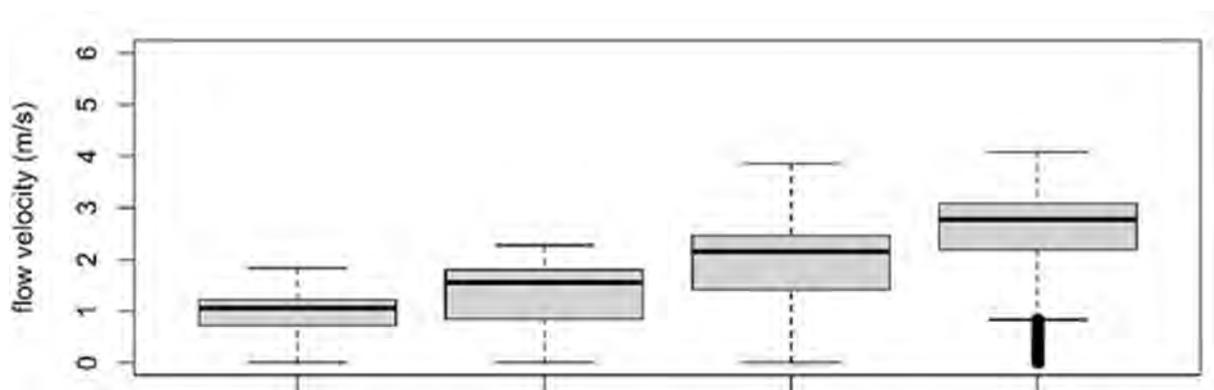


Abbildung 10: Exemplarische Verteilung der Fließgeschwindigkeiten - M1 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

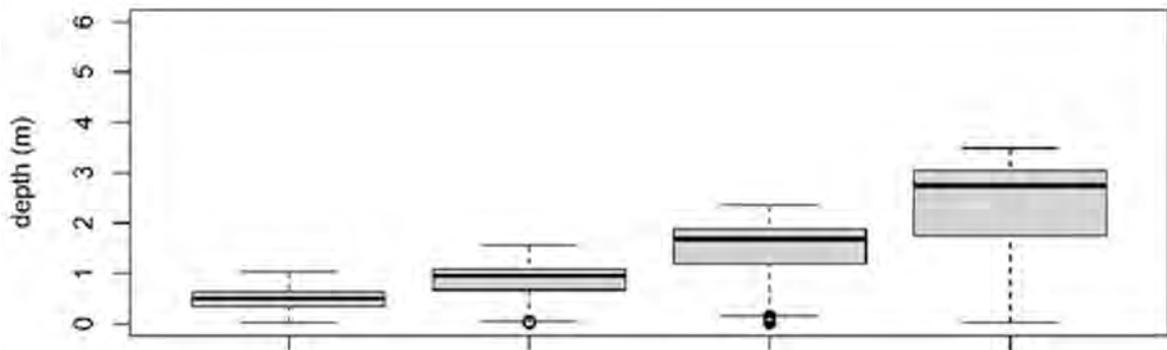


Abbildung 11: Exemplarische Verteilung der Wassertiefen - M1 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Die Habitatmodellierung (vgl. Abbildung 12) zeigt ein Habitatpotenzial im Bereich TS1-3, wobei die Zeigerart *Allogamus auricollis* bei TS1 (0.5 x Q95PCT) bereits ihr Maximum aufweist. Ab TS3 (3 x Q95PCT) gehen die Habitatpotenziale auch für *Rhithrogena sp.* zurück was mit der hohen Fließgeschwindigkeit ab TS4 zu erklären ist

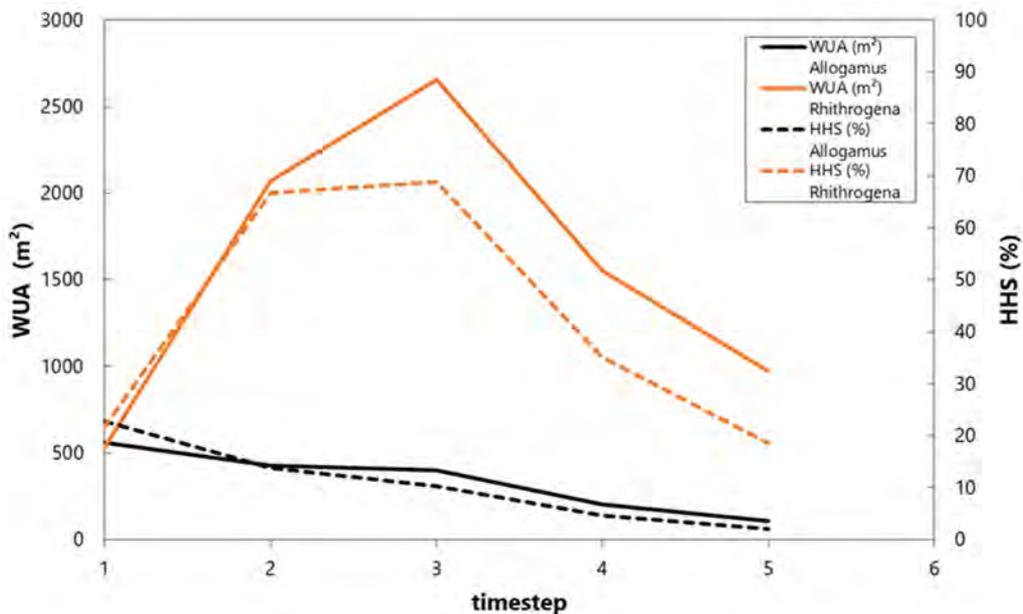


Abbildung 12: Exemplarische Habitatmodellierung - M1 für 5 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Zu einer Verbesserung der morphologischen Güte und in weiterer Folge einer Erhöhung des Habitatpotenzials in diesem Abschnitt würde als Ableitung aus den oben dargestellten Modellierungsergebnissen eine Erhöhung der Diversität in allen Abflussbereichen führen. Als spezielles Defizit hinsichtlich des Habitatpotenzials ist noch die sehr hohe Fließgeschwindigkeit zu nennen. Jegliche Maßnahme zur signifikanten Reduktion könnte zusätzlichen Lebensraum in diesen Abflussbereichen schaffen.

Neben den hydraulischen und habitatspezifischen Auswertungen zeigt auch die Korngrößenverteilung (vgl. Abbildung 13) ein augenscheinliches Defizit: Durch die erhöhten Fließgeschwindigkeiten und die somit hohe Transportkapazität kommt es zum „auswaschen“ der feinen Fraktionen aus der Deckschicht. Gerade diese Fraktionen stellen aber die Grundlage für das Habitat zahlreicher (semi-)aquatischer Lebensgemeinschaften dar.

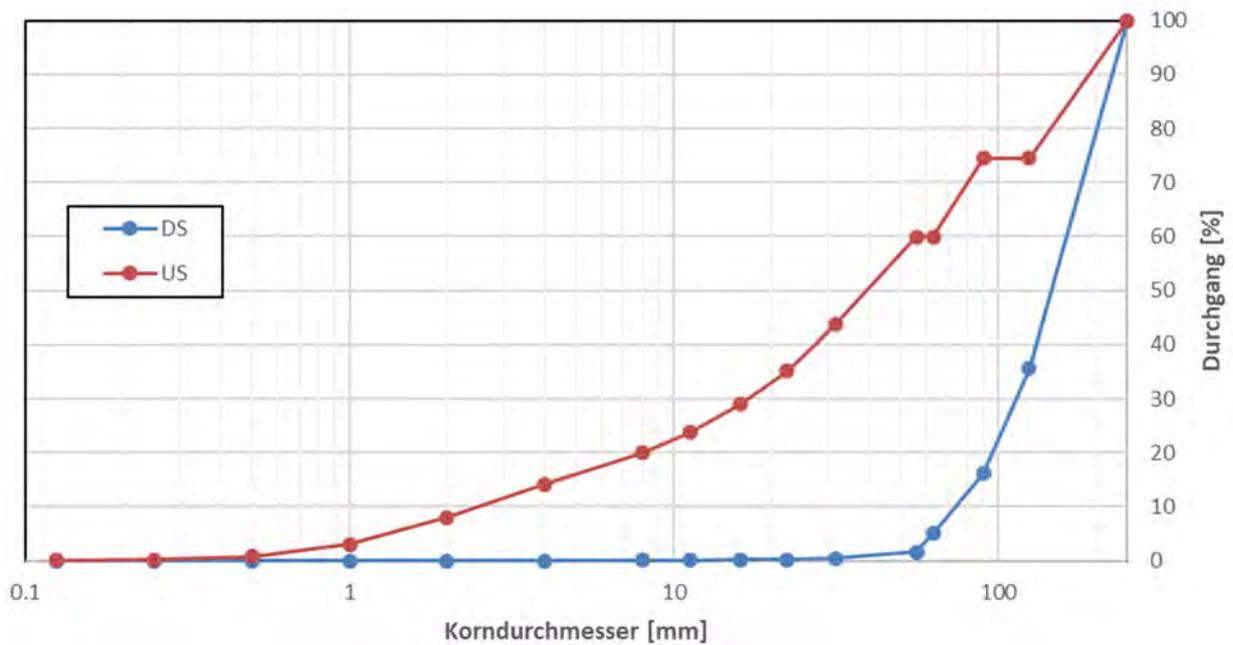


Abbildung 13: Exemplarische Darstellung KGV - M1; DS=Deckschicht; US=Unterschicht.

2.3.2 Kategorie M2 - Wirksamkeit im mittleren Abflussbereich

Die hydraulische Wirksamkeit von morphologischen Strukturen geht über den Mittelwasserbereich (MW) hinaus und reicht in etwa bis HQ1. Lediglich bei Hochwasserabflüssen mit mittlerer und geringer Auftretswahrscheinlichkeit sinkt die Varianz an Fließgeschwindigkeit und Tiefe wieder. Der HMID im Abschnitt (vgl. Abbildung 14) weist bei allen Durchflüssen lokale Spitzen an vereinzelt Strukturen auf. Während die modellierten HMID-Werte bei TS2-4 über die Strecke verteilt variabel sind, weist der HMID bei TS5 lediglich eine Spitze im Bereich einer Zubringermündung auf (vgl. Kapitel Methodik – laterale Toleranz von 100m orthogonal zur Fließgewässerachse).

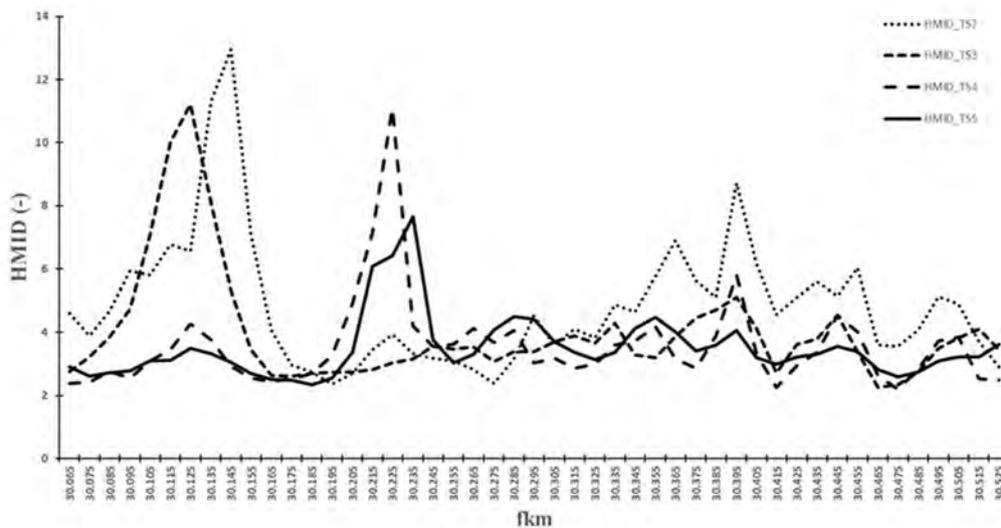


Abbildung 14: Exemplarische Darstellung HMID Verlauf - M2 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen (vgl. Abbildung 15 und Abbildung 16) zeigt eine moderate Verteilung mit mehreren Ausreißern nach oben in den niederen Abflussbereichen (TS2 und TS3).

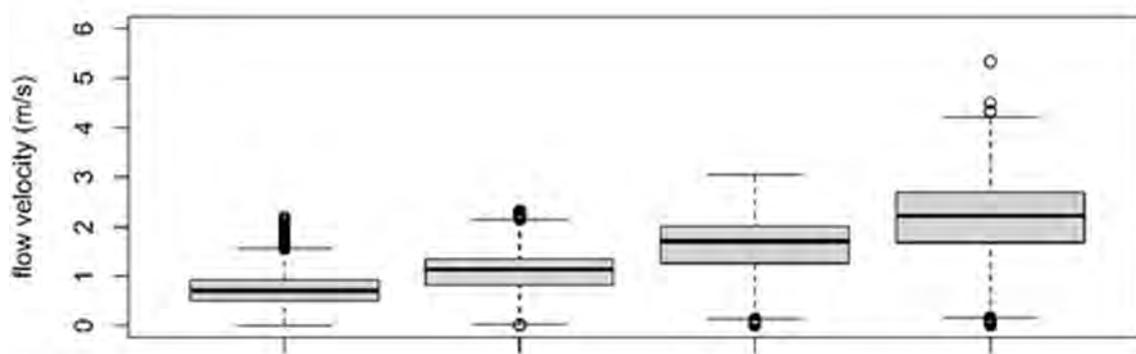


Abbildung 15: Exemplarische Verteilung der Fließgeschwindigkeiten - M2 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

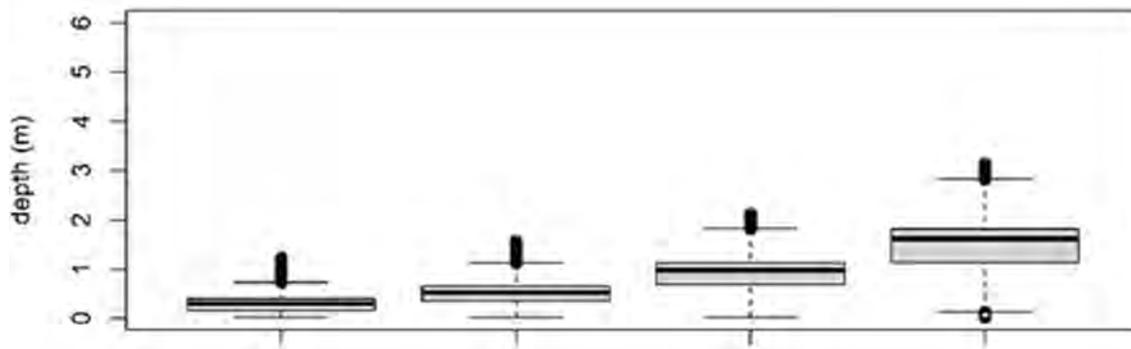


Abbildung 16: Exemplarische Verteilung der Wassertiefen - M2 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Die Habitatmodellierung zeigt das maximale Habitatpotenzial für *Rhithrogena sp.* bei TS4 und bricht danach aufgrund der zu hohen Fließgeschwindigkeiten ein. *Allogamus auricollis* hat seinen höchsten Wert bei TS2 jedoch mit einer HHS von ca. 20 % einen hohen Wert aufgrund der verhältnismäßig niedrigen Fließgeschwindigkeiten (vgl. Abb. 17).

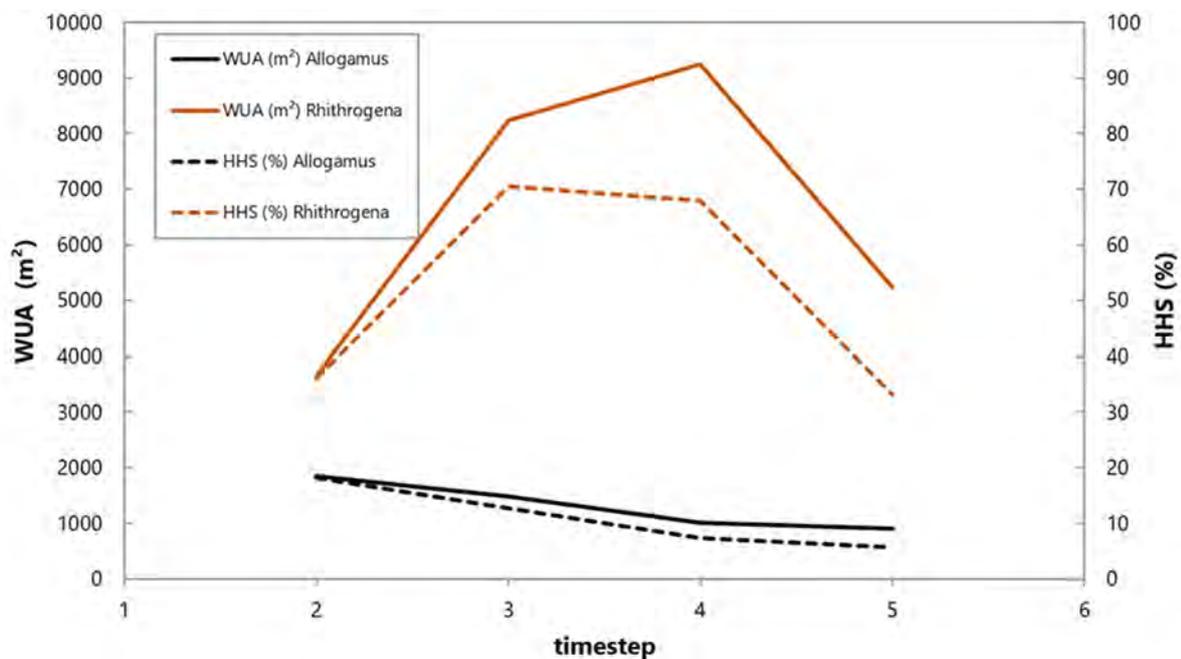


Abbildung 17: Exemplarische Habitatmodellierung - M2 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Das Gefälle beträgt im Mittel im vorliegenden Abschnitt 0.007 m/m, es besteht keine natürliche laterale Beschränkung im alluvial sedimentierten Talboden womit an dieser Stelle unter diesen Randbedingungen im ungestörten Bereich eine höhere Diversität zu erwarten wäre. Gerade ab fkm 30.25 könnten strukturbildende Maßnahmen mit dem Ziel einer Erhöhung der Diversität das Habitatpotenzial in der Gesamtbetrachtung der Strecke heben. Um die hohen Fließgeschwindigkeiten ab TS4 zu senken wäre eine Aufweitung, die ihre Wirksamkeit erst bei höheren Abflüssen entfaltet zielführend (gegliedertes Querprofil).

In der Abbildung 18 ist ein Vergleich der Korngrößenverteilung zwischen Deck- und Unterschicht dargestellt. Auch in dieser Analyse ist die durch den selektiven Transport deutliche Vergröberung an der Sohloberfläche ersichtlich.

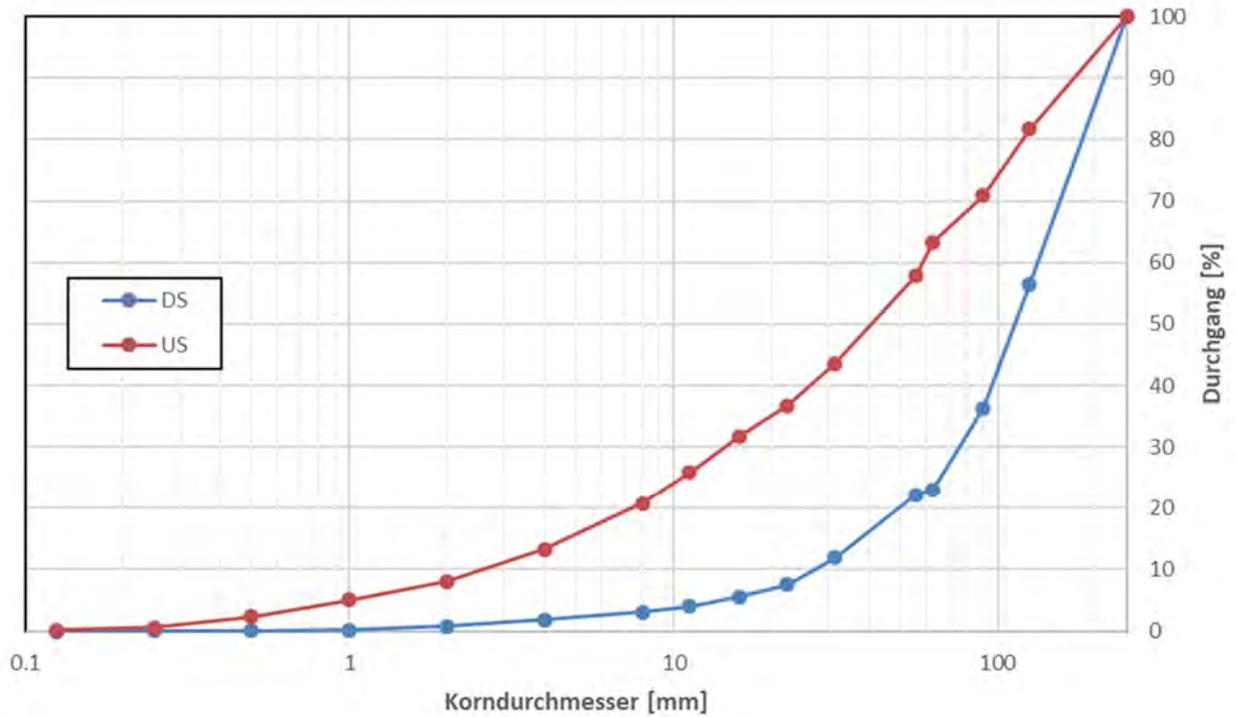


Abbildung 18: Exemplarische KGV - M2; DS=Deckschicht; US=Unterschicht.

2.3.3 Kategorie M3 – Wirksamkeit im hohen Abflussbereich

Bei sämtlichen im Jahr vorkommenden Abflüssen (Ausnahme Extremereignisse) weist der Abschnitt eine ausreichende Varianz hinsichtlich Fließgeschwindigkeiten und Tiefen auf. Unterschiedliche Nutzungsansprüche der Biota können in allen Abflussbereichen aus Sicht der morphologischen Diversität für alle funktionalen Habitate erfüllt werden. Der Verlauf des HMID (vgl. Abbildung 19) zeigt lokale, hohe Diversitäten innerhalb des Abschnittes für alle Durchflüsse. Einzelne Strukturen im Abschnitt wirken auch bei hohen Abflüssen und sorgen für ein potenzielles Habitatdargebot für die (semi-)aquatischen Lebensgemeinschaften.

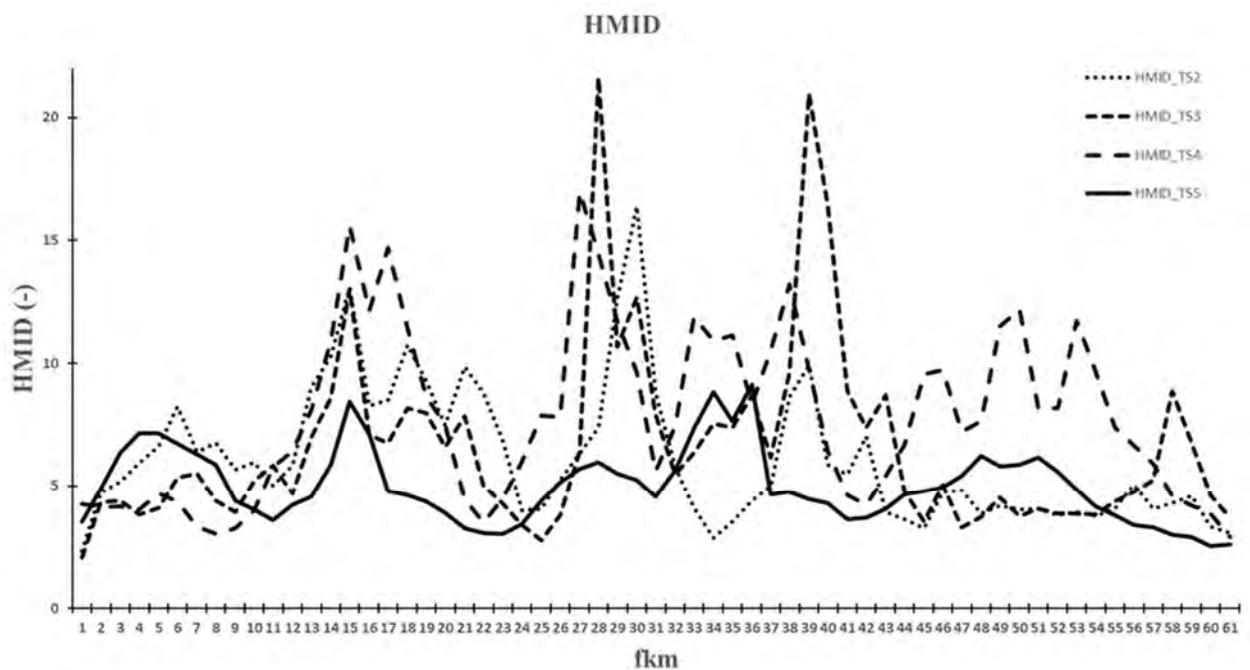


Abbildung 19: Exemplarischer HMID Verlauf - M3 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten (vgl. Abbildung 20) zeigt aufgrund der hohen Diversität ein breites Spektrum mit einem moderaten Maximum bei hohem Abfluss (TS5). Auch die Wassertiefen (vgl. Abbildung 21) bieten bei allen Abflüssen Bereiche für unterschiedliche Nutzungsansprüche auf.

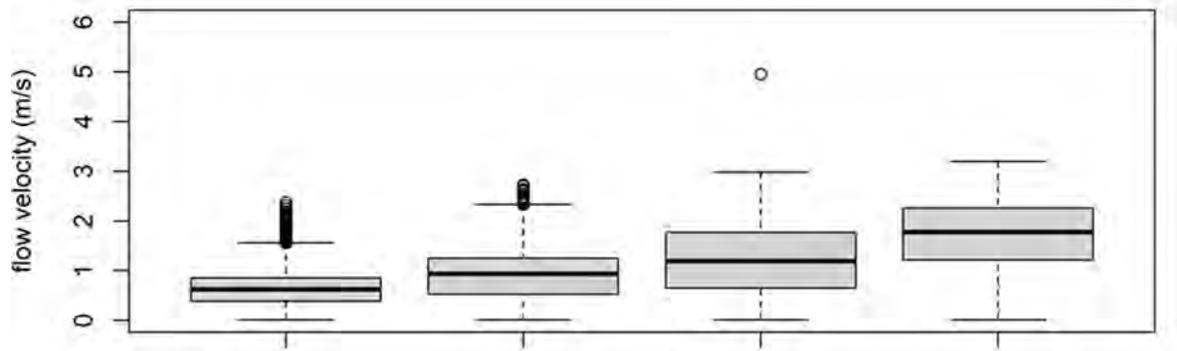


Abbildung 20: Exemplarische Verteilung der Fließgeschwindigkeiten - M3 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

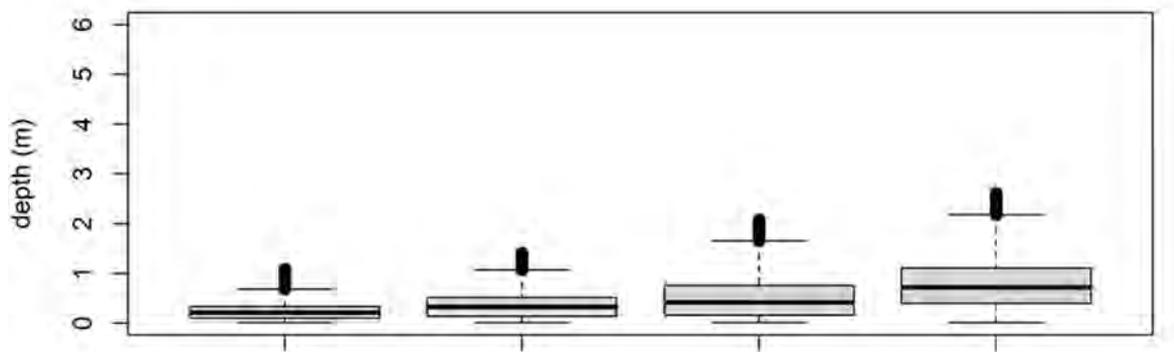


Abbildung 21: Exemplarische Verteilung der Wassertiefen - M3 für 4 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

Die Habitatmodellierung (vgl. Abbildung 22) zeigt für beide Zeigerarten potenziellen Lebensraum bis zu den hohen Abflüssen.

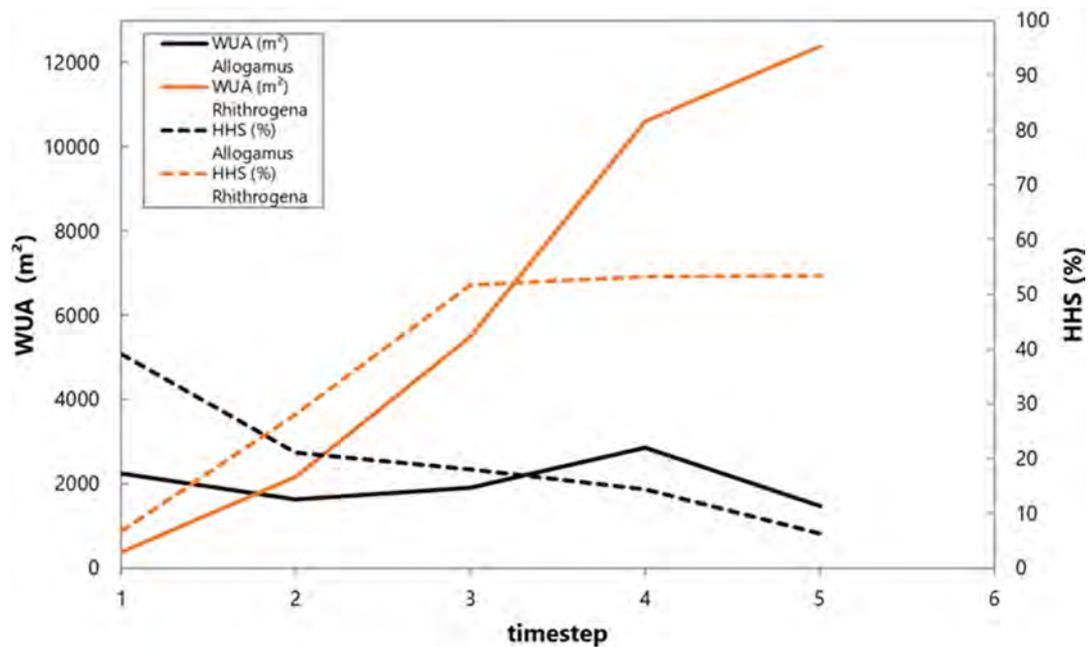


Abbildung 22: Exemplarische Habitatmodellierung - M3 für 5 modellierte Durchflüsse bzw. Zeitschritte (timestep)

An diesem Abschnitt ist aus morphologischer Sicht kein grobes Defizit ersichtlich. Eine Verlängerung des morphologischen Zustands des Abschnittes wäre aus Sicht der gesamten Schwallstrecke erstrebenswert.

In der Abbildung 23 ist exemplarisch die Korngrößenverteilung von M3 für Deck- und Unterschicht abgebildet und zeigt wiederum die zu erwartenden Unterschiede auf Grund der Auswaschung von Feinteile im Bereich der beprobten Sohloberfläche.

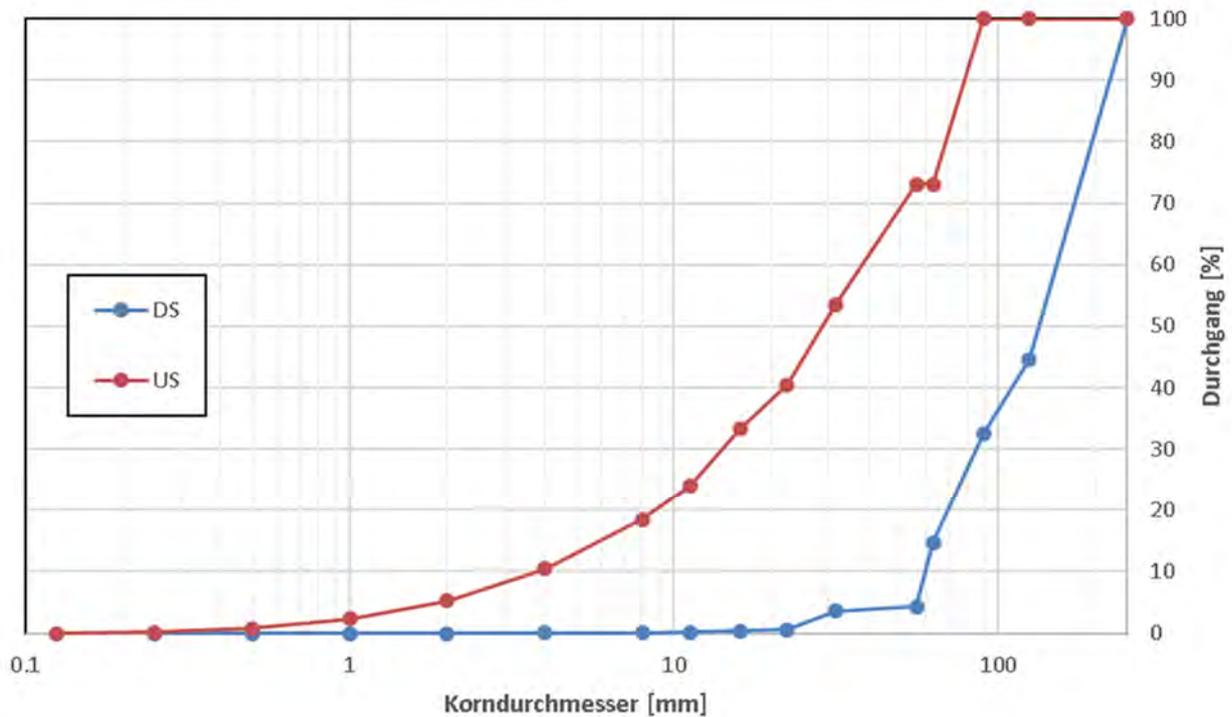


Abbildung 23: Exemplarische KGV - M3; DS=Deckschicht; US=Unterschicht.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

In dem vorliegenden Bericht wurde die morphologischen Zustandsbeschreibung auf Basis von 2D-HN-Modellen (2-dimensionale hydrodynamisch-numerische Modellierung), welche die Situation vorhandener Strukturen hinsichtlich ihres potenziellen Habitatdargebots bei repräsentativen Abflusssituation in den anfangs definierten Abschnitten (vgl. Kapitel 2) untersucht. Mit Hilfe einer multi-parametrischen Herangehensweise wurde die hydraulische Situation sowie als Folge davon das Habitatpotenzial für ausgewählte Zeigerarten ermittelt und dargestellt. Die gewählte bzw. adaptierte und weiterentwickelte Form der HMID-Analyse zeigt eine sehr gute Eignung, die wesentlichen Fragen zur morphologischen Wirksamkeit bzw. mögliche Sanierung der Morphologie (als indirekte Maßnahme) zu bewerten.

Die in diesen technischen Erläuterungen zum Hauptbericht präsentierten Ergebnisse sollen die Möglichkeiten einer zukünftigen Bewertung von Schwallstrecken aufzeigen.

4 Literatur

BOLLRICH G. (2000): Technische Hydrodynamik 1. Berlin: Verlag Bauwesen.

BOVEE K.D. (1986): Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in instream flow incremental methodology. US Fish Wildlife Ser. Biol. Rep. 86(7), US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

ELLIOT J.M., HUMPECH U.H., MACAN T.T. (1988): Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes. Freshwater Biol.Ass. Scientific Publ. 49: 143pp.

GOSTNER, W., ALP, M., SCHLEISS, A. J., & ROBINSON, C. T. (2013). The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. *Hydrobiologia*, 712(1), 43-60.

GRAF W. & LEITNER P. (2012): Textbeitrag zum Projekt „Schwall 2012“

GREIMEL, F., NEUBARTH, J., FUHRMANN, M., ZOLTAN, L., ZEIRINGER, B., SCHÜLTING, L., FÜHRER, S., AUER, S., LEITNER, P., DOSSI, F., HOLZAPFEL, P., PFLEGER, M., LEOBNER, I., SUMPER, R., PAZMANDY, J., GRAF, W., HAUER, C. und SCHMUTZ, S.(2020): SuREmMa+: Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Forschungsbericht, Wien 166 Seiten.

HABERSACK H., HENGL M., KNOBLAUCH H., REICHEL G., RUTSCHMANN P., SACKL B., TRITTHART M. (2007): Fließgewässermodellierung – Arbeitsbehelf Hydrodynamik. Wien: Bundesministerium für Land-, Forst-, Umwelt und Wasserwirtschaft.

HAUER, C., SCHOBER, B., & HABERSACK, H. (2013). Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling. *Hydrological Processes*, 27(15), 2209-2224.

HAUER, C., SIVIGLIA, A., & ZOLEZZI, G. (2017). Hydropeaking in regulated rivers–From process understanding to design of mitigation measures. *Sci. Total Environ*, 579, 22-26.

HAUER, C., UNFER, G., HOLZAPFEL, P., HAIMANN, M., & HABERSACK, H. (2014). Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(12), 1622-1641.

JUNGWIRTH M., HAIDVOGL G., MOOG O., MUHAR S., SCHMUTZ S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.

SCHMIDT-KLOIBER A. & HERING D. (eds.) (2012): www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 5.0 (accessed on [15.04.2012]).

STRENGER A. (1953): Zur Kopfmorphologie der Ephemeridenlarven. *Ecdyonurus und Rhithrogena*. *Österr. Zool. Z.* 4: 1941-228.

TOMKA I. & RASCH P. (1993): Beitrag zur Kenntnis der europäischen Rhithrogena-Arten (Ephemeroptera, Heptageniidae): *R. intermedia* METZLER; TOMKA & ZURWERRA, 1987 eine Art der alpestris-Gruppe sowie ergänzende Beschreibungen zu fünf weiteren Rhithrogena-Arten. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 66,225-281,1993.

WARINGER J. & GRAF W. (2011): Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven – Atlas of Central European Trichoptera Larvae. - Erich Mauch Verlag 2011, S6.

WARINGER J. (1986): The abundance and distribution of caddisflies (Insecta: Trichoptera) caught by emergence traps in the „Ritrodat“ research area of the Lunzer Seebach (Lower Austria) from 1980 to 1982. - Freshwater Biology 16: 49-59, Oxford.

ZEIRINGER, B., Leitner, P., Schülting, L., Greimel, F., M., Zoltan, L., Führer, S., Auer, S., Dossi, F., Sumper, R., Pazmandy, J., Graf, W. und Schmutz, S. (2020): Technischer Bericht IV - Entwicklung Anwendung der Methodik zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken, Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa+, Forschungsbericht, Wien, 31 Seiten.

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: PROBENAHME MIT RAHMEN UND GPS (LI), PROBE DS (2.V.LI.), ABGEFÜLLTE PROBEN IM TROCKENRAUM (3.V.LI.), SIEBTURM (4.V.LI.), GRAFISCHE ERGEBNISDARSTELLUNG DER SIEBUNG (RE.).	3
ABBILDUNG 2: EXEMPLARISCHER LÄNGSVERLAUF DER KGV – JEDER PUNKT IN DER GRAFIK FÜR EINE PROBESTELLE. DECKSCHICHT (OBEN), UNTERSCHICHT (MITTIG), %FINER (UNTEN).	4
ABBILDUNG 3: ABLAUSCHEMA DER ARBEITSSCHRITTE VON DER ERHEBUNG BIS DARSTELLUNG DER PARAMETER FÜR DIE MORPHOLOGISCHE ZUSTANDSBESCHREIBUNG.	8
ABBILDUNG 4: EXEMPLARISCHE DARSTELLUNG DER MODELLIERTEN FLIEßGESCHWINDIGKEITEN (LI.) UND WASSERTIEFEN (RE.) ALS RASTERDATENSATZ (TS5)	8
ABBILDUNG 5: VERTEILUNG DER FLIEßGESCHWINDIGKEITEN FÜR TS 2-5 (Q_{95PCT} , 3 X Q_{95PCT} , 2 X MQ, 5 X MQ)	9
ABBILDUNG 6: VERTEILUNG DER WASSERTIEFEN FÜR TS 2-5 (Q_{95PCT} , 3 X Q_{95PCT} , 2 X MQ, 5 X MQ)	9
ABBILDUNG 7: EXEMPLARISCHE DARSTELLUNG DES HMID VERLAUFS	10
ABBILDUNG 8: EXEMPLARISCHES ERGEBNIS AUS DER HABITATMODELLIERUNG FÜR 5 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	12
ABBILDUNG 9: EXEMPLARISCHER HMID VERLAUF M1 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	15
ABBILDUNG 10: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER FLIEßGESCHWINDIGKEITEN - M1 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	15
ABBILDUNG 11: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER WASSERTIEFEN - M1 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	16
ABBILDUNG 12: EXEMPLARISCHE HABITATMODELLIERUNG - M1 FÜR 5 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	16
ABBILDUNG 13: EXEMPLARISCHE DARSTELLUNG KGV - M1; DS=DECKSCHICHT; US=UNTERSCHICHT.	17
ABBILDUNG 14: EXEMPLARISCHE DARSTELLUNG HMID VERLAUF - M2 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	18
ABBILDUNG 15: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER FLIEßGESCHWINDIGKEITEN - M2 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	18
ABBILDUNG 16: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER WASSERTIEFEN - M2 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	19
ABBILDUNG 17: EXEMPLARISCHE HABITATMODELLIERUNG - M2 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	19
ABBILDUNG 18: EXEMPLARISCHE KGV - M2; DS=DECKSCHICHT; US=UNTERSCHICHT.	20
ABBILDUNG 19: EXEMPLARISCHER HMID VERLAUF - M3 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	21
ABBILDUNG 20: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER FLIEßGESCHWINDIGKEITEN - M3 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	22
ABBILDUNG 21: EXEMPLARISCHE VERTEILUNG DER WASSERTIEFEN - M3 FÜR 4 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	22
ABBILDUNG 22: EXEMPLARISCHE HABITATMODELLIERUNG - M3 FÜR 5 MODELLIERTE DURCHFLÜSSE BZW. ZEITSCHRITTE (TIMESTEP)	22
ABBILDUNG 23: EXEMPLARISCHE KGV - M3; DS=DECKSCHICHT; US=UNTERSCHICHT.	23

Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen

zu Endbericht

SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen
Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunk-
bedingten ökologischen Auswirkungen

Wien, Dezember 2020

Text und Inhalt

Jürgen Neubarth (e3 consult GmbH)

Fachliche Unterstützung (in alphabetischer Reihung)

Gottfried Gökler (illwerke vkw AG), Katrin Janssen (illwerke vkw AG), Ines Leobner (ÖBB-Infrastruktur AG), Thomas Luschnig (KELAG Kärntner Elektrizität AG), Rupert Nocker (Salzburg AG), Markus Pflieger (VERBUND-Hydro-Power GmbH), Robert Reindl (TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG), Daniel Wibmer (TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG), Christoph Wulz (TIWAG-Tiroler Wasserkraft AG)

Zitiervorschlag

Neubarth J. (2020): Technischer Bericht III – Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa+ Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen, Forschungsbericht, Wien, 26 Seiten.

Inhalt

1 Einleitung und Hintergrund	1
2 Zusammenfassung SuREmMa-Systematik.....	2
2.1 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen.....	3
2.2 Systemrelevante und volkswirtschaftliche Auswirkungen	4
3 Erweiterung energiewirtschaftliche Bewertungssystematik	7
3.1 Bewertungsrelevante Veränderungen im Marktumfeld	7
3.2 Beschränkung der Ab- und Anstiegsgeschwindigkeit	10
3.3 Temporäre Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit	13
3.4 Erhöhung Basisabfluss an Rückgabestelle	14
4 Anwendung erweiterte Bewertungssystematik auf fiktives Fallbeispiel	20
5 Literatur	26

1 Einleitung und Hintergrund

Im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojekts *Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen* (SuREmMa) [1] wurde eine Systematik zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von hydrologischen und morphologischen Maßnahmen zur Minderung der Belastungen von Fließgewässern durch einen Schwall und Sunk verursachenden Betrieb von Speicherkraftwerken entwickelt. Entsprechend der in SuREmMa festgelegten Randbedingungen wurde sowohl die ökologische als auch energiewirtschaftliche Bewertung anhand der Begrenzung der Abstiegsgeschwindigkeit¹ am Rückgabepunkt in den Vorfluter durchgeführt. Zur Anwendung der Bewertungssystematik auf konkrete Fallbeispiele wurde das Forschungsprojekt als SuREmMa+ fortgesetzt. Dabei gibt es aus gewässerökologischer Sicht Anzeichen, dass neben der Abstiegsgeschwindigkeit auch die Anstiegsgeschwindigkeit vor allem für Benthosorganismen einen durch Schwall bzw. Sunk bedingten limitierenden Faktor darstellen kann.

Vor diesem Hintergrund ist eine Erweiterung der in SuREmMa entwickelten energiewirtschaftlichen Bewertungssystematik erforderlich, um weitere Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten negativen ökologischen Auswirkungen in Bezug auf mögliche betriebswirtschaftliche sowie systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte bewerten zu können. Neben einer Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit wird in SuREmMa+ als weitere hydrologische Maßnahme die Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt berücksichtigt. Auch werden zusätzliche zu ganzjährig wirkenden Beschränkungen temporäre Schwall- bzw. Sunkdämpfungen innerhalb des sog. Larvenfensters als hydrologische Maßnahme detaillierter betrachtet.

Im vorliegenden Technischen Bericht III *Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertung möglicher Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen* des Forschungsprojekts SuREmMa+ wird daher die in SuREmMa entwickelte energiewirtschaftliche Bewertungssystematik um die zusätzlichen Anforderungen erweitert und auf ein fiktives Fallbeispiel angewendet.

Hierzu erfolgt in Kapitel 2 eine kurze Zusammenfassung der Systematik der energiewirtschaftlichen Bewertung aus SuREmMa. In Kapitel 3 ist die eigentliche Erweiterung der energiewirtschaftlichen Bewertungssystematik beschrieben. Diese wird abschließend in Kapitel 4 auf ein fiktives Fallbeispiel angewendet.

¹ Maximaler anthropogener Abflussrückgang innerhalb von 15 Minuten am Rückgabepunkt in den Vorfluter im Verhältnis zum maximalen Kraftwerksdurchfluss.

2 Zusammenfassung SuREmMa-Systematik

Die Umsetzung der im SuREmMa-Projekt berücksichtigten direkten hydrologischen und indirekten morphologischen Maßnahmen zur Minderung der negativen ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk können einerseits mit einer finanziellen Belastung für den Kraftwerksbetreiber durch zusätzliche Investitions-, Betriebskosten und/oder Erlöseinbußen verbunden sein. Andererseits können aber auch Auswirkungen auf das übergeordnete österreichische und europäische Stromversorgungssystem entstehen, wenn bspw. durch eine betriebliche Einschränkung eines Speicherkraftwerks weniger flexible Leistung zum Ausgleich von Erzeugungsschwankungen erbracht werden kann und diese langfristig durch eine alternative Flexibilitätsoption ersetzt werden muss.

Die energiewirtschaftliche Bewertung von Maßnahmen für Speicherkraftwerke zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen umfasst daher sowohl betriebswirtschaftliche Auswirkungen auf den jeweils betroffenen Kraftwerksbetreiber als auch die systemrelevanten und volkswirtschaftlich relevanten Auswirkungen. Tabelle 1 zeigt eine zusammenfassende Übersicht der bewertungsrelevanten Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen für Speicherkraftwerke. Eine ausführliche Beschreibung findet sich dabei im Technischen Bericht D des SuREmMa-Forschungsprojekts *Energiawirtschaftliche Bewertung von schwalldämpfenden Maßnahmen für repräsentative Fallbeispiele* [2].

Tabelle 1: Übersicht der betriebswirtschaftlichen sowie systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen

Kriterium	Hydrologische (direkt) Maßnahmen			Morphologische (indirekt) Maßnahmen	
	Schwalldämpfungsbecken	Schwallausleitungskraftwerk	Betriebliche Einschränkungen		
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Kosten	Investitions- und Betriebskosten	Investitions- und Betriebskosten	Investitions- und Betriebskosten Frequenz-umformer bei 16,7 Hz Baukraftwerken	Investitions- und ggf. laufende Kosten
	Erlöse oder Erlösminderung	keine ¹	Erlöse aus Verkauf der erzeugten Strommengen	Erlösminderung durch verminderte Einsatzflexibilität	keine
Systemrelevante Auswirkungen	CO ₂ -Emissionen	keine ¹	Reduzierung CO ₂ -Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark	Erhöhung CO ₂ -Emissionen durch Wirkungsgradverluste im konventionellen Kraftwerkspark; zusätzlicher Effekt aus verminderter Systemintegration fluktuierender Wind- und PV-Stromerzeugung	keine
	Versorgungssicherheit	keine ¹	Bereitstellung zusätzlicher gesicherter Leistung und Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien	Verringerung flexibler Leistung und Erzeugungsmengen	keine
	Kosten / Einsparungen im Versorgungssystem	keine ¹	Vermeidung alternativer Investitionen in Erneuerbare zur Erreichung politischer Zielvorgaben	Langfristig erhöhter Zubaubedarf an flexiblen Erzeugung- und / oder Speicherkapazitäten	keine

¹bei Vernachlässigung möglicher Mindererzeugung durch Verringerung der Fallhöhe

Quelle: SuREmMa Projektgruppe Energiwirtschaft

Die energiewirtschaftliche Bewertung der Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen erfolgt anhand der folgenden projektübergreifend definierten hydrologischen Wirkungsszenarien, die – in weiterentwickelter Form – auch im Rahmen des Folgeprojekts SuREmMa+ zur Anwendung kommen:

- **Szenario A:** Keine anthropogen verursachten Abflussschwankungen im Gewässer.
- **Szenario B_{GW40}:** Der maximale anthropogene Abflussrückgang innerhalb von 15 Minuten überschreitet am Rückgabepunkt in den Vorfluter 40% des zu erwartenden natürlichen Jahresmaximums nicht (sog. GW40-Wert). Da die GW40-Werte kraftwerksspezifisch zu bestimmen sind, wird zur Herleitung der Bewertungssystematik für das Szenario B eine Beschränkung des Abflussrückgangs je Viertelstunde am Rückgabepunkt in den Vorfluter mit 12,5%, 6,0% und 3,0% unterstellt, die in SuREmMA+ als Szenario B1, Szenario B2 und Szenario B3 bezeichnet werden.
- **Szenario C:** Der maximale anthropogene Abflussrückgang/-anstieg innerhalb von 15 Minuten überschreitet am Rückgabepunkt in den Vorfluter 25% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (Q_a) nicht.
- **Szenario D:** Der maximale anthropogene Abflussrückgang/-anstieg innerhalb von 15 Minuten überschreitet am Rückgabepunkt in den Vorfluter 50% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (Q_a) nicht.
- **Szenario E:** Der maximale anthropogene Abflussrückgang/-anstieg innerhalb von 15 Minuten überschreitet am Rückgabepunkt in den Vorfluter 75% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (Q_a) nicht.
- **Szenario F:** Der maximale anthropogene Abflussrückgang/-anstieg innerhalb von 15 Minuten überschreitet am Rückgabepunkt in den Vorfluter 100% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (Q_a) nicht.

2.1 Betriebswirtschaftliche Auswirkungen

Bei der Bewertung der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen werden die den betroffenen Kraftwerksbetreibern entstehenden monetären Effekte ermittelt. Ausgehend von den hydrologischen Wirkungsszenarien A bis F werden hierzu die Erlösminderungen betrieblicher Einschränkungen bzw. der damit verbundenen Restriktionen bei der Bewirtschaftung der Speicherkraftwerke bestimmt. Diesen Erlösminderungen werden dann die Kosten der weiteren hydrologischen Maßnahmen zur Minderung der negativen ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk, nämlich Dämpfungsbecken und Schwallausleitung sowie morphologische Maßnahmen gegenübergestellt.

- **Betriebliche Einschränkungen:** Die Bewertung der ökonomischen Wirkung betrieblicher Einschränkungen erfolgt über ein vereinfachendes dreistufiges Verfahren für einen generischen Jahresspeicher (JSP), Wochenspeicher (WSP) und Tagesspeicher (TSP). Im ersten Schritt werden die Erlösminderungen für die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien bei einer ausschließlichen Vermarktung der Flexibilität von Speicherkraftwerken im Day Ahead-Spotmarkt quantifiziert. Dieser, über eine deterministische Einsatzmodellierung umgesetzte Bewertungsschritt liefert als Ergebnis den im Energiemarkt verlorenen Flexibilitätswert sowie zusätzlich den aus Systemsicht relevanten Verlust an flexibler Erzeugungsmenge. Im zweiten Schritt wird der Wert der flexiblen Leistung eines Speicherkraftwerks im Intraday- sowie Sekundär- und Tertiärregelleistungsmarkt bestimmt. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der in den einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien verlorenen flexiblen Leistung kann so eine monetäre Quantifizierung der verlorenen flexiblen Leistung erfolgen. Im dritten Schritt werden die Ergebnisse aus den beiden vorangegangenen Schritten zusammengeführt und

damit die potenziellen Erlösminderungen betrieblicher Einschränkungen für jedes hydrologische Wirkungsszenario bestimmt.

- **Schwalldämpfungsbecken:** Die Investitionskosten von Schwalldämpfungsbecken zeigen i. Allg. eine sehr ausgeprägte Abhängigkeit vom jeweiligen Standort, so dass kein allgemein gültiger Bewertungsansatz abgeleitet werden kann. Im Rahmen des SuREmMa-Projekts wird für die Fallbeispiele durch den jeweiligen Kraftwerksbetreiber die grundsätzliche technische Umsetzbarkeit der Schwalldämpfungsbecken geprüft und bei gegebener Umsetzbarkeit die zur Erreichung der jeweiligen hydrologischen Wirkungsszenarien benötigten Beckengrößen ermittelt sowie eine standortabhängige Kostenabschätzung durchgeführt. Die Bandbreite der hieraus abgeleiteten spezifischen Kosten kann dabei auch für eine erste Einordnung der möglichen Kosten für ein Schwalldämpfungsbecken an weiteren Speicherkraftwerksstandorten herangezogen werden.
- **Schwallausleitungskraftwerke:** Die Kostenstrukturen von Schwallausleitungskraftwerken sind im Vergleich zu Schwalldämpfungsbecken noch deutlich stärker von den Bedingungen am jeweiligen Standort abhängig. Daher lassen sich Aussagen zu betriebswirtschaftlichen Effekten auch bei diesem Maßnahmentyp nur anhand konkreter und nicht generischer Standortbewertungen ableiten. Allerdings können Schwallausleitungskraftwerke nicht an jedem schwallbelasteten Gewässerabschnitt umgesetzt werden, da häufig keine geeigneten wasser- und energiewirtschaftlichen Randbedingungen für den Bau eines Ausleitungskraftwerks vorliegen.
- **Morphologische Maßnahmen:** Zusätzlich zu den hydrologischen Maßnahmen können morphologische Maßnahmen erforderlich sein, um im Falle von stark regulierten Gewässerabschnitten Lebensraum für Gewässerorganismen zu schaffen und gleichzeitig auch eine Verringerung der Schwallbelastung zu erzielen. Die Kosten morphologischer Maßnahmen zeigen eine sehr hohe Abhängigkeit vom morphologischen Zustand des jeweils zu sanierenden Gewässerabschnitts und damit von den konkret umzusetzenden Maßnahmen sowie der Kosten von Grundstücken, die bspw. für Aufweitungen der Fließstrecken erforderlich sind.

Um die Vergleichbarkeit der ökonomischen Auswirkungen betrieblicher Einschränkungen mit den Maßnahmentypen Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk sowie den morphologischen Maßnahmen zu ermöglichen, wird aus den erlösrelevanten Effekten sowie Investitions- und Betriebskosten der hydrologischen und morphologischen Maßnahmen über eine Betrachtungsdauer von 80 Jahren der Kapitalwert und daraus eine rechnerische Annuität (d. h. als rechnerisch real gleichbleibende Zahlungsreihe der jährlichen finanziellen Belastungen über die Betrachtungsdauer von 80 Jahren) auf Grundlage einheitlicher finanzmathematischer Randbedingungen ermittelt. Als Kapitalkosten werden hierzu 7,3% vor Steuern bzw. 5,5% nach Steuern angenommen; die Annuität wird mit einem realen inflationsbereinigten Zinssatz von 3,94% berechnet und für sämtliche Maßnahmen wird eine Umsetzung zum 01.01.2025 unterstellt.

2.2 Systemrelevante und volkswirtschaftliche Auswirkungen

Neben den betriebswirtschaftlichen Auswirkungen auf den betroffenen Kraftwerksbetreiber können Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen auch Auswirkungen auf das übergeordnete Stromversorgungssystem haben. Zur Bewertung dieser Auswirkungen werden entsprechend Tabelle 1 als systemrelevante Auswirkungen die Effekte auf die Versorgungssicherheit (verlorene flexible Leistung und Erzeugungsmenge) und als volkswirtschaftliche Auswirkungen die Effekte auf die CO₂-Emissionen sowie die zusätzlichen Kosten bzw. Einsparungen im Versorgungssystem berücksichtigt.

- **Verlorene flexible Leistung:** Einschränkungen in Bezug auf den maximalen Abflussrückgang je Viertelstunde am Rückgabepunkt eines Speicherkraftwerks in den Vorfluter haben eine unmittelbare Auswirkung auf die möglichen Leistungsänderungen innerhalb einer Viertelstunde und damit auf die Vermarktungsmöglichkeiten eines Speicherkraftwerks. Bei einer Begrenzung des maximalen Abflussrückgangs je Viertelstunde auf bspw. 25% des maximalen Kraftwerksdurchflusses Q_a am Rückgabepunkt in den Vorfluter (hydrologisches Wirkungsszenario C) können nur noch 25% der Leistung flexibel vermarktet werden, d. h. die verlorene flexible Erzeugungsleistung liegt bei 75% und ist damit umgekehrt proportional zur Begrenzung des Abflussrückgangs in den hydrologischen Wirkungsszenarien. Dieser direkte Zusammenhang gilt jedoch nur für Speicherkraftwerke, die nicht Teil einer Kraftwerksgruppe aus einem System hydraulisch verbundener Anlagen sind. In Abhängigkeit vom maximal zulässigen Abflussrückgang am Rückgabepunkt des „letzten“ Kraftwerks innerhalb der gesamten Kraftwerksgruppe können auch Rückwirkungen auf die Bewirtschaftung der Oberliegerkraftwerke entstehen. Daher ist für Speicherkraftwerksgruppen immer eine individuelle Bewertung der Wechselwirkungen zwischen den Einschränkungen des maximalen Abflussrückgangs am Rückgabepunkt des „letzten“ Kraftwerks in den Vorfluter und den Oberliegerkraftwerken erforderlich. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang, dass die Quantifizierung dieser Wechselwirkungen insbesondere für Kraftwerksgruppen mit einer komplexen hydraulischen Verknüpfung von mehreren Speichern, Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken sowie Rückgabepunkten sehr aufwendig sein kann. In SuREmMa wurde daher bei einigen Fallbeispielen ein vereinfachender Ansatz gewählt, der im Einzelfall dazu führen kann, dass die verlorene flexible Leistung der von betrieblichen Einschränkungen betroffenen Kraftwerke innerhalb einer Kraftwerksgruppe unter- oder überschätzt wird.
- **Verlorene flexible Erzeugungsmenge:** Neben dem Verlust von flexibler Leistung bewirken Restriktionen im Abflussrückgang für Speicherkraftwerke auch eine zeitliche Verschiebung der Erzeugungsmengen, da die zusätzliche Stromerzeugung in den Abfahrrampen die zu einem späteren Zeitpunkt „frei“ verfügbare Wassermenge für den optimierten Kraftwerkseinsatz reduziert. Der Kraftwerkspark wird dadurch insgesamt weniger effizient eingesetzt, d. h. es kommt nicht nur für den Speicherkraftwerksbetreiber zu einer Verschlechterung des betriebswirtschaftlichen Ergebnisses, sondern auch zu einem Effizienzverlust im konventionellen Kraftwerkspark und damit insgesamt zu Nachteilen aus volkswirtschaftlicher Sicht. Die in den erzwungenen Abfahrrampen „verlorene“ flexible Stromerzeugung wurde im Rahmen des SuREmMa-Forschungsprojekts aus den Ergebnissen einer deterministischen Einsatzmodellierung von drei generischen Speicherkraftwerken (Jahres-, Wochen- und Tagesspeicher) abgeleitet.
- **Effekte auf CO₂-Emissionen im Versorgungssystem:** Schwallausleitungskraftwerke können die CO₂-Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark reduzieren während betriebliche Einschränkungen zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen durch Wirkungsgradverluste im konventionellen Kraftwerkspark sowie durch eine ggf. geringere Integrationsfähigkeit des Versorgungssystems für fluktuierende Wind- und PV-Stromerzeugung führen können. Die Quantifizierung der vermiedenen CO₂-Emissionen von Schwallausleitungskraftwerken erfolgt dabei entsprechend des im „Österreichischen Wasserkatalog Wasser schützen – Wasser nutzen“ beschriebenen Ansatzes anhand eines von den Jahresvolllaststunden abhängigen Verdrängungsmixes von konventionellen Neubaukraftwerken [3].

Die Abschätzung der Effekte betrieblicher Einschränkungen auf die CO₂-Emissionen im Versorgungssystem erfolgt in SuREmMa über einen vereinfachenden qualitativ-quantitativ Ansatz, der von der Annahme ausgeht,

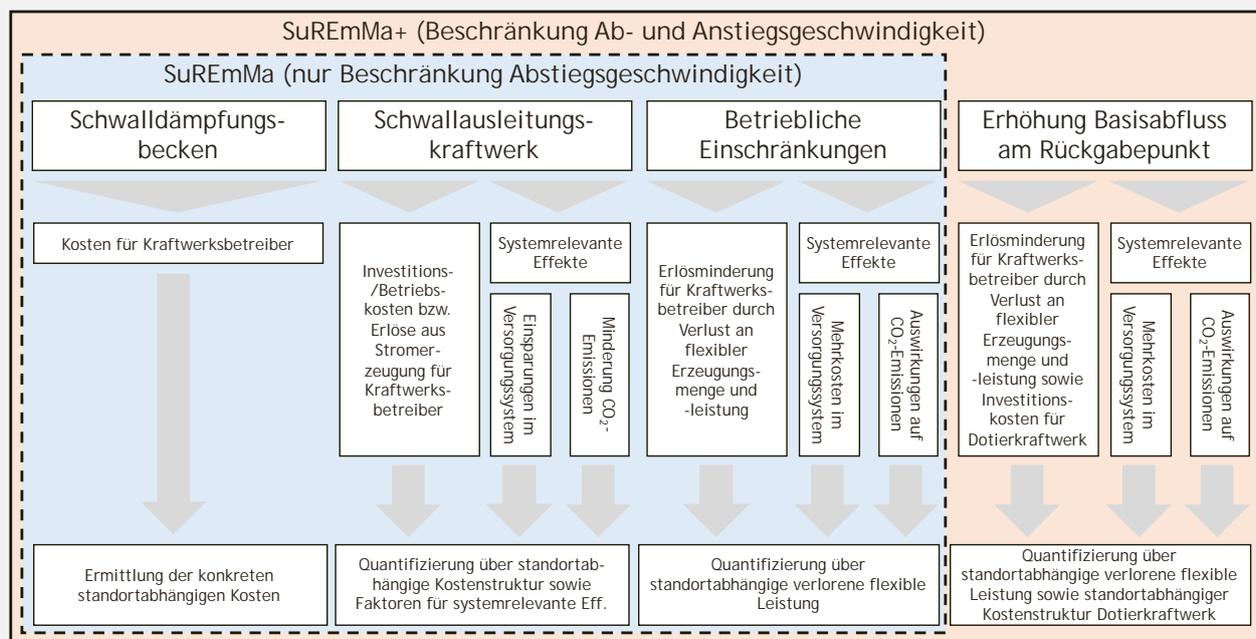
dass durch den Verlust an flexibler Erzeugungsleistung langfristig weniger an Windkraft- und PV-Leistung in das Versorgungssystem integriert werden kann und es dadurch zu einer Mehrauslastung moderner Erdgas-GuD-Kraftwerke kommt. Je MW verlorener flexibler Leistung können mit diesem Ansatz die zusätzlichen CO₂-Emissionen im Versorgungssystem mit jährlich 1.040 bis 1.360 t an CO_{2eq}-Emissionen abgeschätzt werden.

- **Zusätzliche Investitionen in alternative Flexibilitätsoptionen durch betriebliche Einschränkungen:** Betriebliche Einschränkungen von Speicherkraftwerken haben durch die Rückwirkungen auf das gesamte Erzeugungssystem auch volkswirtschaftliche Effekte, da der Verlust an Flexibilität in bestehenden Speicherkraftwerken langfristig durch andere Flexibilitätsoptionen kompensiert werden muss. Dadurch kommt es zu einer Erhöhung der Systemkosten durch die zusätzlich erforderlichen Investitionen in alternative Flexibilitätsoptionen. Ein im Rahmen von SuREmMa durchgeführter Vergleich der ökonomischen Kenngrößen von ausgewählten Flexibilitätsoptionen zeigt daher eine relativ hohe Bandbreite der jährlichen Fixkosten alternativer Flexibilitätsoptionen zwischen 50.000 und 150.000 €/MW*a. Diese Bandbreite kann direkt mit der verlorenen flexiblen Leistung in den einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien verknüpft und daraus die langfristigen jährlichen Systemkosten durch betriebliche Einschränkungen abgeleitet werden.
- **Vermeidung von Systemkosten durch Schwallausleitungskraftwerke:** Schwallausleitungskraftwerke erhöhen die verfügbare Leistung im Versorgungssystem und stellen zusätzliche Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien bereit. Dadurch können u.a. zur Erreichung der politischen Ausbauziele für erneuerbare Energien Investitionen an anderer Stelle vermieden werden. Die jährlich vermiedenen Kosten lassen sich bspw. anhand der durchschnittlichen Stromgestehungskosten von Technologien zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien abschätzen, die anstelle eines Ausleitungskraftwerkes errichtet worden wären – also typischerweise Windkraft oder Photovoltaik. Die Bandbreite der spezifischen Stromgestehungskosten für Windenergie und Photovoltaik liegt mittel- und langfristig etwa bei 60 bis 120 €/MWh.

3 Erweiterung energiewirtschaftliche Bewertungssystematik

Während in SuREmMA die hydrologischen Wirkungsszenarien A bis F ausschließlich eine Beschränkung der Abstiegsgeschwindigkeit (d. h. Sunk) berücksichtigen, müssen die Maßnahmentypen Schwalldämpfungsbecken, Schwallausleitungskraftwerk und betriebliche Einschränkungen in SuREmMA+ auch eine Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit (d. h. Schwall) ermöglichen können, d. h. die energiewirtschaftliche Bewertungssystematik ist dahingehend zu erweitern, dass sowohl die Effekte einer Beschränkung der Ab- als auch der Anstiegsgeschwindigkeit erfasst werden können. Zusätzlich wird die energiewirtschaftliche Bewertungssystematik um den Maßnahmentyp „Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt“ ergänzt, so dass sich die in Abbildung 1 schematisch dargestellte erweiterte energiewirtschaftliche Bewertungssystematik von Maßnahmentypen zur Minderung der negativen ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk in SuREmMa+ ableiten lässt.

Abbildung 1: Erweiterte energiewirtschaftliche Bewertungssystematik von Maßnahmentypen zur Minderung der negativen ökologischen Auswirkungen durch Schwall und Sunk in SuREmMa+



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

3.1 Bewertungsrelevante Veränderungen im Marktumfeld

Die in SuREmMa zur monetären Quantifizierung betriebswirtschaftlicher Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen entwickelte Systematik baut auf Marktdaten und langfristigen Strompreisszenarien von zwei kommerziellen Anbietern aus dem Jahr 2016 auf. In Tabelle 2 sind hierzu die Jahresbasepreise der für die energiewirtschaftlichen Bewertungen in SuREmMa genutzten Strompreisszenarien der ewi Energy Research & Scenarios GmbH [4] sowie der enervis energy advisor GmbH [5] für die Stützjahre 2025, 2035 und 2050 dargestellt (vgl. auch Technischer Bericht C Die Rolle der Speicherwasserkraft im österreichischen und europäischen Stromversorgungssystem [6]).

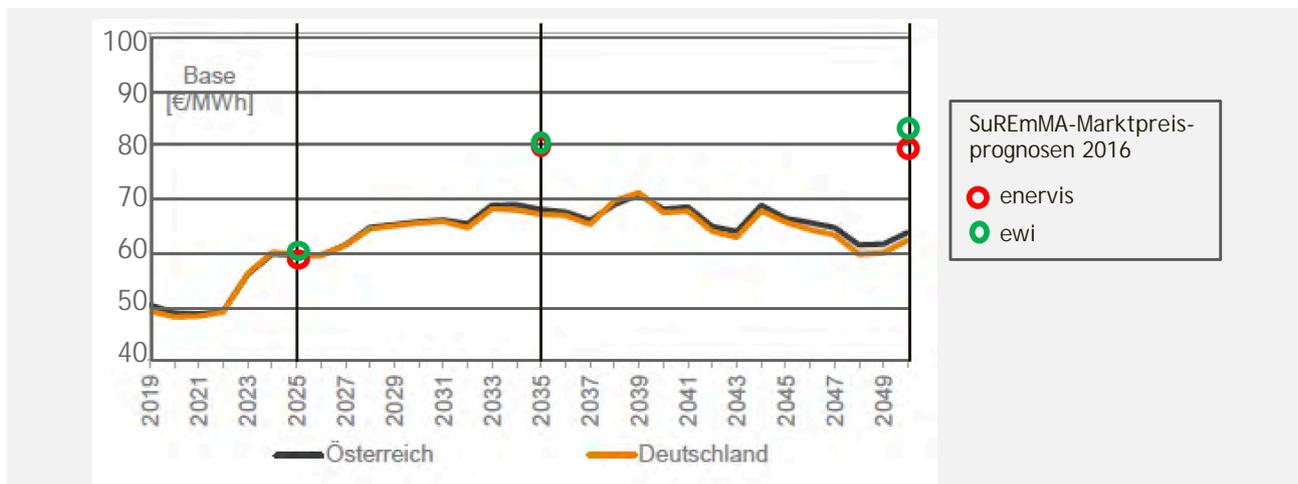
Tabelle 2: enervis Marktpreisszenario Best Guess Q I 2016 und ewi Strompreisprojektion April 2016 für Jahresbasepreis 2025, 2035 und 2050 im deutsch-österreichischen Strommarkt in €₂₀₁₆/MWh

ewi			enervis		
2025	2035	2050	2025	2035	2050
56,9	75,8	78,6	56,0	75,7	75,4

Quelle: ewiEnergyResearch [4] , enervis [5]

Die Strompreisszenarien gehen über eine deterministische Einsatzmodellierung in die Ermittlung der Erlösmin- derungen der hydrologischen Wirkungsszenarien ein und werden mit dem in den einzelnen hydrologischen Wir- kungsszenarien „verlorenen“ Flexibilitätswert zu einem abschließenden Gesamtergebnis verknüpft. Den Bench- mark zur Ermittlung der ökonomischen Effekte betrieblicher Einschränkungen stellen dabei die Erlöspotenziale im uneingeschränkten Betrieb, d. h. im hydrologischen Wirkungsszenario F, dar. Änderungen der marktrelevanten Rahmenbedingungen in den vergangenen vier Jahren können daher zu abweichenden Ergebnissen in Bezug auf den Wert der Erzeugung bzw. der Flexibilität von Speicherkraftwerken führen. Die aktuelle Erwartungshaltung in Bezug auf die mittel- und langfristige Entwicklung der Großhandelsstrompreise ist dabei etwas verhaltener als noch im Jahr 2016. Abbildung 2 zeigt dies exemplarisch anhand eines Vergleichs der Basepreise der beiden in SuREmMa genutzten Strompreisszenarien mit einem enervis Marktpreisszenario Best Guess aus dem Jahr 2019, wobei zur besseren Vergleichbarkeit die Basepreise einheitlich im Geldwert des Jahres 2019 dargestellt sind.

Abbildung 2: Vergleich enervis Szenario Best Guess Q1 2019 mit SuREmMa Marktpreisprognosen aus dem Jahr 2016 (in €₂₀₁₉/MWh)



Quelle: enervis [5], [7]

Während für 2025 keine Unterschiede zwischen den für SuREmMa herangezogenen Marktpreisszenarien und der aktuellen Einschätzung zur Entwicklung der Großhandelspreise erkennbar ist, liegen die aktuellen Einschätzungen zur mittel- und langfristigen Entwicklung der jahresmittleren Basepreise etwa 15-20% unter den für SuREmMa herangezogenen Prognosen aus dem Jahr 2016. Neben dieser insgesamt etwas gedämpften Erwartungshaltung in Bezug auf die Entwicklung der mittleren Großhandelspreise zeigen die aktuellen Marktpreisprognosen von enervis jedoch auch eine tendenziell geringere Volatilität als vergleichbare Prognosen aus dem Jahr 2016 und

damit ein geringeres Erlöspotenzial in der flexiblen Vermarktung der Erzeugungsmengen von Speicherkraftwerken. Da gleichzeitig die mittleren Leistungspreise im österreichischen Regenergiemarkt in den vergangenen drei Jahren spürbar gesunken sind, würden sich unter den aktuellen Randbedingungen nicht nur die mittleren Erlöse im Großhandelsmarkt, sondern auch der Wert der Flexibilität von Speicherkraftwerken gegenüber den Ergebnissen aus dem Jahr 2016 reduzieren.

Auf Grund dieser Veränderungen im übergeordneten Marktumfeld würde eine gegenüber SuREmMa aktualisierte Bewertung der monetären Effekte betrieblicher Einschränkungen zu einer etwa 15-20% geringeren Erlösminde rung für Speicherkraftwerke führen. Umgekehrt würde jedoch auch die Wirtschaftlichkeit von Ausleitungskraftwerken auf Basis aktueller Marktpreisprognosen um 15-20% ungünstiger liegen. Insgesamt bewegen sich diese Veränderungen der Bewertungsergebnisse jedoch innerhalb der generellen Markt- und Modellunsicherheiten. Auch bleibt die für SuREmMA bzw. SuREmMA+ vorgegebene Zielstellung einer größenordnungsmäßigen Quanti fizierung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbe dingten negativen ökologischen Auswirkungen von diesen Veränderungen im Marktumfeld unberührt, so dass eine Aktualisierung der Marktpreisprognosen und Neuberechnung der betriebswirtschaftlichen Effekte von schwalldämpfenden Maßnahmen nicht zwingend notwendig erscheint. Dies gilt dabei auch für Speicherkraft werke, die nicht im österreichischen sondern deutschen Strommarkt vermarktet werden (im Wesentlichen Kraft werke der illwerke vkw AG). Da die Unterschiede der Strompreise in den beiden Großhandelsmärkten bisher im Jahresmittel (d. h. Basepreis) vergleichsweise gering waren (bspw. Differenz EPEX Spot Day Ahead PHELIX DE und AT bei 2,3 €/MWh jeweils für das Produkt BASE im Jahr 2019) und auch zukünftig keine ausgesprochen hohen Marktpreisdifferenzen zumindest für das Jahresmittel erwartet werden (vgl. bspw. [7]) ist eine Betrachtung in Abhängigkeit des für ein Kraftwerk relevanten Marktgebiets grundsätzlich nicht zwingend erforderlich (auch wenn die im deutschen Marktgebiet vorherrschende höhere Preisvolatilität durchaus in höheren Erlösverlusten bedingt durch betriebliche Einschränkungen resultieren dürfte). Dies gilt insbesondere auch vor dem Hintergrund der insgesamt gegebenen Markt- und Modellunsicherheiten.

Fazit: Die in SuREmMa auf Grundlage der 2016 erwarteten Entwicklung des Marktumfelds abgeleiteten Faktoren und Ergebnisse können im Rahmen von SuREmMa+ zur Quantifizierung der energiewirtschaftlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten negativen ökologischen Auswirkungen angewendet werden. Bei einer Anwendung der Faktoren für konkrete Fallbeispiele sollte jedoch der grundsätzliche Einfluss des sich gegenüber dem Jahr 2016 veränderten Marktumfelds auf die Bewertungsergebnisse erwähnt werden. Zusätzlich sollten die Ergebnisse der monetären Bewertungen (d. h. Erlösminderungen bei betrieblichen Einschränkungen, Kosten von Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerken sowie Mehrkosten im Gesamtsystem) inflationsbereinigt im Geldwert des jeweils aktuellen Jahres angegeben werden.

3.2 Beschränkung der Ab- und Anstiegsgeschwindigkeit

Zusätzlich zu der in SuREmMA berücksichtigten Begrenzung der Abstiegseschwindigkeit (Sunk) wird in SuREmMA+ auch eine Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit (Schwall) berücksichtigt. Während unter Maßgabe der in SuREmMA getroffenen methodischen Annahmen bei symmetrischen An- und Abstiegsrampen keine Effekte auf die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens² und Schwallausleitungskraftwerks sowie die Höhe der verlorenen flexiblen Leistung³ entstehen, ergeben sich höhere verlorene flexible Erzeugungsmengen und Erlösminderungen als bei einer alleinigen Beschränkung der Abstiegseschwindigkeit. Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang, dass bei einer asymmetrischen Beschränkung von An- und Abstiegseschwindigkeit die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens bzw. die Höhe der verlorenen flexiblen Leistung von der stärker wirksamen Restriktion bestimmt wird. Dadurch kann die zusätzliche Berücksichtigung der Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit dimensionierungsrelevant werden, wenn die Anstiegsgeschwindigkeit stärker als die Abstiegseschwindigkeit eingeschränkt wird. Auf diesen Sonderfall wird im Folgenden jedoch nicht näher eingegangen. Sollte im weiteren Verlauf von SuREmMA+ (oder sonstigen weiterführenden Untersuchungen) eine asymmetrische Beschränkung der An- und Abstiegseschwindigkeit erwogen werden, müssen die oben beschriebenen Zusammenhänge detailliert in ihren Auswirkungen quantifiziert werden und in das Bewertungsschema einfließen.

Die Quantifizierung der Effekte einer zusätzlichen Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit auf die verlorene flexible Erzeugungsmenge und Erlössituation bei betrieblichen Einschränkungen wird wie bereits in SuREmMA über eine deterministische Einsatzmodellierung der drei generischen Speicherkraftwerke abgeleitet, wobei die Ergebnisse der einzelnen Stützjahre für jeden Speichertyp wiederum zusammengefasst werden können. Abbildung 3 zeigt hierzu die Bandbreite der auf das Regelarbeitsvermögen bezogenen verlorenen Energie in den Rampen und damit die verlorenen flexiblen Erzeugungsmenge der generischen Speicherkraftwerke für die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien. Während die obere Grafik die Ergebnisse für eine ausschließliche Beschränkung der Abstiegseschwindigkeit zeigt (SuREmMA), sind in der unteren Grafik die Ergebnisse bei einer Beschränkung von An- und Abstiegseschwindigkeit dargestellt.

Durch eine zusätzliche Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit kommt es zu einer weiteren Reduzierung der für einen optimierten Kraftwerkseinsatz „frei“ verfügbaren Wassermengen und damit zu einer deutlichen Erhöhung der verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen. Dabei leitet sich die vergleichsweise große Bandbreite der verlorenen flexiblen Erzeugung aus der unterschiedlichen Strompreischarakteristik der zur Einsatzmodellierung herangezogenen Marktpreisszenarien ab.

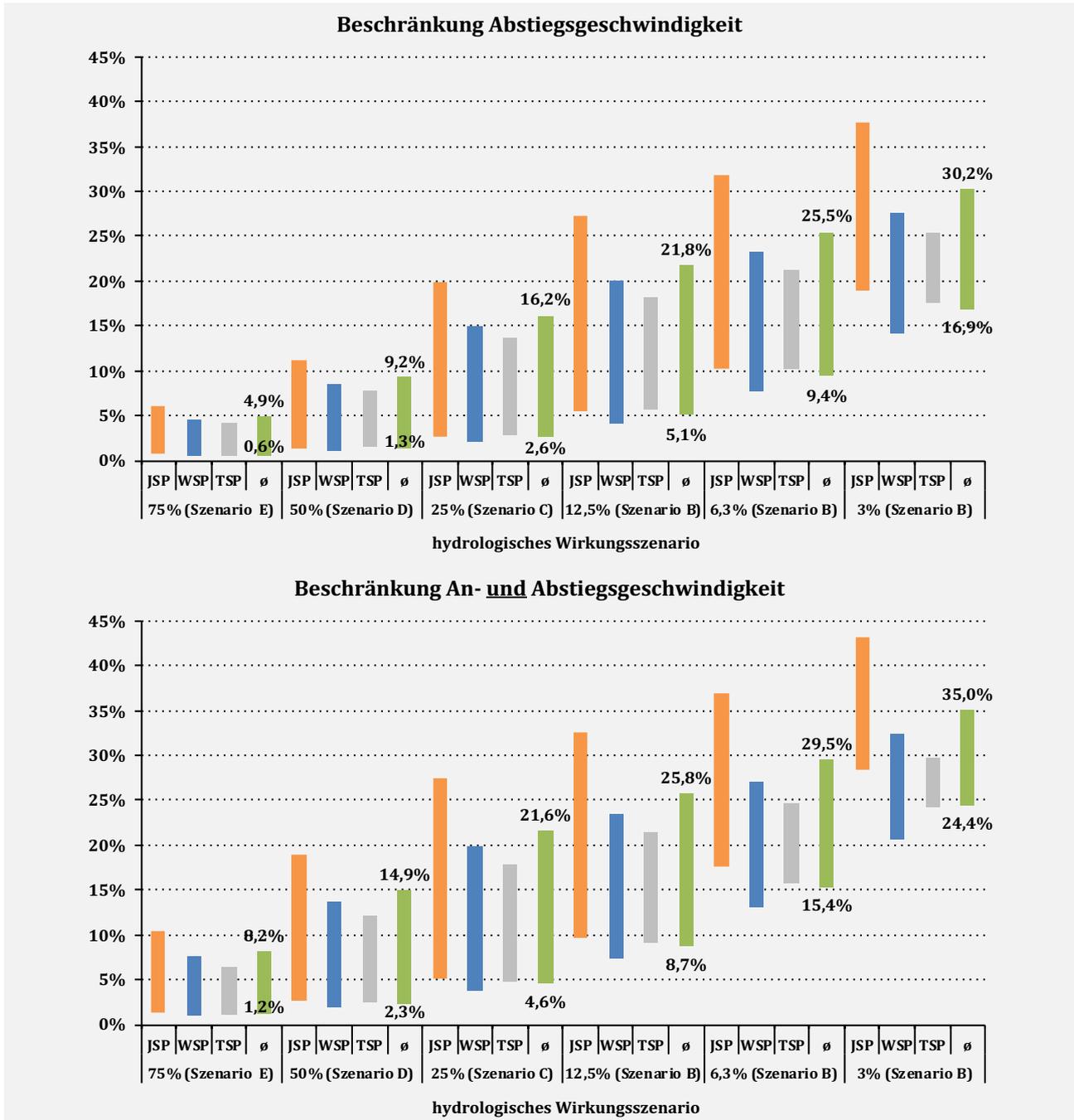
Als Folge der in den Anfahrtrampen zusätzlich verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen steigen auch die negativen betriebswirtschaftlichen Effekte aus Sicht der Kraftwerksbetreiber. Die Herleitung von Faktoren zur Bewertung der betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Beschränkung der An- und Abstiegseschwindigkeit erfolgt dabei

² Grundsätzlich hat die zusätzliche Berücksichtigung der Begrenzung der Anstiegsgeschwindigkeit keinen Effekt auf die Dimensionierung eines Schwalldämpfungsbeckens. Jedoch kann zur betrieblichen Bewirtschaftung eines Schwalldämpfungsbeckens bei einer zusätzlichen Begrenzung der Anstiegsgeschwindigkeit ggf. ein größerer Sicherheitspuffer im Becken notwendig und damit im Einzelfall ein größeres Beckenvolumen als bei einer ausschließlichen Begrenzung der Abstiegseschwindigkeit erforderlich sein.

³ Bei der Ermittlung der verlorenen flexiblen Leistung wurde in SuREmMA als konservativer Ansatz unterstellt, dass bei einer Beschränkung der Abstiegseschwindigkeit die Höhe der im Intraday-Markt einsetzbaren Flexibilität eines Speicherkraftwerks umgekehrt proportional zur Beschränkung der Abstiegseschwindigkeit ist. Dadurch wird ggf. vernachlässigt, dass ein Speicherkraftwerk ohne Beschränkung der Anfahrtrampen von sehr hohen (kurzfristigen) Intraday-Preisen profitieren kann und damit zumindest im Intraday-Markt die verlorene flexible Leistung einen geringeren Wert einnehmen kann. Entsprechend kann die zusätzliche Berücksichtigung einer Beschränkung der Anstiegsgeschwindigkeit grundsätzlich zu einer höheren verlorenen flexiblen Leistung führen, als bei alleiniger Berücksichtigung der Beschränkung der Abstiegsrampe.

analog zu SuREmMa für drei generischen Speicherkraftwerke. Für diese werden unter Berücksichtigung einheitlicher finanzmathematischer Randbedingungen (Kapitalkosten 5,5% nach bzw. 7,3% vor Steuern, 80-jährigen Betrachtungszeit beginnend mit 1. Jänner 2025 sowie Steuersatz von 25%) der Kapitalwert sowie die Annuitäten der Erlösminderungen betrieblicher Einschränkungen ermittelt. Zur weiteren Vereinfachung werden die Ergebnisse der generischen Speicherkraftwerke zusammengefasst und können damit unabhängig von der Speichergröße zur Bewertung betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken herangezogen werden.

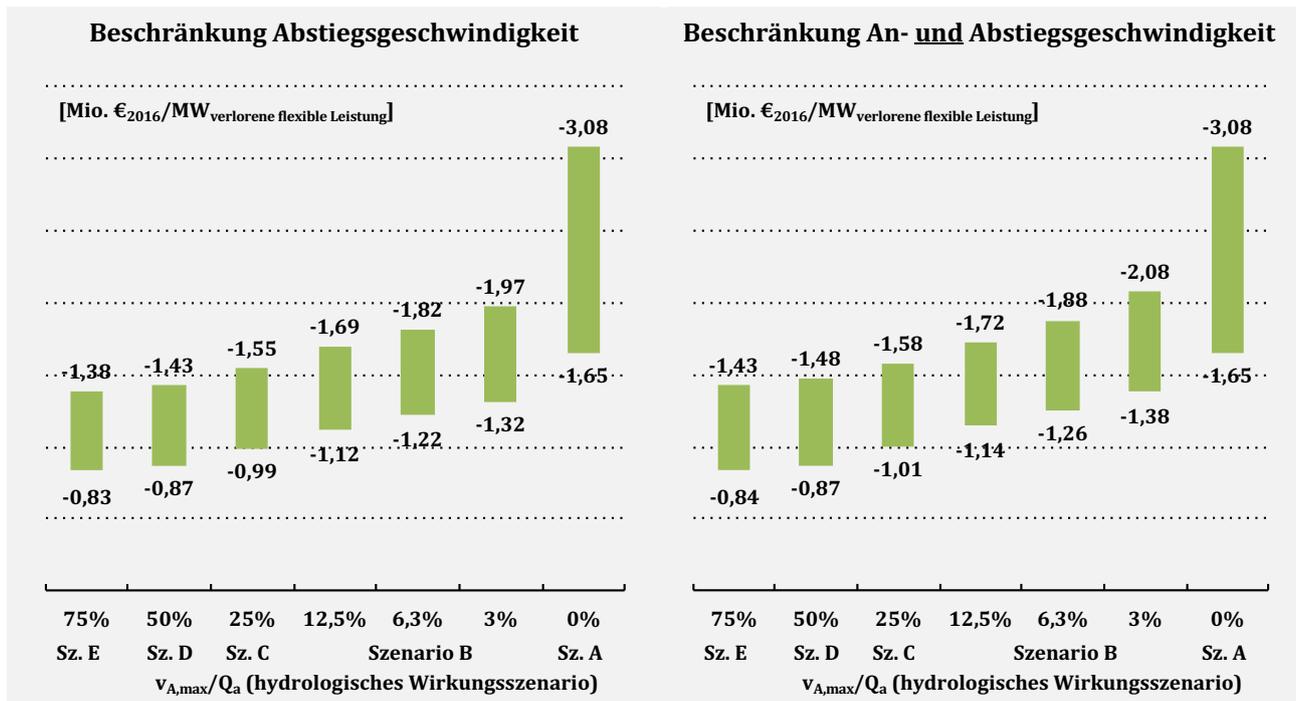
Abbildung 3: Bandbreite der auf das Regelarbeitsvermögen bezogenen verlorenen flexiblen Energie generischer Speicherkraftwerke



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

Abbildung 4 zeigt den auf 1 MW verlorene flexible Leistung bezogenen Kapitalwert der Erlösminderungen durch betriebliche Einschränkungen für die einzelnen hydrologischen Wirkungsszenarien. Links dargestellt, sind die Ergebnisse aus SuREmMA bei einer ausschließlichen Beschränkung der Abstiegsgeschwindigkeit. Demgegenüber zeigt die rechte Grafik den Kapitalwert betrieblicher Einschränkungen bei einer Limitierung von An- und Abstiegsgeschwindigkeit.

Abbildung 4: Kapitalwert betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken bezogen auf die verlorene flexible Leistung

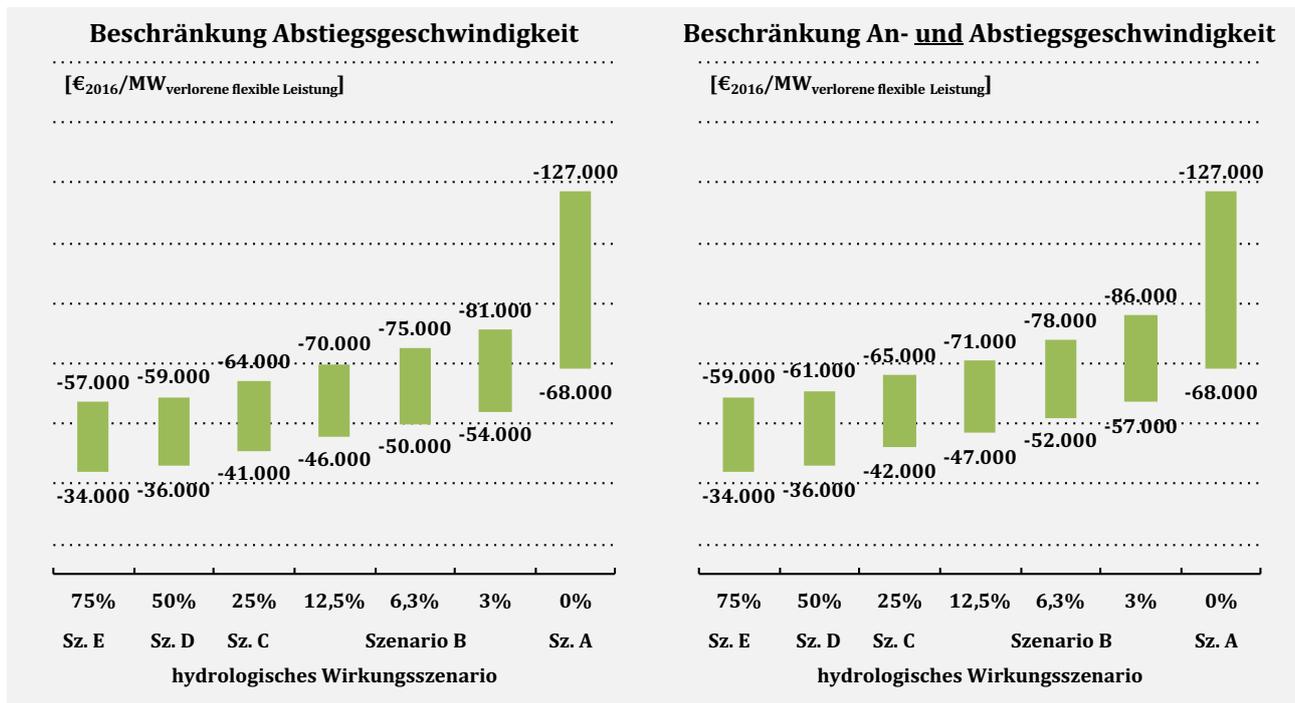


Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

Der Kapitalwert der Erlösminderungen betrieblicher Einschränkungen kann zusätzlich auch als Annuität, d. h. als rechnerisch gleichbleibende Zahlungsreihe der jährlichen Erlösminderungen über die Betrachtungsdauer von 80 Jahren, dargestellt werden (vgl. Abbildung 5). Die Annuität wird dabei mit einem realen inflationsbereinigten Zinssatz von rd. 3,94% (5,5% WACC, weighted average cost of capital und Inflation 1,5% p.a.) berechnet und inflationsbereinigt (1,5% p.a.) auf den Geldwert des Jahres 2016 umgerechnet.

Abschließend sei noch darauf verwiesen, dass bei der Bewertung konkreter Fallbeispiele die Volumina allfällig bereits vorhandener Ausgleichs-/Dämpfungsbecken bei der energiewirtschaftlichen Bewertung betrieblicher Einschränkungen unabhängig von der dem aktuellen Bescheid gemäßen Nutzung zu berücksichtigen sind.

Abbildung 5: Annuität des Kapitalwerts betrieblicher Einschränkungen von Speicherkraftwerken bezogen auf die verlorene flexible Leistung



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

3.3 Temporäre Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit

Neben einer permanenten Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit ist auch eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit innerhalb eines standortspezifischen Zeitfensters als schwalldämpfendes Maßnahmen szenario definiert (sog. Larvenfenster). Eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit kann entweder zusätzlich zu einem im restlichen Zeitraum anzuwendenden „Basis-Szenario“ wirksam werden oder es sind außerhalb des Larvenfensters keine Restriktionen in Bezug auf die An- und Abstiegs geschwindigkeit am Rückgabepunkt einzuhalten. Die energiewirtschaftliche Bewertung einer temporären Schwalldämpfung erfolgt dabei nach dem folgenden Ansatz:

- **Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk:** Das Volumen eines Schwalldämpfungsbeckens bzw. die Ausbauwassermenge eines Schwallausleitungskraftwerks bemisst sich nach der höchsten Beschränkung der An- und/oder Abstiegs geschwindigkeiten innerhalb eines Betrachtungszeitraums von einem Jahr. Eine temporäre Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit ist daher dimensionierungsrelevant, wenn innerhalb des Larvenfensters eine höhere Verringerung der An- und Abstiegs geschwindigkeit einzuhalten ist, als im restlichen Jahresverlauf.
- **Verlorene flexible Leistung:** Auch die Quantifizierung der verlorenen flexiblen Leistung bestimmt sich anhand der höchsten Beschränkung der An- und/oder Abstiegs geschwindigkeiten innerhalb des Betrachtungszeitraums von einem Jahr.

- **Verlorene flexible Erzeugungsmenge durch betriebliche Einschränkungen:** Zur Bewertung der Effekte einer temporären Verringerung der An- und/oder Abstiegs geschwindigkeiten auf die verlorene flexible Erzeugungsmenge werden die auf ein Gesamtjahr bezogenen Ergebnisse der jeweiligen Wirkungsszenarien pro rata berücksichtigt.⁴ Wäre bspw. das Szenario C (25%) für 10 Monate und das Szenario B (3%) für 2 Monate anzuwenden, würde sich die verlorene flexible Erzeugungsmenge aus 10/12 der auf Jahresbasis ausgewiesenen Ergebnisse für Szenario C und 2/12 der Ergebnisse für Szenario B zusammensetzen. Wäre demgegenüber für 2 Monate eine Verringerung der der An- und/oder Abstiegs geschwindigkeiten entsprechend Szenario B umzusetzen und das restliche Jahr „restriktionsfrei“, würden sich die Ergebnisse aus 2/12 der auf Jahresbasis ausgewiesenen Ergebnisse für Szenario B ableiten.
- **Betriebswirtschaftliche Effekte durch betriebliche Einschränkungen:** Die betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer temporären Verringerung der An- und/oder Abstiegs geschwindigkeiten ermitteln sich wie die verlorenen flexiblen Erzeugungsmengen pro rata aus den Ergebnissen der jeweiligen Wirkungsszenarien.

3.4 Erhöhung Basisabfluss an Rückgabestelle

Das hydrologische Wirkungsszenario „Erhöhung Basisabfluss an Rückgabestelle“ wurde im Rahmen von SuREmMA nicht betrachtet. Im Folgenden wird daher für den in SuREmMA + neu hinzukommenden Maßnahmentyp eine Systematik zur Bewertung der systemrelevanten und betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt (Anmerkung: Ausleitungsstrecke und damit Restwasseranforderungen zwischen Wasserfassung(en) und Rückgabepunkt werden nicht betrachtet) vorgestellt. Hierzu werden drei systemtechnische Optionen unterschieden:

- 1) **Bypassdotation:** Das zur Sicherstellung des erhöhten Basisabflusses benötigte Dotierwasser bleibt energie wirtschaftlich ungenutzt. Neben einem Verlust an flexibler Erzeugung kommt es auch zu einer Mindererzeugung und damit zu einem Verlust an Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien, die im übergeordneten Versorgungssystem ausgeglichen werden muss.
- 2) **Dotierbetrieb:** Das benötigte Dotierwasser wird über einen bestehenden Maschinensatz abgegeben. Auf Grund der zeitlichen Verschiebung der Erzeugung (Grundlast anstelle flexibler Spitzenlasteinsatz) kommt es zu einem Verlust flexibler Erzeugungsmengen. Zusätzlich kann es durch die Abarbeitung des Dotierwassers im untersten Teillastbereich der Turbinen zu Wirkungsgradverlusten und damit insgesamt zu einer Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien kommen. Aufgrund des Dauerbetriebszustandes eines bestehenden Maschinensatzes kann es auch zu einer deutlich stärkeren Abnutzung der betroffenen Anlagenteile und damit zu höheren Wartungsaufwänden kommen.
- 3) **Dotierwasserkraftwerk:** Zur Abgabe des benötigten Dotierwassers wird parallel zu den bestehenden Maschinensätzen ein auf die Dotierwassermenge optimal ausgelegtes Dotierkraftwerk errichtet (wenn bspw. Dotierwassermenge unterhalb der Mindestwassermenge der bestehenden Turbine(n) liegt). Auch bei dieser Variante kommt es zu einem Verlust an flexibler Erzeugungsmenge. Demgegenüber bleibt die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in der Regel unbeeinflusst, jedoch sind zusätzlich die Investitions- und Betriebskosten für das Dotierkraftwerk bei der Bewertung betriebswirtschaftlicher Effekte zu berücksichtigen.

⁴ Der Ansatz, die Erlösminderung pro rata aufzuteilen, kann zu einer Unter- oder Überbewertung der Erlösminderungen führen, da betriebliche Einschränkungen im Winterhalbjahr bzw. Frühjahr nicht notwendigerweise dieselben monetären Effekte haben, als jene im Sommerhalbjahr bzw. in der Vollwasserperiode. Auf Grund des mit einer monats- bzw. quartals scharfen Modellierung verbundenen Aufwandes wird dieser Effekt im Rahmen von SuREmMA+ jedoch vernachlässigt.

Der **Verlust an flexibler Erzeugungsmenge** entspricht dem Arbeitsvermögen der innerhalb eines Jahres für die Erhöhung des Basisabflusses am Rückgabepunkt erforderlichen Wassermengen, da diese für einen flexiblen Kraftwerkseinsatz nicht mehr zur Verfügung stehen. Der Verlust an flexibler Erzeugungsmenge ist in der Regel bei allen der drei o. a. Optionen ident und entspricht bei einer Bypassdotation der Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien. Demgegenüber zeigen Dotierwasserkraftwerke i. Allg. keine und der Dotierbetrieb bestehender Kraftwerke eine vergleichsweise geringe Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien.

Die Bewertung **systemrelevanter Effekte** durch eine Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien erfolgt in Analogie zur Bewertung des SuREmMA-Maßnahmentyps Ausleitungskraftwerk. Im Gegensatz zu einem Ausleitungskraftwerk, das (a) eine Reduzierung von CO₂-Emissionen durch Verdrängung von Stromerzeugung im konventionellen Kraftwerkspark sowie (b) eine Vermeidung alternativer Investitionen in erneuerbare Energien zur Erreichung politischer Zielvorgaben bewirkt, kommt es durch eine Mindererzeugung auf Grund der Erhöhung des Basisabflusses zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen im konventionellen Kraftwerkspark sowie zu einem zusätzlichen Bedarf an Investitionen in erneuerbare Energien. Die Quantifizierung der **im konventionellen Kraftwerkspark verursachten zusätzlichen CO₂-Emissionen** erfolgt unter der Annahme, dass die durch einen Basisabfluss verursachte Mindererzeugung durch ein modernes Erdgas-GuD-Kraftwerk mit spezifischen CO₂-Emissionen von 0,4 t_{CO₂eq}/MWh substituiert wird. Der durch eine Mindererzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien **im Versorgungssystem entstehende zusätzliche Investitionsbedarf** in erneuerbare Energien wird anhand der durchschnittlichen Stromgestehungskosten von Technologien zur Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien abgeschätzt, die zum Ausgleich der Basisabfluss bedingten Mindererzeugung erforderlich wären. Als Bandbreite wird hierzu 60 bis 120 €₂₀₁₆/MWh unterstellt, die den mittel- bis langfristig erwarteten spezifischen Stromgestehungskosten aus Windkraft und Photovoltaik im deutschsprachigen Raum entspricht.

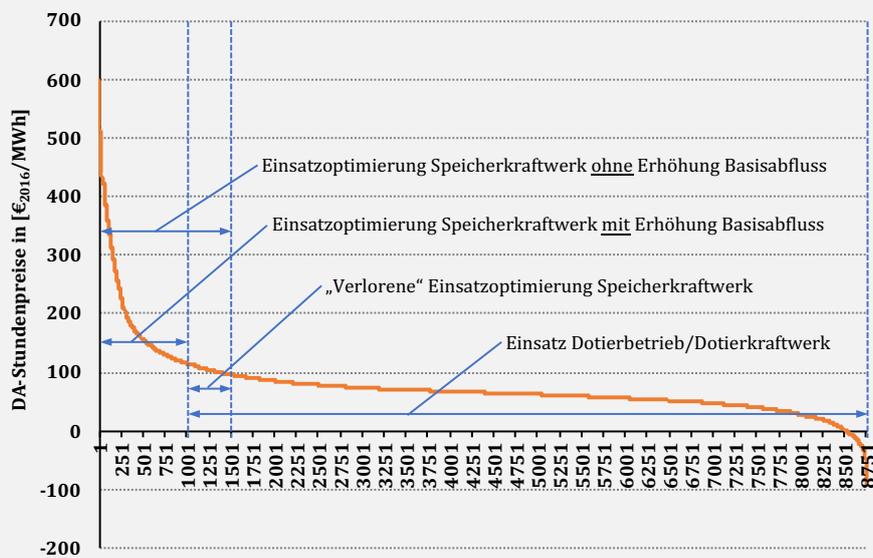
Die Bewertung **betriebswirtschaftlicher Effekte** erfolgt über eine Quantifizierung der Erlösminderungen für den Kraftwerksbetreiber durch eine Verschiebung von Erzeugung aus Hoch- in Niedrigpreisstunden (Dotierbetrieb bzw. Dotierkraftwerk) und/oder Reduzierung der Erzeugungsmenge (Bypassdotation bzw. Wirkungsgradverlust im Dotierbetrieb). Zusätzlich werden bei einer Abarbeitung des Basisabflusses über ein Dotierkraftwerk die entsprechenden Investitions- und Betriebskosten zur Ermittlung von Kapitalwert und Annuität der Erlösminderungen durch eine Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle berücksichtigt. Der hierzu angewendete Quantifizierungsansatz ist im Folgenden näher beschrieben.

Erlösminderung durch Mindererzeugung bzw. Erzeugungsverschiebung von Hoch- in Niedrigpreisstunden

Durch die Erhöhung des Basisabflusses steht weniger Wasser für den am Spot- und/oder Regelenergiemarkt optimierten Betrieb eines Speicherkraftwerks zur Verfügung. Zur Quantifizierung der betriebswirtschaftlichen Effekte einer Mindererzeugung bzw. Verschiebung der Erzeugung in Stunden mit niedrigeren Marktpreisen wäre daher eine kraftwerksscharfe Modellierung des Speichereinsatzes ohne bzw. mit erhöhtem Basisabfluss notwendig. Die transparente Umsetzung einer solchen Einsatzmodellierung ist jedoch nicht nur vergleichsweise aufwendig, sondern erscheint auch unter dem Aspekt eine allgemein gültige und einfach umsetzbare Quantifizierungssystematik zu entwickeln, als nicht zielführend. Im Folgenden ist daher ein allgemein anwendbarer Ansatz zur Bewertung der betriebswirtschaftlichen Effekte einer Mindererzeugung bzw. Verschiebung der Erzeugung in Stunden mit niedrigeren Marktpreisen auf Grund einer Erhöhung des Basisabflusses dargestellt.

- Ausgangspunkt des Bewertungsansatzes ist die vereinfachende Annahme, dass ein Speicherkraftwerk die zur Stromerzeugung im Jahresverlauf zur Verfügung stehenden Wassermengen in den Stunden mit den höchsten Preisen am Day Ahead-Spotmarkt abarbeiten kann. Ein Speicherkraftwerk mit bspw. 100 MW und einer Jahreserzeugung von 150 GWh (entspricht 1.500 Vollaststunden) würde demnach in den Stunden mit den 1.500 höchsten Spotpreisen eingesetzt werden. In Abbildung 6 ist hierzu als Beispiel die Jahresdauerlinie des für das SuREmMa-Forschungsprojekt herangezogenen Strompreisszenarien der enervis energy advisor GmbH für das Stützjahr 2035 dargestellt. Die teuersten 1.500 Stunden liegen bei einem Mittelwert von 167,17 €/MWh zwischen 96,02 und 595,86 €/MWh.

Abbildung 6: Ansatz zur Quantifizierung betriebswirtschaftlicher Effekte einer Mindererzeugung bzw. Verschiebung der Erzeugung in Stunden mit niedrigeren Marktpreisen durch Erhöhung Basisabfluss



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft, enervis [5]

- Bei einer Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle wird unterstellt, dass die für den flexiblen Betrieb eines Speicherkraftwerks nicht mehr verfügbaren Wassermengen in den ursprünglichen Betriebsstunden mit den niedrigsten Marktpreisen „verloren“ gehen. Wird bspw. für das zuvor genannte Speicherkraftwerk mit 1.500 Vollaststunden ein Basisabfluss festgeschrieben, der 50 GWh/a an flexibler Erzeugung entspricht, kann das Speicherkraftwerk nur noch mit 1.000 Vollaststunden im flexiblen Kraftwerksbetrieb gefahren werden. Die teuersten 1.000 Spotpreise liegen bei einem Mittelwert von 198,39 €/MWh zwischen 115,48 und 595,86 €/MWh. Gleichzeitig kann das Kraftwerk in den Stunden mit Spotpreisen zwischen 96,02 und 115,48 €/MWh (1.001 bis 1.500 teuerste Stunden) jedoch nicht mehr mit Nennleistung im optimierten Speicherbetrieb, sondern allenfalls im Dotierbetrieb mit stark verminderter Leistung gefahren werden.
- Wird das Speicherkraftwerk zur Erhöhung des Basisabflusses im Dotierbetrieb gefahren bzw. ein Dotierkraftwerk errichtet, können die Dotierwassermengen entsprechend des festgelegten Basisabflusses nicht mehr in Stunden mit hohen, sondern nur noch in Stunden mit niedrigen Spotpreisen energiewirtschaftlich genutzt werden. Vereinfachend wird dabei unterstellt, dass die Dotierwasserabgabe im Jahresverlauf konstant ist, d. h. die mittleren spezifischen Erlöse der Dotierwasserabgabe können aus den mittleren Spotpreisen der Stunden abgeleitet werden, in denen das Speicherkraftwerk nicht im flexiblen Speichereinsatz ist. Für das in Abbildung 6 angeführte Beispiel wären dies die Stunden 1.001 bis 8.760 mit einem mittleren Spotpreise von 59,91 €/MWh.

Die Umsetzung der Bewertung erfolgt anhand der bereits für die energiewirtschaftlichen Bewertungen im SuREmMa-Forschungsprojekt genutzten Strompreisszenarien der ewi Energy Research & Scenarios GmbH [4] sowie der enervis energy advisor GmbH [5] für die Stützjahre 2025, 2035 und 2050. Hieraus wird die Bandbreite der Erlösminderungen durch eine Mindererzeugung bzw. Verschiebung der Erzeugung in Stunden mit niedrigeren Marktpreisen quantifiziert. Die Ergebnisse werden zwischen den Stützenjahren linear interpoliert und ab dem Jahr 2051 für den Betrachtungszeitraum von 80 Jahren real konstant fortgeschrieben. Unter Berücksichtigung der für SuREmMA und SuREmMa+ festgelegten einheitlichen finanzmathematischen Randbedingungen (Kapitalkosten 5,5% nach bzw. 7,3% vor Steuern, 80-jährigen Betrachtungszeit beginnend mit 1. Jänner 2025 sowie Steuersatz von 25%) wird daraus der Kapitalwert sowie die Annuitäten der Erlösminderungen durch die Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle ermittelt.

Investitions- und Betriebskosten Dotierkraftwerk

Die Investitionskosten von Dotierkraftwerken sind von den standortspezifischen Randbedingungen sowie Vorgaben in Bezug auf eine Erhöhung des Basisabflusses abhängig und damit projektspezifisch zu ermitteln. Eine erste Abschätzung der Kostenstruktur kann jedoch über den folgenden vereinfachenden Ansatz erfolgen:

- Zur Erhöhung des Basisabflusses wird eine eigene Kleinkraftwerksanlage (Hochdruckanlage) errichtet, wobei die Wasserentnahme aus dem vorhandenen Triebwasserweg erfolgt. Für die Nutzung der bereits vorhandenen Anlagenteile (Wasserfassung, Triebwasserweg, etc.) werden keine anteiligen Kosten berücksichtigt.
- Basis der Kostenermittlung ist ein Leistungsbereich von 5 MW. Fallhöhenabhängig sind für die gesamten elektromaschinellen Anlagenteile Kosten zwischen 1.000 und 2.000 €/kW anzusetzen, so dass sich mit für ein Dotierkraftwerk typischen 4.000 Volllaststunden p.a. spezifische Investitionskosten von 0,3 bis 0,5 €/kWh ergeben. Werden zusätzlich noch 0,1 €/kWh für die Kosten von Triebwasserweganbindung, Krafthaus und Sonstiges berücksichtigt, leiten sich die spezifischen Gesamtkosten mit 0,4-0,6 €/kWh ab.
- Damit können als mittlere Investitionskosten für ein Dotierkraftwerk 0,5 €/kWh angesetzt werden.

Ausgehend von diesen mittleren Investitionskosten sowie den aus der Erhöhung des Basisabflusses realisierbaren Erzeugungsmengen können die absoluten Investitionskosten ermittelt und bei der Berechnung von Kapitalwert und Annuität der betriebswirtschaftlichen Effekte einer Erhöhung des Basisabflusses berücksichtigt werden.

Zusammenführung der Ergebnisse am Beispiel generischer Speicherkraftwerke

Die Zusammenführung der nach dem vorgenannten Bewertungsansatz ermittelten Ergebnisse wird im Folgenden am Beispiel der generischen Speicherkraftwerke (Jahres-, Wochen- und Tagesspeicher) dargestellt. Tabelle 3 zeigt hierzu die technischen Kenndaten der generischen Speicherkraftwerke, ergänzt um eine beispielhafte Erhöhung des Basisabflusses, der für alle drei Speicherkraftwerke einer Reduktion der flexiblen Erzeugungsmenge um 5% entspricht. Zusätzlich werden ein Wirkungsgradverlust im Dotierbetrieb von 10% der verlorenen flexiblen Erzeugungsmenge sowie Investitionskosten der Dotierkraftwerke in Höhe von 0,5 €₂₀₁₆/kWh und jährliche variable Betriebskosten von pauschal 5 €/MWh unterstellt. Als absolute Investitionskosten ergeben sich somit für den generischen Jahresspeicher rd. 38.000 €, für den generischen Wochenspeicher rd. 63.000 € und für den generischen Tagesspeicher rd. 88.000 €.

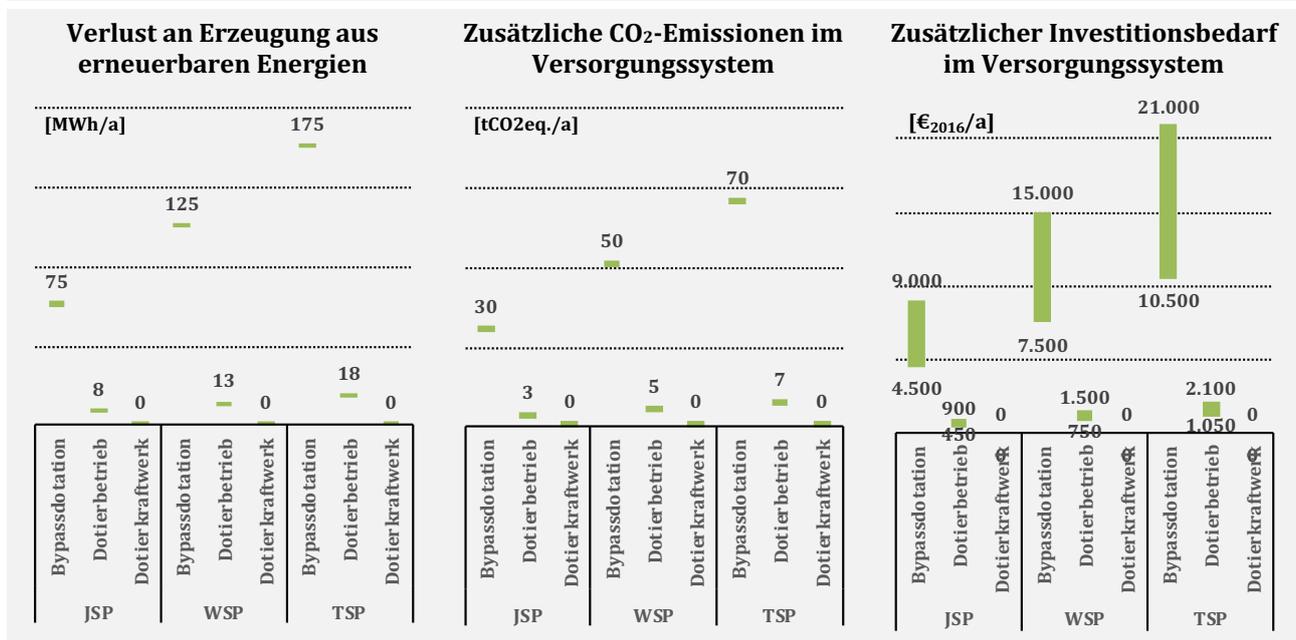
Tabelle 3: Technische Kenndaten generischer Speicherkraftwerke sowie exemplarische Randbedingungen zur Bewertung betriebswirtschaftlicher Effekte bei einer Erhöhung des Basisabflusses

		Jahresspeicher (JSP)	Wochenspeicher (WSP)	Tagesspeicher (TSP)
Engpassleistung	[MW]	1	1	1
Flexibles RAV Speicherkraftwerk vor Erhöhung Basisabfluss	[MWh/a]	1.500	2.500	3.500
Jährliche Volllaststunden	[h/a]	1.500	2.500	3.500
Verlust an Erzeugung aus erneuerbaren Energien und/oder flexibler Erzeugungsmenge	[MWh/a]	75	125	175
Erzeugungsverlust durch Wirkungsgradverlust Speicherkraftwerk im Dotierbetrieb	[MWh/a]	7,5	12,5	17,5

Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

Ausgehend von diesen Kenndaten und Randbedingungen leiten sich die in Abbildung 7 und Abbildung 8 dargestellten systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Effekte sowie Kapitalwerte und Annuitäten der betriebswirtschaftlichen Effekte ab. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Ergebnisse der monetären Quantifizierung betriebswirtschaftlicher Effekte jeweils auf die verlorene flexible MWh Erzeugung (d. h. durch die Dotierwassermenge verlorene Erzeugung im Speicherbetrieb) bezogen.

Abbildung 7: Systemrelevante und volkswirtschaftliche Effekte einer Erhöhung des Basisabflusses an der Rückgabestelle auf generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge

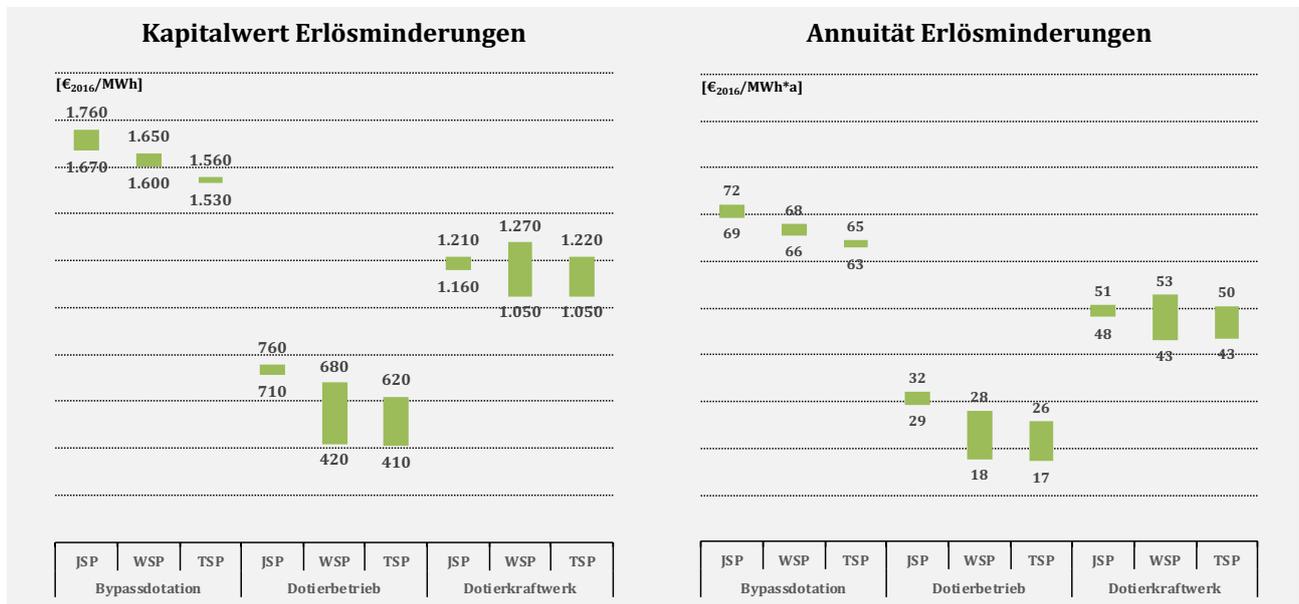


Quelle: SuREmMA+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

Die vergleichsweise große Bandbreite der Erlösminderungen für die einzelnen generischen Speicherkraftwerke ist eine Folge der unterschiedlichen Struktur der Jahresdauerlinie der Spotpreise in den Strompreisszenarien von ewi und enervis. Generell nimmt die Erlösminderung durch eine Erhöhung des Basisabflusses mit steigender Volllaststundenanzahl eines Speicherkraftwerks ab, d. h. die negativen Effekte sind bei gleichem Erzeugungsverlust für Jahresspeicher in der Regel höher als für Wochen- und Tagesspeicher.

Anzumerken ist im Zusammenhang mit den dargestellten Ergebnissen, dass im Gegensatz zur Quantifizierung der betriebswirtschaftlichen Effekte bei einer Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit die für generische Speicherkraftwerke ermittelten Ergebnisse nicht unmittelbar auf konkrete Fallbeispiele übertragen werden können, da diese nur den exemplarischen Fall einer um 5% reduzierten flexiblen Erzeugungsleistung abbilden und damit nicht allgemein anwendbar sind.

Abbildung 8: Kapitalwert und Annuität der Erlösminderungen für generische Speicherkraftwerke bei einer beispielhaften Erhöhung des Basisabflusses entsprechend 5% der flexiblen Erzeugungsmenge

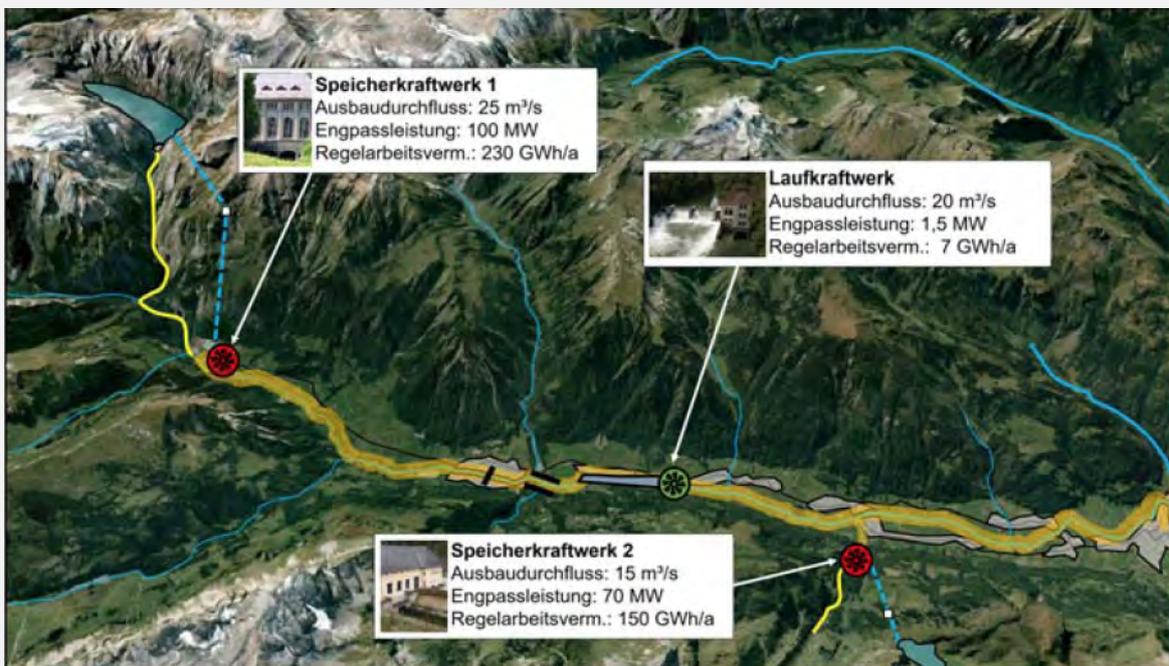


Quelle: SuREmMa+ Arbeitsgruppe Energiewirtschaft

4 Anwendung erweiterte Bewertungssystematik auf fiktives Fallbeispiel

Da die Ergebnisse der ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertungen von konkreten Fallbeispielen Rückschlüsse auf betriebsinterne bzw. vertrauliche Daten der Kraftwerksbetreiber ermöglichen können, werden fallbeispielspezifische Ergebnisse nur in aggregierter oder anonymisierter Form veröffentlicht. Um dennoch eine transparente und nachvollziehbare Darstellung der Bewertungssystematik zu ermöglichen, wird ein fiktives Fallbeispiel definiert, welches auf dem im SuREmMa-Forschungsbericht definierten fiktiven Fallbeispiel aufbaut bzw. dieses um ein zusätzliches Speicherkraftwerk 2 und ein Laufkraftwerk erweitert (vgl. Abbildung 9).

Abbildung 9: Fiktives Fallbeispiel mit Speicherkraftwerk 1 und 2 sowie Laufwasserkraftwerk



Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe (Foto: Google Earth)

Das Speicherkraftwerk 1 hat bei einem Ausbaudurchfluss von 25 m³/s eine Engpassleistung von 100 MW und ein Regelarbeitsvermögen von 230 GWh/a. Speicherkraftwerk 2 hat bei einem Ausbaudurchfluss von 15 m³/s eine Engpassleistung von 70 MW und ein Regelarbeitsvermögen von 150 GWh/a. Außerdem befindet sich ein Laufkraftwerk im Einzugsgebiet. Dieses ist aus energiewirtschaftlicher Sicht nicht bewertungsrelevant.

Zur energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten negativen ökologischen Auswirkungen wird dabei unterstellt, dass alle im Rahmen des Forschungsprojekts berücksichtigten Maßnahmentypen zur Beschränkung der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit umgesetzt werden können (d. h. betriebliche Einschränkungen, Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk). Demgegenüber stellt der Basisabfluss im fiktiven Fallbeispiel keinen limitierenden gewässerökologischen Faktor dar und wird daher ebenso wie morphologische Maßnahmen nicht bei der energiewirtschaftlichen Bewertung der beiden Speicherkraftwerke berücksichtigt. Damit ergeben sich für die Speicherkraftwerke 1 und 2 des fiktiven Fallbeispiels die in Tabelle 4 angeführten technischen und wirtschaftlichen Kenndaten für Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerk.

Tabelle 4: Technische und wirtschaftliche Kenndaten Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleistungskraftwerk für Speicherkraftwerk 1 und 2 des fiktiven Fallbeispiels (€₂₀₁₆).

Speicherkraftwerk 1								
Maßnahme	-	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Schwalldämpfungsbecken	Beckenvolumen ¹	[m ³]	18.000	26.000	53.000	106.000	221.000	441.000
	Investitionskosten	[Mio. €]	2,7 bis 3,6	3,1 bis 3,9	3,7 bis 5,3	6,4 bis 9,3	12,2 bis 17,7	22,1 bis 30,9
	Betriebskosten	[€/a]	36.000	36.000	37.000	39.000	44.000	53.000
Schwallausleistungskraftwerk	Engpassleistung	[MW]	43,5					
	RAV	[GWh/a]	100					
	Investitionskosten	[Mio. €]	200					
Speicherkraftwerk 2								
Maßnahme	-	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Schwalldämpfungsbecken	Beckenvolumen ¹	[m ³]	11.000	16.000	32.000	64.000	132.000	265.000
	Investitionskosten	[Mio. €]	2,0 bis 2,4	2,6 bis 3,0	3,5 bis 4,2	4,4 bis 6,1	7,5 bis 11,6	13,8 bis 19,9
	Betriebskosten	[€/a]	35.000	36.000	36.000	38.000	40.000	46.000
Schwallausleistungskraftwerk	Engpassleistung	[MW]	26					
	RAV	[GWh/a]	60					
	Investitionskosten	[Mio. €]	120					

Quelle: SuREmMa Projektgruppe Energiewirtschaft, BOKU; ¹ inkl. 15% Totraum

Mit diesen Randbedingungen können die Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen für die Speicherkraftwerke 1 und 2 des fiktiven Fallbeispiels abgeleitet werden. Tabelle 5 zeigt hierzu die Ergebnisse bei einer Beschränkung der An- oder Abstiegsgeschwindigkeit. In Tabelle 6 sind demgegenüber die Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertungen bei einer Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit dargestellt.

Die Ergebnisse der vorliegenden energiewirtschaftlichen Bewertung unterscheiden sich nicht wesentlich von den bereits im SuREmMa-Forschungsbericht diskutierten Ergebnissen. Einschränkungen durch eine Änderung der Betriebsweise führen insgesamt zu einer deutlich höheren Kostenbelastung für den (fiktiven) Kraftwerksbetreiber als ein Schwalldämpfungsbecken. Schwallausleistungskraftwerke können bei stärkeren Beschränkungen der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit gegenüber betrieblichen Einschränkungen einen Kostenvorteil haben. Im Vergleich zu Schwalldämpfungsbecken haben Schwallausleistungskraftwerke in der Regel jedoch erst bei sehr starken Beschränkungen der An- und/oder Abstiegsgeschwindigkeit einen betriebswirtschaftlichen Vorteil.

Tabelle 5: Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen für Speicherkraftwerk 1 und 2 bei einer Beschränkung der An- oder Abstiegs geschwindigkeit (€₂₀₁₆)

Speicherkraftwerk 1								
Auswirkung	Kriterium	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Annuität betriebliche Einschränkungen	[Mio. €/a]	-0,85 bis -1,43	-1,80 bis -2,95	-3,08 bis -4,80	-4,03 bis -6,13	-4,70 bis -7,05	-5,24 bis -7,86
	Annuität Schwalldämpfungsbecken	[Mio. €/a]	-0,12 bis -0,16	-0,14 bis -0,17	-0,16 bis -0,22	-0,26 bis -0,37	-0,48 bis -0,68	-0,85 bis -1,18
	Annuität Schwallausleitungskraftwerk	[Mio. €/a]	-2,88					
Systemrelevante Auswirkungen betr. Einschränkungen	Zusätzliche CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	26 bis 43	52 bis 68	78 bis 102	91 bis 119	98 bis 128	101 bis 132
	Verlorene flexible Leistung	[MW]	25	50	75	87,5	94	97
	Verlorene flexible Erzeugungsmenge	[GWh/a]	1,5 bis 11,3	3,0 bis 21,2	5,9 bis 37,2	11,7 bis 50,1	21,7 bis 58,6	38,9 bis 69,5
	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	[Mio. €/a]	1,3 bis 3,8	2,5 bis 7,5	3,8 bis 11,3	4,4 bis 13,1	4,7 bis 14,1	4,9 bis 14,6
Systemrelevante Auswirkungen Schwallausleitungskraftwerk	Vermiedene CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	49,4					
	Vermiedene Kosten alternativer Stromerzeugung aus EE	[Mio. €/a]	6,0 bis 12,0					

Speicherkraftwerk 2								
Auswirkung	Kriterium	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Annuität betriebliche Einschränkungen	[Mio. €/a]	-0,60 bis -1,00	-1,26 bis -2,07	-2,15 bis -3,36	-2,82 bis -4,29	-3,29 bis -4,94	-3,67 bis -5,50
	Annuität Schwalldämpfungsbecken	[Mio. €/a]	-0,10 bis -0,11	-0,12 bis -0,14	-0,16 bis -0,18	-0,18 bis -0,25	-0,31 bis -0,46	-0,54 bis -0,77
	Annuität Schwallausleitungskraftwerk	[Mio. €/a]	-1,73					
Systemrelevante Auswirkungen betr. Einschränkungen	Zusätzliche CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	18 bis 24	36 bis 48	55 bis 71	64 bis 83	68 bis 89	71 bis 92
	Verlorene flexible Leistung	[MW]	17,5	35	52,5	61,3	65,8	67,9
	Verlorene flexible Erzeugungsmenge	[GWh/a]	0,9 bis 7,4	2,0 bis 13,8	3,9 bis 24,3	7,6 bis 32,7	14,2 bis 38,2	25,4 bis 45,3
	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	[Mio. €/a]	0,9 bis 2,6	1,8 bis 5,3	2,6 bis 7,9	3,1 bis 9,2	3,3 bis 9,9	3,4 bis 10,2
Systemrelevante Auswirkungen Schwallausleitungskraftwerk	Vermiedene CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	30					
	Vermiedene Kosten alternativer Stromerzeugung aus EE	[Mio. €/a]	3,6 bis 7,2					

Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

Tabelle 6: Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung schwall- und sunkbedingter negativer ökologischer Auswirkungen für Speicherkraftwerk 1 und 2 bei einer Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (€₂₀₁₆)

Speicherkraftwerk 1								
Auswirkung	Kriterium	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Annuität betriebliche Einschränkungen	[Mio. €/a]	-0,85 bis -1,48	-1,80 bis -3,05	-3,15 bis -4,88	-4,11 bis -6,21	-4,89 bis -7,33	-5,53 bis -8,34
	Annuität Schwalldämpfungsbecken	[Mio. €/a]	-0,12 bis -0,16	-0,14 bis -0,17	-0,16 bis -0,22	-0,26 bis -0,37	-0,48 bis -0,68	-0,85 bis -1,18
	Annuität Schwallausleitungskraftwerk	[Mio. €/a]	-2,88					
Systemrelevante Auswirkungen betr. Einschränkungen	Zusätzliche CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	26 bis 43	52 bis 68	78 bis 102	91 bis 119	98 bis 128	101 bis 132
	Verlorene flexible Leistung	[MW]	25	50	75	87,5	94	97
	Verlorene flexible Erzeugungsmenge	[GWh/a]	2,7 bis 18,8	5,3 bis 34,3	10,6 bis 49,8	20,1 bis 59,3	35,4 bis 67,9	56,2 bis 80,6
	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	[Mio. €/a]	1,3 bis 3,8	2,5 bis 7,5	3,8 bis 11,3	4,4 bis 13,1	4,7 bis 14,1	4,9 bis 14,6
Systemrelevante Auswirkungen Schwallausleitungskraftwerk	Vermiedene CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	49,4					
	Vermiedene Kosten alternativer Stromerzeugung aus EE	[Mio. €/a]	6,0 bis 12,0					
Speicherkraftwerk 2								
Auswirkung	Kriterium	-	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
			E	D	C	B1	B2	B3
			75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebswirtschaftliche Auswirkungen	Annuität betriebliche Einschränkungen	[Mio. €/a]	-0,06 bis -1,03	-1,26 bis -2,14	-2,21 bis -3,41	-2,88 bis -4,35	-3,42 bis -5,13	-3,87 bis -5,84
	Annuität Schwalldämpfungsbecken	[Mio. €/a]	-0,10 bis -0,11	-0,12 bis -0,14	-0,16 bis -0,18	-0,18 bis -0,25	-0,31 bis -0,46	-0,54 bis -0,77
	Annuität Schwallausleitungskraftwerk	[Mio. €/a]	-1,73					
Systemrelevante Auswirkungen betr. Einschränkungen	Zusätzliche CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	18 bis 24	36 bis 48	55 bis 71	64 bis 83	68 bis 89	71 bis 92
	Verlorene flexible Leistung	[MW]	17,5	35	52,5	61,3	65,8	67,9
	Verlorene flexible Erzeugungsmenge	[GWh/a]	1,8 bis 12,3	3,5 bis 22,4	6,9 bis 32,4	13,1 bis 38,7	23,1 bis 44,3	36,7 bis 52,6
	Kosten alternativer Flexibilitätsoptionen	[Mio. €/a]	0,9 bis 2,6	1,8 bis 5,3	2,6 bis 7,9	3,1 bis 9,2	3,3 bis 9,9	3,4 bis 10,2
Systemrelevante Auswirkungen Schwallausleitungskraftwerk	Vermiedene CO ₂ -Emissionen	[kt _{CO2eq} /a]	30					
	Vermiedene Kosten alternativer Stromerzeugung aus EE	[Mio. €/a]	3,6 bis 7,2					

Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft

Beim Vergleich der Ergebnisse der energiewirtschaftlichen Bewertung bei einer Beschränkung der An- oder Abstiegs-geschwindigkeit mit den Ergebnissen bei einer Beschränkung der An- und Abstiegs-geschwindigkeit zeigen sich keine Unterschiede für Schwalldämpfungsbecken und Schwallausleitungskraftwerke, da bei symmetrischen Rampen die zusätzliche Berücksichtigung von An- oder Abstiegs-geschwindigkeit nicht dimensionierungsrelevant ist. Dies gilt unter Maßgabe der angewendeten z. T. vereinfachenden Betrachtungsweise auch für die verlorene flexible Leistung und die daraus abgeleiteten systemrelevanten und volkswirtschaftlichen Kenngrößen. Demgegenüber zeigen vor allem hydrologische Szenarien mit einer vergleichsweise geringen Beschränkung der An- und Abstiegs-geschwindigkeit eine deutliche Erhöhung der verlorenen flexiblen Erzeugungsmenge bei einer zusätzlichen Berücksichtigung von An- oder Abstiegs-geschwindigkeit. Die zusätzlich benötigten Wassermengen in den An- oder Abstiegsrampen führen damit zu einer **Erhöhung der negativen betriebswirtschaftlichen Effekte** von betrieblichen Einschränkungen für den (fiktiven) Kraftwerksbetreiber. Um die Größenordnungen der betriebswirtschaftlichen Auswirkungen besser einordnen zu können, sind in Tabelle 7 und Tabelle 8 die Kosten von Maßnahmen zur Minderung von schwall- und sunkbedingten negativen ökologischen Auswirkungen auf die Umsatzerlöse von Speicherkraftwerk 1 und 2 im uneingeschränkten Betrieb bezogen. Die Umsatzerlöse geben allerdings keine Information über den Gewinn des Speicherkraftwerks, da sie lediglich die Erlöse am Day-Ahead-Markt sowie im Intraday- und Regenergiemarkt ohne Abzug von u.a. Betriebs- und Wartungskosten, Kosten für Reinvestitionen, System- und Netzverlustentgelte sowie Kapitalkosten umfassen. Dementsprechend spiegeln die Umsatzerlöse auch nicht den Gewinn der (fiktiven) Kraftwerksbetreiber wider und dürfen daher nicht als solche missinterpretiert werden.

Tabelle 7: Relativer Rückgang der Umsatzerlöse im Vergleich zum uneingeschränkten Betrieb des fiktiven Speicherkraftwerks 1 und 2 bei einer Beschränkung der An- oder Abstiegs-geschwindigkeit (€₂₀₁₆)

Speicherkraftwerk 1						
	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
	E	D	C	B1	B2	B3
	75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebliche Einschränkungen	-5,9% bis -6,9%	-12,4% bis -14,2%	-21,2% bis -23,1%	-27,8% bis -29,4%	-32,6% bis -33,9%	-36,3% bis -38,0%
Schwalldämpfungsbecken	-0,6% bis -1,1%	-0,7% bis -1,2%	-0,8% bis -1,5%	-1,3% bis -2,6%	-2,3% bis -4,7%	-4,1% bis -8,1%
Schwallausleitungskraftwerk	-13,9% bis -19,9%					
Speicherkraftwerk 2						
	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
	E	D	C	B1	B2	B3
	75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebliche Einschränkungen	-6,3% bis -7,2%	-13,1% bis -14,9%	-22,4% bis -24,3%	-29,4% bis -31,0%	-34,4% bis -35,8%	-38,4% bis -40,0%
Schwalldämpfungsbecken	-0,7% bis -1,2%	-0,9% bis -1,4%	-1,1 bis -1,9%	-1,3% bis -2,6%	-2,2% bis -4,8%	-3,9% bis -8,0%
Schwallausleitungskraftwerk	12,5% bis 18,0%					
Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft						

Tabelle 8: Relativer Rückgang der Umsatzerlöse im Vergleich zum uneingeschränkten Betrieb des fiktiven Speicherkraftwerks 1 und 2 bei einer Beschränkung der An- und Abstiegsgeschwindigkeit (€₂₀₁₆)

Speicherkraftwerk 1						
	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
	E	D	C	B1	B2	B3
	75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebliche Einschränkungen	-5,9% bis -7,1%	-12,4% bis -14,7%	-21,5% bis -23,6%	-28,5% bis -29,9%	-33,6% bis -35,1%	-38,1% bis -40,2%
Schwalldämpfungsbecken	-0,6% bis -1,1%	-0,7% bis -1,2%	-0,8% bis -1,5%	-1,3% bis -2,6%	-2,3% bis -4,7%	-4,1% bis -8,1%
Schwallausleitungskraftwerk	-13,9% bis -19,9%					
Speicherkraftwerk 2						
	Hydrologisches Wirkungsszenario / maximaler Abflussrückgang am Rückgabepunkt					
	E	D	C	B1	B2	B3
	75%	50%	25%	12,5%	6%	3%
Betriebliche Einschränkungen	-6,3% bis -7,5%	-13,1% bis -15,5%	-22,7% bis -24,8%	-30,1% bis -31,5%	-35,5% bis -37,0%	-40,2% bis -42,3%
Schwalldämpfungsbecken	-0,7% bis -1,2%	-0,9% bis -1,4%	-1,1 bis -1,9%	-1,3% bis -2,6%	-2,2% bis -4,8%	-3,9% bis -8,0%
Schwallausleitungskraftwerk	12,5% bis 18,0%					
Quelle: SuREmMa+ Projektgruppe Energiewirtschaft						

5 Literatur

- [1] Greimel, F., Neubarth J., Fuhrmann, M., Führer, S., Habersack H., Haslauer, M., Hauer, C., Holzapfel, P., Auer, S., Pflieger, M., Schmutz, S. & Zeiringer, B. (2017): SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, 92 Seiten.
- [2] Neubarth J. (2017): Technischer Bericht D - Energiewirtschaftliche Bewertung von schwalldämpfenden Maßnahmen für repräsentative Fallbeispiele. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, 64 Seiten
- [3] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Österreichischer Wasserkatalog Wasser schützen – Wasser nutzen Kriterien zur Beurteilung einer nachhaltigen Wasserkraftnutzung, 2012.
- [4] ewi Energy Research & Scenarios: Strompreisprojektionen für das Marktgebiet DE-AT bis 2050. Analyse im Auftrag der alpS GmbH für das Projekt SuREmMa, Köln, April 2016.
- [5] enervis energy advisor: Marktstudie zur Strompreisentwicklung 2016 - 2050. Analyse auf Basis *enervis Marktpreisszenario Best Guess Q I 2016* im Auftrag der alpS GmbH für das Projekt SuREmMa, Berlin April 2016.
- [6] Neubarth J. (2017): Technischer Bericht C - Die Rolle der Speicherwasserkraft im österreichischen und europäischen Stromversorgungssystem. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, 72 Seiten
- [7] enervis energy advisor GmbH (2019): Langfristige Strompreisentwicklung und künftiges Marktumfeld; Infotag EEX – Preisbildung im Marktgebiet Österreich. Wien, 28.02. und 01.03.2019.

Anwendung des Monitoringkonzeptes zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken

zu Endbericht

SuREmMa+

Entwicklung einer Methode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Minderung von negativen schwall- und sunkbedingten ökologischen Auswirkungen

Wien, Juni 2021

Text und Inhalt

Bernhard Zeiringer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Patrick Leitner (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Lisa Schülting (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement - BOKU*), Simon Führer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*), Stefan Auer (*Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU*)

Zitiervorschlag

Schülting, L., Zeiringer, B., Leitner, P., Greimel, F., M., Zoltan, L., Führer, S., Auer, S., Dossi, F., Sumper, R., Pazmandy, J., Haslauer, M., Graf, W. und Schmutz, S. (2021): Technischer Bericht IV - Entwicklung Anwendung des Monitoringkonzeptes zur Durchführung des ökologischen Prä- und Post-Monitorings in Schwallstrecken, Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa+, Forschungsbericht, Wien, 33 Seiten

Präambel

Im Rahmen des vorliegenden technischen Berichtes wird – ergänzend zu der im SuREmMa und SuREmMa+ Projekt österreichweit anwendbaren Bewertungsmethode zur ökologischen und energiewirtschaftlichen Bewertung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen – ein angepasstes biotisches in situ Monitoringkonzept vorgeschlagen und beschrieben. Dieses soll ermöglichen, die Auswirkungen von Maßnahmen zeitnah zu erfassen. Das Konzept wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens an ausgewählten schwallbelasteten Gewässern in der Praxis erprobt und soll zukünftig durch erweiterte Anwendung, Weiterentwicklung und Ergänzung in einer standardisierten Monitoringmethode münden.

Im vorliegenden Technische Bericht wird die Durchführung des vorgeschlagenen Konzepts zur Erhebung biotischer in situ Monitoring-Daten für die Qualitätselemente Fisch und Makrozoobenthos (MZB) beschrieben, sowie Erfahrungen zu Anwendbarkeit und Funktionsfähigkeit erläutert. Um diese veranschaulichend zu diskutieren, werden fiktive Monitoringergebnisse in Form von einfachen Säulendiagrammen dargestellt. So soll eine möglichst anschauliche Darlegung der Methodenanwendung, sowie eine allfällige Beschreibung nötiger Anpassungen ermöglicht werden, ohne vertrauliche Daten der Energieversorgungsunternehmen zu veröffentlichen. Die hier angeführte Darstellungsweise und Beschreibung der fiktiven Ergebnisse stellt daher in dieser Form keinen Vorschlag für ein leitfaden-konformes Auswertungs-, bzw. Bewertungskonzept dar, sondern dient lediglich zur Veranschaulichung der verschiedenen flussspezifischen und allgemeinen, im Freiland beobachteten Muster, die letztendlich für die finale Definition der Monitoringmethode relevant sind.

Das im vorliegenden technischen Bericht vorgestellte biologische in situ Monitoring-Konzept ist daher als Methodenansatz zu sehen, deren österreichweite Anwendbarkeit im Ende 2020 gestarteten interdisziplinären Projekt ÖkoResch noch abschließend zu überprüfen ist. Ziel ist es, das bestehende Konzept zur Erhebung biotischer in situ Monitoring-Daten durch die im vorliegenden Bericht beschriebenen Empfehlungen anzupassen und den bestehenden Datenstock durch Erhebungen an weiteren schwallbelasteten, sowie hydrologisch unbeeinflussten Gewässern zu erweitern, damit gezielte statistische Analysen durchgeführt werden können, welche in der Ausarbeitung einer Monitoring-, Auswertungs- und Bewertungsmethode münden. Mit ÖkoResch werden damit die Grundlagen für einen österreichweit anzuwendenden Leitfaden zur (1.) Erhebung und (2.) Auswertung biotischer in situ Monitoring-Daten für die zeitnahe Bewertung von umgesetzten schwallydämpfenden Maßnahmen bereitgestellt.

Inhaltsverzeichnis

1	Monitoringkonzept	2
1.1	Interdisziplinäre Festlegung der Monitoringstellen	2
1.2	Fischökologisches Monitoringkonzept	5
1.3	Benthosökologisches Monitoringkonzept.....	9
2	Ergebnisse und Interpretation – In Situ Monitoring	14
2.1	Fischökologische Ergebnisse und Interpretation	14
2.2	Benthosökologische Ergebnisse und Interpretation	20
3	Schlussfolgerungen und Ausblick	27
3.1	Fischökologischer Ausblick.....	27
3.2	Benthosökologischer Ausblick	31
4	Literatur.....	33

1 Monitoringkonzept

1.1 Interdisziplinäre Festlegung der Monitoringstellen

In folgendem Kapitel wird die grundlegende Herangehensweise zur Auswahl der Monitoringstellen beschrieben, die im Rahmen des SuREmMa+ Projektes in erster Linie auf einer interdisziplinären Experteneinschätzung beruhte. Ziel war es, die gemeinsam definierte Vorgehensweise im Feld pilotmäßig anzuwenden, um die gewonnenen Praxiserfahrungen in die finale Methodendefinition im Rahmen des Projektes ÖkoResch einfließen zu lassen.

Um die ökologischen Auswirkungen von Schwallbelastungen bewerten zu können, sind zusammenfassend Häufigkeit, Auftrittszeitpunkt und Intensität der Schwallwellen sowie der morphologisch/sedimentologische Zustand der schwallbelasteten Gewässerstrecke ausschlaggebend. Die Schwallbelastung im Gewässer ist nicht konstant, nachdem sich vor allem die Abflussänderungsgeschwindigkeit der anthropogen eingeleiteten Abflussschwankungen aufgrund der Retentionswirkung des Flusses mit steigender Entfernung zur Turbine stark verändert (Greimel et al., in prep.; Hauer et al., 2013, 2014). Fächerübergreifende Zusammenarbeit (Ökologie, Hydrologie, Morphologie und Feststoffhaushalt, Energiewirtschaft) und Konzeptentwicklung – über mehrere räumliche und zeitliche Skalen hinweg – ist daher die Grundvoraussetzung für eine effiziente Schwallsanierung im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Greimel et al., 2017a).

Das generelle Ziel fächerübergreifender Monitoring-Strategien ist die Maximierung der Information, wobei die Vorgehensweise dementsprechend soweit wie möglich abzustimmen ist. Bei der Umsetzung interdisziplinärer Monitoring-Strategien zur Bewertung der Schwallbelastung in einem Untersuchungsgebiet ist insbesondere auf eine integrative Festlegung und eine ausreichende Anzahl an Probenahmestellen im Längsschnitt des betrachteten Gewässerabschnittes zu achten.

Erstes wesentliches Kriterium zur Festlegung der Monitoringstellen ist die **Intensität der Schwallbelastung**: Abhängig vom zu untersuchenden Teileinzugsgebiet sind mehrere Monitoringstellen erforderlich, um sämtliche hydrologische Situationen exemplarisch zu beproben. Da die Schwallbelastung i. A. mit steigender Entfernung zur Schwalleinleitung abnimmt, sind die Monitoringstellen anhand des Gradienten der hydrologischen Beeinflussung zu verteilen. Dabei sollte

- der unmittelbare Bereich flussab der Schwalleinleitung,
- der Bereich mit der geringsten spezifischen Schwallbelastung (i. A. im untersten Viertel der betrachteten Gewässerstrecke bzw. im Bereich flussauf einer evtl. vorhandenen weiteren Schwalleinleitung)
- ein Übergangsbereich
- sowie potentiell die Restwasserstrecke oberhalb einer Schwalleinleitung (bzw. adäquate Kontrollstrecke)

beprobt werden, wenn die Gewässergröße mit der schwallbelasteten Gewässerstrecke näherungsweise übereinstimmt (vgl. Abbildung 1).

Abhängig vom Umfang der betrachteten Gewässerstrecke können dabei in einem Bereich auch mehrere Probenahmestellen erforderlich sein. Bei sehr kurzen Schwallstrecken und dementsprechend geringer zu erwartender Variabilität der hydrologischen Belastung (2-3 fkm) kann unter Umständen auch mit einer oder zwei Probenahmestellen das Auslangen gefunden werden.

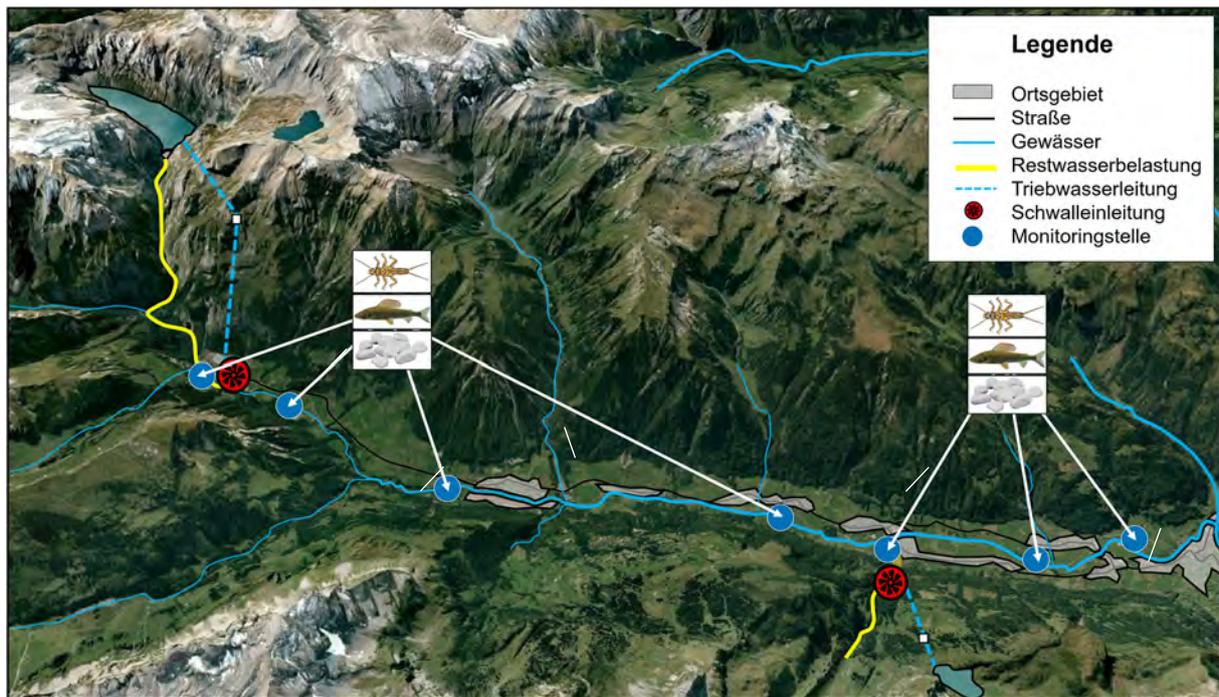


Abbildung 1: Festlegung der Monitoringstellen anhand des Gradienten der Schwallbelastung bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

Nachdem sich die hydrologische Situation in diversen Zubringern im Allgemeinen von der schwallbelasteten Gewässerstrecke im Hauptfluss unterscheidet und – vor allem größere Zubringer – den Gerinne-Querschnitt flussab der Einmündung vergrößern sowie den Sedimenthaushalt beeinflussen können, sind als zweites Kriterium für die Festlegung der Monitoringstellen **die wesentlichen Zubringer** zu berücksichtigen. Relevante Zubringer sollen in Hinblick auf deren Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat für Fische bzw. Fischlarven bereits beginnend mit der Laichzeit der relevanten Leitarten untersucht werden. Entsprechende Lebensraumkartierungen können die Basis bilden um lokale Potentiale bzw. Defizite frühzeitig zu erkennen und die festgelegten Monitoringstellen für spätere folgende Erhebungen (Larven- bzw. Jungfischkartierungen) erforderlichenfalls adaptieren zu können. Um im Hauptfluss einen möglichen Zubringereinfluss abbilden zu können, ist auch die Gewässerstrecke im Hauptfluss unmittelbar flussauf bzw. flussab der Zubringermündung zu beproben (vgl. Abbildung 2).



Abbildung 2: Festlegung der Monitoringstellen anhand der wesentlichen Zubringer bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

Um im Rahmen der Methodenentwicklung unterschiedliche morphologisch/sedimentologische Gewässerausprägungen abzudecken, wurden als drittes wesentliches Kriterium neben flusstypspezifisch naturnahen Gewässerabschnitten bzw. -strukturen auch Abschnitte mit anthropogener Überprägung (z. B. Gewässerabschnitte die von Gewässerregulierungen betroffen sind, Stauwurzelbereiche) beprobt (vgl. Abbildung 3).



Abbildung 3: Festlegung der Monitoringstellen anhand der morphologischen Gewässerausprägung (rot – Monitoringstellen in Gewässerabschnitten mit anthropogener Überprägung) bezogen auf beide Schwallenleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3)

1.2 Fischökologisches Monitoringkonzept

Untersuchungen zur Erfassung der fischökologischen Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Folgend wird die angewandte Methodik zur detaillierten Erfassung der fischökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring) beschrieben. Dieses eigens dafür konzipierte Methodenkonzept basiert auf der Kombination aus gleichsam rasch sowie einfach durchführbare Erhebungen früherer Altersstadien (Fischlarven und frühe Juvenilstadien) an mehreren Aufnahmetermi-
 nen. Da Jungstadien hohe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen und aufgrund ihrer Präferenz für ufernahe Lebensräume mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten (z. B. Armstrong & Nislow, 2006; Sempeski & Gaudin, 1995; Heggenes and Traaen, 1988; Bachman, 1984, Forschungsbericht Kap. 3.4.1. bzw. Kap. 3.4.2.1) besonders sensibel gegenüber den Auswirkungen des Schwallbetriebes reagieren (u.a. Schmutz et al., 2013; Auer et al., 2014), können sie auch als adäquate Indikatoren zur Evaluierung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) dienen. Das nunmehr pilotmäßig angewendete Methodenkonzept zielt folglich ausschließlich auf watende Erhebungen ufernaher Strukturen bzw. Habitate ab. Im Zuge solcher „**Strukturbefischung**“ werden im gewässerslängsverlauf gezielt unterschiedliche Strukturtypen (siehe Tabelle 1) beprobt und Jungstadien quantifiziert. Um die Interpretation der so gewonnenen Fischdaten abzusichern, werden zusätzliche Daten im Zuge einer zeitlich vorangehenden „**Larvensichtung**“ sowie einer zur Laichzeit durchgeführten „**Lebensraumkartierung**“ erhoben. Durch die Kombination dieser methodisch unterschiedlichen Ansätze soll die Entwicklung der Jungfischbestände im jahreszeitlichen Verlauf verfolgt, in weiterer Folge mit potentiellen

Einflussfaktoren (z. B. Hochwässer, Stauraumpülungen, wasserbauliche Maßnahmen, Besatzmaßnahmen) verknüpft, und folglich bestmöglich interpretiert werden können.

An dieser Stelle wird festgehalten, dass der zuvor genannte semiquantitative Ansatz zur gezielten Strukturbefischung von Uferstreifen im Unterschied zu aufwendigeren Fischbestandserhebungen, die im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) mittels der nationalen Methode („Fish Index Austria“; FIA) an vielen Fließgewässern regelmäßig in Hinblick auf die Ermittlung des fischökologischen Zustands eines Gewässerabschnitts anhand des Artenvorkommens und deren Populationsaufbau unter Berücksichtigung regions- und typspezifischer Leitbilder durchgeführt werden, eine rasche und zielgerichtete Erhebung von Jungfischdaten ermöglichen soll.

Zum einen werden die leitfadenskonformen GZÜV-Erhebungen auf Empfehlung vielfach ab den Sommer- bis hin zu den Wintermonaten durchgeführt, um einen größtmöglichen Fangerfolg für Arten, Altersklassen und Biomasse und unter Berücksichtigung der Temperaturbedingungen zu gewährleisten (BMLFUW, 2009). Bei der Analyse und Interpretation dieser GZÜV-Daten, die zwar an manchen Messstellen für mehrere Beobachtungsjahre vorliegen, besteht gerade in schwallbelasteten Gewässern ein Risiko, dass sensible Jungstadien, insbesondere von Bachforelle und Äsche, nicht oder unscharf abgebildet sind. Unschärfen können auch durch die Lage und Verteilung der Erhebungsstellen sowie deren Aktualität gegeben sein. Zum anderen ist davon auszugehen, dass der gem. GZÜV ermittelte FIA erst nach Jahren, mitunter sogar Jahrzehnten nach der Umsetzung von Maßnahmen reagiert und positive fischökologische Änderungen anzeigt.

Folglich sind ergänzende Aufnahmemethoden notwendig und sinnvoll, die speziell auf das Aufkommen sensibler Jungstadien bzw. deren Abundanz im Längsverlauf abzielen, um die fischökologische Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen gleichsam rasch und detailliert zu erfassen und so die positive Wirkung von Maßnahmen zeitnah aufzeigen zu können.

Methodik zur Erfassung der fischökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring)

Die detaillierte Erfassung der fischökologischen Ist-Situation erfolgte an vorab festgelegten Monitoringstellen (siehe Kap. 1.1):

- an schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten im Längsverlauf bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen bzw. Schwallintensitäten,
- unterschiedlichen Mesohabitaten bzw. Strukturtypen (Tabelle 1) inklusive Mündungsbereiche fischökologisch relevanter Zubringer
- sowie ergänzend an nicht schwallbeeinflussten Kontrollstrecken.

Im jahreszeitlichen Verlauf (Winter bis Sommer) wurden in Abhängigkeit der auftretenden Entwicklungsstadien (Larve, Jungfisch) folgende Kartierungsmethoden angewendet:

- Kartierung von Laichplätzen bzw. potentieller Reproduktionshabitate („Lebensraumkartierung“) im Winter

- Kartierung sensibler Jungstadien
 - i. Sichtung von Fischlarven und elektrische Befischung früher Juvenilstadien im Frühjahr
 - ii. Elektrische Befischung von Jungfischstadien im Sommer

Lebensraumkartierung

Beginnend mit der Laichzeit der Bachforelle (gewässer- bzw. populationsspezifisch) wurden im Winter 2017/18 Kartierungen mit Fokus auf die im Untersuchungsgebiet einmündenden Zubringer durchgeführt, da diese unter Voraussetzung passender hydromorphologischer Gegebenheiten wesentliche Effekte auf Populationen im Hauptgewässer haben können (z. B. Ausstrahlwirkung). Ergänzend und in Abhängigkeit der Abflussbedingungen bzw. Gewässergröße wurden lokal auch potentielle Laichplätze im Hauptgewässer kartiert.

Die Zubringer wurden im und nahe dem Mündungsbereich hinsichtlich (a) der hydromorphologischen Ausprägung der Anbindung an das Hauptgewässer, (b) Fischdurchgängigkeit, (c) deren Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat kategorisiert. Letzteres wurde anhand einer ggf. stattfindenden Laichaktivität (aktives Laichgeschehen, Sichtung laichfähiger Individuen, Sichtung von Laichplätzen) sowie anhand einfacher hydromorphologischer Parameter (ausreichende Wasserführung in Hinblick auf Winters- bzw. Frühjahrslaicher (Bachforelle, Äsche), Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrateigenschaften) abgeschätzt. Letztere orientierten sich grundsätzlich an typischen und in der Literatur beschriebenen Präferenzen, wobei insbesondere kleinere und/oder intermittierende Zubringer trotz abweichender Rahmenbedingungen dennoch wichtige Reproduktionshabitate bereitstellen können.

Kartierung sensibler Jungstadien

Die im Frühjahr begonnenen und bis Sommer durchgeführten Kartierungen (Sichtungen, später auch elektrische Befischungen) zielten auf die Erfassung sensibler Altersstadien (Larve bis Jungfisch) der vorkommenden Fischarten ab, wobei auf die gewässerspezifischen Leit- und Begleitfischarten fokussiert wurde.

Die untersuchten Bereiche wurden auf grobskaligen Mesohabitat-Typen gemäß der morphologischen bzw. hydraulischen Gegebenheiten zum Erhebungszeitpunkt in vier Strukturtypen gegliedert (vgl. Tabelle 1): Regulierte Ufer mit Blockwurf und Ufersicherungen stellen Habitate mit naturfernen Eigenschaften dar. Strukturierte Ufer, Kiesbänke und buchtartige Strukturen stellen Habitate mit heterogenen hydromorphologischen Eigenschaften dar und werden in weiterer Folge auch als naturnahe Strukturen bezeichnet. Buchtartige Strukturen subsumieren eine Vielzahl unterschiedlicher räumlicher Ausprägungen, wie z.B. kleinräumige Bucht, strömungsberuhigte Bereiche am Ende von Kiesbänken, Bühnenfeld und einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, welche je nach Ausprägung und Größe als Refugialhabitate, auch wenn nur temporär, nutzbar sein können. Zwar ist das Bühnenfeld kein natürliches Habitat, kann jedoch hinsichtlich der reduzierten Strömung als Refugialhabitat für sensible Stadien wirken. Darüber hinaus können an einer Monitoringstelle an unterschiedlichen Terminen wasserstandsabhängig unterschiedliche Strukturtypen vorliegen, da beispielsweise innerhalb eines Regulierungsprofils bei höheren Abflüssen ein regulierter, bei geringeren Abflüssen ein kiesbankartiger Strukturtyp ökologisch wirksam ist.

Tabelle 1: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für Fische

Strukturtyp	Beschreibung	Charakteristik
Reguliertes Ufer	Blockwurf bzw. Ufersicherung	Kleinsträumige Reduktion der Fließgeschwindigkeit, nicht entsprechende Substrat- und Wassertiefencharakteristika
Strukturiertes Ufer	Unverbaute Ufer mit hoher Strukturvielfalt (z. B.: Vegetation, Totholz)	Kleinräumige, geeignete (Refugial-) Habitate gegeben, Verfügbarkeit abhängig von der Abflusssituation
Kiesbank	flachgeneigte Sand- und Kiesufer bzw. sandig/kiesige Inselbereiche	Potentiell geeignete Habitate, abhängig von der Abflusssituation
Buchtartige Strukturen	Buchten, Bühnenfelder, einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, strömungsberuhigte Bereiche	Je nach Ausprägung und Größe als Refugialhabitate/Temporärhabitate nutzbar.

Frühjahrskartierung zur Erfassung von Fischlarven und früher Juvenilstadien

Beginnend mit der Emergenz der Bachforellenlarve aus dem Schotterkörper (gewässer-spezifisch bzw. temperaturabhängig, i.d.R. ab April/Mai, vereinzelt auch Juni) wurden die Abundanz junger Fischlarven an unterschiedlichen Strukturtypen (vgl. Tabelle 1) unter gleichbleibendem Aufwand visuell quantifiziert. Diese „Sichtungen“ erfolgten unter Verwendung von Schaugläsern, entweder vom Ufer aus (insbesondere bei regulierten und steilen Uferstrukturen) oder watend in flachen Uferzonen (z. B. Kiesbank). Die Genauigkeit der visuellen Kartierung von Fischlarven ist von den Abflussbedingungen sowie insbesondere der Eintrübung des Gewässers abhängig. In regulierten, steilen Strukturen (z. B. Blockwurf), aber auch schwer zugänglichen Flachwasserbereichen, beispielsweise aufgrund einhängender Ufervegetation oder Totholz ist diese (semi-)quantitative Methode unscharf.

Neben der visuellen Erhebung von Fischlarvenvorkommen nach der Emergenz wurden spätere Larvenstadien (bzw. frühe Juvenilstadien), die bereits eindeutig auf ein elektrisches Feld reagierten, auch elektrisch befishet. Unter der Voraussetzung geringer Trübe konnten Fischlarvendaten so auch (semi-)quantitativ an sämtlichen Monitoringstellen erhoben werden. Diese gezielten Strukturbefischungen (3 Personen) wurden watend und gegen die Fließrichtung mittels Rückenaggregat durchgeführt.

Die einzelnen Monitoringstellen wurden getrennt voneinander befishet, der Aufnahmeanfangs- und -endpunkt verortet sowie Aufnahmezeitpunkt, Abflussbedingungen und Strukturtyp protokolliert. Im Falle ausgedehnter Strukturen (z. B. Kiesbank >100 m) mit hydraulisch unterschiedlich angeströmten Bereichen, wie „pit“ und „tail“, wurden Teilbereiche entsprechend Tabelle 1 separat beprobt und ausgewertet. Die Befischungsintensität (zeitlicher Aufwand je Befischungsmeter) wurde an allen Monitoringstellen so konstant als möglich gehalten, wobei je Aufnahmeterrain nur einmal und dabei ohne Absperrvorrichtungen befishet wurde. Die gefangenen Individuen wurden in einem geeigneten Behälter bei ausreichender Sauerstoffversorgung bis zum Ende des Befischungs-

durchganges gehältert, folgend auf Artniveau bestimmt und vermessen (Totallänge) sowie unmittelbar darauffolgend schonend ins Gewässer zurückversetzt. Einzelne Fische, die eindeutig gesichtet, nicht aber gefangen werden konnten, wurden über die Abschätzung des Fangerfolges (je Art und Altersklasse) berücksichtigt.

Im Zuge der Frühjahrskartierung wurden ergänzend sogenannte „Vergleichsbefischungen“ zur Validierung der Sichtungsergebnisse durchgeführte. Dabei wurden an ausgewählten Monitoringstellen visuell gesichtete Bereiche unmittelbar darauffolgend zusätzlich auch elektrisch befishet. Um vergleichbare Bedingungen zu gewährleisten, wurde darauf geachtet, gezählte Individuen bestmöglich nicht zu stören.

Sommerkartierung zu Erfassung von Jungfischstadien

Ab Juli/August (gewässerspezifisch bzw. temperaturabhängig) wurden sämtliche Monitoringstellen entsprechend dem zuvor vorgestellten Methodenkonzept in Hinblick auf ein Vorkommen von Jungfischen elektrisch befishet. Die Erhebungen fokussierten, wie auch zuvor bei jüngeren Stadien, auf die zielgerichtete Befischung von Uferstrukturen, die unter Verwendung eines Rückenaggregats (semi-)quantitativ beprobt wurden. Es wurde versucht sowohl die Befischungslängen als auch -intensitäten an allen Monitoringstellen so konstant wie möglich zu halten, wobei erstere bei kleinräumigen, beispielweise buchtartigen Strukturen entsprechend reduziert wurde.

Testen von Bewertungskennzahlen

Die erhobenen Daten wurden für weiterführende Analysen (z. B. strukturtypbezogene Vorkommen von Jungfischen) standardisiert (Ind./100m). Durch die Zuordnung der einzelnen Monitoringstellen zu den im Untersuchungsgebiet aufgezeichneten Abflussganglinien wird in weiterer Folge im Rahmen des Projektes ÖkoResch die Verschneidung mit hydrologischen Kennzahlen (vgl. Technischer Bericht I) erfolgen.

Die unterschiedliche Aufnahmemethodik, die unterschiedlichen Aufnahmetermine beginnend im Frühjahr bis zum Sommer, und die räumliche Verteilung der Beprobungsstellen im Betrachtungsabschnitt sollen auch in Hinblick auf Erhebungen nach der Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) einen räumlichen und zeitlichen Vergleich der Fisch-Abundanzen ermöglichen, bzw. sollen positive fischökologische Veränderungen aufgezeigt werden können. Insbesondere aufgrund der zeitlichen Aufnahmevariabilität soll eine alters- bzw. größenspezifische Betrachtung (Larve, frühe Juvenilstadien, Jungfischstadien) ermöglicht werden.

1.3 Benthosökologisches Monitoringkonzept

Untersuchungen zur Erfassung der benthosökologischen Situation vor bzw. nach Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen

Auswirkungen von Einflüssen, welche vorwiegend quantitative Aspekte einer Biozönose verändern, können durch die auf WRRL konformen Multi-Habitat-Sampling (MHS)-Proben basierende Methode nur sehr bedingt erfasst werden. Gemäß Leitfaden A2 – Makrozoobenthos ist die MZB-Bewertungsmethode zur Erfassung des Ökologischen Zustandes in Schwallstrecken nicht oder nur beschränkt zulässig (Ofenböck et al., 2018) und demnach zu erweitern. Im Folgenden wird das im gegenständlichen Projekt angewandte Methodenkonzept zur Erfassung der benthosökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring) beschrieben. Dieses eigens dafür konzipierte Methodenkonzept fokussierte auf

eine rasche und einfach durchführbare Erhebung der benthischen Zönose. Gewisse benthische Metrics reagieren sensibel gegenüber den Auswirkungen des Schwallbetriebes und können ebenso als adäquate Indikatoren zur Evaluierung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Postmonitoring) dienen. Zur Datenerhebung wurden Feld-Screenings zuvor definierter Beprobungsstellen vorgenommen.

Methodenkonzept zur Erfassung der benthosökologischen Ist-Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen (Prämonitoring)

Die detaillierte Erfassung der benthosökologischen Situation vor Umsetzung von Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen erfolgte (a) im Längsverlauf bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen bzw. Abflussschwankungsintensitäten an schwallbeeinflussten Gewässerabschnitten, sowie ergänzend (b) an nicht schwallbeeinflussten Kontrollstrecken (Restwasser, Zubringer) (vgl. Kapitel 1.1).

Die untersuchten Bereiche wurden auf Mesohabitat-Ebene gemäß der morphologischen bzw. hydraulischen Gegebenheit zum Beprobungszeitpunkt in drei grobe Strukturtypen gegliedert (vgl. Tabelle 2).

Basierend auf der WRRL-konformen MHS-Methode wurden Transsekte beprobt, um die Gesamtheit der hydraulischen Habitate in der Makrozoobenthos (MZB)-Abundanz abzubilden und analysieren zu können. Abweichend von der Standardmethode wurden hier drei Transsekte mit unterschiedlicher Entfernung zur Wasseranschlagslinie und unterschiedlicher Strömung, bestehend aus jeweils vier Einzelproben (insgesamt 12 Einzelproben) entnommen, mit dem Ziel einen hydraulischen Gradienten von Ufer zu Flussmitte abzudecken (vgl. Abbildung 4). Aufbauend auf Studien von Waringer (1989), Graf et al. (2013) und Schülting et al. (2016) können unterschiedlichen Strömungsgilden innerhalb des MZB verschiedene Fluss-Areale zugeordnet werden. Dabei kann grob eine Unterscheidung in zwei Indikator-Habitaten – eine „Rhithrogena“- (stark strömend; >0,5 m/s) und eine „Allogamus-Zone“ (strömungsberuhigte Bereiche; <0,5 m/s) – getroffen werden. Beide Taxa sind inneralpin weit verbreitet und indizieren spezifische hydraulische Bedingungen, die für typische Faunengesellschaften charakteristisch sind.

Tabelle 2: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für das Makrozoobenthos

Strukturtyp	Beschreibung	Charakteristik
Reguliertes Ufer	Blockwurf bzw. Ufersicherung	Kleinsträumige Reduktion der Fließgeschwindigkeit, keine ausgeprägte Allogamus-Zone
Kiesbank	flachgeneigte Sand- und Kiesufer bzw. sandig/kiesige Inselbereiche	Reduktion der Fließgeschwindigkeit, ausgeprägte Allogamus-Zone
Buchtartige Strukturen	Buchten, Bühnenfelder, einseitig angebundene Nebengewässer o.ä. ohne Strömung bzw. mit Kehrströmung, strömungsberuhigte Bereiche	Je nach Ausprägung und Größe unterschiedliche oder keine Indikator-Habitate

Probennahme

Die Probennahme erfolgte von März bis April 2018 an den Flüssen Bregenzerach, Ill und Salzach. Insgesamt wurden die Daten von 57 Stellen im Längsverlauf der Gewässer beprobt und analysiert. In der zum Zeitpunkt der

Probennahme benetzten Zone wurden wie oben erläutert und entsprechend Abbildung 4 Proben entnommen. Ziel war es, durch die Entnahme der Proben einen hydraulischen Gradienten mit steigenden Strömungsgeschwindigkeiten abzudecken. Die Auswahl der Einzelprobepunkte erfolgte durch optische Einschätzung und ergänzender Messung der Fließgeschwindigkeiten. Vor der Entnahme der Proben wurde darauf geachtet die Proben in der dauerbenetzten Zone zu setzen. Als Orientierungshilfe wurden hierfür die Pegel der ehyd Datenbank (<https://ehyd.gv.at/>) herangezogen, sowie optische Einschätzungen, z. B. nach Algenbewuchs. Auch die Entnahme einzelner „Testproben“ konnte durch die Sichtung der Taxa und Individuendichten Hinweise auf die Lage der Wasserwechselzone geben, da dort generell nur sehr geringe Abundanzen einzelner Interstitialbewohner zu erwarten sind.

Nach Festlegung der Transekte und Probenahmepunkte wurden die Proben mit einem Netz mit 25cm Kantenlänge und einer Maschenweite von 500µm genommen. Die Beprobung erfolgte nach den AQEM-Richtlinien (Hering *et al.* 2004).

An jedem Probenpunkt wurde die Wassertiefe (cm), die bodennahe Fließgeschwindigkeit und die Fließgeschwindigkeit in 40 % der Wassertiefe (ms-1), welche ca. der mittleren Geschwindigkeit in der Messlot-rechten entspricht (v_{40}), gemessen. Ebenfalls wurde das dominierende Substrat am Messpunkt erhoben und die Entfernung zur aktuellen Wasseranschlagslinie (m) gemessen. Der Grad der Kolmation (Kategorien 1-3) wurde grob im Freiland geschätzt. Mit einem GPS-Gerät wurden Koordinaten mit einer Genauigkeit von ≤ 2 cm gemessen. Physiochemische Daten wurden an jeder Probenahmestelle mit Hilfe eines Hach-Multi-Parameter-Meters erhoben (pH-Wert, Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$] und Sauerstoffgehalt [mg l^{-1}]). Im Mittel lagen die Fließgeschwindigkeiten (v_{40}) in der „Allogamus-Zone“ bei 0,25 m/s. In der Übergangszone wurden mittlere Fließgeschwindigkeiten von 0,42 und in der „Rhithrogena-Zone“ von 0,66 m/s ermittelt. Die Auswahl der Transektareale entsprach daher den oben genannten hydraulischen Habitatansprüchen der Zeigerorganismen *Allogamus auricollis* und *Rhithrogena* sp..

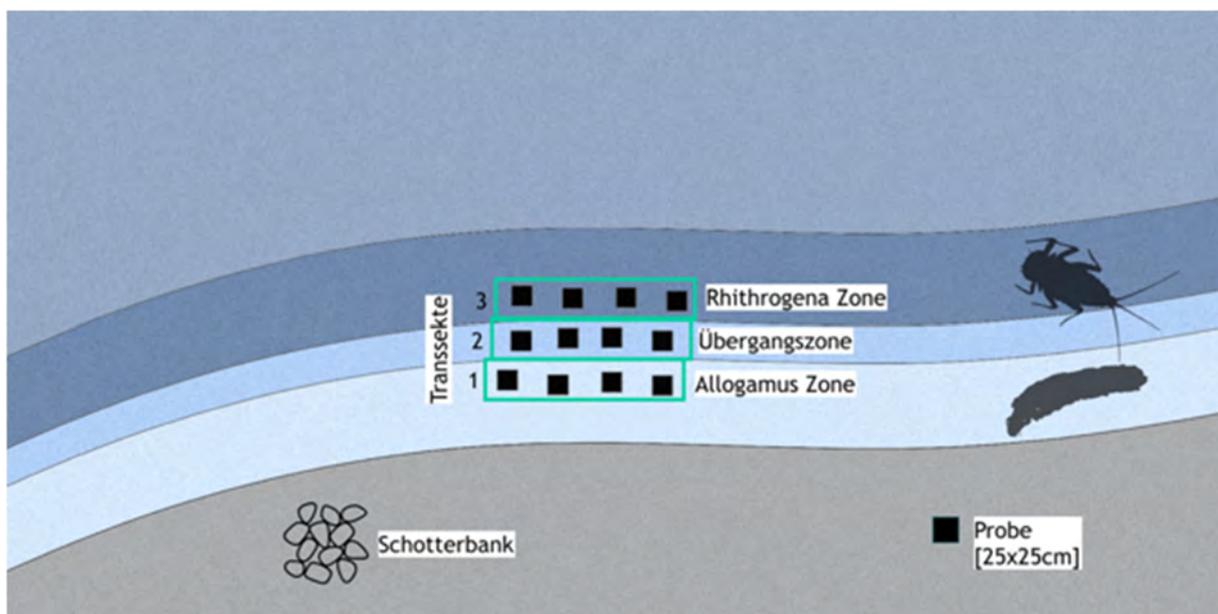


Abbildung 4: Probennahmendesign Makrozoobenthos

Feldscreening

Für jede Einzelprobe wurde die Abundanz der verschiedenen Taxa-Gruppen erhoben und die Bestimmung bis zur höchstmöglichen taxonomischen Auflösung mit freiem Auge im Feld durchgeführt. Dies entsprach zumindest dem Screening-Niveau nach Ofenböck et al. (2018). Dafür wurde der Netz-Inhalt in eine Schale gegeben und die Organismen bestimmt und gezählt. Um Zeit im Feld zu sparen, wurden Taxa hoher Abundanz mit einem Teilproben-Raster von 16 Feldern abgeschätzt und ihre Häufigkeit hochgerechnet (vgl. Abbildung 5). Unmittelbar nach dem Feldscreening wurden die Einzelproben aller Transekte gepoolt. Das grobe Substrat wurde durch Schlämmen größtenteils entfernt, bevor die Proben in Behältern mit Formaldehyd auf eine Endkonzentration von 4% fixiert wurden. Nach einer Aushärtungsphase von drei Wochen wurden sie im Labor weiter analysiert, um die Biomassen zu ermitteln und die Genauigkeit der Feldbestimmung abschätzen zu können.

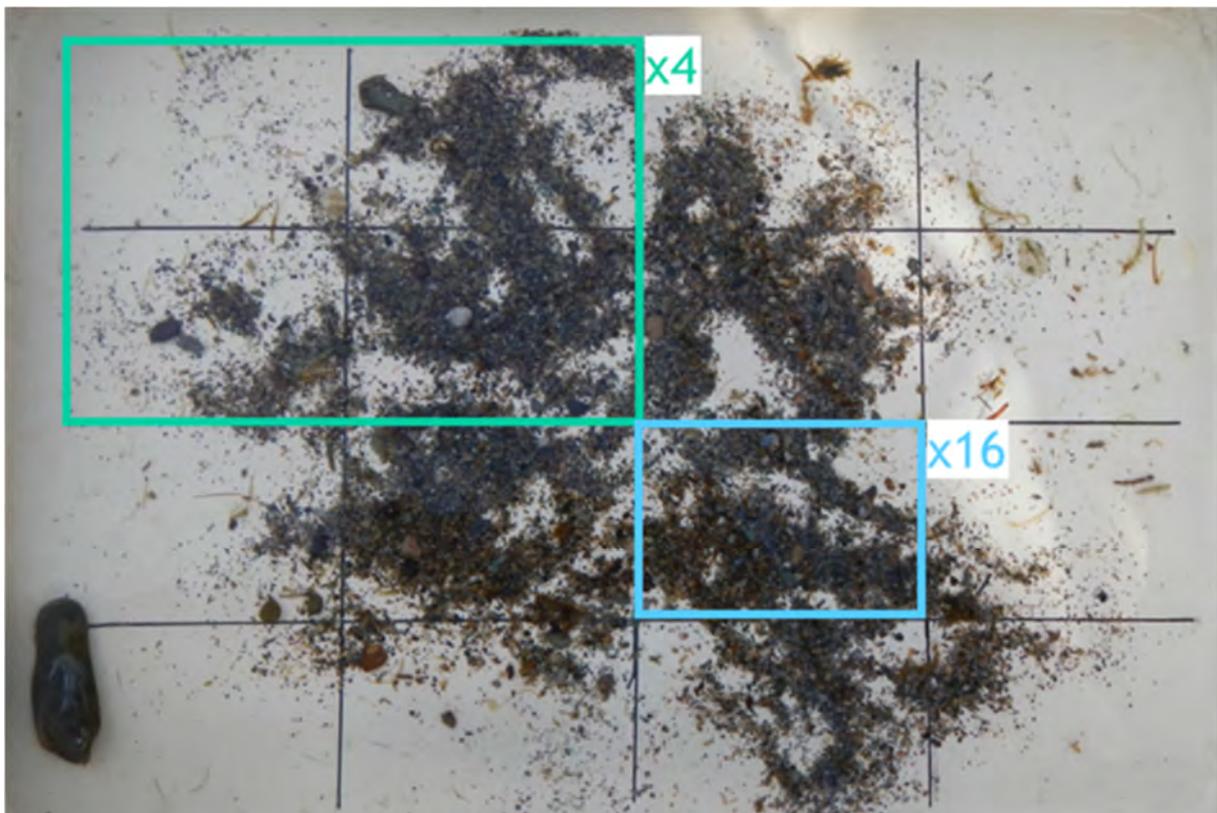


Abbildung 5: Teilproben-Raster im Feld (Foto: Florian Dossi)

Verifizierung des Feld-Screenings

Für die Analyse der Treffsicherheit der Abundanzwerte des Feldscreenings wurden bestimmte Transekte im Labor analysiert. Alle Proben wurden durch einen Satz von Sieben (Maschengrößen von 2cm bis 500 μ m) gespült, um die Konservierungsflüssigkeit zu entfernen und das Material in verschiedenen Fraktionen zu isolieren. Alle Fraktionen wurden sortiert und die Organismen wurden mindestens bis zum Screening-Level (Ofenböck et al., 2018) oder bei gewissen Indikator-Taxa auf Gattungs- oder Art-Level bestimmt. Dies erfolgte mit einem Binokular und einer Auswahl von Bestimmungsschlüsseln (Trichoptera (Waringer & Graf, 2011); Ephemeroptera

(Bauernfeind & Humpesch, 2001); andere (Tachet, 2003)). Die Individuen wurden ohne die Unterteilung in Teilproben gezählt. Das Frischgewicht unterschiedlicher Taxagruppen wurde mit einer Präzisionswaage separat ermittelt. Anschließend wurden die Tiere in 70% Alkohol konserviert.

In weiteren Schritten wurde überprüft, ob die im Feld geschätzte Abundanz des MZB, mit der im Labor gezählten Abundanz vergleichbar ist, um festzustellen, ob und unter welchen Bedingungen Abweichungen auftreten. Um die Zusammenhänge zwischen den beiden Methoden zu untersuchen, wurde eine lineare Regression mit der im Feld gezählten Abundanz und der im Labor gezählten Abundanz gerechnet. Analysiert wurden die Daten von 39 beprobten Transekten aus 13 Stellen (Bregenzerach: 4; Ill: 4; Salzach: 5). Für die Untersuchung der Auswirkung der minerogenen Anteile in den Proben auf die Zählung der Abundanz im Feld wurden die Proben durch Schätzung visuell anhand von Fotos in vier Klassen eingestuft: sehr niedrig, niedrig, mittel und hoch. Für die Analyse der Genauigkeit der Zählung mit unterschiedlichem minerogenem Anteil wurde die Abundanz des jeweiligen in der Probe vorhandenen Taxon herangezogen.

Testen von Bewertungskennzahlen

Durch die Zuordnung der jeweiligen Pegel für jede Beprobungsstelle wird im Rahmen des Projektes ÖkoResch die Verschneidung der hydraulischen Kennzahlen mit den benthosökologischen Kennzahlen (Metrics) erfolgen. Aufgrund der derzeitigen Datenlage wurde noch keine endgültige Auswahl der Metrics getroffen. Für die graphische Ergebnisdarstellung im vorliegenden Bericht wurden die Metrics Gesamtabundanzen, Abundanz der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT Taxa), sowie der Dominanz (relative Abundanz) lenitischer, bzw. lotischer Taxa und Interstitial-, bzw. Oberflächentaxa gewählt.

Der Aufnahmeterrain im Frühjahr und die räumliche Verteilung der Monitoringstellen im Betrachtungsabschnitt sollen auch in Hinblick auf Erhebungen nach der Umsetzung schwalldämpfender Maßnahmen (Postmonitoring) einen räumlichen und zeitlichen Vergleich der benthischen Metrics ermöglichen, wobei um positive benthosökologische Veränderungen darstellen zu können.

2 Ergebnisse und Interpretation – In Situ Monitoring

Um Erfahrungen zu Anwendbarkeit und Funktionsfähigkeit der in den Kapiteln 1.2 und 1.3 beschriebenen Monitoringkonzepte veranschaulichen und diskutieren zu können, werden im folgenden Kapitel – mit Ausnahme der Verifizierung der Feld-Screening-Methode zur Erfassung der benthosökologischen Situation – fiktive Monitoringergebnisse in Form von einfachen Säulendiagrammen bezugnehmend auf das im SuREmMa+ Forschungsbericht (Kapitel 2.3) definierte fiktive Fallbeispiel dargestellt. So soll eine möglichst anschauliche Darlegung der Methodenanwendung, sowie eine allfällige Beschreibung nötiger Anpassungen ermöglicht werden, ohne vertrauliche Daten der Energieversorgungsunternehmen zu veröffentlichen. Die hier angeführte Darstellungsweise und Beschreibung der fiktiven Ergebnisse dient lediglich zur Veranschaulichung der verschiedenen flussspezifischen und allgemeinen, im Freiland beobachteten Muster, die letztendlich für eine weitere Schärfung der Freilandmethodik relevant sind. Detaillierte statistische Analysen werden im Rahmen des Projektes ÖkoResch durchgeführt werden.

2.1 Fischökologische Ergebnisse und Interpretation

Fischökologische Ausgangssituation

In der schwallbelasteten Gewässerstrecke im fiktiven Fallbeispiel (vgl. Abbildung 1) liegen aufgrund der regelmäßigen Erhebung biologischer Daten gemäß GZÜV zur Ausweisung des fischökologischen Zustandes nach der nationalen Methode anhand des Fisch-Index-Austria (FIA) an mehreren GZÜV-Messstellen Befischungsdaten vor. Die Gewässerstrecke umfasst die Fischregionen Metarhithral (obere Hälfte des fiktiven Fallbeispiels – vgl. Abbildung 1) und Hyporhithral (untere Hälfte des fiktiven Fallbeispiels – vgl. Abbildung 1).

Die Befischungsdaten zeigen zusammenfassend einen unbefriedigenden bis schlechten fischökologischen Zustand an (Zustandsklasse 4 bis 5), der sich bei der Mehrheit der Messstellen aufgrund geringer Biomasse und folglich dem Unterschreiten des KO-Kriteriums ergibt. Zwar ist die in den beiden typspezifisch definierten Leitbildern festgelegte Leitbildfauna (Äsche, Bachforelle, Koppe) nachgewiesen, jedoch liegt insbesondere durch ein Fehlen von Adultfischen ein gestörter Populationsaufbau vor. Die zeitliche Entwicklung des Fischbestands, abgeleitet anhand der mehrjährigen Datenreihen an einer GZÜV-Messstelle, zeigt für den verfügbaren Zeitraum ein gleichbleibendes Niveau der Bestandswerte (Gesamtbiomasse und Individuendichte) an.

Kartierung von Laichplätzen bzw. potentieller Reproduktions- und Refugialhabitate

Im Zuge der Kartierungsarbeiten wurden sämtliche Zubringer im Untersuchungsgebiet berücksichtigt (Zubringer 1 bis 6, Nummerierung in Fließrichtung – vgl. Abbildung 2). Die Zubringer, die im und nahe dem Mündungsbereich in Hinblick auf die hydromorphologische Ausprägung der Anbindung an das Hauptgewässer, die Fischdurchgängigkeit, das Potential als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat sowie hydromorphologische Defizite kartiert wurden, zeigen sich wie folgt:

Es sind Zubringer an das Hauptgewässer angebunden und Fische können einwandern:

Die Zubringer 1 und 5 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN15-20 & Z_NN50-51) weisen ganzjährig passende hydromorphologische Bedingungen auf (keine Sanierung erforderlich) und sind somit als Reproduktions-

und/oder Refugialhabitat für Fische aus dem Hauptgewässer unterschiedlicher Art nutzbar. In Abhängigkeit der Zubringergröße, populationspezifischen Gegebenheiten etc. wird eine maßgebliche ökologische Wirkung (u.a. Ausstrahlwirkung durch Spenderpopulation) erwartet, die ggf. zusätzlich unterstützt werden könnte (u.a. Anpassungen zu Schonzeiten, Brittelmaß, Maßnahmen zu Besatz und Prädatoren etc.).

Zubringer 4 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NF_KW40-31) weist vor allem im Mündungsbereich hydromorphologische Defizite (z. B. temporäres Trockenfallen, Fehlen von Strukturen, Sohlabpflasterung) auf und ist auch flussauf folgend nur eingeschränkt als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar.

Zubringer 6 weist im unmittelbaren Mündungsbereich (vgl. Abbildung 2 Abbildung 6: Z_NN61-63) passende hydromorphologischen Gegebenheiten (z. B. buchtartige Struktur, erheblicher Geschiebeeintrag mit passenden Kornfraktionen, kein Trockenfallen) auf und stellt dort Reproduktions- und/oder Refugialhabitate bereit. Flussauf folgend (vgl. Z_NF58-60) weist der Zubringer hydromorphologische Defizite auf und ist nur mehr eingeschränkt als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar.

Es sind Zubringer nicht an das Hauptgewässer angebunden und Fische können nicht einwandern:

Zubringer 3 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN_k33-34) weist vor allem im Mündungsbereich hydromorphologische Defizite (z. B. temporäres Trockenfallen, Fehlen von Strukturen, Sohlabpflasterung) auf und ist auch flussauf folgend als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat kaum geeignet.

Zubringer 2 (vgl. Abbildung 2 und Abbildung 6: Z_NN_g30-32) weist (ganzjährig) passende hydromorphologische Bedingungen auf, ist jedoch erst nach Sanierung der Anbindung für Fische aus dem Hauptgewässer als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat nutzbar, wodurch positive Effekte auf Populationen im Hauptgewässer verstärkt werden können.

Im Allgemeinen stellen die Zubringer – auch unabhängig der Anbindungssituation bzw. den flussauf folgenden Gegebenheiten – im Mündungsbereich in Abhängigkeit der hydromorphologischen Gegebenheiten (z. B. buchtartige Struktur, Geschiebeeintrag mit passenden Kornfraktionen, kein Trockenfallen) wichtige Reproduktions- und/oder Refugialhabitat bereit, die zumindest zeitweise von einzelnen Fischarten (z. B. Einstellmöglichkeit für junge Äschenlarven) genutzt werden können. Temporäre Effekte können in Abhängigkeit des genauen Auftrittszeitpunktes und der Dauer artspezifisch unterschiedliche Effekte haben. Fällt ein Zubringer beispielsweise während der Wintermonate trocken, sind vorhandene Reproduktionshabitate für Bachforellen nicht nutzbar, hingegen können Äschen mitunter in den Frühjahrsmonaten einwandern und reproduzieren.

Kartierung sensibler Jungfischstadien

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Fischkartierung im fiktiven Fallbeispiel, nach Fischlarven- bzw. frühe Juvenilstadien (Individuenlängen rd. ≤ 50 mm) im Frühjahr sowie nach Jungfischstadien (Individuenlängen rd. ≤ 120 mm) im Sommer, getrennt dargestellt. Die maximalen Fischlängen für die jeweiligen Juvenilstadien sind abhängig vom jeweiligen Gewässer und Zeitpunkt der Beprobung. Der Fokus liegt auf der Erhebung von beobachteten Individuendichten im Längsverlauf des untersuchten Gewässers sowie auf dem Bezug zu den vorherrschenden Gewässeruferstrukturen (vgl. Tabelle 1). Dafür wurde das Gewässer zunächst in unterschiedliche Untersuchungsabschnitte und -stellen, abhängig des morphologischen und hydrologischen Charakters, unterteilt (Restwasser, Naturnah, Naturfern, Zubringer, vgl. Kapitel 1.1). Die Individuenhäufigkeiten (vgl. Kapitel 1.2) wurden für

jede einzelne Untersuchungsstelle erfasst und anschließend die mittlere Individuendichte pro 100 m Uferlänge standardisiert berechnet.

Kartierung von Fischlarven und früher Juvenilstadien im Frühjahr

Die Sichtung von Fischlarven erwies sich als geeignete Methode, um sehr frühe Lebensstadien in den genutzten, kleinräumigen Strukturen zu quantifizieren, ohne eine nachhaltige Störung des Einzelindividuums oder des untersuchten Mikrohabitates zu verursachen. Durch den Vergleich mit den Erhebungsdaten anhand vorgenommener Befischungen mit elektrischem Strom zeigte sich, dass die Methode der Larvensichtung zur Abschätzung der Individuendichte von Fischlarven geeignet ist, die Genauigkeit aber von der Charakteristik (z. B. Fließgeschwindigkeit, Trübe) des zu untersuchenden Gewässers und des Kleinlebensraumes (z. B. Beschattung, Substratgröße, Bewuchs) abhängig ist. In weiterer Folge erwies sich die Methode der Elektrobefischung früher Juvenilstadien zur Erhebung von Individuenhäufigkeiten als sehr gut geeignet.

Vorkommen von Larven und frühen Juvenilstadien im Gewässerlängsverlauf

Durch die Verschneidung der Ergebnisse von Sichtung und Befischung relevanter Habitate konnte gezeigt werden, dass die Individuendichten von Äschen- und Bachforellenlarven im Längsverlauf der Untersuchungsstellen von der hydromorphologischen Situation im Uferbereich des UntersuchungsGewässers abhängig sind und auf schwallbedingte, hydrologische Veränderungen arten- und altersabhängig sensibel reagieren können (vgl. Abbildung 6: RW1-RW3, NF4-NN14). Hier zeigte sich, in Abhängigkeit der Habitatqualität, eine Reduktion bzw. ein Fehlen von Larven in Bereichen unterhalb der Schwalleinleitungen, mit tendenziell leicht ansteigenden Häufigkeiten bei abnehmender Schwallintensität, bzw. zunehmender Entfernung zu den Schwalleinleitungen. Sowohl naturnahe, als auch naturferne Stellen zeigen bei hoher Schwallintensität geringe Fischdichten. Die unterschiedlichen Wirkungen von Zubringern auf den Fischbestand in Schwallgewässern können anhand der Kartierungen i. A. nachgewiesen werden. In Abhängigkeit der hydromorphologischen Gegebenheiten des betrachteten Nebengewässers und deren mögliche Funktion als Laichhabitat bzw. (Refugial-)Lebensraum (vgl. Abbildung 6: Z_NN15-NN26, Z_NN_g30-NN39, Z_NN50-NN54) ist für unterschiedliche Jungfischstadien eine Wirkung auf flussabliegende Uferhabitate bzw. die dort vorkommenden Larven und Juvenilfische erkennbar.

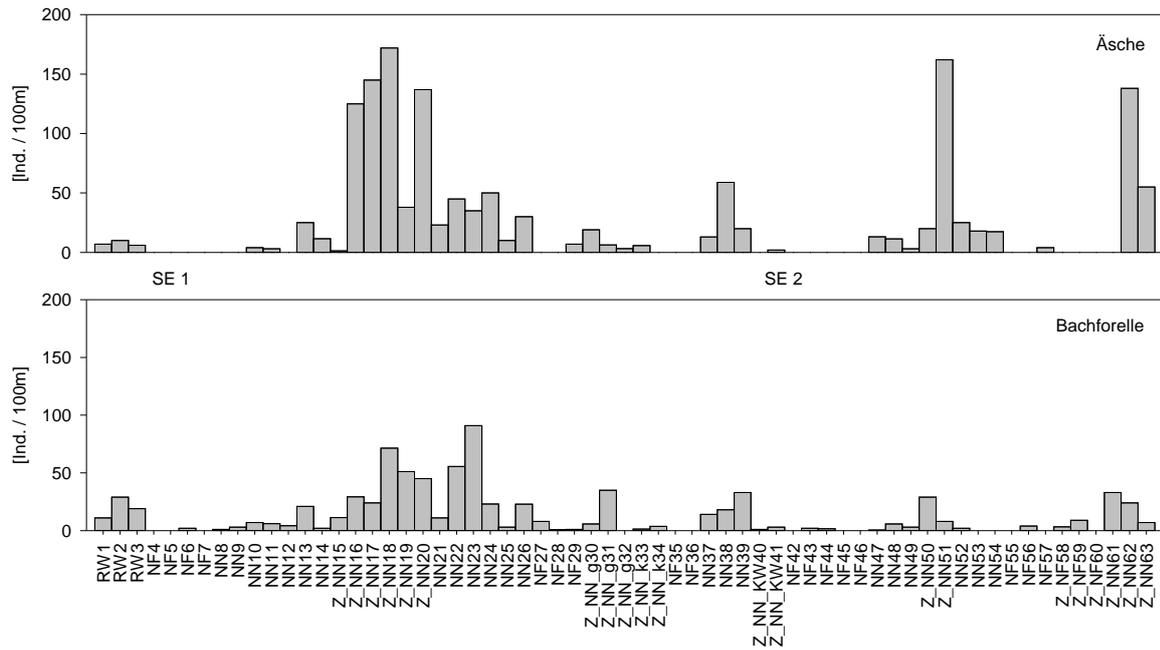


Abbildung 6: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) früher Juvenilstadien (Äsche und Bachforelle) der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels; SE: Schwalleninleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer, -g: groß, -k: klein.

Vorkommen von Larven und frühen Juvenilstadien in Abhängigkeit der Uferstrukturierung

Die Individuumdichten der Larven und frühen Juvenilstadien in unterschiedlichen Habitattypen im gesamten Gewässerabschnitt des fiktiven Fallbeispiels sind in Abbildung 7 dargestellt. Juvenile Äschen im Frühjahr nutzen vor allem buchtartige Strukturen und flach überströmte Kiesbänke. Aber auch strukturierter Ufer stellen geeignete Habitate für Äschenlarven und frühen Juvenilstadien dar. Hingegen wurden im regulierten Gewässerabschnitt nahezu keine Larven und Jungfische kartiert. Die Abundanzen der Bachforelle sind verglichen mit der Äsche insgesamt deutlich verringert. Regulierte Uferbereiche werden von Bachforellen kaum genutzt. Ähnlich der Äsche nutzen die Bachforellen in diesem Stadium auch buchtartige Strukturen und Flachwasserbereiche auf Kiesbänken mit geringen Fließgeschwindigkeiten, wurden jedoch verstärkt in Uferhabitaten mit heterogener Struktur vorgefunden.

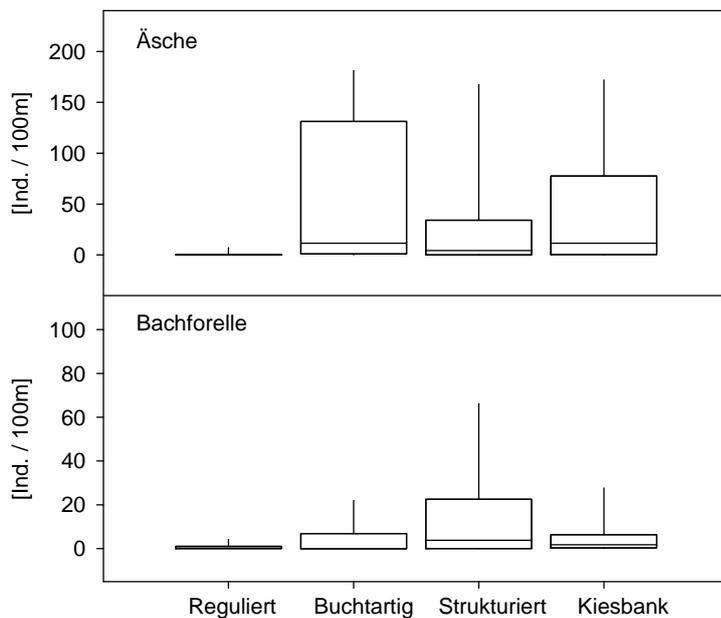


Abbildung 7: Individuendichte (Ind./100m; fiktive Daten) und Strukturtyp der Frühjahrskartierung im fiktiven Fallbeispiel

Jungfischkartierung im Sommer

Die bereits für die Frühjahrskartierung angewandte Methode der Elektrofischung wurde ebenfalls für die Kartierung der Jungfischbestände in den Sommermonaten angewandt. Aufgrund von veränderten Habitatansprüchen und Verhalten der Jungfische wurde die Datenerhebung mittels der Sichtungsmethode nicht mehr verfolgt. Die bereits vor Durchführung der Larvenkartierung stattgefundenene interdisziplinäre Festlegung der Untersuchungsstellen (vgl. Kapitel 1.1) wurde beibehalten und die Auswahl der untersuchten Stellen an die veränderten Habitatansprüche der Jungfische angepasst. Dadurch konnte es, unter Beibehaltung des Beprobungsumfanges, zu geringfügigen räumlichen Verschiebungen der Befischungsstellen kommen. Zusätzlich zu den beiden bereits im Frühjahr untersuchten Fischarten ermöglicht diese Methode auch eine semiquantitative Beschreibung von Beständen vorkommender Begleitfischarten.

Vorkommen von Jungfischen im Gewässerlängsverlauf

Die Ergebnisse der Jungfischbefischung im Sommer bilden die Auswirkungen der Schwallbelastung auf die Individuendichten der beiden Leitarten im Längsverlauf der Monitoringstellen bzw. eine Änderung der Häufigkeiten bei abnehmender Schwallintensität und zunehmender Entfernung zu den Schwalleinleitungen im fiktiven Fallbeispiel nicht klar ab. Sowohl naturnahe, als auch naturferne Stellen zeigen bei hoher sowie geringer Schwallintensität mit Ausnahme von Zubringern sowie Untersuchungsstellen unmittelbar flussab der Zubringermündungen geringe Fischdichten. Unterhalb der Restwasserstrecke (vgl. Abbildung 8: RW1-RW3) bzw. flussab der im Untersuchungsgebiet weiter flussauf gelegenen Schwalleinleitung (vgl. Abbildung 8: NF4-NN14) wurden nur äußerst geringe Individuendichten von Äsche und Bachforelle nachgewiesen. Im Vergleich zur Restwasserstrecke sowie zwischen naturnahen (NN) und naturfernen (NF) Stellen ergeben sich keine bzw. nur geringfügige Unterschiede.

Auch im weiteren Verlauf des untersuchten Gewässers waren die Individuendichten beider Fischarten großteils stark vermindert. Dies traf allerdings auf Monitoringstellen die direkt flussab von Zubringern liegen, in welchen erhöhte Dichten an Jungäschen nachgewiesen wurden, nicht zu. Bei diesen Monitoringstellen wurden i. A. ebenfalls höhere Jungfischdichten nachgewiesen. Die Beprobungen in Zubringern und deren flussabliegenden Einflussgebieten im Hauptgewässer zeigten eine artspezifische Eignung für die untersuchten Jungfische: So wurden, im Vergleich zum Hauptgewässer, in keinem Zubringer höhere Dichten an jungen Bachforellen nachgewiesen, auch wenn diese bei der Frühjahrskartierung hohe Larvendichten zeigten. Generell wurde bestätigt, dass im gesamten Untersuchungsgebiet naturferne Abschnitte, sowohl von Jungäsche als auch Bachforelle, so gut wie nicht genutzt wurden.

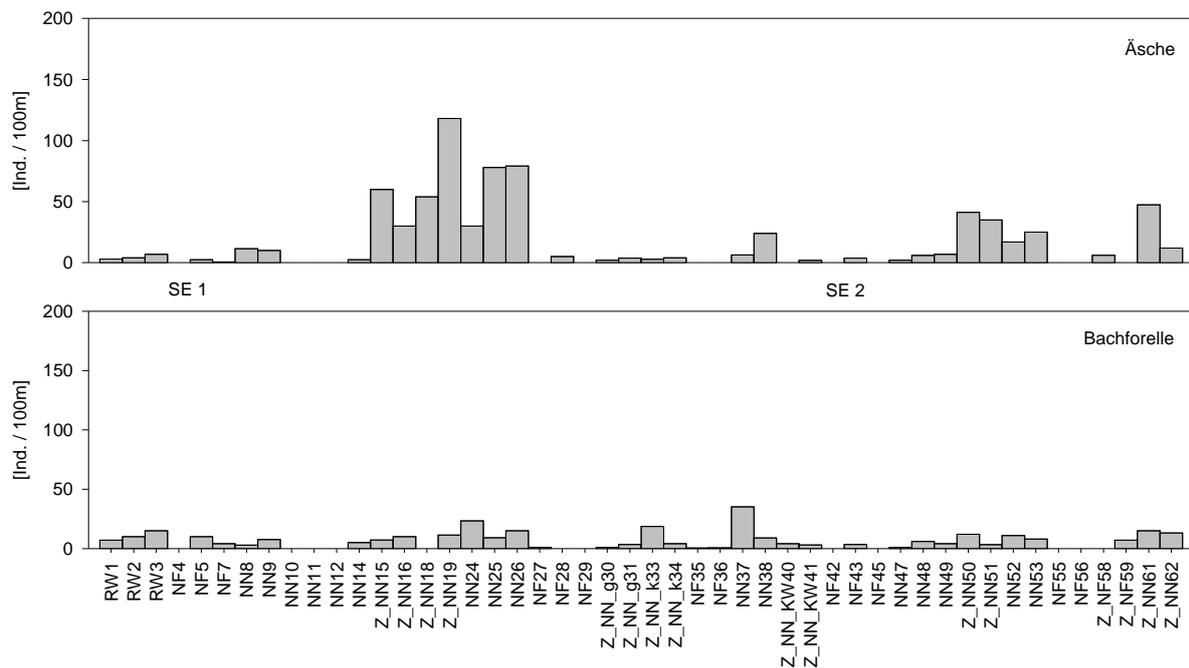


Abbildung 8: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) juveniler Äschen und Bachforellen der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des untersuchten Gewässerabschnitts im fiktiven Fallbeispiel; SE: Schwalleinleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer.

Jungfischvorkommen in Abhängigkeit der Uferstrukturierung

Die Individuumdichten der Jungfische in unterschiedlichen Habitattypen im gesamten Gewässerabschnitt des fiktiven Fallbeispiels sind in Abbildung 9 dargestellt. Im regulierten Gewässerabschnitt wurden nahezu keine Jungfische kartiert. Im fortgeschrittenen Juvenilstadium der Äsche werden auch fast keine buchtartigen Strukturen mehr genutzt. Kiesbänke und strukturierte Ufer sind eindeutig die bevorzugten Habitate im Sommer. Die Bachforelle wurde ebenfalls in strukturierten Bereichen und Kiesbänken, jedoch vermehrt in buchtartigen Strukturen vorgefunden.

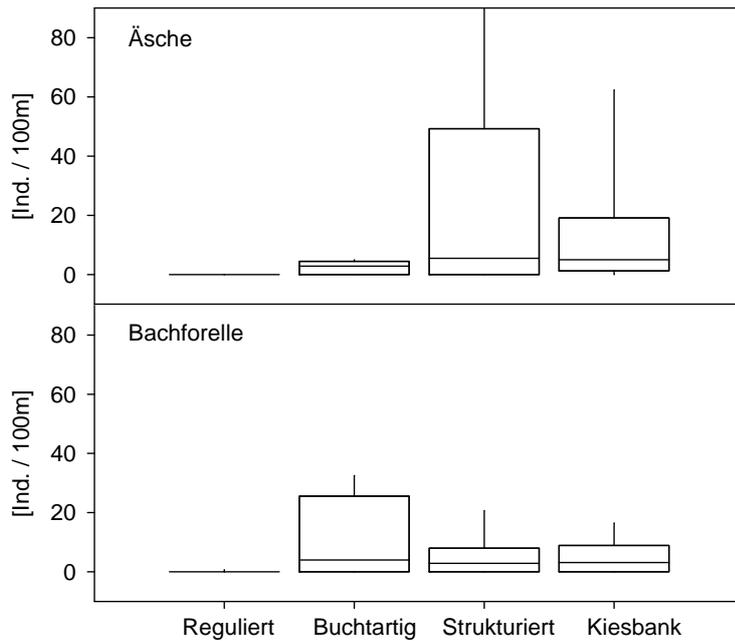


Abbildung 9: Individuendichte (fiktive Daten) und Strukturtyp der Sommerkartierung im fiktiven Fallbeispiel

2.2 Benthosökologische Ergebnisse und Interpretation

Methodik - Verifizierung der Feld-Screening-Methodik

Die Analyse ergab, dass bezüglich der Gesamtabundanz die Freilanduntersuchungen in hohem Maße mit den Labor-Ergebnissen übereinstimmen (vgl. Abbildung 10). Taxon-spezifische Analysen ergaben, dass die Abundanz des Indikator-Taxon *Allogamus auricollis* überschätzt wurde (vgl. Abbildung 11). Dies ist auf das Vorkommen von leeren Köchern in den Proben zurückzuführen. Diese wurden im Freiland als tatsächliche Individuen gezählt und erst die Analyse im Labor zeigte auf, dass viele der Köcher in den Proben nicht von Larven besetzt waren. Die genaue Überprüfung der Köcher im Freiland, stellt eine bedeutende Empfehlung dieser Studie dar (siehe Empfehlungen).

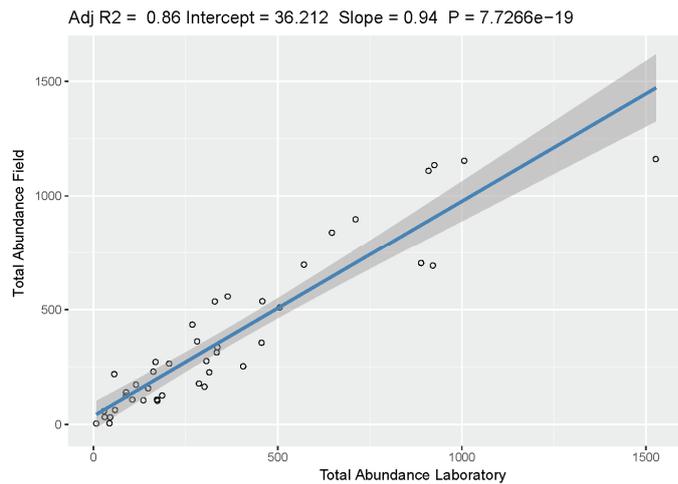


Abbildung 10: Lineare Regression von im Feld gezählter Gesamtabundanz und im Labor gezählter Gesamtabundanz (n=42; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

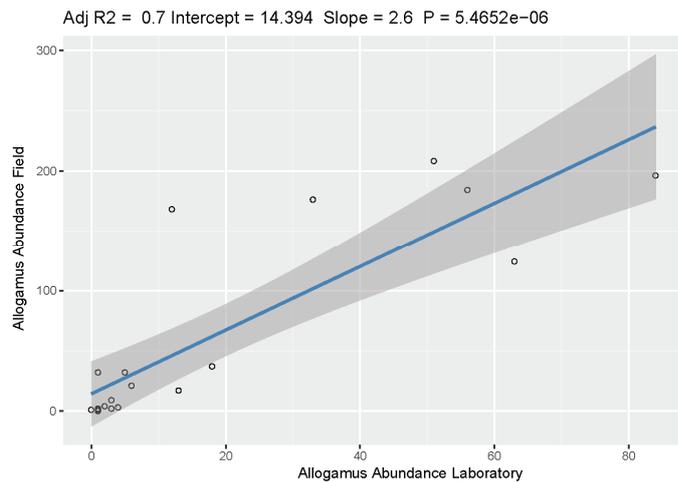


Abbildung 11: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von *Allogamus auricollis* und im Labor gezählter Abundanz von *Allogamus auricollis* (n=16; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

Die Abundanz des Indikator-Taxons *Rhithrogena* sp. wurde im Feld mit ähnlicher Genauigkeit wie im Labor erhoben (vgl. Abbildung 12).

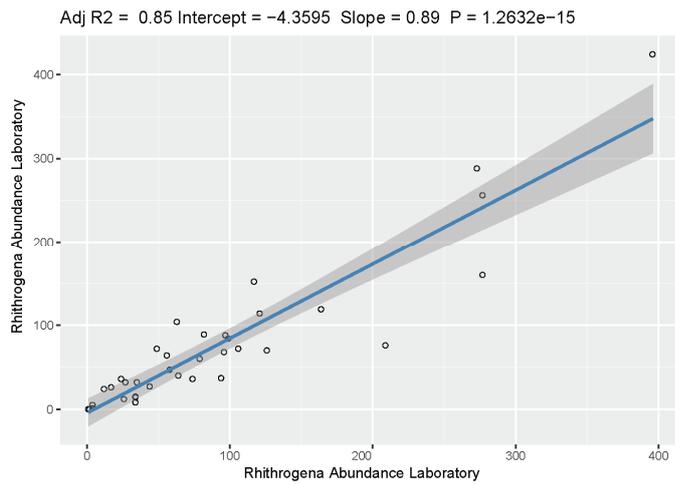


Abbildung 12: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von *Rhithrogena* sp. und im Labor gezählter Abundanz von *Rhithrogena* sp. (n=36; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen) der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)

Limitierend für eine genaue Abundanz-Erhebung im Feld kann ein hoher minerogener Substratanteil in der Probenschale darstellen. Abbildung 13 zeigt den Verlauf der Abundanz-Erhebung der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa mit steigendem minerogenen Anteil. Demnach wird die Abundanz bei einem sehr hohen minerogenen Anteil (vergleichbar mit Abbildung 14) tendenziell unterschätzt, wobei dies auch auf die vergleichsweise niedrige Individuendichte in diesen Proben zurückgeführt werden kann.

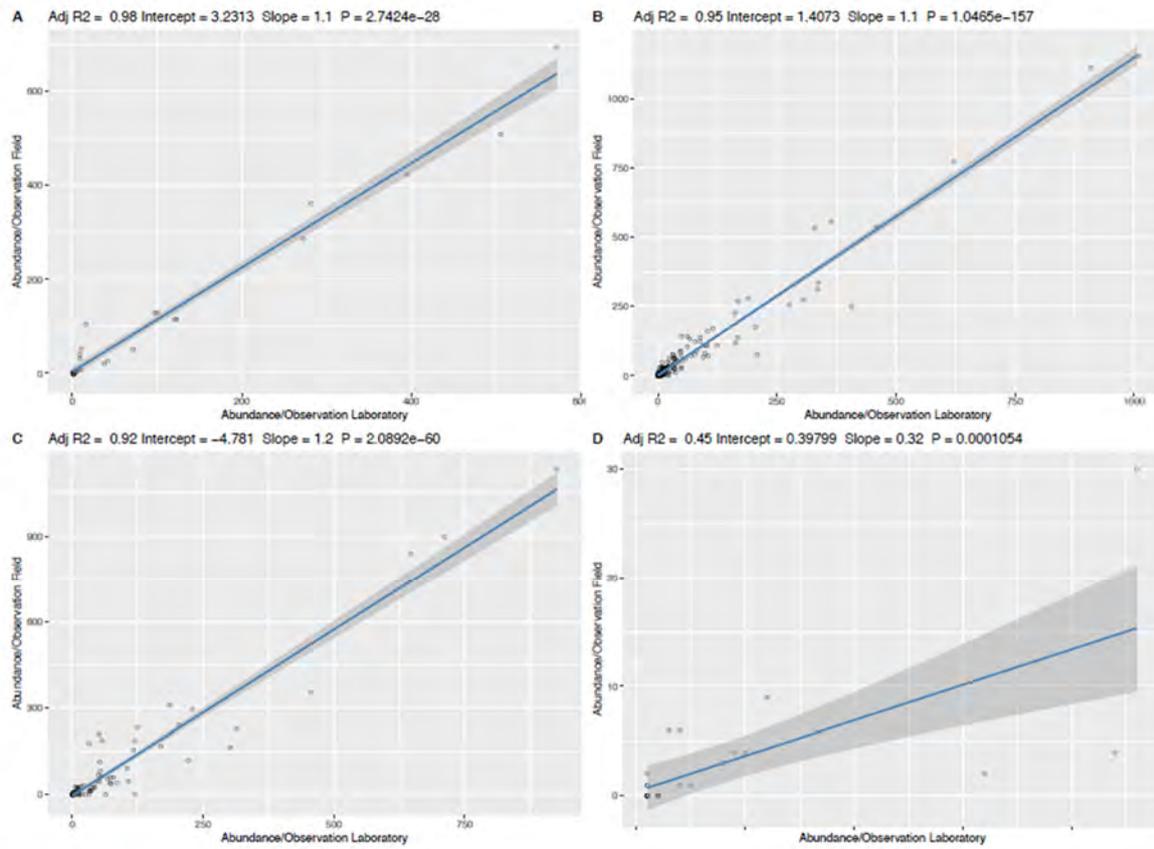


Abbildung 13: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz und im Labor gezählter Abundanz der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa (kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); A: Minerogene Anteil Klasse = sehr niedrig (n=35); B: Minerogene Anteil Klasse = niedrig (n=239); C: Minerogene Anteil Klasse = mittel (n=205); D: Minerogene Anteil Klasse = sehr hoch (n=26); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)



Abbildung 14: Beispielfoto für hohen minerogenen Gehalt (Foto: Florian Dossi)

Ergebnisse des Benthosökologischen Monitorings im Untersuchungsgebiet des fiktiven Fallbeispiels

Nachdem nachgewiesen werden konnte, dass die Zählung der Gesamtabundanz im Feld in hohem Maße mit der Zählung der Gesamtabundanz im Labor übereinstimmt und aus zahlreichen Studien bekannt ist, dass Schwall Einfluss auf Gesamtabundanz und Biomasse von MZB nehmen kann (Brittain & Eikeland, 1988; Moog, 1993; Céréghino et al., 2002; Schülting et al., 2016), wurde als benthosökologische Kennzahl in den folgenden Darstellungen vorläufig die Gesamtabundanz herangezogen. Ergänzend wurden Darstellungen mit EPT Taxa (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen), sowie mit Oberflächen- und Interstitialtaxa erstellt, um die Verteilung der unterschiedlichen Tiere über das Projektgebiet zu veranschaulichen.

Makrozoobenthosabundanzen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels

Im Längsverlauf zeigen sich stark schwankende Makrozoobenthos-Abundanzen, welche auf hydrologische, sowie morphologische Eigenschaften der Probestellen zurück zu führen sind (vgl. Abbildung 15). Naturnahe Stellen scheinen tendenziell höhere Abundanzen aufzuweisen (vgl. Abbildung 15 - Stelle 2, 3, 11 und 12), was wahrscheinlich auf eine generell höhere Habitatverfügbarkeit, die Auswirkungen eines unbefestigten und breiteren Querprofils und die Bereitstellung geeigneter Refugialhabitate zurückzuführen ist.

Betrachtet man nur die Larven der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (EPT-Taxa) so zeigen sich ähnliche Muster im Längsverlauf (vgl. Abbildung 16). Durch den starken Einfluss der individuellen gewässermorphologischen Eigenschaften an den Probestellen und durch die gewählte Darstellungsform ist ein Zusammenhang zwischen Schwallintensität, bzw. Abstand zur Schwalleinleitung und Individuendichten schwer erkennbar. Dies deutet darauf hin, dass zukünftig eine Anpassung der Probestellenauswahl, sowie Verteilung der Probepunkte nötig sein wird, um maximale Vergleichbarkeit zwischen den Probestellen zu gewährleisten. Besonders die Beprobung der durch Uferverbauung geprägten Probestellen erwies sich als herausfordernd, da sich die hydraulischen Eigenschaften an den Mikrohabitaten dort als besonders heterogen herausstellten, wohingegen flache Kiesbänke nach aktuellen Erfahrungswerten bessere Möglichkeiten einer einheitlichen Beprobung bieten. Doch auch hier sollte die Systematik der Probestellen- und Probepunktauswahl zum Ziele einer erhöhten Vergleichbarkeit überdacht und angepasst werden. Das Ziel zukünftiger multivariater Analysen sollte es sein gezielt die Schwallsensitivität biotischer Metrics zu testen und darzustellen.

Oberflächentaxa zeigen im Vergleich zu Interstitialtaxa deutlichere Unterschiede an den verschiedenen Untersuchungsstellen (vgl. Abbildung 17 und Abbildung 18). Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass Interstitialtaxa den Wasserspiegelschwankungen weniger stark ausgesetzt sind. Ein Schwerpunkt zukünftiger Analysen sollte die Untersuchung weiterer Zeigerorganismen, Organismengruppen und Gilden sein.

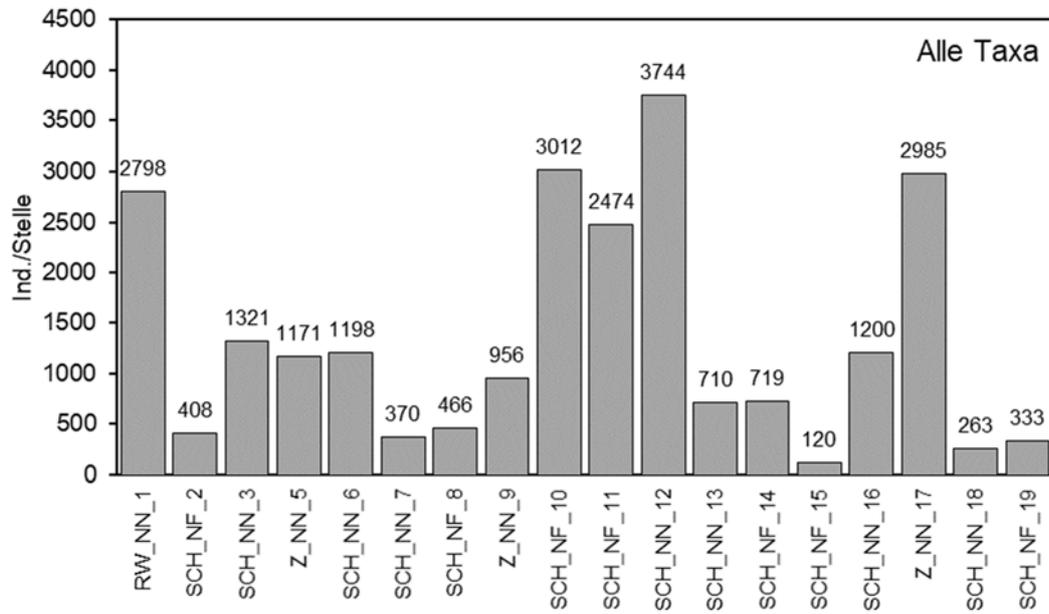


Abbildung 15: Gesamtabundanzen im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.

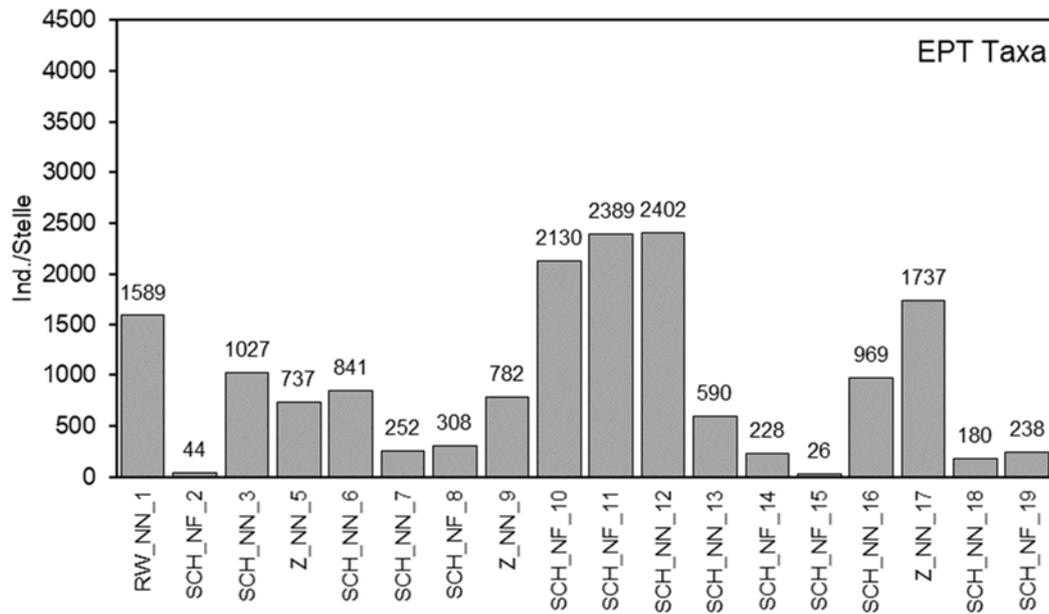


Abbildung 16: Gesamtabundanzen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-TAXA) im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: naturfern.

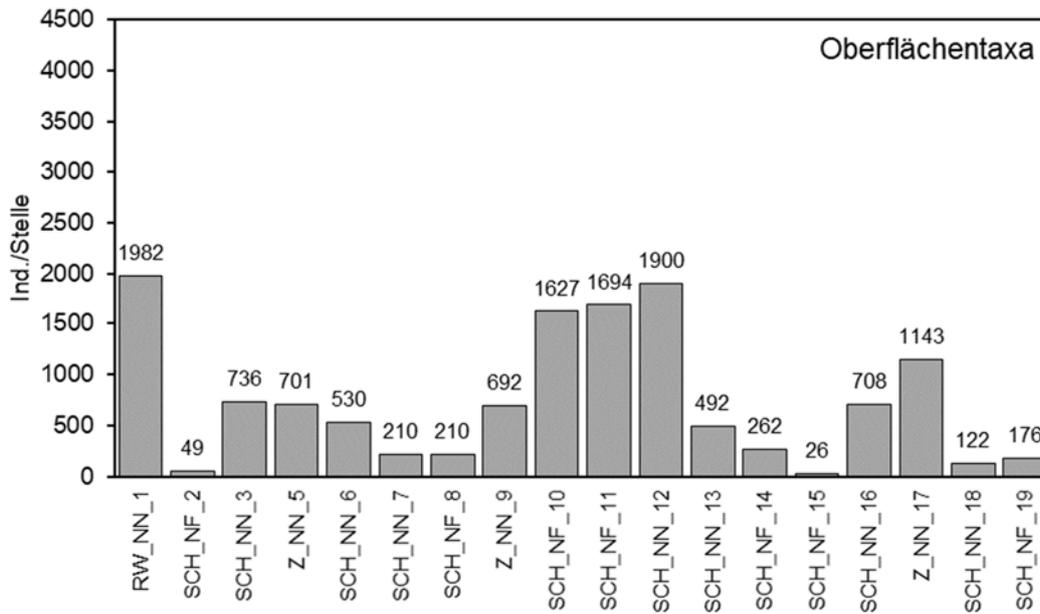


Abbildung 17: Gesamtabundanzen der Substratoberflächen-besiedelnden Taxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.

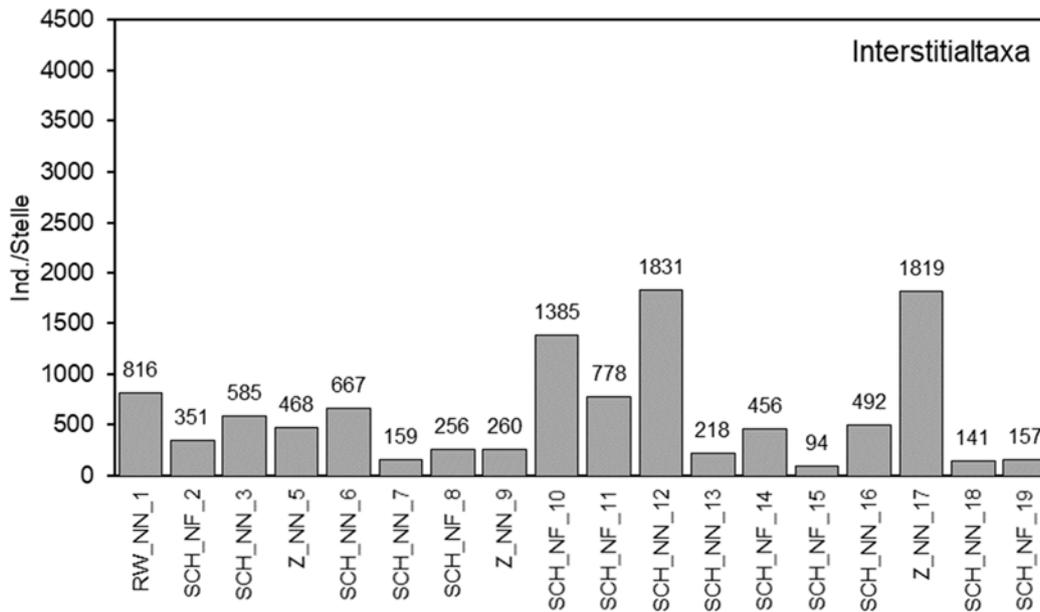


Abbildung 18: Gesamtabundanzen der Interstitialtaxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern. Die Werte unter der Stellenbezeichnung gibt den Abstand in km zur untersten Stelle an.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

3.1 Fischökologischer Ausblick

Die Konzeption der fischökologischen Aufnahmemethodik (Methodenkombination aus Lebensraumkartierung, Sichtung, Befischung) ermöglicht es, die aktuelle Situation im Untersuchungsgewässer hinsichtlich des Larven- und Jungfischauftommens bestimmter Zeigerarten zu erfassen. Durch die standardisierte Ermittlung von Individuendichten ist es möglich, eine jahreszeitliche Bestandsentwicklung unter Berücksichtigung hydromorphologischer Habitatkriterien zu erheben und eventuell bestehende Defizite zu erkennen. Mittels wiederholter Durchführungen in aufeinanderfolgenden Jahren (Prä- und Postmonitoring) können gesetzte Maßnahmen zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen hinsichtlich ihrer Wirkung beurteilt werden. Ein essenzieller Baustein des Monitoringkonzeptes ist die Untersuchung und Beurteilung einmündender Zubringer hinsichtlich deren Funktion als Reproduktions- und/oder Refugialhabitat sowie deren Wirkung auf unterhalb der Einmündung liegende Habitate. Durch die Kombination von Laichplatz- bzw. Lebensraumkartierung, Sichtung früher Larvenstadien und Elektrobefischung älterer Larven- und Jungfischstadien können sowohl der Ist-Zustand, das fischökologische Potential sowie die zu erwartende Bestandsentwicklung anhand der Jungstadien erhoben werden.

Die einzelnen Aufnahmemethoden spiegeln den derzeitigen Stand der Forschung zur Evaluierung der fischökologischen Situation in schwallbeeinflussten Fließgewässern wider. Die **Forschungsaktivitäten beschränken sich bisher auf lediglich drei Fallbeispiele**, wobei innerhalb der Fallbeispiele u.a. aufgrund der unterschiedlichen hydrologischen, morphologischen und sedimentologischen Gegebenheiten Unterschiede in der Ausgangssituation vorliegen. Ebenso zeigen die erhobenen biologischen Daten auch Unterschiede hinsichtlich der Fischartenverteilung und Individuendichte, sodass folglich einzelne Ergebnisse zum jetzigen Zeitpunkt ausdrücklich gewässerspezifisch zu verstehen sind. Die **Ableitung allgemein gültiger Aussagen für alle schwallbelasteten Gewässerabschnitte soll durch detaillierte statistische Analysen im Rahmen von ÖkoResch erfolgen** bzw. ist die **bisherige Methodik anhand der Erfahrungen weiterer Anwendungen zu überprüfen und ggf. anzupassen**.

Die **genaue Betrachtung einzelner Aufnahmemethoden zeigt, dass** die gleichsam rasch sowie einfach durchführbaren **Erhebungen früher Altersstadien** (Fischlarven und Jungfische) prinzipiell **funktioniert** und durch mehrmalige Erhebungen die Entwicklung der Jungfischbestände gesamtheitlich und im jahreszeitlichen Verlauf betrachtet werden kann.

Die Lebensraumkartierungen im und nahe dem Mündungsbereich fischökologisch relevanter Zubringern, die auf Basis einfach verfügbarer Daten (z. B. Einstufung Fischlebensraum, hydromorphologischer Zustand, Querbauwerkskataster) und in Absprache mit der lokalen Fischerei festgelegt und im Zuge der Erhebungen verifiziert wurden zielen darauf ab, deren bestehende Funktionen als Reproduktions- und Refugialhabitat für das Untersuchungsgewässer sowie deren Potential für Maßnahmenplanungen zu erheben, da diese in Abhängigkeit der hydromorphologischen Ausprägung, der Anbindung an das Hauptgewässer, der Fischdurchgängigkeit, des Potentials als Reproduktions- bzw. Refugialhabitat sowie etwaiger hydromorphologischer Defizite beachtliche positive Effekte auf Populationen im Hauptgewässer leisten können. Gleichzeitig können auf Basis lokaler Potentiale bzw. Defizite die festgelegten Monitoringstellen erforderlichenfalls frühzeitig adaptiert werden.

Von einer potentiellen Eignung eines Zubringers als Lebensraum mit Reproduktions- bzw. Refugialhabitaten ist dann auszugehen, wenn (1) Laichaktivität festgestellt wird und/oder (2) passende hydromorphologisch Bedingungen gegeben sind. Die (3) Anbindungssituation an das Hauptgewässer stellt dabei ein KO-Kriterium dar, flussauf folgende Wanderhindernisse schränken ein etwaiges Potential ein. Es ist davon auszugehen, dass bei entsprechender Anbindung, Gewässergröße und Lebensraumausstattung eine Ausstrahlwirkung durch „Spenderpopulationen“ im Zuge zeitlich nachfolgender Erhebungen in den Daten abgebildet werden kann.

Die Larvensichtung stellte sich als probates Mittel zur Bestandsbestimmung sehr früher Lebensstadien in den genutzten kleinräumigen Strukturen dar, da unmittelbar nach der Emergenz v.a. Bachforellenlarven nicht oder nur ungenügend auf ein elektrisches Feld reagieren. Die Larven der untersuchten Fischarten können (semi-)quantitativ gesichtet und deren Abundanzen ermittelt werden. Die Datenqualität ist jedoch vom Erhebungsaufwand bzw. -intensität, der Strukturbeschaffenheit (z. B. Beschattung, Substratgröße, Bewuchs) der untersuchten Stelle sowie den vorherrschenden Abflussbedingungen (Wasserstand und Trübe) abhängig. Obwohl es zu Unterschätzungen der tatsächlich vorherrschenden Individuendichten kommen kann, ist die Sichtung für die Beurteilung und Interpretation der Bestandsentwicklungen unter dem Hintergrund eventueller Drift- und Strandungsphänomene wesentlich. Weiters ermöglicht die Sichtung den Nachweis des Reproduktionspotentials von Zubringern sowie des Schlupfzeitpunktes. Unter Berücksichtigung der untersuchten Strukturtypen, sowie der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Larvenbestände ist es möglich, ein gesamtheitliches Bild des Untersuchungsgewässers zu erhalten. Auch hinsichtlich der zeitlich anschließenden Untersuchungen mittels Elektrobefischung ist eine Abschätzung der Larvenbestandsentwicklung als integrativer Bestandteil zu sehen.

Die Befischungen zielen darauf ab, die Bestände postlarvaler Entwicklungsstadien zu dokumentieren. Diese reagieren bereits auf ein elektrisches Feld und können so im Zuge gezielter Strukturbefischungen gut quantifiziert werden. Befischungen früher Stadien, die zur Validierung der unmittelbar zuvor erfolgten Sichtungsergebnisse im Zuge der Frühjahrskartierungen durchgeführt wurden, zeigten je nach beprobten Strukturtyp, mögliche Unterschätzungen bis zu einer Größenordnung von 1:10 an. Diese Unschärfen der Sichtungsmethode soll durch weitere Untersuchungen genauer definiert (Strukturtyp, Intensität) und die Methodik ggf. entsprechend adaptiert werden. Es ist aber festzuhalten, dass selbst qualitative Daten zum Vorhandensein/Fehlen sehr früher Lebensstadien, die noch nicht auf ein elektrisches Feld reagieren und folglich nur gesichtet werden können, für die Beurteilung und Interpretation der Bestandsentwicklungen wesentlich sein können.

Die einzelnen Komponenten des Methodenkonzeptes (Lebensraumkartierung, Sichtung und Befischung) liefern spezifische Informationen, durch deren Verschneidung ein ganzheitliches Bild entsteht. Hinsichtlich der Methodenvalidierung und Verschneidung der Ergebnisse von Sichtung und Befischung sind jedoch weitere Untersuchungen nötig, sowohl für eine bessere Interpretation der Sichtungsergebnisse, als auch für eine bessere Abschätzung der Habitatnutzung unterschiedlicher Entwicklungsstadien und deren Reaktion auf schwallbedingte Abflussschwankungen. Dafür bedarf es standardisierter Daten und Ergebnisse aus vergleichbaren, schwallbelasteten Gewässern sowie Gewässern ohne Schwallbeeinflussung. Die Berechnung von Bestandsdichten pro Uferlänge (Individuen/100m) wird derzeit als probater und effizienter zu ermittelnder Wert angesehen, auch wenn mitunter sehr kleinräumige Habitattypen vorkommen können (z. B. kleinräumige buchtartige Strukturen). Des Weiteren ist durch die eindimensionale Standardisierung kein Flächenbezug gegeben, welcher gerade bei strukturell unterschiedlichen Larven- und Jungfischhabitaten relevant sein kann (z. B. Vergleich von Blockwurf und flach geneigte Kiesbank).

Bei der **Auswahl und Anzahl potentiell geeigneter Monitoringstellen** ist darauf zu achten, dass diese hinsichtlich ihrer strukturellen Ausprägung repräsentativ für das Gewässer/den Gewässertyp sind, geeignete Larven- bzw. Jungfischhabitate darstellen und ein breites Spektrum der hydrologischen Schwallbelastung abdecken. Bei der Zuweisung eines Strukturtyps für eine Monitoringstelle gilt es, die aktuelle Abflusssituation zu berücksichtigen, da diese für die hydromorphologische Wirkung maßgeblich ist. Definiert an einer bestimmten Stelle bei Niederwasser etwa eine Kiesbank die uferprägende Struktur, so kann diese Stelle infolge einer Durchflusserhöhung voll überströmt werden, und ein lateral dahinterliegendes reguliertes Ufer den aktuellen Strukturtyp prägen. In diesem Zusammenhang sei auch noch erwähnt, dass die Resultate des angewandten Methodenkonzeptes maßgeblich von der Gewässereintrübung und der damit einhergehenden Sichttiefe abhängig sind.

Das vorgestellte fischökologische Monitoringkonzept, das eine **Kombination** aus 1) **Lebensraumkartierung im Winter**, 2) **Sichtung von Fischlarven und elektrische Befischung früher Juvenilstadien im Frühjahr** sowie 3) elektrischer **Befischung von Jungfischstadien im Sommer** darstellt, **dient der Wirkungskontrolle von Maßnahmen** zur Verminderung schwall- und sunkbedingter Auswirkungen **mittels einfach und rasch durchführbaren, standardisiertem Prä- und Postmonitoring**. In der **aktuell vorliegenden Form** wird es als **zielgerichtet, anwendbar und wirksam erachtet. Eine Reduktion des Beprobungsumfanges ist aus derzeitiger Sicht nicht sinnvoll**. Jeder einzelne Methodikteil liefert wichtige Informationen für eine ganzheitliche Betrachtung und Analyse eines Gewässers, wodurch das Risiko von Fehlinterpretationen und Trugschlüssen im Zuge von Maßnahmenüberprüfungen minimiert werden soll. Für die Erarbeitung der Grundlagen für einen national anwendbaren „**Leitfaden**“ soll der beschriebene Ansatz im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojekts ÖkoResch weiter verfolgt und hinsichtlich **nachstehender Punkte geschärft bzw. an zusätzlichen Fallbeispielen angewendet, verifiziert und gegebenenfalls adaptiert werden**.

- * Ausweisung relevanter Beprobungsstellen und Strukturtypen
 - aktueller Ansatz der grobskaligen Mesohabitat-Typen (siehe auch Tabelle 1) hat sich für fischökologische Fragestellung bewährt, Nachschärfung bei kleinräumigen buchartigen Strukturen (z. B. flussab gelegener Kiesbankbereich) sinnvoll
 - tiefergehende Vereinheitlichung mit benthosökologischen Untersuchungen sinnvoll
- * Ausweisung fischökologisch relevanter Zubringer bzw. Mündungsbereiche
 - aktueller Ansatz zur Ausweisung relevanter Zubringer auf Basis einfach verfügbarer Daten (z. B. Einstufung Fischlebensraum, hydromorphologischer Zustand, Querbauwerkskataster; siehe NGP-Daten, teils online verfügbar über GIS-Applikationen der Länder) und in Absprache mit der lokalen Fischerei hat sich bewährt
 - Dokumentation und Verifizierung sowie erforderlichenfalls Adaptierung der Stellenauswahl im Zuge der Lebensraumkartierung (betrifft v.a. Prämonitoring) ist möglich und bietet Vorteile für spätere Beprobungen sowie Grundlagen für einzugsgebietsbezogene, ganzheitliche Maßnahmenplanungen
- * Beurteilung der potentiellen Eignung eines Zubringers als Reproduktionshabitat im Zuge der Lebensraumkartierungen
 - aktuell Ansatz zur Ausweisung der Lebensraumeignung von Zubringern im Mündungsbereich auf Basis einfach erhebbarer hydromorphologischer Parameter ist möglich und hat sich bewährt

- Spezifizierung bzw. Beschreibung artspezifischer Eignungskriterien (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratbeschaffenheit, Wassertemperatur) sowie Vorschlag zur deren Erfassung zur Vermeidung subjektiver Einstufungen sinnvoll
 - Konzept zur Priorisierung von Verbesserungsmaßnahmen an Zubringermündungen unter Zusammenschau der ökologischen Wirkung und des finanziellen Aufwandes auf Basis vorhandener Defizite ist für ganzheitliche Maßnahmenplanungen sinnvoll
 - Ableitung von Ausschlusskriterien für Zubringer (z. B. Mindestgewässergröße, Mindestwassertiefe, Mindestwasserabfluss o.ä.) in Kontext Zubringerpotential bzw. Laichplatz wird aus fischökologischer nicht empfohlen, da auch kleinere Gewässer hohe Potentiale bergen können (z. B. Neustiftgraben an der Enns, Mühlbach nahe Gorthipol an der Ill) bzw. auch intermittierende Gewässer temporär wichtige Lebensräume bieten können (z. B. Tauglbach an der Salzach)
- * Einheitlichen Strategie zum Umgang mit Besatzmaßnahmen in den einzelnen Fischereirevieren
- Besatzmaßnahmen im Beprobungsjahr und insbesondere flussauf bzw. unmittelbar an der Beprobungsstelle können erhobene Fischdaten stark beeinflussen
 - Abfrage jährlicher Besatzvorschriften und Besatzzahlen bei den Fischereivereinen und Landesfischereiverbänden wichtig und soll weiter forciert werden
 - Abstimmung von Besatzzeitpunkten und Aufnahmeterminen sehr wesentlich
- * Kriterien und Strategien zum Umgang mit Faktoren, die einen wesentlichen Einfluss auf die Datenqualität haben können
- noch stärkere Standardisierung der Sichtungs- und Befischungsintensität (zeitlichen und räumlichen Aufwand wird bestmöglich konstant gehalten) insbesondere hinsichtlich der unterschiedlichen Strukturtypen essentiell
 - Abflusssituation unmittelbar vor bzw. zum Beprobungszeitpunkt sehr relevant: z. B. Empfehlung für Beprobungen bei $Q < MQ$, Durchführung von Beprobungen bis erhöhtes Mittelwasser möglich, unzulässig bzw. bei stark erhöhter Wasserführung (z. B. ab HQ0.5)
 - aktuelle Wassertemperatur für die Festlegung von Beprobungszeitpunkten (Sichtungen, Befischungen im Frühjahr bzw. Sommer) praktisch nicht relevant
 - Erfassung und Verarbeitung des jahreszeitlichen Temperaturverlaufs wichtig, da Laich- und Schlupfzeitpunkt, später auch Nahrungsverfügbarkeit etc. dadurch stark beeinflusst wird und folglich auch potentiell relevante Beprobungszeiträume für Sichtungen und Befischungen definiert; Entwicklung eines art- und gewässer- bzw. populationsspezifischen „Prognosetools“ zur Bestimmung der Emergenz anhand der Tagesgrade sinnvoll; Abgleich mit der örtlichen Fischerei uneingeschränkt essentiell!
 - Standardisierte Erhebung der Bedingungen hinsichtlich Trübe bzw. Sichttiefe zum Zeitpunkt von Sichtungen sowie Uferstreifenbefischungen (z. B. Messung der Bedingungen mittel Secchi-Scheibe, Spektrometer/Trübe-Sonde), Vorabschätzung von Einschränkungen potentieller Erhebungszeiträume durch Verschneidung von Abflussregimen und Flusstyp (z. B. Gletscher- vs. Tieflandfluss), Abschätzung der Datenqualität bzw. Unschärfen bei unterschiedlichen Bedingungen

3.2 Benthosökologischer Ausblick

Prinzipiell ist das in SuREmMa+ angewendete Methodenkonzept des Freiland-Screenings für die Erhebung der Abundanz von Makrozoobenthos sehr erfolgversprechend, da im Vergleich zur Labormethode der ökonomische Aufwand ohne hohen Informationsverlust deutlich verringert werden kann. Für Schwallstrecken scheint diese Methode besonders geeignet zu sein, da Abundanzmuster in Abhängigkeit der Hydrologie in kurzer Zeit abgebildet werden können. Da es trotzdem zu taxa-spezifischen Fehleinschätzungen im Feld kam, sollten folgende Empfehlungen beachtet werden, um bei zukünftigen Feld-Screenings eine noch höhere Genauigkeit der Abundanz-erhebung zu erzielen:

- * Köchertragende Köcherfliegen sollten nicht im Teilprobenraster abgeschätzt werden. Köcher müssen außerdem nach Inhalt kontrolliert werden (entsprechend muss mehr Zeit aufgewendet werden).
 - Weist eine Probe sehr hohe Köcherdichten auf, sollte diese nach der Feldbestimmung im Labor nachkorrigiert werden (nur die Köcher).
- * Besonders junge Larvenstadien, welche in hohen Dichten vorkommen werden häufig unterschätzt (Bsp. Nouridae), daher sollten entsprechende Proben in solchen Fällen nach einer Feldeinschätzung im Labor nachkorrigiert werden.
- * Die Proben sollten vor der Bestimmung möglichst sauber von anorganischem Material bzw. von Moosen & Algen befreit werden.
 - Sollte eine Probe viel Material enthalten, ist es wichtig, sich entsprechend mehr Zeit zu nehmen, um die Proben zu reinigen.
 - Gröberes Substrat (Akal bis Mesolithal) kann relativ einfach durch wiederholtes Schlemmen entfernt werden.
 - Feineres minerogenes Substrat (Pelal bis Akal) sollte so weit wie möglich auf die gleiche Weise aus den Proben entfernt werden, um möglichst genaue Bestimmung und Abundanzschätzungen zu gewährleisten.
 - Grobes organisches Substrat wie Algen und Moose können durch vorsichtiges und wiederholtes Abstreifen und Abschütteln im wassergefüllten Kübel und Durchspülen im MHS Nets gereinigt werden.
 - Sollte eine Probe nicht durch oben genannte Prozesse gereinigt werden können (häufig bei hohem Algen-/Moosanteil), sollten entsprechende Proben nach der Feldbestimmung anschließend verpackt und im Labor nachkorrigiert werden.

Im Längsverlauf schwankten die Makrozoobenthos Abundanzen stark, wobei eine Zunahme mit zunehmender Distanz zum Kraftwerk tendenziell erkennbar ist. Für die weiteren Analysen und die Weiterentwicklung der Monitoringmethode wird es wichtig sein, folgende Punkte zu beachten:

- Um den Schwalleinfluss zu erfassen, scheinen Kiesbankstrukturen als am besten geeignet zu sein, doch auch hier wird es nötig sein, ein besonderes Augenmerk auf den Einfluss vorhandener Mikrohabitate zu legen und ein detailliertes Konzept für die Einzelprobenauswahl zu entwickeln, um eine maximale Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Probestellen zu gewährleisten. Es wird empfohlen, die Methode an flachen Kiesbänken einzusetzen, um vergleichbare hydraulische Gradienten abzubilden und die Faunen-Reaktion analysieren zu können. Sonderstandorte wie Bühnen etc. können damit nicht verglichen werden.

- Um möglichst vergleichbare Mesohabitate zu beproben sollten die hydromorphologischen Eigenschaften der Probestellen detaillierter klassifiziert werden (z.B. Art und Lage der Kiesbank, Neigung, Informationen zu Dynamik und Algenbewuchs, etc.),
- Die gesamte Kiesbankhydraulik, sollte durch eine repräsentative Probepunktauswahl abgedeckt werden. Eine Anpassung des hier beschriebenen Methodenkonzeptes wird nötig sein, da hier nur ein ausgewählter Teil in der Mitte der Kiesbank beprobt wurde. Kiesbankende und -kopf hingegen wurden im Normalfall nicht abgedeckt.
- Auch der Zeitpunkt der Probennahme muss in zukünftigen Probennahmen und hinsichtlich eines zukünftigen Leitfadens stärker in Betracht gezogen werden. Um vergleichbare Beprobungen durchzuführen sollte möglichst bei Basisabfluss beprobt werden, da nur so verhindert werden kann, dass vereinzelte Proben in der Wasserwechselzone genommen werden.
- Die oben angeführten ökologischen Kennzahlen sollen zukünftig mittels multivariater Statistik auf „Schwellsensitivität“ geprüft werden. Darüber hinaus sollen auch weitere Bewertungskennzahlen für den Aufbau eines multimetrischen Index getestet werden. So zeigen Oberflächenbesiedelnde Taxa deutlichere Muster als Interstitialtaxa im Hinblick auf Schwallintensität und Gewässermorphologie. Daher gilt es diese in weiteren Arbeitsschritten genauer zu analysieren und ihr Potential als Zeigerorganismen für eine Bewertung zu evaluieren. Um potentielle Bewertungskennzahlen auf „Schwellsensitivität“ zu prüfen, sind Datenerhebungen an hydrologisch unbeeinflussten Flussabschnitten (und unter unterschiedlichen morphologischen Eigenschaften) notwendig. Geeignete Kennzahlen können darüber hinaus lediglich von „Vergleichsstrecken“ abgeleitet werden, die nicht von anderen anthropogenen Parametern überprägt sind, wie z. B. saprobieller Belastung (organische Verschmutzung). Die Auswahl dieser Vergleichsstellen ist für den jeweiligen Fließgewässertyp (gemäß Leitfaden A2-Makrozoobenthos; Ofenböck et al., 2018), z. B. für Gletscher-beeinflusste und –unbeeinflusste Bioregionen, erforderlich. Eine generelle Erhöhung der Probenanzahl aus schwallbeeinflussten und –unbeeinflussten Abschnitten ist für eine statistische Absicherung hinsichtlich Kennzahl-Auswertung zur Methodenentwicklung wesentlich, wobei zusätzlich auch saisonale Aspekte (auf Entwicklungsstadien des MZB zurückzuführende Änderungen der Zönosen im Jahresverlauf) berücksichtigt werden sollten.

Es muss an dieser Stelle explizit darauf hingewiesen werden, dass das in dieser Studie vorgeschlagene Feld-Screening nicht als Ersatz für detaillierte Bewertungsmethoden auf Artniveau empfohlen wird. So ist es beispielsweise nicht im Rahmen von Biodiversitätsstudien bzw. zur Dokumentierung von gefährdeten Arten einsetzbar, um z.B. die Auswirkungen baulicher Maßnahmen gesamtheitlich zu bewerten (Chessman 1995).

4 Literatur

- Bauernfeind, E., & U. H. Humpesch, 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verl. des Naturhistorischen Museums, Wien.
- BMLFUW, 2007. Hydrologischer Atlas Österreichs. 1. Lieferung 2003. 2. Lieferung 2005. 3. Lieferung 2007. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien .
- BMLFUW, 2017. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Internationale und Bilaterale Koordinierung, Wien.
- Brittain, J. E., & T. J. Eikeland, 1988. Invertebrate drift ? A review. *Hydrobiologia* 166: 77–93.
- Céréghino, R., P. Cugny, & P. Lavandier, 2002. Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology* 87: 47–60.
- Chessman, B. C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Austral Ecology* 20: 122–129.
- Graf, W., P. Leitner, O. Moog, C. Steidl, G. Salcher, G. Ochsenhofer, & K. Müllner, 2013. Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. 67–101.
- Graf, W., P. Leitner, C. Moritz, M. Hubmann, F. Greimel, & F. Dossi, in prep. Grundlagenerhebung zur Entwicklung eines Bewertungssystems von Fließgewässern mit glazialem Einzugsgebiet auf Basis des Makrozoobenthos – Projekt Glazass. Forschungsbericht, Wien. .
- Greimel, F., B. Grün, B. Zeiringer, S. Führer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, N. Höller, C. Hauer, & S. Schmutz, in prep. Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves – a method proposal. .
- Greimel, F., J. Neubarth, M. Fuhrmann, S. Führer, H. Habersack, M. Haslauer, C. Hauer, P. Holzapfel, S. Auer, M. Pflieger, S. Schmutz, & B. Zeiringer, 2017a. SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien.
- Greimel, F., B. Zeiringer, S. Führer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, N. Höller, S. Schmutz, & C. Hauer, in prep. Large scale assessment of anthropogenic caused water level fluctuations. .
- Greimel, F., B. Zeiringer, C. Hauer, P. Holzapfel, M. Fuhrmann, M. Haslauer, S. Führer, N. Höller, B. Grün, H. Habersack, & S. Schmutz, 2017b. Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, .
- Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, B. Grün, R. Godina, & S. Schmutz, 2016. A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations: Sub-Daily Flow Fluctuations - Austria. *Hydrological Processes* 30: 2063–2078.
- Greimel, F., B. Zeiringer, N. Höller, & S. Schmutz, 2017c. Technischer Bericht A - Kurzfristige Abflussschwankungen in Österreich. Ergänzung zu Endbericht: SuREmMa, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck .
- Hauer, C., B. Schober, & H. Habersack, 2013. Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling: RIVER MORPHOLOGICAL IMPACTS ON HYDROPEAKING PROCESSES. *Hydrological Processes* 27: 2209–2224.
- Hauer, C., G. Unfer, P. Holzapfel, M. Haimann, & H. Habersack, 2014. Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking: CHANNEL BAR

COMPLEXITY AND FISH STRANDING DUE TO HYDROPEAKING. *Earth Surface Processes and Landforms* n/a–n/a.

Hering, D., O. Moog, L. Sandin, & P. F. M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1–20.

Kastenhofer, O., 2018. Stranden von Makrozoobenthos infolge von Schwall und Sunk. Bachelorarbeit, ZHAW, Zürich.

Moog, O., 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 5–14.

Nelva, A., H. Persat, & D. Chessel, 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichthyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 289: 1295–1298.

Nykanen, M., & A. Huusko, 2003. Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology Freshwater Fish* 12: 127–133.

Ofenböck, T., Moog, O., Hartmann, A., Schwarzinger, I. & P. Leitner, 2018. Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Makrozoobenthos. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 233 pp.

Persat, H., & G. H. Copp, 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publications Ltd, Oxford, England: 197–209.

Peter, A., & M. Erb, 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. Kastanienbaum : EAWAG/Forschungszentrum für Limnologie .

Schülting, L., C. K. Feld, & W. Graf, 2016. Effects of hydro- and thermopeaking on benthic macroinvertebrate drift. *Science of The Total Environment* 573: 1472–1480.

Smith, M. J., W. R. Kay, D. H. D. Edward, P. J. Papas, K. S. J. Richardson, J. C. Simpson, A. M. Pinder, D. J. Cale, P. H. J. Horwitz, J. A. Davis, F. H. Yung, R. H. Norris, & S. A. Halse, 1999. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41: 269–282.

Tachet, H. (ed), 2003. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Ed, Paris.

Tanno, D., K. Wächter, & S. Schmidlin, 2016. Stranden von Wasserwirbellosen bei Schwallrückgang –Ergebnisse einer Pilotstudie. *Wasser Energie Luft*, 108. Jahrgang, Heft 4 .

Waringer, J. A., 1989. Life cycle, horizontal microdistribution and current resistance of *Allogamus auricollis* Trichoptera: Limnephilidae in an Austrian mountain brook. *Freshwater Biology* 22: 177–188.

Waringer, J., & W. Graf, 2011. *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Mauch, Dinkelscherben.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Festlegung der Monitoringstellen anhand des Gradienten der Schwallbelastung bezogen auf beide Schwallleinleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	3
Abbildung 2: Festlegung der Monitoringstellen anhand der wesentlichen Zubringer bezogen auf beide Schwallleinleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	4
Abbildung 3: Festlegung der Monitoringstellen anhand der morphologischen Gewässerausprägung (rot – Monitoringstellen in Gewässerabschnitten mit anthropogener Überprägung) bezogen auf beide Schwallleinleitungen im fiktiven Fallbeispiel (vgl. SuREmMa+ Forschungsbericht, Kapitel 2.3).....	5
Abbildung 4: Probennahmendesign Makrozoobenthos.....	11
Abbildung 5: Teilproben-Raster im Feld (Foto: Florian Dossi).....	12
Abbildung 6: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) früherer Juvenilstadien (Äsche und Bachforelle) der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des fiktiven Fallbeispiels; SE: Schwallleinleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer, -g: groß, -k: klein.	17
Abbildung 7: Individuendichte (Ind./100m; fiktive Daten) und Strukturtyp der Frühjahrskartierung im fiktiven Fallbeispiel	18
Abbildung 8: Individuendichten (Ind./100m; fiktive Daten) juveniler Äschen und Bachforellen der Untersuchungsstellen im Längsverlauf des untersuchten Gewässerabschnitts im fiktiven Fallbeispiel; SE: Schwallleinleitung; RW: Restwasser; NF: Naturfern; NN: Naturnah; Z: Zubringer.....	19
Abbildung 9: Individuendichte (fiktive Daten) und Strukturtyp der Sommerkartierung im fiktiven Fallbeispiel	20
Abbildung 10: Lineare Regression von im Feld gezählter Gesamtabundanz und im Labor gezählter Gesamtabundanz (n=42; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)	21
Abbildung 11: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von <i>Allogamus auricollis</i> und im Labor gezählter Abundanz von <i>Allogamus auricollis</i> (n=16; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95).....	21
Abbildung 12: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz von <i>Rhithrogena</i> sp. und im Labor gezählter Abundanz von <i>Rhithrogena</i> sp. (n=36; kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen) der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95).....	22
Abbildung 13: Lineare Regression von im Feld gezählter Abundanz und im Labor gezählter Abundanz der jeweiligen in der Probe enthaltenen Taxa (kumulierte Ergebnisdarstellung basierend auf den realen Fallbeispielen); A: Minerogene Anteil Klasse = sehr niedrig (n=35); B: Minerogene Anteil Klasse = niedrig (n=239); C: Minerogene Anteil Klasse = mittel (n=205); D: Minerogene Anteil Klasse = sehr hoch (n=26); der schattierte Bereich kennzeichnet das Konfidenzintervall (0.95)	23
Abbildung 14: Beispielfoto für hohen minerogenen Gehalt (Foto: Florian Dossi).....	23

Abbildung 15: Gesamtabundanzen im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.	25
Abbildung 16: Gesamtabundanzen der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-TAXA) im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: naturfern.	25
Abbildung 17: Gesamtabundanzen der Substratoberflächen-besiedelnden Taxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern.....	26
Abbildung 18: Gesamtabundanzen der Interstitialtaxa im Längsverlauf (fiktive Daten). RW: Restwasser; SCH: Schwall; Z: Zubringer; NN: Naturnah; NF: Naturfern. Die Werte unter der Stellenbezeichnung gibt den Abstand in km zur untersten Stelle an.	26

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für Fische.....	8
Tabelle 2: Beschreibung der unterschiedlichen Strukturtypen für das Makrozoobenthos	10