



Maßnahmenempfehlungen für erheblich veränderte Wasserkörper (HMWBs) in Luxemburg



Endbericht
2019

Autor: Stefan Schmutz & Birgit Vogel

Erstellt für: Le Government du Grand-Duché de Luxembourg;
Administration de la gestion de l'eau

Finanzierung Le Government du Grand-Duché de Luxembourg;
Administration de la gestion de l'eau

Wien, 2019

1	EINLEITUNG	4
1.1	DERZEIT FESTGELEGTE HMWBS.....	5
2	ALLGEMEINE HYDROMORPHOLOGISCHE VERHÄLTNISSE	6
3	IDENTIFIZIERUNG DER INDIKATIVSTEN BIOLOGISCHEN QUALITÄTSKOMPONENTEN ANHAND VON LITERATUR	10
3.1	METHODE.....	10
3.2	ERGEBNISSE.....	11
4	ANALYSE DES ZUSAMMENHANGS ZWISCHEN HYDROMORPHOLOGIE UND BIOLOGIE ANHAND VON MODELLIERUNGEN.....	14
4.1	EINLEITUNG.....	14
4.2	METHODIK.....	14
4.3	ERGEBNISSE.....	17
4.4	BEZIEHUNGEN INNERHALB DER HYDROMORPHOLOGISCHEN EINSTUFUNGEN BEI DEN MONITORINGSTELLEN	19
5	ANALYSE MÖGLICHER SCHWALLERSCHENUNGEN IN FLIEßGEWÄSSERN LUXEMBURGS	24
5.1	EINLEITUNG.....	24
5.2	METHODIK.....	24
5.3	ERGEBNISSE.....	26
5.4	ZUSAMMENFASSUNG	53
6	EMPFEHLUNGEN ZUR AUSWEISUNG VON HMWBS UND ZUM MONITORINGPROGRAMM IN HMWBS.....	55
6.1	EMPFEHLUNGEN ZUR AUSWEISUNG VON HMWBS	55
6.2	EMPFEHLUNGEN ZUM MONITORINGPROGRAMM IN HMWBS.....	55
7	GENERELLE BESCHREIBUNG VON SANIERUNGSMABNAHMEN	57
7.1	KONTINUUM.....	57
7.2	MABNAHMEN BEI TALSPERREN.....	58
7.3	MABNAHMEN IN FLUSSSTAUEN	59
7.4	FLIEßGEWÄSSERLEBENSRAUM	60
7.5	UFER UND GEWÄSSERUMLAND	65
7.6	INTEGRATIVER ANSATZ	65
8	SPEZIFISCHE ANALYSEN UND SANIERUNGSMABNAHMEN AUSGEWÄHLTER HMWBS	68
8.1	I-1 MOSEL	68
8.2	III-2.2.1 – SAUER	74
8.3	V-1.2 OUR	91
8.4	VI-13.1.1.B PETRUSSE.....	101
8.5	PROJEKT PORTE DE HOLLERICH.....	109
9	LITERATUR	110
10	ANHÄNGE	113

1 EINLEITUNG

Ziel vorliegenden Berichts ist die Entwicklung von Empfehlungen für Sanierungsmaßnahmen in erheblich veränderten Wasserkörpern (HMWBs) in Fließgewässern Luxemburgs. Als wichtige Grundlage zur Formulierung von Sanierungsmaßnahmen dient die Analyse der hydromorphologischen Verhältnisse in HMWBs sowie der durch das Monitoring dokumentierten Auswirkungen auf die Gewässerbiozönosen. Als methodische Basis wird der seitens der Europäischen Kommission festgelegte methodische Ansatz herangezogen (CIS Leitfaden Nr. 4). In einer Vorstudie wurden die methodischen Grundlagen und mögliche methodische Vorgangsweisen der Umsetzung in Luxemburg erarbeitet (Vogel & Schmutz, 2015; Abbildung 1-1).

In vorliegendem Bericht werden generelle Sanierungsmaßnahmen vorgestellt und je nach Belastungsart, Detailanalysen durchgeführt (z.B. Schwallproblematik). Anhand einer Literaturanalyse werden besonders sensitive Indikatoren identifiziert. Mittels des Vergleichs der biologischen Monitoringergebnisse mit den hydromorphologischen Verhältnissen wird überprüft, ob sich anhand empirischer Modelle notwendige Maßnahmen ableiten lassen sowie welche biologischen Qualitätselemente für das Monitoring herangezogen werden sollten. Weiters werden Vorschläge für jene HMWBs dargestellt, wo spezifische Fragestellungen vorliegen (Obersauertalsperre, Ourtalsperre, Staukette Mosel) bzw. aktuelle Sanierungsvorhaben geplant sind (Pétrusse).

Darüber hinaus erfolgt auch eine Analyse der hydrologischen Verhältnisse in anderen Wasserkörpern, um die aktuelle Ausweisung von HMWBs zu überprüfen und Vorschläge für zusätzliche Ausweisungen vorzunehmen. Weiters werden anhand der Ergebnisse und in Zusammenschau mit dem bestehenden Monitoringnetzwerk Vorschläge für etwaige Änderungen des Monitoringprogramms in den HMWBs erstellt.

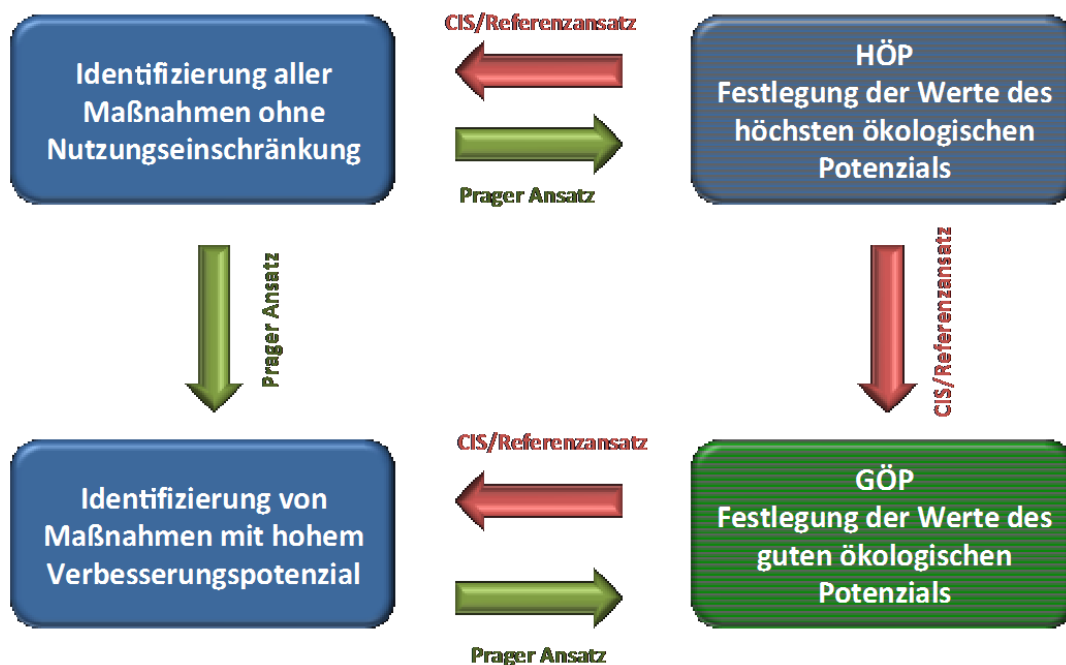


Abbildung 1-1: Zusammenfassende Darstellung des Referenzansatzes nach CIS Leitfaden Nr. 4 (2003) und des Prager Maßnahmenansatzes (2005) als Grundlage der Herangehensweise zum Festlegen des ökologische Potenzials in Luxemburg (Vogel & Schmutz 2015).

1.1 DERZEIT FESTGELEGTE HMWBs

Derzeit sind acht Wasserkörper (WK) als HMWB ausgewiesen (Tabelle 1-1). Dies sind die gesamte Mosel, die Obersauer Talsperre, die Our Talsperre bei Vianden, die Alzette bei Luxemburg-Stadt sowie bei Esch, der Diddelengerbaach, die Péitruss (unterer Teil) sowie die Chiers (Korn) (Abbildung 1-2).

Wesentliche ökologische Belastungen bzw. Gründe der Ausweisung als HMWB sind Stauhaltung (Mosel, Sauer, Our), Schifffahrt (Mosel), Verbauung (alle HMWB) sowie Siedlungsentwicklung.

Tabelle 1-1: Die acht erheblich veränderten Wasserkörper in Luxemburg und Begründung der HMWB Ausweisung

Gewässer	OWK Code	Begründung HMWB Ausweisung	WRRL Fische	km
Mosel	I-1	Schifffahrt, Staukette, harte Uferverbauung	nein	37,8
Sauer	III-2.2.1	Talsperre für Trinkwassergewinnung, Hochwasserschutz und Energiegewinnung	nein	41,1
Our	V-1.2	Stauseen Our und Vianden, Pumpspeicherkraftwerk	ja	12,9
Alzette (bei Luxemburg-Stadt)	VI-3	Starker Verbau, mehrere Querbauwerke, Hochwasserschutz, städtische Entwicklung der Stadt Luxemburg	ja	56,8
Alzette (bei Esch/Alzette)	VI-4.2	Starker Verbau, Verrohrung, Querbauwerke, Hochwasserschutz, Siedlung	nein	23,6
Diddelengerbaach	VI-4.3	Starker Verbau, Verrohrung, Querbauwerke, Hochwasserschutz, Siedlung	ja	22,5
Péitruss (unterer Teil)	VI-13.1 .1.b	Starker Verbau, Verrohrung, Querbauwerke, Hochwasserschutz, Siedlung	ja	3,1
Chiers	VII-1.1	Starker Verbau, Begradigung, Verrohrung, Querbauwerke, Hochwasserschutz, Siedlung	Nur 2017	50,7

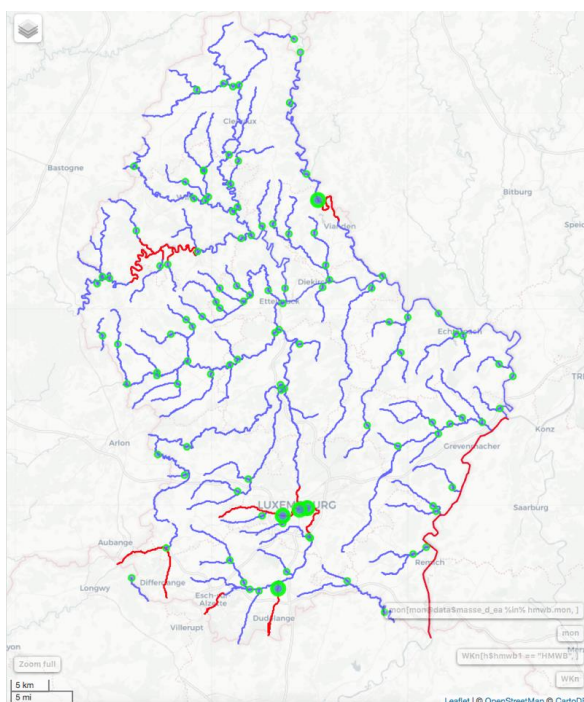


Abbildung 1-2: Lage der ausgewiesenen HMWBs (rote Flüsse) und der Stellen des biologischen Monitorings in den HMWBs (große grüne Punkte) sowie in den restlichen Wasserkörpern (kleine grüne Punkte)

2 ALLGEMEINE HYDROMORPHOLOGISCHE VERHÄLTNISSE

Die Bewertung der hydromorphologischen Verhältnisse erfolgte in Luxemburg für alle WK nach der Strukturgütekartierungsmethode in Form von Haupt- und Einzelparametern für einzelne Kartierungsabschnitte (Tabelle 2-1, Zumbroich & Meier 2014). Mittels dieser Methode werden Veränderungen der Sohle, der Uferbereiche sowie des gewässernahen Umlandes erfasst und regelmäßig überprüft.

Die erfassten Daten erlauben eine generelle Einstufung der hydromorphologischen Verhältnisse sowie eine Detailanalyse der Gründe bzw. Ursachen hydromorphologischer Beeinträchtigungen und liefern darüber hinaus Anhaltspunkte für notwendige Sanierungen.

Tabelle 2-1: Verwendete Haupt- und Einzelparameter der Strukturgütebewertung (Zumbroich & Meier 2014)

Gewässerbereich	Hauptparameter	Einzelparameter		
Sohle	HP 1 Laufentwicklung	EP 1.1 Laufkrümmung		
		EP 1.2 Krümmungserosion		
		EP 1.3 Längsbänke		
		EP 1.4 Besondere Laufstrukturen		
	HP 2 Längsprofil	EP 2.1 Querbauwerke		
		EP 2.2 Verrohrungen		
		EP 2.3 Rückstau		
		EP 2.4 Querbänke		
		EP 2.5 Strömungsdiversität		
		EP 2.6 Tiefenvarianz		
		EP 2.7 Ausleitung (EP 2.01 Strömungsbilder)		
	HP 3 Sohlenstruktur	EP 3.1 Sohlsubstrat		
		EP 3.2 Substratdiversität		
		EP 3.3 Sohlenverbau > 10 m EP 3.4 Besondere Sohlstrukturen (EP 3.01 Besondere Sohlbelastungen)		
Ufer	HP 4 Querprofil	EP 4.1 Profiltyp		
		EP 4.2 Profiltiefe		
		EP 4.3 Breitenerosion		
		EP 4.4 Breitenvarianz		
		EP 4.5 Durchlass/Brücke		
	HP 5 Uferstruktur	EP 5.1 Uferbewuchs		
		EP 5.2 Uferverbau		
		EP 5.3 Besondere Uferstrukturen (EP 5.01 Besondere Uferbelastungen) (EP 5.02 Beschattung)		
		Land	HP 6 Gewässerumfeld	EP 6.1 Flächennutzung
			EP 6.2 Gewässerrandstreifen	
EP 6.3 Schädliche Umfeldstrukturen (EP 6.01 Besondere Umfeldstrukturen)				

Die Ergebnisse der hydromorphologischen Kartierungen zeigen ein deutliches Bild. Fast sämtliche Hauptparameter sind in den HMWBs als „stark“, „sehr stark“ oder „vollständig verändert“ eingestuft. Lediglich im Fall der Our und Obersauer ist das Gewässerumfeld besser eingestuft. Beide Gewässerabschnitte wie auch die Alzette im Stadtgebiet von Luxemburg weisen jedoch sowohl bei Sohle als auch bei Ufer die schlechtesten Werte auf. Generell können die HMWBs als in ihrem Typ vollständig veränderte Gewässer (Talsperren Sauer und Our), Flusstaukette (Mosel) oder stark verbaute bzw. regulierte Gewässer bezeichnet werden.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

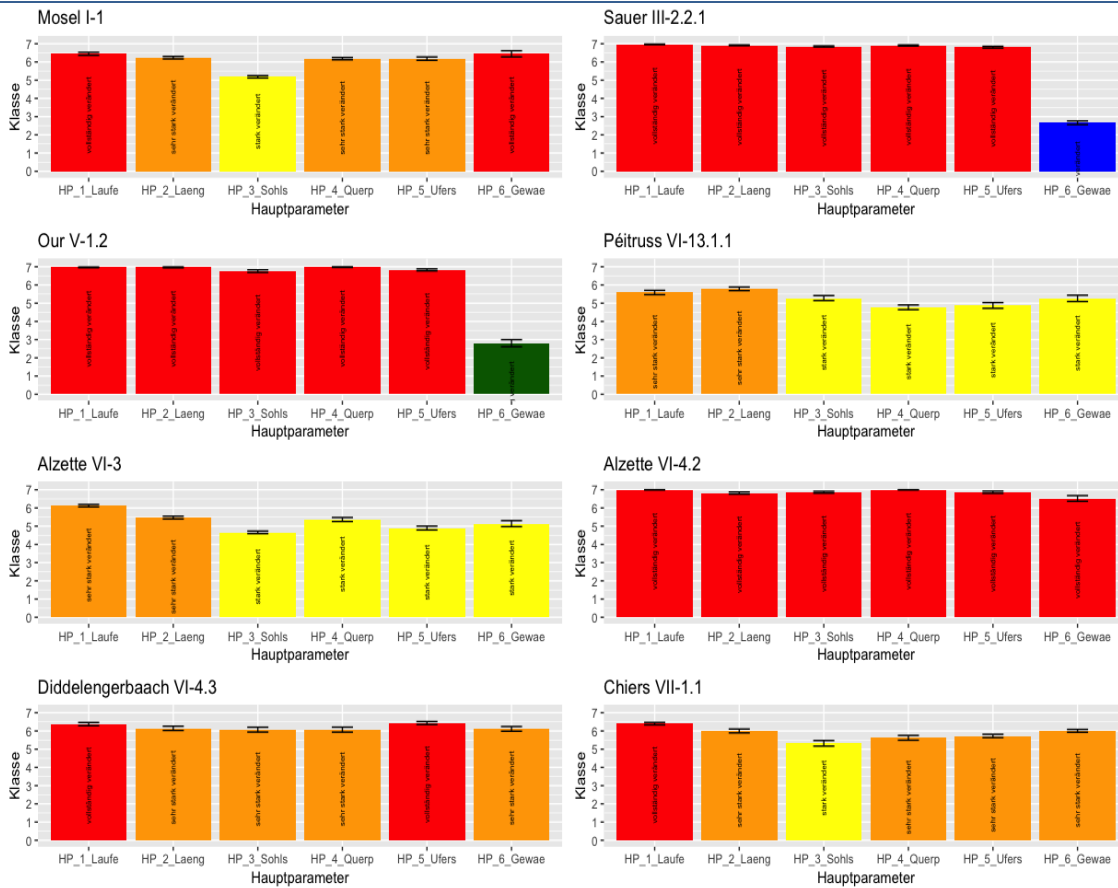


Abbildung 2-1: Haupt- und Einzelparameter der hydromorphologischen Strukturgütekartierung (Datengrundlage Zumbroich & Meier 2014)

Die Kontinuumsverhältnisse sind in allen HMWBs gestört. Entweder ist der Geschiebetrieb vollständig unterbrochen (Talsperren Sauer und Our), weitgehend eingeschränkt (Flussstau Mosel) oder vielfältig durch kleinere Abstürze unterbrochen (restlichen HMWBs).

Hinsichtlich der regulierten Abschnitte ist zu beachten, dass neben der Begradigung, der Verbauung in Form von Einheitsprofilen, dem Fehlen von Ufervegetation und teilweiser Verrohrung insbesondere die veränderten Sohlstrukturen und -substrate auffällig sind. Die Anteile an Feinsedimenten (Tone und Sande) sind in den HMWBs überdurchschnittlich hoch (Abbildung 2-2). Größerer Kies (hier als Schotter bezeichnet) tritt nicht oder nur in geringen Anteilen auf. Zwar weisen auch die natürlichen Wasserkörper überdurchschnittlich hohe Feinsedimente auf, was darauf hindeutet, dass viele Fließgewässer in Luxemburg ein Feinsedimentproblem aufweisen. In der gesamten Bandbreite der Gewässer gibt es aber auch solche mit hohem Grobsubstratanteil, wodurch natürliche Ursachen (z.B. geologischer Untergrund) für dieses Phänomen weitgehend auszuschließen sind. (Abbildung 2-3).

Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen (Abbildung 2-4), fehlender Rückhalt von Feinsedimenten in verbauten Flächen sowie fehlende Pufferzonen (Gewässerrandstreifen) gepaart mit Geschieberückhalt bei den Kontinuumsunterbrechungen führen insgesamt zu sehr stark beeinträchtigten Substratverhältnissen. Durch gestörte Substratverhältnisse ist die gesamte Biozönose entlang der Nahrungskette betroffen. Durch Feinsedimente dominierte Sohlbereiche stellen sowohl für benthische Algen als auch für Makrozoobenthosorganismen infolge innerer Kolmation (Kieslückensystem mit Feinsedimenten aufgefüllt) und äußerer Kolmation (Kiessediment mit Feinsedimenten überdeckt) ungünstige Lebensräume dar. Kieslaichende Fischarten, wie es die meisten Fließwasserarten sind, können in diesen Gewässerabschnitten nicht laichen.

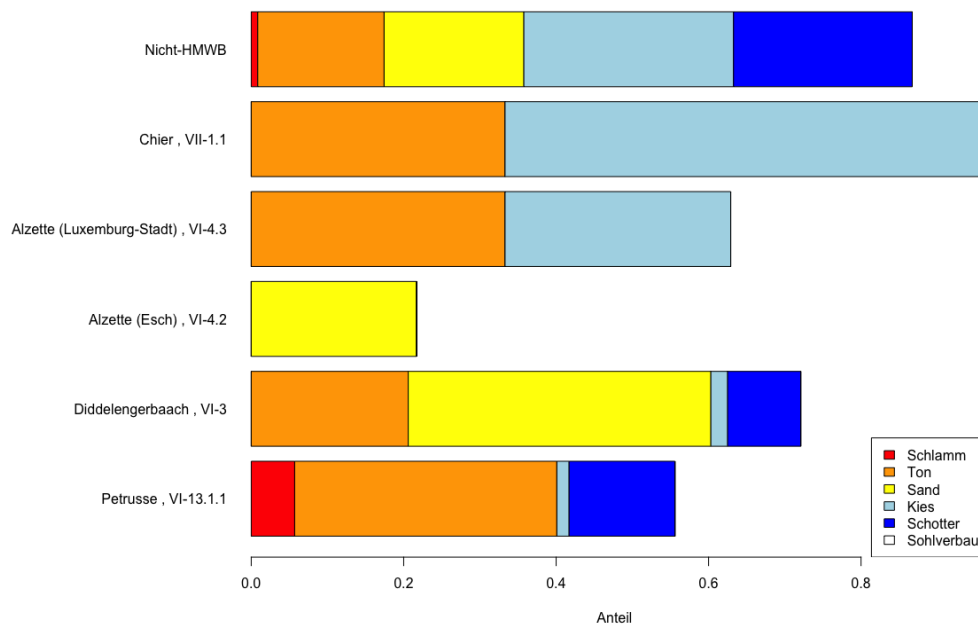


Abbildung 2-2: Anteile dominierender Substratklassen in durch die Strukturkartierung erfassten HMWBs (Datenbasis Zumbroich und Meier 2014)

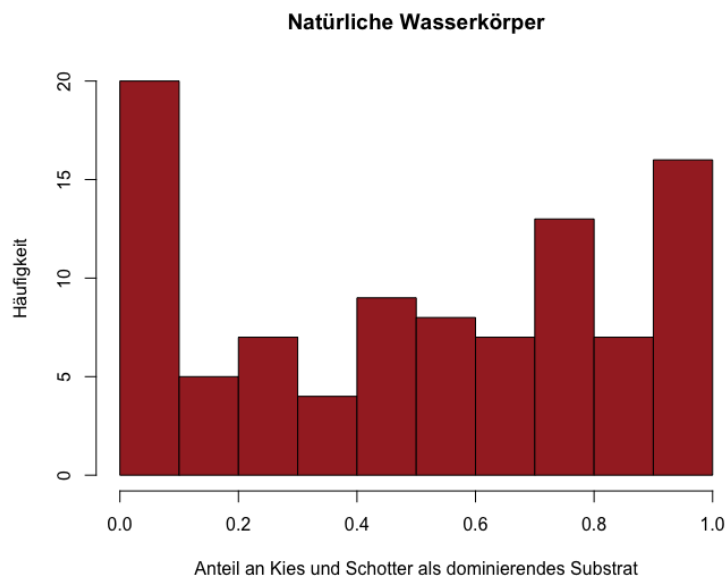


Abbildung 2-3: Bandbreite der Anteile von Kies und Schotter als dominierende Substratklasse in natürlichen Wasserkörpern (Datenbasis Zumbroich und Meier 2014)

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.



Abbildung 2-4: Beispiel einer Situation mit Erosion von Feinsedimenten aus landwirtschaftlichen Flächen (<https://hoal.hydrology.at/research-in-the-hoal/erosion/>)

3 IDENTIFIZIERUNG DER INDIKATIVSTEN BIOLOGISCHEN QUALITÄTSKOMPONENTEN ANHAND VON LITERATUR

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist es, anhand einer Literaturrecherche die indikativsten biologischen Qualitätselemente (BQE) für das zukünftige Monitoring von Fließgewässern zu identifizieren. Für Fließgewässer sind Algen, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische relevant. Anhand einer Analyse publizierter wissenschaftlicher Studien sollen jene BQEs herausgefiltert werden, die die stärkste Reaktion auf die für HMWBs relevanten Belastungen, d.s. Morphologie und Hydrologie, aufweisen. Zu Vergleichszwecken und als zusätzliche Information für das Monitoring der natürlichen WK wird auch die Reaktion auf Änderungen der Wasserqualität mitanalysiert.

3.1 METHODE

Am aussagekräftigsten für die Identifizierung der indikativsten biologischen Qualitätselemente wären Studien, die alle BQEs direkt unter denselben Rahmenbedingungen vergleichen würden. Bei der Literatursuche wurden jedoch nur 13 Studien gefunden, die zumindest 2 BQEs und 2 Belastungstypen gleichzeitig untersuchten. Zudem decken diese Studien nicht alle BQEs und Belastungstypen ab (s.u.). Daher wird in einem ersten Schritt eine generelle Analyse durchgeführt, bei welcher betrachtet wird, welche Belastungstypen ganz grundsätzlich mit welchen BQEs in Verbindung gebracht werden. Dazu wurde anhand der Suchmaschine Scopus (www.scopus.com), die eine der meistgebräuchlichen Plattformen für wissenschaftliche Publikationen darstellt, eine Abfrage erstellt, bei der in Titel, Abstract und Keywords nach Assoziationen zwischen Belastungstypen und BQEs gesucht wurde. Zu berücksichtigen ist, dass bei dieser Art von Analyse nicht unterschieden werden kann, ob ein Zusammenhang zwischen Belastung und BQE nachgewiesen wurde. Da jedoch meist „positive“ Ergebnisse publiziert werden (Studien, wo ein Zusammenhang aufgezeigt werden kann), ist zumindest ein genereller Trend ableitbar.

Tabelle 3-1: Bei der Literaturrecherche verwendete Stichwörter für Belastungstyp und BQEs.

Belastungstyp	Stichwörter für Suche
Eutrophierung	nutrient, eutrophication
Verschmutzung	sewage
Hydrologie	flow, abstraction, withdrawal, hydropeaking
Morphologie	habitat
Sediment	substrate
Kontinuum	connectivity, continuum, barrier, dam
Biologische Qualitätselemente	
Algen	algae, periphyton
Makrophyten	macrophytes
Makrozoobenthos	invertebrates
Fische	fish

3.2 ERGEBNISSE

Bei der generellen Literaturrecherche anhand von Stichwörtern wurden 69 357 Publikationen analysiert (Tabelle 3-2, Tabelle 3-3). Mehr als die Hälfte der Publikationen beschäftigt sich mit Fischen, wobei v.a. der Zusammenhang zwischen Fischen und Morphologie sowie Kontinuum im Vordergrund steht. Makroinvertebraten und Algen werden deutlich weniger aber ungefähr gleich stark beforscht, wobei bei Algen die Eutrophierung im Vordergrund steht und bei Makroinvertebraten alle Belastungstypen ähnlich häufig untersucht werden. Die geringste Anzahl von Publikationen beschäftigt sich mit Makrophyten (5%). Im Vergleich zwischen den BQEs sind somit bis auf die Algen bei Eutrophierung immer die Fische die am häufigsten verwendeten Indikatoren. Ca. 30% der Publikationen beschäftigt sich mit der Wasserqualität (Eutrophierung, Verschmutzung), 70% mit Hydromorphologie (Hydrologie, Morphologie, Sediment, Kontinuum). Interessanter Weise gibt es mehr als doppelt so viele Studien über Verschmutzung mit Fischen als mit Algen und Makroinvertebraten.

Tabelle 3-2: Anzahl der Publikationen je Assoziation zwischen Belastungstyp und BQE sowie Anteil der Belastungstypen an allen Publikationen (Maximalwerte fett).

		Belastungstyp					
Biologisches Qualitätselement	Eutrophierung	Verschmutzung	Hydrologie	Morphologie	Sediment	Kontinuum	Summe
Algen	3427	2893	2170	1323	2473	660	12946
Makrophyten	632	534	608	735	822	237	3568
Makroinvertebraten	1293	2845	2584	3698	3071	990	14481
Fische	1901	7753	7310	10924	5327	5147	38362
Summe	7253	14025	12672	16680	11693	7034	69357
Anteil %	10	20	18	24	17	10	100

Tabelle 3-3: Relativer Anteil der Publikationen je Assoziation zwischen Belastungstyp und BQE (Datenbasis siehe Tabelle 3-2).

		Belastungstyp					
Biologisches Qualitätselement	Eutrophierung	Verschmutzung	Hydrologie	Morphologie	Sediment	Kontinuum	MW
Algen	47	21	17	8	21	9	21
Makrophyten	9	4	5	4	7	3	5
Makroinvertebraten	18	20	20	22	26	14	20
Fische	26	55	58	65	46	73	54

Den 13 selektierten, vergleichenden Studien, bei welchen BQEs direkt miteinander verglichen wurden, liegen Feldstudien, experimentelle Versuche und Literaturstudien zu Grunde. Aufgrund der geringen Anzahl von Untersuchungen wurden die Belastungstypen Morphologie und Sediment sowie Eutrophierung und Verschmutzung zu Morphologie bzw. Wasserqualität

zusammengefasst. Für das Kontinuum gab es nur eine vergleichende Studie, daher wurde dieser Belastungstyp nicht weiter berücksichtigt. Auch für Makrophyten gibt es zu wenige Daten. Die Analyse beinhaltet letztlich 73 Kombinationen von Belastungen und BQEs mit mehr als 3 000 Einzeldaten. Die meisten Untersuchungen gibt es zu Wasserqualität und Morphologie, vergleichsweise wenige zu Hydrologie.

Tabelle 3-4: Liste der BQEs direkt vergleichenden Studien (mind. 2 BQEs und 2 Belastungsfaktoren miteinander verglichen)

Nr.	Zitat
1	Dahm, V., Hering, D., Nemetz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., D. Feld, C. K. (2013). Effects of physico-chemistry and use and hydromorphology on three riverine organism groups: A comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. <i>Hydrobiologia</i> , 704(1), 389–415. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3
2	Johnson, S. L., Riegler, N. H. (2014). The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). <i>Ecological Indicators</i> , 41, 198–208. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.006
3	Kalogianni, E., Yourka, A., Karaouzas, E., Vardakas, L., Laschou, S., Skoulikidis, N. T. (2017). Combined effects of water stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in the Mediterranean intermittent river. <i>Science of the Total Environment</i> , 603–604, 639–650. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.078
4	Hughes, S. B., Santos, B. M., Ferreira, M. T., Carça, R., Mendes, A. M. (2009). Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: Evaluating the role of different organism groups. <i>Freshwater Biology</i> , 4(11), 2383–2400. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02253.x
5	Vilmi, A., Karjalainen, S. M., Nokela, T., Tolonen, K., Heino, J. (2016). Unravelling the drivers of aquatic communities using disparate organismal groups and different taxonomic levels. <i>Ecological Indicators</i> , 60, 108–118. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.023
6	Johnson, R. K., Hering, D. (2009). Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 46(1), 175–186. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01583.x
7	Larsen, S., Mancini, L., Pace, G., Scalici, M., Tancioni, L. (2012). Weak concordance between fish and Macroinvertebrates in Mediterranean streams. <i>PLoS ONE</i> , 7(12). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051115
8	Hering, D., Johnson, R. K., Kramm, S., Schmutz, S., Soszkievicz, K., Verdonschot, P. F. M. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. <i>Freshwater Biology</i> , 51, 1757–1785.
9	Van Looy, K., Tormos, F., Souchon, Y. (2014). Disentangling impacts in river networks. <i>Ecological Indicators</i> , 37, 10–20.
10	Weijters, M. J., Banse, H., Alkemade, R., Verhoeven, T. A. (2009). Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. <i>Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems</i> , 19, 104–112.
11	Matthaei, C. D., Piggott, J. J., Townsend, C. R. (2010). Multiple stressors in agricultural streams: Interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. <i>Appl. Ecol.</i> , 7, 639–649.
12	Molinos, B. G., Donohue, J. (2010). Interactions among temporal patterns determine the effects of multiple stressors. <i>Ecol. Appl.</i> , 20, 1794–1800.
13	Piggott, J. J., Lange, K., Townsend, C. R., Matthaei, C. D. (2012). Multiple stressors in agricultural streams: A mesocosm study of interactions among raised water temperature, sediment addition and nutrient enrichment. <i>PLoS ONE</i> , 7, e49873.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Tabelle 3-5: Für die Literaturrecherche verwendete Vergleichsstudien pro BQE und Belastungstyp (Nummern der Studien siehe Tabelle 3-4)

BQE	Morphologie	Hydrologie	Wasserqualität
Algen	1/4/5/6/8/11/12/13	1/5/11/	1/4/5/6/8/11/12/13
Makrozoobenthos	1/2/4/5/6/7/8/9/11/12/13	1/3/5/11/	1/2/3/4/5/6/7/8/11/12/13
Fische	1/2/5/6/7/8/9/	1/3/5/	1/2/3/5/6/7/8/

Die Ergebnisse der vergleichenden Studien zeigen, dass alle BQEs zumindest in 50% der untersuchten Fälle auf alle Belastungstypen ansprechen. Wie schon bei der generellen Analyse aufgezeigt, reagieren aber die Fische am stärksten auf die unterschiedlichen Belastungstypen. Lediglich bei der Morphologie ist die Reaktion bei den hier untersuchten Fällen bei Makrozoobenthos stärker. Es handelt sich hierbei v.a. um Sedimentstudien, wo bekanntlich Makrozoobenthos ein sehr aussagekräftiger Indikator ist. Die stärksten Unterschiede in der Reaktion gibt es bei der Hydrologie, wo Fische eindeutig die aussagekräftigste Indikatorgruppe ist. Interessanter Weise reagieren Fische auf Änderungen der Wasserqualität bei den hier analysierten Fällen sogar stärker als Makrozoobenthos und Algen.

Tabelle 3-6: Prozentueller Anteil der am stärksten reagierenden BQEs anhand der Vergleichsstudien.

Belastungstyp				
Biologisches Qualitätselement	Morphologie	Hydrologie	Wasserqualität	Mittelwert
Algen	50	50	75	58
Makrozoobenthos	82	60	64	68
Fische	57	100	86	81
Mittelwert	63	70	75	69
Variationskoeffizient	22	31	12	13

4 Analyse des Zusammenhangs zwischen Hydromorphologie und Biologie anhand von Modellierungen

4.1 EINLEITUNG

Ziel der Analysen ist es, Zusammenhänge zwischen den hydromorphologischen und biologischen Systemkomponenten zu identifizieren, anhand derer Empfehlungen für die Sanierung abgeleitet werden können. Für die Beschreibung der hydromorphologischen Verhältnisse liegen flächendeckende Kartierungen vor. Für die Biologie werden die Daten des biologischen Monitorings verwendet. Das Monitoringsystem wird laufend erweitert, so dass nicht für alle Wasserkörper und alle Qualitätselemente die gleiche Anzahl von Datensätzen vorliegt.

4.2 METHODIK

Die hydromorphologischen Verhältnisse der Fließgewässer Luxemburgs wurden im Jahr 2014 im Rahmen der Studie „*Organisation und Durchführung der Strukturkartierung des Luxemburgischen Gewässernetzes für die Fließgewässer*“ (Zumbroich & Meier, 2014) untersucht. Die Kartierung erfolgte dabei nach dem Verfahren „Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer, LANUV-Arbeitsblatt 18 mit Anpassungen für Hessen“. Bei diesem Verfahren werden räumliche und materielle Differenzierungen der Sohle, der Ufer und des Gewässerumlandes erfasst, die hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind.

Die Erfassung der Gewässerstruktur erfolgt anhand von 31 Einzelparametern, die für jeden Kartierungsabschnitt vor Ort aufgenommen werden. Durch Aggregation der Strukturklassen der Einzelparameter ergeben sich Indexwerte (Dezimalwerte von 1,0 bis 7,0) für jeden Hauptparameter, die letztendlich in 7 Klassen dargestellt werden (Tabelle 1-1).

Tabelle 4-1: Indexspannen der siebenstufigen Strukturgüte-Bewertung (Zumbroich & Meier, 2014)

Strukturklasse	Indexspanne	Grad der Veränderung	farbige Kartendarstellung
1	1,0 - 1,7	unverändert	dunkelblau
2	1,8 - 2,6	gering verändert	hellblau
3	2,7 - 3,5	mäßig verändert	grün
4	3,6 - 4,4	deutlich verändert	hellgrün
5	4,5 - 5,3	stark verändert	gelb
6	5,4 - 6,2	sehr stark verändert	orange
7	6,3 - 7,0	vollständig verändert	rot

4.2.1 Fischbewertungsmethode

Die ökologische Zustandsbewertung anhand der Fischfauna erfolgt mittels IPR (AFNOR, 2004), einem französischen, multimetrischen Index, der sich aus folgenden Einzelmetrik zusammensetzt:

- **Gesamtartenzahl:** Anzahl aller an der Messstelle gefangenen Fischarten. Generell geht die Artenzahl mit zunehmender anthropogener Belastung der Messstelle zurück.
- **Anzahl rheophiler Arten:** Anzahl der strömungsliebenden Fischarten. Aufstau und Potamalisierung an der Messstelle bewirkt eine Abnahme der rheophilen Arten.

- **Anzahl lithophiler Arten:** Anzahl der Fischarten, welche Steine oder Kiese als Laichsubstrate präferieren. Zunehmende Belastung, z. B. durch Verschlammung der Substrate, führt zu einer Abnahme der lithophilen Arten.
- **Individuenzahl toleranter Arten:** Individuenzahl von Fischarten, welche eine generelle Toleranz gegenüber menschlicher Störung zeigen. Deren Zahl nimmt zu mit erhöhtem Grad an Belastung.
- **Individuenzahl invertivorer Arten:** Individuenzahl von Fischarten, welche sich von benthischen Invertebraten ernähren. Als Zeiger des Zustands der Invertebratenbesiedlung nehmen die invertivoren Arten mit zunehmender Belastung ab.
- **Individuenzahl omnivorer Arten:** Individuenzahl von Fischarten, deren Ernährungsgrundlage unspezifisch ist. Menschliche Belastung wirkt sich negativ auf die Zusammensetzung der Nahrungsnetze aus und fördert omnivore Arten.
- **Gesamtindividuenzahl:** Gesamtzahl aller an der Messstelle gefangenen Fischindividuen. Generell ist die Gesamtindividuenzahl mit zunehmender anthropogener Belastung rückläufig.

Die Ergebnisse der Einzelmetrik werden durch Mittelwertbildung kombiniert und bestimmen den ökologischen Zustand mit Werten zwischen 0 (sehr guter Zustand) und $+\infty$ (schlechter Zustand). Die Bewertung stützt sich auf eine Messstellen-spezifische Ableitung des Referenzzustands, das heißt anstelle eines Referenzwertes, der für die einzelnen Gewässertypen abgeleitet wurde, wird die Ausprägung ausgewählter Umweltparameter an der Messstelle zur Ableitung von naturnahen (unbelasteten) Metrikwerten genutzt.

4.2.2 Bewertungsmethode Makroinvertebraten

Die bisherige Methode zur Bewertung anhand der Makroinvertebraten (NF T90-350, AFNOR, 2004) wurde durch die Methode I2M2 (NF T90-333, AFNOR, 2016) ab dem 2. Bewirtschaftungszyklus (ab 2015) ersetzt. Die I2M2 Methode wird den Forderungen der Wasserrahmenrichtlinie gerecht, da sie unter anderem die Abundanz der Makroinvertebraten an der Station mit einbezieht.

Bei diesem neuen Bewertungssystem handelt es sich um ein multimetrisches Bewertungsverfahren, das in Frankreich entwickelt wurde. Die Methode berechnet fünf Einzelmetrik, die sich als besonders geeignet für die Bewertung der Gewässerqualität erwiesen haben und soweit wie möglich zwischen den Auswirkungen verschiedener Stressoren differenzieren. Folgende fünf Metrik werden berechnet: Diversitätsmaß nach Shannon, ASPT, relative Abundanz der polyvoltinen Taxen, relative Abundanz der ovoviviparen Taxen und die taxonomische Vielfalt. Sie beschreiben die Artenzusammensetzung/Abundanz, die Vielfalt/Diversität sowie die Toleranz der Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten.

Die Multihabitat - Probennahme besteht aus zwölf Einzelproben, die an verschiedenen Habitaten an der Gewässersohle der Messstelle erhoben werden. Diese Einzelproben werden in drei Phasen erhoben: acht Einzelproben werden in dominanten Habitaten (über 5% Präsenz an der Messstelle) erhoben und vier in marginalen (unter 5% Präsenz an der Messstelle) Habitaten. Das

Verfahren erhebt biologische Daten auf Ebene von Gattungs- und Familienniveau. Die Ermittlung des Zustands anhand der Makroinvertebraten erfolgt, indem die Resultate mit den typspezifischen Referenzzuständen des Gewässers verglichen werden. Die typspezifischen Referenzzustände wurden anhand von Messstellen in Luxemburg und im nahen Grenzgebiet ermittelt.

4.2.3 Datenverfügbarkeit

Zum Zeitpunkt der Analysen standen folgende Daten zur Verfügung:

Tabelle 4-2: Datenverfügbarkeit für die Modellierung

Bezeichnung	Art der Daten	Quelle	Dateiname	Datum	Anzahl Datensätze
Hydromorphologie	Kartierung 100 m Abschnitte	Zumbroich	Kartierabschnitte_N112 92_vollstaendig.shp	19.03.2018	11292
Biologische Monitoringstellen	Beprobungs- stellen	AGE	Biomonitoring.shp	02.11.2017	111
Monitoringdaten Fische	Befischungs- stellen	AGE	FISH_DATA_IPR.shp TAB_All_data2015- 2017_CMO_20180126_1 .0.xlsx	12.06.2015 05.02.2018	126 Stellen mit 167 Beprobungen, 88 Stellen mit 114 Beprobungen zuordenbar
Monitoringdaten Makrozoobenthos	MZB-Stellen	AGE	MZB2016171024_0.1_n ew1.xlsm TAB_ResultatsI2M2_201 5- 2017_CMO_190102_1.0. xlsx res_1_I2M2.xlsx	09.03.2018 06.02.2019 01.08.2019	100 Stellen mit 124 Beprobungen

Da bislang noch keine Verknüpfung zwischen den hydromorphologischen Kartierungsdaten und den biologischen Monitoringdaten erfolgt worden war, musste diese erst hergestellt werden. Dazu mussten die Monitoringstellen (Punktobjekte, shapefile) mit den kartierten Gewässerabschnitten (Linienobjekte) verbunden werden. Dies erfolgte mittels sogenannter „Snap“ Funktion, die den zur Monitoringstelle nächstgelegenen Punkt auf dem Kartierungsabschnitt sucht und somit die Monitoringstellen den zugehörigen 100 m Kartierungsabschnitten zuweist (Abbildung 4-2).

Im nächsten Schritt wurden die Monitoringstellen mit den erhaltenen Fischdaten verglichen. Im „alten“ Datensatz (bis 2015) waren 75 Beprobungen, im „neuen“ 92 Beprobungen enthalten. Insgesamt ergibt dies 126 Stellen mit 167 Beprobungen. Vergleicht man nun die „L-Codes“ der Befischungsstellen mit jenen der Monitoringstellen, ergibt sich nur eine teilweise Übereinstimmung: 88 der Fischmonitoringstellen stimmen mit den Monitoringstellen überein. An 23 Monitoringstellen gibt es aber kein Fischmonitoring und 38 Fischstellen können nicht den Monitoringstellen zugeordnet werden. Für die weiteren Analysen standen somit lediglich 88 Fischstellen zur Verfügung. Bei den Benthosdaten waren alle 38 verfügbaren Stellen aus dem Jahr 2016 und 24 von 26 aus dem Jahr 2018 den Monitoringstellen zuordenbar.

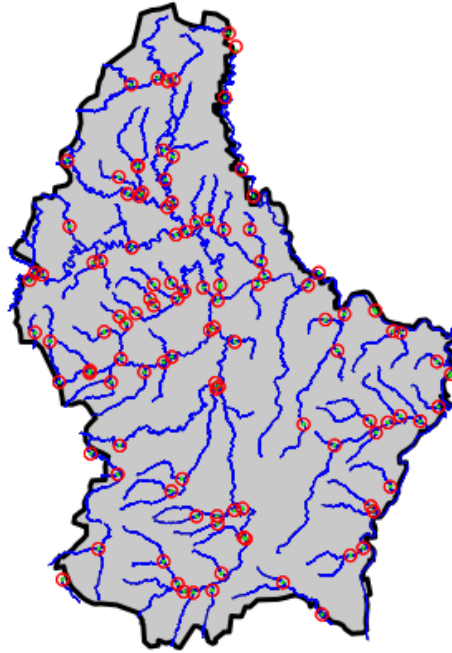


Abbildung 4-1: Zuordnung der Monitoringstellen (rote Kreise) zu den hydromorphologischen Kartierungsabschnitten (grüne Abschnitte).

Bevor mit dem Vergleich der hydromorphologischen Einstufungen mit dem biologischen Monitoring begonnen wurde, wurden die Beziehungen innerhalb der hydromorphologischen Einstufungen mittels Korrelationsanalyse untersucht. Da Organismen nicht nur auf die hydromorphologische Situation an der Probenstelle (100 Kartierungsabschnitte), sondern auch auf die Situation flussauf und flussab bzw. im gesamten Einzugsgebiet reagieren, wurden auch die mittleren hydromorphologischen Werte pro Wasserkörper berechnet.

Die Modellierungen erfolgen mittels Regressionsbäumen. Regressionsbäume unterteilen den Datensatz in einem iterativen Prozess an jenen Stellen, wo sich die größten Unterschiede zwischen den Teildatensätzen ergeben. So kann der gesamte Datensatz in Teildatensätze aufgeteilt werden. Der Algorithmus wählt dabei jeweils die am stärksten wirkenden Faktoren aus und berücksichtigt auch Interaktionen zwischen den Faktoren. Der letztlich entstandene Baum lässt sich graphisch darstellen und somit die Modellergebnisse auch gut interpretieren. Alle Analysen wurden mit der Open Source Software R[®] durchgeführt.

4.3 ERGEBNISSE

4.3.1 Hydromorphologischer Zustand von erheblich veränderten Wasserkörpern

Der Vergleich des Gesamtindex Hydromorphologie von HMWBs und nicht-HMWBs (Abbildung 4-2) zeigt eindeutig, dass HMWBs wesentlich stärker belastet sind als nicht-HMWBs. Alle HMWBs sind ≥ 5 eingestuft und ca. 75 % weisen eine Einstufung ≥ 6 auf, wohingegen bei den nicht-HMWBs die Einstufungen meist zwischen 4 und 5 liegen. Bei Betrachtung der Einzelparameter (Abbildung 4-3) fällt auf, dass sowohl Sohle (Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur) als auch Ufer (Querprofil), nicht jedoch die Landnutzung, sich deutlich unterscheiden.

Es lässt sich somit bestätigen und der Schluss ziehen, dass die ausgewiesenen HMWBs sowohl hinsichtlich der Sohle als auch Uferausstattung als stark beeinträchtigt bezeichnet werden können.

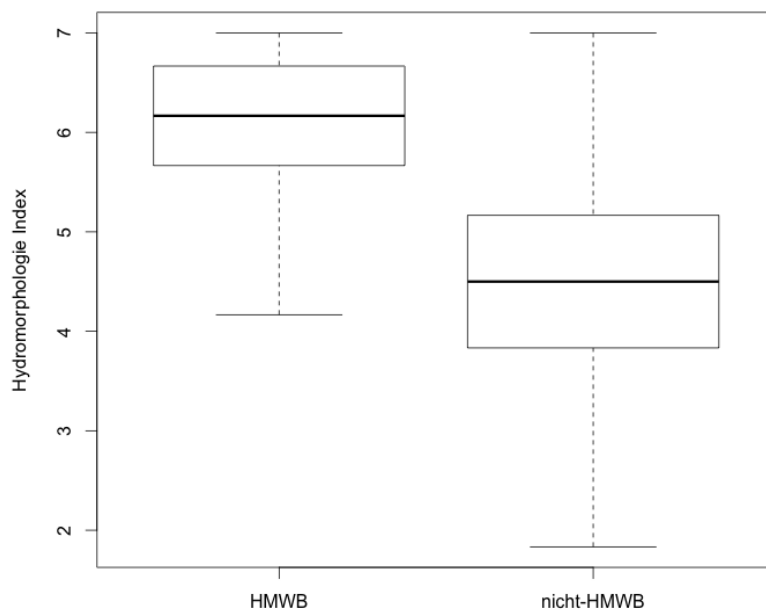


Abbildung 4-2: Vergleich des Hydromorphologie Gesamt-Index mit der HMWB Klassifizierung

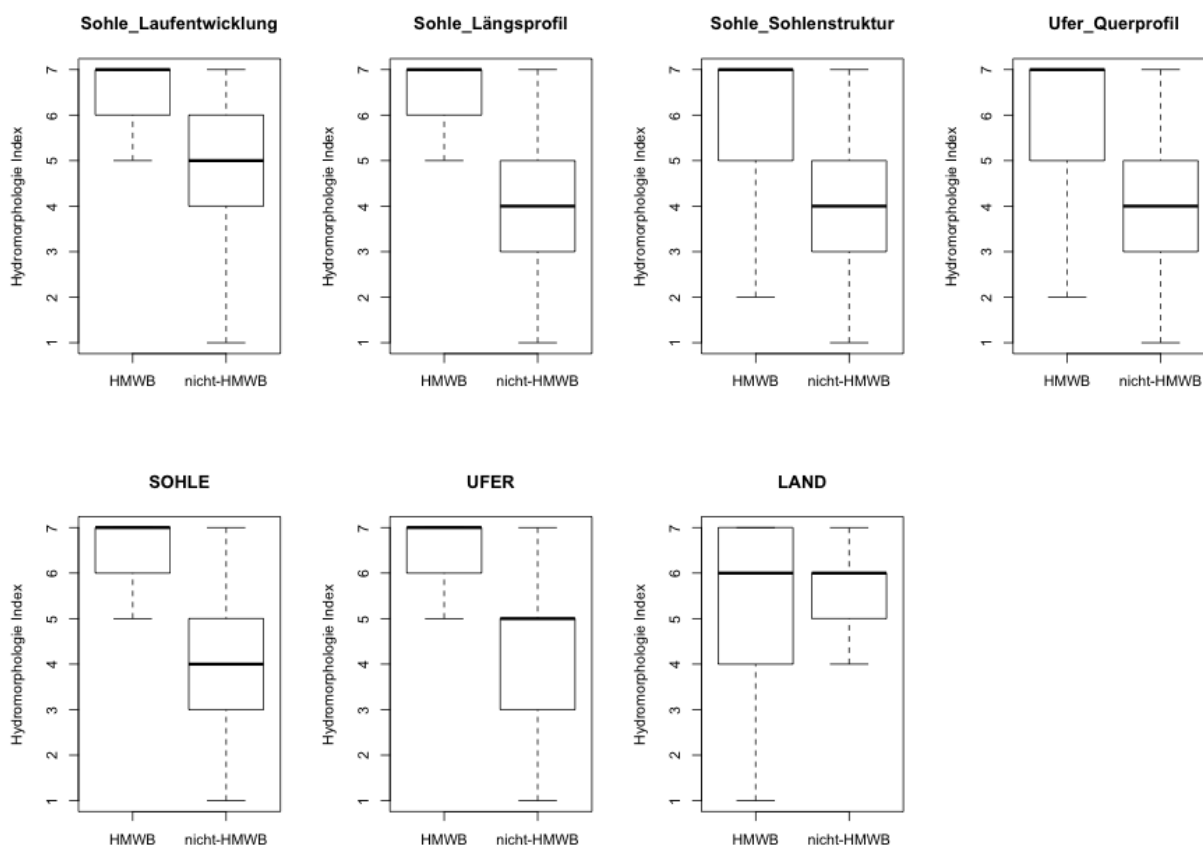


Abbildung 4-3: Vergleich des Hydromorphologie Index mit der HMWB Klassifizierung anhand von Einzelparametern

4.4 BEZIEHUNGEN INNERHALB DER HYDROMORPHOLOGISCHEN EINSTUFUNGEN BEI DEN MONITORINGSTELLEN

Die hydromorphologische Situation der Gewässer in Luxemburg ist durch eine sehr schlechte Einstufung gekennzeichnet. Auch bei den Monitoringstellen überwiegen Einstufungen der Klassen 3-6

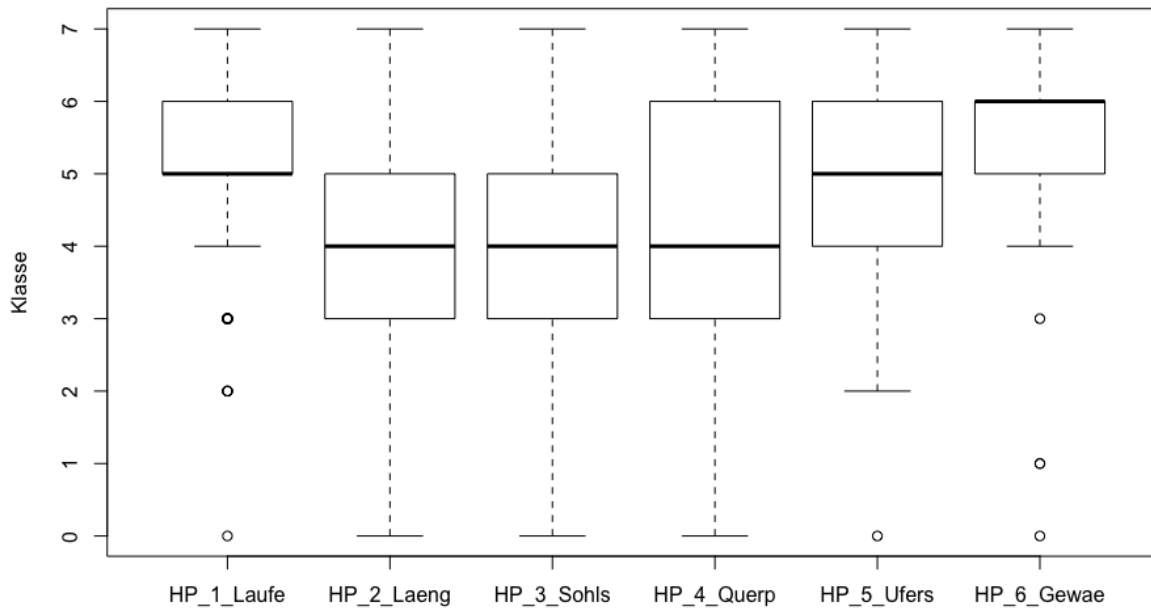


Abbildung 4-4). Besonders schlecht eingestuft sind die Parameter Laufentwicklung (Medianklasse 5) und Gewässerumland (Medianklasse 6).

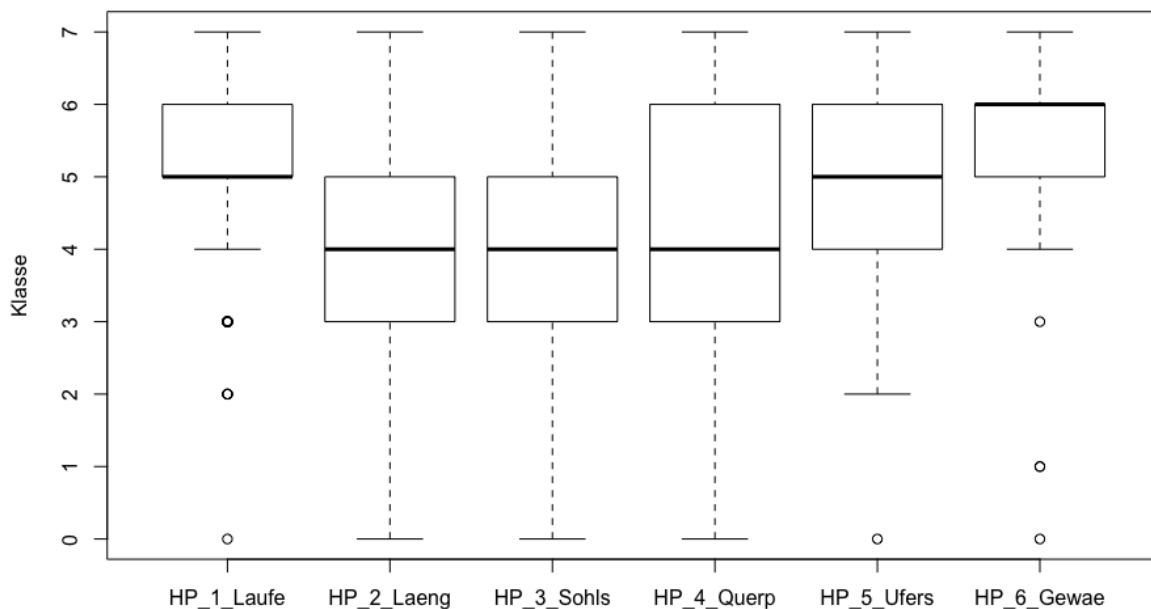


Abbildung 4-4: Einstufung der hydromorphologischen Situation an den biologischen Monitoringstellen

Bei der Analyse der Beziehungen innerhalb der hydromorphologischen Einstufungen zeigt sich eine deutliche Korrelation zwischen fast allen Hauptparametern. D.h., wenn ein Gewässer degradiert ist, dann ist es meist in allen hydromorphologischen Ausprägungen verändert. Einzige Ausnahme stellt das Gewässerumland dar (Hauptparameter 6), das weniger stark mit den anderen Parametern korreliert. Das Gewässerumland ist aber mit einem Median von 6 der am stärksten

beeinträchtigt Faktor. Dies bedeutet, dass unterschiedliche Reaktionen der biologischen Qualitätselemente nur zwischen den flussbezogenen Parametern (Hauptparameter 1-5) und dem Gewässerumland zu erwarten sind, da erstere untereinander stark korreliert sind. Wie in Abbildung 4-5 ersichtlich ist, sind die Kombinationen von Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil und Uferstruktur jeweils für die 100 m Abschnitte (HP_) und die auf Wasserkörperebene gemittelten Werte (WK_HP_) durch stärker gefärbte und größere blaue Kreise gekennzeichnet, was stärkeren Korrelationen entspricht als die Kombination von diesen Parametern mit dem Gewässerumland. Andererseits zeigt der Vergleich der 100 m Werte mit den Wasserkörperwerten, dass es hier deutliche Unterschiede gibt.

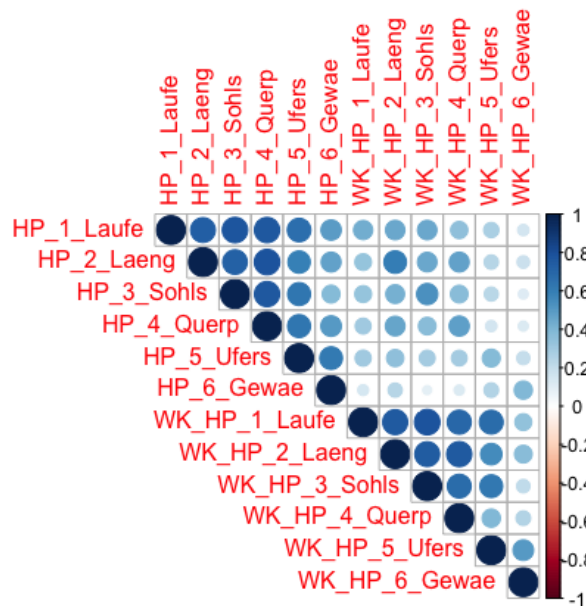


Abbildung 4-5: Korrelationen zwischen den hydromorphologischen Parametern auf Ebene der 100 m Kartierungsabschnitte (HP) und Wasserkörper (WK_HP). Intensität und Größe der blauen Punkte spiegelt die Stärke des positiven Zusammenhangs zwischen den Parametern wider.

4.4.1 Beziehung zwischen Hydromorphologie und Fischen

Generell zeigt sich bei den Analysen, dass der Zusammenhang zwischen Hydromorphologie und den Fischen, basierend auf den verfügbaren Daten und den zugrunde liegenden Fisch-Bewertungsverfahren, zwar eindeutig vorhanden, jedoch quantitativ relativ gering ausgeprägt ist (Erklärungswert 27%). Der Regressionsbaum in Abbildung 4-6 ist wie folgt zu interpretieren:

Den stärksten Einfluss auf die Fische besitzt die Sohlenstruktur. Wasserkörper mit einer schlechteren Sohlenstrukturklasse als 4 weisen durchschnittlich (Median) einen Fischindex von 4 auf. Liegt die Sohlenstrukturklasse über 4 verbessert sich der Fischindex, wobei in jenen Wasserkörpern, in welchen die Laufentwicklung mit schlechter als 5 eingestuft ist, der Fischindex sich durchschnittlich nur auf Stufe 3 verbessert und dort, wo die Laufentwicklung besser eingestuft ist auf durchschnittlich Stufe 2. In Wasserkörpern wo zusätzlich das Gewässerumland mit besser als 4,8 eingestuft ist, gibt es den höchsten Anteil an Fischstellen im guten Zustand.

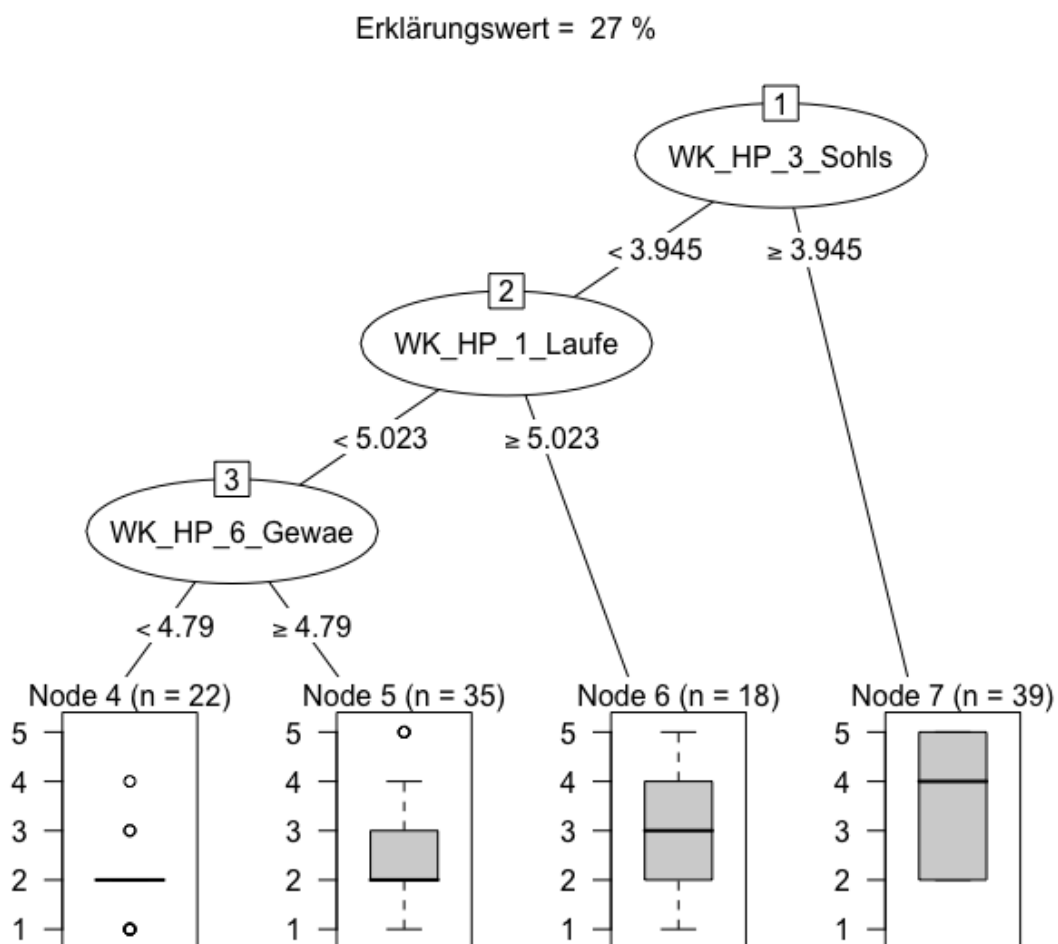
Das Modell bezieht sich auf den Zusammenhang zwischen den mittleren hydromorphologischen Verhältnissen im gesamten Wasserkörper und dem Fischindex. Nimmt man ausschließlich die 100 m Abschnitte als Ausgangsbasis für die Modellerstellung, so lassen sich keine vernünftigen

Modelle entwickeln. D.h. dass die Fische wesentlich stärker auf die Verhältnisse im gesamten Wasserkörper als auf jene unmittelbar an der Beprobungsstelle reagieren.

Die Gründe für die durchwegs geringen Zusammenhänge können vielfältig sein: Zum einen kann es an der noch immer sehr geringen Datenverfügbarkeit, zum anderen auch am Fischindex liegen, der eventuell hydromorphologische Belastungen zu wenig anzeigt.

Der hier verwendete Fischindex wurde in Frankreich entwickelt und ist daher wahrscheinlich nur bedingt für die Gewässer Luxemburgs geeignet. Frankreich ist aufgrund der geringen Besiedlungsdichte durch vergleichsweise gute hydromorphologische Verhältnisse gekennzeichnet. Wesentliche Belastung stellt dort die Gewässerverschmutzung dar. Da der Fischindex mit den französischen Gewässern geeicht wurde, kann er eventuell hydromorphologische Belastungen nicht ausreichend anzeigen. Seitens der Verwaltung gibt es derzeit Überlegungen, einen eigenen Index für Luxemburg zu entwickeln.

Darüber hinaus gibt es noch weitere mögliche Gründe für den schwachen Zusammenhang: Der überwiegende Anteil der Gewässer in Luxemburg weist eine unzureichende chemisch/physikalische Wasserqualität auf. Der Einfluss der Wasserqualität kann anhand der vorliegenden Daten nicht getestet werden, da es kaum unbelasteten Gewässer gibt (Abbildung 4-7). Sehr wohl kann aber die Beziehung zwischen Hydromorphologie und Fischen durch die Gewässerverschmutzung „maskiert“ sein, so dass die tatsächlichen Zusammenhänge nicht ersichtlich sind.



Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Abbildung 4-6: Reaktion der Fische (IPR) auf hydromorphologische Bedingungen anhand der Monitoringdaten der Jahre 2015-2017 (n=114)

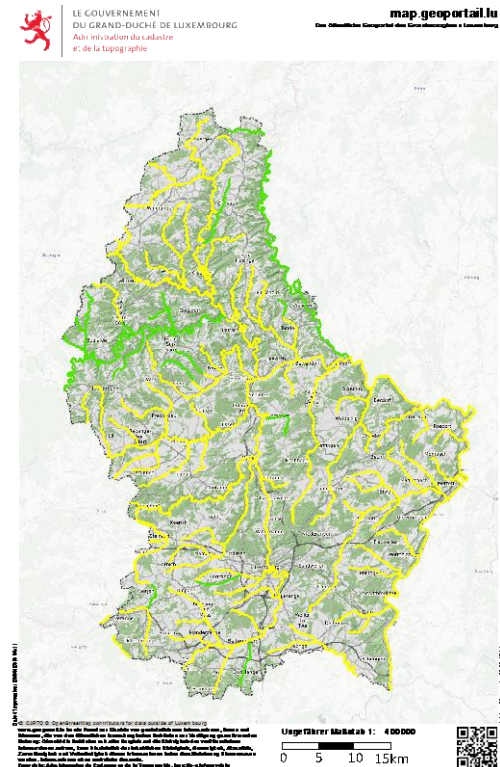


Abbildung 4-7: Hoher Anteil an Gewässern mit Zielverfehlung (gelb) beim chemisch-physikalischen Zustand der Gewässer Luxemburgs (NGP 2015, map.geoportail.lu)

Beim Makrozoobenthos (MZB) ist die Datenlage mit 100 Stellen bzw. 124 Beprobungen (2015-2018) etwas höher als bei den Fischen. Auch beim MZB besteht wiederum ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Hydromorphologie und MZB, die quantitative Ausprägung ist jedoch deutlich stärker (45% Erklärungswert). Wie bei den Fischen ist der stärkste Faktor die Sohlstruktur gefolgt vom Faktor Gewässerumland und Querprofil. Auch beim MZB ist eine Reaktion auf hydromorphologische Verhältnisse bei Schwellenwerten von 4-5 zu verzeichnen. Interessanter Weise lassen sich auch beim MZB nur mit den wasserkörpergemittelten Werten vernünftige Modelle erstellen.

Im Umkehrschluss auf die Sanierungsfrage hat dies zur Folge, dass lokale Sanierungsmaßnahmen keine umfassenden Effekte bei Fischen und MZB zeigen würden. Sanierungen müssten so angelegt werden, dass große Teile der Wasserkörper bzw. längere Gewässerabschnitte saniert werden, um die Sanierungsziele zu erreichen.

Sowohl Fische als auch MZB reagieren am stärksten auf die Sohlstruktur, die wiederum maßgeblich von den Substratverhältnissen geprägt ist. Die Belastung der luxemburgischen Gewässer mit Feinsedimenten - wie bei der Analyse der hydromorphologischen Verhältnisse bereits klar aufgezeigt (siehe Kap. 2) - kommt auch hier deutlich zum Tragen. Die Sanierung der Sedimentverhältnisse ist Grundvoraussetzung für eine Verbesserung des ökologischen Zustands.

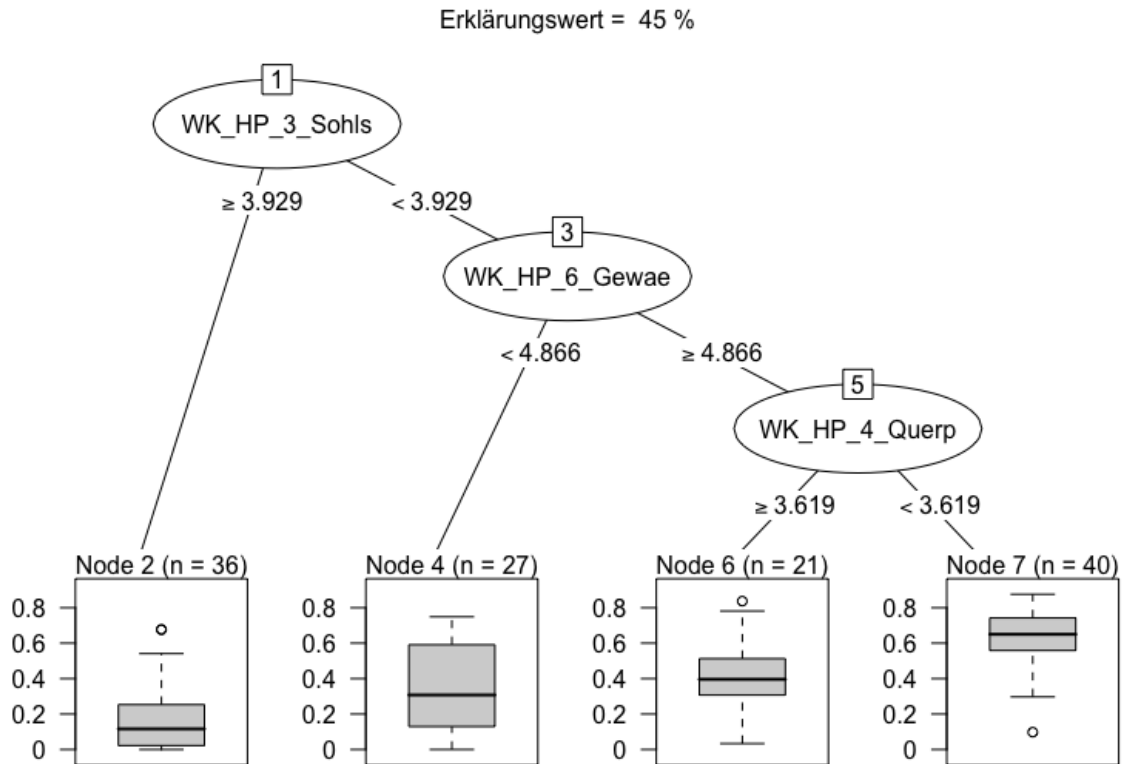


Abbildung 4-8: Reaktion des Makrozoobenthos auf hydromorphologische Bedingungen anhand der Monitoringdaten von 2015-2018 (n=124)

5 ANALYSE MÖGLICHER SCHWALLERSCHWEINUNGEN IN FLIEßGEWÄSSERN LUXEMBURGS

5.1 EINLEITUNG

Bei der Analyse der hydrologischen Verhältnisse in luxemburgischen Fließgewässern ist auffällig, dass nicht nur in HMWBs, sondern auch außerhalb davon schwallähnliche Erscheinungen nachweisbar sind. Ziel vorliegender Analysen ist es daher, an allen verfügbaren Pegeln zu überprüfen, ob Schwallerscheinungen auftreten und was die Gründe dafür sein könnten. Während die Schwallerscheinungen flussab von Wasserkraftwerken auf die Betriebsweise der Wasserkraftanlagen zurückgeführt werden können, ist die Zuordnung der Schwallerscheinungen in anderen Situationen nicht so einfach. Mögliche Gründe könnten Fehler bei der Wehrsteuerung von Kleinwasserkraftanlagen oder stoßweiser Betrieb von Kläranlagen sein. Es könnten jedoch auch bislang nicht bekannte Gründe vorliegen. Durch eine gezielte Analyse von Schwallcharakteristika wie Schwallamplitude, Sunk-Schwallverhältnis, Aufttrittshäufigkeit und saisonale Unterschiede lassen sich Intensität und mögliche ökologische Folgen abschätzen und bewerten, sowie mögliche Ursachen eventuell identifizieren.

Schwallerscheinungen sind aus folgenden Gründen ökologisch problematisch: Durch die stoßartige Abgabe von Wasser werden organisches Material, Benthosorganismen und Fische, insbesondere Jungfische verdriftet. Bei Schwallrückgang können Benthosorganismen und Jungfische der rückschreitenden Wasseranschlagslinie nicht schnell genug folgen und stranden daher. Die sich ständig ändernden Fließbedingungen erfordern eine stetige Anpassung in Habitatwahl bzw. -nutzung. Dadurch werden aquatische Organismen bei ihrer Nahrungsaufnahme gestört, das Laichen von Fischen unterbrochen und/oder der verursachte Stress bedingt reduzierte Fitness (siehe z.B. Schmutz et al. 2013).

5.2 METHODIK

In Tabelle 5-1 sind die zur Verfügung stehenden und für die Analysen verwendeten Pegel­daten (kursiv) sowie deren Charakteristika dargestellt. Insgesamt sind für 23 Pegeln sowohl Wasserstand- als auch Abflussdaten digital verfügbar. Als Beispielsjahr wurde das Jahr 2013 ausgewählt.

Wesentlicher Kennwert zur Charakterisierung möglicher ökologischer Schwallbeeinträchtigungen stellt das Schwall-Sunkverhältnis dar. Das Schwall-Sunkverhältnis wird aus dem Verhältnis des maximalen zum minimalen Tagesabfluss berechnet. Ein Schwall-Sunkverhältnis von $< 1,5$ ist ökologisch wenig bedenklich, über 1,5 sind ökologische Auswirkungen möglich und über 2 sehr wahrscheinlich. Über einem Schwall-Sunkverhältnis von 3 bzw. 5 ist je nach Gewässertyp mit signifikanten Auswirkungen zu rechnen (BMLFUW 2010, Schmutz et al. 2013). Ein weiterer wichtiger Schwallparameter ist die Schwankungsgeschwindigkeit des Wasserspiegels. Dieser wird aus der Änderung des Wasserspiegels aufeinander folgender 15 min Zeitabschnitten berechnet und dann auf Minuten umgerechnet. Die Einheit beträgt cm/min Wasserstandsänderung. Wasserstandsänderungen treten sowohl beim Schwallanstieg als auch beim -abstieg auf, wobei der Anstieg für die Abdrift und der Abstieg für die Strandung verantwortlich ist. Wasserstandsänderungen von mehr als 0,1 cm/s sind ökologisch bereits relevant. Bei 0,2 cm/min sind meist alle Fischarten betroffen und bei 0,5 cm/min bzw. 1 cm/min ist mit sehr starken Auswirkungen hinsichtlich Drift und Strandung zu rechnen (Schmutz et al. 2013, Moreira et al. 2019). In der grafischen Aufbereitung der Daten wurden zwecks Übersichtlichkeit nur ökologisch kritische Werte hinsichtlich Wasserstandsänderungen dargestellt.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Natürliche Hochwässer erzeugen auch Schwall Situationen, im Gegensatz zu anthropogen bedingten Schwallscheinungen treten sie jedoch nur selten auf und weisen meist auch eine andere Charakteristik auf. So sind Hochwasserwellen meist durch raschen Anstieg und vergleichsweise flachen Abstieg gekennzeichnet, wohingegen anthropogen verursachte Schwallwellen je nach Ursache meist sehr rasche An- und Abstiege aufweisen.

Tabelle 5-1: Zur Verfügung stehende und für die Analysen verwendete Pegelraten (kursiv) sowie deren Charakteristika (km= Flusskilometer, EZ=Einzugsgebietsgröße km², Seehöhe m)

Nr.	Name	Flussgebiet	Fluss	km	EZ	Seehöhe	Wasserstand	Abfluss
1	<i>Bigonville</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	119,940	308,400	324,600	x	x
2	<i>Heiderscheidergrund</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	92,530	429,000	263,000	x	x
3	<i>Michelau</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	69,660	946,700	212,020	x	x
4	<i>Diekirch</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	55,210	2149,000	185,410	x	x
5	<i>Bollendorf</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	33,700	3227,000	162,340	x	x
6	<i>Rosport</i>	<i>Sauer</i>	<i>Sauer</i>	12,580	4231,800	139,950	x	x
7	<i>Wiltz</i>	<i>Sauer</i>	<i>Wiltz</i>	17,460	114,500	305,310	x	-
8	<i>Kautenbach</i>	<i>Sauer</i>	<i>Wiltz</i>	4,780	427,700	246,100	x	x
9	<i>Troisvierges</i>	<i>Sauer</i>	<i>Woltz-Clerve</i>	37,990	39,700	408,860	x	-
10	<i>Clervaux</i>	<i>Sauer</i>	<i>Woltz-Clerve</i>	25,760	147,200	347,020	x	x
11	<i>Larochette</i>	<i>Sauer</i>	<i>Ernz Blanche</i>	12,000	70,000	261,690	-	-
12	<i>Dasbourg</i>	<i>Sauer</i>	<i>Our</i>	35,680	450,400	264,500	x	x
13	<i>Gemünd</i>	<i>Sauer</i>	<i>Our</i>	22,980	614,600	229,790	-	-
14	<i>Vianden</i>	<i>Sauer</i>	<i>Our</i>	641,300	202,000	11,970	x	x
15	<i>Müllerthal</i>	<i>Sauer</i>	<i>Ernz Noire</i>	6,070	68,900	204,480	-	-
16	<i>Livange</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	54,280	231,700	265,860	x	x
17	<i>Hesperange</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	45,280	292,300	255,740	x	x
18	<i>Pfaffenthal</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	34,950	360,500	235,250	x	x
19	<i>Walferdange</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	28,610	405,100	225,320	-	-
20	<i>Steinsel</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	27,350	406,900	222,260	-	-
21	<i>Mersch</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	16,400	707,000	212,350	x	x
22	<i>Ettelbrück_Alzette</i>	<i>Alzette</i>	<i>Alzette</i>	1,120	1091,900	193,990	x	x
23	<i>Schoenfels</i>	<i>Alzette</i>	<i>Mamer</i>	3,790	83,600	222,560	x	x
24	<i>Hunnebour</i>	<i>Alzette</i>	<i>Eisch</i>	5,330	164,200	223,480	x	x
25	<i>Reichlange</i>	<i>Alzette</i>	<i>Attert</i>	19,550	162,700	252,160	x	x
26	<i>Bissen</i>	<i>Alzette</i>	<i>Attert</i>	5,630	291,500	218,560	x	x
27	<i>Niederfeulen</i>	<i>Alzette</i>	<i>Wark</i>	14,980	57,400	284,690	x	x
28	<i>Welscheid</i>	<i>Alzette</i>	<i>Wark</i>	10,150	65,600	258,540	x	x
29	<i>Welscheid-Village</i>	<i>Alzette</i>	<i>Wark</i>	7,850	67,800	244,900	-	-
30	<i>Ettelbrück_Wark</i>	<i>Alzette</i>	<i>Wark</i>	0,930	81,500	198,770	x	x
31	<i>Mertert</i>	<i>Mosel</i>	<i>Syr</i>	0,730	202,000	135,170	x	x
32	<i>Pétange</i>	<i>Meuse</i>	<i>Chiers</i>	0,000	57,700	264,670	-	-

5.3 ERGEBNISSE

5.3.1 Pegel Bigonville an der Sauer

Obwohl der Pegel Bigonville (Flusskilometer 120) nicht durch ein Speicherkraftwerk beeinflusst ist, weist dieser deutliche Schwallerscheinungen auf. So treten kritische Sunk-Schwallverhältnisse von 3 und mehr überdurchschnittlich häufig auf. Die starken Schwankungen werden v.a. bei Niederwasser sichtbar. So zeigt z.B. der Verlauf des Abflusses im August 2013 viele abrupte Sprünge auf, die wahrscheinlich durch den Betrieb eines Kleinwasserkraftwerks verursacht werden. Bei höheren Wasserständen, z.B. Anfang Dezember 2013 sind nur sehr geringe kurzzeitige Schwankungen erkennbar. Auch wenn kritische Wasserstandsanstiege und -abstiege nicht sehr oft im Jahresverlauf auftreten (2013), können diese Schwankungen jedoch zu signifikanten Verdriftungen und Strandungen aquatischer Organismen führen (Abbildung 5-2).

Der Pegel liegt direkt unterhalb des Kraftwerkes und spiegelt somit die Abflussschwankungen recht gut wieder. Der Staubebereich oberhalb des Kraftwerkes ist mehrere hundert Meter lang und weißt damit ein gewisses Speichervolumen auf, wodurch es bei entsprechender Turbinen- und Wehrsteuerung zu den nachweisbaren Abflussschwankungen kommen kann (Abbildung 5-1).

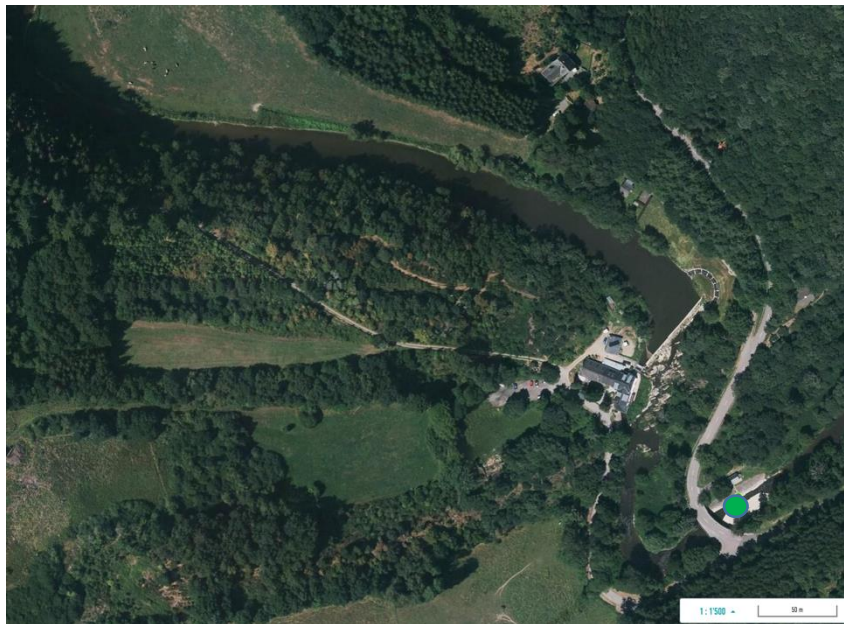


Abbildung 5-1: Kleinwasserkraftanlage flussauf des Pegels Bigonville (grüner Punkt) an der Sauer (map.geoportal.lu)

5.3.2 Pegel Heiderscheidergrund an der Sauer

Der Pegel Heiderscheidergrund (Flusskilometer 93) ist ein typisches Beispiel für einen stark mit Schwall beeinflussten Gewässerabschnitt. Bis auf Hochwasser und Niederwasserperioden ist die gesamte Abflussganglinie durch starke Schwallerscheinungen gekennzeichnet. Schwall-Sunkverhältnisse von mehr als 3 und 5 kommen sehr häufig vor. Anhand der Dezemberganglinie ist das tägliche Schwallen deutlich erkennbar. Kritische Wasserspiegelschwankungen treten sehr häufig auf (Abbildung 5-3). Bzgl. näherer Analysen siehe Berichtsteil Detailanalysen HMWB III-2.2.1 Sauer.

5.3.3 Pegel Michelau an der Sauer

Der Pegel Michelau (Flusskilometer 70) liegt ca. 23 km flussab vom Pegel Heiderscheidergrund. Durch die fließende Retention reduziert sich die Häufigkeit hoher Schwall-Sunkverhältnisse etwas. Dennoch sind über weite Strecken des Jahres signifikante Schwallerscheinungen

erkennbar. Die Wasserstandsschwankungen sind noch so stark ausgeprägt, dass Drift- und Strandrungserscheinungen wahrscheinlich sind (Abbildung 5-4).

5.3.4 Pegel Diekirch an der Sauer

Die Schwalldämpfung setzt sich auch am 15 km weiter flussab gelegenen Pegel Diekirch (Flusskilometer 55) fort, zumindest was die Häufigkeit kritischer Schwall-Sunkverhältnisse betrifft. Hinsichtlich Wasserspiegelschwankungen nimmt im Vergleich zum Pegel Michelau die Häufigkeit wieder deutlich zu. Zwischen Pegel Michelau und Pegel Diekirch mündet die Alzette, die offensichtlich für diese Schwankungen verantwortlich zeichnet (Abbildung 5-5; siehe auch weiter unten).

5.3.5 Pegel Bollendorf an der Sauer

Am Pegel Bollendorf (Flusskilometer 34), der weitere 21 km flussab liegt, ist die Dämpfung durch die fließende Retention am deutlichsten zu beobachten. Kritische Schwall-Sunkverhältnisse sind weiter reduziert und kritische Wasserspiegeländerungen beziehen sich fast ausschließlich auf die Gefährdungsklasse $<-0,2$ cm/min bzw. $>0,2$ cm/min. Die sehr raschen Wasserspiegelschwankungen entfallen hier (Abbildung 5-6).

5.3.6 Pegel Rosport an der Sauer

Beim Pegel Rosport kommen neben den Auswirkungen des Obersauerstausees auch die Folgen des Schwallkraftwerks Rosport zum Tragen. Das Kraftwerk besteht aus 2 vertikal angeordneten Kaplan-turbinen, die Leistung beträgt 6,5 MW.

Fast alle Schwallparameter weisen sehr hohe Werte auf, die fast das gesamte Jahr über beobachtbar sind (2013). Die Schwallwellen aus dem Obersauerstausee werden durch die Schwallwellen des KW Rosport überlagert, so dass zu fast allen Zeiten Wasserstands-schwankungen mit hohen Geschwindigkeiten auftreten. Kritische Wasserstandsänderungen treten hier sogar häufiger als direkt flussab des Obersauerstausees auf (Abbildung 5-7). Lediglich das mittlere jährliche Schwall-Sunkverhältnis ist durch die Dämpfungsstrecke zwischen Obersauerstausee und Pegel Rosport sowie durch die Tatsache, dass die Schwallamplituden des Kraftwerks Rosport sich im Bereich von wenigen m^3/s befinden vergleichsweise gering.

5.3.7 Pegel Kautenbach an der Wiltz

Hier sind keine schwallähnlichen Erscheinungen festzustellen (Abbildung 5-8).

5.3.8 Pegel Clervaux an der Woltz-Clerve

An diesem Pegel liegen keine Schwallbelastungen vor. Die bei einer feineren Auflösung der Daten, wie z.B. im Dezember 2013, erkennbaren regelmäßigen Schwanken sind nur sehr gering und wahrscheinlich auf messtechnische Ursachen zurückzuführen (Abbildung 5-9).

5.3.9 Pegel Dasbourg an der Our

Auch am Pegel Pegel Dasbourg an der Our sind keine Schwallerscheinungen zu erkennen. Abrupte Zu- und Abnahmen des Abflusses, wie am 6. Dezember 2013 spielen sich innerhalb eines vergleichsweise engen Abflussbereichs von ca. $4-5 m^3/s$ ab und stellen eine Ausnahme dar. Kritische Zunahmen treten nur sehr selten auf. Die Hochwässer an der Our weisen einen sehr steilen Verlauf auf. Die Pegel steigen sehr rasch an und erreichen schnell den Maximalwert und sinken danach fast ebenso rasch wieder ab. Dadurch wird auch bei vergleichsweise geringen Niederschlagsereignissen eine vergleichsweise hohe Abflussamplitude erzielt. Die Folge ist, dass das Schwall-Sunkverhältnis hier allein aufgrund der Hochwässer überdurchschnittlich oft sehr

hoch ist (Abbildung 5-10). Das mittlere Schwall-Sunkverhältnis im Jahr 2013 liegt knapp über 1,5.

5.3.10 Pegel Vianden an der Our

Dieser Pegel liegt unter der Ourtalsperre und ist durch das Pumpspeicherkraftwerk Vianden beeinflusst. Das Wasser wird an der Talsperre entsprechend der Zuflusswerte abgegeben, wodurch sich kaum ein Unterschied zur flussaufliegenden hydrologischen Situation ergibt. Dennoch sind bei hoher zeitlicher Auflösung zackige Verläufe der Abflussganglinie als Folge der Anpassung des Turbinenbetriebes erkennbar (z.B. Anfang Dezember 2013), was zu einer Zunahme von kritischen Wasserstandschwankungen führt (Abbildung 5-11).

5.3.11 Pegel Livange an der Alzette

Die Pegel an der Alzette, beginnend mit dem Pegel Livange, sind durch vergleichsweise starke und sehr markante Abflussschwankungen gekennzeichnet. Niederschlags- bzw. Hochwasserereignisse spielen sich meist innerhalb eines Tages ab. Die Abflussganglinien von diesen Ereignissen sind durch starke Anstiege und fast identisch stark abfallende Abstiege gekennzeichnet. Dadurch treten kritische Schwall-Sunkerscheinungen und Wasserspiegelschwankungen relativ häufig auf. Ursache für die markanten Abflussschwankungen könnte der hohe Urbanisierungsgrad im Alzette Einzugsgebiet sein. Zudem ist der Basisabfluss im Oberlauf noch sehr gering und dadurch erzeugen auch kleine Niederschlagsereignisse vergleichsweise hohe Abflussschwankungen.

Bei feinerer zeitlicher Auflösung (z.B. Anfang Dezember 2013) ist auch eine tageszeitliche Periodizität des Abflusses mit höheren Abflüssen während des Tages und geringeren während der Nacht erkennbar. Dies könnte auf eine Beeinflussung durch den Betrieb von Kläranlagen zurückzuführen sein (Abbildung 5-12).

5.3.12 Pegel Hesperange an der Alzette

Am Pegel Hesperange setzt sich das am Pegel Livange beobachtete Bild fort (Abbildung 5-13).

5.3.13 Pegel Pfaffenthal an der Alzette

Am Pegel Pfaffenthal, der in der Stadt Luxemburg liegt, verschärft sich die Situation nochmals. Hier liegen die häufigsten Schwall-Sunkverhältnisse im Bereich von 3-5, ein Wert, der an keinem anderen Pegel, nicht einmal direkt unterhalb der Sauersperre erreicht wird. Der zackige Verlauf der Abflussganglinie ist über das gesamte Jahr erkennbar. Auch treten hier Wasserstandschwankungen im sehr kritischen Bereich auf (Abbildung 5-14).

5.3.14 Pegel Mersch an der Alzette

Am Pegel Mersch nehmen die Abflussschwankungen hinsichtlich Schwall-Sunkverhältnis nicht ab, jedoch sind die Wasserstandschwankungen etwas geringer (Abbildung 5-15).

5.3.15 Pegel Ettelbrück an der Alzette

Bezüglich Schwall-Sunkverhältnis nehmen die Abflussschwankungen am Pegel Ettelbrück wieder etwas zu. Zudem zeigen die Daten ein starkes Pulsieren des Abflusses über das gesamte Jahr. Da die Schwankungen vergleichsweise gering sind, immer im selben Ausmaß und sprunghaft auftreten und an allen Tagen des Jahres zu beobachten sind, ist von messtechnischen Ursachen auszugehen. Folglich sind die Werte der Wasserstandschwankungen deutlich überhöht, liegen jedoch ungefähr im Bereich des Pegel Mersch (Abbildung 5-16).

5.3.16 Pegel Schoenfels an der Mamer

Die Mamer ist ein sehr kleines Gewässer mit einem sehr geringen Basisabfluss. Auch hier wirken sich Niederschlagsereignisse sehr stark auf die Abflussschwankungen aus. Dadurch liegen die Schwall-Sunkverhältnisse im kritischen Bereich. Ähnlich wie beim Pegel Ettelbrück an der Alzette ist auch hier ein Pulsieren der Pegelwerte erkennbar. Geringfügige Schwankungen treten kontinuierlich und mehrmals am Tag auf. Es gilt zu klären, ob es sich um messtechnische oder andere Ursachen handelt. Aufgrund dieses Phänomens gibt es jedenfalls erhöhte Wasserstandsschwankungen (Abbildung 5-17).

5.3.17 Pegel Hunnebour an der Eisch

Im Vergleich zu anderen Pegeln liegen hier vergleichsweise geringe Abflussschwankungen vor. Aber auch hier gibt es das Phänomen des Pulsierens des Pegels (Abbildung 5-18).

5.3.18 Pegel Reichlange an der Attert

Das Abflussgeschehen an diesem Pegel ist eher unauffällig (Abbildung 5-19).

5.3.19 Pegel Bissen an der Attert

Das Abflussgeschehen an diesem Pegel ist auch eher unauffällig (Abbildung 5-20).

5.3.20 Pegel Niederfeulen an der Wark

Auch die Wark ist ein sehr kleines Gewässer mit geringem Basisabfluss. Auch hier wirken sich Niederschlagsereignisse direkt auf die Abflussschwankungen aus. Dadurch liegen die Schwall-Sunkverhältnisse im kritischen Bereich. Ähnlich wie bei anderen Pegeln ist auch hier ein Pulsieren der Pegelwerte erkennbar (Abbildung 5-21).

5.3.21 Pegel Welscheid an der Wark

Hier zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim Pegel Niederfeulen, das Pulsieren ist etwas geringer (Abbildung 5-22).

5.3.22 Pegel Ettelbrück an der Wark

Hier zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den flussauf gelegenen Pegeln, das Pulsieren zeigt sich hier durch den sprunghaften Wechsel zwischen Werten innerhalb eines Bereiches von ca. 100 l/s (Abbildung 5-23).

5.3.23 Pegel Mertert an der Syr

Auch an der Syr sind kritische Abflussschwankungen erkennbar, die durch Niederschlagsereignisse in diesem durch Siedlungen geprägten Einzugsgebiet ausgelöst werden. Ein geringfügiges Pulsieren des Pegels ist auch hier ersichtlich (Abbildung 5-24).

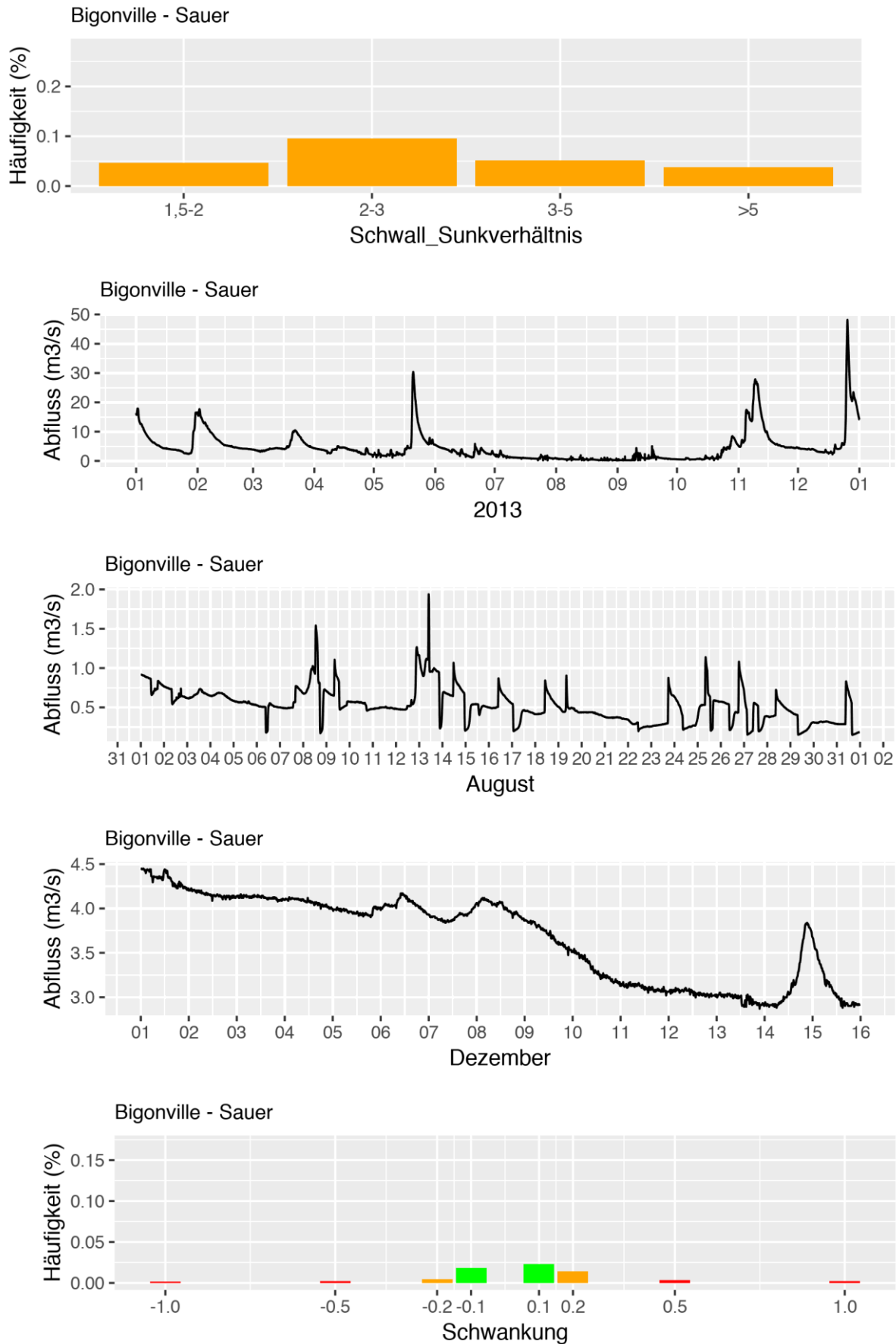


Abbildung 5-2: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Bigonville an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

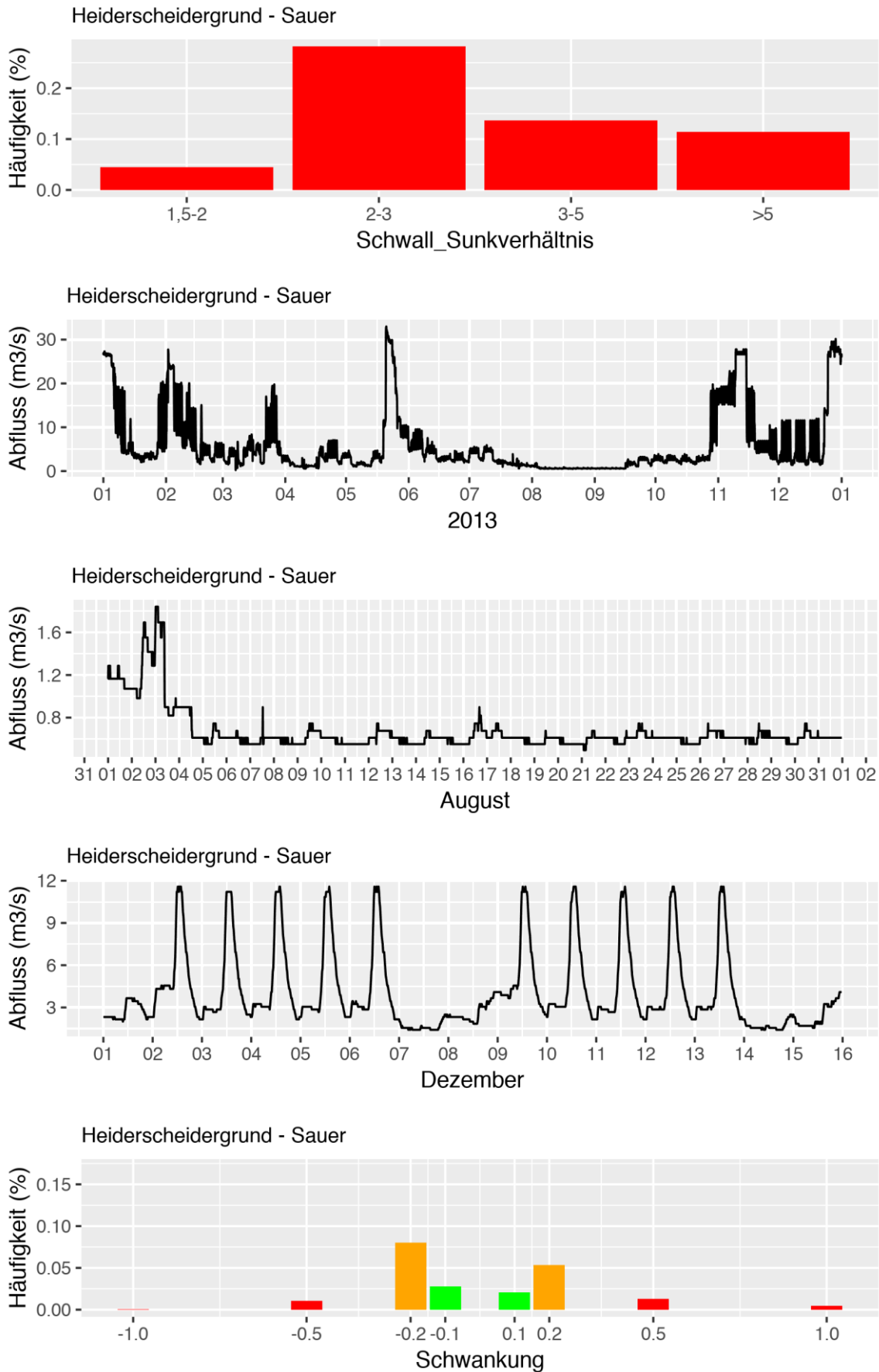


Abbildung 5-3: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Heiderscheidergrund an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

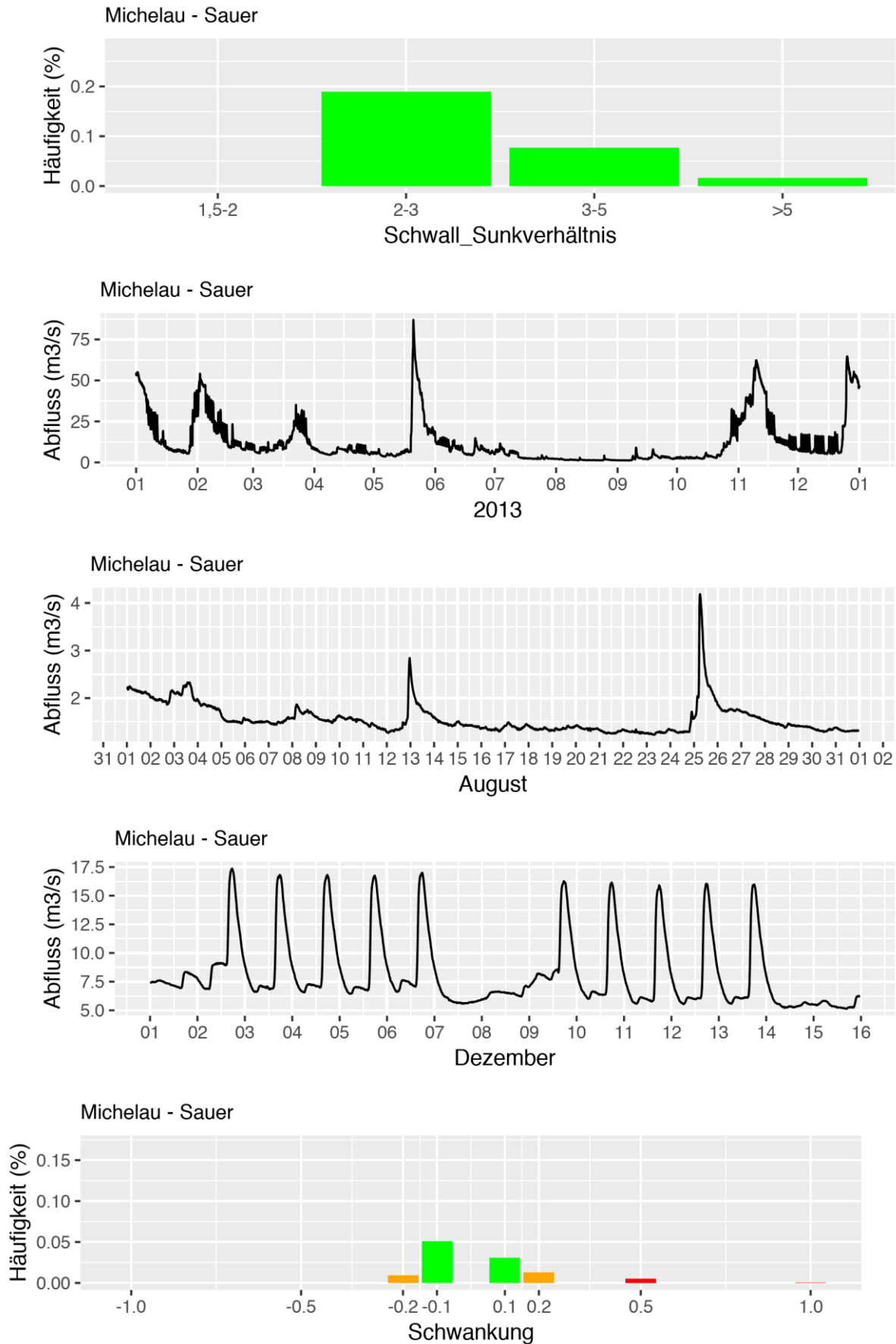


Abbildung 5-4: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Michelau an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

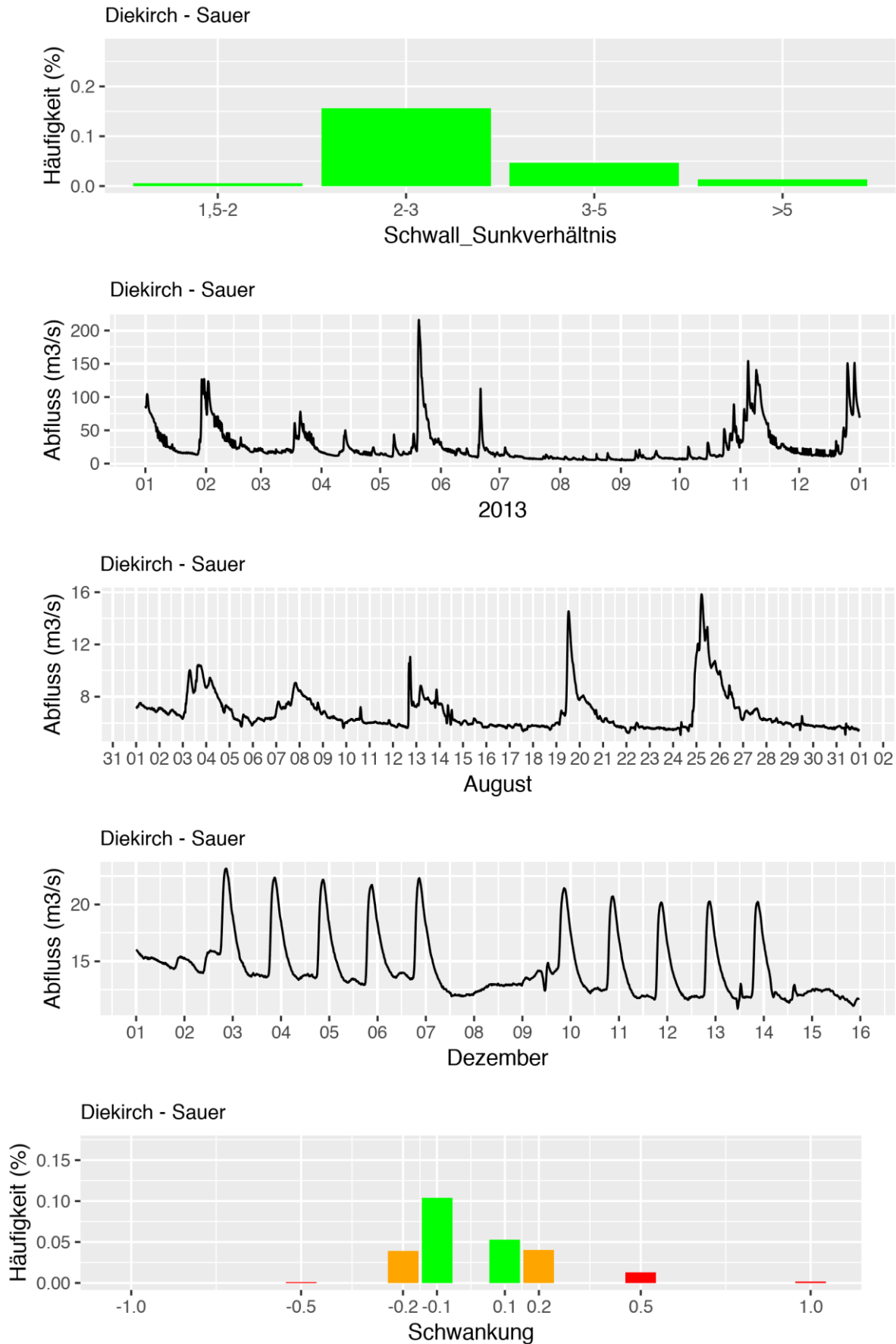


Abbildung 5-5: Häufigkeit der Swall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Diekirch an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

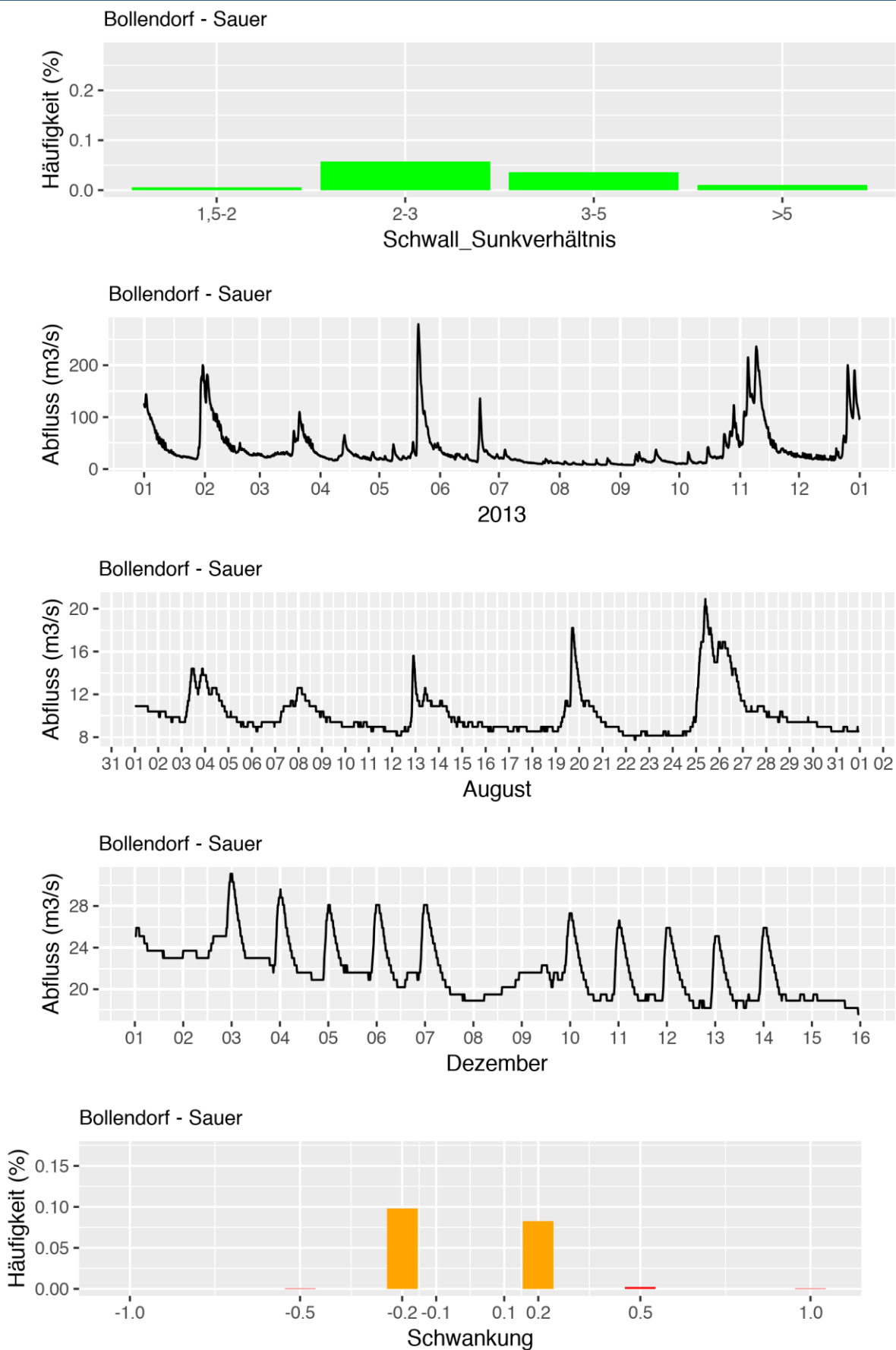


Abbildung 5-6: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Bollendorf an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

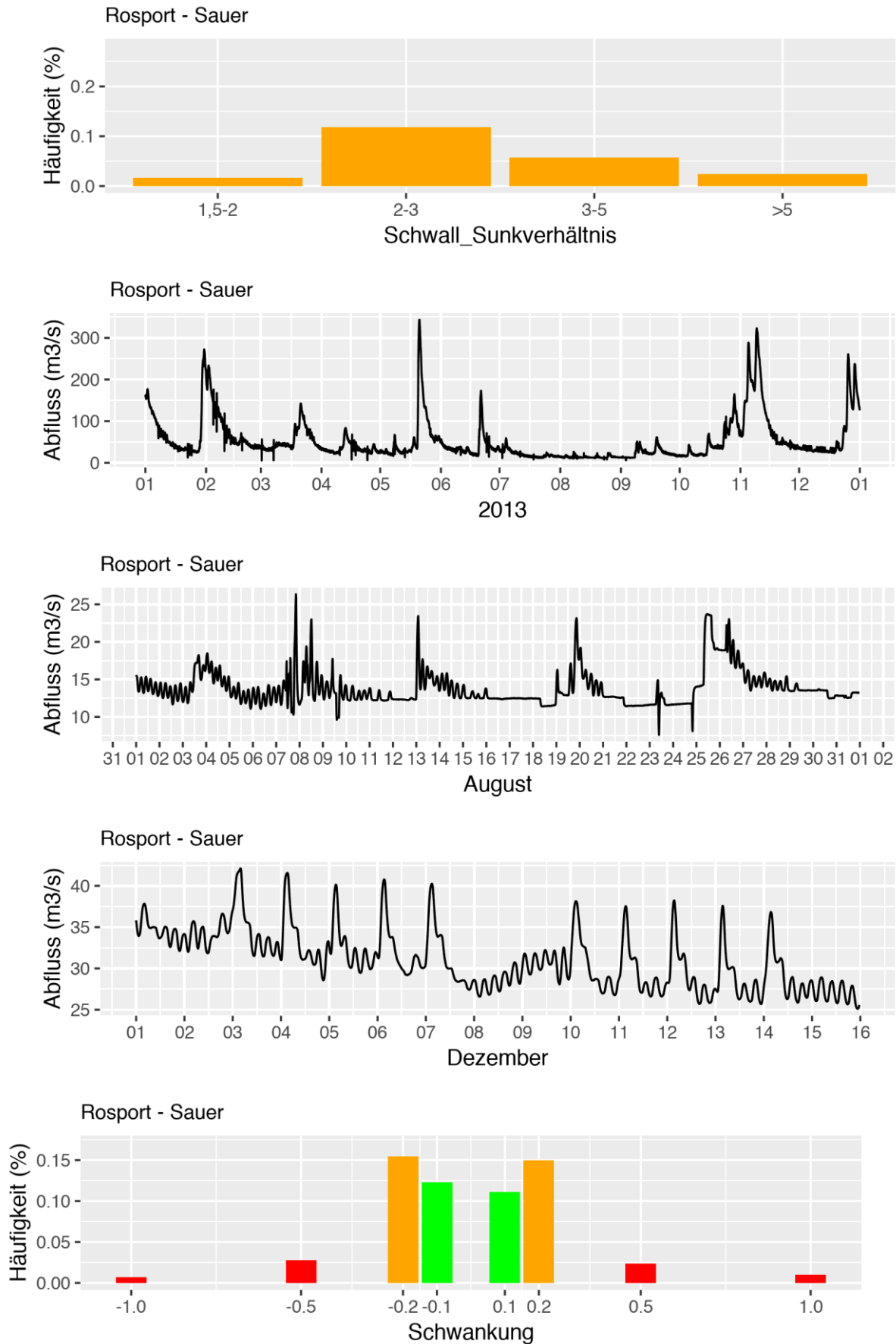


Abbildung 5-7: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Rosport an der Sauer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

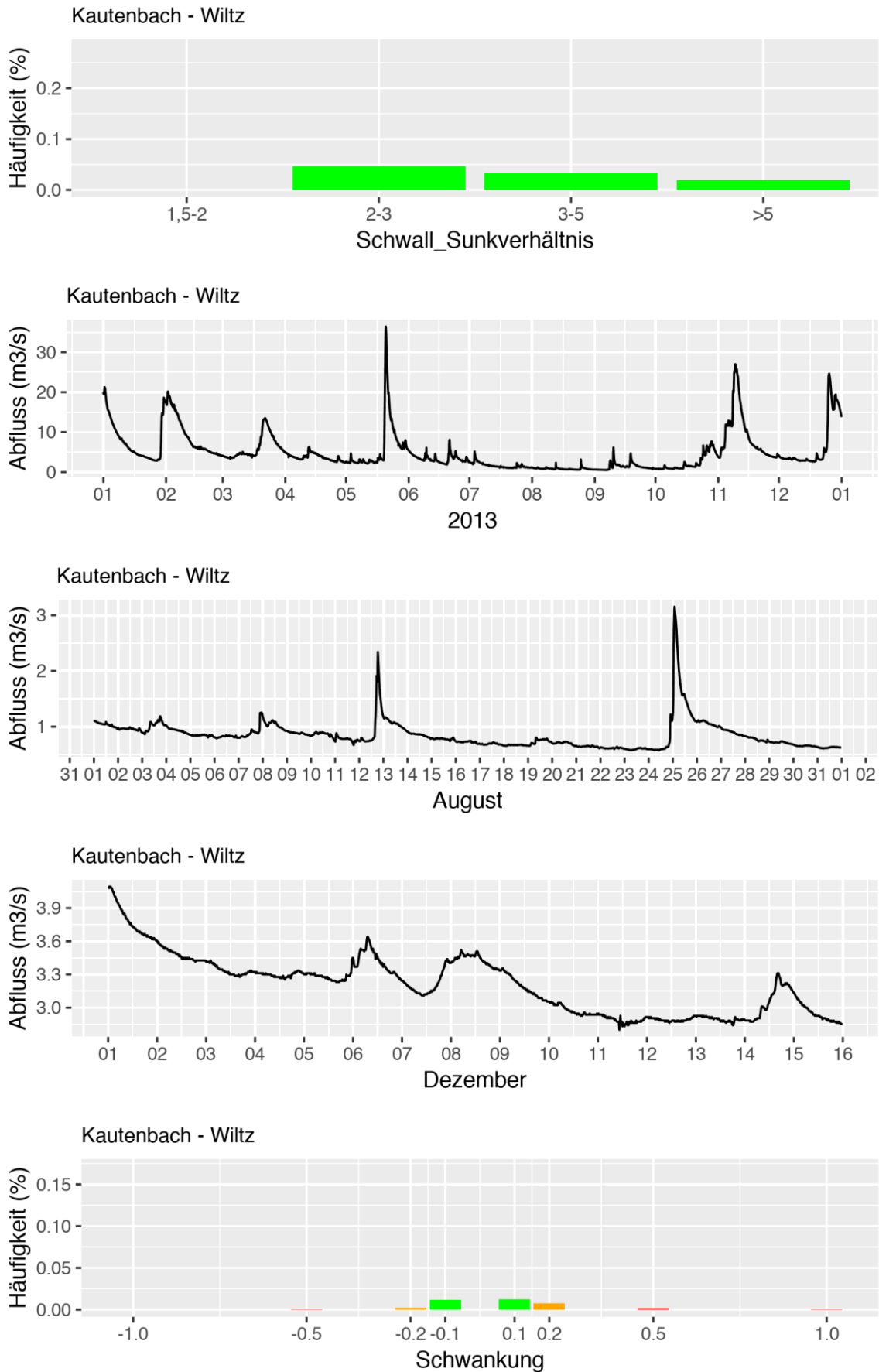


Abbildung 5-8: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Kautenbach an der Wiltz

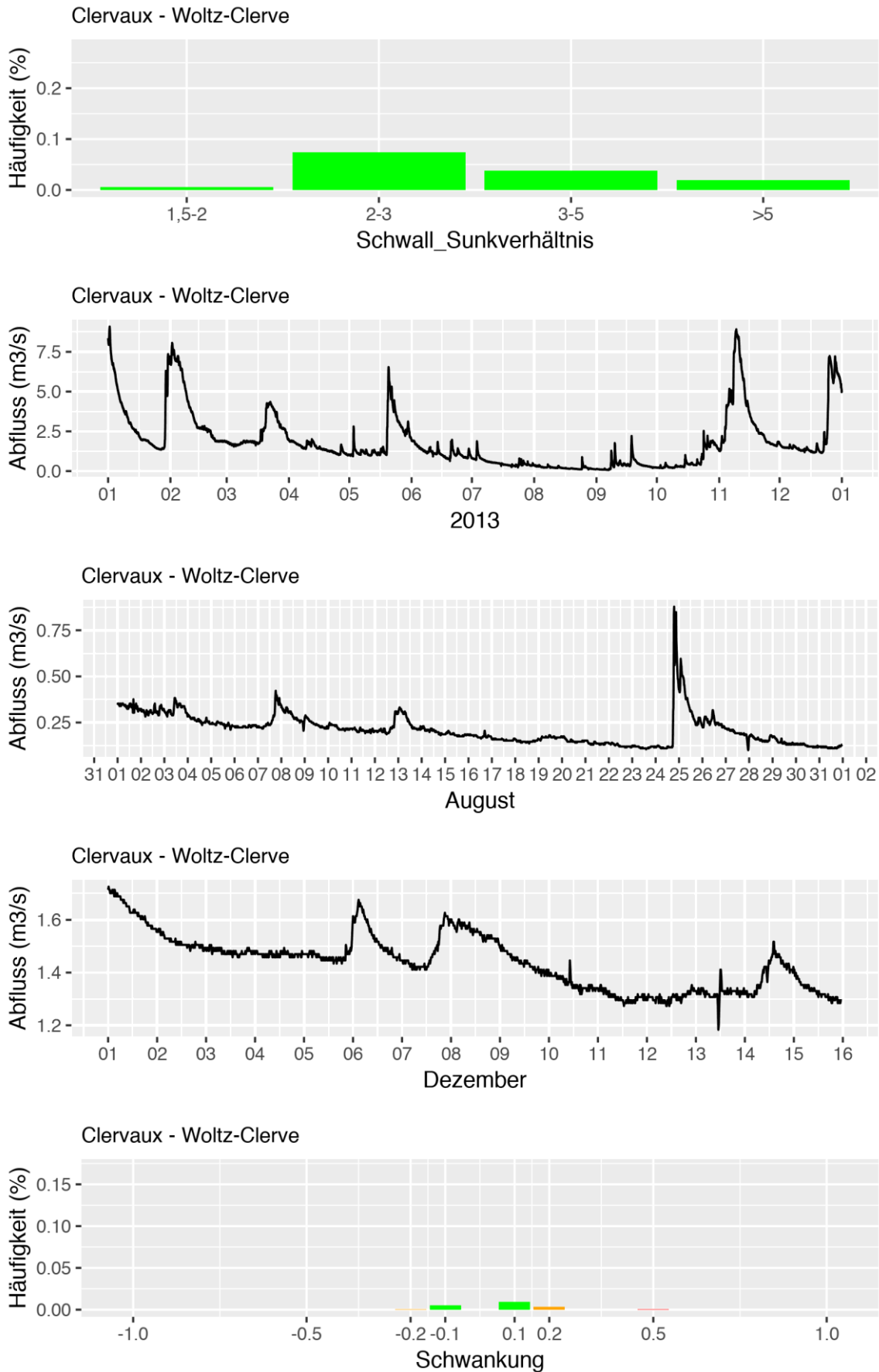


Abbildung 5-9: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Clervaux an der Woltz-Clervean

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

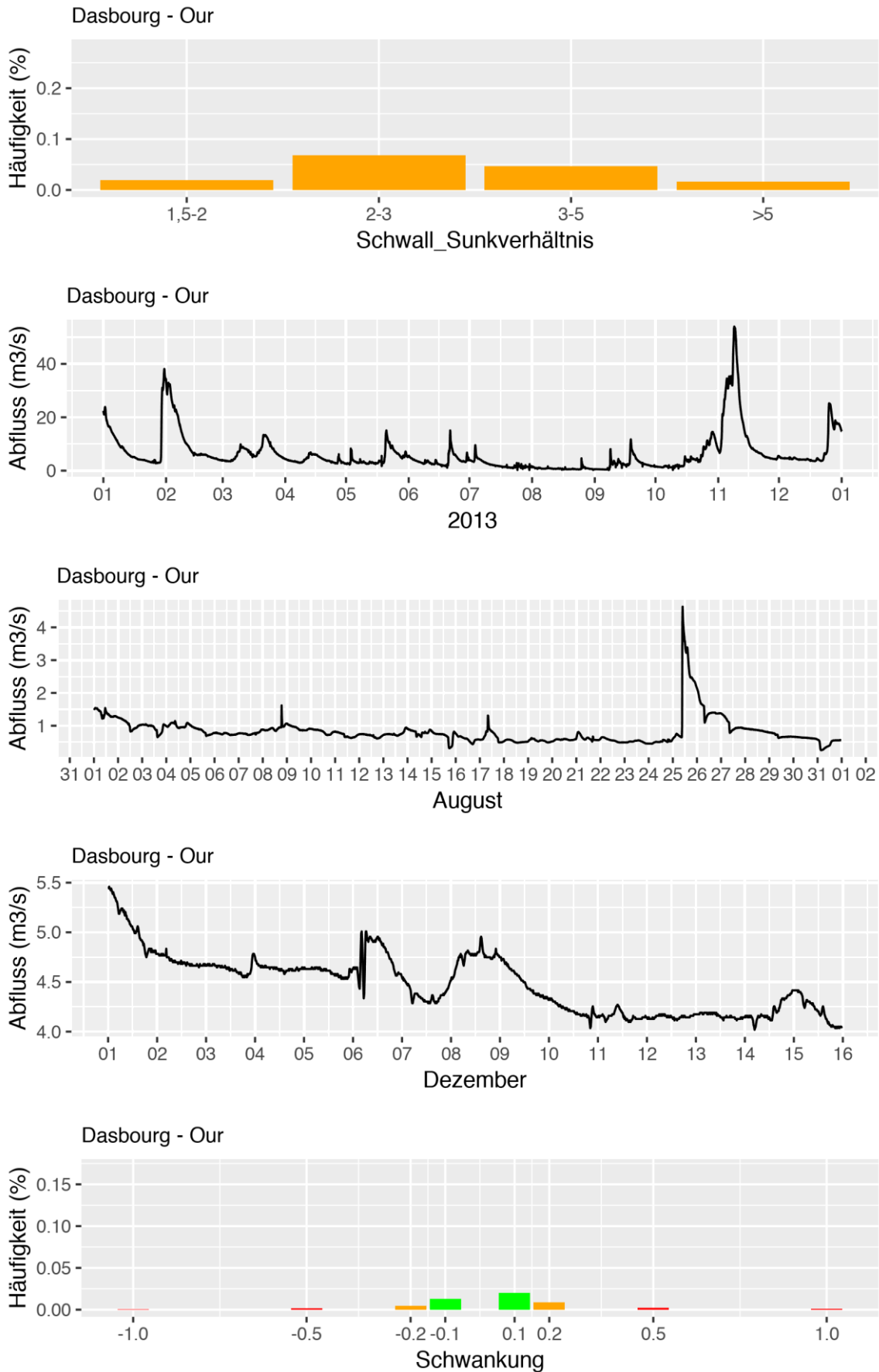


Abbildung 5-10: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Dasbourg an der Our

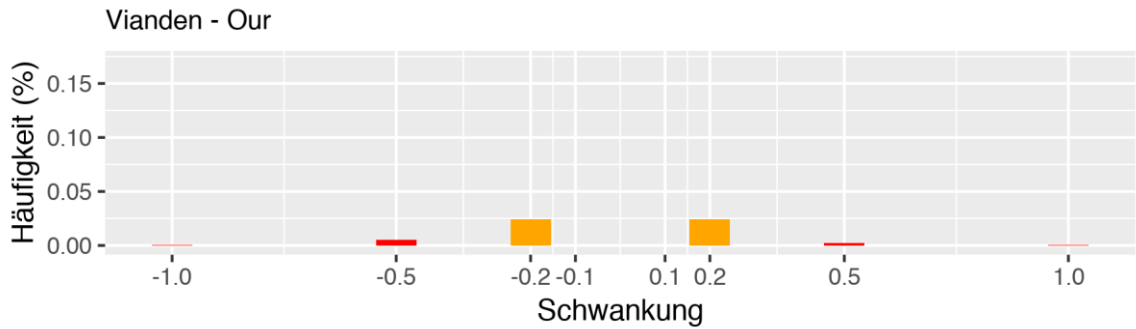
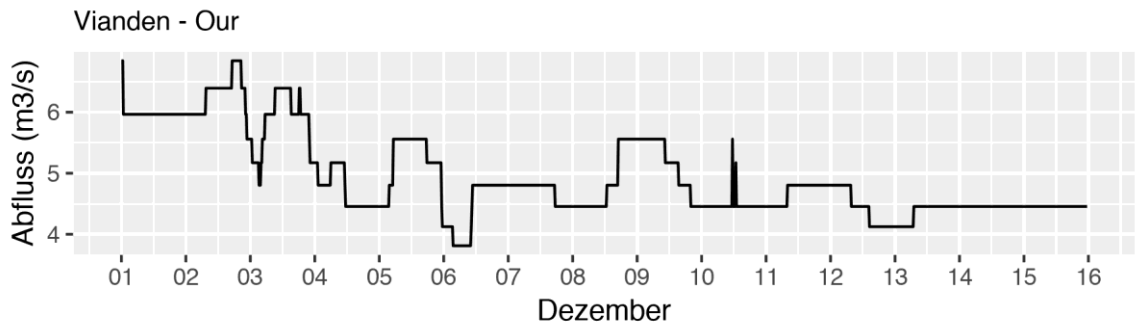
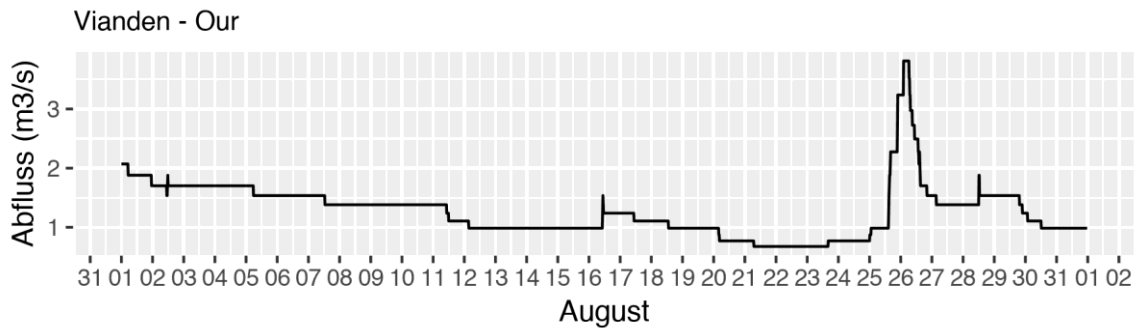
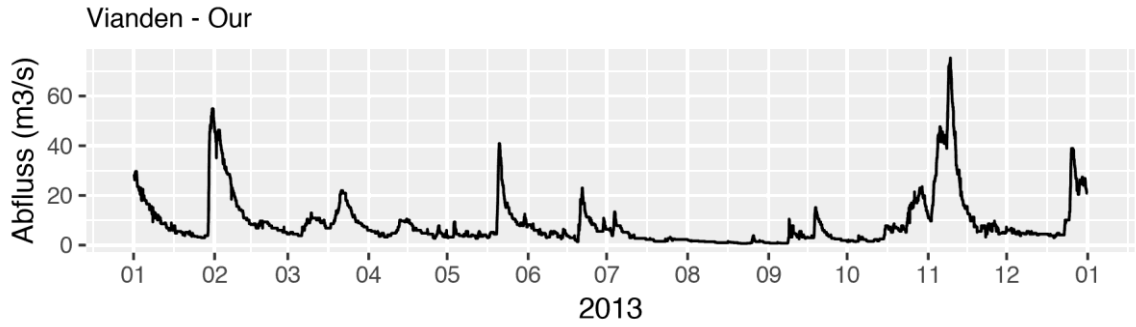
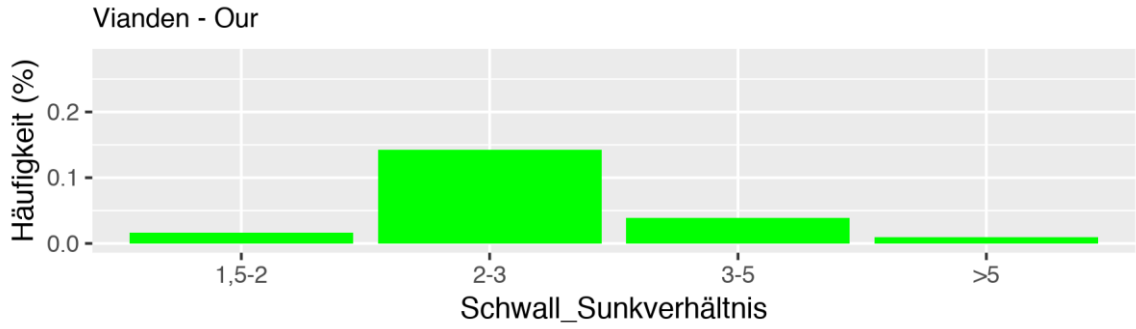


Abbildung 5-11: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Vianden an der Our

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

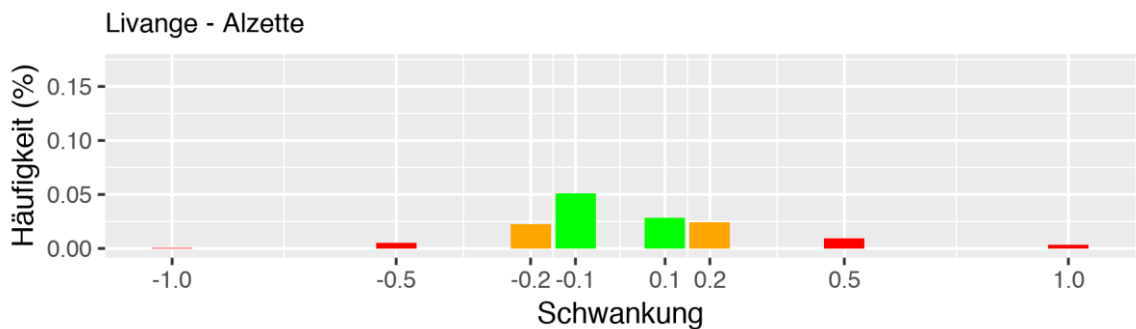
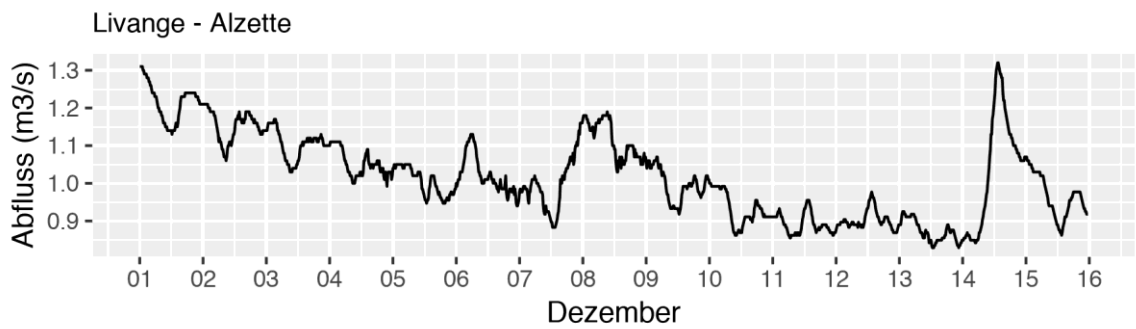
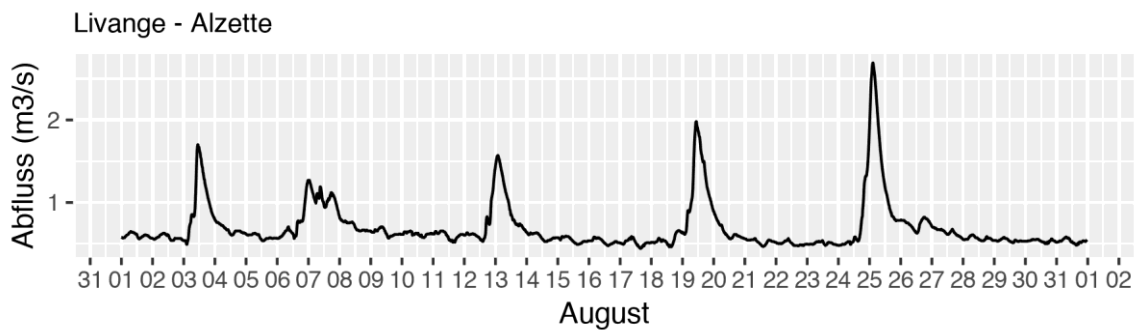
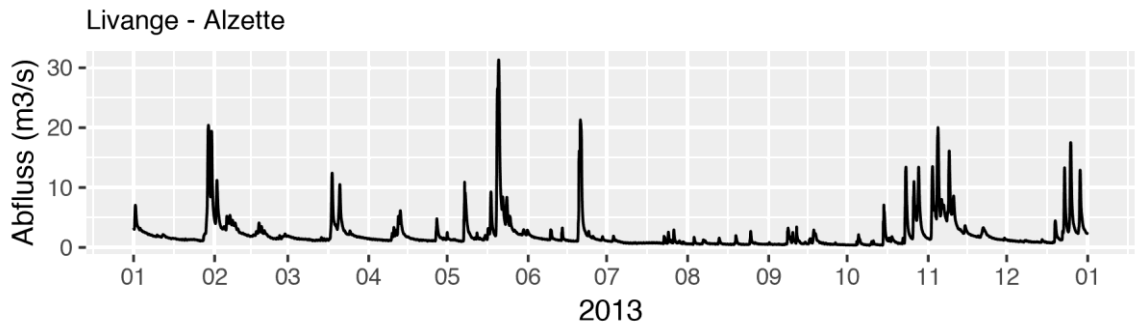
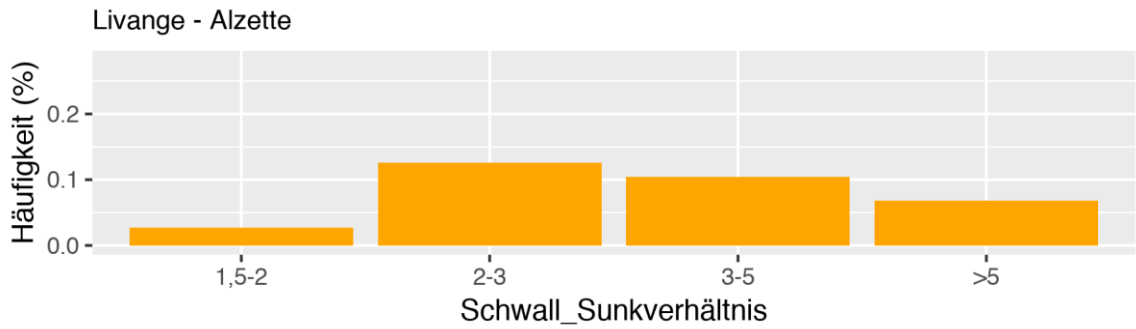


Abbildung 5-12: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Livange an der Alzette

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

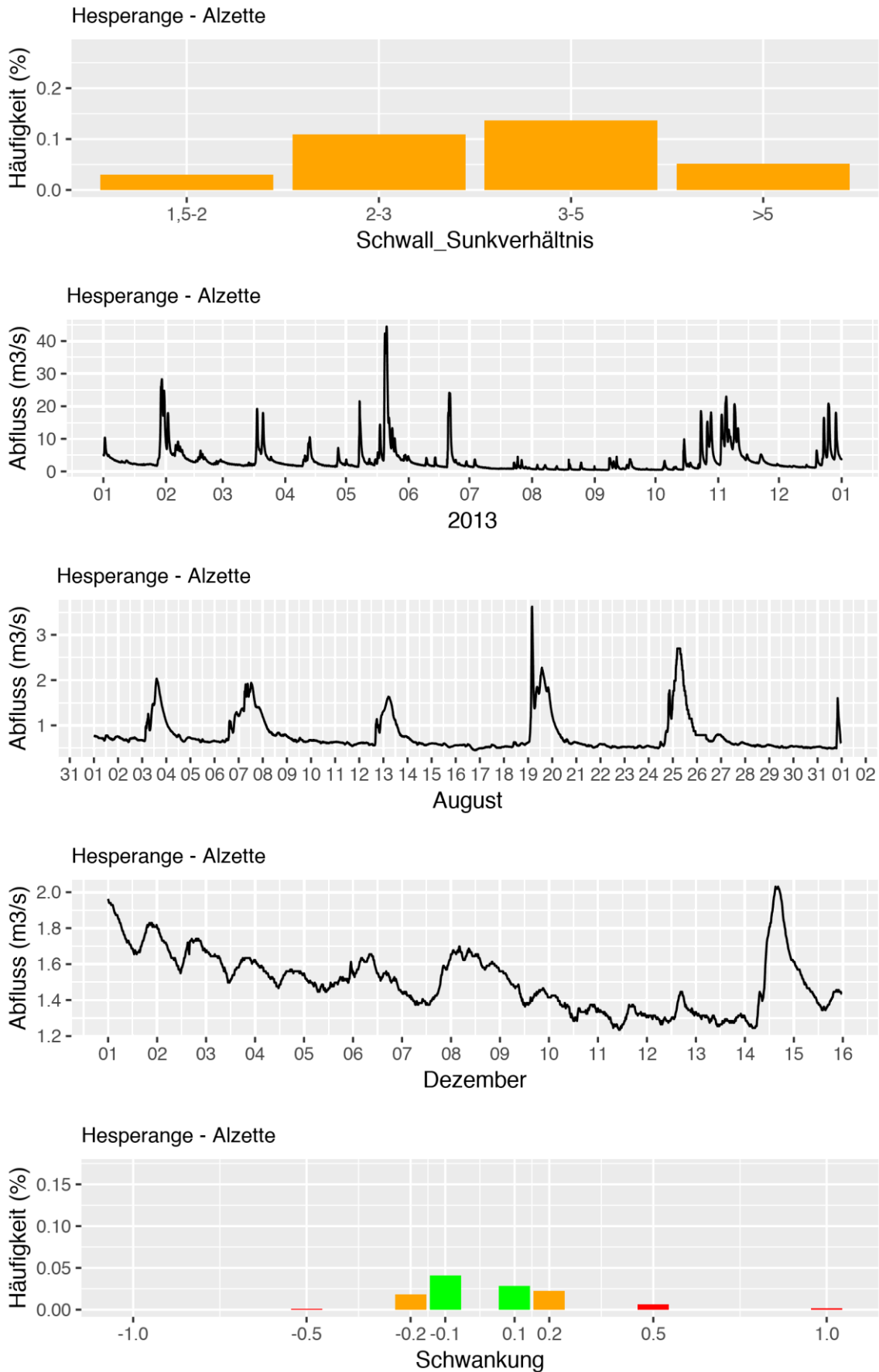


Abbildung 5-13: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Hesperange an der Alzette

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

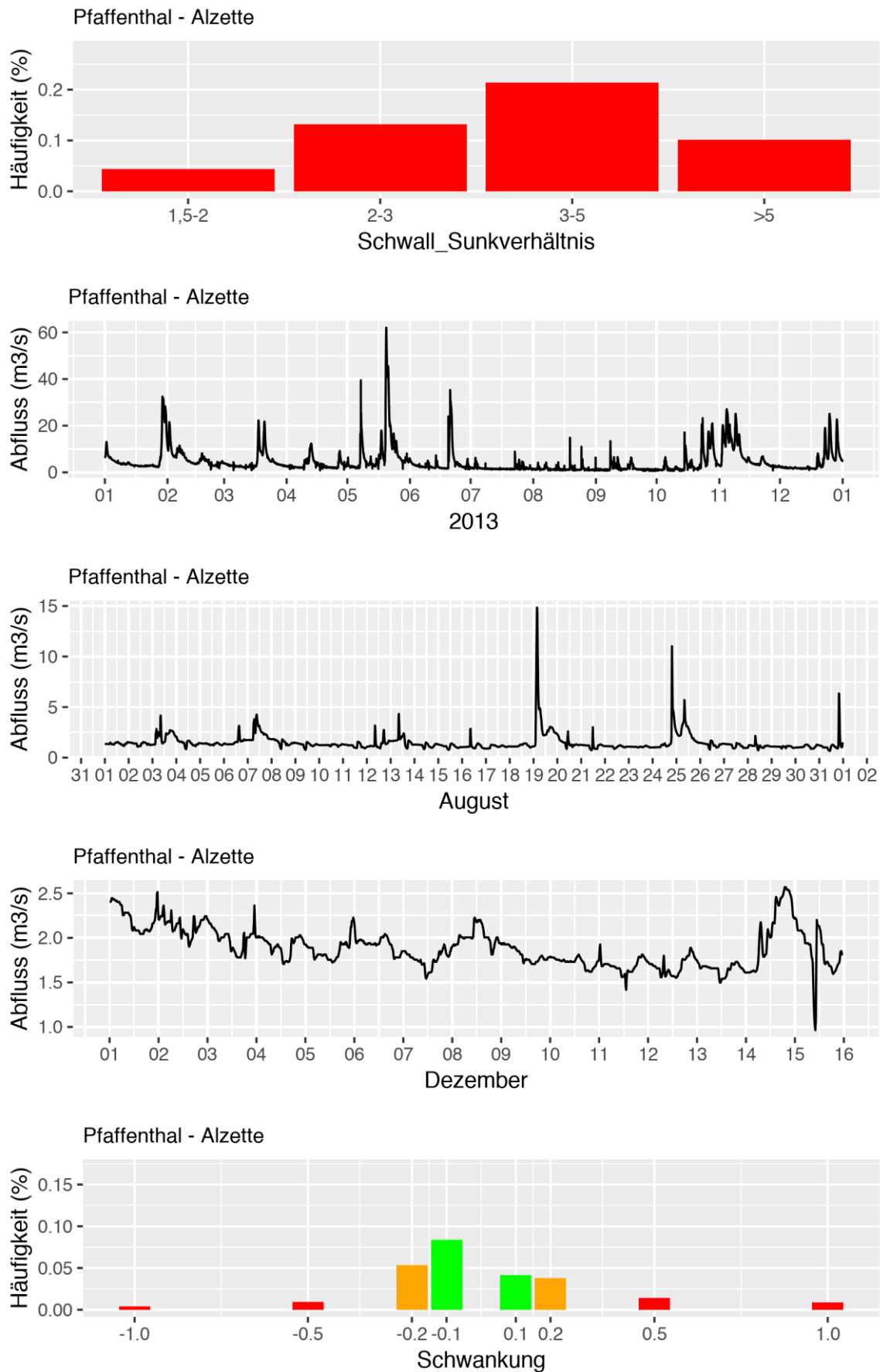


Abbildung 5-14: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Pfaffenthal an der Alzette

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

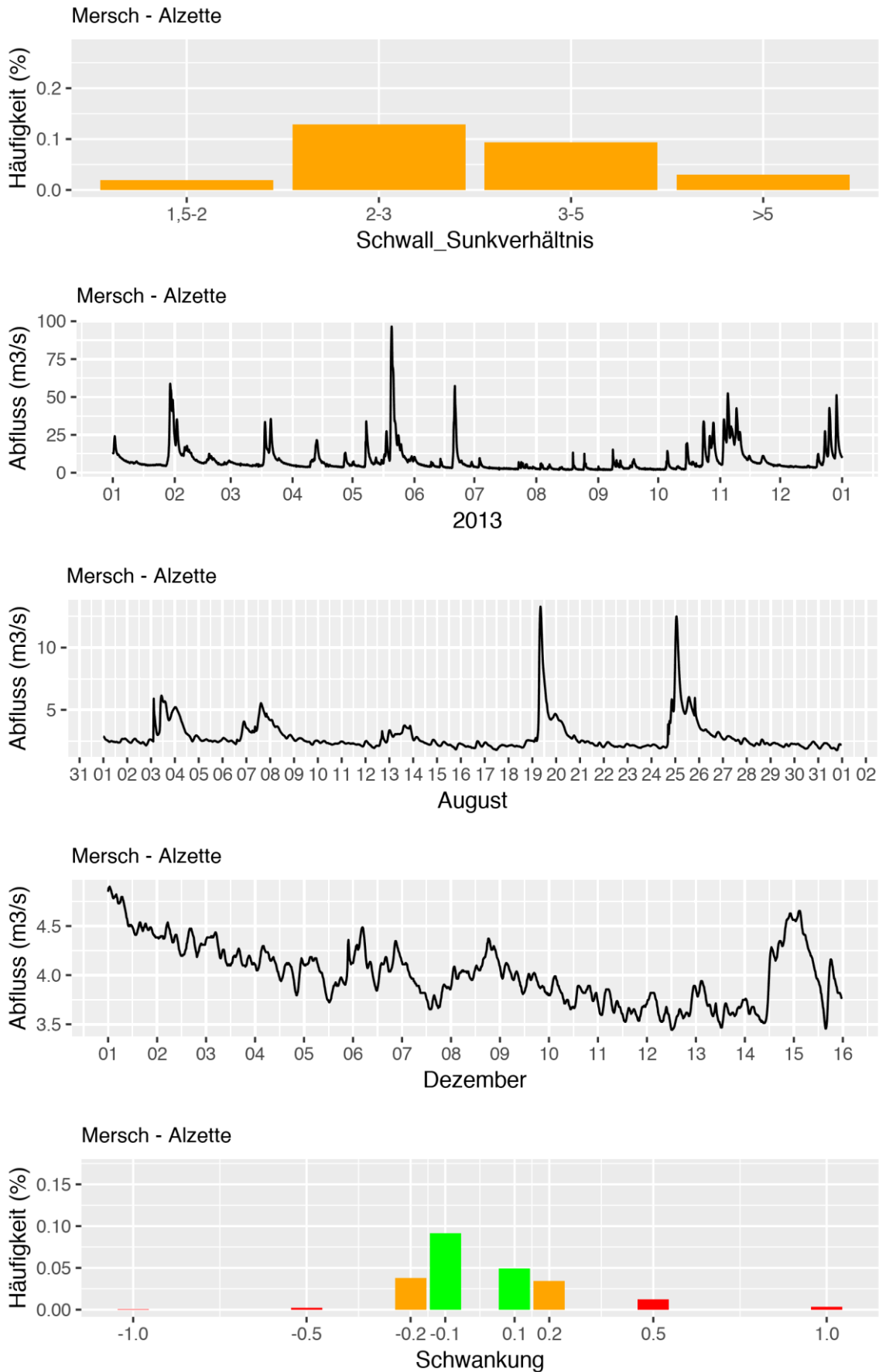


Abbildung 5-15: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Mersch an der Alzette

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

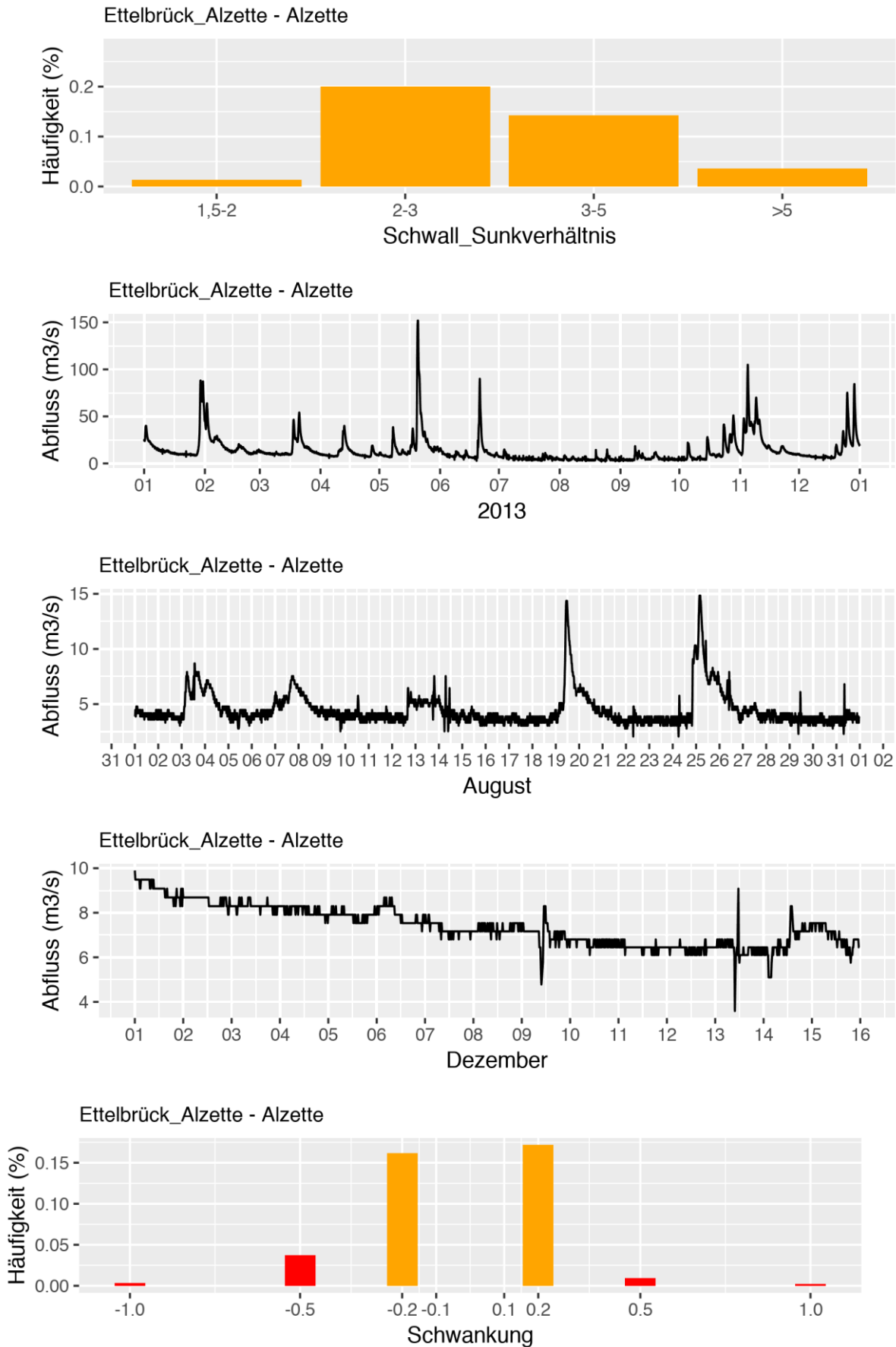


Abbildung 5-16: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Ettelbrück an der Alzette

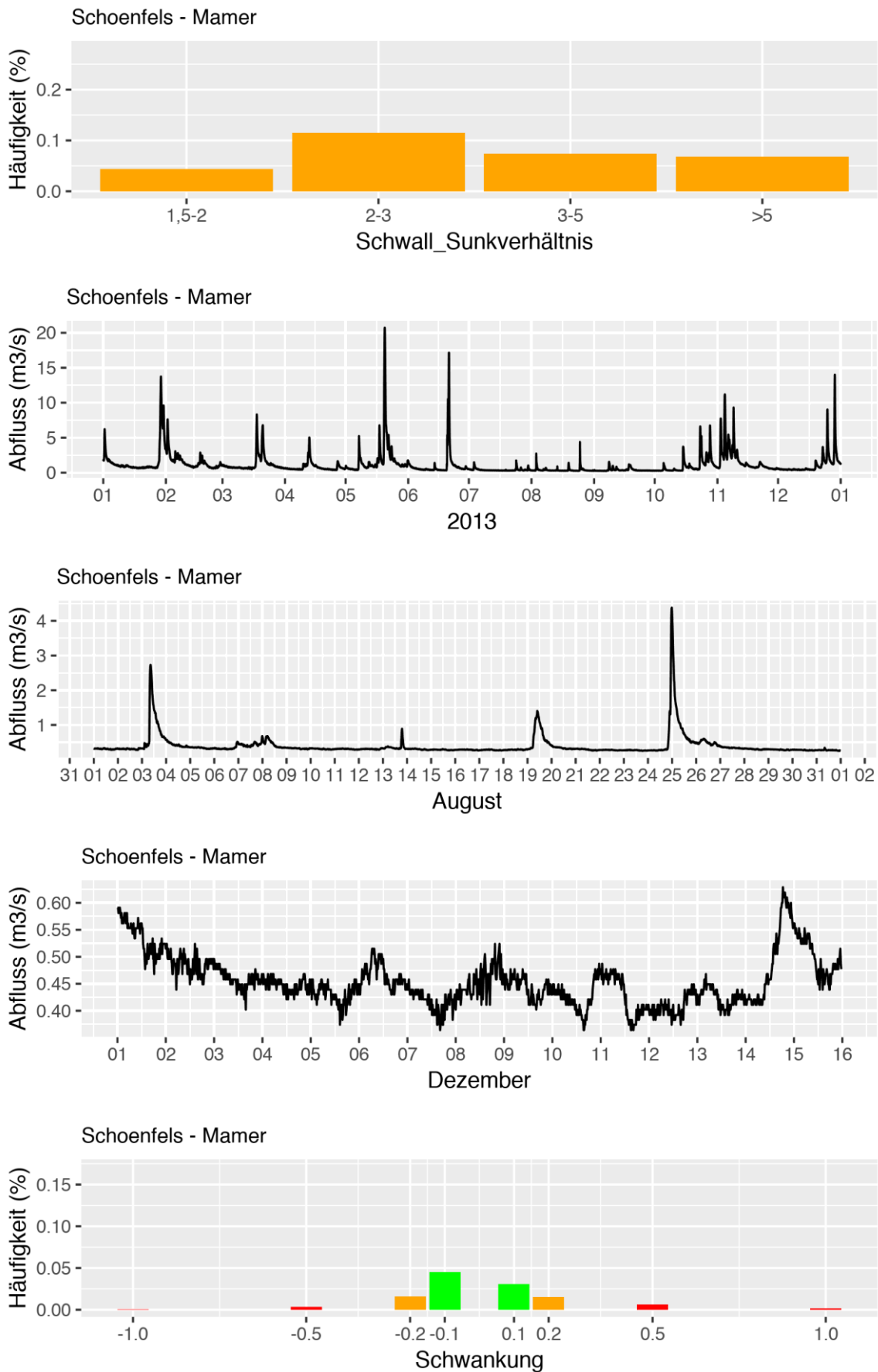


Abbildung 5-17: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Schoenfels an der Mamer

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

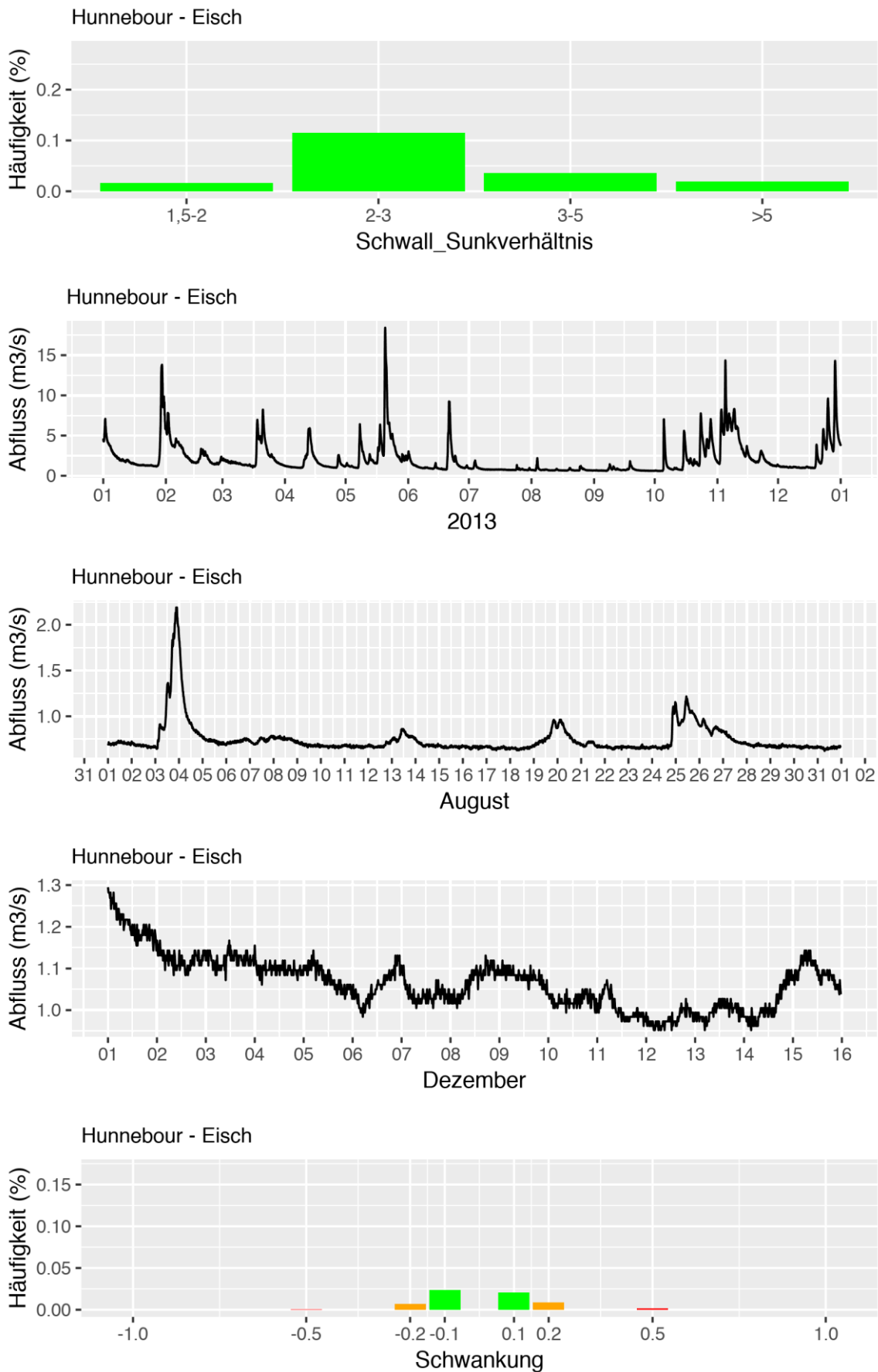


Abbildung 5-18: Häufigkeit der Swall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Hunnebour an der Eisch

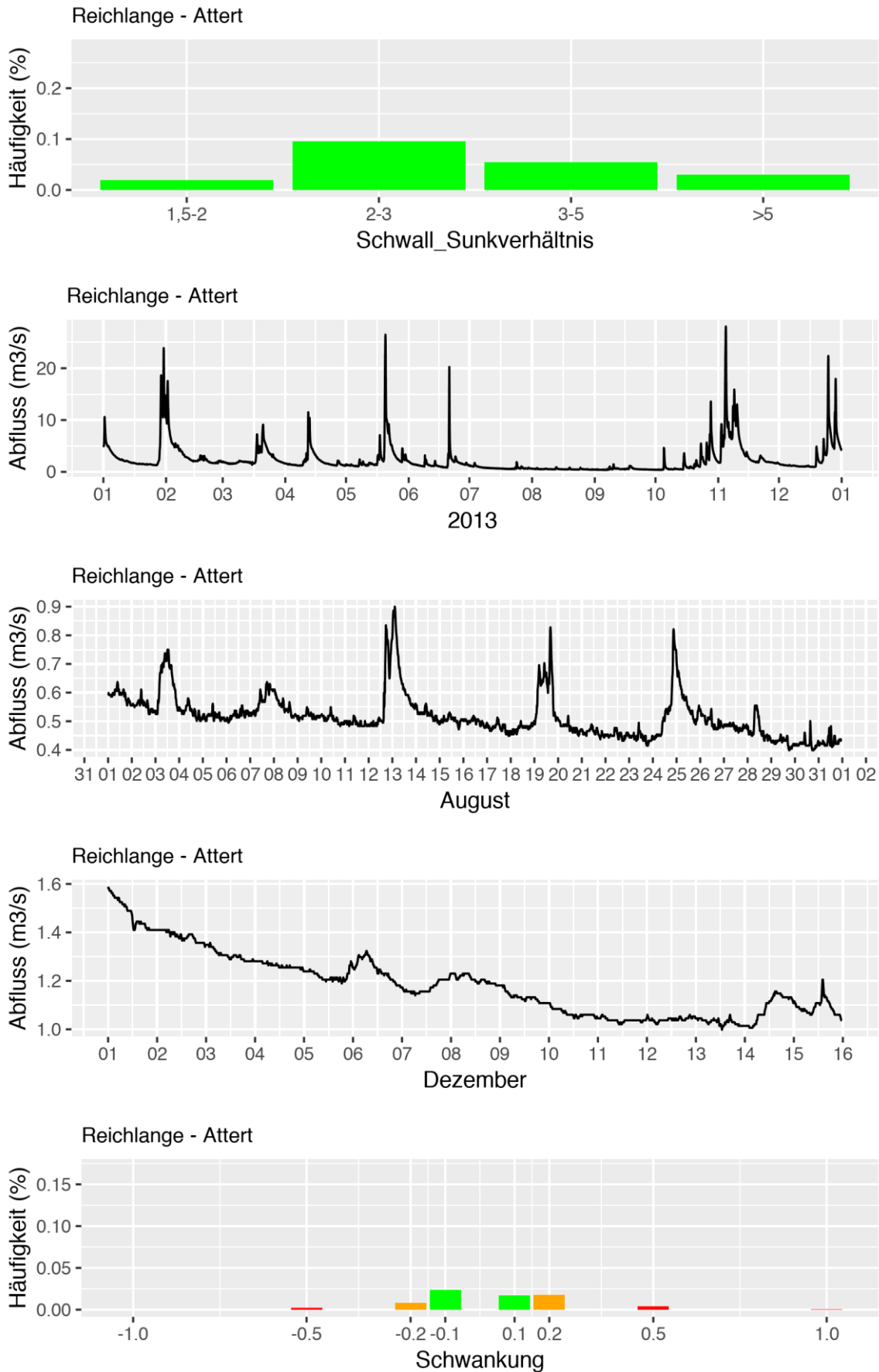


Abbildung 5-19: Häufigkeit der Swall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Reichlange an der Attert

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

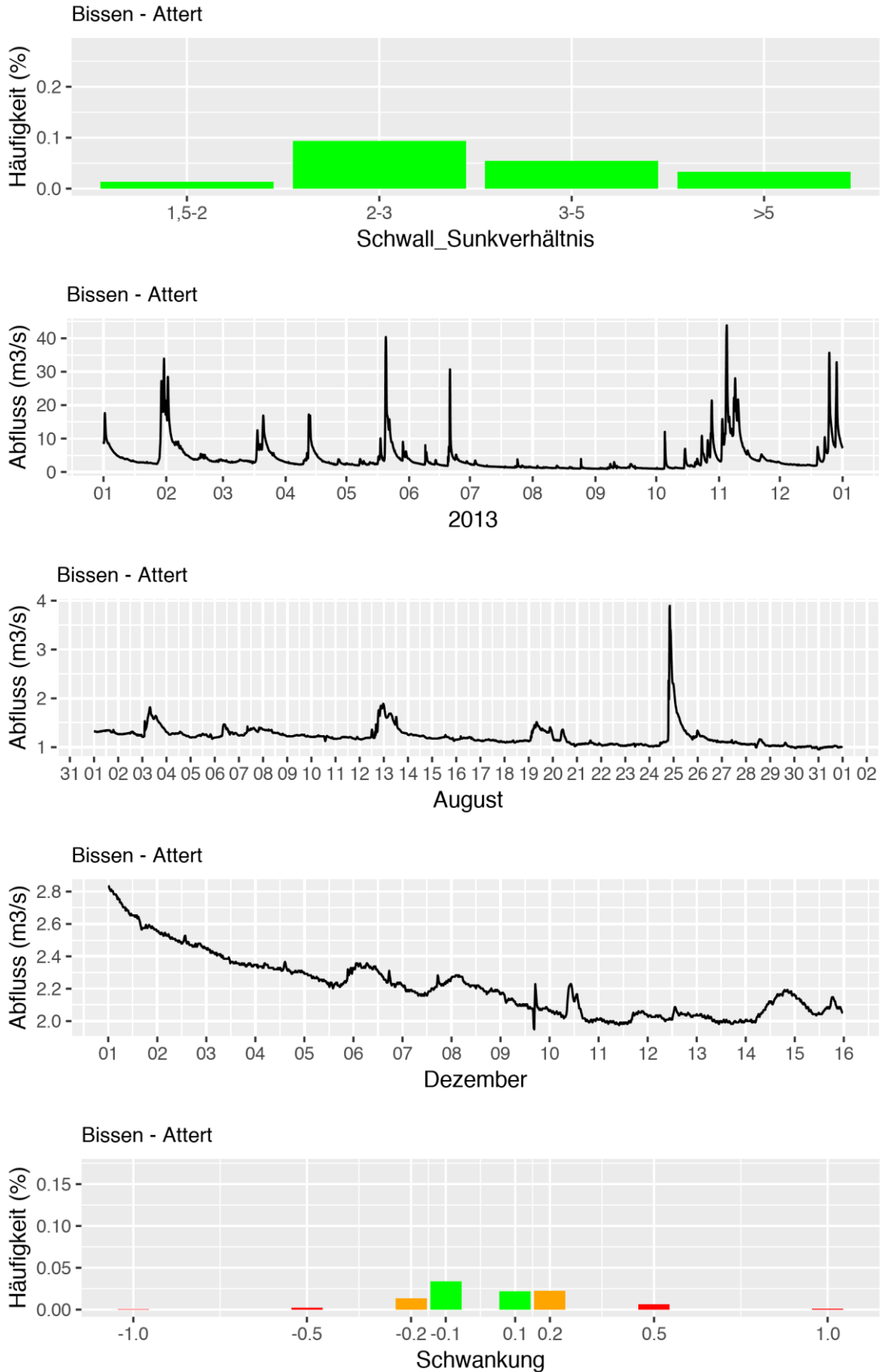


Abbildung 5-20: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Bissen an der Attert

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

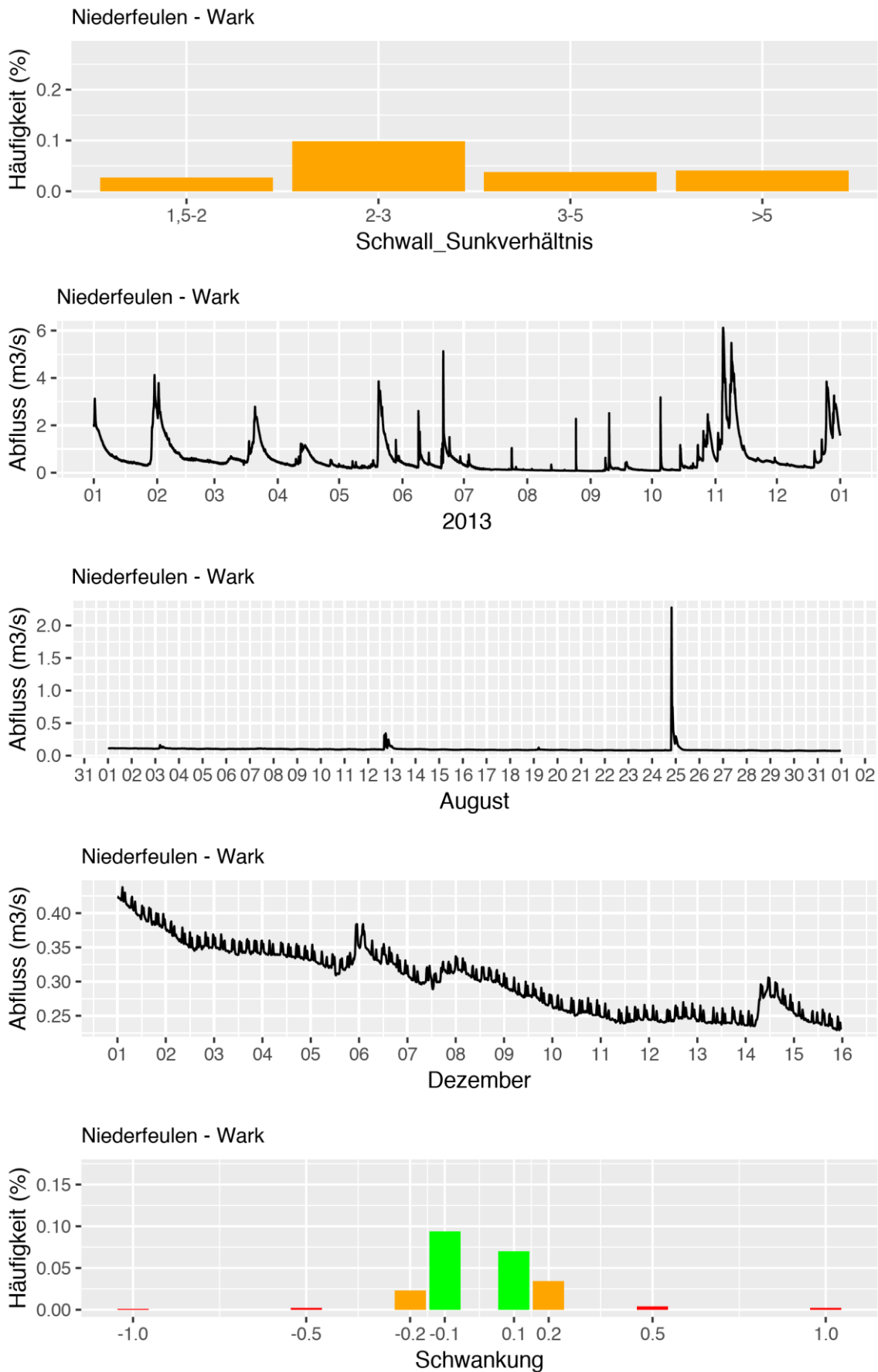


Abbildung 5-21: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Niederfeulen an der Wark

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

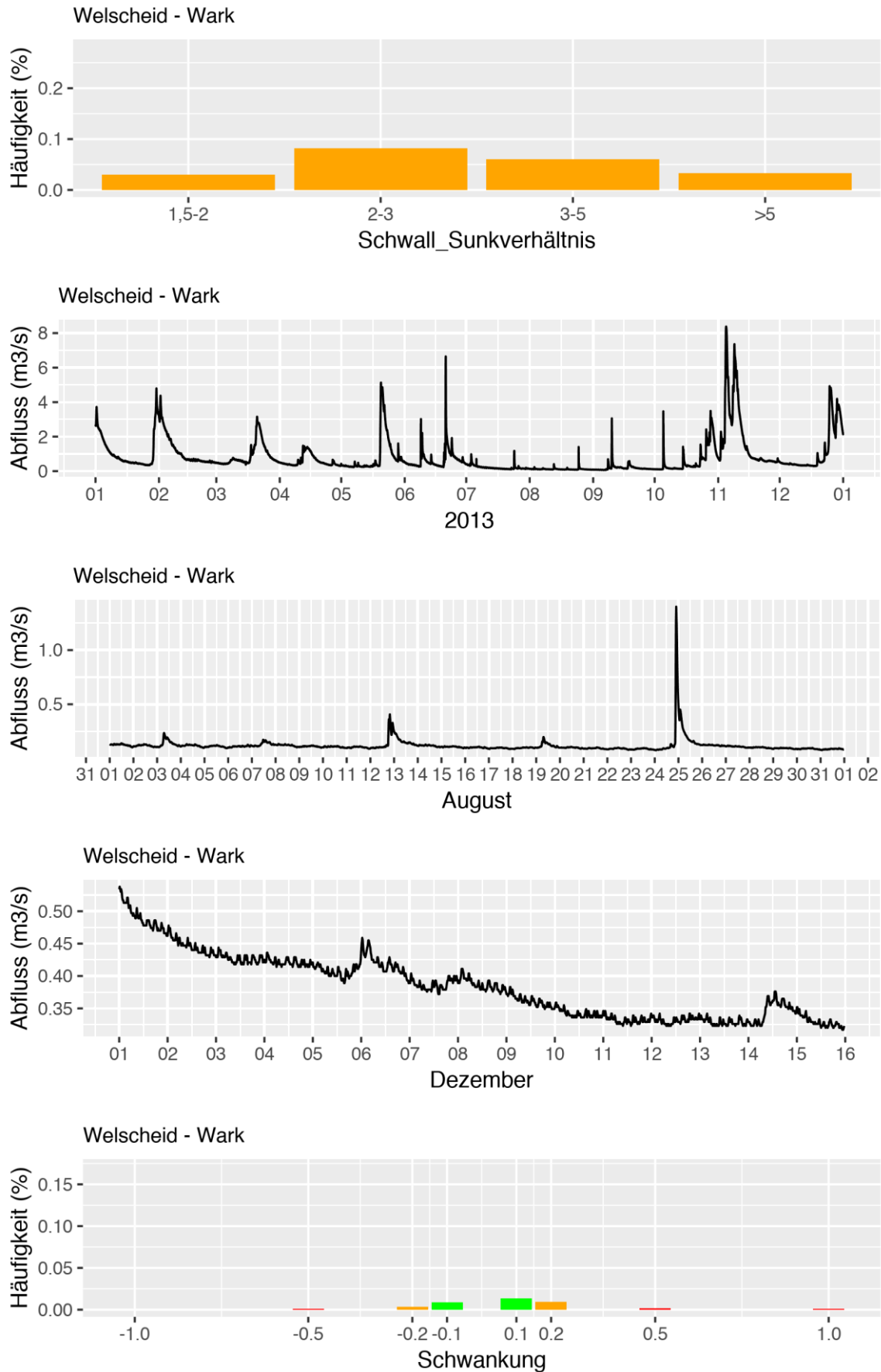


Abbildung 5-22: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Welscheid an der Wark

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

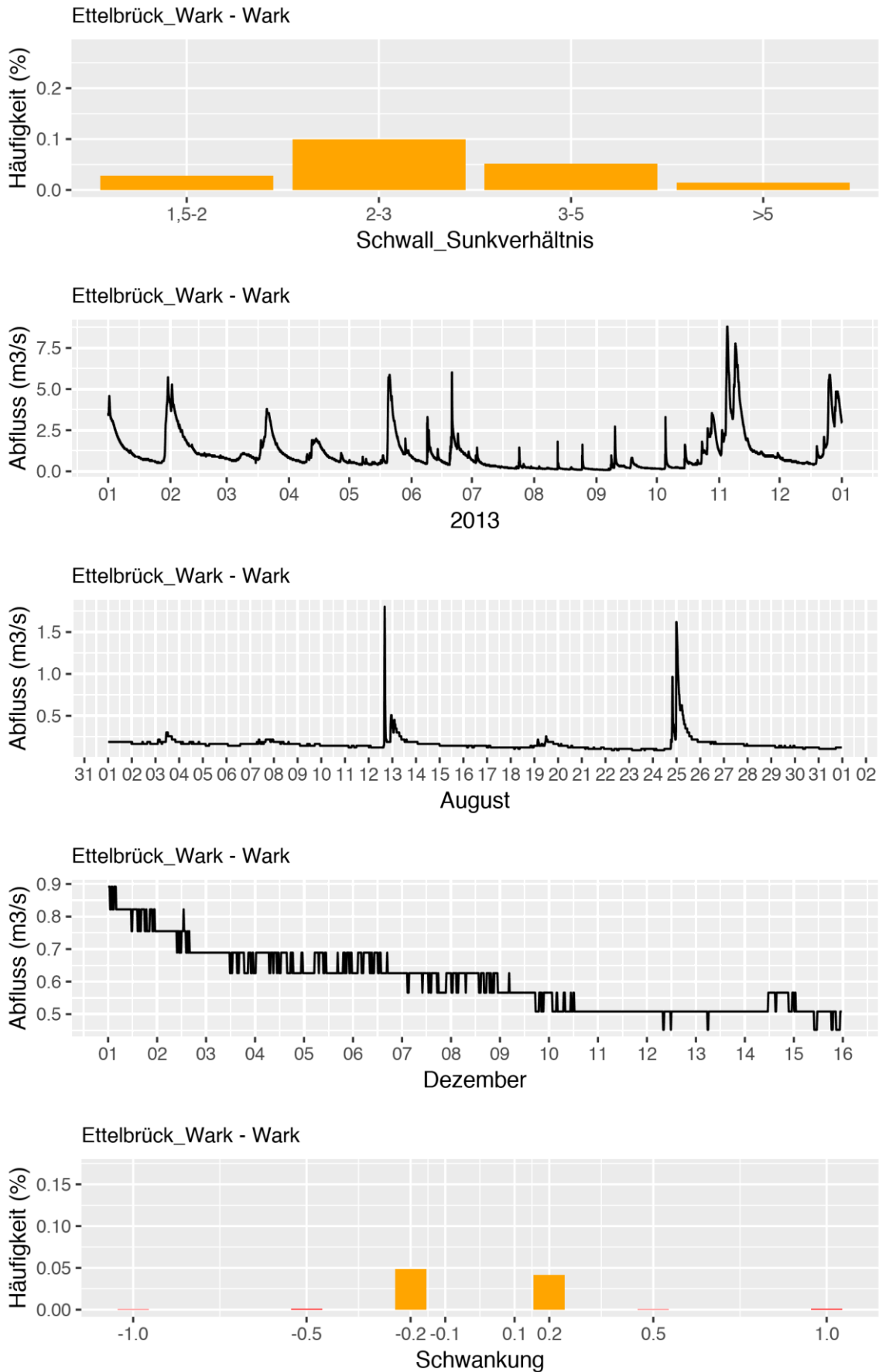


Abbildung 5-23: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Ettelbrück an der Wark

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

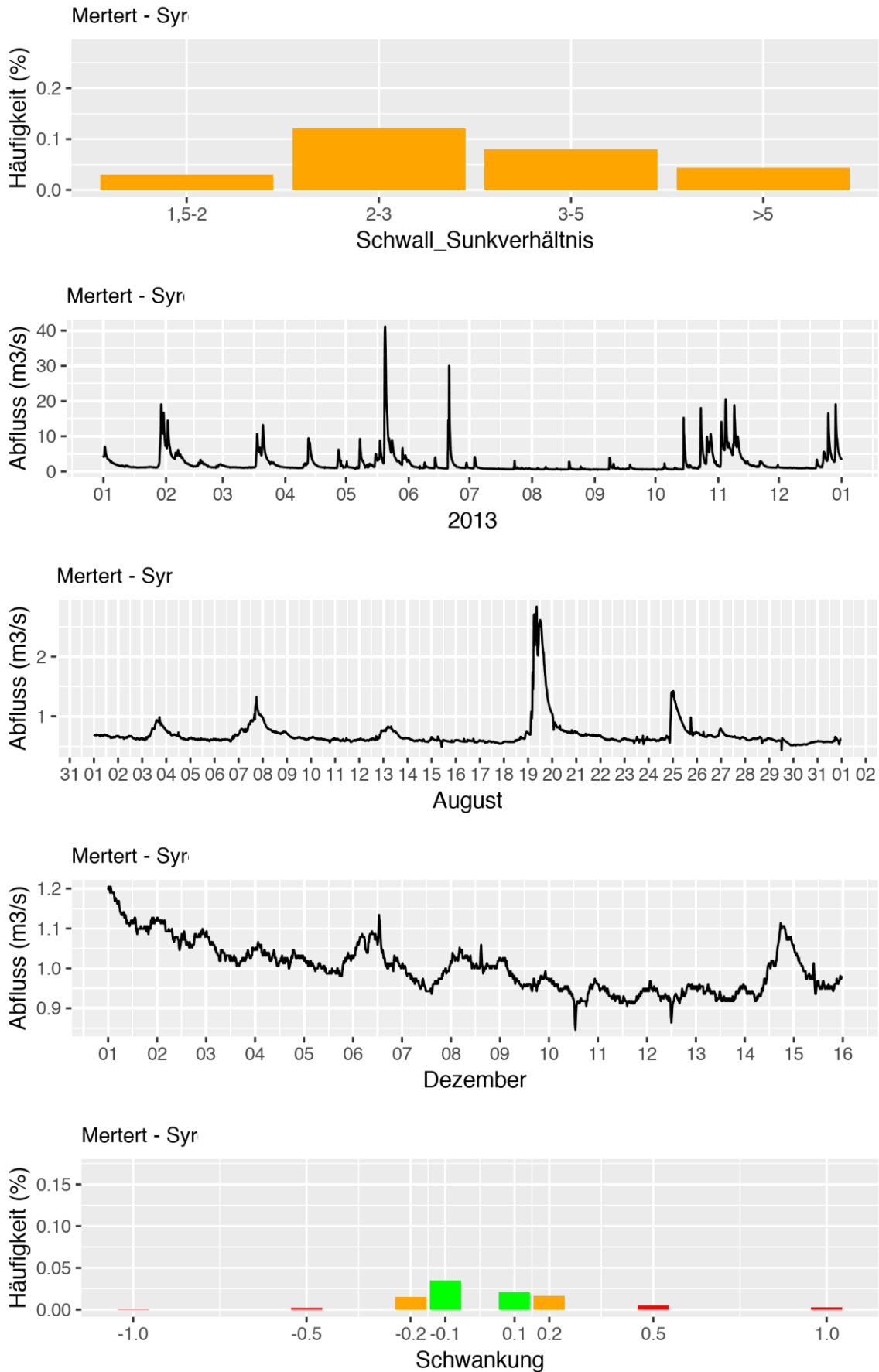


Abbildung 5-24: Häufigkeit der Schwall-Sunkverhältnisse, saisonaler Verlauf des Abflusses (Jahr, August, Anfang Dezember) sowie Häufigkeit der Wasserstandsschwankungen im Jahr 2013 am Pegel Mertert an der Syr

5.4 ZUSAMMENFASSUNG

In luxemburgischen Fließgewässern treten an 16 von 23 untersuchten Pegeln schwallähnliche Phänomene auf, das sind ca. 70% der Pegel. Besonders stark betroffen sind die gesamte Flussstrecke flussab und z.T. auch flussauf der Obersauer Talsperre sowie die Alzette und kleine Fließgewässer wie Mamer, Syr und Wark (Abbildung 5-25). Während an der Sauer die Talsperre sowie das Wasserkraftwerk Rosport für die Abflussschwankungen verantwortlich sind, ist an der Alzette und den anderen Gewässern wahrscheinlich der hohe Grad der Urbanisierung und die damit verbundene starke Versiegelung verantwortlich.

Hinsichtlich des Ausmaßes der Schwankungen sind die beiden Ursachen durchaus vergleichbar, sowohl was die Häufigkeit als auch die Intensität der Abflussschwankungen und Wasserstandsänderungen betrifft. In urban geprägten Einzugsgebieten führen Niederschlagsereignisse zu sehr raschen Anstiegen im Abfluss, der genauso schnell wieder abklingt. Meist dauert die Welle nur einen Tag. In weniger stark genutzten Einzugsgebieten wie z.B. der Wiltz sind noch natürliche Abflussganglinien mit einem gedämpften Rückgang der Abflusswelle nach Niederschlagsereignissen erkennbar. Niederwasser tritt erst nach mehreren Tagen bzw. Wochen nach den Niederschlagsereignissen auf. In diesem Einzugsgebiet ist die Funktion des „Schwammes der Landschaft“ noch weitgehend erhalten (Abbildung 5-8).

Während kraftwerksbedingte Schwallerscheinungen sich durch Schwallanierungsmaßnahmen wie Änderung der Betriebsweise oder Schwalldämpfungsbecken abmindern oder vollkommen sanieren lassen, sind versiegelungsbedingte Schwallerscheinungen nur durch eine Vielzahl von Einzelmaßnahmen zu bewältigen. Hinsichtlich kraftwerksbedingter Schwallerscheinungen sei auf die Behandlung der einzelnen HMWBs in diesem Bericht hingewiesen.

Eine Reduktion der Hochwasserspitzen durch passiven Hochwasserschutz (vermehrte Retentionsräume, Versickerung von Niederschlagswasser, etc.), wie dies einem modernen wasserwirtschaftlichen Ansatz entspricht, würde zugleich ökologische Vorteile hinsichtlich einer Verminderung von Schwallerscheinungen mit sich bringen. Das rasche Abfließen der Niederschlagswässer bedingt zudem eine Verschärfung und Verlängerung der Niederwasserphasen, was Habitatverlust und Produktionsminderung zur Folge hat.

Tabelle 5-2: Zusammenfassende Ergebnisse der Schwallanalysen

Nr.	Name	Fluss	Schwall-Sunkverhältnis	Schwall Sommer	Schwall Winter	Wasserstandsschwankungen	Pegelpulsieren	Wahrscheinliche Ursache
1	Bigonville	Sauer	kritisch	kritisch	unbedenklich	kritisch		Kleinwasserkraft
2	Heiderscheidergrund	Sauer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch		Speicher
3	Michelau	Sauer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch		Speicher
4	Diekirch	Sauer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch		Speicher
5	Bollendorf	Sauer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch		Speicher
6	Rosport	Sauer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch		Kleinwasserkraft, Speicher
7	Kautenbach	Wiltz	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich		-
8	Clervaux	Woltz-Clerve	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich		-
9	Dasbourg	Our	(kritisch)	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich		natürliche Hochwässer
10	Vianden	Our	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	kritisch	x	Speicher
11	Livange	Alzette	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
12	Hesperange	Alzette	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
13	Pfaffenthal	Alzette	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
14	Mersch	Alzette	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
15	Ettelbrück_Alzette	Alzette	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
16	Schoenfels	Mamer	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung?
17	Hunnebour	Eisch	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	x	-

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Nr.	Name	Fluss	Schwall-Sunk- verhältnis	Schwall Sommer	Schwall Winter	Wasserstands- schwankungen	Pegelpulsieren	Wahrscheinliche Ursache
18	Reichlange	Attert	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich		x
19	Bissen	Attert	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich	unbedenklich		x
20	Niederfeulen	Wark	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
21	Welscheid	Wark	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
22	Ettelbrück_Wark	Wark	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung
23	Mertert	Syr	kritisch	kritisch	kritisch	kritisch	x	Urbanisierung

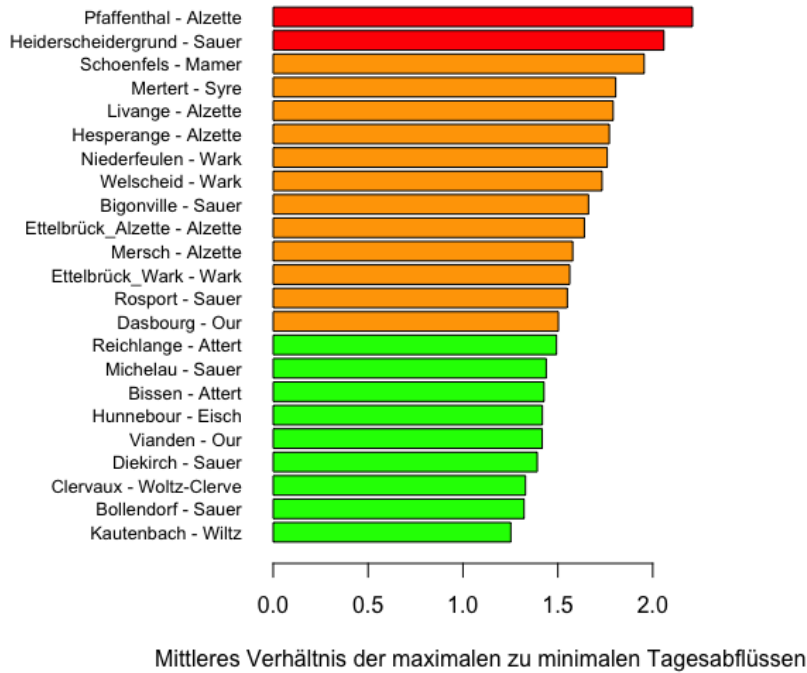


Abbildung 5-25: Vergleich des mittleren Schwall-Sunkverhältnisses an 23 Pegeln im Jahr 2013

6 EMPFEHLUNGEN ZUR AUSWEISUNG VON HMWBs UND ZUM MONITORINGPROGRAMM IN HMWBs

6.1 EMPFEHLUNGEN ZUR AUSWEISUNG VON HMWBs

Aufgrund der massiven Schwallbeeinträchtigung der Gewässerstrecke zwischen der Obersauer Talsperre und der Mündung der Sauer in die Mosel sollte dieser gesamte Abschnitt, solange keine Schwallsanierung umgesetzt wurde, als HMWB eingestuft werden. Der Grund dafür liegt in der Tatsache, dass die Strecke stark schwallbeeinträchtigt ist und eine vollständige Eliminierung des Schwalleinflusses ohne signifikante Einschränkung der Nutzung nach derzeitigem Kenntnisstand nicht oder nur für Teilabschnitte möglich erscheint. Direkt flussab der Obersauer Talsperre ist nach Schwallsanierung von einem guten ökologischen Potenzial auszugehen. Je nachdem, welche Lösung der Schwallsanierung (inkl. Berücksichtigung der veränderten Temperaturverhältnisse) letztendlich umgesetzt werden wird, kann sich weiter flussab infolge der Retentionswirkung auch der gute ökologische Zustand einstellen (siehe Detailanalysen im Kapitel 8.2). Nach erfolgter Schwallsanierung könnten diese Abschnitte wiederum als natürliche Wasserkörper eingestuft werden.

6.2 EMPFEHLUNGEN ZUM MONITORINGPROGRAMM IN HMWBs

6.2.1 Sensitivität der biologischen Qualitätskomponenten

Wie die Literaturanalysen in Kapitel 3 (Identifizierung der indikativsten biologischen Qualitätskomponenten anhand von Literatur) zeigen, reagieren sowohl Fische als auch Makrozoobenthosorganismen auf hydromorphologische Veränderungen. Lediglich das Phytobenthos lässt sich nicht als Indikator für hydromorphologische Einflüsse empfehlen. Die Analysen des Zusammenhangs zwischen biotischer Qualitätskomponenten und Hydromorphologie in luxemburgischen Gewässern in Kapitel 4 bestätigen grundsätzlich die Analysen der Literaturstudie, wobei die Zusammenhänge hier nicht so stark ausgeprägt sind, wie z.T. in der Literatur beschrieben. Bzgl. der möglichen Gründe siehe Diskussion in Kapitel 4.

6.2.2 Repräsentativität der Monitoringstellen

Die acht ausgewiesenen HMWBs weisen mit einer Minimallänge von 4,4 km (Alzette VI-4.2) und einer Maximallänge von 38 km (Mosel I-1) eine durchschnittliche Länge von 16,2 km auf. Exkludiert man die Staubereiche an Sauer, Our und die gesamte stauregulierte Mosel, so beträgt die durchschnittliche Länge 10,9 km (4,4-14,6 km). Bei gleichbleibendem Charakter und homogener Eingriffssituation erscheint eine Probenstelle pro ca. 10 km grundsätzlich als ausreichend, um die biologischen Verhältnisse widerzuspiegeln. Falls bei detaillierteren Analysen zum Vorschein kommt, dass die Belastungen im Einzelfall sehr unterschiedlich und kleinräumig strukturiert sind, müsste ein engmaschigeres Monitoring durchgeführt werden.

Entsprechend der methodischen Vorgangsweise in Luxemburg sind die Zubringer Teil des jeweiligen Wasserkörpers, wobei grundsätzlich nur Gewässer >10 km² Einzugsgebiet erfasst werden. Die Zubringer unterscheiden sich jedoch meist von dem Hauptgewässer hinsichtlich Gewässergröße, Flusstyp und Eingriffssituation. In den Zubringer sollten daher zumindest stichprobenartig zusätzliche Monitoringstellen eingerichtet werden, insbesondere, wenn dort signifikante hydromorphologische Belastungen vorliegen, die einer Sanierung bedürfen.

Eine Monitoringstelle pro Wasserkörper bzw. Zubringer reicht meist aus, um die aktuellen Verhältnisse widerzuspiegeln. Werden jedoch an bestimmten Abschnitten Sanierungsmaßnahmen durchgeführt, sollten in den sanierten Bereichen zusätzliche Monitoringstellen vorgesehen

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

werden, um den Sanierungserfolg überprüfen zu können. Liegt der Sanierungsbereich direkt an einer bestehenden Monitoringstelle, so sollte diese weiterhin sowie eine Kontrollstelle außerhalb des Sanierungsbereiches (idealerweise flussauf) regelmäßig beprobt werden.

7 GENERALE BESCHREIBUNG VON SANIERUNGSMABNAHMEN

Der Bewirtschaftungsplan 2015 beinhaltet hydromorphologische Maßnahmen zur Sanierung des Kontinuums (Entfernung von Querbauwerken, Fischaufstiegshilfen, Laichplätze), der Habitatverhältnisse (Zubringer, Sohle, Ufer, Umland) sowie der Abflussbedingungen (Restwasser, Schwall). Maßnahmen bzgl. Geschiebetransport wie Umbau von Querbauwerk für (dosierten) Geschiebetransport und Mobilisierung von Geschiebe flussab von Querbauwerken durch Seitenerosion waren im Maßnahmenprogramm 2009 noch enthalten, fehlen jedoch im Programm von 2015 und sollten ins Programm 2021 wieder aufgenommen werden.

Tabelle 7-1: Beschreibung der Maßnahmentypen laut Bewirtschaftungsplan 2015

Nr.	Beschreibung der Maßnahmenart
HY I.1	Entfernen Querbauwerk
HY I.2	Fischaufstiegshilfe
HY I.3	Absenken Querbauwerk
HY I.4	Schaffung von Laichgebieten
HY II.1	Renaturierung Mündungsbereich
HY II.2	Renaturierung Zufluss
HY II.3	Abflachen befestigter Böschungen <1m
HY II.4	Abflachen unbefestigter Böschungen >1m
HY II.5	Behebung Sohlbeeinträchtigungen
HY II.6	Offenlegung Gewässer
HY II.7	Initiierung / Dynamisierung Augewässer/ Überflutungsräume
HY II.8	Renaturierung Bachbett, Weitung des Bettes
HY II.9	Vermeidung Tiefenerosion, Schwere Bauten (Querrillen)
HY II.10	Leichte Maßnahmen (zur Selbsterholung des Bettes)
HY III.1	Mindestwasser Regulierung
HY III.2	Volle Wasserführung
HY III.3	Abflussregulierung, Betriebsanpassung (bis Aufgabe des Schwallbetriebs)

7.1 KONTINUUM

Grundsätzlich sollte das Kontinuum in allen HMWBs durchgehend wiederhergestellt werden. Neben der Fischwanderung sollte auf eine Durchgängigkeit hinsichtlich Geschiebe so weit als möglich Bedacht genommen werden. Die schrittweise Umsetzung der Sanierung des Kontinuums ist Teil des laufenden Gewässerbewirtschaftungsplans und wird daher hier nicht näher erläutert. Spezifische Probleme, wie die Passierbarkeit der Talsperren werden in den jeweiligen Kapiteln behandelt.

Für die Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen hinsichtlich flussaufgerichteter Wanderung stehen Standardlösungen zur Verfügung, die in umfangreichen Leitfäden dokumentiert sind und sich in der Praxis bewährt haben (BMLFUW 2012, DWA 2014). Hinsichtlich der Auswahl geeigneter Fischaufstiegshilfen sei auf den „Kontinuumsleitfaden zur Auswahl geeigneter Fischaufstiegshilfen“ (Schmutz & Vogel 2018) verwiesen. Grundsätzlich sollte oberste ökologische Priorität die Entfernung des Wanderhindernisses haben, um eine vollständige

Wiederherstellung des Wanderkorridors zu ermöglichen. Falls dies nicht möglich ist, sollten naturnahe Lösungen bevorzugt werden, da sie neben der Wanderung auch Lebensraum schaffen.

Generell sollte auch bei allen Wanderhindernissen der Fischabstieg gewährleistet werden. Bei Wasserkraftanlagen sind Schutzeinrichtungen vorzusehen, die das Einwandern von Fischen in die Turbinen verhindern oder reduzieren. Fische sollen über geeignete Abstiegsanlagen ins Unterwasser geleitet werden. Eine kombinierte Konzeption von Fischauf- und -abstieg ermöglicht die effizienteste Sanierung (Unfer & Rauch, 2019).

7.2 MAßNAHMEN BEI TALSPERREN

Typologisch werden die Talsperren in der WRRL aufgrund des vollständig geänderten generellen Charakters als künstliche Seen behandelt. Trinkwassernutzung und Wasserkraft sind die prägenden Faktoren, die zu unterschiedlichen Füllungszuständen und Wasserspiegellagen in den Stauen führen.

Die beiden Talsperren an Sauer und Our weisen starke Wasserspiegelschwankungen auf, wobei im Falle der Sauer jahreszeitliche Schwankungen und im Falle der Our tageszeitliche Schwankungen im Vordergrund stehen. Die ökologischen Folgen sind vielfältig: Ein Absenken im Winter erzeugt trockenfallende Habitate, die einer verstärkten Erosion und dem Ausfrieren ausgesetzt sind. Die Auswirkungen hängen auch von der Steilheit der Ufer und dem Ausmaß der betroffenen Flächen ab. Der Verlust an Feinsedimenten verringert auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen, wobei das Austrocknen einen kurzfristigen Nährstoffimpuls bei der neuerlichen Überflutung auslösen kann. Besonders betroffen sind Makrophyten und benthische Invertebraten, die mit einem Artenrückgang und einer Verschiebung hin zu reproduktionsstarken Arten (r-Strategen) reagieren können. Fische sind durch die winterlichen Absenkungen indirekt betroffen, da das Fehlen von Makrophyten und Ufervegetation sich in einem Mangel an essentiellen Laich-Jungfisch- und Adultfischhabitaten sowie verringerten Nahrungsverfügbarkeit niederschlägt (Deboer et al., 2016; Carmignani & Roy, 2017).

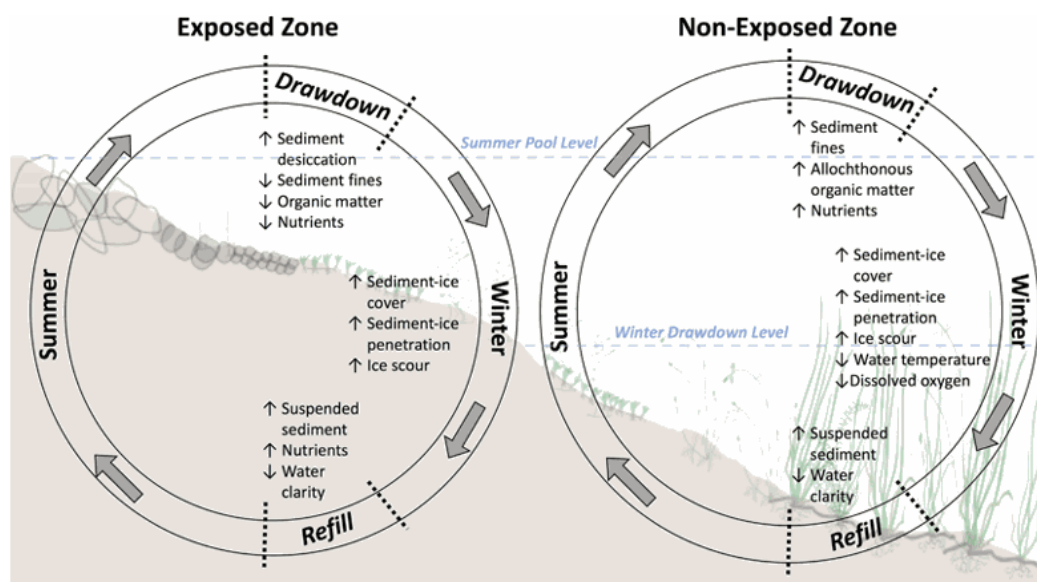


Abbildung 7-1: Ökologische Effekte durch saisonale Wasserspiegelschwankungen in Stauseen (Carmignani & Roy 2017)

Das Ausmaß der Beeinträchtigung richtet sich nach der Höhe bzw. Amplitude der Wasserspiegeländerung, der Dauer, Häufigkeit und Geschwindigkeit der Absenkung sowie der Jahreszeit. Davon leiten sich mögliche Maßnahmen hinsichtlich eines ökologischen Managements ab. Die Nutzungen sind auf die bestehenden Volumina ausgerichtet. Je nach Bedarf an

Trinkwasser oder Stromproduktion werden die Wasserspiegelschwankungsbreiten mehr oder weniger ausgenutzt. Die Reduktion der Wasserspiegellagenänderungen bzw. -amplitude wäre mit einer signifikanten Beeinträchtigung der Nutzung verbunden. Dies gilt auch für Dauer, Häufigkeit und Geschwindigkeit der Absenkungen, die sich alle direkt aus den Nutzungserfordernissen ergeben. Auch die saisonale Nutzung ist durch das natürliche Wasserdargebot und die Anforderung der Trinkwassernutzung vorgegeben.

Anders als bei der Schwallproblematik, wo z.B. durch die Errichtung von Schwallausgleichsbecken indirekt und ohne Änderung der Betriebsweise eine Reduktion der Abflussschwankungen erzielt werden kann, stellt in Stauen, die Änderung der Betriebsweise die einzige Möglichkeit dar, die Wasserspiegelschwankungen zu reduzieren.

Eine deutliche Einschränkung der Wasserspiegelschwankungen hätte direkt eine signifikante Einschränkung der Nutzungen zur Folge. Eine nur geringfügige Änderung der Betriebsweise würde jedoch keine bis nur geringfügige Verbesserung der ökologischen Verhältnisse mit sich bringen. Daher lassen sich bzgl. Wasserspiegelschwankungen keine Maßnahmen entsprechend dem methodischen Konzept der Sanierung von HMWBs (siehe Kap. 1 Einleitung) formulieren.

Maßnahmen, die sich nicht unmittelbar auf die Stauseen sondern auf die Zubringer der HMWB beziehen, sollten entsprechend dem vorgesehenen Maßnahmenprogramm umgesetzt werden.

7.3 MAßNAHMEN IN FLUSSSTAUE

Im Gegensatz zu den Talsperren mit Seecharakter überwiegen in Flusstauen die Grundeigenschaften von Fließgewässern. Auch wenn die Fließgeschwindigkeit deutlich reduziert ist und das Kontinuum mehr oder weniger beeinträchtigt ist, sind Flusstau bei Hochwässern weiterhin den dynamischen Prozessen eines Fließgewässers ausgesetzt. Flusstau können daher als Hybridgewässer zwischen Seen und Fließgewässern betrachtet werden, wo weder rheophile noch limnophile Organismen optimale Bedingungen vorfinden und bei einer insgesamt reduzierten Biodiversität eurytope Organismen dominieren (Schmutz & Moog 2018).

Potentielle Sanierungsmaßnahmen in Flusstauen müssen auf die hier stark veränderten Rahmenbedingungen Rücksicht nehmen. Im zentralen Staubereich lassen sich die ursprünglichen Bedingungen einer Fließstrecke nicht wiederherstellen, sondern Maßnahmen sind auf „Sekundärlebensräume“ wie Buchten und Inseln beschränkt. Diese Maßnahmen benötigen je nach vorherrschenden Rahmenbedingungen eine wiederkehrende Erneuerung bzw. regelmäßige Pflege. Gewässertypspezifische Maßnahmen wären z.B. Vernetzungen mit dem Umland im Bereich der Stauwurzeln, Kontinuumsmaßnahmen, Umgehungssysteme sowie Maßnahmen in den Zubringern (Jungwirth et al., 2005, Kap. 8.1 HMWB I-1 Mosel).

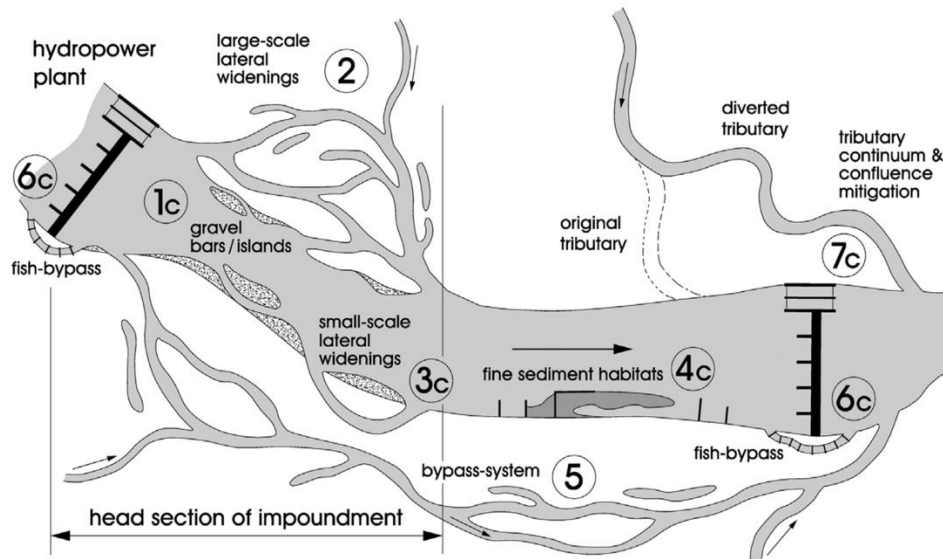


Abbildung 7-2: Beispiele ökologischer Sanierungsmaßnahmen in Flusstauen (Jungwirth et al. 2005)

7.4 FLIEßGEWÄSSERLEBENSRAUM

7.4.1 Strukturverbesserung

Die Verbesserung der Gewässerstruktur sollte sich nach morphodynamischen Prozessen des jeweiligen Fließgewässertyps richten. Damit ist gewährleistet, dass die Maßnahmen dem Gewässertyp entsprechen, funktional wirksam werden und langfristig erhalten bleiben.

Basis für die morphologischen Maßnahmen sollte daher der jeweilige Gewässertyp sein. Während z.B. im Fließgewässertyp IV (kleine Oberläufe wie z.B. Chiers Oberlauf) das Gefälle zwischen 3 - 200‰ beträgt, liegt es im Fließgewässertyp V (größere Unterläufe wie z.B. Alzette Unterlauf) zwischen 0,7 - 4,0‰ (Steckbriefe Fließgewässertypen). Flussmorphologisch betrachtet ergeben sich daraus in der Regel vergleichsweise kurze gestreckte Oberlaufabschnitte gefolgt von geschwungenen bis stark mäandrierenden Unterläufen (Abbildung 7-3).

Während sich im gestreckten Flusstypen die Kolk-Furt Sequenzen entsprechend Talform, Gefälle und Substratverhältnisse ausbilden, hängt im gewundenen und mäandrierenden Gewässertyp die Möglichkeit der Ausbildung von Kolk-Furt Sequenzen von der Sinusität der Linienführung ab. Die Ausprägung der Linienführung wiederum hängt von der Möglichkeit des Gewässers ab,

eigendynamisch Flussbögen oder Mäander auszubilden

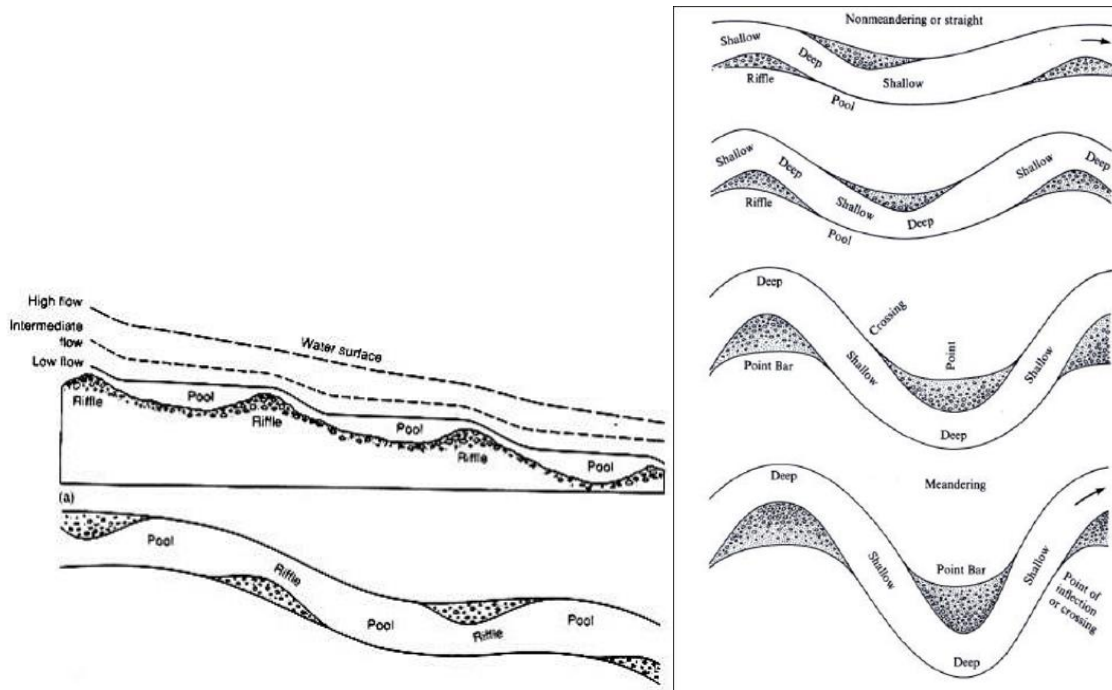


Abbildung 7-4).

Die heutigen flussmorphologischen Verhältnisse in luxemburgischen Gewässern, insbesondere in den HMBWs, sind stark durch anthropogene Veränderungen geprägt (siehe oben). Dennoch sollte auch in den HMWBs oberstes Ziel sein, flussmorphologische Maßnahmen zumindest grundsätzlich auf den flussmorphologischen Typ auszurichten, auch wenn dies aufgrund der bestehenden Nutzungen nicht in allen Fällen möglich ist. Wenn dies ignoriert wird, tendiert der Fluss weiterhin dazu, sich in Richtung „seines Typs“ zu entwickeln. Damit können die ev. kurzzeitig sichtbaren positiven Wirkungen wieder konterkariert werden. Wenn z.B. in einem Mäandertyp eine Gerinneaufweitung erfolgt, ohne dem Fluss die Möglichkeit einer Mäanderbildung zu geben, wird sich das Gewässer wieder selbständig auf die ihm eigene Gerinnebreite hin entwickeln und somit der Effekt der morphologischen Maßnahme verloren gehen. Das heißt Pauschalmaßnahmen sind nicht zielführend, sondern die flussmorphologischen Maßnahmen müssen auf den jeweiligen Typ abgestimmt werden.

Hinsichtlich ökologischer Wirkung ist es jedenfalls besser, wenige längere flussmorphologisch funktionale Gewässerabschnitte herzustellen als viele kurze mit geringer ökologischer Qualität. Dies liegt auch darin begründet, dass z.B. Fische eine Minimalgröße an Habitaten benötigen, damit sich Minimalpopulationsgröße ausbilden und erhalten können. Analysen europäischer Revitalisierungsmaßnahmen zeigten z.B., dass hydromorphologische Maßnahmen, die über mehrere Kilometer reichen, Fischpopulationen wesentlich stärker fördern als Kleinmaßnahmen (Schmutz et al. 2016).

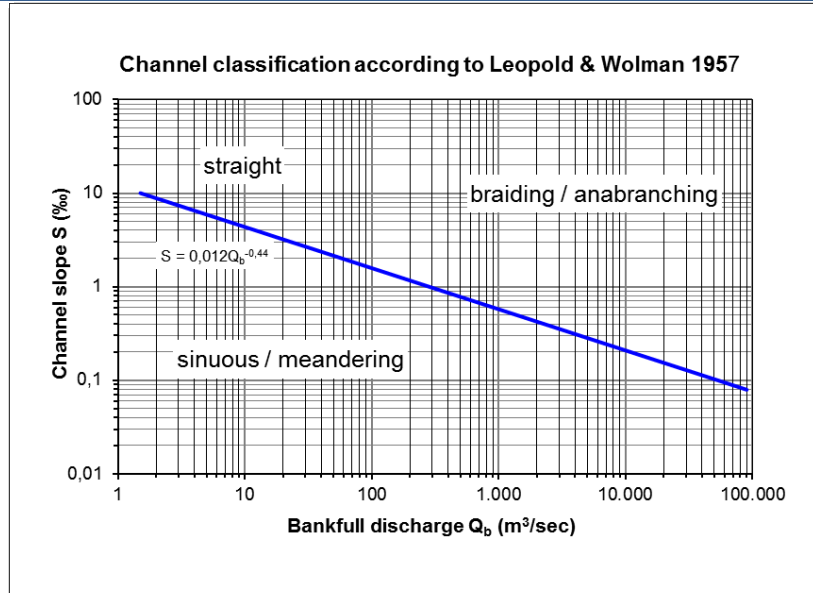


Abbildung 7-3: Höhe des bordvollen Abflusses und Gerinnegefälle prägen den flussmorphologischen Typ

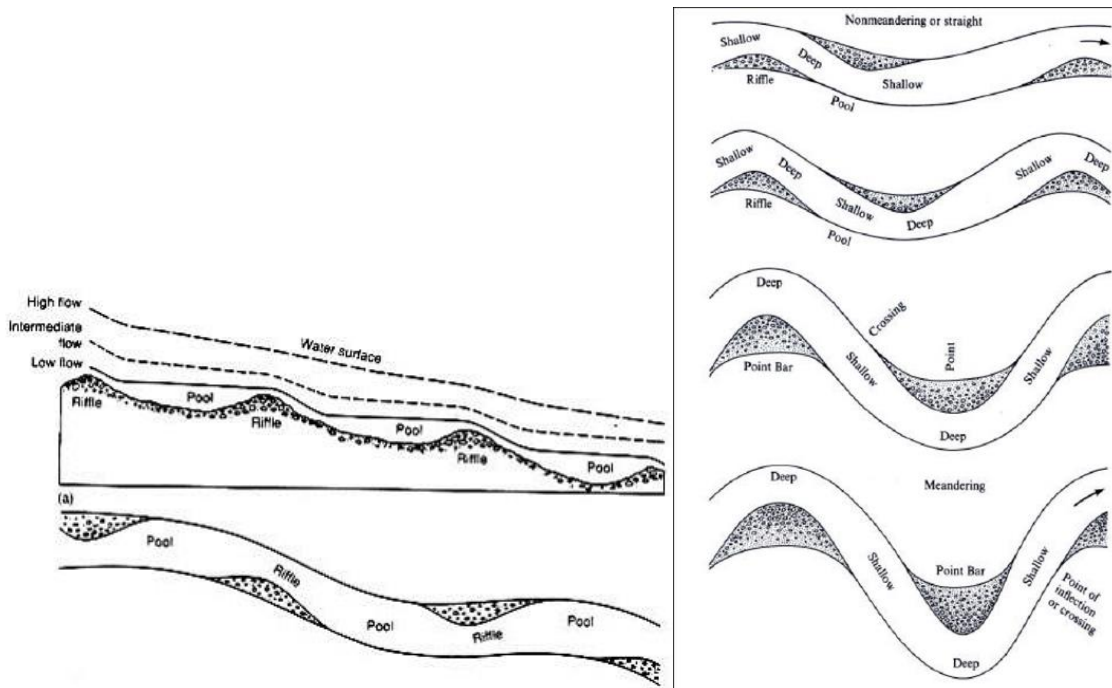


Abbildung 7-4: Die Ausbildung von Kolk-Furt Sequenzen als Folge eigendynamischer flussmorphologischer Prozesse (Dunne & Leopold, 1978)

Das **Strahlwirkungskonzept**, das in Luxemburg einen wichtigen Baustein für die räumliche Umsetzung morphologischer Maßnahmen darstellt (Lamberty & Zumbroich 2018, Abbildung 7-5), nimmt grundsätzlich auf die räumliche Dimension der Sanierungsmaßnahmen Rücksicht (LANUV, 2011, UBA, 2014). Maßnahmen, die sich auf sogenannte **Kernlebensräume** (KLR), die mindestens 500 m lang sein müssen, konzentrieren, stellen die hochwertigsten Habitate bzw. umfangreichsten Sanierungsmaßnahmen dar. Kernlebensräumen weisen maximal „mäßig veränderte“ Sohlbedingungen (\leq Klasse 3), maximal „mäßig“ bis „stark veränderte“ Uferbereiche (beidseitig Klasse \leq 5, einseitig Klasse \leq 3) und maximal stark veränderte Umlandbedingungen sowie keine besonders strahlwirkungsrelevante Einzelbelastungen (Klasse 6 oder 7) auf.

Als **Aufwertungslebensräume** (ALR) werden mindestens 500 m lange Gewässerabschnitte bezeichnet, die aufgrund ihrer hydromorphologischen Qualität nicht als eigenständige Wiederbesiedlungsquellen bzw. Kernlebensräume fungieren. Aufgrund ihrer Habitatqualität sollen sie „Trittsteine“ in den Gewässerabschnitten zwischen zwei Kernlebensräumen bilden und dadurch die Strahlwirkung verlängern. Als Aufwertungslebensräume werden Gewässerabschnitte bezeichnet, wenn der Sohlbereich und der Uferbereich mindestens mit Strukturklasse 5 bewertet sind. Klasse 5 entspricht jedoch noch immer einem „stark veränderten“ Zustand und es kann in dieser Kategorie auch eine besonders strahlwirkungsrelevante Einzelbelastung mit Klasse 6 oder 7 auftreten.

Als **funktionale Verbindungsstrecken** (FVS) werden Gewässerabschnitte bezeichnet, die nicht die notwendige hydromorphologische Qualität von Kern- bzw. Aufwertungslebensräumen besitzen, aber dennoch aufgrund einer gewissen gewässerstrukturellen Mindestausstattung (z.B. durchgängig) als Strahlwege zwischen Kern- bzw. Aufwertungslebensräumen fungieren.

Als **funktionale Defizitstrecken** (FDS) werden Gewässerabschnitte bezeichnet, die so erhebliche hydromorphologische Defizite aufweisen, dass sie die Strahlwirkung unterbinden.

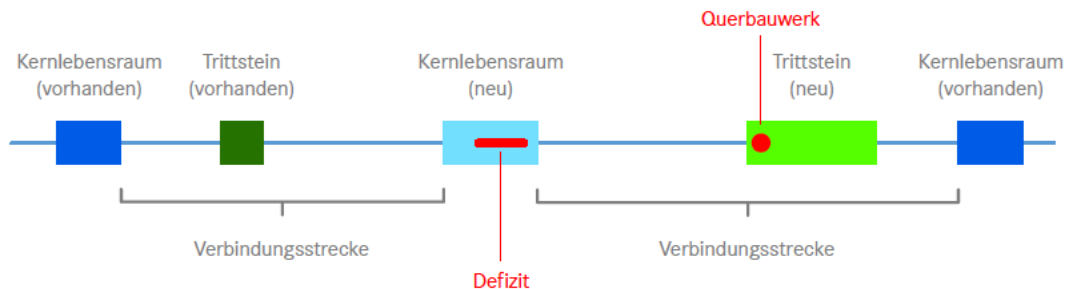


Abbildung 7-5: Strahlwirkungskonzept mit den wesentlichen Elementen von Kernlebensraum und Verbindungsstrecken (Lamberty & Zumbroich 2018)

Nach derzeitigem Wissensstand ist es fraglich, inwieweit die Aufwertungsstrecken tatsächlich zu einer mehr als geringfügigen Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials von Gewässerabschnitten beitragen können. Jedenfalls ist anzuraten, den **Fokus auf die Kernlebensräume** zu richten, da dort nachweislich eine wirksame Verbesserung zu erzielen ist. Diese Kernlebensräume sollten möglichst lang ausgeführt werden, um hohe ökologische Effizienz zu gewährleisten.

7.4.2 Maßnahmen zur Verbesserung der Substratverhältnisse

Die Substratverhältnisse hängen von den naturräumlichen Gegebenheiten wie Geologie und Gefälle im Einzugsgebiet sowie der Landnutzung und der Geschiebemanagement ab. Aufgrund der geologischen Verhältnisse kann der Anteil an Feinsedimenten in luxemburgischen Gewässern bereits unter natürlichen Bedingungen im Vergleich zu z.B. alpinen Gewässern erhöht sein. Jedoch weisen auch unter natürlichen Bedingungen diese Gewässer zumindest punktuell bzw. abschnittsweise gröberes Substrat auf (siehe Analysen hinsichtlich Feinsedimente in Kap. 4.3.1 sowie Steckbriefe der Fließgewässertypen Potgiesser & Birk 2014). Jedenfalls ergibt sich aus dieser Tatsache eine erhöhte Sensitivität der Gewässer gegenüber jeglichem zusätzlichen, anthropogen bedingtem Feinsedimenteintrag.

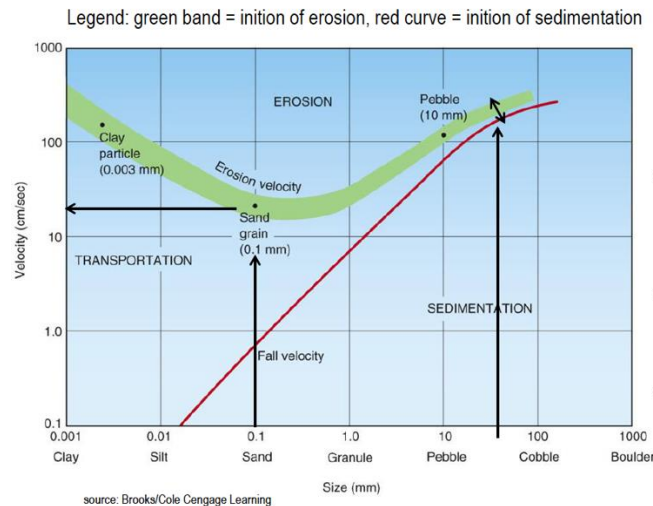


Abbildung 7-6: Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und Erosions- und Sedimentationsprozessen unterschiedlicher Substratklassen

Den Substratverhältnissen sollte in Zukunft bei der Sanierung der Fließgewässer größeres Augenmerk geschenkt werden. Auch wenn andere Belastungsfaktoren weitgehend saniert wären, würde ohne Behandlung der Feinsedimentproblematik eine Zielerreichung nicht realistisch sein, da grundlegende ökologische Ansprüche nicht abgedeckt wären.

Es sollten mehrere Ansätze parallel verfolgt werden:

(1) Oberstes Ziel sollte die Vermeidung von Feinsedimenteintrag sein. Dies bedingt eine entsprechende Bewirtschaftung der Flächen wie z.B. Vermeidung vegetationsloser Zeiten sowie die Schaffung entsprechender Pufferzonen wie Gewässerrandstreifen. Gewässerrandstreifen haben zudem den positiven Effekt einer Reduzierung des Nährstoff- und Schadstoffeintrages aus dem Umland (s.u.).

(2) Da die Gewässer in Luxemburg aufgrund der topographischen Verhältnisse der Einzugsgebiete (Flach- und Hügelland) von Natur aus einen vergleichsweise geringen Geschiebeeintrag aufweisen, ist ein an natürliche Prozesse angepasstes Geschiebemanagement von großer Bedeutung. Dies beinhaltet die Vermeidung von Geschieberückhalt bei Kontinuumsunterbrechungen, Verzicht auf Geschiebeentnahmen (auch nach größeren Hochwässern), gezielte Rückführung entnommenen Geschiebes sowie Herstellung natürlicher morphologischer Gerinneausformung (Minimalbreiten, variable Breiten und Tiefen) zur Schaffung von Bereichen, wo sich Geschiebe ab- und -umlagern kann (Geschieberetention).

(3) Da o.g. Maßnahmen nicht sofort und flächendeckend umsetzbar sind, kann in Einzelfällen vorübergehend durch aktive Geschiebezufuhr lokal eine signifikante Aufwertung der Substratverhältnisse erzielt werden. Dadurch können z.B. lokal Laichplätze für lithophile Fischarten (Kieslaicher) geschaffen werden, von wo aus längere Gewässerabschnitte mit Jungfischen wieder besiedelt werden könnten. Da das Laichen von Fischen, insbesondere bei Massenlaichern (Nase, Barbe, Äsche), sich auch unter natürlichen Verhältnissen meist nur an ausgewählten Standorten vollzieht, stellt diese Maßnahme eine sehr effiziente Methode der Sanierung im Sinne des Strahlwirkungskonzeptes dar.



Abbildung 7-7: Schaffung von Laichplätzen für Fische durch Kieszugabe im Lech bei Kinsau (www.merkur.de)

Eng mit der Geschiebemanagement verbunden ist auch die Problematik der **Sohleintiefung**. Die Sohleintiefung ist meist Folge von Begradigung und Verbauung gepaart mit Geschiebedefizit. Viele Fließgewässer in Luxemburg weisen eine starke Sohleintiefung auf, was insbesondere in den begradigten Abschnitten den Gewässern die Möglichkeit einer eigendynamischen Entwicklung nimmt. Die ökologischen Folgen von Sohleintiefungen sind fehlende Uferhabitate (z.B. Kiesbänke), fehlende Verzahnung Fluss / Ufer / Umland, Absenkung des Grundwasserspiegels, etc.. Um der Eintiefung entgegenzuwirken, bedarf es neben einem entsprechenden Geschiebemanagement auch einer Anpassung an die ursprüngliche Linienführung. Oftmals werden Sohleintiefungen aus Sicht des Hochwasserschutzes erwünscht, daher sind ökologische Sanierungsmaßnahmen zur Sohlhebung mit den Anforderungen des Hochwasserschutzes abzustimmen. Um denselben Grad an Hochwasserschutz zu gewährleisten sind breitere Gerinne bzw. Retentionsflächen vorzusehen. Falls eine Sohlhebung nicht mit dem Hochwasserschutz vereinbar ist, kann auch das Umland an das Niveau der Sohle durch Absenkung (Abtragung) angepasst werden (Abbildung 7-8).



Abbildung 7-8: Großflächige Abtragung des Gewässerumlandes zur Wiederherstellung natürlicher gewässertypspezifischer Dynamik und Strukturen sowie zur Wiederanbindung des Flusses an die Au (LIFE Projekt Traisen, Österreich, www.verbund.com)

7.5 UFER UND GEWÄSSERUMLAND

Die Ufervegetation hat für das Gewässer vielfältige Funktionen. Neben der **strukturegebenden und stabilisierenden Wirkung in den Uferbereichen** versorgt das Ufergehölz das Gewässer mit organischem Material und Totholz. **Totholz** stellt v.a. in von Natur aus geschiebearmen Fließgewässern einen essentiellen Bestandteil der natürlichen Habitatausstattung dar, sowohl als Lebensraum für viele Organismen als auch als hydraulisch wirksamer Strukturbildner. Auch aus Sicht des Hochwasserschutzes lässt sich heute Totholz in Gewässern sinnvoll integrieren. Durch das Verankern von Raubäumen kann die Verklausungsgefahr bei Brücken und sonstigen Bauwerken auf ein Minimum reduziert werden. Ufervegetation spielt auch hinsichtlich des Wärmehaushalts der Fließgewässer eine große Rolle. Durch die **Beschattung** kann v.a. in kleinen Gewässern den negativen Folgen der Klimaerwärmung entgegengewirkt werden.

Die puffernde Wirkung der Ufervegetation gegenüber dem Umland wurde schon bei der Feinsedimentproblematik angesprochen. Das Konzept der gezielten Implementierung von **Gewässerrandstreifen** wird in vielen Ländern verfolgt. In Deutschland z.B. sind generell laut Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009 §38(3)) Gewässerrandstreifen von 5 m vorgeschrieben. Die multifunktionale Wirkung von Pufferstreifen kommt erst mit Gehölzbestand zur vollen Wirkung. Daher ist in Deutschland das Entfernen von standortgerechten Bäumen und Sträuchern untersagt. In Österreich z.B. gibt es eine Förderung von zwölf Meter breiten Gewässerrandstreifen durch das EU Programm „Ländliche Entwicklung“ mit einer Förderhöhe von 450 €/ha (Programmperiode 2015 bis 2020).

Eine Etablierung eines umfassenden und effizienten Programms zur Förderung und Umsetzung funktionaler Gewässerrandstreifen wäre auch für Luxemburg von zentraler Bedeutung. In Luxemburg gibt es zur Zeit die Agrar-Umwelt-Klima-Maßnahme „Uferschutzstreifen entlang von Fließgewässern“, die einen 5–20 m breiten Uferschutzstreifen beinhaltet, der jedoch jährlich bewirtschaftet werden muss. Eine weitere Möglichkeit bietet das Biodiversitätsprogramm „Pflege von Brachen und Flächen an Gewässern“ an, wo ein Gewässerrandstreifen von 5–20 m angelegt werden kann, und wo keine Bewirtschaftung/Pflege während der Kontraktdauer (5 Jahre) erforderlich ist. **Es wird empfohlen, die bestehenden Programme dahingehend zu überprüfen**, ob mit den darin vorgesehenen Maßnahmen ein effektiver Schutz für das Gewässer erzielt werden kann. Dies gilt insbesondere für die Frage, wie die jährliche Bewirtschaftung der Uferschutzstreifen erfolgt und ob 5 Jahre ausreichen, um einen gezielten Rückhalt von Feinsedimenten zu erreichen bzw. was nach den 5 Jahren geschieht. Zudem ist zu klären, ob mit den bestehenden Programmen eine möglichst flächendeckende Wirkung realistischer Weise in absehbarer Zeit zu erwarten ist, oder inwieweit sie dafür zu adaptieren wären.

7.6 INTEGRATIVER ANSATZ

Hydromorphologische Gewässersanierungen verfolgen den Ansatz einer Verbesserung der Sohl- und Gerinnebereiche, der Substratverhältnisse sowie der Ufer- und Umlandbereiche. Wenn auch diese Bereiche meist getrennt behandelt werden, so sind sie sowohl was die **flussmorphologischen Mechanismen** als auch die Entwicklung effizienter Sanierungsmaßnahmen betrifft **eng miteinander verzahnt**. So hängen z.B. die Habitategenschaften im Gerinne stark von den Möglichkeiten einer flusstypspezifischen Ausprägung des gesamten Gewässers ab. Die Substrateigenschaften wiederum sind Folge des Geschiebetransportes im Längsverlauf (Unterbrechung, Defizit) und der lokalen morphodynamischen Prozesse (fehlende Umlagerungsbereiche) sowie des Eintrages von Feinsedimenten aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Versandung, Verschlammung). Allen Maßnahmen gemein ist, dass die **Sanierung umso erfolgreicher ist, je mehr Raum das Gewässer entsprechend seinem Flusstyp zurückerhält**. Eigendynamische flussmorphologische

Gerinneausformung, Ausprägung flusstypspezifischer Uferhabitats sowie standorttypische Ufervegetation benötigen Platz, der zur Verfügung gestellt werden muss. Dieser Raum dient dann aber **auch als Retentionsraum** und kann somit die **Hochwassersicherheit gewährleisten oder sogar verbessern**.

Erfahrungsgemäß stößt man in der Praxis, was den Raumbedarf angeht, schnell an Grenzen. Wo immer möglich sollten daher verfügbare, gewässernahe Flächen angekauft werden, auch wenn noch keine konkreten Sanierungspläne vorliegen. Aus einem Pool von verfügbaren gewässernahen Flächen sowie anderen Tauschflächen lassen sich über die Zeit die notwendigen Mindestflächen für größere Sanierungsvorhaben ansammeln. Eine enge Zusammenarbeit mit dem Hochwasserschutz ist hier unbedingt notwendig, da der Hochwasserschutz auch Retentionsflächen benötigt und somit bei gleichgerichteten Interessen die Realisierungschancen wesentlich höher sind. **Kooperationen mit der Raumplanung sowie der Landwirtschaft** sind dabei von essentieller Bedeutung.

In Tabelle 7-2 sind zusätzlich empfohlene bzw. genauer spezifizierte Maßnahmen aufgelistet, die über das im letzten Bewirtschaftungsplan definierte Maßnahmenprogramm hinausgehen. Diese beziehen sich v.a. auf die Schaffung gewässertypspezifischer Gewässerabschnitte, den Geschiebehaushalt sowie eine effiziente Etablierung eines Gewässersaumstreifens.

Erfolgreiche Sanierungsmaßnahmen müssen der Komplexität der Materie gerecht werden und alle wesentlichen Systemeigenschaften erfassen. Einseitige Sanierungsmaßnahmen sind auch mit nicht unerheblichen Kosten verbunden, lassen jedoch keine maßgebliche Verbesserung der ökologischen Verhältnisse erwarten. **Moderne Gewässersanierung bedarf daher eines gesamtheitlichen Ansatzes unter Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte**. Insbesondere gilt dies für HMWBs, da hier die Nutzungen im Vordergrund stehen und nicht wesentlich beeinträchtigt werden sollen. Um in der praktischen Umsetzung erfolgreich zu sein, ist eine Einbindung aller betroffener Sektoren bzw. Stakeholder Voraussetzung (Schmutz 2017).



Abbildung 7-9: Erfolgreiche Gewässersanierung bedarf eines integrativen Ansatzes unter Einbeziehung aller beteiligter Sektoren (Schmutz 2017)

Tabelle 7-2: Beschreibung zusätzlich empfohlener Maßnahmen

Nr.	Beschreibung der Maßnahmenart
1	Schaffung gewässertypspezifischer Abschnitte
1.1	Ankauf gewässernaher Flächen (in Absprache mit Hochwasserschutz)
1.2	Ankauf von Tauschflächen
1.3	Umsetzung gewässertypspezifischer Revitalisierungen
1.4	Etablierung funktionaler Gewässerrandstreifen
1.5	Behebung Sohlbeeinträchtigungen
2.	Geschiebemanagement
2.1	Reduktion des Feinsedimenteintrages, Flächenbewirtschaftung
2.2	Öffnung Geschiebekontinuum, Geschieberückgabe
2.3	Gezielte Geschiebedotation, Laichplatzschaffung
3.	Gewässerrandstreifen
3.1	Etablierung eines effizienten Förderprogramms
3.2	Umsetzung von Gewässerrandstreifenprogrammen

8 SPEZIFISCHE ANALYSEN UND SANIERUNGSMÄßNAHMEN AUSGEWÄHLTER HMWBs

8.1 I-1 MOSEL

Die Mosel ist ein Grenzgewässer zwischen Luxemburg und Deutschland, reicht von der Mündung der Sauer beim Kraftwerk Grevenmacher (Flkm 205,9) bis zur Straßenbrücke Perl-Schengen (Flkm 142,2) und weist eine Strecke von insgesamt 37,8 km auf. Typologisch zählt die Mosel gemeinsam mit der Sauer zum Typ VI: *Große Flüsse des Tieflands*. Dominierende Talform ist das Mäandertal, abschnittsweise auch Auental. Das Talbodengefälle beträgt 3 - 5‰.

Neben der Kraftwerksnutzung ist die Schifffahrt prägendes Element dieser Strecke. Im Jahr 2012 wurden am Hafen von Mertert 718 Tsd. Tonnen Güter umgeschlagen. Die Mosel ist von Neuvés-Maisons bis Koblenz, das heißt auf einer Länge von 394 km, als Großschiffahrtsstraße ausgebaut und zählt zu den am meisten befahrenen Wasserstraßen in Europa. In Luxemburg wurde sie in den 1960er Jahren zur Schifffahrtsstraße ausgebaut. Die Staukette setzt sich aus den Stauhaltungen Apach-Schengen, Stadtbredimus-Palzem, Grevenmacher-Wellen und Trier zusammen. Die Mosel ist so weit eingestaut, dass keine gefällsbedingten Fließstrecken mehr erhalten geblieben sind. Die Fahrrinne hat eine Breite von 40 m und eine Tiefe von 3,00 m und definiert neben der Stauhaltung die flussmorphologischen Eigenschaften dieses Gewässerabschnittes. Die Schifffahrtsrinne muss durch regelmäßige Baggerungen erhalten werden.

Die 3 Stauhaltungen der Grenzstrecke (Grevenmacher Wellen, Stadtbredimus Palzem, Apach Schengen) wurden Anfang der 1960er Jahre errichtet. Durch die Stauhaltungen hat die Mosel ihren Charakter eines Fließgewässers weitgehend verloren. Infolge der reduzierten Fließgeschwindigkeit kommt es zur Ablagerung von Feinsedimenten. Die gleichförmigen Fließbedingungen und regelmäßigen Querprofilprägungen bedingen einen sehr monotonen Lebensraum. Es liegen zwar keine quantitativen Fischbestandserhebungen für diesen Abschnitt vor, es ist jedoch aufgrund der ungünstigen Habitatsituation von einer stark beeinträchtigten Fischfauna auszugehen.

Die Staustufen sind mit Fischpässen ausgestattet, die jedoch bereits aufgrund ihrer ungeeigneten Lage nur eingeschränkt funktionsfähig sind. Eine Ausnahme bildet der neu gebaute Schlitzpass der Staustufe Schengen, dessen Einstiegsöffnung nahe dem Turbinenauslauf liegt und nachweislich eine hohe Funktionstüchtigkeit besitzt. An den Wehranlagen gibt es derzeit noch keine Fischabstiegsanlagen. Fische müssen bei der Flussabwanderung durch die Turbinen und können dort mitunter massiven Schaden erleiden (beim Aal z.B. bis zu 100% Mortalität). Bei Überwasser können Fische auch über die Wehre abwandern. Wahrscheinlich werden vereinzelt Fische auch den Weg über die Schleusen nach flussab finden.

Zur Verbesserung der Kontinuumsverhältnisse sind an den Wehranlagen Grevenmacher und Stadtbredimus Fischaufstiegsanlagen nach dem Stand der Technik zu errichten (siehe u.a. Kontinuumsleitfaden Schmutz & Vogel 2018), wobei bei deren Konzeption unabhängig vom Zeitpunkt der Planung notwendiger Abstieghilfen ein Gesamtkonzept für den Auf- und Abstieg zu erstellen ist. Jüngste Untersuchungen in Österreich zeigen nämlich, dass bei richtiger Konzeption und Anordnung Fischaufstiegsanlagen auch als Abstieg funktionieren (Unfer & Rauch 2019). Die Konzepte sollten auch Lösungen hinsichtlich Fischschutz, d.h. Vermeidung von Turbinenschäden bzw. -mortalitäten vorsehen. Die Kontinuumsfrage sollte unverzüglich in Angriff genommen werden. Zwar wird es noch einige Jahre dauern, bis die Durchgängigkeit für Langstreckenwanderer vom Rhein her gegeben sein wird, dennoch würden die Kurz- und Mittelstreckenwanderer auch innerhalb der Staustrecke von einer verbesserten Durchgängigkeit profitieren. Insbesondere in stark degradierten Gewässern, wie der Mosel, ist die Erreichbarkeit

der wenigen Laichmöglichkeiten sowie der Austausch zwischen den Lebensräumen von entscheidender Bedeutung.

Tabelle 8-1: Kennzahlen der Stauhaltungen an der Mosel in Luxemburg

Nr.	Name	Baujahr	Fluss-kilometer	Staulänge (km)	Stauziel (m.ü.NN)	Fallhöhe (m)	MW Leistung
1	Grevenmacher Wellen	1964	212,83	17,03	136,50	6,25	7,8
2	Stadtbredimus Palzem	1964	229,86	12,57	140,50	4,00	4,5
3	Apach Schengen	1964	242,43	15,75	145,00	4,40	4,5

Die flussmorphologische Situation an der Mosel ist zusätzlich zur Stausituation durch Infrastruktur und intensive Landnutzung entlang der Ufer geprägt und lässt daher für Maßnahmen, die über das bestehende Gerinne hinausgehen, kaum Spielraum (Abbildung 8-1). Die Ufer sind bis auf wenige Ausnahmen hart verbaut, untergeordnet treten jedoch kurze, deutlich aufgewertete Abschnitte wie z. B. bei Hëttermillen auf (Abbildung 8-2). Im Bewirtschaftungsplan wurde daher bislang lediglich ein Abflachen der Ufer vorgeschlagen (**Error! Reference source not found.**).

Tabelle 8-2: Maßnahmen für die Mosel laut Bewirtschaftungsplan 2015

ID	WK-Nr	WK-Bezeichnung	Bezeichnung	Planungs-zustand
251	I-1	Mosel	Abflachen bef. Böschung (h>1m) Mosel Remerschen Schengerwiss ober- und unterhalb A13	Vorschlag
252	I-1	Mosel	Abflachen bef. Böschung (h>1m) Mosel Remerschen Baggerweieren	Vorschlag
253	I-1	Mosel	Abflachen bef. Böschungen (h>1m) Mosel Ehnen	in Umsetzung



Abbildung 8-1: Sehr eingengegte Rahmenbedingungen für hydromorphologische Sanierungsmaßnahmen an der Mosel (map.geportal.lu)



Abbildung 8-2: Einer der wenigen strukturellen Aufwertungen entlang der regulierten Mosel: Seitenarm bei Huettermuehle (Hëttermillen) (map.geoportal.lu)

Jegliche Sanierungsvorhaben stehen vor der Herausforderung, dass die hydromorphologische Situation in dieser Staustrecke vollkommen verändert worden ist. In den Stauabschnitten herrschen weitgehend konstante Wasserspiegellagen vor. Lediglich bei deutlich erhöhten Abflüssen ist ein Anstieg und bei bestimmten Betriebsituation ein Absenken der Wasserspiegel zu verzeichnen. Damit fehlt der Mosel heute die Dynamik, die Voraussetzung für ein intaktes Fluss/Au-System ist. Die fehlende Dynamik schlägt sich z.B. in starken Verlandungstendenzen der wenigen verbliebenen au-ähnlichen Gewässer nieder.

Jegliche hydromorphologischen Sanierungsbemühungen müssen die stark veränderten Rahmenbedingungen mitberücksichtigen. Diese lassen sich sehr gut anhand der Wasserstandsverhältnisse beschreiben. In der Staustrecke befinden sich 4 Pegel, 2 direkt flussab der Wehre (Stadtbredimus, Grevenmacher) und 2 innerhalb der Stauräume (Remich, Wasserbillig) (Abbildung 8-3). Die Pegel flussab der Wehre weisen eine noch etwas höhere Dynamik als jene in den Stauräumen auf. An allen Pegeln treten durchschnittlich einmal im Jahr oder auch öfter Wasserspiegelabsenkungen von ca. 20-50 cm unter Stauziel auf. Beim Pegel Remich, der relativ nahe beim Wehr ist, machen die Wasserspiegelabsenkungen sogar mehr als 1 m aus, im Extremfall sogar ca. 2,5 m (Abbildung 8-4, Abbildung 8-5).

Die Absenkungen können sich, je nach Lage der Seiten- und Augewässer im Staubereich sowie in Abhängigkeit der Wassertiefe der Anbindung sehr unterschiedlich auswirken. Im Stauwurzelbereich sind die Auswirkungen geringer, im Staubereich kann es zur vollkommenen Austrocknung führen. Grundsätzlich sollte die Notwendigkeit der Stauraumabsenkungen hinterfragt werden, und zwar, ob es sich ausschließlich um unvermeidliche Hochwasserschutzmaßnahmen oder vermeidbare Betriebszustände handelt. Ökologisch entscheidend sind hier sowohl Auftretshäufigkeit als auch Ausmaß. Auch ein einmaliges Trockenlegen innerhalb von 10 Jahren stellt aus ökologischer Sicht einen Katastrophenfall dar, wenn gesamte Seitenarme und Augewässer betroffen sind.

Die Schaffung neuer Seitenarme sollte v.a. in den Stauwurzelbereichen vorgesehen werden, da hier noch eine Restdynamik vorhanden ist und Stauraumabsenkungen sich weniger stark auswirken. Im restlichen Staubereich sind die Anbindungen auf die unvermeidlichen Stauraumabsenkungen auszulegen, d.h. zumindest in Teilbereichen entsprechend tief zu gestalten, so dass ein Überleben von Fischen gewährleistet ist. Ein periodisches Ausbaggern der neugeschaffenen Seiten- und Augewässer lässt sich aufgrund der fehlenden Dynamik nicht vermeiden.

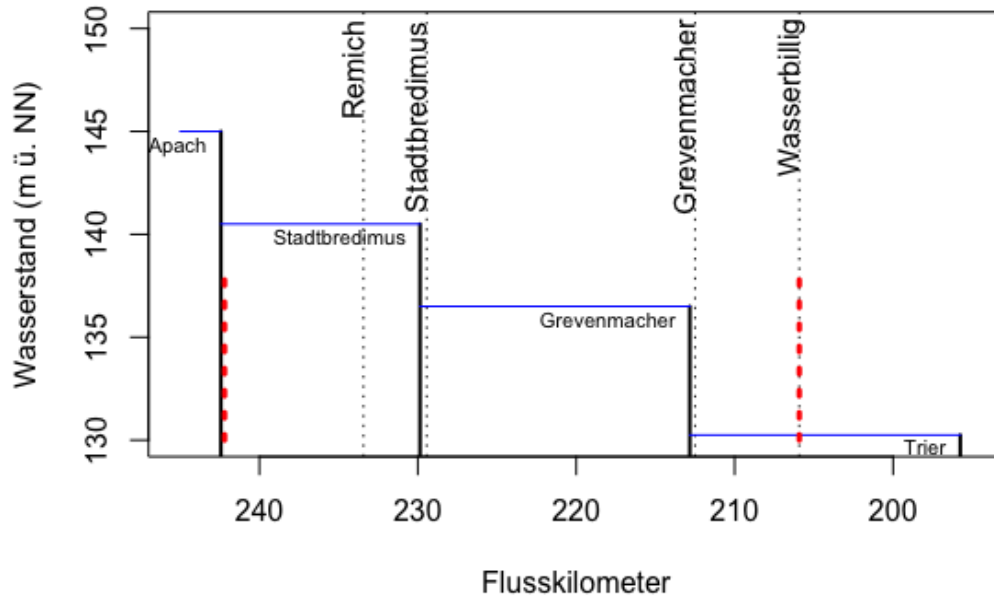


Abbildung 8-3: Lage der Staue und Pegel an der Mosel (Rote strichlierte Linien kennzeichnen die Staatsgrenzen von Luxemburg)

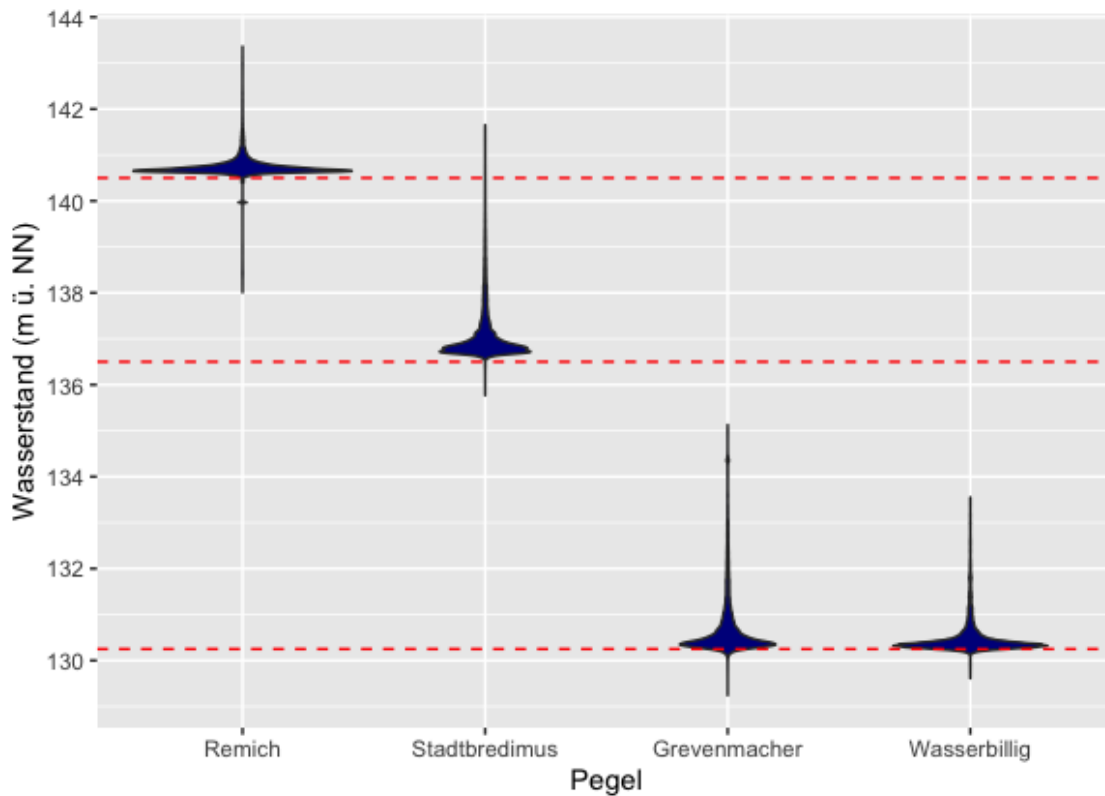


Abbildung 8-4: Verteilung der Wasserstandsschwankungen an den Pegeln der Mosel einer 10-jährigen Datenreihe (2008-2018). Die rote, strichlierte Linie stellt das Stauziel der jeweiligen Stauräume dar.

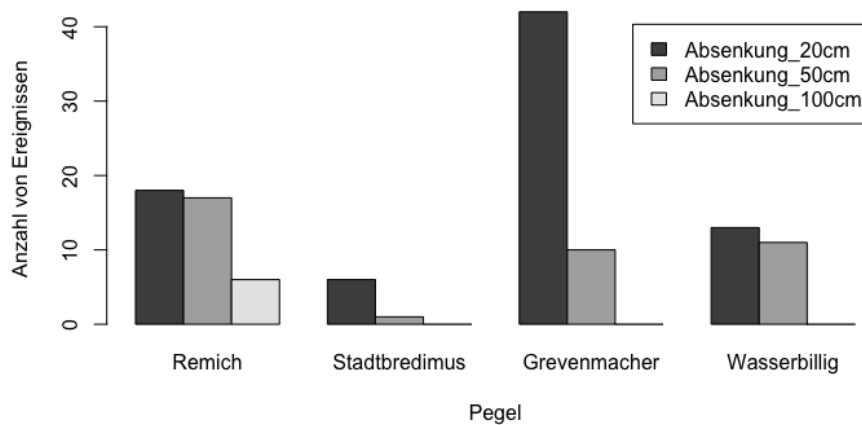


Abbildung 8-5: Anzahl von Absenkereignissen im Ausmaß von 20 cm und 50 cm an den Pegeln der Mosel einer 10-jährigen Datenreihe (2008-2018)

Ein besonders berücksichtigungswürdiges Phänomen in Schifffahrtsstraßen ist der durch den Schiffsverkehr verursachte Wellenschlag entlang der Ufer. V.a Jungfische, die sich meist in strömungsberuhigten Uferbereichen aufhalten, sind durch Wellen stark betroffen, da die Wellen die Habitatbedingungen in den Uferbereichen drastisch beeinflussen. Jungfische können aufgrund ihrer geringen Schwimmleistung den Kräften der Wellen nicht standhalten und werden auf die Kiesbänke oder Blockwürfe geschleudert, verletzt, verdriftet und/oder verenden auf den trockenfallenden Bereichen nach Wellenrückgang. Zudem erfolgt durch den Wellenschlag ein Abschwemmen von Algen sowie ein Eintrüben des Wassers, was zu verringerter Nahrungsverfügbarkeit und Wachstum der Jungfische führen kann (Zauner & Schiemer 1994, Kucera-Hirzinger et al. 2008). Intensität des schifffahrtsbedingten Wellenschlages hängt v.a. von den Faktoren Schiffsgeschwindigkeit, Fahrtrichtung und Wasserstand ab.

Jegliche vorgesehenen flussmorphologischen Maßnahmen müssen auf den Wellenschlag Rücksicht nehmen. Die Schaffung von Nebenarmen und Hinterrinnen sowie größeren Kiesbuchten ist ein sehr effizienter Weg zur Herstellung von vor Wellenschlag geschützten Habitaten für rheophile Jungfische (vgl. Wolter & Arlinghaus, 2004). Von Ergebnissen des Monitorings der Maßnahmen in der Wachau in Niederösterreich ist abzuleiten, dass nur die Kombination aus Flachufeln und Wellenschlagschutz und eine möglichst große Dimensionierung eine optimale Habitatqualität für Jungfische gewährleisten kann (Abbildung 8-6). Weiters könnte mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung für die Schiffe, insbesondere in den (kurzen) Stauwurzeln der Staukette, eine wirkungsvolle Schonung der für die Reproduktion typischer Flussfischarten entscheidenden Habitate erreicht werden. In Bereichen, wo der Blockwurf aus flussbaulichen Rahmenbedingungen nicht entfernt werden kann, sollte mittels Längs- und Querbuhnen eine Erhöhung der Habitatvielfalt angestrebt werden.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.



Abbildung 8-6: Schaffung von Nebenarmen als vom Wellenschlag geschützte Lebensräume (Donau, Niederösterreich, Nebenarm Pritzenau und Kiesbank im Bereich Rührsdorf, Wachau. Luftbild: Foto Haslinger)

Tabelle 8-3: Zusammenfassung der Maßnahmen, erwartete Auswirkungen auf die Nutzung, erwartete ökologische Wirkung sowie abgeleitete Empfehlung für die Mosel

Bereich	Belastung	Maßnahme	Auswirkungen auf die Nutzung	Ökologische Wirkung	Empfehlung
Kontinuum	Unterbrechung Fischwanderung	Fischwanderhilfen und Fischschutz	geringfügig	hoch	Erstellung Gesamtkonzept Flussauf- und abwanderung
	Unterbrechung Fischwanderung flussauf	Fischaufstiegsanlage	geringfügig	hoch	Planung und Bau von Fischaufstiegsanlagen
	Unterbrechung Fischwanderung flussab	Fischabstiegsanlage	geringfügig	hoch	Machbarkeitsstudie
	Turbinenschäden und -mortalität	Fischschutz	geringfügig	hoch	Machbarkeitsstudie
Wasserspiegelabsenkungen Stauhaltungen	Trockenlegung (geplanter) Neben- und Augewässer sowie Uferzonen	Vermeidung von Absenkungen	geringfügig?	hoch	Überprüfung der Wehrbetriebsweise
Neben- und Augewässer	Fehlen von Laichmöglichkeiten und Jungfischhabitaten	Schaffung von Neben- und Augewässer	geringfügig	hoch	Standortsondierungen, Pilotprojekte
Uferhabitate	Mangel an geeigneten Habitaten, Wellenschlag	Entfernung Blockwurf, Schaffung von Kiesbänken, Buhnen, Wellenschlag-schutz	geringfügig	gering	Standortsondierungen, Pilotprojekte

8.2 III-2.2.1 – SAUER

8.2.1 Allgemeine Beschreibung

Im HMWB Wasserkörper Sauer III-2.2.1 befindet sich die Staumauer des SOLER Kraftwerkes Esch/Sauer sowie flussab liegende Wehranlagen. Die Staumauer weist eine Höhe von 47 m auf. Der Stausee bedeckt eine Fläche von 3,8 km². Im Stausee befindet sich im Hauptgerinne eine Vorstaumauer mit einer Höhe von 10 m (Pont Misere) und eine Vorstaumauer in einem Zubringer, dem Béiwenerbaach (Bavigne), mit einer Höhe von 23 m.

Der Stausee wird als Trinkwasserreservoir, zur Stromgewinnung, für den Hochwasserschutz und als Freizeitanlage genutzt. Folge der Nutzung als Trinkwasserreservoir sind saisonal starke Wasserstandsschwankungen.



Abbildung 8-7: Übersichtskarte Stausee Obere Sauer

1.1.1 Belastungen und Maßnahmen Stausee

Gemäß WRRL ist bei HMWBs, bei welchem der grundsätzliche Gewässertyp sich verändert hat (Fließgewässer, See), jener Typ als Referenz heranzuziehen, der dem neu entstandenen Typ am ehesten entspricht. Im Falle des Stausees ist daher der Typus eines Sees heranzuziehen. Im Falle der flussabliegenden Wehranlagen ist aufgrund der geringen Stauhöhen und des überwiegenden Fließcharakters weiterhin der Typus eines Fließgewässers maßgeblich.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

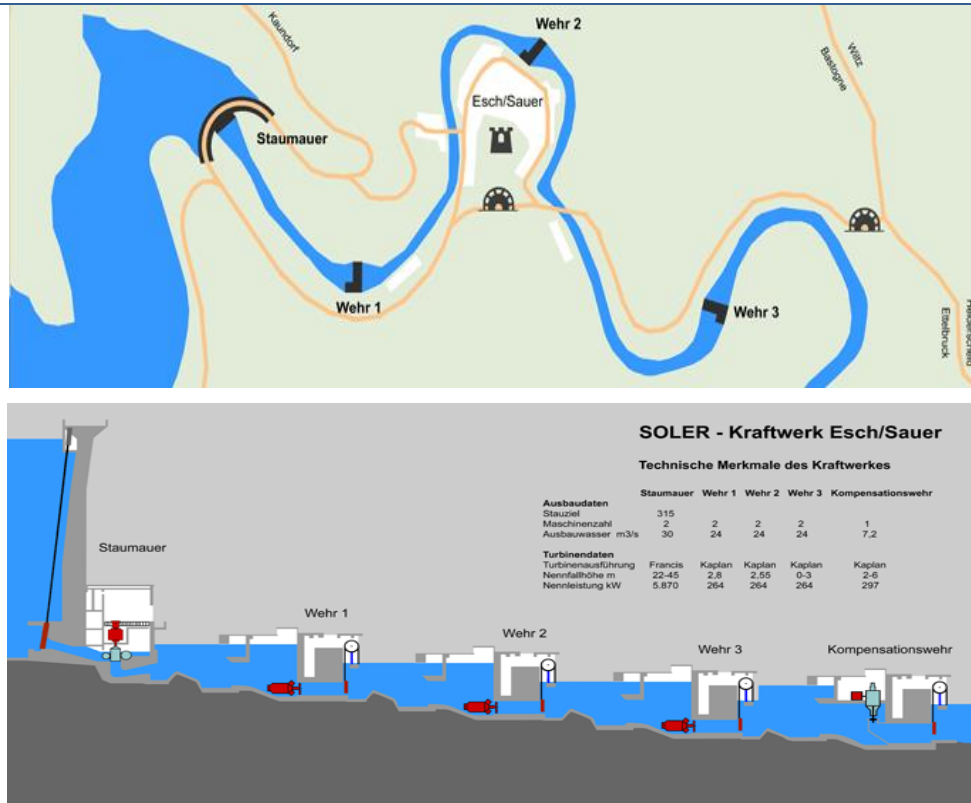


Abbildung 8-8: Staumauer SOLER Kraftwerk Esch/Sauer sowie flussab liegende Wehranlagen (<http://www.seo.lu/>)

Durchgängigkeit

Die Sauer war für Wanderfische von großer Bedeutung. Der Lachs kam früher zumindest bis zur belgischen Grenze vor (AGE, 2010).

Die Fischdurchgängigkeit ist in diesem HMWB mehrfach unterbrochen. Die größte Barriere stellt die Staumauer dar, die nur durch einen Fischlift überwunden werden könnte. Dazu müsste eine Machbarkeitsstudie erstellt werden, die einerseits die ökologische Bedeutung und Dringlichkeit sowie die technische Machbarkeit untersuchen sollte. Teil der Machbarkeitsstudie sollte auch die Frage des Fischabstiegs sein, da nur bei einer geeigneten Abstiegslösung ein Fischlift sinnvoll erscheint. Die Junglachse wandern oberflächennah flussab und müssten in einen geeigneten Bypass mit entsprechender Lockströmung geleitet werden.

Die Unterbrechung der Fischwanderung durch die flussabgelegenen Kompensationswehre kann durch den Neubau von Fischpässen saniert werden. Deren Bau macht jedoch nur bei Umsetzung des Fischlifts an der Hauptmauer Sinn.

Der Fischpass bei der Vorstaumauer Pont Misere entspricht nicht dem Stand der Technik, da er sehr steil ausgeführt ist und somit hohe Turbulenzen aufweist. Während Lachse keine Schwierigkeiten hätten, diesen Fischpass zu durchqueren, ist davon auszugehen, dass viele im Stausee vorkommende Fischarten nicht über den Fischpass aufsteigen können. Die flussauf gelegene Fließstrecke stellt jedoch attraktive Laichmöglichkeiten für rheophile Kieslaicher dar. Der Fischpass sollte daher entsprechend umgebaut bzw. neu errichtet werden (Abbildung 8-9).



Abbildung 8-9: Fischpass bei Vorstaumauer Pont Misere (Begehung 23.3.2017)

Wasserspiegel Stausee

Die Uferbereiche besitzen in stehenden Gewässern eine übergeordnete Bedeutung, da die seichten Wasserzonen Lebensraum für eine Vielzahl von Arten bieten. Höhere Wasserpflanzen (submerse und emerse) kommen meist ausschließlich in diesen Randzonen vor. Die Uferbereiche und Wasserpflanzen stellen z.B. wichtige Laichgebiete, Jungfischhabitate und Schutzzonen für Fische dar. Die Uferzonen spielen auch im Stoffumsatz eine wichtige Rolle von stehenden Gewässern, da hier die Verzahnung von terrestrischen und aquatischen Lebensräumen und ein wesentlicher Teil des Nährstoffeintrags erfolgt.

Die Wasserstandsschwankungen am Pegel Esch/Sûre (Pegel Nr.40, EZG: 428 km², FLkm 97,26) betragen bis zu 5 m pro Jahr und mehr. Meist folgt der Wasserspiegel einem jahreszeitlichen Verlauf mit Maximalwerten im Frühjahr und Tiefstwerten im Winter (Abbildung 8-10). In manchen Jahren (z.B. 2011) kann es aber auch zu weit drastischeren Absenkungen von ca. 10 m kommen (Abbildung 8-11).

Die Wasserstandsschwankungen sind offensichtlich Folge der für die Trinkwasserbereitstellung optimierten Betriebsweise des Stausees. Aufgrund der sehr großen jahreszeitlichen Wasserspiegelschwankungen können sich jedoch keine natürlichen Uferstrukturen bzw. Ufervegetation ausbilden.

Eine deutliche Stabilisierung des Wasserspiegels ohne Beeinträchtigung der Nutzung des Stausees als Trinkwasserspeicher erscheint unrealistisch. Daher wird für diese Art der Beeinträchtigung keine spezifische Maßnahme empfohlen.

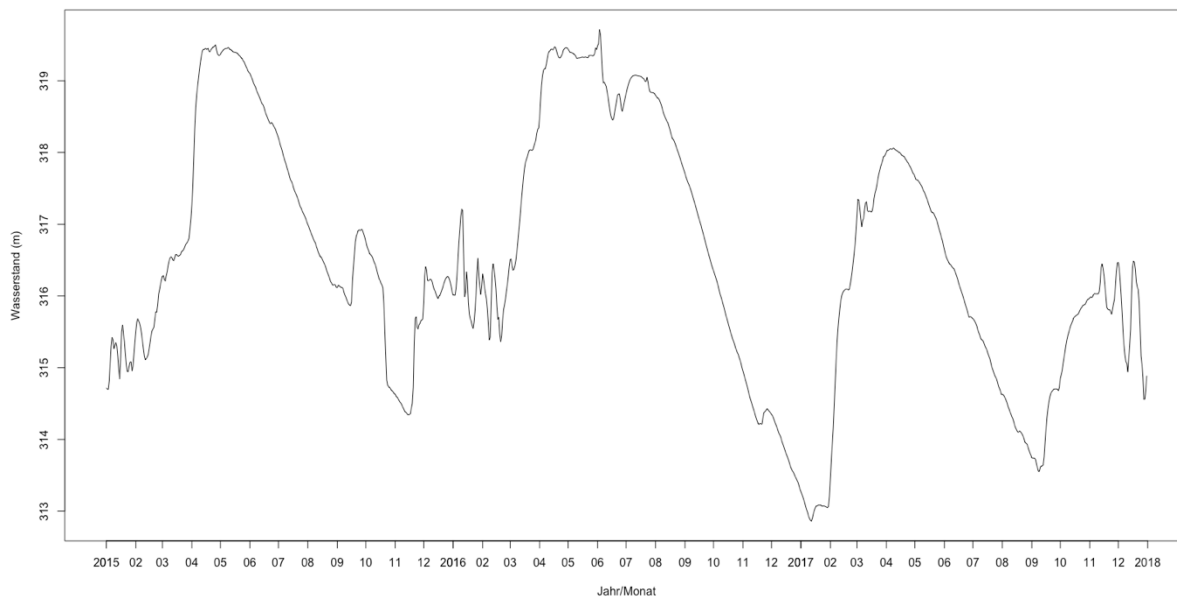


Abbildung 8-10: Jahreszeitlicher Verlauf der Wasserspiegelschwankungen im Stausee Sauer in den Jahren 2015-2017

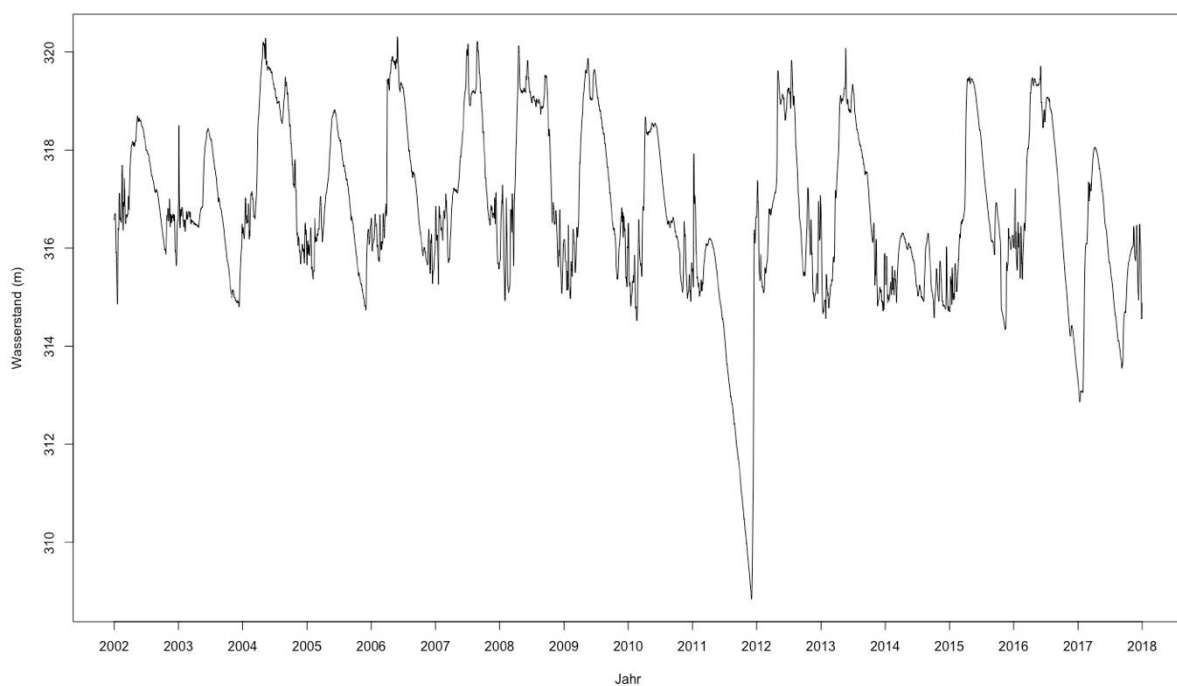


Abbildung 8-11: Wasserspiegelschwankungen im Stausee Sauer in den Jahren 2002-2018

Geschiebemanagement

Der Geschiebetransport wird durch den Stausee unterbrochen. Bereits bei der Vorstaumauer Pont Misere in der Sauer aber auch bei der Vorstaumauer Bavigne im rechtsufrigen Zubringer Béiwenerbaach wird Geschiebe zurückgehalten. Die Geschiebeablagerungen flussab der Vorstaumauer legen nahe, dass je nach Art und Betriebsweise der Vorstaumauer im Hochwasserfall wahrscheinlich Geschiebe auch durch diese Vorstauhaltungen durchtransportiert werden (Abbildung 8-12).

Eine Geschiebedurchgängigkeit durch den gesamten Stausee ist aufgrund der Dimension des Stausees auszuschließen. Im Stau abgelagertes Geschiebe kann zu Geschiebedefizit, Veränderung der Sohldynamik und Sohleintiefung im Unterlauf führen. Dazu liegen jedoch derzeit keine Daten vor.

Zudem lagern sich aufgrund des stehenden Gewässercharakters neben dem Geschiebe auch Feinsedimente im Stau ab. Laut einer Studie von Matheja & Specht (2016) überschreiten die horizontalen Strömungsgeschwindigkeiten nur bei höheren Durchflüssen (z.B. 44 m³/s am 12.01.2016) und dann auch nur im oberen Bereich des Stausees bzw. in den oberen Bereichen der seitlichen Zuflüsse den Wert von 0,1 m/s. In allen anderen Fällen liegen sie aufgrund der großen Durchflussquerschnitte zwischen 0,01 und 0,03 m/s. Bei diesen geringen Fließgeschwindigkeiten kommt es zum Ablagern aller absetzbaren Sedimentfraktionen.

Entsprechend der Studien von Maquil & Kausch (2016) betragen die Ablagerungen von Sedimenten im oberen Bereich der Vorstaumauer Bavigne bereits 1-2,5 m. Es liegen jedoch keine Informationen vor, wie stark der Geschiebe- und Feinsedimenteintrag im Sauer-Stausee selbst ist, inwieweit der Stausee bereits verlandet ist und wie mit dieser Verlandung mittel- und langfristig umzugehen vorgesehen ist. Zumindest werden bei einer vollständigen Entleerung, die zur Kontrolle der Staumauer bzw. des Grundablasses normalerweise in regelmäßigen Abständen bei derartigen Anlagen notwendig ist, Feinsedimente in den Unterlauf gespült, was je nach Dauer und Konzentration der suspendierten Feinsedimente Fischsterben bzw. negative Folgen für die gesamte aquatische Flora und Fauna mit sich bringen kann.

Es wird daher empfohlen, die notwendigen Sedimentdaten zu erheben bzw. zu ergänzen und ein mittel- und langfristiges Sedimentmanagement zu entwickeln, um mögliche ökologische Schäden hintanzuhalten.



Abbildung 8-12: Vorstaumauer Pont Misere mit linksufrigem Fischaufstieg (Quelle: Geoportal)

8.2.2 Belastungen und Maßnahmen mit Wirkung flussab der Staumauer

Schwall

Die ökologische Wirksamkeit von Schwall/Sunk Erscheinungen hängt im Wesentlichen von dem Schwall/Sunk Verhältnis, der Häufigkeit des Auftretens von Schwallwellen und der Schwallanstiegs- und -abstiegsgeschwindigkeit ab. Häufige Schwallererscheinungen mit einem Schwall/Sunk Verhältnis >3 und einer Wasserspiegelschwankung $>\pm 0,1$ cm/min führen zu Drift (Schwallanstieg) und Stranden (Schwallabstieg) von Fischen und Makroinvertebraten (Schmutz et al.).

Zur Darstellung möglicher Schwalleinflüsse sind in alle verfügbaren Pegel entlang der Sauer aufgelistet. Während bei dem flussauf liegendem Pegel Bigonville eine vergleichsweise geringe Häufigkeit von schwallähnlichen Ereignissen (Schwall/Sunkverhältnis, Wasserstandsschwankungen) festzustellen ist, ist der direkt flussab der Kompensationswehre gelegene Pegel Heiderscheidergrund deutlich durch antropogene Schwallererscheinungen, sowohl was das Schwall/Sunk Verhältnis (Tagesamplitude) als auch die Wasserspiegelschwankungen (15 min Werte) betrifft, geprägt.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass auch der hier als Referenz verwendete Pegel Bigonville offensichtlich durch das direkt flussauf des Pegels befindliche Kleinwasserkraftwerk schwallbeeinflusst ist. Insbesondere während der sommerlichen Niederwasserphasen ist ein deutlicher Schwall mit drastischer Reduktion des Abflusses auf $<0,2$ m³/s zu verzeichnen (Abbildung 8-13).

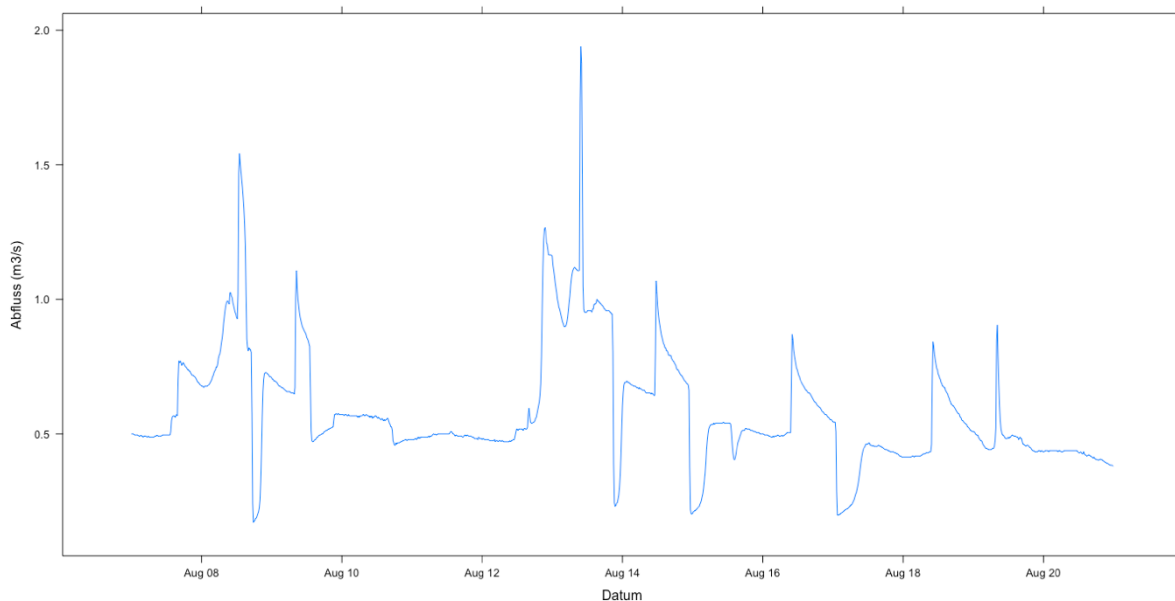


Abbildung 8-13: Abflussschwankungen beim Pegel Bigonville im August 2013

Das Schwall/Sunk Verhältnis ist auch bei den beiden weiter flussab liegenden Pegeln Michelau und Diekirch noch erhöht, sinkt dann bei Bollendorf deutlich ab, um bei Rosport wieder anzusteigen. Anhand der Wasserstandsschwankungen lassen sich bei den Pegeln Michelau und Diekirch geringfügige Schwallererscheinungen feststellen. Bei Bollendorf treten signifikante Wasserspiegelschwankungen ausschließlich in einer Größenordnung von 0,2-0,5 cm/s auf, was ein eindeutiger Beleg für antropogene Ursachen ist. Zwischen den Sauerpegeln Diekirch und Bollendorf mündet die Our. Somit könnte ein etwaiger Schwalleinfluss auf die Our und in weiterer Folge auf die Sauer anhand des Pegels Bollendorf erkannt werden, was jedoch offensichtlich nicht der Fall ist. Auch der Pegel Rosport zeigt sowohl hinsichtlich Schwall/Sunk Verhältnis als auch

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Wasserspiegelschwankungen deutliche anthropogene Schwällerscheinungen. Die eindeutigen Sunk/Schwall Erscheinungen beim Pegel Rosport sind offensichtlich Folge des Kraftwerks in Rosport (Abbildung 8-14, Abbildung 8-15).

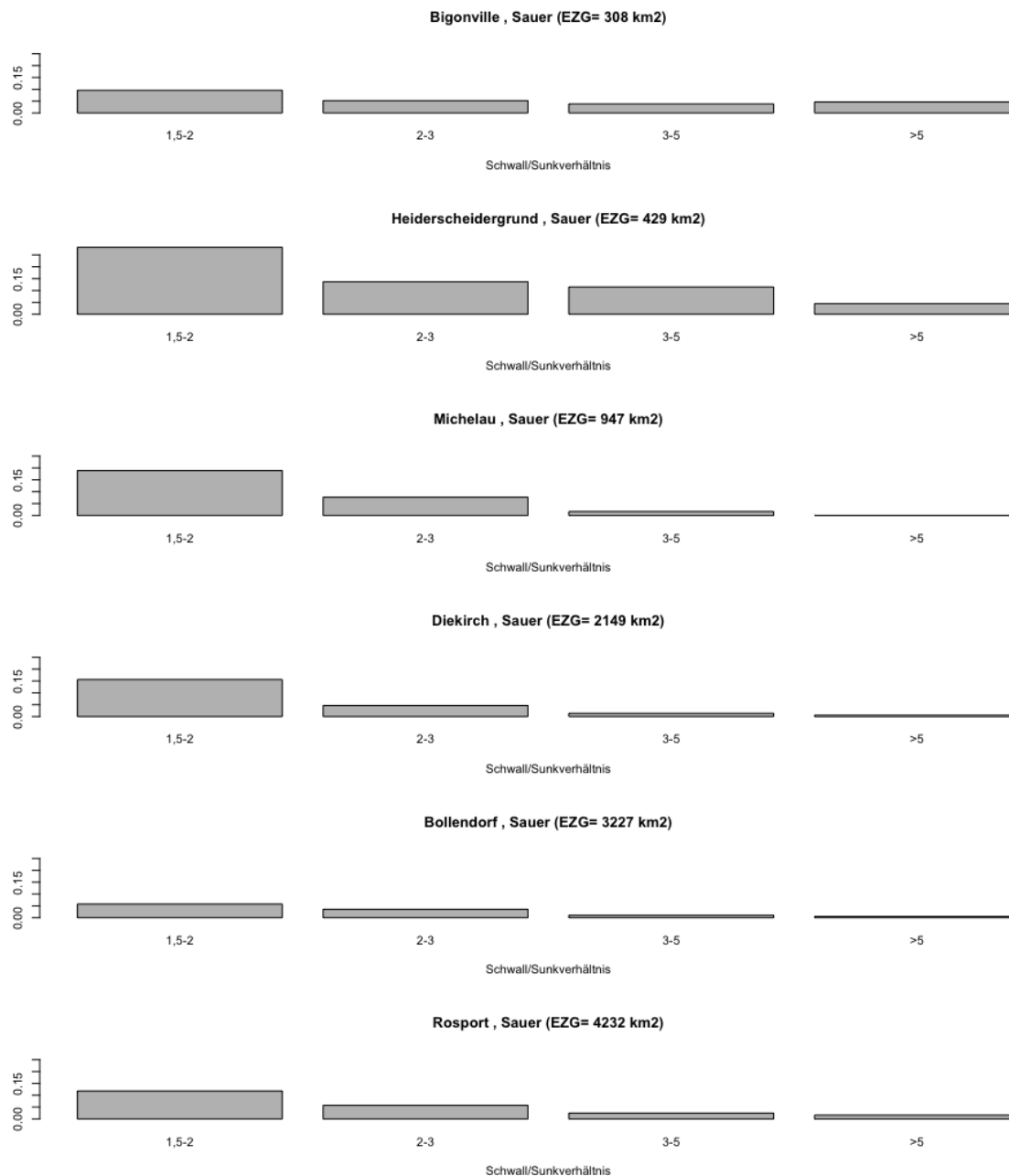


Abbildung 8-14: Vergleich der relativen Häufigkeit der Schwall/Sunkverhältnisse unterschiedlicher Pegel im Sauer Einzugsgebiet im Jahr 2013

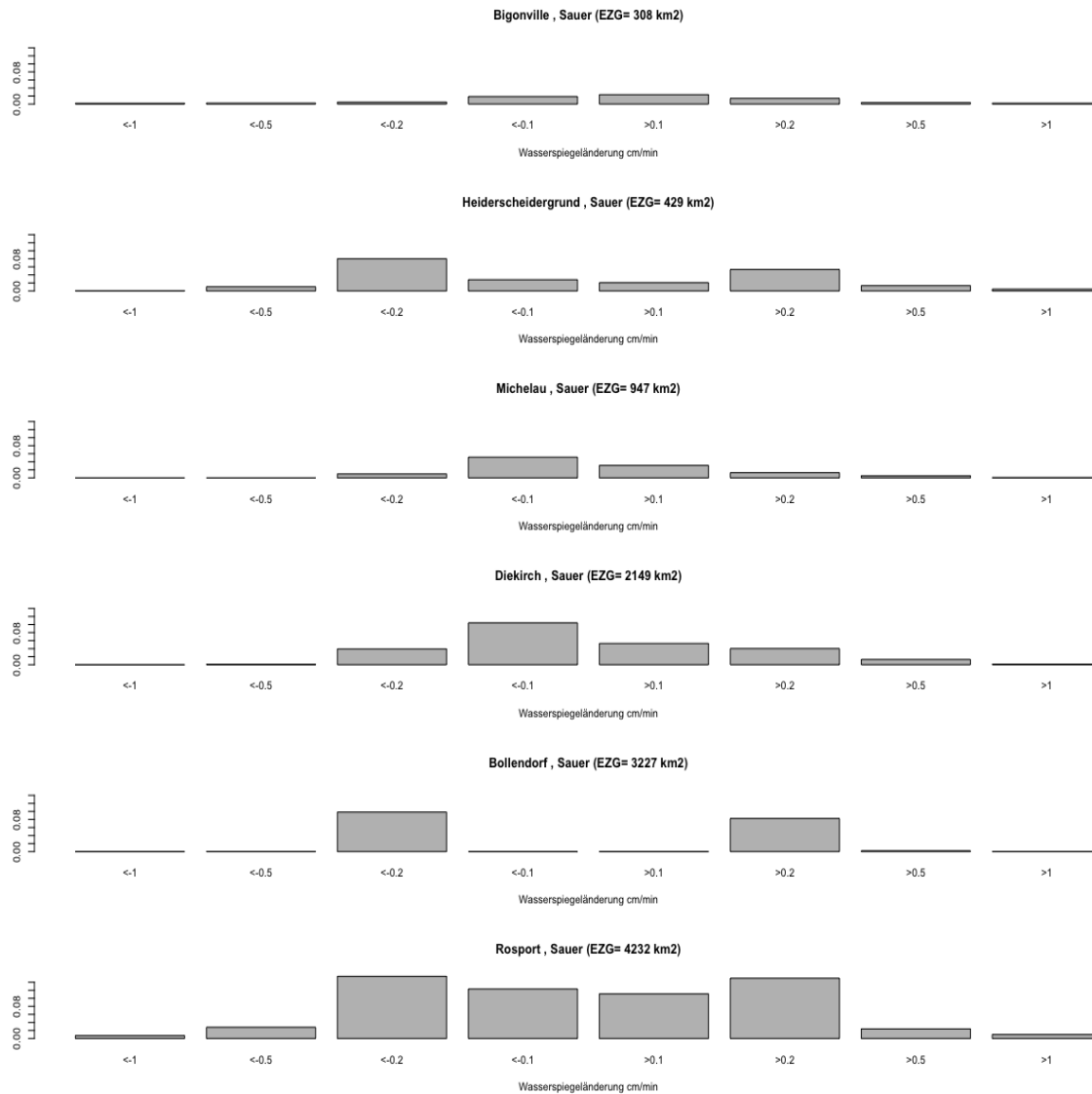


Abbildung 8-15: Vergleich der relativen Häufigkeit der Wasserspiegelschwankungen (cm/min) unterschiedlicher Pegel im Sauer Einzugsgebiet im Jahr 2013.

Zur detaillierten Beurteilung möglicher Schwallbeeinflussungen durch den Obersauerstausee dient der Vergleich des Pegels flussauf des Stausees (Bigonville - Nr.17, EZG: 308,4 km², FLkm 119,94) mit jenem flussab (Heiderscheidergrund - Nr.19, EZG: 429 km², FLkm 92,53). Wie aus Abbildung 8-16 ersichtlich ist, treten fast über das gesamte Jahr betrachtet (Beispielsjahr 2013) Schwall/Sunk Erscheinungen auf. Lediglich während der Niederwasserphasen im August und September sind keine Schwankungen im Abfluss zu beobachten. Die Abflussschwankungen folgen meist einem deutlichen Tagesgang (Abbildung 8-17) wobei der Anstieg deutlich rascher als der Abstieg erfolgt (Abbildung 8-18). In ca. 15% der Fälle liegt das Schwall/Sunk Verhältnis über 3 (Median 1,6). Der Schwellenwert des Schwall/Sunk Verhältnissen von 3 wird in ca. 15 % der gemessenen Ereignisse überschritten (Abbildung 8-19).

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

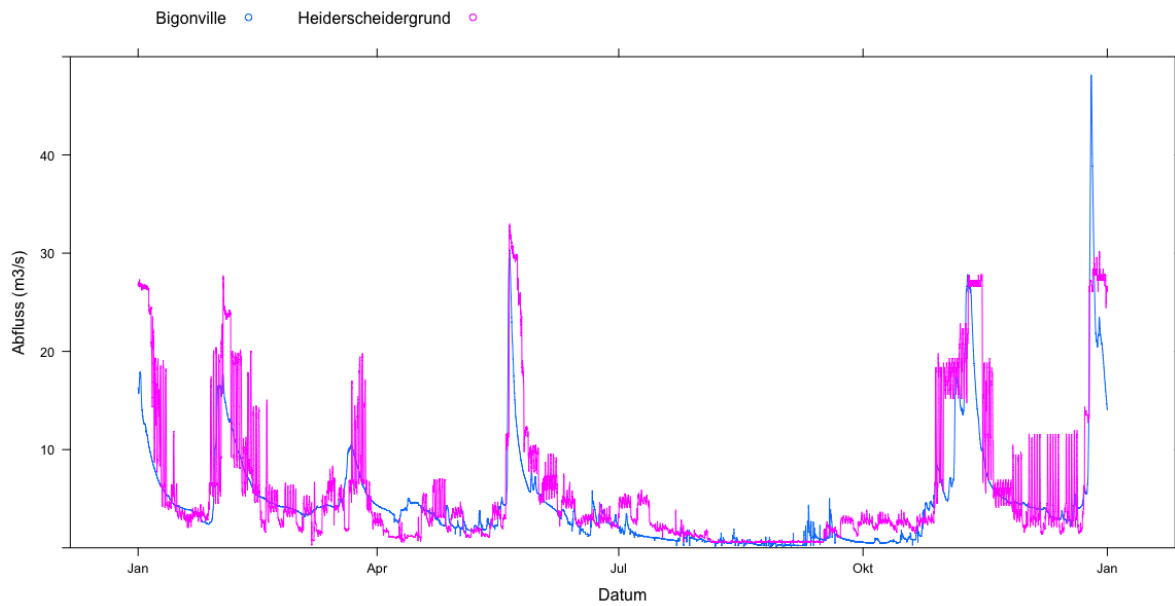


Abbildung 8-16: Vergleich des Abflusses der Pegel Bigonville (flusauf Stausee) und Heiderscheidergrund (flussab des Stausees Sauer) im Jahr 2013

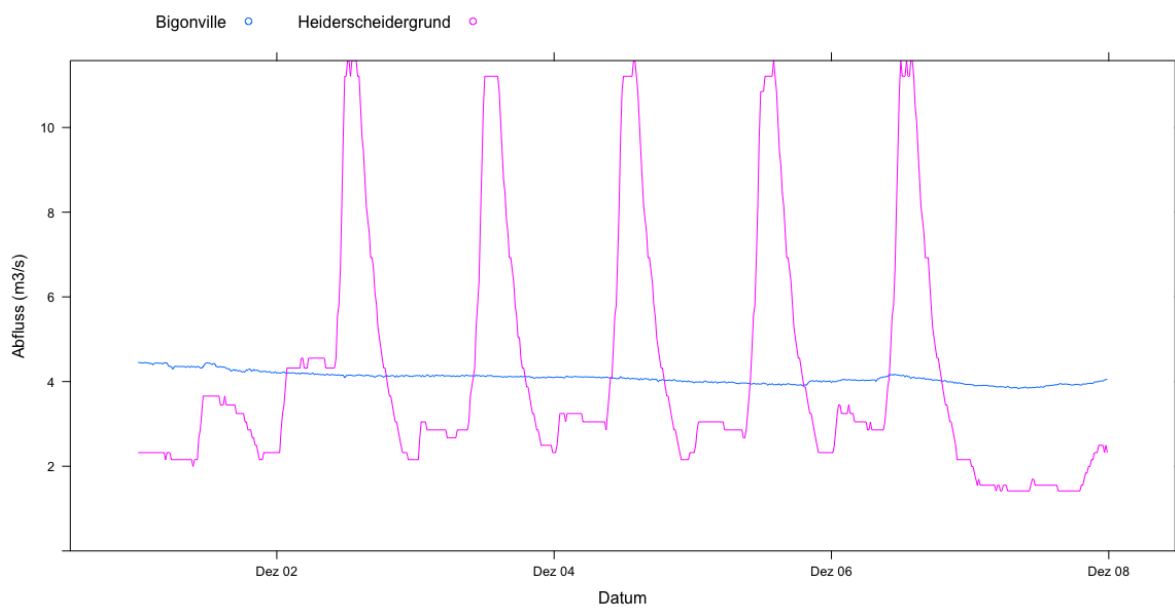


Abbildung 8-17: Vergleich des Abflusses der Pegel Bigonville (flusauf Stausee) und Heiderscheidergrund (flussab des Stausees Sauer) zwischen 2. und 8. Dezember 2013.

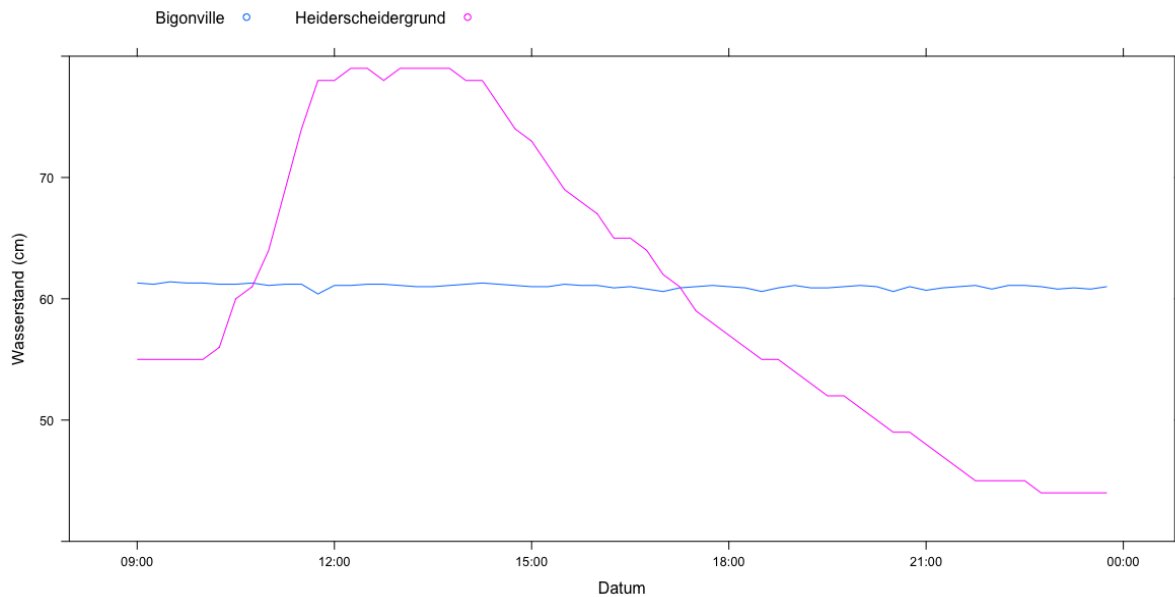


Abbildung 8-18: Vergleich des Wasserstands der Pegel Bigonville (flussauf Stausee) und Heiderscheidergrund (flussab des Stausees Sauer) am 3. Dezember 2013

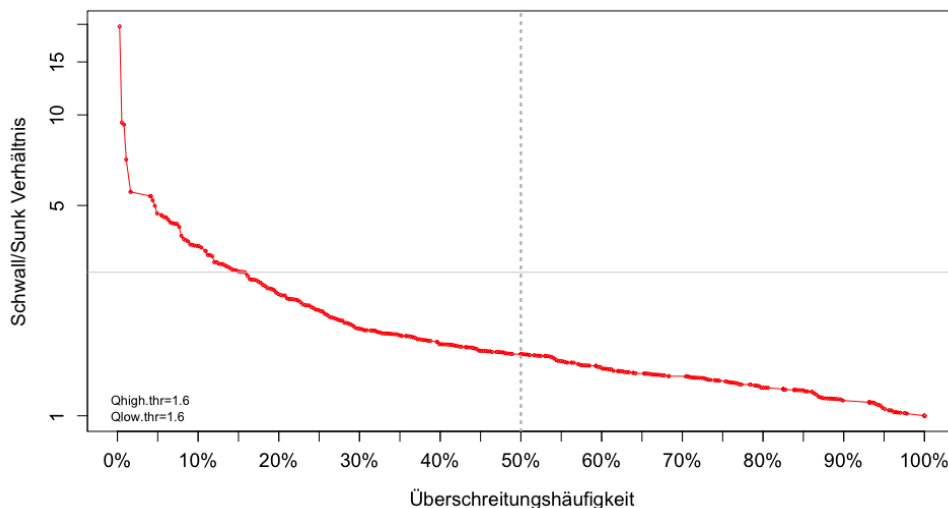


Abbildung 8-19: Überschreitungsdauerlinie des Schwall/Sunk Verhältnisses bei Pegel Heiderscheidergrund flussab des Stausees Sauer. Die graue Linie kennzeichnet den Schwellenwert des Schwall/Sunk Verhältnissen von 3.

In der derzeitigen Betriebsregel ist eine Mindestwassermenge von 1 m³/s am Kompensationsbecken 4 vorgesehen. Zudem dürfen die Wasserstandsänderungen in der Sauer unterhalb des Kompensationsbeckens folgende Werte nicht übersteigen:

- 50% innerhalb einer Stunde bei Erhöhung des Abflusses
- 20% innerhalb einer Stunde bei Verringerung des Abflusses

Dabei wird Bezug auf den Pegel unterhalb (Heiderscheidergrund) genommen.

Als Maßnahmen wird eine Überprüfung und Anpassung der Betriebsweise der Wasserkraftanlage beim Obersauerstausee empfohlen. Es gilt abzuklären, ob das Anfahren und Abschalten der Turbine in gedämpfter Weise erfolgen könnte. Zudem sollte die

Betriebsweise der flussabliegenden 4 Wehre dahingehend analysiert werden, ob eine stärkere Dämpfung der Schwallwellen erzielbar ist, um kritische Schwall/Sunk Verhältnisse und Wasserspiegelschwankungen zu vermeiden.

Beim KW Rosport gibt es nach vorliegendem Kenntnisstand keine Vorschriften bzgl. Schwall und Sunk. Auch für diesen Standort sollten ökologisch verträgliche Regelungen implementiert werden.

Restwasser

Mögliche Einflüsse des Obersauerstausees auf die Restwassersituation flussab lassen sich durch einen Vergleich des Pegels Heiderscheidergrund (flussab des Stausees) mit dem über die Einzugsgebietsgröße hochgerechneten Referenzpegel Bigonville feststellen.

Die möglichen Auswirkungen des Obersauerstausees auf die Restwassersituation flussab stellen sich wie folgt dar: Der Stausee nimmt die größeren Hochwässer auf und gibt sie in gedämpfter Form flussab weiter. Die Mittelwasserführung wird durch den Stausee und die daraus entnommene Trinkwasserentnahmen etwas verringert. Die Niederwasserführung ist über größere Zeiträume konstant. Die geringsten Abflüsse liegen durchwegs über den Referenzabflüssen (Abbildung 8-20). Zu berücksichtigen ist aber, dass der Referenzpegel auch durch ein Wasserkraftwerk bzw. Schwall und Sunk beeinflusst ist. Insbesondere die Niederwasserwerte des Referenzpegels stellen keine natürliche Vergleichsbasis dar.

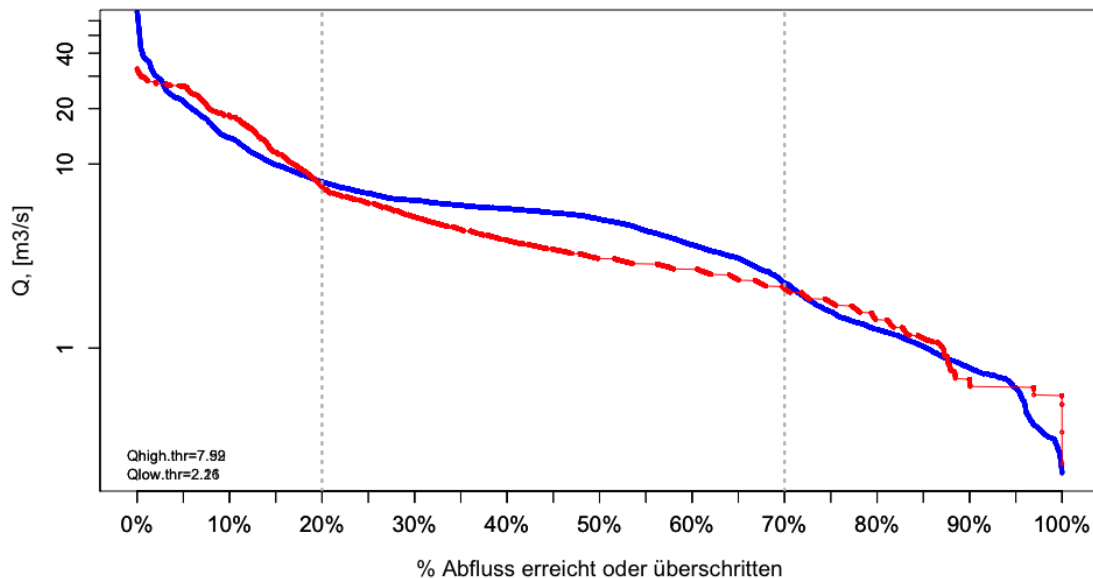


Abbildung 8-20: Vergleich der Überschreitungsdauerlinie des Pegels Heiderscheidergrund (rot, flussab des Stausees) mit dem über die Einzugsgebietsgröße hochgerechneten Referenzpegel Bigonville (blau, flussauf des Stausees) im Jahr 2013.

In Abbildung 8-20 erkennt man, dass in ca. 13% der Zeit die Vorgabe der Mindestdotations von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ unterschritten wird (Beispieljahr 2013, Viertelstundenwerte). Eine Unterschreitung tritt an insgesamt 59 Tagen auf, wobei häufig eine Unterschreitung bis unter $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (12%), jedoch kaum unter $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ auftritt. Der geringste gemessene Wert betrug im Jahr 2013 $0,235 \text{ m}^3/\text{s}$ (2013-03-07).

Im Beispieljahr 2013 fehlen Abflüsse $>30 \text{ m}^3/\text{s}$ im Unterwasser weitgehend (Abbildung 8-20). Bei der Analyse der Jahresreihe 2002-2016 wird jedoch ersichtlich, dass es keinen großen Unterschied in der Auftretswahrscheinlichkeit von Abflüssen über $25 \text{ m}^3/\text{s}$ gibt (Abbildung 8-21). Damit ist ein signifikantes Ausbleiben von Abflüssen $>30 \text{ m}^3/\text{s}$, das zu einer eingeschränkten flussmorphologischen Dynamik im Unterlauf führen könnte, auszuschließen.

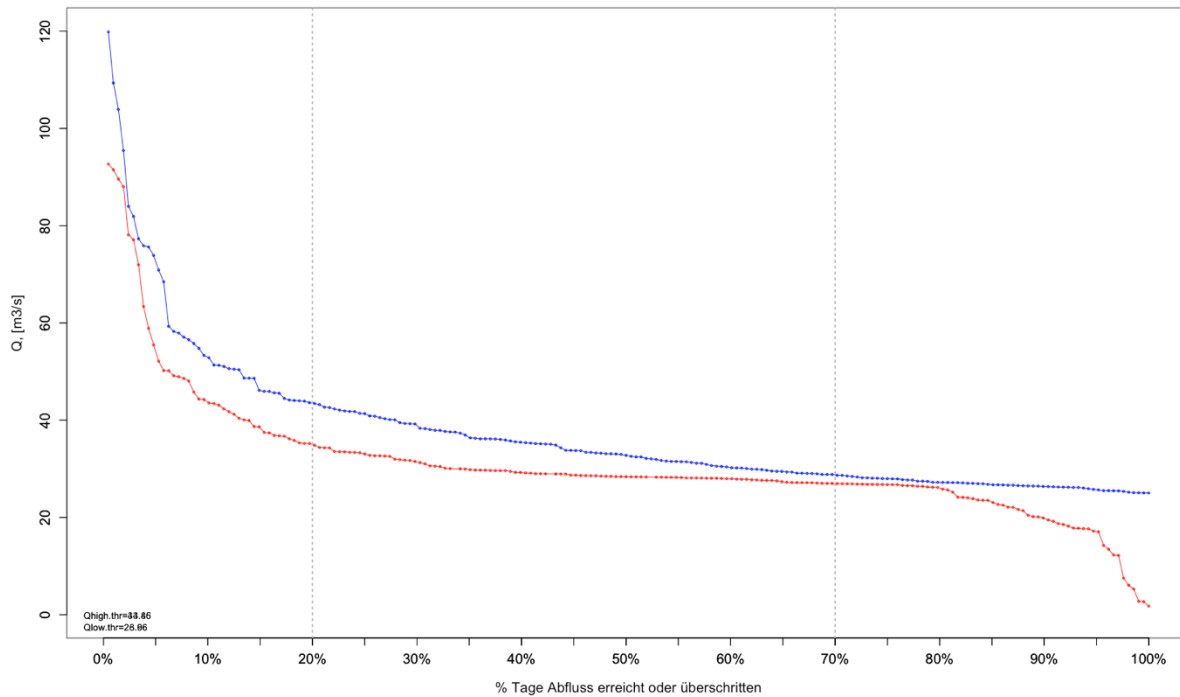


Abbildung 8-21: Vergleich der Überschreitungsdauerlinie für Abflüsse > 25 m³/s des Pegels Heiderscheidergrund (rot, flussab des Stausees), mit dem über die Einzugsgebietsgröße hochgerechneten Referenzpegel Bigonville (blau, flussauf des Stausees) der Jahresreihe 2002-2016.

Anhand vorliegender Daten und Analysen sind insofern Maßnahmen hinsichtlich Restwasser abzuleiten, als dass die praktische Umsetzung der Mindestdotationsregelung von 1 m³/s zu überprüfen ist, um den vorgesehenen Mindestrestwasserabfluss durchgehend zu gewährleisten.

Wassertemperatur

Der Auslass an der Talsperre liegt am Gewässergrund, sowohl beim Turbinieren wie auch bei der Hochwasserentlastung. Maximal können über die zwei Turbinen jeweils 13,8 m³/s abgelassen werden, der Rest geht über die Sektoren. Das Wasser ist also immer sehr kalt und hat nur die Strecke bis zum 4. Kompensationsbecken, um sich „anzupassen“. Bautechnisch wird in den kommenden Jahren eine zusätzliche Hochwasserentlastung gebaut, die aber nur im Extremfall anspricht. Prinzipiell wird sich an der Entnahme aus den tieferen, kühleren Schichten nichts ändern, selbst beim Öffnen der Sektoren.

Die Wassertemperatur flussab des Stausees ist durch das Ablassen des Wassers aus den tieferen Schichten des Stausees im Sommer deutlich kühler und mitunter im Winter etwas wärmer als flussauf des Stausees (Beispieljahr 2017, Abbildung 8-22). Die sommerlichen Unterschiede betragen meist ca. 5 °C, können aber auch einen Maximalwert von 13,3 °C erreichen (Abbildung 8-23). Im Winter kann das Unterwasser bis zu 6,8 °C wärmer als flussauf sein. Insgesamt kommt es zu ca. 70% des Jahres zu einer Temperaturzunahme und zu ca. 30% zu einer Temperaturabnahme (Jahresreihe 2014-2017, Abbildung 8-24). Zudem kann sich durch die konstanten Temperaturverhältnisse des Tiefenwassers im Sommer kein typischer Tagesgang ausbilden (Abbildung 8-25).

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

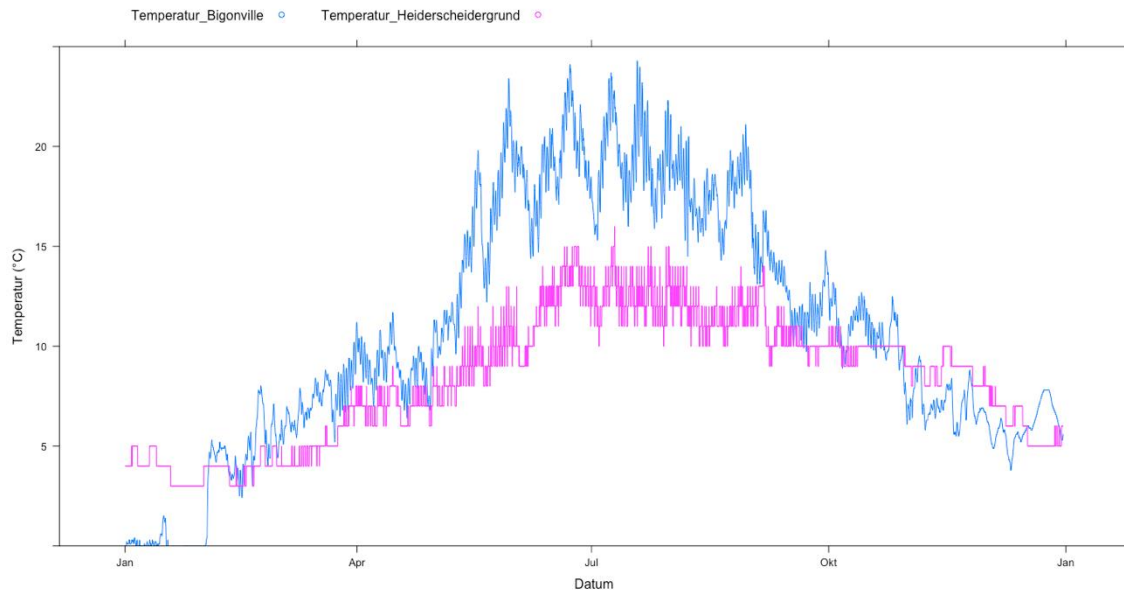


Abbildung 8-22: Vergleich der Wassertemperatur des Pegels Heiderscheidergrund (rot, flussab des Stausees) mit dem Referenzpegel Bigonville (blau, flussauf des Stausees) für das Jahr 2017.

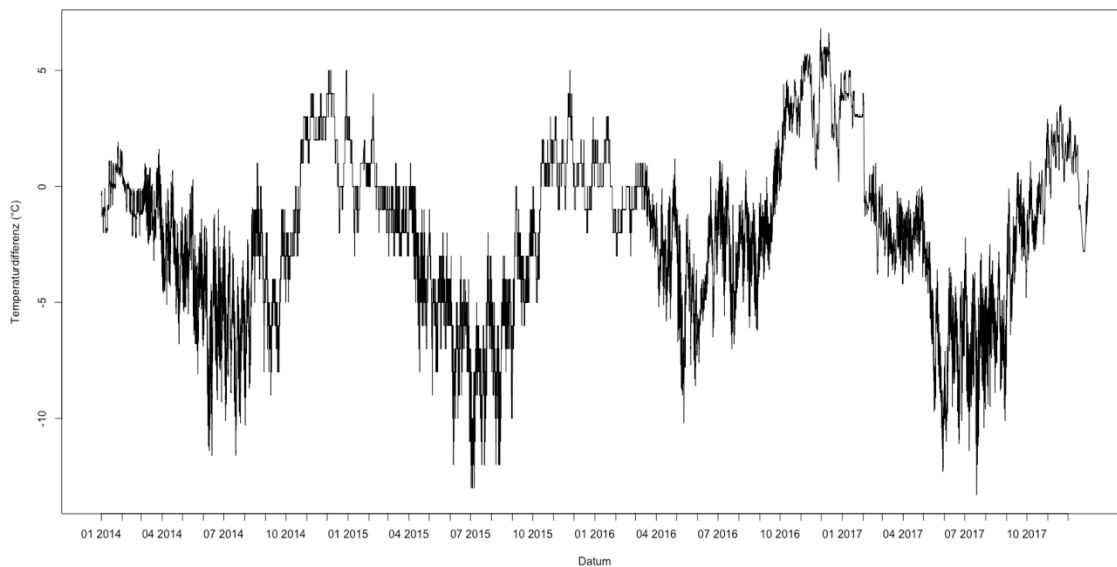


Abbildung 8-23: Wassertemperaturdifferenz zwischen Pegel Heiderscheidergrund (flussab des Stausees) und Referenzpegel Bigonville (flussauf des Stausees) für die Jahr 2014-2017.

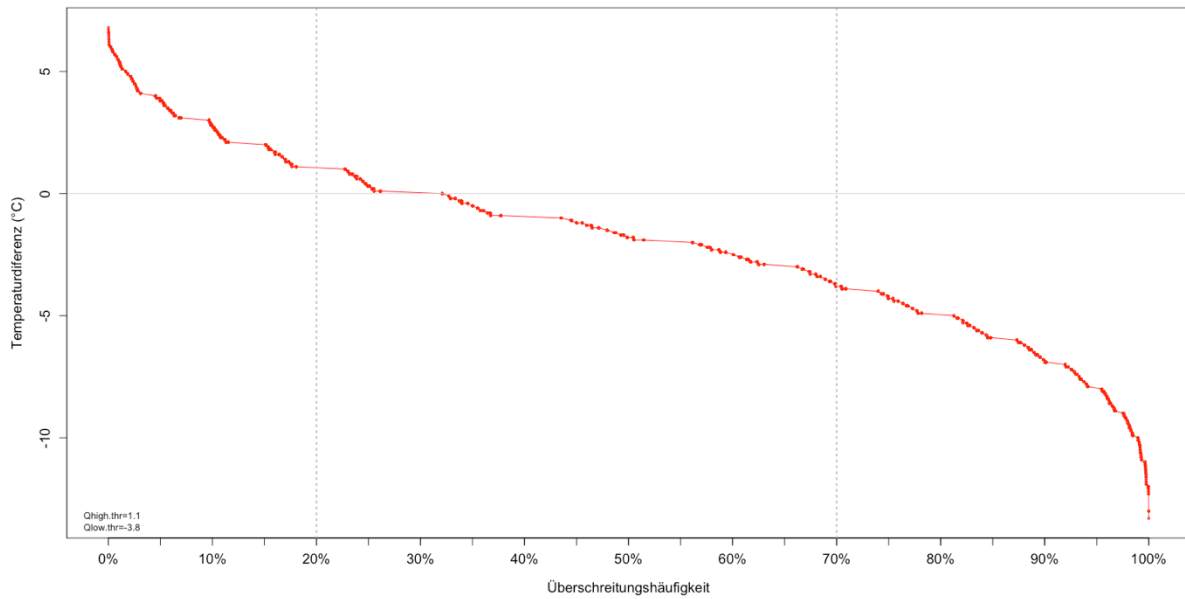


Abbildung 8-24: Überschreitungsdauerlinie der Wassertemperaturdifferenz zwischen Pegel Heiderscheidergrund (flussab des Stausees) und Referenzpegel Bigonville (flussauf des Stausees) für die Jahr 2014-2017

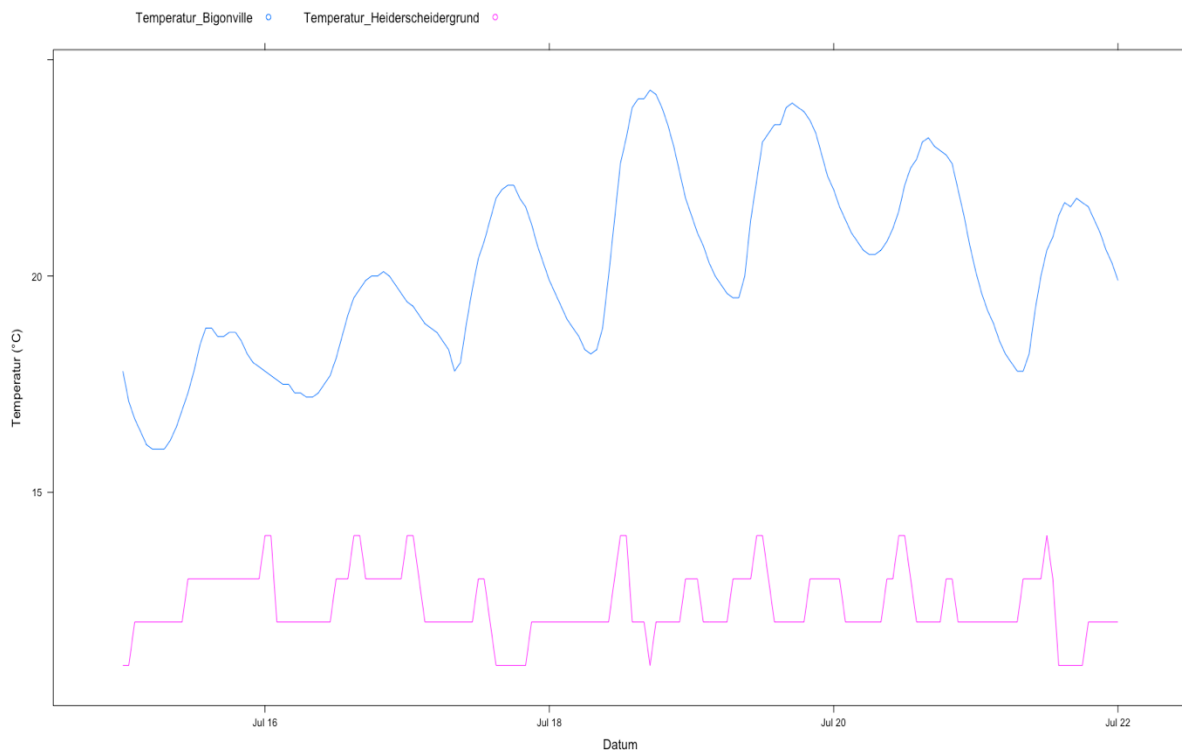


Abbildung 8-25: Änderung der Tagesgänge der Wassertemperatur beim Vergleich Pegel Heiderscheidergrund (rot, flussab des Stausees) und Referenzpegel Bigonville (blau, flussauf des Stausees) für den Zeitraum 15.-22. Juli 2017

Die Abkühlung im Sommer hat wesentlichen Einfluss auf alle biologischen Prozesse im Gewässerabschnitt flussab. Sie bedingt reduzierte Produktivität und verstärktes Vorkommen kälteliebender Arten. Insgesamt ist davon auszugehen, dass ein Rhithralisierungseffekt eintritt, d.h. sich die biozönotische Region Richtung Oberlauf verschiebt. Zudem steuert die Wassertemperatur den Lebenszyklus bei vielen Arten. Durch geänderte Temperaturbedingungen kann dieser gestört werden.

Um die räumliche Ausdehnung des Effektes beurteilen zu können, bedürfte es eines Vergleiches mit einem hinsichtlich Temperatur unbeeinflussten Gewässer bzw. Modellierungsansatzes. Angesichts der insgesamt fortschreitenden Erwärmung der Fließgewässer infolge des Klimawandels sind die negativen Auswirkungen des Abkühlungseffektes zu relativieren, da dieser Effekt mit zunehmender Distanz zur Staumauer heute schneller ausgeglichen wird als ohne Klimawandel.

Der Abkühlungseffekt ist auch hinsichtlich Fischwanderung zu berücksichtigen, da nicht auszuschließen ist, dass zukünftige Lachswanderungen durch die veränderten Temperaturverhältnisse beeinflusst werden.

Grundsätzlich gibt es technische Lösungen für die Temperaturproblematik (Abbildung 8-26). Durch die Installation einer flexiblen Tiefenwasserentnahme könnte die Wassertemperatur gezielt gesteuert und dem natürlichen tages- und jahreszeitlichen Regime angepasst werden. Inwieweit dies unter den gegebenen Bedingungen möglich ist, sollte im Rahmen einer Machbarkeitsstudie untersucht werden, bei der auch die derzeitigen und zukünftigen Auswirkungen auf die Biozönose im Detail analysiert werden sollten.

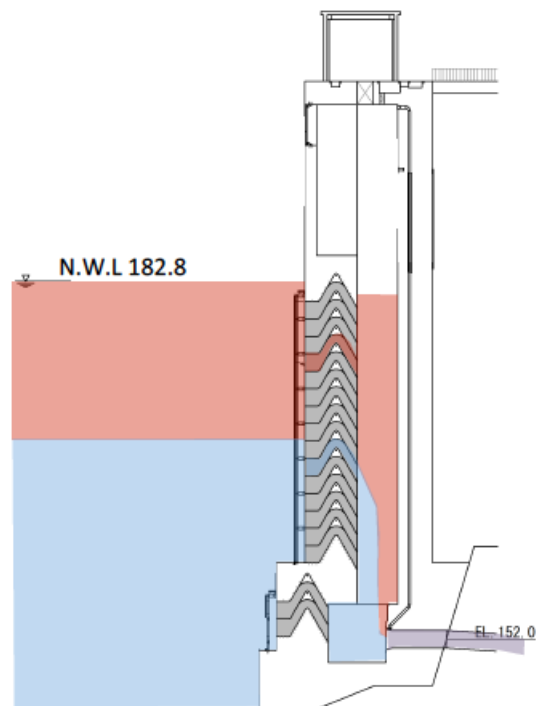


Abbildung 8-26: Schematische Darstellung eines tiefenspezifisch steuerbaren Turbineneinlasses zur Regelung der Temperaturverhältnisse im Unterwasser (Yajima 2017).

8.2.3 Zusammenfassung

Wesentliche Beeinträchtigungen als Folge des Stausees sind die Änderung des Lebensraums von einer Fließstrecke hin zu einem Stausee, die Unterbrechung des Kontinuums und Sedimenttransportes, der Schwallenfluss flussab sowie Änderung der Wassertemperaturverhältnisse flussab. Während das Kontinuum bei der Vorsperre unmittelbar verbessert werden kann, sollte für die Frage der Durchgängigkeit bei der Hauptmauer zuerst eine Machbarkeitsstudie durchgeführt werden. Bei den Wasserspiegelschwankungen im Stau können keine wesentlichen Maßnahmen abgeleitet werden, da an sonst die Nutzung des Stausees als Trinkwasserreservoir in Frage gestellt würde. Für den Sedimenthaushalt fehlen Grundlagen, die zu erheben sind und in ein ökologisch orientiertes Sedimentmanagementkonzept einfließen sollten. Die Schwallensituation ließe sich wahrscheinlich durch betriebliche Anpassungen deutlich verbessern. Hinsichtlich Restwasser besteht, soweit aus den vorhandenen Analysen ableitbar, Handlungsbedarf hinsichtlich einer garantierten Mindestwasserdotation. Die Problematik der veränderten Wassertemperatur flussab der Staumauer sowie die Implementierung eines flexiblen Turbineneinlasses sollte im Rahmen einer Machbarkeitsstudie im Detail untersucht werden (Tabelle 8-4).

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Tabelle 8-4: Zusammenfassung der Maßnahmen, erwartete Auswirkungen auf die Nutzung, erwartete ökologische Wirkung sowie abgeleitete Empfehlung für die Sauer

Bereich	Belastung	Maßnahme	Auswirkungen auf die Nutzung	Ökologische Wirkung	Empfehlung
Kontinuum	Unterbrechung Fischwanderung Staumauer	Fischlift, Fischschutz, Fischabstiegsbypass	geringfügig	hoch	Machbarkeitsstudie
	Unzureichende Durchgängigkeit Vorstaumauer	Umbau/Neubau Fischpass	geringfügig	hoch	Umbau/Neubau Fischpass
	Unterbrechung Fischwanderung Kompensationswehre	Neubau Fischpass	geringfügig	hoch	Umsetzung nur im Zuge Errichtung von Fischlift
Wasserspiegelschwankungen Stausee	Verlust wertvoller Uferzone	Stabilisierung des Wasserspiegels	signifikant	hoch	Keine Änderung
Sedimenthaushalt	Stauraumentleerung Eintiefung flussab	Sedimentmanagement	geringfügig	hoch	Datenerhebung und Sedimentmanagementstudie
Schwall flussab Stausee	Erhöhte Drift und Stranden aquatischer Organismen	Schwalldämpfung	geringfügig	hoch	Betriebliche Anpassung und Optimierung der Kompensationsbecken
Schwall Kraftwerk Rosport	Erhöhte Drift und Stranden aquatischer Organismen	Schwalldämpfung	geringfügig	hoch	Betriebliche Anpassung und Optimierung
Restwasser	Potentiell degradierte Biozönose	Mindestwasser	geringfügig	hoch	Mindestwasser garantiert abgeben
Wassertemperatur	Verschiebung biozönotische Region	Steuerbarer Turbineneinlass	?	hoch	Machbarkeitsstudie

8.3 V-1.2 OUR

8.3.1 Allgemeine Beschreibung

Im HMWB Wasserkörper Our V-1.2 befindet sich die Ourtalsperre, die Teil des Pumpspeicherkraftwerks Vianden ist. Das Pumpspeicherkraftwerk Vianden wurde von 1954 bis 1964 gebaut und hat eine Nennleistung von 1290 MW im Turbinenbetrieb und 1040 MW im Pumpbetrieb. Das Werk besteht aus einem Stausee an der Our, zwei Oberbecken auf 509 m Höhe, einer unterirdischen Kavernenhalle und einem System von Druckrohren. Das Pumpspeicherkraftwerk dient zum Ausgleich von Bedarfs- und Netzschwankungen. Dabei wird das Wasser vom Unterbecken ins Oberbecken gepumpt und bei Bedarf wieder über die Turbinen abgearbeitet. 2010 wurde das Kraftwerk um eine weitere 200-MW-Pumpturbine ausgebaut. Die Inbetriebnahme dieser Maschine 11 erfolgte im Jahr 2014.

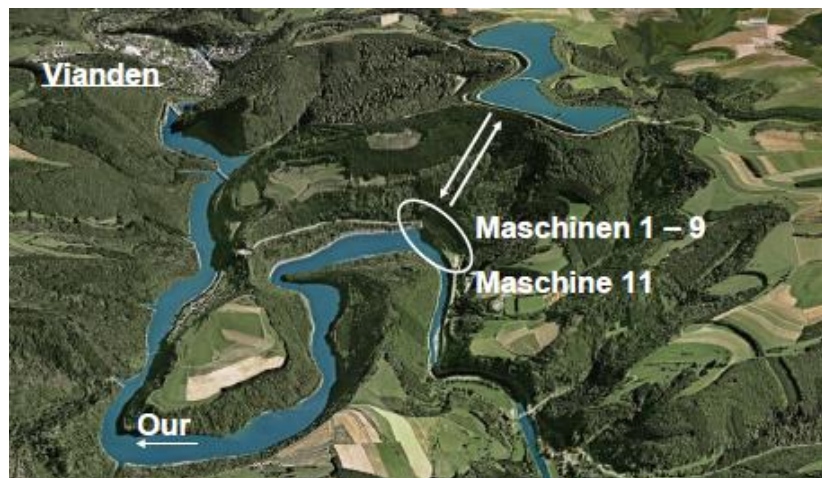


Abbildung 8-27: Übersichtskarte Pumpspeicherkraftwerk Vianden (iwk.iwg.kit.edu)

Das Unterbecken reicht von der Ourtalsperre bei Vianden („Lohmühle“) bis Stolzenburg. Die Staumauer ist ca. 30 m hoch. Der Stau ist 8 km lang und hat 10,8 Millionen Kubikmeter Speicherraum. Das Stauziel liegt bei 227,50 mNN, das Absenkeziel bei 219,00 mNN, wodurch sich maximale Wasserstandsschwankungen von 8,5 m ergeben.

Bei der Ourtalsperre sind drei regelbare Kegelstrahlschieber für Abflussmengen bis zu je 100 m³/s und ein Ringschieber für 25 m³/s in Zeiten starker Wasserführung in Betrieb, während ein zweiter Ringschieber zur Feinregulierung von Durchflussmengen bis zu 1 m³/s dient. Zusätzlich erlaubt ein beweglicher Hochwasserüberlauf mit Klappe das Ablassen von 180 m³/s bei außergewöhnlichem Hochwasser. In einem kleinen Laufkraftwerk am Fuße der Staumauer sind vertikale Kaplan-turbinen von 900 kW und 3100 kW für Durchflussmengen von 1 bis 16 m³/s untergebracht.

Ein Zwischenwehr mit zwei automatisch gesteuerten Wehrklappen in der Nähe der Ortschaften Stolzenburg/Keppeshausen begrenzt den Stausee oberwasserseitig. Zwei Kaplan-turbinen leisten hier je 33 kW bei einem Gefälle von 3 m und einem Durchfluss von 2 m³/s.

Das Oberbecken mit 7,23 Millionen m³ Fassungsvermögen hat einen Staudamm, der im Durchschnitt 14 m und maximal 35 m hoch ist. Die nutzbare Wassermenge beträgt bis zu 6,84 Mio. m³. Das Kraftwerk wird von der Société électrique de l'Our (SEO) betrieben.



Abbildung 8-28: Staudamm der Ourtalsperre (www.holidaycheck.at)



Abbildung 8-29: Detailansicht des Staudamms der Ourtalsperre (www.holidaycheck.at)



Abbildung 8-30: Wasserstandsschwankungen prägen den Stauraum der Ourtalsperre (www.flickr.com)

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.



Abbildung 8-31: Die beiden Oberbecken des Pumpspeicherkraftwerkes Vianden (SEO)



Abbildung 8-32: Detailansicht des Oberbeckens des Pumpspeicherkraftwerkes Vianden (www.holidaycheck.at).



Abbildung 8-33: Wehr bei Stolzenbourg-Keppeshausen (structurae.de)

8.3.2 Belastungen und Maßnahmen Stausee

Gemäß WRRL ist bei HMWBs, bei welchem der grundsätzliche Gewässertyp sich verändert hat (Fließgewässer, See), jener Typ als Referenz heranzuziehen, der dem neu entstandenen Typ am ehesten entspricht. Im Falle des Stausees ist daher der Typus eines Sees heranzuziehen.

Durchgängigkeit

Die Our war für Wanderfische von großer Bedeutung. Die Our war neben der Sauer eines der wichtigsten Lachsgewässer in Luxemburg (AGE, 2010). Die Fischdurchgängigkeit ist in diesem HMWB jedoch an 2 Stellen unterbrochen. Die größte Barriere stellt die Ourtalsperre dar, die wahrscheinlich nur durch einen Fischlift überwunden werden könnte. Dazu müsste eine Machbarkeitsstudie erstellt werden, die einerseits die ökologische Bedeutung und Dringlichkeit sowie die technische Machbarkeit untersuchen sollte. Teil der Machbarkeitsstudie sollte auch die Frage des Fischabstiegs sein, da nur bei einer geeigneten Abstiegslösung ein Fischlift sinnvoll erscheint. Die Junglachse wandern oberflächennah flussab und müssten in einen geeigneten Bypass mit entsprechender Lockströmung geleitet werden.

Eine weitere Frage ist, inwieweit Fische beim Pumpbetrieb des Pumpspeicherkraftwerkes eingesaugt werden und dabei Schaden erleiden. Im Turbinenbetrieb werden 432 m³/s und beim Pumpbetrieb 263 m³/s bewegt, wodurch größere Mengen an Fischen Schaden erleiden könnten. Dies gilt es v.a. hinsichtlich der Wiederansiedlung der Wanderfischarten zu berücksichtigen, da diese v.a. bei der Flussabwärtswanderung davon betroffen sein könnten.

Eine weitere Kontinuumsbarriere stellt das Wehr bei Stolzemburg-Keppeshausen dar. Eine Kontinuumsanierung ist aufgrund der engen Platzverhältnisse nicht einfach. Es sollte grundsätzlich hinterfragt werden, ob dieses Wehr weiter Bestand haben oder entfernt werden sollte. Spätestens wenn eine Kontinuumslösung für die Ourtalsperre gefunden wurde, sollte auch hier eine Lösung realisiert werden. Falls man auf die energiewirtschaftliche Nutzung nicht verzichten will, könnte eine Doppelrohrschnecke angedacht werden, die sowohl als Kraftwerk als auch als Fischwanderhilfe in beide Richtungen fungieren könnte.



Abbildung 8-34: Schematische Darstellung der Funktionsweise einer Doppelrohrschnecke (www.hydroconnect.at, Zeiring et al. 2017)

Wasserspiegel Stausee

Die Wasserstandsschwankungen sind Folge der für die Stromerzeugung optimierten Betriebsweise des Pumpspeicherkraftwerks. Aufgabe eines Pumpspeicherkraftwerkes ist es v.a. tageszeitliche Bedarfsschwankungen auszugleichen. Dementsprechend kann der Wasserspiegel in den Staubecken mehrmals täglich stark schwanken. Unter Berücksichtigung des täglichen Belastungsdiagramms des Verbundnetzes ist das Pumpspeicherkraftwerk für einen Zyklus von 7 Stunden Pumpbetrieb und 4 Stunden Turbinenbetrieb ausgelegt. Diese Betriebsweise erfordert eine Pendelwassermenge von 6.800.000 m³, was ca. mehr als der Hälfte des gesamten Volumens des Unterbeckens entspricht (SEO). Bei dieser Betriebsweise machen die täglichen Wasserstandsschwankungen mehrere Meter aus. Eine detaillierte Analyse der täglichen

Wasserstandsschwankungen könnte anhand von Pegeldaten, die wahrscheinlich seitens der SEO zur Verfügung stehen, erfolgen.

Hinsichtlich der grundsätzlichen ökologischen Folgen von Wasserspiegelschwankungen in Stauseen sei auf die Ausführungen bezüglich der Talsperre Sauer verwiesen. Jedoch wirken sich hier die täglichen Wasserspiegelschwankungen wahrscheinlich noch gravierender aus, da nicht einmal saisonale Anpassungen der Biozönosen, wie im Falle der Sauerperre, möglich sind. Die Wasserwechselzone ist daher als ökologisch stark entwertete Zone zu bezeichnen. Aufgrund der raschen Wasserspiegeländerungen (mehrere Meter täglich) ist ein Stranden von (Jung-)Fischen sehr wahrscheinlich. Eine detaillierte Beurteilung bedarf jedoch einer Analyse von Pegeldaten.

Aufgabe eines Pumpspeicherkraftwerkes ist es, Bedarfsspitzen möglichst rasch (im Minutenbereich) auszugleichen. Eine deutliche Stabilisierung des Wasserspiegels sowie eine Reduzierung der Geschwindigkeit der Wasserspiegeländerungen ohne Beeinträchtigung der Nutzung des Stausees als Pumpspeicher erscheint daher unrealistisch. Daher wird für diese Art der Beeinträchtigung keine spezifische Maßnahme empfohlen.

Geschiebemanagement

Der Geschiebetransport wird durch den Stausee unterbrochen. Bereits beim Wehr Stolzemburg/Keppeshausen wird Geschiebe zurückgehalten. Je nach Art und Betriebsweise des Wehrs Stolzemburg/Keppeshausen kann im Hochwasserfall wahrscheinlich Geschiebe auch durch dieses vergleichsweise niedrige Wehr durchtransportiert werden. Die Frage ist auch, inwieweit das Geschiebe in diesem Bereich gebaggert wird.

Eine Geschiebedurchgängigkeit durch den gesamten Stausee ist aufgrund der Dimension des Stausees unwahrscheinlich. Im Stau abgelagertes Geschiebe kann zu Geschiebedefizit, Veränderung der Sohldynamik und Sohlintiefung im Unterlauf führen. Dazu liegen jedoch keine Daten vor.

Es liegen auch keine Informationen vor, wie stark der Geschiebe- und Feinsedimenteintrag in der Ourtalsperre selbst ist, inwieweit der Stausee bereits verlandet ist und wie mit dieser Verlandung mittel- und langfristig umzugehen vorgesehen ist. Zumindest werden bei einer vollständigen Entleerung, die zur Kontrolle der Staumauer bzw. des Grundablasses normalerweise in regelmäßigen Abständen bei derartigen Anlagen notwendig ist, Feinsedimente in den Unterlauf gespült, was je nach Dauer und Konzentration der suspendierten Feinsedimente Fischsterben bzw. negative Folgen für die gesamte aquatische Fauna mit sich bringen kann.

Es wird daher empfohlen, die notwendigen Sedimentdaten zu erheben bzw. zu ergänzen und ein mittel- und langfristiges Sedimentmanagement zu entwickeln, um mögliche ökologische Schäden hintanzuhalten.

8.3.3 Belastungen und Maßnahmen mit Wirkung flussab der Staumauer

Allgemeine hydrologische Verhältnisse

Vergleicht man den Pegel flussauf der Talsperre (Pegel Dasbourg) mit jenem direkt flussab (Pegel Vianden), erkennt man keine nennenswerten Unterschiede im jahreszeitlichen Verlauf des Wasserstandes und des Abflusses. Das im Stausee ankommende Wasser wird mehr oder weniger eins zu eins ins Unterwasser abgegeben. Dies trifft sowohl für hohe als auch niedrige Wasserführungen zu. Aufgrund des größeren Einzugsgebietes ist der Abfluss bei Vianden etwas höher als bei Dasbourg.

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

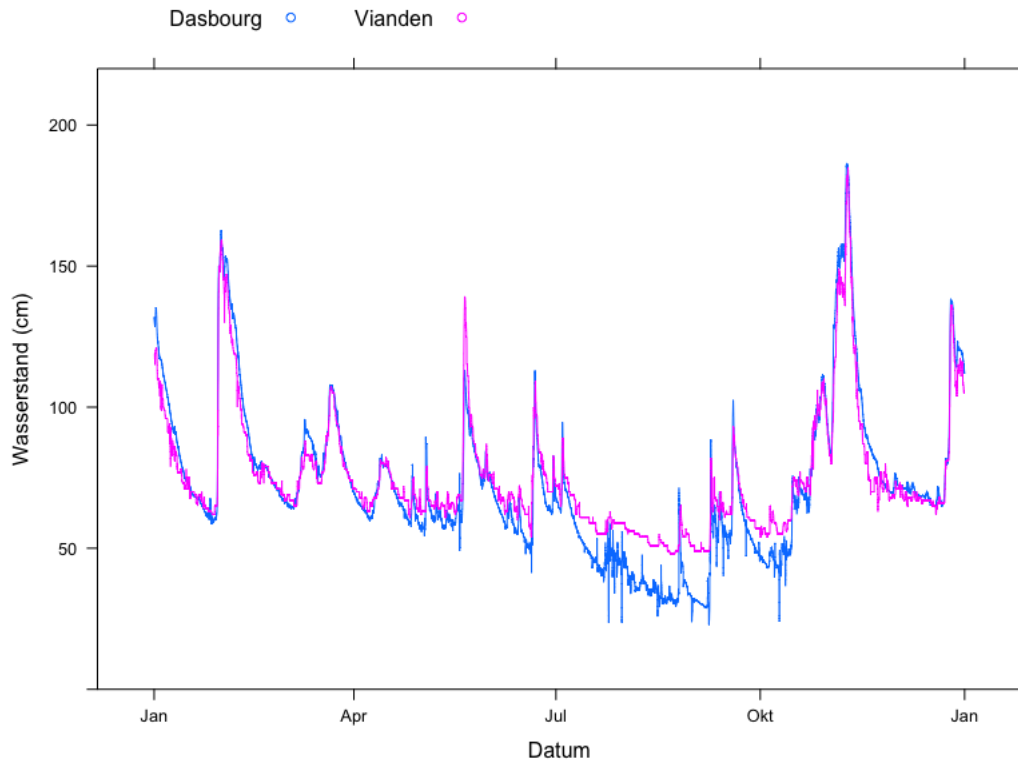


Abbildung 8-35: Wasserstand flussauf (Pegel Dasbourg, blau) und flussab Stausee Our (Pegel Vianden, rot) im Jahr 2013

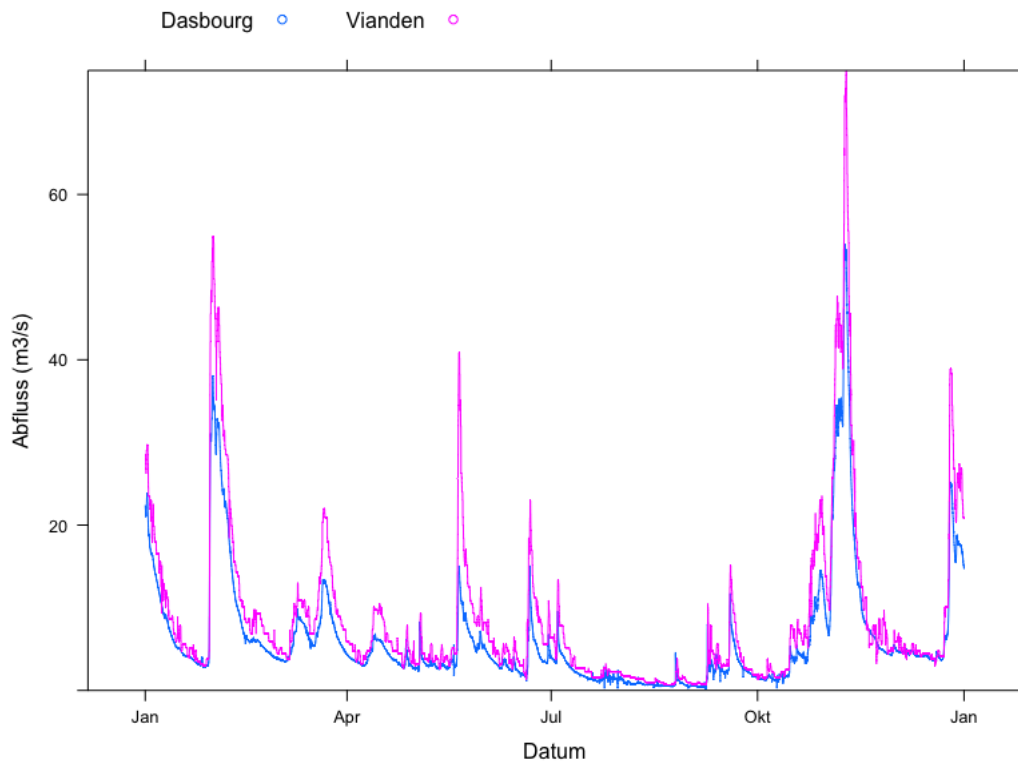


Abbildung 8-36: Abfluss flussauf (Pegel Dasbourg, blau) und flussab Stausee Our (Pegel Vianden, rot) im Jahr 2013

Schwall

Zur Darstellung möglicher Schwalleinflüsse wurden die beiden Pegel im Detail ausgewertet. An beiden Pegeln treten relevante Schwankungen (z.B. Wasserspiegeländerungen $> \pm 0,1$ cm/min) in nur geringem Maße auf ($< 6\%$). Während bei dem flussaufliegenden Pegel Dasbourg eine sehr geringe Häufigkeit von schwallähnlichen Ereignissen wie Schwall/Sunk Verhältnis (Tagesamplitude) und Wasserspiegelschwankungen (15 min Werte) festzustellen ist, ist der direkt flussab der Staumauer gelegene Pegel Vianden zwar ebenso durch wenige, aber doch etwas stärkere antropogene Wasserstandsschwankungen geprägt. Schwankungen mit Sunk/Schwallverhältnissen von 1,5-2 sowie Wasserspiegeländerungen $>0,2$ cm/min kommen flussab deutlich häufiger vor. Dies ist auf die abrupte Änderung der Wasserabgaben beim Wehr der Talsperre zurückzuführen.

Da das Wehr über mehrere Steuerungsmöglichkeiten verfügt (unterschiedlich dimensionierte Verschlüsse und Turbinen mit Regelmöglichkeit), könnten diese Schwankungen wahrscheinlich ohne größeren technischen Aufwand deutlich vermindert werden.

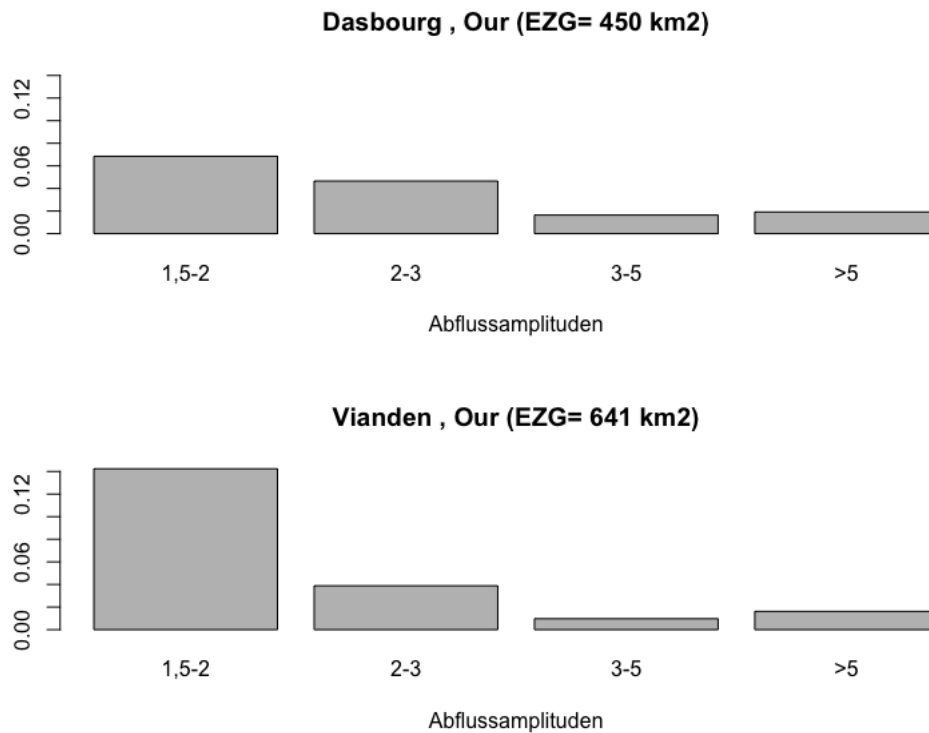


Abbildung 8-37: Vergleich der Häufigkeiten von täglichen Abflussamplituden (Sunk/Schwallverhältnis) flussauf (Dasbourg) und flussab Staumauer Our (Vianden) im Jahr 2013

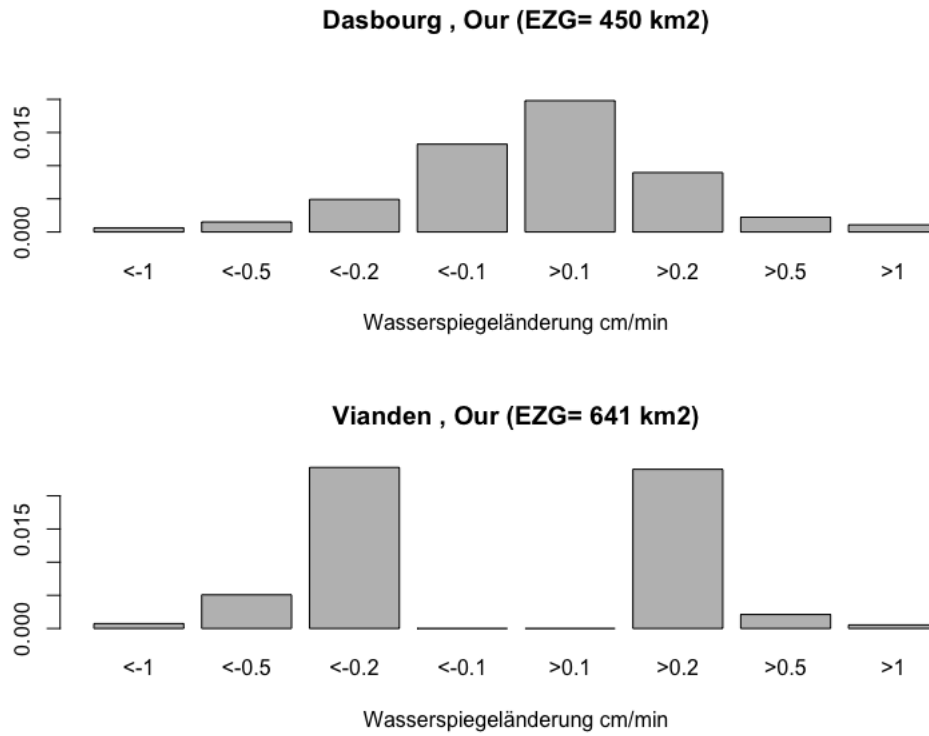


Abbildung 8-38: Vergleich der Häufigkeiten von täglichen Wasserspiegelschwankungen (cm/min) flussauf (Dasbourg) und flussab Stausee Our (Vianden) im Jahr 2013 (Nullwerte nicht berücksichtigt)

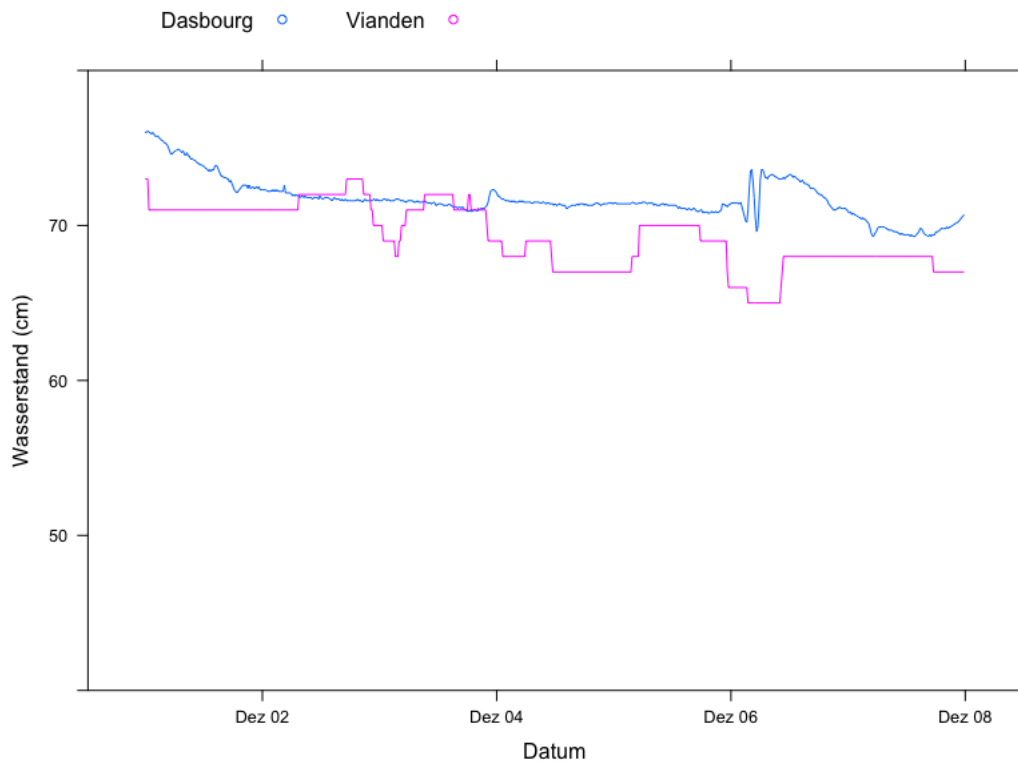


Abbildung 8-39: Vergleich der Abflussschwankungen flussauf (Dasbourg) und flussab Stausee Our (Vianden) vom 1. bis 8. Dezember 2013

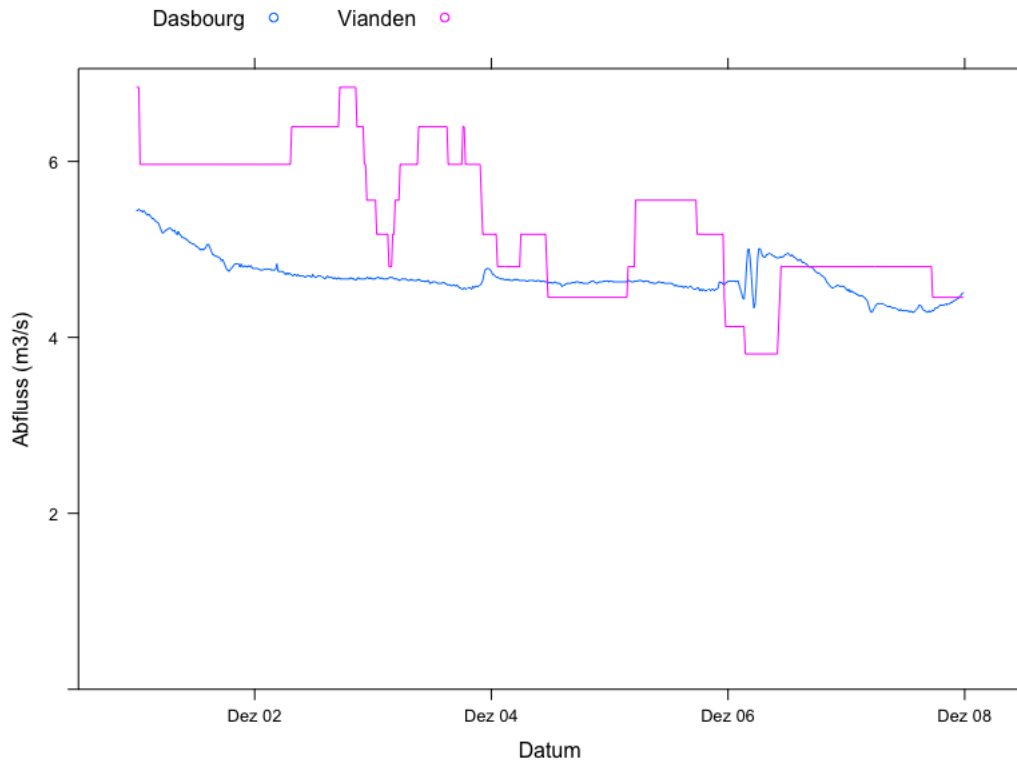


Abbildung 8-40: Vergleich der Wasserstandsschwankungen flussauf (Dasbourg) und flussab Stausee Our (Vianden) vom 1. bis 8. Dezember 2013

Restwasser

Mögliche Einflüsse des Ourstausees auf die Restwassersituation flussab lassen sich durch einen Vergleich des Pegels Vianden (flussab des Stausees) mit dem über die Einzugsgebietsgröße hochgerechneten Referenzpegel Dasbourg feststellen. Wie bereits oben erwähnt, wird das beim Stau ankommende Wasser eins zu eins flussab weitergegeben. Dadurch entsteht im Unterwasser keine Restwassersituation. Dies wird auch durch den Vergleich der Dauerlinien der beiden Pegel bestätigt, die einen fast vollständig gleichen Verlauf aufweisen. Ausnahmesituationen könnten bei Revisionsarbeiten auftreten, wenn der Speicher nach dessen Entleerung wieder gefüllt werden muss. In diesen Situationen ist jedenfalls ein Restwasser vorzusehen.

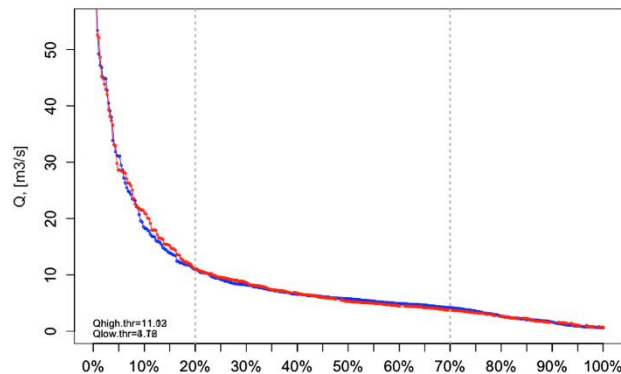


Abbildung 8-41: Vergleich der Überschreitungsdauerlinie des Pegels Vianden (rot, flussab des Stausees), mit dem über die Einzugsgebietsgröße hochgerechneten Referenzpegel Dasbourg (blau, flussauf des Stausees) im Jahr 2013.

Wassertemperatur

Mit einer Wehrhöhe von 30 m ist davon auszugehen, dass es in der Ourtalsperre zu einer sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers kommt. Die Schichtungsprozesse könnten jedoch durch den ständigen Wasseraustausch zwischen Ober- und Unterbecken deutlich beeinflusst werden. Im Turbinenbetrieb werden 432 m³/s und beim Pumpbetrieb 263 m³/s bewegt, was zu deutlichen Umwälzungen in der Talsperre führen kann. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die Zu- und Abfuhr des Wassers am oberen Ende des Stausees erfolgt und daher eine Beeinflussung der Schichtungsverhältnisse nahe der Talsperre unwahrscheinlich ist.

Leider gibt es derzeit am Pegel Vianden (Flusskilometer 11,97) noch keine Wassertemperaturmessungen, somit können auch keine detaillierten Analysen durchgeführt werden. Als Vergleichspegel könnte der Pegel Dasbourg (Flusskilometer 35,68) dienen, da hier Wassertemperaturdaten vorliegen. Besser wären jedoch Daten vom Pegel Gemünd (Flusskilometer 22,98), der nicht weit oberhalb des Staus liegt.

Der Auslass der Turbine bei der Talsperre liegt am Gewässergrund. Bei Überschreiten des Ausbaudurchflusses (16 m³/s) kann weiteres Wasser über Schieber am Gewässergrund abgegeben werden. Bei Hochwasser erfolgt die Abgabe über die Hochwasserentlastung an der Dammkrone. Über den größten Zeitraum wird daher das Wasser aus den Tiefenschichten des Stausees abgegeben. Durch das Ablassen des Wassers aus den tieferen Schichten des Stausees könnte das Wasser im Sommer deutlich kühler und mitunter im Winter etwas wärmer als flussauf des Stausees sein. Zur Abklärung sollten die Pegel mit Wassertemperaturmessungen ausgestattet, oder übergangsweise mobile Temperatursonden eingebracht werden.

Zusammenfassung

Wesentliche Beeinträchtigungen als Folge des Stausees sind die Änderung des Lebensraums von einer Fließstrecke hin zu einem Stausee, die Unterbrechung des Kontinuums und Sedimenttransportes, sowie eine mögliche Änderung der Wassertemperaturverhältnisse flussab. Während das Kontinuum beim Wehr Stolzenburg/Keppeshausen unmittelbar verbessert werden kann, sollte für die Frage der Durchgängigkeit bei der Ourtalsperre zuerst eine Machbarkeitsstudie durchgeführt werden. Bei den Wasserspiegelschwankungen im Stau können keine wesentlichen Maßnahmen abgeleitet werden, da an sonst die Nutzung des Stausees als Pumpspeicherkraftwerk in Frage gestellt würde. Für den Sedimenthaushalt fehlen Grundlagen, die zu erheben sind und in ein ökologisch orientiertes Sedimentmanagementkonzept einfließen sollten. Die geringfügigen Schwallbelastungen ließen sich wahrscheinlich durch betriebliche Anpassungen deutlich verbessern. Hinsichtlich Restwasser besteht kein Handlungsbedarf. Zur Abklärung der Problematik veränderter Wassertemperaturen flussab der Staumauer sollten Temperaturmessstellen eingerichtet werden (Tabelle 8-5).

Tabelle 8-5: Zusammenfassung der Maßnahmen, erwartete Auswirkungen auf die Nutzung, erwartete ökologische Wirkung sowie abgeleitete Empfehlung für die Our

Bereich	Belastung	Maßnahme	Auswirkungen auf die Nutzung	Ökologische Wirkung	Empfehlung
Kontinuum	Unterbrechung Fischwanderung Staumauer	Fischlift, Fischabstiegsbypass	geringfügig	hoch	Machbarkeitsstudie
	Unzureichende Durchgängigkeit Wehr Stolzemburg	Fischpass/Drehrohrschnecke	geringfügig	hoch	Planung Fischpass
	Pump-/turbinenmortalität	Fischschutz	geringfügig	hoch	Datenerhebung, Machbarkeitsstudie
Wasserspiegelschwankungen Stausee	Verlust wertvoller Uferzone	Stabilisierung des Wasserspiegels	signifikant	hoch	Keine Änderung
Sedimenthaushalt	Staurationtlenkung Eintiefung flussab	Sedimentmanagement	geringfügig	hoch	Datenerhebung und Sedimentmanagement
Schwall flussab Stausee	Erhöhte Drift und Stranden aquatischer Organismen	Betriebsanpassung	geringfügig	gering	Betriebliche Anpassung
Wassertemperatur	Mögliche Verschiebung biozönotische Region	?	?	?	Temperaturmessstellen einrichten

8.4 VI-13.1.1.B PETRUSSE

8.4.1 Aktuelle Situation

Die Petrusse (WK VI-13.1.1.b) entsteht durch den Zusammenfluss des Merler und Cessinger Bachs im Bereich von Hollerich. Die Petrusse fließt dann durch das Tal bis zum „Gronn“, wo sie in die Alzette mündet. Insgesamt weist die Petrusse eine Länge von rd. 2,6 km auf (Abbildung 8-42).

Die wesentlichen hydrologischen Rahmenbedingungen können wie folgt zusammengefasst werden: Die Spitzenabflüsse für ein 20-jähriges Hochwasserereignis betragen am Pegel Grund 44,8 m³/s und für ein 100-jähriges Hochwasserereignis 56,8 m³/s. Gegenüber anderen Gewässern weist die Petrusse die Besonderheit auf, dass sie aufgrund der erheblichen versiegelten Flächen, die sehr nah an der Petrusse liegen und direkt dorthin entwässern, sehr sensibel auf Niederschlagsereignisse reagiert. Im Zuge der Planungen zur Gewässerrenaturierung sind eine Reihe von Zwangspunkten zu beachten. Diese betreffen neben vorhandenen bzw. geplanten Nutzungen.

Aktuell verläuft die Petrusse im gesamten Parkbereich in einem Bett aus Beton, das in der Mitte zudem eine Niedrigwasserrinne aufweist. Abbildung 8-43 zeigt beispielhaft die vorhandene Situation.

Das mittlere Längsgefälle der Petrusse beträgt rd. 0.7%. Zusammen mit der relativ glatten Oberfläche und den teilweise sehr hohen Abflussspitzen kommt es auch zu sehr hohen Fließgeschwindigkeiten von über 5 m/s, so dass die wenigen Lebewesen bzw. Pflanzen, die sich im Bereich des Gewässerbettes befinden, bei Hochwasserabflüssen verdriftet werden.

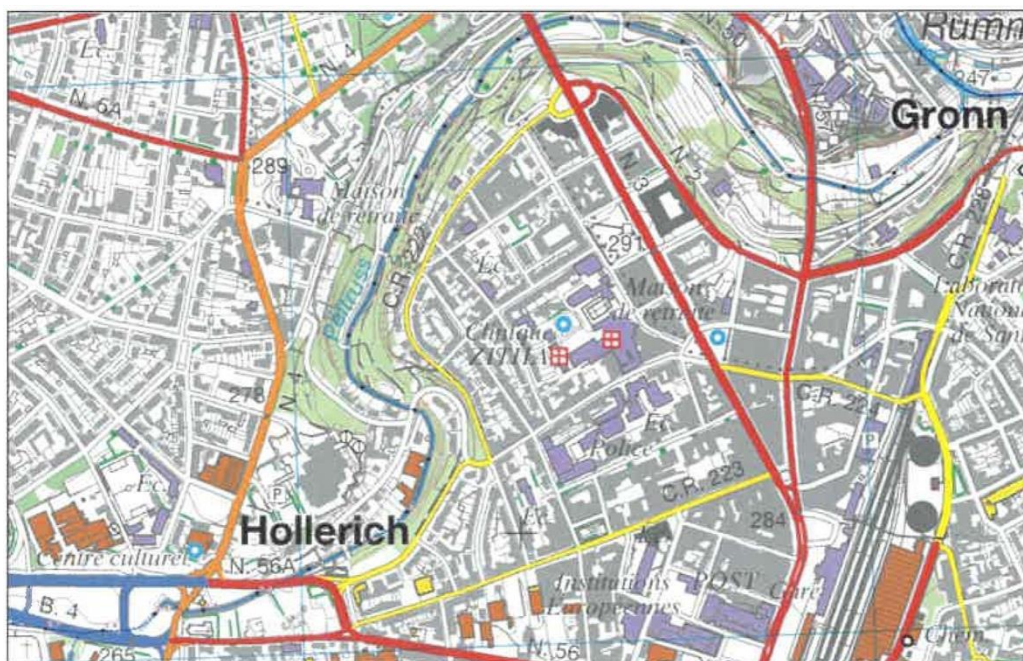


Abbildung 8-42: Projektgebiet Machbarkeitsstudie



Abbildung 8-43: Derzeitige Situation der stark verbauten Petrusse (Begehung März 2017)

8.4.2 Renaturierungskonzept gemäß Machbarkeitsstudie

Die Stadt Luxemburg hat zur Verbesserung der Gewässermorphologie eine Machbarkeitsstudie beauftragt (TR-Engineering). Hinsichtlich der Verbesserung der Gewässermorphologie wurde im Jahr 2012 eine erste Diskussionsgrundlage erstellt, auf deren Grundlage dann in einer Reihe von Gesprächen mit der Administration de la gestion de l'eau (AGE) sowie der Administration de la nature et des gorêts (ANF) verschiedene Varianten diskutiert wurden. Im Rahmen der Diskussionen wurde dann mit dem Büro Förder Landschaftsarchitekten ein weiteres Planungsbüro hinzugezogen, um ein integriertes Konzept zur „Renaturierung“ des Gewässers und einer ansprechenden Parkgestaltung zu erarbeiten.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie zur Renaturierung der Petrusse wurde der Abschnitt zwischen der Rue de la Semois (am Parkeingang oberstrom) und der Mündung in die Alzette bearbeitet. Der Abschnitt weist eine Länge von rd. 1.9 km auf.

Im Zuge der Entwicklung des Projektes wurden mehrere **Planungsvarianten** entworfen. Die erste Planungsvariante ging von einem mehr oder weniger gleichmäßigen Gefälle aus, was massive Sohlbefestigungen zur Hochwasserstabilisierung über den gesamten Verlauf erforderlich machten. In einer weiteren Variante wurde überlegt, die Hochwasserabfuhr in einem Rahmenprofil unter dem renaturierten Bereich zu bewerkstelligen. D.h. der Hochwasserabfluss soll nur noch bis zu einem gewissen Abfluss ($12 \text{ m}^3/\text{s}$) an der Oberfläche abgeleitet werden, der überschüssige Abfluss soll unterirdisch erfolgen. Diese Variante wurde aber nicht weiterverfolgt.

Im Zuge der Diskussionen mit den Verwaltungen wurde die Darstellung einer **Maximalvariante** gefordert, die ohne Berücksichtigung der bestehenden Zwangspunkte die mögliche Gewässergestaltung aufzeigt. Durch eine maximale Aufweitung und Anhebung des Gewässerprofils sollte eine deutliche Verringerung der Sohlschubspannung erreicht und ein Retentionseffekt erreicht werden. Bedingt durch die Enge des Tals sowie des vorhandenen Sohlgefälles konnten diese Ziele aber auch durch eine maximale Aufweitung nicht überall erreicht werden.

Letztendlich wurde die „**Variante retenue**“, eine optimierte Variante mit Einbindung der Landschaftsplanung, entwickelt. Durch die hydraulische Nachprüfung der Maximalvariante konnte nachgewiesen werden, dass eine deutliche Reduzierung der Sohlschubspannungen erreicht werden kann. Allerdings liegen diese immer noch so hoch, dass eine weitgehende Stabilisierung der Sohle unerlässlich bleibt. Um hier noch zu optimieren und eventuell eine Realisierung in Phasen zu ermöglichen, wurde daraufhin die Möglichkeit einer Gestaltung mit einer Variation der Sohlneigung untersucht.

Durch die Aufteilung des Gewässers in längere Abschnitte mit geringer Sohlneigung und kurzen, aber relativ steilen Abschnitten in Form von Sohlgleiten mit einem Gefälle von rd. 1:15 – 1:20 ist eine deutliche Variation der Sohlbefestigung möglich. In den Bereichen mit geringem Gefälle kann die Befestigung reduziert werden, allerdings muss in den Bereichen der Sohlgleiten eine stärkere Befestigung erfolgen.

Um im Niedrig- und Mittelwasserfall für eine ausreichende Variation der Strömung zu sorgen, wurden eine Reihe von Bereichen mit Aufweitungen des Abflussquerschnitts eingeplant.

Um den anfallenden Sohlschubspannungen standhalten zu können, muss die Gewässersohle mit einem Kies/Geröll-Gemisch gesichert werden. Die Schubspannungen liegen in den Bereichen außerhalb der Rampen bei einem Abfluss von $40 \text{ m}^3/\text{s}$ zwischen 30 und 80 N/m^2 . Obwohl das Sohlgefälle in diesen Bereichen überall rd. 0,5% beträgt, variieren die Schubspannungen aufgrund der Fließtiefen (durch die Ausuferungen in verschiedenen Teilbereichen wird die Wassertiefe gegenüber den Bereichen, in denen das Wasser im Profil bleibt, reduziert).

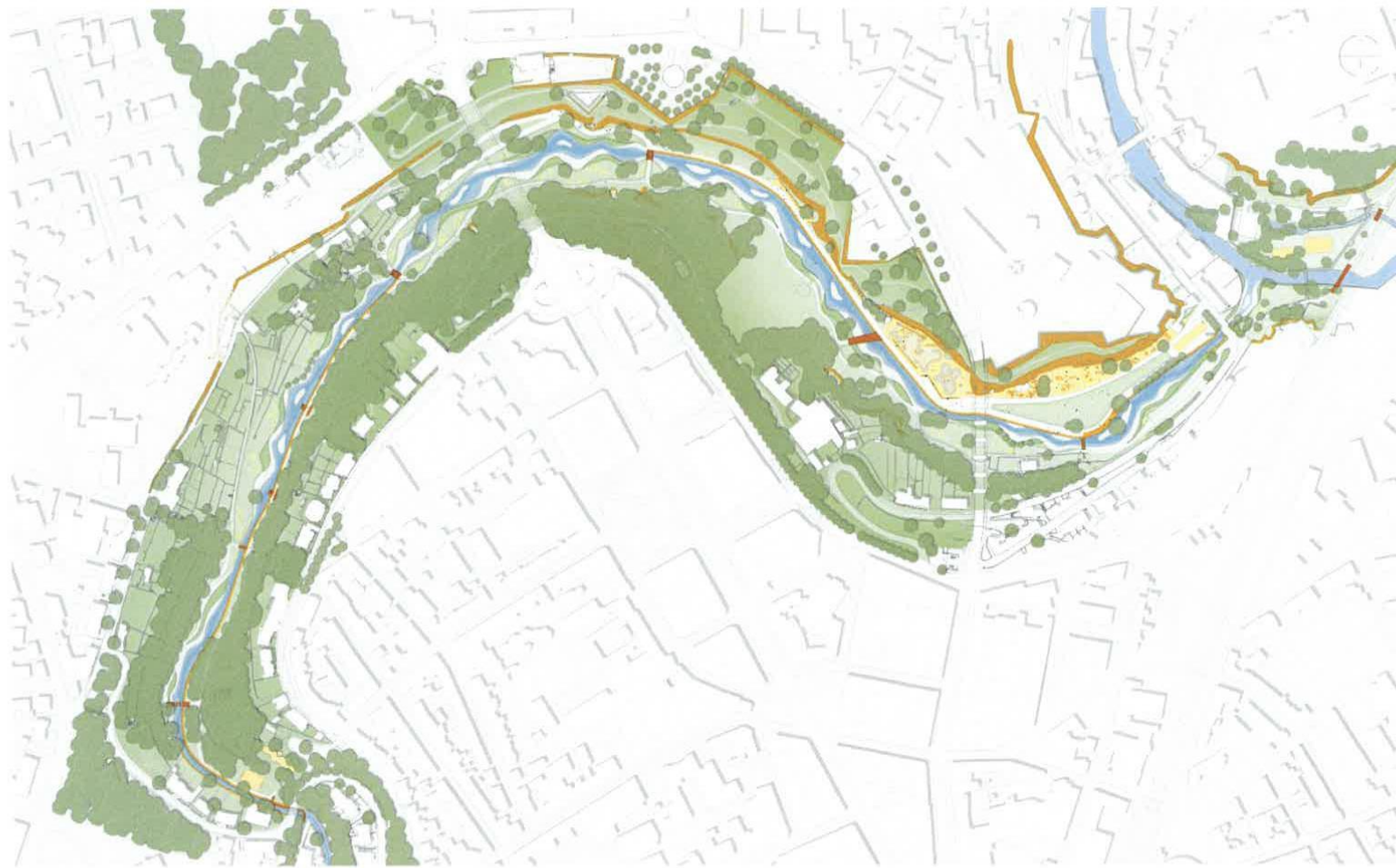


Abbildung 8-45: Freiraumplanerisches Masterkonzept, Büro Förder Landschaftsarchitekten

Beurteilung der Maßnahmen und Empfehlungen aus ökologischer Sicht

Die **letztendlich entwickelte Variante** „Variante retenue“ stellt unter den gegebenen Rahmenbedingungen wohl die **ökologisch attraktivste Lösung** dar. Bei dieser Variante wird der gesamte Abfluss sowie die gesamte Hochwasserdynamik in einem weitgehend naturalisierten Gerinne erhalten, das Umland wird, wo möglich, in die Renaturierung miteingebunden und die Durchgängigkeit wiederhergestellt. Insgesamt wird die Möglichkeit geschaffen, dass man sogar in einem städtischen Umfeld den Fluss wieder als zumindest teilweise natürliches Ökosystem erleben wird können.

Eine **Anhebung der Sohle** ist ökologisch günstig zu bewerten, da dadurch wieder natürliche Uferbereiche entstehen können und eine bessere Verzahnung mit dem Umland möglich wird. Durch die variable Gestaltung des Gefälles können die weitreichenden gefällearmen Abschnitte ohne wesentliche Sohlsicherungen auskommen.

In den steileren Abschnitten sind Sohlgleiten mit einer Neigung von 1:15–1:20 vorgesehen. Bei diesem Gefälle ist jedoch ein Aufstieg schwimmschwacher Fischarten unwahrscheinlich. Es wäre besser, diese steileren Bereiche **anstelle von Sohlgleiten** in Form von **fischpassierbaren Rampen** auszuführen (Abbildung 8-46), wie sie standardmäßig zur Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen eingesetzt werden (Gebler, 2009; BMLFUW, 2012; DWA, 2014). Fischrampen haben ein Gefälle von meist weniger als 3%, sind rau ausgestaltet und können durch eine v-förmige Gestaltung auch bei sehr geringen Wasserführungen ausreichende Wassertiefen gewährleisten. Damit wird auch der Aufstieg von schwimmschwachen Fischen ermöglicht. Aufgrund der geringen Wasserführung über weite Bereiche des Jahres ist auch bei den Rampen darauf zu achten, dass bei diesen Situationen Fische aufsteigen können. Andererseits sollte auch bei erhöhten Abflüssen ein Aufstieg möglich sein. Dies kann am besten über einen **v-förmigen Querschnitt** erzielt werden, bei welchem sich bei Niederwasser der Abfluss an der tiefsten Stelle konzentriert. Wenn man den Winkel des v-förmigen Querschnitts unterschiedlich wählt, schafft man beim flachen Winkel auch bei höheren Abflüssen vergleichsweise breite Randbereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten, die den Aufstieg von schwimmschwachen Fischen bei höheren Abflüssen ermöglichen (Abbildung 8-47).

Am Fuße der Rampen bietet sich an, **Kolkstrukturen** vorzusehen, da hier höhere Schleppkräfte vorzufinden sind, die einen langfristigen Erhalt dieser Strukturen ermöglichen. Aufgrund der geringen Wasserführung wird es schwierig sein, in anderen Teilen des Gerinnes tiefere Bereiche zu erhalten. Auch wenn Kolkstrukturen in anderen Bereichen im Zuge der Renaturierung errichtet werden, besteht aufgrund der bestehenden hydrologischen Verhältnisse die Gefahr, dass diese relativ rasch verlanden. Weiters ist zu erwarten, dass sich am Ende dieser Kolke **kiesbankähnliche Strukturen** mit guter Überströmung ausbilden könnten, die für rheophile Organismen von großer Bedeutung sind. Insbesondere könnten dort auch Laichplätze für Kieslaicher entstehen. Neben den ökologischen Vorteilen wäre es auch äußerst attraktiv, wenn man zukünftig das Laichen von Fischen direkt in der Stadt beobachten könnte.

Wie in der Machbarkeitsstudie vorgeschlagen, soll das Gewässerbett mit Kies ausgefüllt werden. Zudem wird dort empfohlen, **regelmäßige Kieszugaben** vorzusehen. Dies ist aus ökologischer Sicht sehr zu unterstützen, da die Petrusse von Natur aus einen geringen Geschiebetrieb aufweist und daher Kiesbänke zum limitierenden Habitat zählen. Es sollte eine geeignete Stelle am oberen Ende der Renaturierungsstrecke ausgewählt werden, die leicht zugänglich und wo ausreichend Platz für das Einbringen von Kies vorhanden ist.



Abbildung 8-46: Beispiel einer fischpassierbaren Rampe (Gebler 2009)

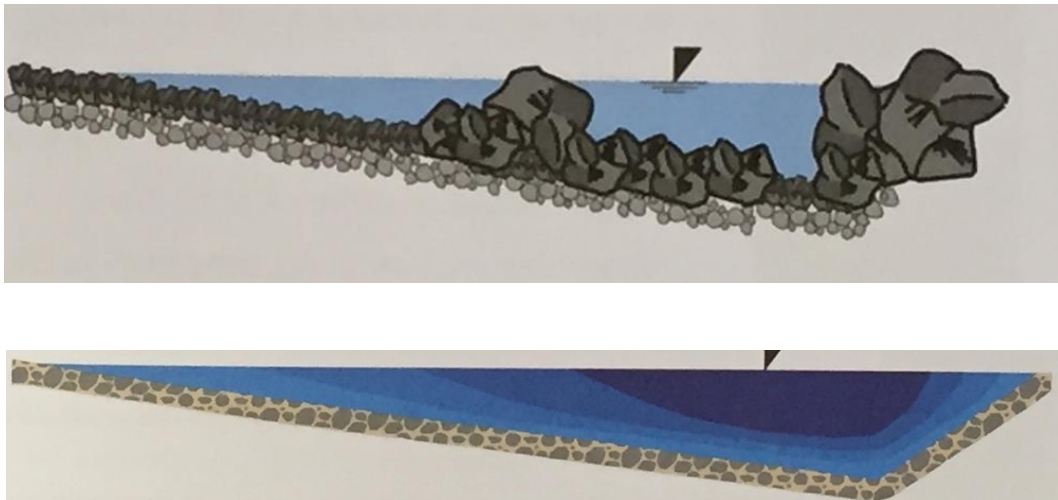


Abbildung 8-47: V-förmige Ausformung eines Rampenquerschnitts (oben) erzeugt auch bei höheren Abflüssen Randbereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten (unten) in Bereichen mit flachen Ufern (Eberstaller 2014)

Durch die **Entfernung der Sohlpflasterung** besteht die Gefahr, dass das v.a. in den Sommermonaten das wenige vorhandene Wasser versickert. In den flacheren Gewässerabschnitten ist davon auszugehen, dass eine natürliche Kolmation des Untergrundes eintreten wird, bei den steileren Abschnitten ist jedenfalls eine Dichtung (mit möglichst natürlichem Material) vorzusehen, damit eine ausreichende Wasserführung in diesen kritischen Bereichen gewährleistet ist und das Kontinuum auch bei Niederwasser aufrechterhalten wird.

In vielen Bereichen sind **Aufweitungen sowie Gerinneaufzweigungen** vorgesehen, die die Habitatvielfalt deutlich erhöhen werden. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die meiste Zeit ein sehr geringer Abfluss in der Petrusse vorliegt. Es sollte jedenfalls eine durchgehende Niederwasserrinne vorgesehen werden, damit das Wasser auch bei Niederwasser sich nicht auf die gesamte Breite verläuft und damit eine Fischpassierbarkeit nicht mehr gewährleistet ist.

Wesentliches **Strukturierungselement** des Gerinnes sollte auch **Totholz** sein (Abbildung 8-48). Gerade bei Gewässern mit limitierten eigendynamischen Gestaltungsmöglichkeiten und weitgehend fehlendem Geschiebetrieb besteht die Gefahr, dass sich das Gerinne über die Jahre

trotz anfänglich hoher Strukturvielfalt wieder morphologisch monotonisiert. Totholz gewährleistet kleinräumige Strukturierungen, lokale Auskolkungen, Diversifizierung des Strömungsmusters und bietet ideale Einstandsmöglichkeiten für Fische. Durch eine Verankerung mit Stahlseilen können Raubäume hochwassersicher eingebaut werden.

Wichtig ist auch eine den natürlichen Gegebenheiten **angepasste Uferbepflanzung**, die neben habitatbildender Funktion auch Beschattung gewährleistet. Durch die Aufweitungen wird die Einstrahlung ins Gewässer erhöht. Dem sollte mit einem möglichst hohen Grad an **Kronenschluss** entgegengewirkt werden, um starke Aufwärmungen zu verhindern.

Im Mündungsbereich ist eine technische Fischwanderhilfe im Bereich der Straßenbrücke geplant, da dort die Platzverhältnisse sehr beengt sind. Insgesamt steht jedoch bis zur Mündung genügend Lauflänge zur Verfügung, um die Petrusse über ein natürliches Gerinne mit weitgehend natürlichem Gefälle zur Mündung zu leiten. Die Sanierungslösung für den **Mündungsbereich** sollte nochmals überdacht werden und eine **möglichst naturnahe Variante entwickelt** werden.



Abbildung 8-48: Strukturbildendes Totholz (Raubäume), mit Seilen hochwassersicher verankert (LIFE Projekt Renaturierung Traisen Unterlauf, Österreich)

8.5 PROJEKT PORTE DE HOLLERICH

Bei diesem Projekt handelt es sich ebenfalls um die Petrusse, und zwar um eine Strecke von ca.1,5 km flussaufwärts des Projektes der Mündungsstrecke.

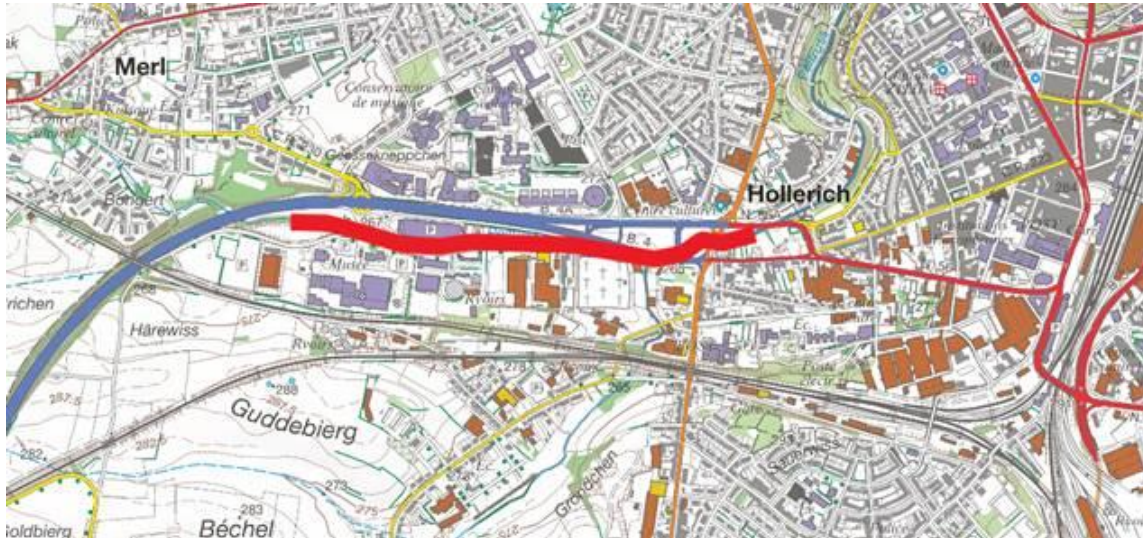


Abbildung 8-49: Planungsgebiet des Projekts Porte de Hollerich

Das Gebiet um die Petrusse soll hier komplett neugestaltet werden. In diesem Kontext sind ebenfalls Maßnahmen am Gewässer vorgesehen. Es handelt es sich um erste Konzeptpläne.

Folgende Grundsätze sollten auch hier umgesetzt werden:

- Das Kontinuum sollte durchgehend hergestellt werden.
- Die Sohle sollte soweit angehoben werden, dass Gewässerbett und Umland nicht mehr entkoppelt sind.
- Es soll eine durchgehende natürliche Sohle eingebracht werden.
- Aufweitungen sollten dem Abfluss entsprechend mit einer Niederwasserrinne ausgestattet werden.
- Das Gefälle sollte optimal genutzt werden, um über möglichst lange Strecken einen Fließcharakter zu gewährleisten.
- Anstelle von Sohlgleiten sollten fischpassierbaren V-Rampen Verwendung finden.
- Kolkstrukturen mit kiesbankähnlichen Ausläufen sollten ausreichende Fischhabitate und -einstände bereitstellen.
- Regelmäßige Kieszugaben sollten rheophile Arten unterstützen.
- Totholz sollte als Strukturierungselement Verwendung finden.
- Natürliche Ufervegetation sollte zu einer möglichst flächigen Beschattung führen.

9 LITERATUR

- AGE - Administration de la Gestion de l'Eau (2010) Fische in Luxemburg. Luxembourg.
- AFNOR (2004) Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons rivières (NF T90-344) (IPR). Paris.
- BMLFUW (2010) Quality Objective Ordinance – Ecological Status of Surface Waters [Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer] QZV Ökologie OG. Wien.
- BMLFUW (2012) Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Carmignani, J. R. and Roy, A. H. (2017) 'Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: a review', *Aquatic Sciences*, 79(4), pp. 803–824. doi: 10.1007/s00027-017-0549-9.
- Deboer, J. A., Webber, C. M., Dixon, T. A. and Pope, K. L. (2016) The influence of a severe reservoir drawdown on springtime zooplankton and larval fish assemblages in Red Willow Reservoir, Nebraska, 31(1), pp. 131–146.
- Dunne, T. and Leopold, L. B. (1978) *Water in environmental planning*. San Francisco: W. H. Freeman. 818 pp.
- DWA (2014) Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Regelwerk DWA-M 509. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Eberstaller-Fleischanderl, J., & J. Eberstaller (2014) *Flussbau und Ökologie*. BMLFUW & Amt d. NÖ LR, Wien.
- Gebler, R.-J. (2009) *Fischwege und Sohlengleiten*. Band 1. Sohlengleiten. Verlag Wasser + Umwelt, Walzbachtal.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Muhar, S., Schmutz, S. and Waidbacher, H. (2005) 'Leibild - specific measures for the rehabilitation of the heavily modified Austrian Danube River', *Archiv fuer Hydrobiologie Supplement*. Wien: BOKU, 155, pp. 17–36.
- Kucera-Hirzinger, V., Schludermann, E., Zornig, H., Weissenbacher, A., Schabuss, M. and Schiemer, F. (2009) 'Potential effects of navigation-induced wave wash on the early life history stages of riverine fish', *Aquatic Sciences*, 71(1), pp. 94–102. doi: 10.1007/s00027-008-8110-5.
- Lamberty, G. & Zumbroich, T. (2018) *Strahlwirkungskonzept für die Oberflächenwasserkörper Luxemburgs*. Administration de la Gestion de l'Eau, Esch sur Alzette.
- LANUV-NRW (2011) *Strahlwirkungs- und Trittssteinkonzept in der Planungspraxis* - LANUV Arbeitsblatt 16, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LimnoFisch (2018) *Referenz-Fischzönosen der Oberflächenwasserkörper Luxemburgs (Fließgewässer)*. Administration de la Gestion de l'Eau, Le Gouvernement Grand-duché de Luxembourg.
- Maquil, R. & B. Kausch, (2016) *Sédiments du barrage de Bavigne, caractérisation géotechnique et géochimique. Analyse géologique et géomorphologique Données*. Service géologique de l'Etat.

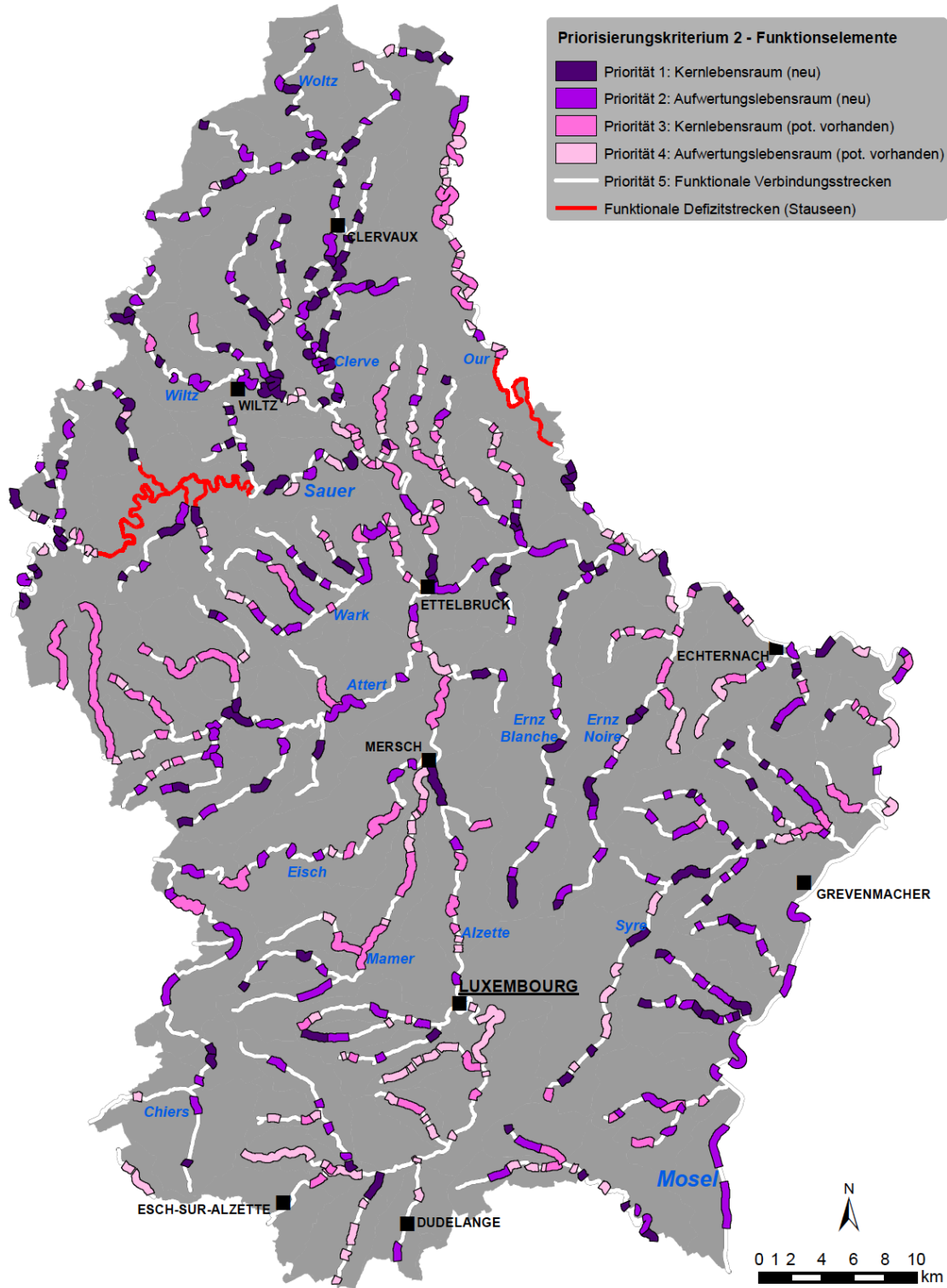
- Matheja, A. & P. Specht (2016) Ermittlung von hydraulischen Daten der Vorsperren und der Hauptsperre für den Obersauer-Stausee „Lac de la Haute Sûre“. Im Auftrag von Syndicat des Eaux du Barrage d'Esch-sur-Sûre. Bericht Nr. 2016 / 5.
- Moreira, M., Hayes, D. S., Boavida, I., Schletterer, M., Schmutz, S. and Pinheiro, A. (2019) 'Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: a review', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 657, pp. 1508–1522. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.107.
- Potgiesser, T. & Birk, S. (2014) Steckbriefe der Fließgewässertypen des Großherzogtums Luxemburg. Administration de la Gestion de L'eau, Luxemburg.
- Ratschan, C., Zauner, G. & Mühlbauer, M. (2012) Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung; Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau, Österreichs Fischerei, 65(1970).
- Schmutz, S. (2017) „Gewässersanierung – ein gemeinsamer Weg“ – Ein Workshop des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV)', *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. doi: 10.1007/s00506-017-0397-9.
- Schmutz, S. & B. Vogel (2015) Methodische Vorgehensweise zum Festlegen des ‚Guten Ökologischen Potentials‘ für erheblich veränderte Wasserkörper in Luxemburg. Im Auftrag von Le Government du Grand-Duché de Luxembourg; Administration de Gestion de L'Eau.
- Schmutz, S. & B. Vogel (2018) Kontinuumsleitfaden zur Auswahl geeigneter Fischaufstiegshilfen. Im Auftrag von Le Government du Grand-Duché de Luxembourg; Administration de Gestion de L'Eau.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O., Melcher, A., Müllner, K., Ochsenhofer, G., Salcher, G., Steidl, C., Unfer, G. and Zeiringer, B. (2013) Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Wien: Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., ... Zeiringer, B. (2013) Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. Wien: Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M. and Wolter, C. (2016) 'Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers', *Hydrobiologia*. Springer International Publishing, 769(1), pp. 67–78. doi: 10.1007/s10750-015-2354-6.
- UBA (2014) Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. UBA-FB 001936, 43/2014, Umweltbundesamt (Hrsg.).
- Unfer, G. & Rauch, P. (2019) *Fischtenschutz und Fischabstieg in Österreich – Endbericht*. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. Available at: www.bmnt.gv.at.
- Wolter, C. *et al.* (2004) 'A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement', *Environmental management*, 34(5), pp. 656–68. doi: 10.1007/s00267-004-0201-z.
- Yajima, H. (2017) Management of Outflow Water Temperature at Tono Dam by a Flexible Operation of Selective Withdrawal System. In 2017 IWA Symposium of Lake and Reservoir Management, 22-26 May, 1. Shanghai, China.



- Zauner, G. & Schiemer, F. (1994) 'Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna großer Fließgewässer', Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum, pp. 271–285.
- Zeiringer, B., Führer, S., Auer, S., & Struska, N. (2017) Fischpassierbarkeit & Doppeldrehrohrschnellen: Eine geeignete Alternative zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit? Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 2–3, 33–40.
- Zumbroich, T., & G. Meier (2014) Organisation und Durchführung der Strukturkartierung des Luxemburgischen Gewässernetzes für die Fließgewässer. Ministeriums für nachhaltige Entwicklung und Infrastruktur, Esch-sur-Alzette.



10 ANHÄNGE



Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

Priorisierte LuxMaPro-Maßnahmen (Auswahl: 195 Einzelmaßnahmen der höchsten Prioritätsstufe)

Listung nach Prioritätsindex, Kriterium 4, Kriterium 3, Kriterium 2 und Kriterium 1

ID	LuxMaPro Maßnahmenart	LuxMaPro Einzelmaßnahmenbeschreibung	Prioritätskriterium 1 Maßnahmenwirkung	Prioritätskriterium 2 Funktionselement	Prioritätskriterium 3 Lage im Gewässer	Prioritätskriterium 4 Lage im Gewässernetz	Priorität [Index]	Priorität [Kategorie I-V]	OWK	Stationierung Start [m]	Stationierung Ende [m]	Planungs-zustand
650	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer oberhalb Steinheim	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Hauptgewässer	1,25	I	II-1.b (Sauer)	23300	23600	Vorschlag
651	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer unterhalb Echternach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Hauptgewässer	1,25	I	II-1.b (Sauer)	24801	25101	Vorschlag
3011	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Sauer Wehr Moestroff	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Hauptgewässer	1,25	I	III-1.1.b (Sauer)	49450	49450	Vorschlag
355	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Mertert unter Autobahn.	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	1149	1149	Vorschlag
356	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Mertert Léin	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	1237	1237	umgesetzt
357	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Mertert Fausermillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	2243	2243	in Arbeit
359	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Mertert Fielsmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	3021	3021	in Arbeit
360	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach lamont	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	4311	4311	Vorschlag
361	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach Stäckemillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	4764	4764	Vorschlag
362	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach Fell	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	5480	5480	Vorschlag
365	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach Beckius	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	6372	6372	Vorschlag
368	Mindestwasser Regulierung	Mindestrestwasser Syre von Technofibres bis Les Rochers	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	I-2.1 (Syr)	274	274	Vorschlag
776	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Hessemillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-5 (Ernz blanche)	3256	3256	in Arbeit
777	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Reisermillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-5 (Ernz blanche)	5149	5149	in Arbeit
778	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Neimillen (E.)	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-5 (Ernz blanche)	5761	5761	in Arbeit
1127	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Cerve Kautenbach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	IV-3.1.b (Cerve (Woltz))	5351	5351	Vorschlag
1128	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Cerve Mühle Schüttburg	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	IV-3.1.b (Cerve (Woltz))	4139	4139	in Arbeit
1163	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wiltz aval Himmelbaach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	IV-1.1.b (Wiltz)	1900	1900	Vorschlag
1477	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Alzette Ettelbrück	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-1.1.a (Alzette)	1470	1470	in Arbeit
1478	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Alzette Schiernerermühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-1.1.a (Alzette)	4047	4047	in Arbeit
1480	Mindestwasser Regulierung	Mindestrestwasser 30% MNQ Schiernerermühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-1.1.a (Alzette)	4047	4047	in Arbeit
1488	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Alzette Cruchten laach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-1.1.b (Alzette)	8535	8535	Vorschlag
1489	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Alzette Essingen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-1.1.b (Alzette)	12550	12550	in Arbeit
1768	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Ettelbrück Haus Schank 2	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	262	262	in Arbeit
1769	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	1299	1299	Vorschlag
1821	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Attert Colmar-Berg Millebiereg	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-6 (Attert)	1460	1460	in Arbeit
1824	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Attert Bissen Panacci	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-6 (Attert)	4671	4671	in Arbeit
2065	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Eisch Mersch Grommeschmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-10.1.b (Eisch)	1189	1189	in Arbeit
2066	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Reckange Eisen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-10.1.b (Eisch)	2086	2086	in Arbeit
2067	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Reckange Siebenaller	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-10.1.b (Eisch)	2620	2620	in Arbeit
2068	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Marienthal	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-10.1.b (Eisch)	10350	10350	Vorschlag
2162	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Mamer Schändelersmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-11 (Mamer)	4106	4106	in Arbeit
2936	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Bourscheid Hensdell	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	4520	4520	Vorschlag
2937	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Bourscheid/Erpeldange Groussebiereg	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	5099	5099	Vorschlag
2938	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Erpeldange ehem. Fischaufzucht	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	5401	5401	in Arbeit
2942	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Ettelbrück Mündung Alzette	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	69	69	umgesetzt
2943	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Ettelbrück Haus Schank 1	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	231	231	in Arbeit
2944	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Ettelbrück Technisches Gymnasium	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	831	831	in Arbeit
2945	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Ettelbrück Avenue Salentiny	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	VI-5.1.b (Wark)	1180	1180	Vorschlag
2953	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Reisdorf Reckingerermühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-5 (Ernz blanche)	384	384	in Arbeit
2954	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Reisdorf Costermühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-5 (Ernz blanche)	570	570	in Arbeit
2980	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z noire Vugelsmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-4 (Ernz noire)	1546	1546	in Arbeit
2981	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z noire Grundhof Wehr Konsbrück	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	II-4 (Ernz noire)	456	456	in Arbeit
3370	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Tretterbaach CR373	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,25	I	IV-3.5.1 (Tretterbaach)	317	317	Vorschlag

Error! Use the Home tab to apply Überschrift 1 to the text that you want to appear here.

ID	LuxMaPro Maßnahmenart	LuxMaPro Einzelmaßnahmenbeschreibung	Prioritätskriterium 1 Maßnahmenwirkung	Prioritätskriterium 2 Funktionselement	Prioritätskriterium 3 Lage im Gewässer	Prioritätskriterium 4 Lage im Gewässernetz	Priorität [Index]	Priorität [Kategorie I-V]	OWK	Stationierung Start [m]	Stationierung Ende [m]	Planungs- zustand
648	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer oberhalb S.E.O.	sehr hoch	ALR (neu)	Mündungsbereich	Hauptgewässer	1,5	I	II-1.b (Sauer)	14600	14800	Vorschlag
653	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer unterhalb Bollendorf	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Hauptgewässer	1,5	I	II-1.b (Sauer)	31800	32900	Vorschlag
654	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer oberhalb Bollendorf	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Hauptgewässer	1,5	I	II-1.b (Sauer)	34901	35301	Vorschlag
816	Abflachen unbefestigter Böschungen	Abflachen unbef. Böschung (h>1m) Sauer Moestroff	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Hauptgewässer	1,5	I	III-1.1.b (Sauer)	47201	48001	Vorschlag
827	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Sauer Bourscheid-Mühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mittellauf	Hauptgewässer	1,5	I	III-1.1.a (Sauer)	72925	72925	Vorschlag
1483	Augewässer/Überflutungsräume	Augewässer/Überflutungsräume Alzette	sehr hoch	ALR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-1.1.a (Alzette)	20	170	Vorschlag
367	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach Les Rochers	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	6968	6968	umgesetzt
400	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Biwer Cité Syrdall	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	8072	8072	in Arbeit
401	Absenken Querbauwerk	Absenken Querbauwerk Syre Biwer Cité Syrdall	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	8072	8072	in Arbeit
402	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Biwer Weckermillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	8904	8904	Vorschlag
404	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Betzdorf Betzermillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-3.1 (Syr)	11518	11518	in Arbeit
414	Mindestwasser Regulierung	Mindestwasser Syre Cité Syrdall bis Betzermillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	8072	8072	Vorschlag
779	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Bakesmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-5 (Ernz blanche)	6339	6339	in Arbeit
782	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche Neimillen Medernach	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-5 (Ernz blanche)	9103	9103	Vorschlag
788	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z blanche oberhalb Medernach	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-5 (Ernz blanche)	10862	10862	Vorschlag
1259	Absenken Querbauwerk	Absenken Querbauwerk Clerve/Woltz	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.1.b (Clerve (Woltz))	14001	14001	Vorschlag
1291	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Irbich Höhe Mündung Clerve	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.3 (Irbich)	17619	17619	Vorschlag
1311	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Tretterbaach	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.5.1 (Tretterbaach)	4846	4846	Vorschlag
1399	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Our Wallendorf-Brücke Vianden 1	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	V-1.1 (Our)	11150	11150	umgesetzt
1400	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Our Wallendorf-Brücke Vianden 2	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	V-1.1 (Our)	11643	11643	Vorschlag
1401	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Our Wallendorf-Brücke Vianden 3	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	V-1.1 (Our)	12331	12331	Vorschlag
1402	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Our Wallendorf-Brücke Vianden	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	V-1.1 (Our)	12331	12331	Vorschlag
1405	Mindestwasser Regulierung	Mindestwasser 30% MNQ Vianden Wehr S.E.O.	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	V-1.1 (Our)	12331	12331	umgesetzt
1826	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Attert Boevange Betzemillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-6 (Atttert)	8672	8672	Vorschlag
1829	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Attert Boevange Wampach	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-6 (Atttert)	11891	11891	Vorschlag
2069	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Ansembourg	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-10.1.b (Eisch)	11354	11354	Vorschlag
2072	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Simmerschmelz	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-10.1.b (Eisch)	18623	18623	umgesetzt
2074	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Eisch Septfontaines Noesen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-10.1.b (Eisch)	20939	20939	umgesetzt
2356	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Syre Manternach Syrdall Schlass	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	I-2.1 (Syr)	6713	6713	Vorschlag
2472	Augewässer/Überflutungsräume	Renaturierung Alzette von Mersch bis lintgen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-2.1 (Alzette)	17352	20752	in Arbeit
2939	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Welscheid Breedent	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-5.1.b (Wark)	7257	7257	Vorschlag
2940	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Welscheid Reech	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-5.1.b (Wark)	7597	7597	Vorschlag
2941	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wark Welscheid Laach/Hierend	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-5.1.b (Wark)	8476	8476	umgesetzt
2946	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wark Feulen Weideschdelt	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	VI-5.1.b (Wark)	10973	10973	Vorschlag
2951	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Ern z noire Bredweiler-Pont (unterhalb)	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-4 (Ernz noire)	8539	8539	in Arbeit
2952	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Ern z noire Bredweiler-Pont (oberhalb)	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-4 (Ernz noire)	8662	8662	in Arbeit
3007	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Ern z noire Müllerthal 1 (H.v.L./Krombach)	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-4 (Ernz noire)	5724	5724	Vorschlag
3008	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Ern z noire Müllerthal 2 (H.v.L./Krombach)	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	II-4 (Ernz noire)	5900	5900	Vorschlag
3297	Schaffung von Laichgebieten	Schaffung von Laichgebieten Einmündung Kirel	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-2.1 (Wiltz)	12019	12069	Vorschlag
3371	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Tretterbaach RN12	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.5.1 (Tretterbaach)	5402	5402	Vorschlag
3373	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Tretterbaach unterhalb Léresmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.5.1 (Tretterbaach)	5877	5877	umgesetzt
3375	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Wiltz Goesdorf	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-1.1.b (Wiltz)	10723	10723	Vorschlag
3393	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Irbich Mündung Clerve	sehr hoch	KLR (neu)	Unterlauf	Nebengewässer #1	1,5	I	IV-3.3 (Irbich)	17619	17619	in Arbeit
670	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Gristerbaach Bornermühle	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	II-2.2 (Gristerbaach)	450	450	Vorschlag
924	Schaffung von Laichgebieten	Laichgebiet Schlänner Unterschlinder	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	0	100	Vorschlag
1468	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schibech	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	V-2.2 (Schibech)	0	0	Vorschlag
2014	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Koulbich Colpach-Bas	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	VI-8.3.a (Koulbich)	696	696	Vorschlag
2049	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Pall Niederpallen Kiefer	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	VI-9.a (Pall)	1042	1042	Vorschlag
2203	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Kielbaach Thillsmillen	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	VI-12.2 (Kielbaach)	146	146	Vorschlag
3006	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Wuelbertsbaach Manternach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	I-2.3 (Wuelbertsbaach)	962	962	Vorschlag
3196	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schlänner 1	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	0	0	Vorschlag
3197	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schlänner 2	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	57	57	Vorschlag
3198	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schlänner 3	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	449	449	Vorschlag
3199	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schlänner 4	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	1300	1300	Vorschlag
3200	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Schlänner 5	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	III-1.4 (Schlänner)	1401	1401	Vorschlag
3228	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Emschbaach Emschbaach	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	IV-3.5.2 (Emschbaach)	300	300	Vorschlag
3229	Fischaufstiegshilfe	Fischaufstiegshilfe Emschbaach Réitzbech	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	IV-3.5.2 (Emschbaach)	749	749	Vorschlag
3231	Entfernen Querbauwerk	Entfernen Querbauwerk Emschbaach Hachville Weier Arendt	sehr hoch	KLR (neu)	Mündungsbereich	Nebengewässer #2	1,5	I	IV-3.5.2 (Emschbaach)	477	477	Vorschlag