

Regulierung Vierwaldstättersee Reusswehranlage in Luzern

Umweltmonitoring



Schlussbericht 2009 – 2015

Projekt Nr. 1518.21
Datum: 7.11.2016

AquaPlus
AquaPlus AG - Gotthardstrasse 30 · CH-6300 Zug
Fon +41 41 729 30 00 · Fax +41 41 729 30 01
admin@aquaplus.ch · www.aquaplus.ch

beffa tognacca gmbh
Wasserwirtschaft & Flussbau
Bahnhofstrasse 13 A, 6422 Steinen SZ

GEOTEST GEOLOGEN
INGENIEURE
GEOPHYSIKER
UMWELTFACHLEUTE

 Eidg. Forschungsanstalt für Wald,
Schnee und Landschaft WSL


büro für natur umwelt mensch

UTAS AG
Büro für Landschaft, Natur und Siedlung
Brünigstr. 64, 6074 Giswil 

Adrian Borgula
Büro für Naturschutzbiologie / Karch
Brambergstr. 3B, 6004 Luzern

Aquatica GmbH
Büro für Gewässerökologie
und Wassertechnik

FISCHWERK WERNER DÖNNI
FISCHBIOLOGIE • GEWÄSSERÖKOLOGIE • GEOINFORMATIK

Impressum

- Auftraggeber:** Reusswehrkommission, vertreten durch Verkehr und Infrastruktur (vif) Kanton Luzern
Arsenalstrasse 43 · Postfach · 6010 Kriens
- Auftragnehmer:**
Gesamtbericht und
Modul Wasserpflanzen: AquaPlus AG · Bundesstrasse 6 · 6300 Zug
Modul Hydrologie: beffa tognacca gmbh · Wasserwirtschaft und Flussbau · Postfach 28 ·
6431 Schwyz
Modul Grundwasser: GEOTEST AG · Grisigenstrasse 6 · 6048 Horw
Modul Vegetation
Feuchtgebiete: Eidg. Forschungsanstalt WSL · Zürcherstrasse 111 · 8903 Birmensdorf
Modul Hecht: NATUME · büro für natur umwelt mensch · Gallusstrasse 6 · 9000 St. Gallen
Modul Amphibien: UTAS AG · Büro für Landschaft, Natur und Siedlung · Brünigstrasse 64 ·
6074 Giswil
Modul Äsche: Aquatica GmbH · Büro für Gewässerökologie und Wassertechnik ·
Hängertstrasse 13 g · 3114 Wichtrach
Weitere Mitwirkende: Fischwerk · Neustadtstrasse 7 · 6003 Luzern
Adrian Borgula · Brambergstrasse 3B · 6004 Luzern
- Projektleitung:** Koordinationsstelle Umweltmonitoring (KOMO), uwe (Robert Lovas) und lawa (Thomas Stirnimann) Kanton Luzern, unterstützt durch AquaPlus AG (Barbara Imhof), Zug
- Zitiervorschlag:** uwe Kanton Luzern (2016): Regulierung Vierwaldstättersee Reusswehranlage in Luzern, Umweltmonitoring, Schlussbericht 2009 - 2015. 102 S. und Anhang.
-

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	7
1.1 Projekt	7
1.2 UVP (Umweltverträglichkeitsprüfung)	7
1.3 Umweltmonitoring	8
2 Rechtliche Grundlagen	11
3 Monitoringmodul «Hydrologie»	13
3.1 Problematik	13
3.2 Methodik	13
3.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	13
3.3.1 Hydrologische Einordnung der Jahre mit Ausgangszustandserhebungen (2009–2011)	13
3.3.2 Indikator A: Einhaltung der im UVB formulierten Minimalziele	15
3.3.3 Indikator B: Bewertung des hydrologischen Jahres aufgrund der im UVB formulierten Teilkriterien	16
3.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	18
3.4.1 Hydrologische Einordnung der Hydrologie der Jahre mit Betriebszustandserhebungen (2012–2015)	18
3.4.2 Indikator A: Einhaltung der im UVB formulierten Minimalziele	19
3.4.3 Indikator B: Bewertung des hydrologischen Jahres aufgrund der im UVB formulierten Teilkriterien	20
3.5 Schlussfolgerungen	21
3.6 Beurteilung und Massnahmen	21
4 Monitoringmodul «Grundwasser»	23
4.1 Schlussfolgerungen	23
4.2 Beurteilung und Massnahmen	23
5 Monitoringmodul «Wasserpflanzen»	25
5.1 Problematik	25
5.2 Methodik	25
5.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	26
5.3.1 Indikator A: Veränderung der besiedelten Fläche	26
5.3.2 Indikator B: Veränderung der Bewuchsdichte	27
5.3.3 Indikator C: Veränderung der Artenzusammensetzung	28
5.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	28

5.4.1	Indikator A: Veränderung der besiedelten Fläche	28
5.4.2	Indikator B: Veränderung der Bewuchsdichte	29
5.4.3	Indikator C: Veränderung der Artenzusammensetzung	30
5.5	Schlussfolgerungen	31
5.6	Beurteilung und Massnahmen	32
6	Monitoringmodul «Vegetation Feuchtgebiete»	37
6.1	Problematik	37
6.2	Methodik	37
6.3	Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	38
6.3.1	Indikator A: Häufigkeiten der vorkommenden Arten	38
6.3.2	Indikator B: Veränderung der Kennwerte der Vegetationseinheiten	40
6.3.3	Indikator C: Grösse der Fläche der Vegetationseinheiten	42
6.4	Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	43
6.4.1	Indikator A: Häufigkeiten der vorkommenden Arten	43
6.4.2	Indikator B: Veränderung der Kennwerte der Vegetationseinheiten	49
6.4.3	Indikator C: Grösse der Fläche der Vegetationseinheiten	52
6.5	Schlussfolgerungen	53
6.6	Beurteilung und Massnahmen	55
7	Monitoringmodul «Hecht»	57
7.1	Problematik	57
7.2	Methodik	57
7.3	Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	59
7.3.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat	60
7.3.2	Indikator B: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvalstadium (Haftphase)	61
7.3.3	Indikator C: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das mobile Larvalstadium	62
7.3.4	Gesamtbewertung Ausgangszustand	63
7.4	Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	63
7.4.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat	64
7.4.2	Indikator B: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvalstadium (Haftphase)	66
7.4.3	Indikator C: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das mobile Larvalstadium	67
7.4.4	Gesamtbewertung Betriebszustand	68
7.5	Schlussfolgerungen	69
7.6	Beurteilung und Massnahmen	72

8	Monitoringmodul «Amphibien»	76
8.1	Problematik	76
8.2	Methodik	76
8.3	Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	77
8.3.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven	77
8.3.2	Indikator B: Grösse der Laichtierpopulation	79
8.4	Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	82
8.4.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven	82
8.4.2	Indikator B: Grösse der Laichtierpopulation	84
8.5	Schlussfolgerungen	85
8.6	Beurteilung und Massnahmen	86
9	Monitoringmodul «Äsche»	88
9.1	Problematik	88
9.2	Methodik	88
9.3	Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand	90
9.3.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat	90
9.3.2	Indikator B: Laichaktivität	92
9.3.3	Indikator C: Häufigkeit von Larven	93
9.4	Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand	93
9.4.1	Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat	93
9.4.2	Indikator B: Laichaktivität	94
9.4.3	Indikator C: Häufigkeit von Larven	94
9.5	Schlussfolgerungen	95
9.6	Beurteilung und Massnahmen	95
10	Massnahmen	97
11	Literatur	101
11.1	Einleitung und rechtliche Grundlagen	101
11.2	Monitoringmodul «Vegetation Feuchtgebiete»	101
11.3	Monitoringmodul «Äsche»	101
11.4	Massnahmen	102

ANHANG

- A Detailkonzept Umweltmonitoring
- B Monitoringmodul «Hydrologie»
- C Monitoringmodul «Grundwasser»
- D Monitoringmodul «Wasserpflanzen»
- E Monitoringmodul «Vegetation Feuchtgebiete»
- F Monitoringmodul «Hecht»
- G Monitoringmodul «Amphibien»
- H Monitoringmodul «Äsche»

Zusammenfassung

Die Reusswehranlage in Luzern wurde in den Jahren 2008 – 2011 saniert und teilweise neu gebaut. Gründe hierfür waren der schlechte bauliche Zustand des Reusswehres, die zu kleine Abflusskapazität der Reuss und der aufwendige Betrieb des Wehres.

Ende April 2011 waren die Bauarbeiten abgeschlossen und seit Juli 2011 wird das Reusswehr gemäss dem neuen Wehrreglement gefahren.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung erlaubte keine abschliessende Beurteilung aller Auswirkungen des neuen Wehrreglementes auf die Biosphäre. Deswegen wurde das Umweltmonitoring Reusswehr in einem Detailkonzept erarbeitet, mit dem Ziel, die ökologischen Auswirkungen der neuen Seeregulierung im Vierwaldstättersee und der neuen Abflussdynamik in der Reuss in Luzern zu überwachen. Dabei wurde der Ausgangszustand in den Jahren 2009–2011 untersucht und im Bericht zum Ausgangszustand (uwe Kanton Luzern 2012) beschrieben.

Der vorliegende Bericht zum Abschluss des Umweltmonitorings Reusswehr umfasst die Beschreibung des Ausgangs- und Betriebszustandes und bewertet die Auswirkungen des neuen Wehrreglementes auf die Indikatoren der sieben Module «Hydrologie», «Grundwasser», «Wasserpflanzen», «Vegetation Feuchtgebiete», «Hecht», «Amphibien» und «Äsche». Gegenstand der Untersuchungen waren die Naturschutzgebiete Steinibachried (LU), Stansstaderried (NW), Städerried (OW), Hopfräben (SZ), Reussdelta (UR) sowie die Reuss in Luzern (Äsche) (siehe Tabelle 0.1).

Einzelne Monitoringmodule

Nach vier Jahren Erfahrung mit dem Betrieb der sanierten Reusswehranlage und dem neuen Wehrreglement zeigt sich, dass das Pegelregime heute «natürlicher» ist, da die Regulierung des Pegelstandes mit den Zuflüssen verknüpft ist. In den Jahren des Ausgangszustandes wurden die Frühjahrespegel aufgrund von Erfordernissen für den Bau des neuen Wehres überdurchschnittlich tief gehalten. Die Einhaltung der Teilkriterien für das **Modul Hydrologie** liegt im erwarteten Rahmen. Im Vergleich zum Ausgangszustand ergibt sich insgesamt eine Verbesserung in der Einhaltung der Teilkriterien, insbesondere treten nun in der Reuss seltener abrupte Abflussänderungen auf. Aus diesem Grund werden beide Indikatoren mit der Klasse **«Verbesserung»** zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bewertet.

Einschränkend für eine weitere Optimierung des Pegelregimes sind die betrieblichen Randbedingungen der historischen Reusswehranlage. Die Nadelwehre (Stirn- und Längswehr) lassen sich bei hohen Seepegeln nicht mehr gefahrlos bedienen. Es besteht aber dennoch Verbesserungspotential bei der Bedienung der Wehrgänge und dem Zusammenspiel mit dem Kraftwerk Mühlenplatz, um Abflussschwankungen in der Reuss weiter zu reduzieren.

Das **Modul Grundwasser** wurde aus Kostengründen nur im Steinibachried umgesetzt. Es zeigt sich, dass die Grundwasserneubildung im Steinibachried durch

einsickernden Niederschlag und den Zufluss aus dem Einzugsgebiet erfolgt. Der Vierwaldstättersee hat keinen Einfluss auf die Grundwasserneubildung. Der Grundwasserspiegel im Steinibachried ist nur insofern vom Seepegel geprägt, als der See als Vorfluter wirkt. Bei sehr hohen Seepegeln wird der Grundwasserzustrom abgebremst oder gar leicht gestaut, was sowohl im Ausgangs- als auch im Betriebszustand zu beobachten war. Deshalb wird der Indikator mit der Klasse **«Gleichbleibend»** zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bewertet. Bedarf für eine weitere Optimierung der Regulierung besteht seitens des Grundwassers im Steinibachried nicht.

Die im Rahmen des **Moduls Wasserpflanzen** untersuchte Unterwasservegetation hat sich im Untersuchungszeitraum nur wenig verändert. Die im Vergleich zwischen Ausgangs- und Betriebszustand festgestellten Schwankungen der untersuchten Indikatoren liegen deutlich unter den vorgängig festgelegten Schwellenwerten. In der Tendenz kann für die Betriebsphase unter Berücksichtigung der um 1.4 m erhöhten Bewuchstiefe sogar eine leichte Verbesserung der Lebensraumbedingungen für die Unterwasservegetation postuliert werden. Alle drei Indikatoren werden daher mit der Klasse **«Gleichbleibend»** zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bewertet.

Allerdings ist gleichzeitig festzuhalten, dass mögliche langsamer wirkende Einflüsse der Seeregulierung in dieser kurzen Zeit nicht erfasst werden konnten. Als Massnahme wird eine Fortsetzung des Monitorings empfohlen, um die Entwicklung der Wasserpflanzenverhältnisse zu verfolgen, die Zuständigkeit hierfür liegt jedoch nicht mehr bei der Reusswehrkommission.

Im Rahmen des **Modules Vegetation Feuchtgebiete** wurden in den Jahren der Betriebszustandserhebungen nur wenige nachteilige Entwicklungen beobachtet. Weder wurde ein allgemeiner Rückgang von gefährdeten Arten noch eine allgemeine Zunahme von Neophyten festgestellt. Die Entwicklung der Vegetationstypen wurde mehrheitlich als wünschenswert beurteilt. Die Moore am Vierwaldstättersee scheinen von den höheren Seepegeln im Frühjahr profitieren zu können, die Wasserverfügbarkeit stieg, die Objekte wurden etwas feuchter. Der Indikator «Häufigkeit Arten» wird mit der Klasse **«Gleichbleibend»** und die beiden Indikatoren «Veränderung Kennwerte» und «Fläche Vegetationseinheiten» mit **«Verbesserung»** bewertet.

Die Vegetation reagiert im Allgemeinen verzögert auf veränderte Umweltbedingungen. Vier Jahre nach einer Änderung des Wehrreglements können noch keine grossen Vegetationsveränderungen erwartet werden. Bezüglich der rückläufigen Entwicklung der Übergangsmoore sollten die vorhandenen Daten vertieft ausgewertet und in Abhängigkeit der Ergebnisse die weitere Entwicklung verfolgt werden, die Verantwortlichkeit hierfür liegt jedoch nicht mehr bei der Reusswehrkommission. Auf den höher gelegenen Gebieten in verschiedenen Untersuchungsperimetern scheinen Gehölze zuzunehmen, der regelmässige Herbstschnitt ist unbedingt beizubehalten. Zudem sollten die Neophyten im Auge behalten werden, Probleme macht vor allem *Solidago candensis/Solidago gigantea*, die Bekämpfung von *Reynoutria japonica* sollte von den Kantonen angegangen werden.

Beim **Modul Hecht** weist der Vergleich zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bei der Erreichung des Minimalziels 1 (alle Voraussetzungen für ein erfolgreiches Jahr sind erfüllt) in verschiedenen Feuchtgebieten und für einzelne Entwicklungsphasen auf eine leichte Verschlechterung hin. Es ist aber auffällig, dass dies kaum die mobile Phase betrifft, sondern nur die Laichperiode und das Ei- und immobile Larvalstadium. Aufgrund der sehr unterschiedlich langen Versuchsreihen -für den Ausgangszustand 90 Jahre, für den Betriebszustand 4 Jahre - müssen die Resultate sehr vorsichtig interpretiert werden.

Aufgrund der ungenügenden Datengrundlage konnte für die beiden Indikatoren «Laichhabitat» und «Ei/ immobiles Larvalstadium» keine abschliessende Beurteilung der kurzfristigen Veränderungen vorgenommen werden, sie wurden mit der Kategorie **«Veränderung fraglich»** bewertet. Der Indikator «Mobiles Larvalstadium» fällt in die Klasse **«Gleichbleibend»**. Über die langfristige Veränderung ist ebenfalls noch keine Aussage möglich.

Mittels ergänzenden Auswertungen könnte eine gute Datenbasis geschaffen werden, die es erlaubt die kurzfristigen Veränderungen zu bewerten. Ergeben diese Zusatzauswertungen eine Verschlechterung, sind Ersatzmassnahmen zu realisieren. Es könnte von der Reusswehrkommission aber auch auf weitere Auswertungen verzichtet und im Sinne des Vorsorgeprinzipes direkt Ersatzmassnahmen umgesetzt werden.

Im Rahmen des **Moduls Amphibien** zeigt sich, dass nur rund ein Drittel der Laichgewässer direkt vom Seepiegel beeinflusst ist. Die Analyse zur Ausdehnung der Überflutungsflächen lässt ausserdem die geringe Wirkung der durchschnittlichen Seepegelschwankungen erkennen. Die Überflutung bleibt im Wesentlichen auf die Uferbereiche und die von Fischen besiedelten Gräben beschränkt. Bedeutende Zusatzflächen und ausreichende Zeiträume mit Überflutung, welche eine potentielle Massenvermehrung der Amphibien ermöglichen, entstehen erst bei Wasserständen, die seltener als alle 10 Jahre auftreten. Die Ganglinien der Überflutungsflächen im Betriebszustand zeigen, dass das neue Wehrregime weder einen negativen noch einen spürbaren positiven Einfluss auf die Grösse der überfluteten Fläche während der Fortpflanzungszeit der Amphibien hat. Dennoch haben die Amphibienbestände im Vergleich zum Ausgangszustand abgenommen. Der Rückgang des Amphibienbestandes kann jedoch nicht mit der Einführung des neuen Wehrregimes begründet werden. Die meist kleinen, störungsanfälligen Gewässer sowie der starke Schilfbewuchs dürften dazu geführt haben. Aus diesem Grund werden beiden Indikatoren mit der Klasse **«Gleichbleibend»** zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bewertet.

Die Amphibien aller drei Teilgebiete (Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung) haben für die jeweilige Region eine herausragende Bedeutung. Umso wichtiger ist es, unabhängig vom Einfluss des neuen Wehrregimes, die Populationen zu erhalten, zu fördern und zu stärken. Als Massnahme würde die Anhebung der Pegelstände in Frage kommen; deren Wirkung wird aber als eher gering eingestuft und wäre mit der natürlichen Regulierung bei mittleren Seepiegeln nicht vereinbar. Zusätzlich wird deshalb eine quantitative sowie eine qualitative Aufwer-

tung der Fortpflanzungsgewässer in allen drei Gebieten empfohlen, die jedoch nicht in der Verantwortung der Reusswehrkommission liegt.

Das **Modul Äsche** zeigt auf, dass sich aus der Umstellung vom alten auf das neue Wehrregime für die Äsche in allen drei Entwicklungsstadien Verbesserungen ergeben. Das Angebot an potenziellen Laichhabitaten nimmt zu und die Laichgruben fallen weniger häufig trocken. Während der Larvalphase sind die Abflussspitzen und damit die Gefahr des Abschwemmens weniger ausgeprägt als zuvor. Die Laichaktivität hat sich im Lauf der Untersuchungen nicht erhöht, was aber auch nicht zu erwarten war, da die Entwicklung des Laichtierbestandes ein langfristiger Prozess ist.

Falls sich die hydrologischen Bedingungen aufgrund des Klimawandels nicht ändern, bedeutet die Einführung des neuen Wehrreglements generell günstigere Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung sowie ein Aufkommen der Eier, Brut und Larven der Äsche. Die Indikatoren «Potenzielles Laichhabitat» und «Häufigkeit Larven» werden mit der Klasse «**Verbesserung**», der Indikator «Laichaktivität» mit «**Gleichbleibend**» zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bewertet.

Schlussfolgerungen

Bezogen auf die Beurteilung der kurzfristigen Veränderung weisen von den insgesamt 17 Indikatoren 6 eine Verbesserung zwischen Ausgangs- und Betriebszustand auf, 9 zeigen keine Veränderung an und zwei Indikatoren konnten aufgrund der ungenügenden Datengrundlage nicht abschliessend beurteilt werden. **Insgesamt darf also von einem positiven, zumindest jedoch von keinem deutlich negativen Effekt des neuen Wehrreglements gesprochen werden.** Es gilt jedoch zu beachten, dass die Beobachtungsdauer während der Betriebsphase für die Erfassung von allenfalls sich weniger rasch manifestierenden Auswirkungen sehr kurz war. Dies zeigt sich in der Beurteilung der langfristigen Veränderungen, welche für drei Module noch fraglich ist.

In Kapitel 10 werden die Massnahmenvorschläge modulübergreifend geordnet, mit Prioritäten versehen und die Zuständigkeiten ergänzt.

Dabei haben die höchste Priorität Massnahmen, welche sich auf die Beseitigung von Defiziten oder unklaren Ergebnissen im Rahmen der untersuchten Jahre des Reusswehrmonitorings beziehen (Veränderungen kurzfristig). Dies trifft auf das Modul «Hecht» zu, als Massnahmen wird die ergänzende Auswertung von simulierten Daten empfohlen. Ergeben diese Zusatzauswertungen eine Verschlechterung, sind Ersatzmassnahmen zu realisieren. Es könnte von der Reusswehrkommission aber auch auf weitere Auswertungen verzichtet und im Sinne des Vorsorgeprinzips direkt Ersatzmassnahmen umgesetzt werden.

Priorität 2 haben Massnahmen, welche sich auf die Abklärung der unklaren langfristigen Veränderungen einzelner Module beziehen. Dies trifft insbesondere auf die beiden Module «Wasserpflanzen» und «Vegetation Feuchtgebiete» zu. Die Zuständigkeit hierfür liegt aber nicht bei der Reusswehrkommission, sondern die

weiteren Untersuchungen sollen laufenden Programmen der Kantone oder des Bundes angeschlossen werden.

Ebenfalls Priorität 2 haben die Massnahmen des Modules «Hydrologie», die eine Optimierung des Reusswehres erlauben, welche in verschiedenen Modulen zu Verbesserungen führen und unter Federführung der Reusswehrkommission angegangen werden könnten.

Im Rahmen der Feldaufnahmen und der Datenauswertungen sind in den Modulen weitere Massnahmen (Priorität 3) entwickelt worden, die zu einer Verbesserung für die jeweils untersuchten Lebensgemeinschaften oder Untersuchungsgebiete führen, aber nicht in der Verantwortung der Reusswehrkommission liegen.

Tab. 0.1: Gesamtbeurteilung der Veränderung

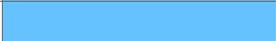
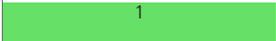
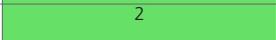
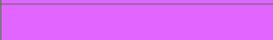
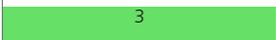
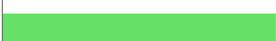
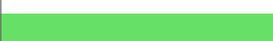
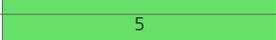
zwischen Ausgangs- und Betriebszustand aller Indikatoren des Umweltmonitorings Reusswehr.

Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre

Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

	= Verbesserung
	= Gleichbleibend
	= Verschlechterung
	= Veränderung fraglich

Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
Modul Hydrologie		
A) Minimalziele UVB		
B) Minimalkriterien UVB		
Modul Grundwasser		
A) Steinibachried		
Modul Wasserpflanzen		
A) Bewuchsfläche		
B) Bewuchsdichte		
C) Vegetationsstruktur		
Modul Vegetation Feuchtgebiete		
A) Häufigkeit Arten		
B) Veränderung Kennwerte		
C) Fläche Vegetationseinheiten		
Modul Hecht		
A) Laichhabitat		
B) Ei/immob. Larvalstadium		
C) Mobiles Larvalstadium		
Modul Amphibien		
A) Potenzielles Habitat		
B) Laichtierpopulation		
Modul Äsche		
A) Pot. Laichhabitat/ Überleben in Laichgruben		
B) Laichaktivität		
C) Häufigkeit Larven		

1 nur Steinibachried

2 Die Abnahme der Bewuchsdichte steht nicht im Zusammenhang mit dem Pegelregime, sondern ist Folge des ausserordentlichen Wachstums-Peaks im Jahr 2011

3 Bekämpfung von *Solidago canadensis/Solidago gigantea* und *Reynoutria japonica* nötig

4 Monitoring zur Beobachtung der Übergangsmoore durchführen

5 Der Rückgang des Amphibienbestandes kann nicht mit der Einführung des neuen Wehrregimes begründet werden. Die meist kleinen, störungsanfälligen Gewässer und der starke Schilfbewuchs dürften dazu geführt haben.

1 Einleitung

1.1 Projekt

Vor 150 Jahren wurde das Nadelwehr in Luzern durch die fünf Uferkantone Luzern, Uri, Schwyz, Ob- und Nidwalden zur Regulierung des Vierwaldstättersees erstellt. Der schlechte bauliche Zustand, die zu kleine Abflusskapazität sowie der aufwendige Betrieb führten dazu, dass in den Jahren 2008–2011 die Anlage saniert und teilweise neu gebaut wurde.

Das Projekt hatte neben der Gesamterneuerung der Reusswehranlage zum Ziel, den Hochwasserabfluss um ca. 100 m³/s auf ca. 430 m³/s zu erhöhen, den Betrieb der Anlage sicherer und einfacher zu machen und den Wehrabfluss bei einem gleichzeitigen Hochwasser der Kleinen Emme zum Schutz der Unterlieger schnell drosseln zu können. Diese Hochwasserschutzziele mussten nach der Ermittlung der Randbedingungen bezüglich des Natur- und Denkmalschutzes angepasst werden.

Ende April 2011 waren die Bauarbeiten abgeschlossen und seit Juli 2011 wurde das Reusswehr mit wenigen, aufgrund von Einstellungsarbeiten gebotenen Unterbrüchen gemäss dem neuen Wehrrglement bedient.

1.2 UVP (Umweltverträglichkeitsprüfung)

Die Reusswehranlage liegt in einem sensiblen Umfeld: Hochwassersicherheit, Heimatschutz, Seeökologie und Naturschutz, Schifffahrt sowie die angrenzenden Bauten stellten hohe Anforderungen an die Planung. Gemäss der Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPV) unterstehen «Werke zur Regulierung des Wasserstandes oder des Abflusses von natürlichen Seen von mehr als 0.5 km² mittlerer Seeoberfläche einschliesslich Betriebsvorschriften» der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP). Deshalb wurde für das Projekt Reusswehr ein Umweltverträglichkeitsbericht erstellt.

Das neue Wehrrglement unterstand somit ebenfalls der UVP Pflicht. Dieses lehnt sich bezüglich der mittleren und minimalen Seestände an das bisherige Regime an. Während rund 90 % der Zeitdauer bleiben die Unterschiede in den Seeständen unter 5 cm. Der Mittelwert des Pegels liegt neu in den Wintermonaten um 10 bis 15 cm tiefer, steigt im Frühjahr schneller an und bleibt in den Sommermonaten etwa 5 bis 10 cm unter dem bisherigen Regime. Präventive Vorabsenkungen, welche bisher im Frühjahr zu tiefen Seeständen geführt haben, werden nur noch in bescheidenem Ausmass vorgenommen. In Zukunft kann, dank dem neuen Reusswehr, bei einem Hochwasserereignis und bei der Schneeschmelze mehr Wasser auf einmal über die Reuss abgeleitet werden, weshalb der Seepiegel im März nicht vorsorglich abgesenkt werden muss. Bei den Seehochständen sind die Unterschiede in den Monaten Juni und Juli signifikant. Der Schadenpegel der Stadt Luzern (434.45 m.ü.M.) wird im Mittel noch alle 12 bis 15 Jahre erreicht oder überschritten. Bisher betrug die Wiederkehrperiode 4 bis 5 Jahre.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung für das neue Wehrrglement erlaubte keine abschliessende Beurteilung aller Auswirkungen auf die Biosphäre. Im Rahmen der

UVB-Hauptuntersuchung wurde deshalb in Zusammenarbeit mit den betroffenen Kantonen und dem BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, heute BAFU) ein «Monitoring-Konzept Biosphäre» erarbeitet, welches die hauptsächlich betroffenen Zielbereiche in 7 Modulen überwacht, siehe Tabelle 1.1. Es ist Bestandteil des Projektes und wurde vom Regierungsrat des Kantons Luzern mit Beschluss vom 3.7.2007 genehmigt (RRB Nr. 880).

1.3 Umweltmonitoring

Für die Umsetzung des Umweltmonitorings Reusswehr wurde das Konzept aus dem UVB in einem Detailkonzept verfeinert (siehe Anhang A). Das Reusswehrmonitoring hat zum Ziel, die ökologischen Auswirkungen der neuen Seeregulierung auf den Vierwaldstättersee und der neuen Abflussdynamik in der Reuss in Luzern zu überwachen. Das Monitoring soll aufzeigen, ob und wie die neuen Regulierungsmöglichkeiten das Ökosystem Vierwaldstättersee beeinflussen und ob allenfalls Gegenmassnahmen ergriffen werden müssen. Das Umweltmonitoring umfasst 7 Module welche insgesamt 16 Indikatoren beinhalten (siehe Tabelle 1.1).

Tab. 1.1: Monitoring-module und ihre Indikatoren. Das Modul Grundwasser wurde nur im Steinibachried zusätzlich erhoben, weshalb keine Indikatoren definiert sind.

Modul	
Hydrologie	A Einhaltung der im UVB formulierten Minimalziele B Bewertung aufgrund der im UVB formulierten Teilkriterien
Wasserpflanzen	A Besiedelte Fläche B Veränderung der Dichte C Veränderung der Artenzusammensetzung
Vegetation Feuchtgebiete	A Häufigkeiten der vorkommenden Arten B Veränderung der Kennwerte der Vegetationseinheiten C Grösse der Fläche der Vegetationseinheiten
Hecht	A Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat B Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvenstadium (Haftphase) C Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das mobile Larvenstadium
Amphibien	A Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven B Grösse der Laichtierpopulation
Äsche	A Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat B Laichaktivität C Häufigkeit von Larven im Uferbereich

Mit Ausnahme der Module Hydrologie, Grundwasser und Hecht wird dabei gemäss Detailkonzept die jeweilige Bestandesgrösse überwacht. Die hauptsächliche Schwierigkeit liegt bei diesem Vorgehen darin, Änderungen in der Bestandesgrös-

se als Folge des veränderten hydrologischen Regimes von der natürlichen Schwankungsbreite der Bestandesgrösse sowie von anderen Systemveränderungen (z.B. bauliche Massnahmen Uferbereich, Veränderungen der Wasserqualität, Klimaveränderung) zu unterscheiden.

Aus diesem Grund ist einerseits das Erfassen der natürlichen Bestandesschwankungen im Rahmen der Ausgangszustandsanalyse wichtig. Andererseits wurden deshalb für die Module «Hecht», «Amphibien» und «Äsche» zusätzliche Indikatoren (je Indikator A) definiert, die nicht auf die Bestandesgrösse, sondern auf die Fläche an potenziell nutzbarem Lebensraum abzielen. Die Kombination zwischen Indikatoren, die Veränderungen der Bestandesgrösse, und solchen, die Veränderungen des potenziell verfügbaren Lebensraums beschreiben, erlaubt eine differenziertere Beurteilung als ein einzelner Ansatz. Deshalb wurde auch das Modul Hecht nachträglich durch eine Bestandesaufnahme ergänzt. Fallen beide Ansätze «schlecht» aus, ist dies ein fundierterer Hinweis, dass ein negativer Einfluss des hydrologischen Regimes besteht.

Für die Module «Wasserpflanzen» und «Vegetation Feuchtgebiete» konnte aufgrund der Komplexität der Reaktion auf die Veränderung des Seepiegels keine solche Indikatorenkombination formuliert werden.

Das Monitoringprogramm umfasst drei Phasen, siehe Tabelle 1.2:

- Erhebung der Datengrundlage (Auswertungen von 1922 bis 2008)
- Erhebung des Ausgangs-Zustandes (bei Feldarbeiten je 2 Erhebungsjahre zwischen 2009 und 2011)
- Erhebung des Betriebs-Zustandes (2012 bis 2015)

Tab. 1.2: Terminierung und Häufigkeit der Erhebungen.

Phase	Jahr	Hydrologie	Wasserpflanzen	Vegetation Feuchtgeb.	Hecht	Amphibien	Äsche
Erhebung Datengrundlage	2008						
	2009				•	•	
Erhebung Ausgangs-Zustand	2009		•	•			
	2010					•	•
	2011	•	•	•	•	•	•
Erhebung Betriebs-Zustand	2012	•					
	2013	•	•	•	•	•	•
	2014	•					
	2015	•	•	•	•	•	•

Gegenstand der Untersuchungen sind hauptsächlich die Naturschutzgebiete Steinibachried (LU), Stansstaderried (NW), Städerried (OW), Hopfräben (SZ), Reussdelta (UR) sowie die Reuss in Luzern (Äsche).

Der vorliegende Bericht wurde anlässlich des Abschlusses des Monitorings erstellt. Er umfasst die Resultate für Ausgangs- und Betriebszustand für die 7 Monitoringmodule mit den jeweiligen Indikatoren sowie die sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen und Beurteilungen.

2 Rechtliche Grundlagen

Rechtliche Grundlage für die frühere Regulierung des Seepegels bildete das Wehrrglement aus dem Jahre 1867, welches dessen Bedienung in Abhängigkeit verschiedener Seewasserstände sowie des Hochwasserfalles der Kleinen Emme regelte. Die Umsetzung oblag der Stadt Luzern resp. dem Zimmerwerk.

Das 2011 in Kraft getretene neue Wehrrglement war Bestandteil des Projektes und des Umweltverträglichkeitsberichtes zum Um- und Ausbau der Reusswehrranlage in Luzern. Es wurde vom Regierungsrat mit Beschluss vom 3.7.2007 genehmigt (RRB Nr. 880).

Verschiedene eidgenössische Gesetze, Verordnungen und Wegleitungen verlangen, dass die Biosphäre des Vierwaldstättersees und der Reuss vor negativen Veränderungen geschützt wird.

- Wasserpflanzen

Die Flachwasserzonen des Vierwaldstättersees sind zusammen mit den angrenzenden Feuchtgebieten über das Natur- und Heimatschutzgesetz geschützt. Zudem ist der See mit Ausnahme der Bucht um Luzern ein BLN-Schutzgebiet (Objektnr. 1606).

- Vegetation Feuchtgebiete

In der Liste der Flachmoore von nationaler Bedeutung (Flachmoorverordnung) sind folgende Feuchtgebiete am Vierwaldstättersee aufgeführt:

- Steinibachried (Nr. 1251),
- Stansstaderried (Schulried/Uertiried Nr. 2945),
- Städerried (Nr. 1953),
- Reussdelta (Flüeler Ried Nr. 2743, Seedorfer Ried Nr. 2744),
- Hopfräben (Nr. 2906).

Zwei Gebiete sind zudem in der Liste der Auengebiete von nationaler Bedeutung enthalten:

- Städerried (Nr. 100)
- Reussdelta (Nr. 105).

- Amphibien

Im und am Vierwaldstättersee liegen mehrere Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Amphibienlaichgebiete-Verordnung). Es handelt sich dabei um die Gebiete Steinibachried, Stansstaderried und Urner Reussdelta.

Die Amphibien sind auch durch das Natur- und Heimatschutzgesetz geschützt.

- Fische (Hecht und Äsche)

Die Fische sind durch das Bundesgesetz über die Fischerei (BGF) geschützt. Dieses Gesetz bezweckt gemäss Art. 1. Abs. 1 Bst. a die natürliche Artenvielfalt und den Bestand einheimischer Fische, Krebse und Fischnährtiere sowie deren Lebensräume zu erhalten, zu verbessern oder nach Möglichkeit wiederherzustellen.

- Äsche

Die Äschenpopulation der Reussstrecke vom Vierwaldstättersee bis zur Grenze des Kantons Luzern hat nationale Bedeutung (Kirchhofer et al. 2002). Damit erhält die Bewahrung der heutigen Bestandesgrösse dieser Art eine gegenüber den anderen Fischarten übergeordnete Bedeutung. Die Äsche steht auf der Roten Liste und wird schweizweit als «verletzlich» eingestuft.

3 Monitoringmodul «Hydrologie»

3.1 Problematik

Der Betrieb der Reusswehranlage hat direkten Einfluss auf das Pegelregime des Vierwaldstättersees und das Abflussregime in der Reuss. Die hydrologischen Veränderungen gegenüber dem Zustand vor Inkrafttreten der neuen Wehrregulierung (Juli 2011) können sich auf verschiedene Aspekte der Biosphäre auswirken. Eine neue Wehrregulierung sollte die Beeinträchtigungen der Biosphäre nach Möglichkeit reduzieren.

3.2 Methodik

Basierend auf vorhandenen Messdaten (Tagesmittelwerte der Stationen Vierwaldstättersee Luzern und Reuss Luzern Geissmattbrücke) werden die Jahre der Zustandserhebung im Ausgangszustand 2009–2011 und Betriebszustand 20012–2015 hinsichtlich ihrer hydrologischen Eigenschaften beurteilt. Als Referenz wird die Periode der Jahre 1970 bis 2008 (Kalenderjahre) resp. 1971 bis 2008 (hydrologische Jahre) verwendet, welche von der Sanierung der Reusswehranlage und dem neuen Wehrreglement nicht beeinflusst wurde. Die Beurteilung stützt sich dabei auf die Jahresmittelwerte (arithmetische Mittel) und eine saisonale Analyse der Pegel- und Abflussverläufe. Für letzteres werden die charakteristischen Werte (Mediane) der Referenzperiode ermittelt und mit den Beobachtungen der Untersuchungsperiode verglichen. Für die Jahre der Zustandserhebung werden die Erfüllung der Teilkriterien gemäss den Vorgaben des UVB ermittelt und der Zusammenhang mit den hydrologischen Ursachen kurz diskutiert.

3.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

3.3.1 Hydrologische Einordnung der Jahre mit Ausgangszustandserhebungen (2009–2011)

Als Referenzperiode für die Beurteilung der Ausgangszustandserhebung wird die Zeitspanne von 1971 bis 2008 (38 Jahre) verwendet. Die Periode kann als repräsentativ für die bisherige Regulierpraxis betrachtet werden. Die Länge der Periode erlaubt statistisch ausreichend abgestützte Aussagen.

Für eine grobe hydrologische Einordnung der Jahre 2009 bis 2011 können die berechneten Mittelwerte der Abflüsse der Reuss und der Pegel im Vierwaldstättersee mit den Werten der Referenzperiode verglichen werden (Tabelle 3.1). Die Auswertung erfolgt jeweils für das hydrologische Jahr (Dauer vom 1. Oktober bis 30. September).

Tab. 3.1: Arithmetische Mittel für die Referenzperiode (mit Standardabweichung) und für die Untersuchungsjahre

Jahr	Pegel Vierwaldstättersee [m ü. M.]	Abfluss Reuss Luzern [m ³ /s]
1971–2008	433.58 (+- 0.033)	108.3 (+-14.5)
2009	433.52	101.5
2010	433.52	111.8
2011	433.53	85.6

Der mittlere Pegel in der Referenzperiode betrug 433.58 m ü. M. bei einer Standardabweichung von 3.3 cm. Der tiefste mittlere Pegel in der Referenzperiode betrug 433.510 m ü. M. (1983); der höchste mittlere Jahrespegel lag bei 433.651 m ü. M. (1982). Der mittlere Abfluss in der Reuss Luzern (Pegel Geissmattbrücke) betrug 108.3 m³/s bei einer Standardabweichung von 14.5 m³/s. Das tiefste Jahresmittel in der Referenzperiode betrug 80.1 m³/s (1972), das höchste Jahresmittel erreichte 143 m³/s (1999).

Für die Periode der Ausgangszustandserhebung ergeben sich folgende Feststellungen:

- **2009** lag der mittlere Reussabfluss übers Jahr betrachtet um 6 % unter dem mittleren Abfluss der Referenzperiode. Bezogen auf den Abfluss handelt es sich um ein durchschnittliches Jahr. Der mittlere Pegelstand im Vierwaldstättersee lag 6 cm unter dem Mittelwert. Diese Differenz liegt deutlich über der Standardabweichung. Der Grund dafür: Der Pegelstand wurde aufgrund der Arbeiten am Reusswehr vor allem im Winterhalbjahr sehr tief gehalten.
- **2010** lag der mittlere Reussabfluss rund 3 % über dem langjährigen Mittelwert. Es handelt sich somit ebenfalls um ein durchschnittliches Jahr. Der mittlere Pegel im Vierwaldstättersee lag wie 2009 um rund 6 cm unter dem Referenzwert. Auch hier waren die Arbeiten am Reusswehr für die vergleichsweise tiefe Absenkung des Sees während des Winterhalbjahres verantwortlich.
- **2011** lag der Reussabfluss 21 % unter dem langjährigen Durchschnitt. Der Wert liegt deutlich unter dem Mittelwert abzüglich der Standardabweichung. Es handelt sich somit um ein ausgesprochen «trockenes» Jahr. Der mittlere Pegelstand lag 5 cm unter dem langjährigen Mittelwert und etwa gleichauf mit den Vorjahren 2009 und 2010. Die Arbeiten am Reusswehr wurden im Frühling 2011 abgeschlossen. Seit Juli 2011 wurde das Reusswehr, mit wenigen aufgrund von Einstellungsarbeiten gebotenen Unterbrüchen, gemäss dem neuen Wehrrglement gefahren.

Detailliertere Aussagen zu den hydrologischen Verhältnissen erlauben die saisonalen Auswertungen gemäss den Abbildungen im Anhang B (Bezug: Kalenderjahr). Daraus lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- **2009** war der Pegel im März aussergewöhnlich tief und fiel mit 433.22 m ü. M. zeitweise unter das Minimum der Referenzperiode. Von April bis Ende Mai erfolgte mit der Schneeschmelze ein markanter Anstieg. Nach starken Schwankungen während der Sommermonate lag der Pegel ab Mitte August bis Ende Jahr auf einem relativ niedrigen Niveau um 433.40 m ü. M.

- Auch **2010** wurde der See vor allem im März auf ein tiefes Niveau abgesenkt. Während des restlichen Jahres folgte der Pegelstand mit den üblichen Schwankungen dem Median der Referenzperiode.
- Das Jahr **2011** startete Mitte Januar mit einem kleinen Hochwasser. Im übrigen Jahr bis Anfang Oktober bewegte sich der Seestand meist im Band zwischen dem Pegel mit 10 % Unterschreitungswahrscheinlichkeit und dem Median. Dieses relativ enge Band wurde durch ein Hochwasser am 10. Oktober durchbrochen (nun bereits ausserhalb des hydrologischen Jahres 2011). Die Abflüsse über das Reusswehr lagen mit wenigen Ausnahmen unter dem Medianwert. Vor allem in der Zeit Mitte April bis Mitte Juni lagen die Abflüsse oft im Bereich der Minima der Referenzperiode.

3.3.2 Indikator A: Einhaltung der im UVB formulierten Minimalziele

Mit den vorhandenen Daten (bis 15.10.2011) wurde die Einhaltung der im UVB formulierten Kriterien in den einzelnen Jahren überprüft. Die Auswertung der Teilkriterien ist in Tabelle 3.4 aufgeführt.

Tab. 3.2: Erfüllung der Indikatoren in der Periode der Ausgangszustandserhebung

Zielbereich	Kriterien	Ausgangszustand		
		2009	2010	2011
Aquatisches System				
Wasserpflanzen u. Wirbellose	Zm(Nov-Apr) > 433.4	433.43	433.41	433.45
	Zm(Nov-Apr)-Std > 433.20	433.33	433.34	433.38
Fische Reuss (Seeforelle)	Qmin5(Nov-Dez) > 30 m ³ /s	42	48	51
	dZmax(Dez-Feb) < 1.0 m	0.70	0.83	0.98
Fische Reuss (Aesche)	Qmin15(15.Mär-15.Mai) > 50 m ³ /s	86	54	71
	dZmax(15.Mär-15.Mai) < 0.35 m	0.56	0.45	0.38
Terrestrisches System				
Ufervegetation See	Zm < 433.72	433.52	433.52	433.53
	dZ20(Mär-Jun) > 0	3x verletzt	4x verletzt	3x verletzt
	Zmax (Jun-Jul) > 434.0	434.03	434.01	433.85
Ufervegetation Reuss	Qmax > 300 m ³ /s	242	323	250
Wirbellose See	Zmax (Mai-Jun) > 433.8	434.03	433.82	433.81
	dZ60(Mai-Jun; 433.8) < -0.1 m	1x verletzt	erfüllt	erfüllt
Fische See	Zmin(Apr) > 433.4	433.22	433.32	433.34
	dZmaxmin(1. Apr-20.Jun) < 0.4 m	0.41	0.15	0.08
	dZmaxmin(21.Jun-31.Jul) < 0.8 m	0.52	0.20	0.23
Amphibien See	Zmax(Mär-Mai) > 433.70	434.00	433.73	433.66
	Zmin(Mär-Aug; 433.70) > 433.70	433.42	433.54	433.55
	dZmaxmin(Mär-Jun) < 0.4 m	erfüllt	erfüllt	erfüllt
Vögel See	dZ30(Aug-Okt) < 0	1x verletzt	1x verletzt	1x verletzt
	dZmaxmin(Mai) < 0.5 m	0.55	0.28	0.19
Fischerei Reuss	Qmin > 22 m ³ /s	30	27	22

Bezeichnungen

Q	Abfluss Reuss Luzern (Tagesmittel)
Z	Wasserstand im See oder Reuss Luzern (Tagesmittel)
dZ	Pegeldifferenz
Std	Standardabweichung des Pegels
m	arithmetisches Mittel der Periode resp. hydrol. Jahr
max	Maximum der Periode resp. hydrol. Jahr
min	Minimum der Periode
X	betrachtete Zeitspanne von X Tagen
maxmin	zwischen allen Maxima und nachfolgenden Minima
	Kriterium verletzt

3.3.3 Indikator B: Bewertung des hydrologischen Jahres aufgrund der im UVB formulierten Teilkriterien

Aquatisches System

Die Kriterien für das aquatische System können mit einer Ausnahme eingehalten werden. Die Ausnahme betrifft das Absinken des Pegels in der Reuss in der Periode 15. März bis 15. Mai. Das maximal zulässige Mass von 35 cm wird in allen Un-

tersuchungsjahren deutlich überschritten. Besonders negativ schneidet das Jahr 2010 ab. Vom 2. April 2010 (Abfluss 94 m³/s) bis zum 22. April (Abfluss 22 m³/s) nahm der Pegel bei der Geissmattbrücke um 95 cm ab. Diese starke Abnahme des Pegels kann auf eine baulich bedingte Manipulation am Reusswehr zurückgeführt werden.

Terrestrisches System

Folgende Kriterien werden in keinem Jahr der Untersuchungsperiode eingehalten:

- Von März bis Juni sollte der Seepegel innerhalb eines Intervalls von 20 Tagen ansteigen (Ufervegetation See).
- Der minimale Pegel im April sollte über 433.4 m ü. M. liegen (Fische See).
- Nach Überschreiten von 433.7 m ü. M. sollte der Pegel im Zeitraum März bis August nicht mehr unter diesen Wert absinken (Amphibien See).
- Von August bis Oktober sollte der Seepegel innerhalb eines Intervalls von 30 Tagen fallend sein (Vögel See).

Gemäss Auswertung im UVB wurden diese Kriterien auch in der Referenzperiode nur selten eingehalten (Erfüllung 5 % bis 18 %). Die übrigen Kriterien werden unterschiedlich eingehalten: 2009 werden die Kriterien zu den maximal zulässigen Pegelschwankungen verletzt (Fische See, Vögel See). Im «trockenen» Jahr 2011 bleibt der maximale Pegel im Zeitraum März bis Mai unter dem angestrebten Wert von 433.7 m ü. M. (Amphibien See) und im Zeitraum Juni bis Juli unter dem Wert von 434.0 m ü. M. (Ufervegetation See).

Folgerungen für die Periode der Ausgangszustandserhebung

Die vergleichenden Betrachtungen zu den Jahren 2009 bis 2011 mit der Referenzperiode (1971–2008) lassen folgende Schlüsse zu:

- Die Jahre 2009 und 2010 sind bezüglich des mittleren Reussabflusses als durchschnittlich zu bezeichnen.
- Die mittleren Pegelstände lagen sowohl 2009 als auch 2010 deutlich unter dem Mittelwert der Referenzperiode und nahe beim Minimum von 1983.
- Das hydrologische Jahr 2011 war ausgesprochen «trocken». Der mittlere Reussabfluss war rund 21 % tiefer als im langjährigen Mittel. Nur zwei Jahre (1972 und 1976) in der Referenzperiode waren bezüglich der mittleren Reussabflüsse noch «trockener».
- 2011 lag der mittlere Pegel ebenfalls vergleichsweise tief, was im Unterschied zu den beiden Vorjahren jedoch dem tiefen Seeausfluss entspricht. Der Pegelstand von 2011 korrespondiert somit mit dem allgemein tieferen Reussabfluss.
- Die Erfüllung der Zielkriterien für die Jahre 2009 und 2010 liegt im «normalen» Bereich. Der Indikator «Fische Reuss (Äsche)» reagiert 2010 stark auf die baulich bedingte Abnahme des Reussabflusses im April 2010.
- Das «trockene» Jahr 2011 schneidet bezüglich der Zielerfüllung schlechter ab. Die erwünschten hohen Seestände im Frühjahr und Sommer werden nicht erreicht.

3.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

3.4.1 Hydrologische Einordnung der Hydrologie der Jahre mit Betriebszustandserhebungen (2012–2015)

Die Jahre der Betriebszustandserhebung seit Inbetriebnahme der sanierten Reusswehranlage im Juni 2011 lassen sich anhand der mittleren jährlichen Pegelstände und Reussabflüsse mit der Referenzperiode und den Vorjahren vergleichen (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Arithmetische Mittel für die Referenzperiode und die Untersuchungsjahre bezogen auf das hydrologische Jahr (1.10. – 30.9.).

Jahr	Pegel Vierwaldstättersee [m ü. M.]	Abfluss Reuss Luzern [m ³ /s]
Referenzperiode		
1971–2008	433.58 (+ 0.033)	108.3 (+14.5)
Ausgangszustand		
2009	433.52	101.5
2010	433.52	111.8
2011	433.53	85.6
Betriebszustand		
2012	433.55	114
2013	433.59	126
2014	433.58	109
2015	433.57	111

Die beobachteten Pegel und Abflüsse der Periode 2012–2015 liegen alle im erwarteten Rahmen. Für die hydrologischen Jahre können folgende Angaben gemacht werden:

- **2012:** Der mittlere Reussabfluss liegt 6 % über dem mittleren Abfluss der Referenzperiode. Der mittlere Pegelstand im Vierwaldstättersee liegt 3 cm unter dem Mittelwert. Beide Werte (Abfluss und Pegel) bewegen sich innerhalb der Standardabweichung. Bezüglich der Mittelwerte handelt es sich um ein «normales» Jahr.
- **2013:** Die Mittelwerte von Abfluss und Pegel liegen über dem langjährigen Erwartungswert. Beim Reussabfluss liegt die Differenz zum Mittelwert sogar über der Standardabweichung. Es handelt sich um ein «nasses» Jahr.
- **2014:** Die Jahresmittel von Abfluss und Pegel entsprechen dem langjährigen Mittelwert. Es handelt sich bezogen auf den Mittelwert um ein durchschnittliches Jahr.
- **2015:** Das Jahresmittel von Abfluss und Pegel entsprechen dem langjährigen Mittelwert. Es handelt sich bezogen auf den Mittelwert um ein durchschnittliches Jahr.

Detailliertere Aussagen zu den hydrologischen Verhältnissen erlauben die saisonalen Auswertungen gemäss den Abbildungen im Anhang B (Bezug: Kalenderjahr). Daraus lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- **2012:** Der Pegel im Februar ist ungewöhnlich tief und fällt mit 433.32 m ü. M. zeitweise auf das Minimum der Referenzperiode. Ende April werden nochmals tiefe Pegel beobachtet, bevor mit einsetzender Schneeschmelze ein rascher Pegelanstieg erfolgt. In den Sommermonaten Juli und August liegen die Pegel rund 20 cm unter den üblicherweise hohen Seeständen. Der höchste Jahresstand wird, wie im Vorjahr, im Oktober erreicht.
- **2013:** Die Seepiegel liegen bis Mitte April tiefer als der Median der Beobachtungsperiode (Ausnahme: Erste Hälfte Februar). Die zugehörigen Reussabflüsse liegen über dem Median. Das neue Reglement führt im Winter tendenziell zu tieferen Pegeln, was dem natürlichen Regime näher kommt. Mitte April erfolgt mit einsetzender Schneeschmelze ein starker Pegelanstieg. Anfang Juni wird der Maximalpegel von über 434.20 m ü. M. erreicht. Im Juli liegen die Pegel wieder deutlich unter den Medianwerten.
- **2014:** Der Vorsommer ist ungewöhnlich trocken mit sehr tiefen Pegelständen im Juni. Juli und erste Hälfte August sind sehr nass. Im Pegelverlauf treten die Seehochstände entsprechend spät im Jahr auf. Die saisonale Verteilung von Pegel und Reussabfluss ist aussergewöhnlich.
- **2015:** Auf einen nassen Frühling (April–Mai) und dem Jahresmaxima anfangs Mai folgt ein durchschnittlicher Juni. In der Zeitperiode Juli bis Mitte August fallen Pegel und Abfluss auf langjährige Tiefstwerte ab. Das Jahr 2015 erscheint wie ein gespiegeltes 2014: Frühling 2015 nass (2014 trocken); Juli–August 2015 sehr trocken (2014 sehr nass).

3.4.2 Indikator A: Einhaltung der im UVB formulierten Minimalziele

Mit den vorhandenen Daten wurde die Einhaltung der im UVB formulierten Kriterien in den einzelnen Jahren überprüft. Die Auswertung der Teilkriterien ist in Tabelle 3.4 aufgeführt.

Tab. 3.4: Erfüllung der Indikatoren in den untersuchten Jahren des Ausgangs- und Betriebszustandes

Zielbereich	Kriterien	Ausgangszustand			Betriebszustand			
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Aquatisches System								
Wasserpflanzen und Wirbellose	Zm(Nov-Apr) > 433.4	433.43	433.41	433.45	433.43	433.47	433.45	433.51
	Zm(Nov-Apr)-Std > 433.20	433.33	433.34	433.38	433.36	433.36	433.37	433.41
Fische Reuss (Seeforelle)	Qmin5(Nov-Dez) > 30 m³/s	42	48	51	37	61	44	57
	dZmax(Dez-Feb) < 1.0 m	0.70	0.83	0.98	0.75	0.75	0.11	0.52
Fische Reuss (Äsche)	Qmin15(15.Mär-15.Mai) > 50 m³/s	86	54	71	78	62	86	77
	dZmax(15.Mär-15.Mai) < 0.35 m	0.56	0.45	0.38	0.14	0.33	0.2	0.66
Terrestrisches System								
Ufervegetation See	Zm < 433.72	433.52	433.52	433.53	433.55	433.59	433.58	433.57
	dZ20(Mär-Jun) > 0	3x verletzt	4x verletzt	3x verletzt	6x verletzt	3x verletzt	5x verletzt	4x verletzt
	Zmax (Jun-Jul) > 434.0	434.03	434.01	433.85	434.02	434.23	434.12	433.93
Uferveget. Reuss	Qmax > 300 m³/s	242	323	250	318	354	323	321
Wirbellose See	Zmax (Mai-Jun) > 433.8	434.03	433.82	433.81	434.02	434.23	433.75	434.13
	dZ60(Mai-Jun; 433.8) < -0.1 m	1x verletzt	erfüllt	erfüllt	2x verletzt	2x verletzt	erfüllt	2x verletzt
Fische See	Zmin(Apr) > 433.4	433.22	433.32	433.34	433.32	433.28	433.39	433.5
	dZmaxmin(1. Apr-20.Jun) < 0.4 m	0.41	0.15	0.08	0.24	0.43	0.18	0.3
	dZmaxmin(21.Jun-31.Jul) < 0.8 m	0.52	0.20	0.23	0.4	0.42	0.4	0.43
Amphibien See	Zmax(Mär-Mai) > 433.70	434.00	433.73	433.66	433.81	433.88	433.76	433.13
	Zmin(Mär-Aug; 433.70) > 433.70	433.42	433.54	433.55	433.47	433.55	433.58	433.45
	dZmaxmin(Mär-Jun) < 0.4 m	erfüllt	erfüllt	erfüllt	erfüllt	erfüllt	erfüllt	erfüllt
Vögel See	dZ30(Aug-Okt) < 0	1x verletzt	1x verletzt	1x verletzt	3x verletzt	2x verletzt	erfüllt	2x verletzt
	dZmaxmin(Mai) < 0.5 m	0.55	0.28	0.19	0.18	0.01	0.2	0.54
Fischerei Reuss	Qmin > 22 m³/s	30	27	22	36	46	42	46
Bezeichnungen Q Abfluss Reuss Luzern (Tagesmittel) max Maximum der Periode resp. hydrolog. Jahr Z Wasserstand im See oder Reuss Luzern (Tagesmittel) min Minimum der Periode dZ Pegeldifferenz X betrachtete Zeitspanne von X Tagen Std Standardabweichung des Pegels maxmin zwischen allen Maxima und nachfolgenden Minima m arithmetisches Mittel der Periode resp. hydrolog. Jahr Kriterium verletzt								

3.4.3 Indikator B: Bewertung des hydrologischen Jahres aufgrund der im UVB formulierten Teilkriterien

Aquatisches System

Es werden, mit einer Ausnahme, sämtliche Kriterien eingehalten. Die Ausnahme betrifft den Zielbereich Fische Reuss (Äsche) im Jahre 2015: Das Hochwasser anfangs Mai führte zu einem starken Rückgang des Reusspegels, wodurch der zulässige Grenzwert überschritten wurde. In der dreijährigen Vergleichsperiode wurde dieses Zielkriterium jedes Jahr verletzt.

Terrestrisches System

Die Einhaltung der Zielkriterien liegt im erwarteten Rahmen. Wird die Anzahl verletzter Zielkriterien als (grober) Masstab für die Güte der Regulierung betrachtet, erhält man für die vierjährige Beobachtungszeit einen Durchschnitt von 5.3. In der Vergleichsperiode beträgt die Anzahl nicht eingehaltener Kriterien 6.7.

3.5 Schlussfolgerungen

Nach vier Jahren Erfahrung mit dem Betrieb der sanierten Reusswehranlage und dem neuen Wehrrglement zeigt sich, dass die Einhaltung der Zielkriterien im erwarteten Rahmen liegt. Im Vergleich zur Periode für die Erhebung des Ausgangszustandes (2009–2011) ergibt sich insgesamt eine Verbesserung in der Einhaltung der Zielkriterien.

Einschränkend für eine weitere Optimierung des Pegelregimes sind die betrieblichen Randbedingungen der historischen Reusswehranlage. Die Nadelwehre (Stirn- und Längswehr) lassen sich bei hohen Seepegeln nicht mehr gefahrlos bedienen. Temporäre Abweichungen vom Soll-Abfluss des Wehrrgements sind zu akzeptieren. Deren Auswirkungen sind im Rahmen der UVP berücksichtigt worden und haben sich im erwarteten Ausmass eingestellt.

3.6 Beurteilung und Massnahmen

Die Hydrologie ist kein Zielbereich für sich. Eine Beurteilung sei hier trotzdem auf der Grundlage von drei einfachen Fragen gewagt:

- *Sind die Veränderungen im Pegel- und Abflussregime im erwarteten Umfang eingetreten?*
Ja. Die Erfahrung nach vier Betriebsjahren liefert keine Hinweise auf Abweichungen zu den im UVB prognostizierten Veränderungen im Pegel- und Abflussregime.
- *Ist das neue Pegelregime «natürlicher», d.h. entspricht das Regime eher einem unregulierten System?*
Ja. Mit dem neuen Wehrrglement ist der Pegelstand näher mit den Zuflüssen verknüpft. Geringere Zuflüsse z.B. in den Wintermonaten führen zu einem tieferen Seestand. Mit einsetzender Schneeschmelze steigt der Seepegel an, wie es auch im unregulierten System erfolgen würde.
- *Ist das Abflussregime in der Reuss «natürlicher»?*
Ja. Abrupte Abflussveränderungen in der Reuss sind im Vergleich zur Referenzperiode wesentlich seltener.

In der Gesamtwertung kann von einer Verbesserung im Pegel- und Abflussregime gesprochen werden.

Tab. 3.5: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Hydrologie»

im Vergleich vor und nach Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements

Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre

Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

- = Verbesserung
- = Gleichbleibend
- = Verschlechterung
- = Veränderung fraglich

Modul «Hydrologie»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Minimalziele UVB		
B) Minimalkriterien UVB		

Ein Verbesserungspotential ist bei der Bedienung der Wehrgänge zu orten. Das hydraulische Seitenwehr könnte stärker eingesetzt werden, um Abflussschwankungen in der Reuss weiter zu reduzieren:

- Während Manipulationen am Stirnwehr könnte das Seitenwehr im aktiven Betriebszustand gehalten werden (unter Beachtung der prioritären Sicherheitsanforderungen).
- Vor einem Wechsel der Turbineneinstellungen beim Kraftwerk Mühlenplatz sollte die Stellung des Seitenwehres überprüft werden. Erlaubt die Stellung der Klappe eine rasche Kompensation nicht, sollte auf abflusserhöhende Manipulationen beim Kraftwerk verzichtet werden.

Diese Massnahmen beziehen sich auf das Modul «Hydrologie», die modulübergreifende und mit Prioritäten und Zuständigkeiten ergänzte Übersicht über alle Massnahmen ist in Kapitel 10 zu finden.

4 Monitoringmodul «Grundwasser»

Auf das Modul Grundwasser musste aus Kostengründen generell verzichtet werden. Der Kanton Luzern hat die Grundwassermessungen im Steinibachried, finanziert vom uwe Luzern, durchgeführt. Da dieses Modul nur im Steinibachried durchgeführt werden konnte, werden nachfolgend die Kapitel «Schlussfolgerungen» sowie «Beurteilung und Massnahmen» aufgeführt, der komplette Bericht findet sich in Anhang C.

4.1 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse des Betriebszustandes von Mai 2011 bis Oktober 2015 lassen im Vergleich zum Ausgangszustand (Januar 2010 bis April 2011) folgende Schlüsse zu:

1. Grundwasserneubildung:

Die Grundwasserneubildung im Steinibachried erfolgt primär durch einsickernden Niederschlag und durch Zufluss aus dem landwärtigen Einzugsgebiet. Das Seewasser trägt bei sehr hohem Seepiegel in äusserst geringem Masse und nur im ufernahen Bereich sekundär durch Infiltration zur Grundwasserneubildung bei.

2. Vorfluter:

Im Steinibachried wirkt der See als Vorfluter. Bei tiefem Seewasserstand ist der Gradient des Grundwasserszutroms vergleichsweise hoch und gleicht sich erst am Ufer dem Seepiegel an. Auch bei mittleren Wasserständen liegt der Grundwasserspiegel in der Regel immer über dem Seespiegel.

3. Gradient:

Mit steigendem Seepiegel steigt in Seenähe unmittelbar auch der Grundwasserspiegel und das Grundwasserspiegelgefälle in Richtung See nimmt kontinuierlich bereits in seeferneren Bereichen, d.h. rund 100 m bis 150 m vom Ufer entfernt, ab. Gegenüber der relativ kurzen Beobachtungsphase während des Ausgangszustandes (ca. 15 Monate) wurde während der knapp 4.5-jährigen Phase des Betriebszustandes insbesondere bei sehr hohen Seepiegeln eine Umkehr des Grundwassergradienten vom See landeinwärts beobachtet. Solche Seehochstände üben auf den Grundwasserstrom eine Art Stauwirkung aus, welche im Extremfall mehrere Stunden bis wenige Tage andauern kann.

4.2 Beurteilung und Massnahmen

Infolge der Regulierung durch das Reusswehr wird im Winterhalbjahr der natürlicherweise generell tiefe Seepiegel auf tiefem Niveau gehalten. So bleibt der Seewasserstand über Wochen oder gar Monate (vgl. Anhang C, Daten im Berichtsanhang: z.B. Februar 2012, Januar bis Mitte März 2014, Februar 2015) mehr oder weniger auf konstant tiefer Kote. Die Ganglinien der Grund- und Seewasser-

stände zeigen am Beispiel vom Januar/Februar 2014 anschaulich, dass der Grundwasserspiegel um ca. 10 cm bis 15 cm – verursacht durch Niederschläge und vermutlich periodischen Schmelzwassereintrag – ansteigt, obwohl der Seepegel auf tieferem Niveau verharrt. Somit scheint der Seepegel den Grundwasserstand bei Tiefständen nicht merklich zu beeinflussen.

Bei sehr hohem Seepegel hingegen bestimmt der Seewasserstand die ufernahen Grundwasserverhältnisse, indem der Grundwasserzustrom abgebremst oder gar leicht gestaut wird. So erfolgt im Uferbereich eine zeitweilige Angleichung des Grundwasserstandes an den Seespiegel und der Rückstau ist landeinwärts bis auf eine Distanz von rund 100 m bis 150 m im Druckspiegel der Grundwassermessstellen feststellbar. Solche Hochwasserereignisse mit fast identischen See- und Grundwasserständen waren bereits im Ausgangszustand 2010/2011 zu beobachten.

Die Gesamtbeurteilung der Veränderung des Grundwassers im Steinibachried ist in Tabelle 4.1 dargestellt. Aufgrund der dargelegten Untersuchungsergebnisse kann der Vergleich des Ausgangszustandes 2010/2011 mit dem Betriebszustand 2011 bis 2015 mit der Bewertung gleichbleibend klassiert werden. Hinsichtlich der Grundwasserverhältnisse im Steinibachried sind im Zusammenhang mit dem Betrieb des neuen Reusswehrs keine Massnahmen erforderlich.

Tab. 4.1: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Grundwasser»

im Vergleich vor und nach Inbetriebnahme des neuen Wehreglements

Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre

Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

- = Verbesserung
- = Gleichbleibend
- = Verschlechterung
- = Veränderung fraglich

Modul «Grundwasser»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Steinibachried		

5 Monitoringmodul «Wasserpflanzen»

5.1 Problematik

Das Monitoringmodul «Wasserpflanzen» hatte zum Ziel, die Auswirkungen der seit 2011 betriebenen neuen Seeregulierung auf die Wasserpflanzen zu überwachen. Mit dem neuen Wehrrglement soll unter anderem vermieden werden, dass tiefe Seepegel über längere Zeit oder in kritischen Perioden (z.B. im Frühjahr) auftreten, was potenziell zu erheblichen Beeinträchtigungen der Wasserpflanzen – insbesondere im Flachwasserbereich – führen könnte. Bei niedrigeren Wasserständen spielen in der nahen Uferzone folgende Prozesse eine massgebliche Rolle:

- Stärkere mechanische Belastung des Untergrundes durch Wellenwirkung
- Aufwirbelung des Sedimentes mit Verschlechterung der Lichtverhältnisse
- Mobilisierung des Untergrundes mit Erosion von Pflanzenstandorten
- Trockenfallen von Beständen im Extremfall.

Für die Unterwasservegetation wäre in einem solchen Fall mit Auswirkungen wie Verlust an Bewuchsfläche, Rückgang der Bewuchsdichte und Veränderung der Vegetationsstruktur zu rechnen. Als Indikatoren zur Beurteilung allfälliger Veränderungen standen daher die besiedelte Fläche (Indikator A), die Bewuchsdichte (Indikator B) sowie die Artenzusammensetzung (Indikator C) im Zentrum der Auswertung.

Obwohl die grosse Fülle der Daten weitergehende Analysen (u.a. artspezifisch) zulassen würde, beschränkt sich der vorliegende Bericht auf die Darstellung und Diskussion der definierten Indikatoren. Im Anhang D findet sich neben der Dokumentation der Untersuchungsstellen auch ein ausführlicher Bericht¹.

5.2 Methodik

Die Erhebung der Vegetationsverhältnisse in den Untersuchungsperimetern Horwerbuch, Seedorferbuch und Stansstad wurde nach der Methode «MESAV+» durchgeführt (Anhang D). Die Wasserpflanzen und Untergrundverhältnisse werden mit Tauchgängen entlang von 10 vorgängig definierten Transekten im Abstand von 25–40 m aufgenommen (flächendeckende Kartierung); die Transekte reichen vom Ufer (inkl. Uferpflanzen) bis zur unteren Verbreitungsgrenze. Die Abschnittsgrenzen werden bei Änderungen der Gesamtdichte, der Artenzusammensetzung sowie der Untergrundbeschaffenheit oder -neigung gesetzt.

Die Durchführung der Aufnahmen erfolgte in den Jahren 2009 (Stansstad 2010) / 2011 (Ausgangszustand) sowie 2013 / 2015 (Betriebszustand), jeweils im Zeitraum Juli–August zum Zeitpunkt der grössten Biomasse (Phase der vollständig

¹ Mit Fokussierung der Auswertung auf die drei Indikatoren (und auf die Fragestellung allfällig tiefer liegender Pegelstände in der Betriebsphase) kann an dieser Stelle nicht auf die Entwicklung artspezifischer Besonderheiten (räumlich, zeitlich, im Tiefenverlauf) in jedem Untersuchungsperimeter und auch in einer übergeordneten Gesamtsicht eingegangen werden. Aufgrund der standardisierten Methodik und den daraus ermöglichten quantitativen Analysen lassen sich die Verhältnisse auch auf Artebene detailliert analysieren und mit überlagernden Faktoren und Einflüssen – welche für jeden Standort auch einen gewissen «proprietären» Charakter aufweisen – in Beziehung bringen. Im vorliegenden Bericht sind die vorkommenden Arten lediglich summarisch in Form von Vergleichen in der Ähnlichkeit der Vegetationsstruktur berücksichtigt.

ausgebildeten Vegetation, für ausführlichen Methodenbeschrieb siehe Anhang D).

Die Auswertung und Analyse des Betriebszustandes erfolgt in Form eines Vergleichs der beiden Phasen VOR und NACH Inkraftsetzung des neuen Wehrreglementes. Das Wasserpflanzen-Monitoring wurde spezifisch darauf angelegt, anhand von jeweils zwei Erhebungen pro Phase die natürlicherweise auftretenden jährlichen Schwankungen auszugleichen und anhand von Erkenntnissen aus dem Ausgangszustand (siehe Arbeitshypothesen zu den Indikatoren) die Unterschiede zu bewerten und einzuordnen. Die Schwankungen wurden jeweils anhand des Vergleichs der beiden Untersuchungen je Phase ermittelt.

Es werden dabei Vergleiche auf zwei Ebenen (LEVEL) vorgenommen:

- LEVEL 1: Zusammenfassung der beiden Erhebungen in jeder Phase und Gegenüberstellung VOR und NACH für jeden Perimeter separat (3 Vergleichspaare). *Beispiel: Vergleich der zusammengefassten Daten 2009/2011 mit jenen von 2013/2015 für die Horwerbucht (Basis: 20 Transekte VOR und 20 Transekte NACH).*
- LEVEL 2: Zusammenfassung der beiden Erhebungen in jeder Phase und Gegenüberstellung VOR und NACH für alle Perimeter zusammen (1 Vergleichspaar). *Beispiel: Vergleich der zusammengefassten Daten 2009/2011 mit jenen von 2013/2015 aus jeweils allen 3 Standorten (Basis: 60 Transekte VOR und 60 Transekte NACH).*

Die Vergleiche erfolgen auf beiden LEVELs sowohl für den ganzen Tiefenbereich (Ufer bis untere Verbreitungsgrenze) als auch separat für die Zone 0–2 m Wassertiefe.

In Tabelle 5.2 sind alle vorgenommenen Vergleiche überblicksmässig aufgeführt. Tabelle 5.3 zeigt die zusammengefasste Liste der vorkommenden Arten und ihre Häufigkeiten (Auszug LEVEL 2). In Abbildung 5.1 wird beispielhaft für den Perimeter Stansstad die Wasserpflanzen-Gesamtdichte für die vier Erhebungen dargestellt.

5.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

5.3.1 Indikator A: Veränderung der besiedelten Fläche

Die flächenmässige Ausdehnung der Wasserpflanzenbestände wurde bezüglich der Gesamtdichte analysiert. An den Standorten Seedorferbucht und Stansstad ist die besiedelte Fläche in den beiden Jahren des Ausgangszustandes praktisch identisch geblieben, in der Horwerbucht liegt eine Zunahme von rund 9 % vor (siehe Tab. 5.2; Ausdehnung der unteren Verbreitungsgrenze um 1.7 m Wassertiefe).

Grössere Verschiebungen zeigen sich in den Flächenanteilen der verschiedenen Bewuchskategorien, so nimmt die Dichtestufe « ≥ 75 % bewachsen» bei allen Perimetern zu, in der Horwerbucht um +17 %, in der Seedorferbucht um +28 % und am deutlichsten im Perimeter Stansstad mit +53 %. Zur Beurteilung der Auswirkungen niedrigerer Pegelstände ist die Flächengrösse der Dichtestufe « ≤ 25 %

bewachsen» relevant, sie würde im Eintretensfall zunehmen. Im Ausgangszustand hat sich dieser Anteil jedoch überall verkleinert (zwischen -7 und -34 % gegenüber der jeweiligen Basisfläche des Perimeters).

→ Arbeitshypothese für den Vergleich Ausgangs- und Betriebszustand: Eine «jährliche» Veränderung der Bewuchsfläche in der Grössenordnung von $\pm 10\%$ ist als «normale» natürliche Schwankung zu betrachten.

5.3.2 Indikator B: Veränderung der Bewuchsdichte

Die Entwicklungen in der Bewuchsdichte sind in Tab. 5.2 dargestellt. An den Standorten Horwerbucht und Seedorferbucht bleibt die mittlere Dichte für den gesamten Perimeter bei Stufe 4 («51–75 % bewachsen»), bei Stansstad ergibt sich ein Wechsel von Stufe 3 («26–50 %») zu Stufe 4 («51–75 %»). Die drei Monitoringflächen weisen am Ende des Ausgangszustandes im Mittel eine dichte bis sehr dichte Vegetation auf.

Eine weitergehende Analyse der Bewuchsdichteverhältnisse ist über die Vegetations-Abundanz möglich. Dieser Wert repräsentiert die Pflanzenmenge und wird aus der Dichtestufe und der Bewuchsfläche ermittelt. Im Vergleich der beiden Erhebungen im Ausgangszustand zeigt sich für alle Perimeter eine Zunahme, in der Horwer- und Seedorferbucht um etwas mehr als +20 %, bei Stansstad sogar um fast 100 %, was praktisch einer Verdoppelung der Pflanzenmenge gleichkommt. In der Horwerbucht ist ein Teil des Zuwachses auf die Vergrösserung der besiedelten Fläche (an der unteren Verbreitungsgrenze) zurückzuführen, die Dichte nimmt aber generell zu, da die relative Erhöhung der Abundanz grösser ist als jene der Fläche.

Insgesamt hat bei allen Perimetern im Ausgangszustand eine innere Verdichtung stattgefunden (überall Zunahme der Fläche mit der höchsten Bewuchsstufe), am markantesten in Stansstad. Letzteres ist zusätzlich bemerkenswert, weil an diesem Standort die Erhebungen im Abstand von nur einem Jahr erfolgten. Wie das Beispiel zeigt, ist es also möglich, dass sich die Bewuchsdichte im Abstand von einer Vegetationsperiode massiv verändern kann. Ein Zusammenhang mit dem Pegelregime dürfte dabei auszuschliessen sein. In der Abklärung potenzieller Einflussgrössen auf die Vegetationsentwicklung ergeben sich im Verlauf der Sonnenstunden, und im Besonderen der Anzahl Sonnenstunden in der Periode März–Mai, starke Anhaltspunkte für eine mögliche Ursache des überproportionalen Pflanzenwachstums. Im Frühling 2011 lag die Sonnenscheindauer mit 7.1 h im Tagesmittel ausserordentlich hoch. In den beiden Vorjahren betrug dieser Wert 4.1 und 5.3 h (Mittelwert der ganzen Periode 2009–2015 = 5.3 h). Wir gehen davon aus, dass sich die Sonnenscheindauer auch auf die Wassertemperatur auswirkt und beide Einflussgrössen, ausserordentlich gutes Lichtangebot und erhöhte Temperaturen am Anfang der Wachstumsperiode, zum beobachteten Vegetationsschub geführt haben. Andere Faktoren scheinen kaum in Frage zu kommen. Die Nährstoffgehalte liegen im Vierwaldstättersee seit 1992 sehr tief und schwanken nur noch wenig, der Einfluss von Trübungen, konkret am Standort Stansstad (und vermutlich auch in der Horwerbucht) durch befrachtetes Wasser aus dem Alpnachersee ist unwahrscheinlich, da entsprechende Einschichtungen im Sommer ab ca. 4–7 m Wassertiefe in jedem Untersuchungsjahr vorkamen und die Ver-

dichtung auf der ganzen Fläche über den ganzen Tiefenbereich stattfand. Warum sich der Faktor «Sonnenscheindauer» in Stansstad in besonderem Masse auswirkte, bleibt vorläufig offen.

→ Arbeitshypothese für den Vergleich Ausgangs- und Betriebszustand: Eine «jährliche» Veränderung der Abundanz in der Grössenordnung von $\pm 20\%$ ist als «normale» natürliche Schwankung zu betrachten.

5.3.3 Indikator C: Veränderung der Artenzusammensetzung

Die Entwicklungen in der Vegetationsstruktur sind in Tab. 5.2 dargestellt. Die Interpretation stützt sich auf das Ähnlichkeitsmass der Dominanzidentität (Renkoken-Index), dieses gibt die Übereinstimmung im Vorkommen und in der Häufigkeitsverteilung der Arten wieder.

Auf Stufe der ganzen Untersuchungsfläche liegt an allen drei Standorten eine mittlere bis grosse Ähnlichkeit vor (Werte zwischen 73 und 85 %, Grenze für grosse Ähnlichkeit = 80 %). Den höchsten Ähnlichkeitswert wies überraschenderweise der Perimeter Stansstad auf, wo eine massive Erhöhung der Abundanz stattgefunden hat (siehe Ausführungen unter Indikator B). Die beobachtete innere Verdichtung hat demnach keine Veränderung der Häufigkeitsanteile der vorkommenden Arten ausgelöst, die «Vermehrung» der Pflanzen fand offenbar ziemlich proportional statt. Dies gilt für alle Untersuchungsstandorte.

→ Arbeitshypothese für den Vergleich Ausgangs- und Betriebszustand: Eine «jährliche» Übereinstimmung der Vegetationsstruktur (ausgedrückt durch das Ähnlichkeitsmass der Dominanzidentität) in der Grössenordnung von $> 70\%$ ist als «normale» natürliche Schwankung zu betrachten.

5.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

Allfällige Veränderungen zwischen den Phasen VOR und NACH Inkraftsetzung des neuen Wehrréglements werden dahingehend geprüft, ob ein Zusammenhang mit den Wasserständen in der Betriebsphase als Folge des geänderten Pegelregimes besteht.

In einer groben Einschätzung der Pegelstände während der Wachstumsphase im Frühjahr von März bis Mai ergeben sich folgende Einstufungen (alle Angaben bezüglich Median der Wasserstände 1970–2008):

- 2009: eher tiefer Pegel (aufgrund der Bauarbeiten am Wehr überdurchschnittlich tief, v.a. im März)
- 2010: eher tiefer bis mittlerer Pegel (siehe 2009)
- 2011: mittlerer Pegel (durchschnittliches Jahr)
- 2013: erhöhter Pegel
- 2015: sehr hoher Pegel.

5.4.1 Indikator A: Veränderung der besiedelten Fläche

Im Betriebszustand zeigten sich innerhalb der beiden Erhebungen 2013 und 2015 an allen Untersuchungsorten Veränderungen der Bewuchsfläche von höchstens

9 %. Damit liegt die «jährliche» Schwankung in der gleichen Grössenordnung wie im Ausgangszustand (siehe Tab. 5.2).

In der Gegenüberstellung der beiden Phasen (Vergleich LEVEL 1 und 2) bleibt die Bewuchsfläche nahezu identisch, die maximale Abweichung beträgt 3 % (siehe Tab. 5.1).

Fazit: Die vorliegenden Daten zeigen für beide Vergleichsebenen (LEVEL 1 und 2) nur eine geringe Veränderung der Bewuchsfläche. Der vorgängig definierte Schwellenwert (Interventionsgrenze) einer Verkleinerung der besiedelten Fläche von 10 % wird nicht überschritten. In Zusammenhang mit einer allfälligen Veränderung des Pegelregimes ist der ufernahe Bereich mit geringer Wassertiefe (hier definiert als Bereich zwischen 0–2 m Wassertiefe) relevant. Die Bewuchsfläche ändert sich hier maximal in der Grössenordnung von 5 %.

5.4.2 Indikator B: Veränderung der Bewuchsdichte

Die Bewuchsdichte hat sich in den beiden Erhebungen des Betriebszustandes nur geringfügig verändert. Die Abweichungen in der Abundanz bewegen sich um höchstens ± 6 % und liegen dabei deutlich unter jener des Ausgangszustandes (siehe Tab. 5.2). Im Perimeter Horwerbuch wird zwar eine Zunahme der Bewuchsdichtestufe von 3 auf 4 angezeigt, der Wechsel findet aber nahe dem Übergang zwischen den beiden Stufen statt (es kann in guter Näherung im Prinzip für beide Jahre die gleiche Bewuchsdichte angenommen werden). Alles in allem zeigt sich die Periode 2013 / 2015 deutlich stabiler als der vorhergehende Zeitraum.

In der Gegenüberstellung der beiden Phasen (Vergleich LEVEL 1 und 2) beträgt die Veränderung der Bewuchsdichte maximal 20 %, was der Grössenordnung für «normale» Jahresschwankungen entspricht (Arbeitshypothese). Die Entwicklung der Abundanz wird stark durch die Werte aus dem Jahr 2011 geprägt. In einer groben Verallgemeinerung zeigen die Jahre 2009 / 2013 / 2015 in etwa das «Normalmass» der Bewuchsdichte, das Jahr 2011 mit zum Teil stark erhöhtem Pflanzenwachstum dürfte eine Ausnahme darstellen. Das in der ganzen Untersuchungsreihe als Ausreisser erscheinende Jahr 2011 liefert jedoch wichtige Anhaltspunkte über das lokale Potenzial der Vegetationsentwicklung und ermöglicht damit eine Vorstellung über die Dynamik des Systems bei wechselnden Lebensraumfaktoren.

In der Betrachtung der Tiefenzone von 0–2 m zeigt sich ein sehr ähnliches Bild wie für die ganze Untersuchungsfläche (siehe Tab 5.1): Kaum Veränderungen in der Periode 2013 / 2015 und auf den Vergleichsebenen (LEVEL 1 und 2) eine Veränderung höchstens im Bereich des gesetzten Schwellenwertes in der Grössenordnung von ± 20 %.

Fazit: Trotz Beibehaltung der «untypischen» Daten 2011 im Vergleichsset (ausserordentlich hohe Besiedlungsdichte), bleiben auf LEVEL 1 die festgestellten Schwankungen unter den als Schwellenwert definierten ± 20 %. Im Zusammenzug aller Perimeter (LEVEL 2) ergibt sich zwischen den beiden Phasen lediglich eine Abweichung von 11 %. Wird nur die potenziell am stärksten betroffene Tiefenzone 0–2 m betrachtet, fällt die Änderung mit 5 % nochmals geringer aus. Die Abnahme der Abundanz zwischen Ausgangs- und Betriebszustand wird

massgeblich durch den ausserordentlichen Bewuchs-Peak im Jahr 2011 verursacht. Im Bewuchsdichte-Verlauf während des sechsjährigen Untersuchungszeitraumes lässt sich kein Muster erkennen, welches mit unerwünschten Auswirkungen durch tiefere Wasserstände seit Inkrafttreten des neuen Wehrreglementes in Verbindung zu bringen wäre.

5.4.3 Indikator C: Veränderung der Artenzusammensetzung

Die Vegetation zeigt im Betriebszustand eine grosse Strukturähnlichkeit. Alle drei Standorte weisen in der Gegenüberstellung der beiden Erhebungen 2013 und 2015 Ähnlichkeitswerte von über 80 % auf (siehe Tab. 5.2).

In der Betrachtung der beiden Phasen vor und nach Einführung des neuen Wehrreglementes (Vergleich LEVEL 1 und 2) liegt die Ähnlichkeit stets über 85 %. Es findet also am betreffenden Standort über die Zeit kaum eine Veränderung der Artenzusammensetzung bzw. nur eine geringe Verschiebung der Häufigkeitsanteile der vorkommenden Arten statt.

Zwischen den drei Perimetern bestehen in der Vegetationsstruktur relativ deutliche Unterschiede. In der Seedorferbucht liegt beispielsweise der Häufigkeitsanteil der Armleuchteralgen (Characeen) fast doppelt so hoch wie an den beiden anderen Standorten. Die Ähnlichkeit zwischen Seedorferbucht und Stansstad beträgt in der Betriebsphase nur 49 %. In sich selbst bleiben die einzelnen Untersuchungsflächen über den ganzen Zeitraum jedoch sehr stabil. Sogar im Ausnahmejahr 2011 hatte die zum Teil massive Zunahme des Pflanzenbestandes nur wenig Auswirkungen auf die Struktur. Die hohe Beständigkeit der Wasserpflanzengemeinschaft weist darauf hin, dass sich gewisse äussere Faktoren, unter anderem das Wasserstandsregime, kaum massgeblich verändert haben. Andernfalls würden Verschiebungen der Arthäufigkeiten innerhalb der einzelnen Perimeter auftreten. Bei erhöhten mechanischen Kräften aufgrund allgemein niedrigerer Pegelstände müssten beispielsweise die Anteile von weniger robusten Arten abnehmen. Es liegen aber anhand der Vegetationsentwicklung keine Hinweise für derartige Prozesse vor, auch in der Detailanalyse der Zone von 0–2 m Wassertiefe, welche am stärksten von einer Veränderung der Wasserstände betroffen wäre, sind keine Auffälligkeiten in den Anteilen der Arthäufigkeiten festzustellen. In der Flachwasserzone liegen zwar zum Teil andere Arten und andere Dichten vor als an der Halde bis zur unteren Verbreitungsgrenze, aber die Vegetationsstruktur weist in beiden Tiefensegmenten über die ganze Untersuchungsdauer nur geringe Veränderungen auf.

Fazit: Die Vegetationsstruktur, charakterisiert durch die Übereinstimmung in Vorkommen und Häufigkeit der Arten (Renkonen-Index), bleibt über den ganzen Untersuchungszeitraum mehr oder weniger stabil. Die Übereinstimmung ist auf allen Vergleichsebenen meist um 80 % oder mehr, sowohl über die ganze Untersuchungsfläche betrachtet, als auch in der Begrenzung auf eine Zone von 0–2 m Wassertiefe. Selbst im Ausnahmejahr 2011 hat die starke Zunahme der Pflanzenmenge zu keiner relevanten Veränderung der Arthäufigkeiten geführt. Die beiden Phasen VOR und NACH Inkrafttreten des neuen Wehrreglementes zeigen in der Zusammenfassung aller Perimeter (LEVEL 2) mit über 90 % Übereinstimmung kaum einen Unterschied. Betrachtet man für die einzelnen Standorte die jeweili-

gen Erhebungen am Anfang und Ende des sechsjährigen Untersuchungszeitraumes, so liegen Ähnlichkeitswerte zwischen 79 und 85 % vor. Das Maximum mit 91 % erreicht die Seedorferbucht in der Gegenüberstellung 2009 und 2013. Das Gesamtbild der Vegetationsentwicklung im Untersuchungszeitraum zeigt keine Anhaltspunkte unerwünschter Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung.

5.5 Schlussfolgerungen

Seit Sommer 2011 kommt das neue Wehrrglement zur Anwendung. Als Erfolgskriterium wurde vorgängig definiert, dass unter dem neuen Pegelregime bezüglich der Wasserpflanzen keine Verkleinerung der besiedelten Fläche, keine Verminderung der Gesamtdichte und keine Änderung in der Artenzusammensetzung eintreten soll. Als kritisch bzw. als unerwünschte Folge der neuen Seeregulierung wird eine generelle oder in gewissen Zeitabschnitten auftretende Absenkung des Seepiegels betrachtet. Die möglichen Auswirkungen auf die Unterwasservegetation im Vierwaldstättersee sind in Kapitel 5.1 aufgeführt.

Die Auswertung der Untersuchungsdaten aus den drei Standorten Horwerbuch, Seedorferbucht und Stansstad mit je vier Erhebungen über einen Zeitraum von sechs Jahren erfolgte mit Fokussierung auf die genannten Erfolgskriterien anhand der drei Indikatoren «Bewuchsfläche / Bewuchsdichte / Artenzusammensetzung». Dazu wurde die Vegetationsentwicklung sowohl im ganzen Zeitverlauf, als auch in Abgrenzung der Perioden 2009–2011 und 2013–2015 (VOR / NACH Einführung neues Wehrrglement) analysiert. Die Ergebnisse sind überblicksmässig in Tabelle 5.2 aufgeführt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass in der Betrachtung der drei Indikatoren keine Anzeichen vorliegen, welche für den Zeitraum 2013–2015 auf Auswirkungen der neuen Seeregulierung auf die Vegetationsentwicklung hinweisen würden. Jedoch ist anzumerken, dass mögliche langsamer wirkende Einflüsse der Seeregulierung in dieser kurzen Zeit nicht erfasst werden können.

Bezüglich Bewuchsfläche (Indikator A) und Artenzusammensetzung (Indikator C) bleiben die von Jahr zu Jahr aufgetretenen Veränderungen im Bereich der als «normal» angesehenen natürlichen Schwankungen. Die Vegetationsstruktur, definiert über die vorkommenden Arten und ihre Häufigkeitsanteile, bleibt bei allen Perimetern über den ganzen Zeitraum sogar ausserordentlich stabil. Die Ähnlichkeiten bewegen sich auf beiden Vergleichsebenen (LEVEL 1 und 2) nahe oder über der Grenze zu grosser Übereinstimmung, für die Tiefenzone von 0–2 m sogar noch deutlicher als für die ganze Untersuchungsfläche.

Einen besonderen Verlauf weist die Bewuchsdichte (Indikator B) auf. Zwischen den beiden Erhebungen des Ausgangszustandes erhöhte sich die Pflanzenmenge in den Perimetern Horwer- und Seedorferbucht um rund 20 %, in Stansstad fand praktisch eine Verdoppelung statt. Diese Bewuchszunahme erfolgte durch innere Verdichtung auf der ganzen Fläche, auch in der ufernahen Tiefenzone von 0–2 m. Erstaunlicherweise blieb dabei die Bewuchsfläche und auch die Vegetationsstruktur mehr oder weniger konstant. Es wird vermutet, dass diese Entwicklung mit einem sonnenreichen Frühjahr zusammenhängt.

Wenn sich Auswirkungen auf die Vegetation aufgrund eines tiefen Pegels manifestieren sollten, so wäre dies am ehesten für die Jahre 2009 und 2010 zu erwarten (siehe Pegelstände eingangs Kapitel 5.4). Die Bewuchsfläche und auch die Abundanz müssten insbesondere in der Tiefenzone 0–2 m für die ganze Periode die tiefsten Werte aufweisen. Bezüglich Abundanz trifft dies für die Standorte Seedorferbucht und Stansstad zu, in der Horwerbucht lässt sich dieses Muster jedoch nicht erkennen. Auch für die Bewuchsfläche besteht kein entsprechender Zusammenhang. Es wird daraus der Schluss gezogen, dass die Frühjahres-Wasserstände vermutlich bereits im Ausgangszustand keine kritische Grenze unterschritten haben, im Betriebszustand waren die Bedingungen aber auf jeden Fall deutlich «auf der besseren Seite».

Ob dies als Erfolg des neuen Pegelregimes zu werten ist oder ob in den Jahren 2013 und 2015 einfach günstigere meteorologische Bedingungen herrschten, kann hier nicht direkt beantwortet werden. Sicher ist, dass im Betriebszustand kein Anlass mehr bestand, den Frühjahrespegel aufgrund von Erfordernissen für den Bau des neuen Wehres überdurchschnittlich tief zu halten.

5.6 Beurteilung und Massnahmen

Anhand der durchgeführten Auswertungen und Analysen der Wasserpflanzenerhebungen an den drei Standorten Horwerbucht, Seedorferbucht und Stansstad über den Zeitraum von sechs Jahren liegen bezüglich der Indikatoren «Bewuchsfläche / Bewuchsdichte / Artenzusammensetzung» keine Anzeichen vor, welche auf unerwünschte Auswirkungen als Folge des neuen Wehrregimentes schliessen liessen. Tatsächlich liegen die frühjährlichen Wasserstände in der Betriebsphase höher, was auf einen «Erfolg» des neuen Pegelregimes hindeuten könnte, wobei die Abgrenzung zwischen jahresspezifischen Besonderheiten und Einfluss der Pegelregulierung schwierig zu treffen ist. Im Standbericht des Monitoringmoduls «Hydrologie» (siehe Kapitel 3) wird aufgezeigt, dass der Zielwert eines mittleren Pegels von November–April bei 433.43 m.ü.M. über die ganze Untersuchungszeit eingehalten wurde, die höchsten Werte mit 433.47 und 433.51 m.ü.M. lagen in der Periode 2013–2015 vor.

Überblicksmässig hat sich die Unterwasservegetation im Untersuchungszeitraum nur wenig verändert, im Vergleich der beiden Phasen VOR und NACH in Betriebnahme des neuen Wehrregimentes liegen Schwankungen der untersuchten Indikatoren deutlich unter den vorgängig festgelegten oder als Arbeitshypothesen entwickelten Schwellenwerten. Sofern auch in absehbarer Zukunft vergleichbare Wasserstandsverhältnisse (insbesondere im Frühjahr) wie in der Periode 2013–2015 vorliegen, sollten für die Unterwasservegetation geeignete bzw. ungeschmälerete Aufwuchsbedingungen gewährleistet werden können (siehe auch Tabelle 5.1).

Es muss allerdings festgehalten werden, dass die kurze Beobachtungsdauer im Betriebszustand (2 Erhebungen) keinen definitiven oder abschliessenden Befund zulässt. Langsame bzw. langfristige Prozesse, wie sie unter Umständen durch das neue Pegelregime ausgelöst werden, können damit nicht erkannt werden. Als Massnahme wird eine Fortsetzung des Monitorings empfohlen, um die Entwick-

lung der Wasserpflanzenverhältnisse zu verfolgen, zu dokumentieren und in einer erweiterten Zeitreihe sowohl auf die bisherigen Erfolgs- bzw. Misserfolgskriterien im Zusammenhang mit dem Pegelregime zu untersuchen, als auch hinsichtlich allfälliger überlagernder Tendenzen in der Veränderung der Vegetationsstruktur und Tiefenverbreitung (z.B. Nährstoffbedingungen, Klimaerwärmung, Aufkommen neobiotischer Arten, etc.). Weiter wäre es von Interesse, den postulierten Zusammenhang der Bewuchsdichte und der Sonnenscheindauer im Frühjahr vertiefter nachzugehen. Die nächsten Erhebungen sind für 2017 und 2019 vorzusehen (bisheriger 2-Jahres-Intervall), in der Fortsetzung soll jeweils nach 5 Jahren, später nach 10 Jahren ein erneuter Untersuchungsdurchgang angesetzt werden (2024 und 2034), sofern die Zwischenergebnisse nicht für einen kürzeren Abstand sprechen. Diese Massnahme bezieht sich auf das Modul «Wasserpflanzen», die modulübergreifende und mit Prioritäten und Zuständigkeiten ergänzte Übersicht über alle Massnahmen ist in Kapitel 10 zu finden.

Tab. 5.1: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Wasserpflanzen»

im Vergleich vor und nach Inbetriebnahme des neuen Wehrréglements
 Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre
 Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

- Legende**
- = Verbesserung
 - = Gleichbleibend
 - = Verschlechterung
 - = Veränderung fraglich

Modul «Wasserpflanzen»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Bewuchsfläche		
B) Bewuchsdichte	*	
C) Vegetationsstruktur		

* Abnahme der Bewuchsdichte von 11 % (für die Tiefenzone 0–2 m von 5 %), welche aber nicht im Zusammenhang mit dem Pegelregime steht, sondern als Folge des ausserordentlichen Wachstums-Peaks im Jahr 2011 (vermutlich aufgrund einer überdurchschnittlichen Sonnenscheindauer im Frühjahr) und dem anschliessenden Rückgang wieder auf «Normalmass» darstellt.

Tab. 5.2: Darstellung der Indikatorwerte

«Vegetationsstruktur (Artenzusammensetzung)» (Indikator C), «Bewuchsdichte» (Indikator B) und «Bewuchsfläche» (Indikator A) aus den Erhebungen 2009–2015 der Perimeter Horwerbucht, Seedorferbucht und Stansstad auf verschiedenen Vergleichsstufen (LEVEL, siehe Text). Das Mass der Veränderungen (plus oder minus) bzw. die Übereinstimmung zwischen den Vergleichsparen ist farblich in Ähnlichkeitsklassen wiedergegeben (Ampelsystem).

Ähnlichkeitsklassen

Struktur

sehr gross	> 0.95–1
gross	> 0.8–0.95
mittel	> 0.6–0.8
klein	> 0.3–0.6
keine	< 0–0.3

Abundanz % pro m²

sehr gross	0–5 %	< 0.25
gross	5–20 %	> 0.25–0.5
mittel	20–40 %	> 0.5–1
klein	40–70 %	> 1–2
keine	> 70 %	> 2

Bewuchsfläche **Bewuchstiefe**

sehr gross	0–5 %	≤ 0.5 m
gross	5–20 %	> 0.5–1 m
mittel	20–40 %	> 1–2 m
klein	40–70 %	> 2–3 m
keine	> 70 %	> 3 m

 Werte nahe der nächstbesseren Ähnlichkeitsklasse

Erläuterungen:

Die Farbstufen markieren den Grad der Veränderung, damit ist keine Wertung verbunden. Grün und Blau geben geringe Veränderungen wieder, sie liegen innerhalb der Schwellenwerte. Bei den übrigen Farbstufen sind die Schwellenwerte überschritten, bei PLUS-Werten ist die Entwicklung positiv, bei MINUS-Werten ist eine situative Interpretation erforderlich.

Es liegen keine Vergleichskombinationen vor, wo die Schwellenwerte im negativem Sinne überschritten wären (keine Beeinträchtigung oder unerwünschte Entwicklung der Wasserpflanzen).

Vergleich innerhalb Ausgangs- und Betriebszustand, einzelne Perimeter

Transecte ganzer Tiefenbereich

Untersuchungsperimeter	Horwerbucht			Seedorferbucht			Stansstad		
	2009	2011		2009	2011		2010	2011	
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.77			0.73			0.85		
Vegetations-Abundanz	11.00	13.38	+22 %	12.21	15.06	+23 %	8.57	16.80	+96 %
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.76	3.10	+0.33	2.70	3.28	+0.58	1.71	3.38	+1.67
mittlere Bewuchstiefe in m	8.6	10.3	+1.7	9.7	10.6	+0.9	11.9	11.0	-0.9
Bewuchsdichte-Stufe	4	4		4	4		3	4	
Bewuchsfläche in m ²	39'815	43'224	+9 %	45'257	45'924	+1 %	50'029	49'685	-1 %

Untersuchungsperimeter	2013			2015			2013			2015		
	2013	2015		2013	2015		2013	2015		2013	2015	
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.86			0.85			0.81					
Vegetations-Abundanz	10.60	10.11	-5 %	13.44	14.19	+6 %	10.18	10.07	-1 %			
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.40	2.51	+0.11	2.88	2.98	+0.1	2.04	1.98	-0.06			
mittlere Bewuchstiefe in m	10.7	9.2	-1.5	11.0	11.5	+0.5	11.9	13.2	+1.3			
Bewuchsdichte-Stufe	3	4		4	4		3	3				
Bewuchsfläche in m ²	44'223	40'263	-9 %	46'677	47'593	+2 %	49'817	50'801	+2 %			

Bewuchstiefe: Positiv-Wert = grössere Bewuchstiefe seit der vorherigen Untersuchung
Abundanz: Positiv-Wert = Zunahme seit der vorherigen Untersuchung

Transecte Tiefenzone 0–2 m

Untersuchungsperimeter	Horwerbucht			Seedorferbucht			Stansstad		
	2009	2011		2009	2011		2010	2011	
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.80			0.78			0.86		
Vegetations-Abundanz	6.78	7.94	+17 %	7.49	9.43	+26 %	3.75	7.00	+87 %
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.96	3.42	+0.46	2.19	2.89	+0.7	1.49	2.93	+1.43
Bewuchsdichte-Stufe	4	4		3	4		2	4	
Bewuchsfläche in m ²	22'913	23'211	+1 %	34'292	32'677	-5 %	25'101	23'908	-5 %

Untersuchungsperimeter	2013			2015			2013			2015		
	2013	2015		2013	2015		2013	2015		2013	2015	
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.86			0.85			0.82					
Vegetations-Abundanz	5.97	6.03	+1 %	8.69	9.53	+10 %	5.06	5.13	+1 %			
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.54	2.63	+0.09	2.68	2.82	+0.15	2.00	1.95	-0.05			
Bewuchsdichte-Stufe	4	4		4	4		3	3				
Bewuchsfläche in m ²	23'529	22'958	-2 %	32'477	33'745	+4 %	25'298	26'289	+4 %			

LEVEL 1 (Vergleich VOR/NACH Umsetzung neues Wehrrglement, einzelne Perimeter)

Transecte ganzer Tiefenbereich

Untersuchungsperimeter	Horwerbucht			Seedorferbucht			Stansstad		
	2009	2011	2013	2009	2011	2013	2010	2011	2013
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.87			0.92			0.86		
Vegetations-Abundanz	24.38	20.71	-15 %	27.27	27.64	+1 %	25.36	20.25	-20 %
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.94	2.45	-0.48	2.99	2.93	-0.06	2.54	2.01	-0.53
Bewuchsdichte-Stufe	4	3		4	4		4	3	
mittlere Bewuchstiefe in m	9.5	10.0	+0.5	10.2	11.3	+1.1	11.4	12.5	+1.1
Bewuchsfläche in m ²	83'039	84'486	+2 %	91'181	94'270	+3 %	99'715	100'619	+1 %

Transecte Tiefenzone 0–2 m

Untersuchungsperimeter	Horwerbucht			Seedorferbucht			Stansstad		
	2009	2011	2013	2009	2011	2013	2010	2011	2013
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.86			0.92			0.85		
Vegetations-Abundanz	14.72	12.00	-18 %	16.92	18.22	+8 %	10.74	10.19	-5 %
Vegetations-Abundanz pro m ²	3.2	2.6	-0.61	2.53	2.75	+0.22	2.19	1.98	-0.22
Bewuchsdichte-Stufe	4	4		4	4		3	3	
Bewuchsfläche in m ²	46'124	46'487	+1 %	66'968	66'222	-1 %	49'009	51'588	+5 %

LEVEL 2 (Vergleich VOR/NACH Umsetzung neues Wehrrglement, alle Perimeter)

Transecte ganzer Tiefenbereich

Transecte Tiefenzone 0–2 m

Untersuchungsperimeter	Horwerbucht			Seedorferbucht			Stansstad		
	2009	2011	2013	2009	2011	2013	2009	2011	2013
Ähnlichkeit Vegetationsstruktur DI	0.92			0.91			0.91		
Vegetations-Abundanz	77.00	68.60	-11 %	42.38	40.41	-5 %	2.61	2.46	-0.15
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.81	2.46	-0.36	4	3		4	3	
Bewuchsdichte-Stufe	4	3		4	3		4	3	
mittlere Bewuchstiefe in m	10.4	11.7	+1.4	162'101	164'297	+1 %			
Bewuchsfläche in m ²	273'935	279'375	+2 %						

Tab. 5.3: Vergleichende Darstellung der Wasserpflanzenvegetation

in den drei Untersuchungsperimetern VOR und NACH der Umsetzung des neuen Reusswehr-Reglementes. Artenliste, Arthäufigkeiten in Abundanz und Dichtestufen, Gefährdungskategorien gem. Rote Liste.

VOR = 2009–2011 / NACH = 2013–2015

Untersuchungsperimeter	Seedorferbucht, Horwerbucht, Stansstad				
	VOR	NACH	VOR	NACH	
Tiefe Beginn Vegetation bez. MW [m]	-0.4	-0.2	-0.4	-0.2	
Tiefe Ende Vegetation bez. MW [m]	13.9	14.9	13.9	14.9	
Mittelwert Tiefe Ende Vegetation [m]	10.4	11.7	10.4	11.7	
Maximum Distanz Ende Vegetation [m]	224.5	243.9	224.5	243.9	
Mittelwert Distanz Ende Vegetation [m]	147.5	170.3	147.5	170.3	
Fläche [m ²]	273'935	279'375	273'935	279'375	
Vegetations-Abundanz I _{Vtot}	77.00	68.60	77.00	68.60	
%-Anteil Vegetations-Abundanz I _{Vtot}	100	89	100	89	
Vegetations-Abundanz pro m ²	2.81	2.46	2.81	2.46	
Mittlere Dichte	4	3	4	3	
Artenzahl	24	27	24	27	
Arten	RL Reg	Abundanzanteil %		Dichtestufen	
A.01 <i>Chara aspera</i>	VU	3	1	1	<1
A.02 <i>Chara contraria</i>	LC	35	34	3	2
A.03 <i>Chara denudata</i>	DD		0		<1
A.04 <i>Chara filiformis</i>	DD		0		<1
A.05 <i>Chara globularis</i>	LC	11	13	1	1
A.06 <i>Chara tomentosa</i>	VU	0	1	<1	<1
A.07 <i>Nitella opaca</i>	VU	6	6	1	1
A.08 <i>Nitellopsis obtusa</i>	NT	2	4	1	1
A.09 <i>Tolypella glomerata</i>	EN	1	1	<1	<1
Total Characeen		57	60	3	3
B.01 <i>Fontinalis antipyretica</i>	LC	1	1	<1	<1
C.01 <i>Callitriche sp.</i>	NE	0	0	<1	<1
C.02 <i>Elodea canadensis</i> **	NE	2	1	1	<1
C.03 <i>Elodea nuttallii</i> **	NE	8	7	1	1
C.04 <i>Groenlandia densa</i>	NT	0	1	<1	<1
C.05 <i>Myriophyllum spicatum</i>	NT	0	0	<1	<1
C.06 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	NT		0		<1
C.07 <i>Nuphar lutea</i>	VU		0		<1
C.08 <i>Phragmites australis</i>	LC	6	4	1	1
C.09 <i>Potamogeton crispus</i>	NT	1	0	<1	<1
C.10 <i>Potamogeton friesii</i>	CR	3	3	1	1
C.11 <i>Potamogeton lucens</i>	NT	0	0	<1	<1
C.12 <i>Potamogeton pectinatus</i>	LC	14	13	2	1
C.13 <i>Potamogeton perfoliatus</i>	LC	2	3	1	1
C.14 <i>Potamogeton pusillus</i>	EN	5	5	1	1
C.15 <i>Potamogeton trichoides</i>	CR	0		<1	
C.16 <i>Potamogeton x_nitens</i>	EN	0	0	<1	<1
C.17 <i>Ranunculus trichophyllus</i>	NT	0		<1	
C.18 <i>Utricularia australis</i>	VU		0		<1
C.19 <i>Zannichellia palustris</i>	VU	1	1	<1	<1
Total Sonstige Arten		43	40	3	2

** = Neophytische Art (keine Klassifizierung in «Rote Liste»: NE = nicht bewertet)

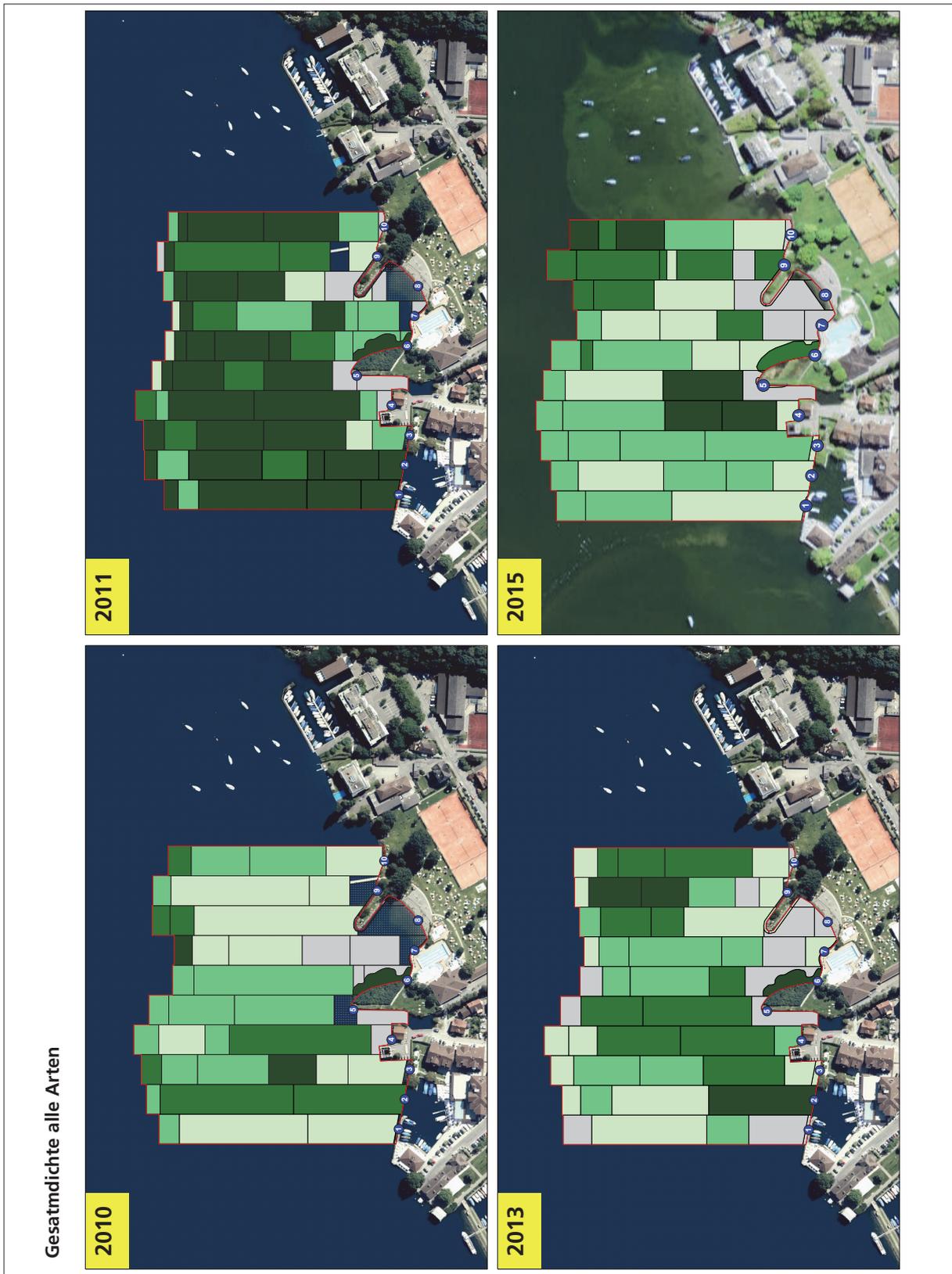
Gefährdungskategorien gem. «Rote Liste» der Farn- und Blütenpflanzen (BAFU 2002) sowie der Characeen (BAFU 2010): LC = nicht gefährdet, NT = potenziell gefährdet, VU = verletzlich, EN = stark gefährdet, CR = vom Aussterben bedroht, NE = nicht bewertet, DD = ungenügende Datengrundlage.

Dichtestufen
 <1 = < 1 % bewachsen
 1 = 1–10 %
 2 = 11–25 %
 3 = 26–50 %
 4 = 51–75 %
 5 = > 75 %

Strukturvergleich (DI)

- = sehr grosse Ähnlichkeit 0.95–1
- = grosse Ähnlichkeit 0.8–0.95
- = mittlere Ähnlichkeit 0.6–0.8
- = geringe Ähnlichkeit 0.3–0.6
- = keine Ähnlichkeit 0–0.3

DI	VOR	NACH
VOR		0.92
NACH	0.92	



Gesatmdichte alle Arten

2011

2015

2010

2013

Dichtestufen

<1	=	< 1 %
1	=	1–10 %
2	=	11–25 %
3	=	26–50 %
4	=	51–75 %
5	=	> 75 %

Abbildung 5.1: Darstellung Wasserpflanzenbewuchs (Gesatmdichte alle Arten) in den 10 Transekten des Untersuchungsperimeters «Stansstad» für die vier Erhebungen 2010 / 2011 / 2013 / 2015. Luftbild: Orthofoto GIS Kanton NW.

Erläuterung: Das Untersuchungsjahr 2011 zeigt eine ausserordentlich hohe Bewuchsdichte.

6 Monitoringmodul «Vegetation Feuchtgebiete»

6.1 Problematik

Die Art der Regulierung des Reusswehrs beeinflusst Häufigkeit und Dauer von Hochwasserständen im Vierwaldstättersee. Der Seepegel bestimmt zusammen mit den landseitigen Grundwasserverhältnissen die Feuchtigkeitsverhältnisse und damit massgeblich auch die Vegetationszusammensetzung in den Feuchtgebieten. Im Umweltverträglichkeitsbericht bzw. im Variantenstudium zum Projekt (ARGE 2006, 2005) haben die Autoren zwei Minimalziele formuliert:

- 1) die Riedgebiete sollen ungeschmälert erhalten bleiben, d.h. ihre pflanzensoziologische Zusammensetzung soll sich nicht ändern
- 2) zwei aufeinanderfolgende Jahre mit potenziell vegetationsverändernden Wasserständen, sog. «Ausfalljahre», sollen vermieden werden. Als potentiell vegetationsverändernd gelten eine Abweichung des Jahresmittels um mehr als 15 cm vom langjährigen Mittel von 433.58 m, ein fehlender Anstieg des Pegels in den Monaten März und April oder das Nicht-Erreichen eines Pegels von 434.00 m in den Monaten Juni und Juli (vgl. Kap 3.3.2, 3.4.2).

Die Wahrscheinlichkeit, dass diese Ziele im Betriebszustand nicht erreicht werden können wird im UVB mit 79 % angegeben, was etwas besser ist als im Ausgangszustand mit 83 % (ARGE 2006).

Die Autoren des UVB hatten trotz der wahrscheinlichen Nichterreicherung der Minimalziele kaum eine Veränderung der Situation der Vegetation in den ufernahen Bereichen (ARGE 2006) erwartet, regten aber ein Monitoring der Vegetation an, welches von der WSL durchgeführt wurde.

6.2 Methodik

Am Ufer des Vierwaldstättersees liegen sechs Flachmoore von nationaler Bedeutung: Das Steinibachried, das Städerried, das Stansstader Ried, das Seedorfer Ried, das Flüeler Ried und das Gebiet Hopfräben in Brunnen. Die Untersuchungen der Vegetation erfolgte in den Jahren 2009/2011 (Ausgangszustand) und 2013/2015 (Betriebszustand). Es wurde die gleiche Methodik angewandt wie bei der Wirkungskontrolle Moorbiotope des BAFU (Grünig et al. 2005). Auf rund 500 Flächen wurden in vier Erhebungsjahren 1532 Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Dabei wurde auf 465 Flächen im Ausgangszustand und auf 499 Flächen im Betriebszustand die Vegetation aufgenommen. Auf 209 Flächen wurden in allen vier Jahren Feldaufnahmen durchgeführt.

Die Ansprache der Vegetationstypen auf Verbandsebene erfolgte automatisiert durch den Vergleich der Feldaufnahmen mit Angaben aus der Datenbank von Pantke (2008). Diese liefert für alle Assoziationen eine Liste mit diagnostisch wichtigen Arten. Die Arten wurden entsprechend ihrem diagnostischen Wert gewichtet. Von jeder Feldaufnahme wurde der Van der Maarel-Koeffizient zu jeder dieser Artenlisten berechnet und die Feldaufnahmen jener Assoziation zugeordnet, bei welcher der Koeffizient am höchsten ist. Anschliessend wurde die Vege-

tationsaufnahme dem entsprechenden Verband zugewiesen. Mit Bildanalyseverfahren wurden die Untersuchungsgebiete in gleichartige Teilgebiete (Flächen) unterteilt.

Für die Auswertung wurden die Gebiete in «tiefliegende» und «hochliegende» Flächen eingeteilt. Die Grenze wurde bei der Kote 434.10 m gezogen. Tiefliegende Flächen sollen nach dem neuen Reglement jährlich, hochliegende nur noch jedes zweite Jahr oder seltener überflutet werden (ARGE 2006). Um die Resultate in einen äusseren Zusammenhang zu stellen, wurden Daten der Seeufermoore Sägel, Greifensee Nord, Heidenweg, La Grande Gouille, La Grève à Estavayer-le-Lac, La Grève à l'est de Portalban, La Grève à l'ouest de Chevroux und Le Fanel herangezogen. Diese Daten wurden von 1998–2002 anlässlich der Ersterhebung und von 2003–2009 anlässlich der Zweiterhebung im Rahmen der «Wirkungskontrolle Moorbiotope» erhoben.

Mehr zur Methodik siehe Anhang E Teil 1: Methodisches.

6.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

6.3.1 Indikator A: Häufigkeiten der vorkommenden Arten

Arten der Roten Liste:

Im Ausgangszustand (Jahre 2009 und 2011) konnten insgesamt 19 in der Roten Liste der Gefässpflanzen als gefährdet oder verletzlich bezeichnete Arten gefunden werden (Tab. 6.1). Speziell zu erwähnen sind die Funde von *Cicuta virosa* im Steinibachried, von *Eriophorum gracile* im Steinibachried und im Seedorfer Ried, von *Hottonia palustris* im Flüeler und Seedorfer Ried, sowie von *Potamogeton gramineus* im Flüeler Ried. Alle diese Arten gelten in der Schweiz als stark gefährdet (EN). Die vollständige Auflistung der Arten der Roten Liste der Gefässpflanzen befindet sich in der Tab. 1 im Anhang E.

Weiter wurden im Ausgangszustand 5 Arten der Roten Liste der Moose (Tab. 6.2 und Tab. 2 im Anhang E) gefunden. Aus der Kategorie «verletzlich» waren es *Drepanocladus lycopodioides*, *Hygroamblystegium humile* und *Scorpidium scorpioides*, aus der Kategorie «potenziell gefährdet» *Drepanocladus trifarius*, *Warnstorfia fluitans* und *Hamatocaulis vernicosus*. Letztere Art ist auch im Rahmen der Berner Konvention international geschützt.

Tab. 6.1: Funde von Arten der Roten Liste der Gefässpflanzen im Ausgangszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2009 und 2011 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht.

	Steinibachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried	Vergleichsmoore insgesamt
Funde von gefährdeten Arten (Rote Liste EN)							
<i>Cicuta virosa</i>	•						
<i>Eriophorum gracile</i>	•					•	
<i>Hottonia palustris</i>					•	•	
<i>Potamogeton gramineus</i>					•		
Funde von verletzlichen Arten (Rote Liste VU)							
<i>Acorus calamus</i>	•	•	•		•	•	•
<i>Carex diandra</i>						•	•
<i>Carex pseudocyperus</i>	•						•
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	•			•	•		•
<i>Inula helvetica</i>			•				
<i>Iris sibirica</i>		•			•	•	•
<i>Lathyrus palustris</i>		•					•
<i>Liparis loeselii</i>			•		•	•	•
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>				•			
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	•	•		•	•		•
<i>Rhinanthus serotinus</i>	•	•	•		•	•	•
<i>Selinum carvifolia</i>		•	•	•		•	•
<i>Thalictrum flavum</i>	•						•
<i>Thelypteris palustris</i>	•						•
<i>Utricularia minor</i>			•		•	•	•

Tab. 6.2: Funde von Arten der Roten Liste der Moose im Ausgangszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2009 und 2011 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht.

	Steinibachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried
Funde von verletzlichen Arten (Rote Liste VU)						
<i>Drepanocladus lycopodioides</i>					•	
<i>Hygroamblystegium humile</i>	•					
<i>Scorpidium scorpioides</i>		•	•		•	•
Funde von potentiell gefährdeten Arten (Rote Liste NT)						
<i>Drepanocladus trifarius</i>		•	•		•	•
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	•	•	•	•	•	•
<i>Warnstorfia fluitans</i>	•	•			•	

Neophyten:

In allen untersuchten Gebieten wurden Neophyten gefunden (Tab. 6.4 und Tab. 4 im Anhang E). Insgesamt wurden 22 aussereuropäische und 2 europäische Neophyten gefunden, davon sind 10 auf der Schwarzen Liste der invasiven Neophyten und 2 auf der Grauen Liste («Watch List») der potenziell invasiven Arten aufgeführt. *Solidago canadensis* s.l. ist der am meisten verbreitete invasive Neophyt. Die Art kam in allen Gebieten sehr häufig vor (auf 172 von 465 in den Jahren 2009 und 2011 untersuchten Flächen). Die anderen invasiven Neophyten waren vergleichsweise selten. Der potentiell invasive *Cornus sericea* war mit 17 untersuchten Flächen in 4 von 6 Untersuchungsgebieten ebenfalls recht häufig.

Tab. 6.3: Funde von Neophyten im Ausgangszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2009 und 2011 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht. Die ganze Liste der Neophyten befindet sich im Anhang E Tab. 4 (Punkt markiert Vorkommen).

	Steinbachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried	Vergleichsmoore insgesamt
Funde von Arten der "Schwarzen Liste der invasiven Neophyten"							
<i>Artemisia verlotiorum</i>	•						
<i>Buddleija davidii</i>				•	•		
<i>Elodea canadensis</i>	•		•				
<i>Erigeron annuus. aggr.</i>		•		•	•		
<i>Heracleum mantegazzianum</i>		•	•				
<i>Impatiens glandulifera</i>	•						
<i>Prunus laurocerasus</i>	•					•	
<i>Reynoutria japonica</i>	•	•		•	•		
<i>Solidago canadensis aggr.</i>	•	•	•	•	•	•	•
<i>Trachycarpus fortunei</i>	•						
Funde von Arten der zu überwachenden potentiell invasiven Neophyten - "watch list"							
<i>Aster novi-belgii aggr.</i>				•			
<i>Cornus sericea</i>	•		•	•		•	

6.3.2 Indikator B: Veränderung der Kennwerte der Vegetationseinheiten

In der Periode vor der Inkraftsetzung des neuen Wehrreglements wurden 24 pflanzensoziologische Verbände in den 6 Gebieten festgestellt, wobei sich der überwiegende Teil der Vegetationsaufnahmen den 3 Verbänden «Caricion davallianae» (Kalkreiches Kleinseggenried), «Magnocaricion» (Grosseggenried) und «Phragmition communis» (Röhricht) zuordnen lässt (570 von 719 Aufnahmen). Weitere 95 Aufnahmen lassen sich den Verbänden «Caricion lasiocarpae» (Übergangsmoor), «Molinion caeruleae» (Pfeiffengraswiese), «Berberidion vulgaris» (Gehölze) und «Salicion cinereae» (Gehölze) zuordnen. Alle anderen Verbände

(darunter Hochstaudenfluren und Nährstoffreiche Wiesen) traten bloss sporadisch auf (Tab. 6.4). Als grobes Mass für die Ausprägung der Vegetationstypen kann der Anteil gefundener Charakterarten gelten (Tab. 6.5).

Tab. 6.4: Vegetationszusammensetzung in den einzelnen Gebieten im Ausgangszustand. Prozentuale Anteile der Pflanzenverbände in den einzelnen Gebieten in den Jahren 2009 und 2011 (vorherrschende Vegetationstypen in Fettschrift).

	Steinbachried		Städerried		Stansstader Ried		Hopfräben		Flüeler Ried		Seedorfer Ried	
Total Fläche	8.1 ha		22.1 ha		8.2 ha		7.8 ha		9.5 ha		28.6 ha	
Vorherrschende Pflanzenverbände	2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011
	%-Anteil pro Standort und Jahr											
Magnocaricion	37.0 %	39.5 %	16.3 %	16.4 %	4.8 %	2.7 %	16.8 %	7.7 %	36.1 %	24.3 %	23.7 %	12.1 %
Phragmition communis	28.4 %	35.8 %	25.1 %	28.5 %	11.0 %	9.2 %	8.5 %	4.0 %	2.1 %	6.4 %	5.8 %	2.7 %
Caricion davallinae			2.4 %	5.1 %	26.2 %	37.7 %	30.5 %	31.6 %	14.3 %	20.2 %	37.1 %	41.7 %
Caricion lasiocarpae	6.2 %	1.2 %	12.8 %	2.6 %	4.0 %	5.5 %	0.5 %	0.0 %	9.3 %	7.9 %	4.5 %	4.5 %
Molinion caeruleae	2.5 %	1.2 %	9.2 %	14.1 %	20.9 %	15.1 %	24.4 %	27.4 %	1.0 %	9.9 %	7.6 %	6.6 %
Gehölze	25.9 %	18.5 %	8.0 %	7.7 %	3.8 %	9.3 %	13.5 %	7.3 %	21.6 %	7.8 %	4.3 %	14.1 %
Hochstaudenried	0.0 %	3.7 %	5.6 %	3.4 %	12.6 %	8.8 %	5.4 %	12.6 %	6.2 %	9.5 %	11.9 %	15.2 %
Nährstoffreiche Wiesen			20.7 %	22.2 %	16.6 %	11.8 %	0.3 %	9.4 %	9.4 %	14.0 %	5.0 %	3.1 %
Total	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

Zugehörigkeitswerte zu den Vegetationseinheiten

Als weiteres Mass für die Qualität der Vegetationseinheiten diene die Grösse des Van der Maarel-Koeffizienten der entsprechenden Einheit. Der Vergleich mit den anderen Mooren zeigte, dass die Mittelwerte der Koeffizienten für die häufigeren Verbände oft geringfügig unter jenen der anderen Seeufermoore lagen, gelegentlich auch darüber. Im Steinbachried wiesen die Flächen des Berberidion besonders hohe Werte auf, im Städerried jene des Molinion caeruleae. Das Stansstader Ried wies für das Berberidion, das Caricion davallinae, Phragmition comunis und das Salicion cinereae höhere Werte auf als die Vergleichsmoore, das Gebiet Hopfräben für das Caricion davallinae und das Magnocaricion. Das Flüeler Ried hatte durchgehend tiefere Werte als die Vergleichsmoore. Das Seedorfer Ried hatte höhere Werte für das Caricion lasiocarpae, das Magnocaricion und das Salicion cinereae (Tab. 6.5).

Tab. 6.5: Wichtigste Kenngrössen der Vegetation in den einzelnen Gebiete im Ausgangszustand: Anzahl den Verbänden zugeordnete Flächen, Durchschnittlich in jeder Aufnahme gefundener Anteil aller Charakterarten des betreffenden Verbandes, durchschnittlicher höchster Van der Maarel-Koeffizient zu einer Assoziation des entsprechenden Verbandes. In den beiden Erhebungsjahren 2009 und 2011 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht

	Steinbachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried	Vergleichsmoore insgesamt
Verbände, Anzahl zugewiesener Flächen 2009/11							
Berberidion	2	2	1	2	1	2.5	
Caricion davallianae	0	8	38	22.5	18.5	30.5	
Caricion lasiocarpe	1.5	12	2.5	0	5	3	
Magnocaricion	18	17.5	6	8.5	44	46	
Molinion caeruleae	0	2	3.5	8	0	0.5	
Phragmition communis	33	38	9.5	8.5	8	10	
Salicion cinereae	8	2.5	0.5	0	3.5	1.5	
andere	6.5	8	8	1.5	6	6	
Durchschnittlich gefundener Anteil an allen Charakterarten							
Berberidion	4.9 %	5.6 %	3.7 %	5.6 %	3.7 %	3.7 %	8.6 %
Caricion davallianae		0.6 %	13.2 %	3.0 %	2.0 %	9.6 %	7.8 %
Caricion lasiocarpe	0.0 %	0.0 %	0.0 %		0.0 %	0.0 %	16.7 %
Magnocaricion	16.5 %	9.5 %	7.5 %	10.6 %	11.9 %	15.2 %	11.0 %
Molinion caeruleae		8.8 %	2.4 %	17.6 %		5.9 %	9.7 %
Phragmition communis	7.7 %	6.7 %	6.2 %	8.6 %	8.6 %	6.3 %	7.1 %
Salicion cinereae	12.9 %	21.4 %	14.3 %		22.9 %	28.6 %	20.1 %
Durchschnittliche Van der Maarel-Koeffizienten							
Berberidion	0.301	0.195	0.3	0.234	0.236	0.176	0.266
Caricion davallianae		0.285	0.352	0.354	0.316	0.325	0.341
Caricion lasiocarpae	0.275	0.266	0.286		0.254	0.305	0.302
Magnocaricion	0.298	0.287	0.265	0.341	0.304	0.324	0.306
Molinion caeruleae		0.261	0.184	0.237		0.224	0.252
Phragmition communis	0.368	0.431	0.435	0.317	0.383	0.306	0.432
Salicion cinereae	0.268	0.232	0.306		0.251	0.327	0.297

6.3.3 Indikator C: Grösse der Fläche der Vegetationseinheiten

Die ermittelten Flächen der Vegetationstypen können bloss als grobe Schätzungen betrachtet werden. Immerhin spiegeln die Flächenschätzungen die Anzahl zugeteilter Vegetationsaufnahmen wider. Die am weitesten verbreiteten Vegetationstypen waren 2009/11 kalkreiche Flachmoore (Caricion davallianae) mit 18.8 ha, Grosseggengriede (Magnocaricion) mit 16.0 ha und Röhrichte (Phragmition communis) mit 11.5 ha. Alle Gehölze zusammen wurden auf 8.9 ha ge-

schätzt, die Pfeifengraswiesen (*Molinion caeruleae*) auf 8.8 ha und die nährstoffreichen Wiesen auf 8.6 ha. In Tab. 6.4 sind die entsprechenden prozentualen Anteile der vorherrschenden Pflanzenverbände an der Gesamtfläche je Moor zusammengestellt.

6.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

Die Wasserstände des Vierwaldstättersees waren in den Jahren nach der Inbetriebnahme des neuen Reglements von Anfang März bis Mitte Juli im Durchschnitt fast durchwegs höher als in den Jahren zuvor (2008 – Mai 2011). In der Periode von Mitte April bis Mitte Mai betrug die Differenz mehr als 13 cm. Im Hochsommer Mitte Juli bis Mitte August lagen sie im Durchschnitt um 4 cm tiefer als zuvor, von Ende August bis Mitte November wiederum ca. 8 cm höher. Im Dezember und von Mitte Januar bis Ende Februar lag der Seepegel im Durchschnitt der Jahre etwas tiefer als unter der Regulierpraxis vor 2011 (<http://www.hydrodaten.admin.ch/de/2208.html>, sowie Modul Hydrologie).

6.4.1 Indikator A: Häufigkeiten der vorkommenden Arten

Rote Liste Arten

Bei den Erhebungen 2013/2015 wurden insgesamt 22 von der Roten Liste der Gefässpflanzen erfasste Arten gefunden (Tab. 6.6 und Tab. 1 im Anhang E). Davon gelten 4 als stark gefährdet (Code EN), 18 als verletzlich (Code VU).

Die überwiegende Mehrheit der 2009/2011 gefundenen Arten der Roten Liste konnte bestätigt werden. Lediglich 10 Arten, welche 2009/2011 nur auf 1–3 (von 465) Flächen gefunden wurden, konnten nicht mehr festgestellt werden. Dafür wurden in der Periode 2013/2015 17 zusätzliche Arten der Roten Liste gefunden (davon 16 Arten nur auf 1–3 von 499 Flächen; lediglich *Orchis morio* ist etwas häufiger; sie wurde auf 12 Flächen gefunden). Einige dieser Arten sind aufgrund ihrer Phänologie schwierig zu erfassen. Gerade Orchidaceen sind dafür bekannt, dass sie von Jahr zu Jahr grosse Populationsschwankungen aufweisen, bzw. dass sie nicht jedes Jahr austreiben. Ein Nicht-Fund muss deshalb nicht bedeuten, dass die Art im Gebiet nicht vorhanden ist, und die Befunde dürfen nicht als Verluste oder Gewinne an seltenen Arten interpretiert werden.

Tab. 6.6: Funde von Arten der Roten Liste der Gefässpflanzen im Betriebszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2013 und 2015 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht. (Punkt markiert Vorkommen, Ausgangszustand in Klammern).

	Steinibachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried	Total
Funde von gefährdeten Arten (Rote Liste EN)							
<i>Cicuta virosa</i>	• (•)						• (•)
<i>Eriophorum gracile</i>	• (•)				• (-)	• (•)	• (•)
<i>Hottonia palustris</i>					- (•)	- (•)	- (•)
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	• (-)						• (-)
<i>Potamogeton gramineus</i>					- (•)		- (•)
<i>cf Teucrium scordium</i>				• (-)			• (-)
Funde von verletzbaren Arten (Rote Liste VU)							
<i>Acorus calamus</i>	• (•)	• (•)	• (•)		- (•)	• (•)	• (•)
<i>Carex diandra</i>						- (•)	- (•)
<i>Carex otrubae</i>						• (-)	• (-)
<i>Carex pseudocyperus</i>	• (•)						• (•)
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	- (•)	• (-)	• (-)	- (•)	• (•)	• (-)	• (•)
<i>Hieracium alpicola</i>		• (-)					• (-)
<i>Inula helvetica</i>			- (•)	• (-)			• (•)
<i>Iris sibirica</i>		• (•)			• (•)	• (•)	• (•)
<i>Isolepis setacea</i>						• (-)	• (-)
<i>Lathyrus palustris</i>		• (•)					• (•)
<i>Liparis loeselii</i>		• (-)	- (•)	• (-)	• (•)	• (•)	• (•)
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>				- (•)			- (•)
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	• (•)	• (•)		- (•)	- (•)		• (•)
<i>Ranunculus sceleratus</i>	• (-)						• (-)
<i>Reseda luteola</i>						• (-)	• (-)
<i>Rhinanthus serotinus</i>	• (•)	• (•)	• (•)		• (•)	- (•)	• (•)
<i>Selinum carvifolia</i>	• (-)	• (•)	• (•)	• (•)	• (-)	- (•)	• (•)
<i>Tephrosieris helenitis</i>						• (-)	• (-)
<i>Thalictrum flavum</i>	- (•)						- (•)
<i>Thelypteris palustris</i>	• (•)						• (•)
<i>Utricularia minor</i>	• (-)		• (•)		• (•)	• (•)	• (•)

Von den Moosen der Roten Liste wurden ausser dem sehr seltenen *Drepanocladus lycopodioides* (nur ein Fund 2009/2011) nach der Inbetriebnahme des neuen Wehrrreglements alle Arten wieder gefunden (Tab. 2 im Anhang E). Zudem wurden zwei neue Arten der Roten Liste entdeckt: *Amblystegium radicale* (mit Status «verletzlich») und *Dicranum undulatum* (mit Status «potenziell gefährdet»). Die etwas häufigeren Arten wurden im Betriebszustand alle ungefähr gleich häufig oder etwas häufiger gefunden als in den Jahren des Ausgangszustandes. Eine

Ausnahme bildet *Hamatocaulis vernicosus*, welche vor der Änderung des Wasserregimes auf 9 % der erhobenen Flächen gefunden wurde und im Betriebszustand auf fast 15 %. Ob die bemerkenswerte Zunahme von *Hamatocaulis vernicosus* real ist, oder nur dem Zufall bzw. der Methodenunschärfe zuzuschreiben ist, können wir nicht beurteilen. Zu bemerken ist, dass seltene Moose auf Flächen von wenigen Quadratmetern äusserst schwierig zu erfassen sind. Im Allgemeinen kann man aufgrund der seltenen Funde keine Trends ablesen.

Tab. 6.7: Funde von Arten der Roten Liste der Moose im Betriebszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2013 und 2015 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht. (Punkt markiert Vorkommen, Ausgangszustand in Klammern).

	Steinbachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seedorfer Ried	Total
Funde von verletzlichem Arten (Rote Liste VU)							
<i>Drepanocladus lycopodioides</i>					- (●)		- (●)
<i>Hygroamblystegium humile</i>	- (●)				● (-)		● (-)
<i>Scorpidium scorpioides</i>	● (-)	- (●)	● (●)	● (-)	● (●)	● (●)	● (●)
<i>Amblystegium radicale</i>						● (-)	● (-)
Funde von potentiell gefährdeten Arten (Rote Liste NT)							
<i>Dicranum undulatum</i>			● (-)				● (-)
<i>Drepanocladus trifarius</i>		● (●)	● (●)	● (-)	● (●)	● (●)	● (●)
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	● (●)	● (●)	● (●)	● (●)	● (●)	● (●)	● (●)
<i>Warnstorfia fluitans</i>	● (●)	● (●)	● (-)	● (-)	● (●)	● (-)	● (●)

Aufgrund der Anwendung zweier Modelle (logistische Regression basierend auf dem Vorkommen der Arten auf hoch- bzw. tiefliegenden Flächen; Tab. 8 im Anhang E) kann davon ausgegangen werden, dass sich auf den **hoch gelegenen Flächen** folgende Arten ausgedehnt haben: *Selinum carvifolia*, *Schoenus nigricans* und wahrscheinlich auch *Acorus calamus*, *Drosera rotundifolia*, *Iris sibirica*, *Ranunculus flammula* und *Typha angustifolia*. Bei *Liparis loeselii* war der Trend weniger klar, die beiden Modelle zeigen unterschiedliche Trends an. Eher einen Rückgang dürften folgende Arten erlitten haben: *Gentiana pneumonanthe*, *Rhinanthus serotinus* und *Thelypteris palustris* und wahrscheinlich *Ophioglossum vulgatum*. Auf den **tief gelegenen Flächen** hatten sich die Verhältnisse tendenziell für *Carex pulicaris* und *Typha angustifolia* verbessert. Für *Gentiana pneumonanthe*, *Liparis loeselii*, *Ophioglossum vulgatum*, *Polygonum amphibium*, *Serratula tinctoria*, *Stachys palustris* und *Scorpidium scorpioides* hatten sich die Bedingungen eher verschlechtert. Die logistischen Modelle für die Arten berücksichtigen alle Zeigerwerte. Es ist eine Kombination von Faktoren, welche auch einander entgegen wirken können, wo das Gewicht aber je nach Art anders sein kann. Einzelne Effekte, welche die Arten förderten oder hinderten, waren erkennbar: auf beiden Flächentypen (hoch und tief gelegene Flächen) schienen Arten,

welche zumindest teilweise eine Ruderalstrategie verfolgen, eher mit sich verschlechternden Verhältnissen konfrontiert zu werden, während Arten, welche überwiegend auf Stresstoleranz spezialisiert sind, eher von sich verbessernden Verhältnissen profitieren konnten. Ebenso konnten einige Nässezeiger vom erhöhten Wasserstand im Frühjahr profitieren. Die Ansprüche an die Nährstoffversorgung schienen nur auf den hoch gelegenen Flächen eine Rolle zu spielen, dort schienen Arten mit mittleren Ansprüchen eher benachteiligt zu werden. Auf den tief gelegenen Flächen war dies nicht erkennbar. Die Standortansprüche einer Art können einander auch entgegen stehen, so schienen die hohen Nährstoffansprüche von *Acorus calamus* und *Typha angustifolia* weniger wichtig zu sein als die hohe Wasserversorgung.

Neophyten

In den Erhebungsjahren 2013/15 wurden mit zwei Ausnahmen alle Neophyten-Arten des Ausgangszustandes wieder gefunden (Tab 6.8 und Tab. 4 im Anhang E).

Tab. 6.8: Funde von Neophyten im Betriebszustand: In den beiden Erhebungsjahren 2013 und 2015 wurden die Flächen teilweise ausgetauscht. Die ganze Liste der Neophyten befindet sich im Anhang E Tab. 4 (Punkt markiert Vorkommen, Ausgangszustand in Klammern).

	Steinbachried	Städerried	Stanstader Ried	Hopfräben	Flüeler Ried	Seddorfer Ried	Total
Funde von Arten der "Schwarzen Liste der invasiven Neophyten"							
<i>Artemisia verlotiorum</i>	- (•)						- (•)
<i>Buddleija davidii</i>			• (-)	• (•)	• (•)	• (•)	• (•)
<i>Elodea canadensis</i>	- (•)		- (•)		• (-)		• (•)
<i>Erigeron annuus. aggr.</i>	• (-)	• (•)	• (-)	- (•)	- (•)		• (•)
<i>Heracleum mantegazzianum</i>		• (•)	- (•)				• (•)
<i>Impatiens glandulifera</i>	• (•)						• (•)
<i>Prunus laurocerasus</i>	• (•)					• (•)	• (•)
<i>Reynoutria japonica</i>	- (•)	• (•)		• (•)	• (•)	• (-)	• (•)
<i>Solidago canadensis aggr.</i>	• (•)	• (•)	• (•)	• (•)	• (•)	• (•)	• (•)
<i>Trachycarpus fottunei</i>	• (•)						• (•)
Funde von Arten der zu überwachenden potentiell invasiven Neophyten "watch list"							
<i>Aster novi-belgii aggr.</i>				• (•)			• (•)
<i>Cornus sericea</i>	• (•)		• (•)	• (•)		- (•)	• (•)

Zusätzlich wurden 5 neue Arten festgestellt, sodass insgesamt nun 25 ausser-europäische und 2 europäische Neophyten-Arten zu verzeichnen sind. Die neu gefundenen Arten waren alle durchwegs selten anzutreffen (mit Ausnahme von *Rubus armeniacus* mit 12 Funden; die Art wurde möglicherweise in den Erhebungen 2009/11 zur Sammelart *Rubus fruticosus* aggr. gezählt). 9 Arten gelten als invasiv, 2 als potenziell invasiv. Die invasive *Solidago canadensis* aggr. ist nach wie vor in allen untersuchten Gebieten sehr weit verbreitet. Der potenziell invasive *Cornus sericea* schien sich eher auszudehnen, namentlich im Steinibachried. Für *Buddleja davidii* ist die Beurteilung schwierig: sie wurde 2009/11 auf je einer Fläche im Gebiet Hopfräben und im Flüeler Ried erfasst, 2013/15 auf einer Fläche im Gebiet Hopfräben, auf dreien im Flüeler Ried und neu auch im Stansstader Ried und im Seedorfer Ried. Da die Fundzahlen sehr klein sind, ist nicht ersichtlich, ob sich die Art ausdehnte, oder ob sie zu Beginn der Studie einfach verpasst wurde. Die übrigen gefundenen Neophyten gelten als unbedenklich. Insgesamt nahm der Anteil der Flächen, auf welchen Neophyten gefunden wurden, eher ab (von 68.1 % auf 58.9 %). Auch der Anteil der Flächen, auf welchen invasive Neophyten ermittelt wurden, nahm eher ab (von 56.7 % auf 46.1 %). Hingegen blieb der Anteil Flächen, auf welchen nicht-invasive Neophyten gefunden wurden unverändert (von 23.9 % auf 24.9 %).

Spezielle Artengruppen

Auf den hoch gelegenen Moorteilen haben sich die Verhältnisse wahrscheinlich zu Gunsten der Wasserpflanzen entwickelt; für die Sumpfpflanzen waren die Modelle widersprüchlich. Auf den tief gelegenen Moorteilen entwickelten sich die Verhältnisse wahrscheinlich zu Gunsten der Sumpfpflanzen, dies zu Ungunsten der Wald- und Wasserpflanzen (Tab. 9 im Anhang E).

Entwicklung in den einzelnen Gebieten

Steinibachried: Im Steinibachried zeigte der INDVAL, ein Index für die Zugehörigkeit einer Art zu einer definierten Klasse, vor allem für Arten aus den Kulturwiesen und Wäldern eine Präferenz für die Verhältnisse des alten Wehrreglements. Es waren Arten wie *Allium ursinum*, *Arrhenatherum elatius*, *Glechoma hederacea*, *Veronica persica* etc. Die einzige wirkliche Moorart, welche stark an die Ausgangsverhältnisse gebunden war, war *Galium uliginosum*. Viele der Arten, welche die neuen Verhältnisse bevorzugten, waren dagegen typische Flachmoorarten wie z.B. *Epilobium palustre*, *Carex elongata*, *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum subsecundum*, oder auch *Utricularia vulgaris* aggr. (Tab. 10a im Anhang E). Diese Beobachtungen stimmen überein mit den Modellen für die Veränderungstendenzen der Artengruppen: auf den tief gelegenen Flächen verbesserten sich die Verhältnisse wahrscheinlich für Sumpfpflanzen, insbesondere für Cyperaceen, während sie sich für Unkräuter und Waldpflanzen wahrscheinlich verschlechterten. Auf den hoch gelegenen Flächen zeigten die Modelle für die Cyperaceen sich wahrscheinlich verschlechternde Verhältnisse an, während Poaceen und Baumarten eher profitieren dürften (Tab. 9 im Anhang E).

Städerried: Im Städerried war die Entwicklung der einzelnen Arten und Artengruppen nicht so klar wie im Steinibachried. Gemäss INDVAL zeigten viel mehr Arten eine Präferenz für die ersten beiden Erhebungsjahre, als für die letzten beiden. Es handelte sich dabei um etliche Flachmoorarten (z.B. *Carex vesicaria*, *C. appropinquata*, *C. paniculata*, *Scutellaria galericulata* etc.), aber auch um Arten anderer Habitats (z.B. *Poa annua*, *Trifolium campestre*, *Plantago media*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*). Arten mit Präferenz für die beiden letzten Erhebungsjahre waren auch einzelne Flachmoorarten (z.B. *Carex davalliana*, *Taraxacum palustre*), aber auch Arten anderer Habitats (*Lolium multiflorum*, *Festuca pratensis*, *Erigeron annuus*, etc., vgl. Tab. 10b im Anhang E). Auch die Modelle für die Artengruppen zeigten nur wenige und unsichere Trends. Auf den tief gelegenen Flächen waren keine Trends ausgewiesen, auf den hoch gelegenen verbesserten sich die Verhältnisse für Sumpfpflanzen und wahrscheinlich für die Cyperaceae und sie verschlechterten sich wahrscheinlich für die Poaceae (Tab. 9 im Anhang E).

Stansstader Ried: Der INDVAL zeigte zwar für einzelne Flachmoorarten eine Präferenz für die beiden ersten Erhebungsjahre (z.B. *Acorus calamus*, *Peucedanum palustre*, *Scutellaria galericulata*, etc.) hauptsächlich aber für Arten anderer Habitats (*Primula veris*, *Cardamine pratensis*, *Galium aparine*, etc.). Präferenz für die beiden letzten Erhebungsjahre zeigten hauptsächlich Flachmoorarten (z.B. *Selinum carvifolia*, *Eleocharis palustris*, *Schoenus nigricans*, etc., vgl. Tab. 10c im Anhang E). Dies entspricht den von den Modellen geschätzten Trends: auf den hoch gelegenen Flächen wurden wahrscheinliche Abnahmen von Fettwiesenpflanzen und Poaceae angezeigt und wahrscheinliche Zunahmen von Sumpfpflanzen, Waldpflanzen und Cyperaceae. Auf den tief gelegenen Flächen zeigten die Modelle wahrscheinliche Verschlechterungen für Ruderalarten und wahrscheinliche Verbesserungen für die Cyperaceae (Tab. 9 im Anhang E).

Hopfräben: Der INDVAL gab für das Gebiet Hopfräben kein klares Muster, welche Arten im alten Reglement häufiger vorkamen und welche im neuen. Es waren in beiden Gruppen einige Flachmoorarten vertreten: z.B. zeigten *Scutellaria galericulata*, *Lycopus europaeus*, *Carex tomentosa* etc. Präferenz für die beiden ersten Erhebungsjahre, während *Carex acuta*, *Scorpidium revolvens*, *Hamatocaulis vernicosus* etc. Präferenz für die beiden letzten Erhebungsjahre zeigten. Auch Wiesen und Waldarten waren in beiden Gruppen vertreten: so zeigten z.B. *Rubus caesius*, *Phleum pratense*, *Galium mollugo*, *Brachypodium pinnatum* etc. Präferenz für die beiden ersten Erhebungsjahre, während *Phyteuma spicatum*, *Cerastium fontanum*, *Orchis morio* etc., Präferenz für die beiden letzten Erhebungsjahre zeigten (Tab. 10d im Anhang E). Für die hoch gelegenen Flächen ergaben die Modelle eine Verbesserung der Verhältnisse für die Cyperaceae und eine wahrscheinliche Verschlechterung für die Poaceae. Für die tief gelegenen Flächen wurde durch die Modelle eine Verbesserung für die Cyperaceae, eine wahrscheinliche Verbesserung für die Fettwiesenpflanzen und die Wasserpflanzen und eine Verschlechterung für die Waldpflanzen angezeigt (Tab. 9 im Anhang E).

Flüeler Ried: Der INDVAL zeigte etwa hälftig für Moorarten (z.B. *Utricularia minor*, *Scutellaria galericulata*, *Calliargon giganteum*, etc.) und für Wiesen- und Waldarten (z.B. *Trifolium repens*, *Cardamine pratensis*, *Cerastium fontanum* s.l., etc.) Präferenzen für die ersten beiden Erhebungsjahre an. Für die Jahre nach er

Inbetriebnahme des neuen Wehrreglementes zeigte er mehrheitlich Präferenzen für Moorarten (z.B. *Galium uliginosum*, *Carex acuta*, *Parnassia palustris*, etc.) aber auch für einzelne Wiesenarten (*Arrhenatherum elatius*, *Agrostis capillaris*) an, vgl. Tab. 10e im Anhang E. Die Modelle zeigten auf den hoch gelegenen Flächen nur 2 Trends: eine Zunahme der Cyperaceae und eine wahrscheinliche Abnahme der Poaceae. Auf den tief gelegenen Flächen waren die Trends ausgeprägter: die Verhältnisse für Sumpfpflanzen, Wasserpflanzen, Cyperaceae und Bäume wurden besser, jene für Ruderalarten, Sträucher und allgemein Gehölze wurden wahrscheinlich schlechter (Tab. 9 im Anhang E).

Seedorfer Ried: Der INDVAL gab für die Entwicklung des Seedorfer Rieds kein klares Muster: Bei den Arten mit Präferenz für die Zeit des alten Wehrreglementes waren Moorarten (z.B. *Primula farinosa*, *Epipactis palustris*, *Drepanocladus aduncus*, *Liparis loeselii*, etc.) etwa gleich vertreten wie Arten trockenerer Lebensräume (z.B. *Crepis biennis*, *Prunella vulgaris*, *Potentilla reptans*, *Leontodon hispidus* s.l., etc.). Das gleiche galt für die Arten mit Präferenz für die Jahre nach der Einführung des neuen Wehrreglementes: es waren Moorarten wie *Breidleria pratensis*, *Eriophorum gracile*, *Carex acuta* etc. dabei, sowie Arten trockenerer Lebensräume wie *Daucus carota*, *Bromus erectus*, *Pseudoscleropodium purum* etc. (vgl. Tab. 10f im Anhang E). Für die hoch gelegenen Flächen des Seedorfer Rieds konnten die Modelle gesicherte Verbesserungen für die Cyperaceae und wahrscheinliche Verbesserungen für Wasserpflanzen ausweisen, sowie gesicherte Verschlechterungen für Ruderalarten und wahrscheinliche Verschlechterungen für Poaceae und Sträucher. Für die tief gelegenen Flächen wurden wahrscheinliche Verbesserungen für Wasserpflanzen und Cyperaceae angezeigt (Tab. 9 im Anhang E).

6.4.2 Indikator B: Veränderung der Kennwerte der Vegetationseinheiten

In der Periode nach der Inkraftsetzung des neuen Wehrreglements wurden 24 pflanzensoziologische Verbände in den 6 Gebieten festgestellt, wobei der überwiegende Teil der Vegetationsaufnahmen sich den 3 Verbänden «Caricion davallianae», «Magnocaricion» und «Phragmition communis» zuordnen liess (645 von 820 Aufnahmen). Weitere 105 Aufnahmen liessen sich den Verbänden «Caricion lasiocarpae», «Molinion caeruleae», «Berberidion vulgaris» und «Salicion cinereae» zuordnen. Es waren durchwegs dieselben Verbände wie in der Periode vor der Inkraftsetzung des neuen Reglements. Alle anderen Verbände traten bloss sporadisch auf (Tab. 5 im Anhang E). Drei der früher gefundenen Verbände wurden nicht mehr festgestellt, dafür drei neu bestimmt. Es waren Einheiten mit sehr geringem Vorkommen.

Ausprägung der Vegetationstypen, Charakterarten

In der Erhebungsperiode 2013/15 wurden bei den oft gefundenen Verbänden durchschnittlich gleich viele Charakterarten pro Fläche gefunden wie in der Erhebungsperiode 2009/11. Nur für die Flächen des Magnocaricion war die geringe Abnahme signifikant (Tab. 6 im Anhang E). In den meisten Verbänden am Vierwaldstättersee wurden ähnlich viele Charakterarten gefunden wie in den anderen Seeufermooren. Nur beim Berberidion und beim Caricion lasiocarpae waren die

Anteile deutlich tiefer (Tab. 6 im Anhang E). Es gab nur vereinzelt nachweisbare Veränderungen für den Anteil Charakterarten in einzelnen Gebieten.

Nur diese werden hier beschrieben:

Hopfräben: Im Gebiet Hopfräben sank der Anteil Charakterarten bei den Molinion-Flächen von 17.6 % auf 10.9 %. Das entspricht durchschnittlich einer Charakterart weniger.

Flüeler Ried: Der durchschnittliche Anteil Charakterarten im Magnocaricion sank von 11.9 % auf 9.0 %. Das entspricht im Durchschnitt 0.5 Charakterarten weniger.

Ausprägung der Vegetationstypen: Zugehörigkeitswerte zu den Vegetationseinheiten

Beurteilt wurden jeweils jene Flächen, welche zumindest bei einer Erhebung dem entsprechenden Verband zugordnet wurden. Verglichen wurden die Van der Maarel-Koeffizienten der Jahre 2013 und 2015 mit jenen der Jahre 2009 und 2011. Die Unterschiede waren im Allgemeinen klein (Tab. 7 im Anhang E). Bei drei der sieben häufigen Verbänden war eine kleine Veränderung nachweisbar. Der Van der Maarel-Index stieg beim Beridion vulgaris (ebenso bei den Vergleichsmooren) und sank beim Caricion davallianae und beim Caricion lasiocarpae. Beim Caricion davallianae war der Trend in den Vergleichsmooren gegenläufig, beim Caricion lasiocarpae gleichgerichtet.

Veränderungen in den einzelnen Gebieten (Tabelle 7 im Anhang E):

Steinibachried: Es waren keine Veränderungen der Zugehörigkeitswerte nachweisbar.

Städerried: Die Zugehörigkeitswerte zum Caricion lasiocarpae sanken etwas, jene zum Magnocaricion stiegen etwas.

Stansstader Ried: Die Zugehörigkeitswerte zum Magnocaricion stiegen etwas.

Hopfräben: Die Zugehörigkeitswerte zum Caricion davallianae sanken etwas.

Flüeler Ried: Die Zugehörigkeitswerte zum Caricion lasiocarpae und zum Salicion cinereae sanken, jene zum Phragmition communis stiegen etwas.

Seedorfer Ried: Die Zugehörigkeitswerte zum Berberidion vulgaris stiegen, jene zum Caricion davallianae und zum Magnocaricion sanken etwas.

Entwicklung der Zeigerwerte

Die Auswertung der Zeigerwerte erfolgte für diejenigen Flächen, die in allen vier Jahren erhoben wurden als Vergleich der Mittelwerte der ersten beiden Jahre mit den letzten beiden Jahren (altes versus neues Wehrreglement). Um die Entwicklung der Zeigerwerte zu beurteilen wurde nicht auf die Vegetationstypen abgestellt, sondern auf die Unterteilung der Gebiete in hoch gelegene Teile (Kote > 434.1 m) und tief gelegene Teile (Kote ≤ 434.1 m).

Die Entwicklung der Zeigerwerte in den einzelnen Gebieten sieht folgendermassen aus:

Steinibachried: Die Vegetation im Steinibachried zeigte einen Trend zu mehr Bodenfeuchtigkeit, leichter Versauerung und leichter Abnahme der Nährstoffversorgung (Tab. 13 und Tab.14 im Anhang E). Signifikante gegenläufige Trends auf hoch und tief gelegenen Flächen wurden nicht beobachtet, aber die Unterschiede waren z.T. verschieden gross.

Städerried: Das ganze Gebiet war gemäss den Modellen etwas basenreicher und feuchter geworden, auf den tief gelegenen Gebieten schienen die Wasserstände stärker zu schwanken (Tab. 13 in Anhang E : Zunahme der Reaktionszahl und der Feuchtezahl auf beiden Flächenklassen, der Wechselfeuchtezahl nur auf den tief gelegenen). Nährstoffverfügbarkeit und Humusgehalt des Bodens entwickelten sich auf den hoch und den tief gelegenen Flächen gegenläufig. Auf beiden Flächenklassen hatten sich die Bedingungen für Konkurrenzstrategen zu Lasten jener für Ruderalstrategen leicht verbessert (Tab. 13 und Tab. 14 im Anhang E).

Stansstader Ried: Das Stansstader Ried wurde als Ganzes etwas feuchter, wobei die Bodenbelüftung leicht zurückging und der Humusgehalt der Böden etwas zunahm. Auf den hoch gelegenen Flächen nahmen die Wasserstandsschwankungen etwas zu. Im Stansstader Ried verschlechterten sich die Bedingungen für Arten mit bevorzugter Ruderalstrategie etwas während sich jene für Stressstrategen eher verbesserten (Tab. 13 und Tab. 14 im Anhang E).

Hopfräben: Wie fast alle Gebiete am Vierwaldstättersee wurde das Gebiet Hopfräben als Ganzes im Verlaufe der Untersuchungen etwas feuchter, wobei die Differenz auf den tief gelegenen Flächen deutlich grösser war als auf den hoch gelegenen. Auf diesen Flächen verstärkten sich auch die Schwankungen in der Wasserverfügbarkeit. Gegensätzliche Trends auf hoch und tief gelegenen Flächen zeigte die Bodenbelüftung: Sie verbesserte sich leicht auf den hoch gelegenen Flächen, nahm aber etwas ab auf den tief gelegenen. Auch im Gebiet Hopfräben verschlechterten sich die Bedingungen für Pflanzen mit Ruderalstrategie etwas, während die Bedingungen für Stressstrategen sich eher verbesserten. Konkurrenzstrategen dürften auf den hoch gelegenen Flächen eher schlechtere Bedingungen antreffen, auf den tief gelegenen jedoch bessere (Tab. 13 und Tab. 14 im Anhang E).

Flüeler Ried: Die tief gelegenen Flächen im Flüeler Ried waren der einzige Bereich in den Mooren am Vierwaldstätter See, welcher in den letzten Jahren nicht feuchter geworden war. Auf den hoch gelegenen Flächen nahmen die Schwankungen der Wasserverfügbarkeit etwas zu und der Boden wurde etwas basenreicher. Der Humusgehalt des Bodens nahm im ganzen Gebiet etwas zu. Die Verhältnisse für Ruderalstrategen hatten sich im Verlauf der Jahre im ganzen Gebiet etwas verschlechtert, dagegen wurden sie für Stress- und Konkurrenzstrategen etwas besser (Tab. 13 und Tab. 14 im Anhang E).

Seedorfer Ried: Das Seedorfer Ried wurde als Ganzes etwas feuchter, wobei die Wasserverfügbarkeit auf den hoch gelegenen Flächen mit der Zeit etwas mehr schwankte und die Bodenbelüftung dort etwas abnahm. Die Verhältnisse verschlechterten sich für Ruderalstrategen zu Gunsten der Stressstrategen. (Tab. 13 und Tab. 14 im Anhang E)

6.4.3 Indikator C: Grösse der Fläche der Vegetationseinheiten

Auch im Betriebszustand des neuen Reglements waren kalkreiche Flachmoore und Grossegggenbestände die dominierenden Vegetationstypen. Am dritthäufigsten waren nach wie vor die Röhrichte. Die Flächenschätzungen der einzelnen Vegetationstypen unterlagen erheblichen Schwankungen von Jahr zu Jahr (vgl. Abb. 1 im Anhang E). Es konnte nicht abgeschätzt werden, wie weit dafür die Unsicherheit der Klassierungen der Vegetationsaufnahmen die Ursache war oder die Unschärfe des logistischen Modelles. Reelle Veränderungen in diesen Ausmassen innert jeweils 2 Jahren schienen wenig plausibel. Auf quantitative Aussagen über die Flächenbilanzen verzichteten wir deshalb. Stattdessen nahmen wir die Korrelation mit der Zeit als Mass für die Entwicklung der einzelnen Vegetationstypen. Die Trends in den verschiedenen Mooren waren nicht einheitlich. Für alle Moore zusammen galt, dass nährstoffreiche Feuchtwiesen und Pfeifengraswiesen eher zurückgingen, während kalkreiche Flachmoore eher zunahmen. Für die anderen Vegetationstypen waren die Trends nicht klar. Die Trends waren auf den hoch und den tief gelegenen Flächen für die Mehrheit der Vegetationstypen dieselben. Gehölze und Grossegggenriede zeigten jedoch auf hoch und tief gelegenen Flächen gegensätzliche Trends. Bei den Gehölzen waren die Korrelationskoeffizienten für hoch und tief gelegene Flächen innerhalb eines Moores gleich gerichtet (oder der Zusammenhang mit der Zeit war schwach im einen Teil), bei den Grossegggenrieden waren sie in zwei Mooren gegensätzlich.

Veränderungen in den einzelnen Gebieten (Tab. 12 im Anhang E, bzw. Abb. 1 im Anhang E):

Steinibachried: Es zeigten sich keine gegenläufigen Trends auf hoch und tief gelegenen Flächen, aber viele der Trends waren nur auf dem einen Flächentyp vorhanden. Auf den hoch gelegenen Flächen nahmen die Bestände an Gehölzen, Pfeifengraswiesen, Grossegggenrieden und wahrscheinlich auch der Röhrichte ab. Dies geschah zu Gunsten der Übergangsmoore, kalkreichen Flachmoore, Hochstaudenriede und wahrscheinlich auch der nährstoffreichen Wiesen. Auf den tief liegenden Flächen nahm der Röhricht zu Gunsten der nährstoffreichen Wiesen, der kalkreichen Flachmoore und Hochstaudenriede ab.

Städerried: Gegenläufige Trends auf hoch und tief gelegenen Flächen waren nur beim Röhricht zu beobachten (wahrscheinliche Abnahme auf den hoch gelegenen Flächen, wahrscheinliche Zunahme auf den tief gelegenen Flächen). Viele der anderen Trends waren nur auf dem einen Flächentyp vorhanden. Auf den hoch gelegenen Flächen nahmen die kalkreichen Flachmoore und wahrscheinlich die Hochstaudenriede zu Lasten der Gehölze, der Übergangsmoore und wahrscheinlich der Röhrichte zu. Auf den tief gelegenen Flächen nahmen Gehölze, Pfeifengraswiesen, Übergangsmoore und wahrscheinlich nährstoffreiche Wiesen ab, dies zu Gunsten der kalkreichen Flachmoore, Grossegggenriede und wahrscheinlich der Röhrichte.

Stansstader Ried: Gegenläufige Trends auf den hoch und tief gelegenen Flächen zeigten sich nur bei den Grossegggenrieden (hochliegende Flächen mit wahrscheinlicher Abnahme, tief liegende mit Zunahme). Auf den hoch gelegenen Flächen gingen weiter der Röhricht und die nährstoffreichen Wiesen zu Gunsten von Gehölzen zurück, auf tief liegenden Flächen waren es die Pfeifengraswiesen,

Übergangsmoore, Röhrichte und wahrscheinlich Hochstaudenriede zu Gunsten von Grosseggrieden und kalkreichen Flachmooren.

Hopfräben: Ein gegenläufiger Trend auf hoch und tief gelegenen Flächen wurde nur für die Grosseggriede festgestellt. Auf den hoch gelegenen Flächen nahmen Übergangsmoor und Grosseggried zu Gunsten nährstoffreicher Wiesen ab. Auf den tief gelegenen Flächen nahmen Gehölze, Pfeifengraswiesen und Übergangsmoore zu Gunsten von Grosseggrieden und kalkreichen Flachmooren ab. Für das gesamte Gebiet gab es möglicherweise eine Zunahme der Hochstaudenriede.

Flüeler Ried: Gegenläufige Trends auf hoch und tief gelegenen Flächen wurden nicht beobachtet. Auf den hoch gelegenen Flächen konnten sich Röhricht und wahrscheinlich Kalk-Flachmoor zu Lasten von nährstoffreichen Wiesen und wahrscheinlich Hochstaudenried ausdehnen. Auf den tief gelegenen Flächen nahmen kalkreiches Flachmoor sowie wahrscheinlich Röhricht und Übergangsmoor zu Lasten aller anderer Vegetationstypen, ausgenommen der Pfeifengraswiesen ab.

Seedorfer Ried: Im Seedorfer Ried wurde nur ein gegenläufiger Trend auf hoch und tief gelegenen Flächen beobachtet: Grosseggriedbestände nahmen auf den hoch gelegenen Flächen ab und wahrscheinlich auf den tief gelegenen zu. Auf den hoch gelegenen Flächen dehnten sich wahrscheinlich Gehölze, Übergangsmoore und Röhrichte zu Lasten von nährstoffreichen Wiesen, Hochstaudenrieden, Pfeifengraswiesen und Grosseggrieden aus. Die Zunahmen waren alle schwächer ausgeprägt als die Abnahmen. Auf den tief gelegenen Flächen dehnte sich wahrscheinlich Grosseggried zu Lasten des Hochstaudenrieds aus.

6.5 Schlussfolgerungen

Mit dem neuen Wehrrglement werden eher höhere Wasserstände im Frühling und geringere Sommerspitzen angestrebt. Gemäss den Pegelmessungen von Luzern und Brunnen wurde dies ein Stück weit erreicht: von März bis Mitte Juli wurden höhere Pegel gemessen als in den Jahren vor der Einführung des neuen Reglements. Von Mitte April bis Mitte Mai waren es sogar gut 13 cm. Im Hochsommer lagen die Pegel geringfügig tiefer als in den Jahren zuvor. Die Vegetation der Flachmoore am Seeufer wurde also im Frühling und Frühsommer besser mit Wasser versorgt. Die angestrebten geringeren Sommerspitzen sollen gemäss Anhang D zur UVP von AquaPlus et al. (2006) zu einer geringeren Überflutungsrate gewisser Moorteile führen. Als kritische Seehöhe wurde die Kote von 434.09 m genannt, welche nun nicht mehr jährlich, sondern nur noch alle zwei Jahre übertroffen werde. Dieser kritische Seepiegel wurde seit der Einführung des neuen Wehrrglements 2011 im Juni 2013 und im Mai 2015 noch für einige Tage überschritten.

Die Vegetation reagiert im Allgemeinen verzögert auf veränderte Umweltbedingungen. Vier Jahre nach einer leichten Änderung des Wasserregimes können noch keine grossen Vegetationsveränderungen erwartet werden. Wir erwarteten auf den tiefer (näher beim Seespiegel) gelegenen Flächen einen grösseren Einfluss des Sees auf die Vegetation als auf den höher gelegenen Flächen. In der kurzen Beobachtungszeit wurde sowohl in den Flächen mit 2-jährlicher Überflutung (Kote

> 434.1 m) als auch auf den tiefer gelegenen Flächen eine leichte Zunahme der Feuchtezahl festgestellt, wobei sich der Unterschied zwischen den beiden Gruppen etwas verstärkte. Die Moore am Vierwaldstättersee scheinen von den höheren Seepegeln im Frühjahr profitieren zu können: Die Wasserverfügbarkeit stieg, die Objekte wurden etwas feuchter. In den Vergleichsmooren konnte auf den tiefer gelegenen Flächen keine Veränderung der Feuchtezahl nachgewiesen werden, auf den hoch gelegenen wurden die Verhältnisse eher trockener (Tab. 14a in Anhang E). Mit der erhöhten Wasserverfügbarkeit verbunden waren eine Ausdehnung der kalkreichen Flachmoore und ein Rückgang der nährstoffreichen Wiesen. Die Zunahme der kalkreichen Flachmoore konnten wir in den Vergleichsobjekten für die hoch gelegenen Flächen auch beobachten, dort nahm allerdings auch die Fläche der nährstoffreichen Wiesen zu. Die Ausprägung des *Caricion davallianae* nahm am Vierwaldstättersee im Gegensatz zu den Vergleichsobjekten leicht ab. Der ebenfalls festgestellte Rückgang der Pfeifengraswiesen war zu erwarten, stehen diese Einheiten doch meist auf den trockensten Teilen der Moore. Entsprechend der Abnahme der Feuchtezahl in den Vergleichsobjekten nahm dort die Fläche der Pfeifengraswiesen gemäss den Modellen zu (Tab. 12a im Anhang E). Die Entwicklung der Übergangsmoore verlief in den verschiedenen Objekten sehr unterschiedlich (Tab. 12 im Anhang E). Auf den hoch gelegenen Flächen im Steinbachried konnten sie sich gemäss den Modellen zu Lasten der Grosseggenriede etwas ausdehnen, ebenso im Seedorfer Ried, dort war der Trend allerdings etwas schwächer. Die Ausprägung des *Caricion lasiocarpae* nahm in allen Gebieten etwas ab, ein Trend, der auch in den Vergleichsmooren beobachtet wurde. Diese Entwicklung war verknüpft mit der Nährstoffversorgung und der Durchlüftung: Auf den höher gelegenen Flächen sank die Nährstoffzahl mit der Zeit, die Durchlüftungszahl blieb fast unverändert. Diese Beobachtung konnten wir in den Vergleichsmooren nicht machen, eine Veränderung der Nährstoffzahl war dort nicht nachweisbar, während die Modelle im Allgemeinen gleichwohl Flächenverluste für die Übergangsmoore anzeigten (Tab. 12a in Anhang E). Auf den höher gelegenen Flächen war die Nährstoffzahl negativ mit den Zugehörigkeitswerten zum Übergangsmoor korreliert, aber positiv mit jenen zum Grosseggenried. Das entspricht den Erwartungen, gehören doch die Übergangsmoore mit einer zu erwartenden Nährstoffzahl von ca. 1.7 (Pantke 2008) zu den magersten, die Grosseggenriede mit einer (zu erwartenden Nährstoffzahl von ca. 2.7 (Pantke 2008) zu den mesischen Gesellschaften. Auf den tiefer gelegenen Flächen nahmen die Grosseggenriede eher zu. Dies ist positiv zu werten, zählen sie doch zu den wichtigen Verlandungsgesellschaften.

Dem höheren Seepegel im Frühling stand eine angestrebte reduzierte Überflutungsrate im Sommer gegenüber. Wieweit diese erreicht wurde, war uns nicht klar. Es gab jeweils leicht erniedrigte Pegelstände für die Periode von Mitte Juli bis Ende August. Inwiefern dies die Moore beeinflusst, können wir nicht abschätzen. Wir hätten eine Reduktion der Ruderalität erwartet (durch die Überflutungen ertrinken einzelne Pflanzen und Lücken entstehen, die von Ruderalstrategen besiedelt werden können; bei verringerter Überflutungsrate entstehen weniger Lücken). Das wurde jedoch nicht beobachtet.

Zu den Funden einzelner Arten im Vergleich zu den anderen Seeufermooren können nur einige kurze Bemerkungen gemacht werden:

Die meisten Arten der Roten Liste wurden auch in den Vergleichsmooren gefunden. Ausnahmen waren: *Inula helvetica*, und *Lysimachia thyrsoiflora* aus der Kategorie «verletzlich» sowie die vier Vertreter aus der Kategorie «stark gefährdet». Nur von 3 Arten konnten jeweils auf einer Flächengruppe (hoch oder tief gelegen) ein Trend für die Arten der Roten Liste geschätzt werden: Von *Geranium palustre* wurde erwartet, dass sie sich sowohl in den Vergleichsmooren als auch im Flüeler Ried gut entwickeln werde. Für *Inula helvetica*, die nur im Stansstader Ried gefunden wurde, und dort auf den hoch gelegenen Flächen wahrscheinlich mit einem Rückgang konfrontiert werden wird, ergaben die Modelle verbesserte Bedingungen auf den tief gelegenen Flächen der Vergleichsmoore, obwohl sie dort nicht gefunden wurde.

Die Moore am Vierwaldstättersee scheinen stärker mit invasiven Neophyten belastet zu sein als die Vergleichsmoore. Auf den Flächen mit Aufnahmen aus beiden Erhebungen wurden in den Vergleichsgebieten nur ein Bruchteil der Arten festgestellt, die am Vierwaldstättersee vorkamen. Am verbreitetsten war *Solidago canadensis* aggr. die praktisch überall zu finden war. Es fällt auf, dass in den Vergleichsmooren von den 7 festgestellten invasiven Neophyten deren 4 erst in der Zweiterhebung gefunden wurden, darunter auch *Reynoutria japonica*.

6.6 Beurteilung und Massnahmen

Nachteilige Entwicklungen wurden in den letzten vier Jahren nur wenige beobachtet. Weder wurde ein allgemeiner Rückgang von gefährdeten Arten noch eine allgemeine Zunahme von Neophyten festgestellt. Die Entwicklung der Vegetationstypen wurde von uns mehrheitlich als wünschenswert beurteilt: Zunahme des Magnocaricion als wichtige Verlandungsgesellschaft und der Kalk-Flachmoore, kein negativer Trend beim Röhricht, Abnahme der nährstoffreichen Wiesen. Den Rückgang der Pfeifengraswiesen beurteilten wir als neutral, gehören sie doch zum trockensten Teil der Riedwiesen. Die Entwicklung der Übergangsmoore müsste verfolgt werden. Es sind seltene Gesellschaften mit extrem nassem und magerem Standort. Sie beherbergen eine Anzahl von seltenen Arten (z.B. *Eriophorum gracile*). Auf den hoch gelegenen Flächen konnten sie sich laut unseren Modellrechnungen halten, aber auf den tief gelegenen erlitten sie Flächenverluste. In allen Gebieten sank ihr Van der Maarel-Koeffizient, d.h. sie wurden etwas untypischer. Soweit uns bekannt ist, ist das Wasser des Vierwaldstättersees von ausgezeichneter Qualität, so dass wir beim beobachteten erhöhtem Seepiegel im Frühling und Frühsommer keinen Rückgang auf den tief gelegenen Flächen erwartet hatten. Eine aus unserer Sicht unerwünschte Entwicklung war die Zunahme der Gehölze auf den höher gelegenen Flächen. Die Gesamtbewertung pro Indikator ist in Tabelle 6.10 zusammengefasst.

Tab. 6.10: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Vegetation Feuchtgebiete»
 im Vergleich vor und nach der Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements.
 Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre
 Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

	= Verbesserung
	= Gleichbleibend
	= Verschlechterung
	= Veränderung fraglich

Modul «Vegetation Feuchtgebiete»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Häufigkeit Arten		
Rote Liste Arten		
Neophyten	*	
B) Veränderung Kennwerte		
C) Fläche Vegetationseinheiten	**	

* Bekämpfung von *Solidago canadensis/Soligago gigantea* und *Reynoutria japonica* nötig
 ** Monitoring zur Beobachtung der Übergangsmoore durchführen

Empfehlungen

Die Moore am Vierwaldstättersee werden, soweit es möglich ist, regelmässig im Herbst geschnitten. Dies ist unbedingt aufrecht zu erhalten. Auf den höher gelegenen Orten in verschiedenen Gebieten scheinen Gehölze zuzunehmen. Diese Entwicklung sollte verfolgt und falls nötig, sollte ihr entgegengetreten werden. Bezüglich der rückläufigen Entwicklung der Übergangsmoore sollten die vorhandenen Daten vertieft ausgewertet und in Abhängigkeit der Ergebnisse die weitere Entwicklung verfolgt werden. Die Neophyten sollten im Auge behalten werden. Probleme macht vor allem *Solidago canadensis/Soligago gigantea*. Sie wird in den Hopfräben, vielleicht auch in anderen Gebieten, mittlerweile bekämpft, ist aber nach wie vor sehr präsent. Ihre Bekämpfung sollte weitergeführt werden. Die Bekämpfung von *Reynoutria japonica* sollte angegangen werden. Sie ist mittlerweile in fünf der sechs Moore vorhanden, meist noch in kleinen Beständen, so dass ihre Ausmerzung noch nicht ausgeschlossen scheint. Diese Massnahmen beziehen sich auf das Modul «Vegetation Feuchtgebiete», die modulübergreifende und mit Prioritäten und Zuständigkeiten ergänzte Übersicht über alle Massnahmen ist in Kapitel 10 zu finden.

7 Monitoringmodul «Hecht»

7.1 Problematik

Die Fortpflanzung des Hechts findet in den Feuchtgebieten der Seeufer statt, vorzugsweise in Gräben und überschwemmten Riedwiesen. Der Seepiegel zur Fortpflanzungszeit zwischen März und Mai bestimmt das Angebot an zugänglichen Wasserflächen für das Ablachen und die folgende Ei- und Larvalentwicklung. Häufigkeit und Dauer von Hochwasserständen (im Vierwaldstättersee u.a. abhängig von der Wehrregulierung) stellen massgebliche Einflussgrössen für das Aufkommen von Jungfischen dar. Markante Pegelsenkungen während dieser Zeitspanne führen dazu, dass der an den Wasserpflanzen haftende Laich und die jungen Larven im Haftstadium (immobiles Larvalstadium) trocken fallen und absterben.

Formulierung von Zielen im Umweltverträglichkeitsbericht

Das neue Wehrregime wird die Fortpflanzungsbedingungen für den Hecht beeinflussen. Deshalb wurden gegenüber dem Ausgangszustand (1922–2011) 2 Minimalziele formuliert:

- Minimalziel 1** Erreichen einer vorgegebenen Minimalfläche an potentiellen Fortpflanzungshabitaten während einer gewissen Zeit sowie kein Auftreten eines Pegelabfalls von ≥ 0.40 m in der Zeit vom 1.4. – 20.6. bzw. ≥ 0.80 m in der Zeit vom 21.6. – 31.7. Sind diese beiden Bedingungen erfüllt, handelt es sich um ein «gutes Jahr», bei Nichterreichen handelt es sich um ein «schlechtes Jahr». Im Vergleich zum alten Wehrregime soll unter dem neuen Regime die Häufigkeit der guten Jahre erhöht werden oder mindestens gleich bleiben.
- Minimalziel 2** Es sollen nicht mehr als 3 «schlechte Jahre» in Folge auftreten, damit der Hechtbestand sich wieder erholen kann.
- Maximalziel** Es treten keine als schlecht beurteilten Jahre mehr auf.

7.2 Methodik

Untersuchungsgebiete

Die Flachmoore von nationaler Bedeutung rund um den Vierwaldstättersee gehören unter natürlichen hydrologischen Bedingungen zu den potentiellen Fortpflanzungsgebieten des Hechts. Es sind dies:

Tab. 7.1: Untersuchungsgebiete und deren Ausdehnung in Hektaren

Bezeichnung	Kanton	Grösse in Hektaren (ha)
Steinibachried	Luzern	8.5
Stansstaderried	Nidwalden	7.0
Städerried	Obwalden	43.0
Hopfräben	Schwyz	8.5
Reussdelta	Uri	43.8

Indikatoren: Fortpflanzungshabitate

Es werden folgende Indikatoren beurteilt, welche für eine erfolgreiche Fortpflanzung relevant sind:

Tab. 7.2: Indikatoren für das Modul «Hecht»

Indikator	Beschreibung
A	Grösse der Fläche an potentiell geeignetem Laichhabitat vom 1.3. – 31.5.
B	Grösse der Fläche an potentiell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvalstadium (Haftphase) vom 1.4. – 15.6.
C	Grösse der Fläche an potentiell geeignetem Habitat für das mobile Larvalstadium vom 1.5. – 30.6.

Terrainmodell

Das Monitoringprogramm Hecht vergleicht das Angebot an potentiellen Laich-, Eientwicklungs- und Larvalhabitaten in Abhängigkeit der Pegelstände vor und nach der Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements. Da die Laich- und Larvalhabitate in den Feuchtgebieten während der Überschwemmungszeit sehr schlecht zugänglich sind, wird das potentielle Angebot an Fortpflanzungshabitaten bei verschiedenen Pegelständen modelliert. Dazu wird ein spezifisches Habitateignungsmodell verwendet, das hydrologische (Wassertiefe, Zugang zum See) und biologische Parameter (Vegetation) über für den Hecht typische Präferenzfunktionen miteinander verknüpft. Für jeden Pegelstand und jedes Feuchtgebiet kann daraus die potenziell zur Verfügung stehende Habitatsfläche für die drei Fortpflanzungsstadien (Indikatoren A, B, C) berechnet werden.

Produkte des Terrainmodells

Für jeden Indikator wird zu jedem Pegelstand zwischen 433.1 – 435.4 m ü. M. in 10 cm Schritten die zur Verfügung stehende Fläche an Habitaten der Eignungskategorien optimal, geeignet, bedingt geeignet und ungeeignet in Rasterkarten mit einer Zellengrösse von 2 x 2 m aufgezeichnet. Für jeden Tag des Ausgangs- und des Betriebszustands von 1922 – 2015 wird die vom Pegelstand abhängige, potentiell zur Verfügung stehende Habitatsfläche berechnet (WUA, weighted usable areas [m²]). Diese Tagesflächenwerte werden zur Bestimmung des Minimalziels 1 verwendet. Sie können als Jahresganglinien abgebildet werden. Die Fläche unter dieser Jahresganglinie (Integral) kann als genereller Vergleichswert des Habitatangebots zwischen den Jahren oder den Gebieten benutzt werden (Minimum, Maximum, Median). Diese Flächenangabe ist jedoch rein quantitativ und sagt nur bedingt etwas über den zu erwartenden Laicherfolg aus.

Änderung des Berechnungsmodells zwischen Ausgangs- und Betriebszustand: Da der Pegelstand auf 1 cm angegeben wird, müssen die Zwischenpunkte modelliert werden, mittels einer Regressionskurve oder durch lineare Interpolation zwischen 2 Punkten. Im Bericht zum Ausgangszustand wurden die mittels Regression berechneten Flächen verwendet. Diese Methode ist im Bereich der tiefen Pegel jedoch ungenauer als die Interpolation, weshalb im vorliegenden Bericht alle Daten (Ausgangs- und Betriebszustand) mit der Interpolationsmethodik berechnet wurden.

Definition der Teilkriterien zur Bewertung des Minimalziels 1

Für die Beurteilung, ob ein Jahr als «gutes» oder als «schlechtes» gilt, werden die Jahresganglinien anhand von 4 Teilkriterien analysiert. Fällt in einem Jahr eines oder mehrere Teilkriterien unter die Kategorie «schlechtes Jahr» muss mit einem stark verminderten Aufkommen von Jungfischen gerechnet werden (Ausfalljahr):

1. Ist potentiell geeignetes Habitat zur richtigen Jahreszeit überhaupt vorhanden?
2. Tritt eine minimale Fläche der potentiellen Fortpflanzungshabitate während der richtigen Zeit auf?

Es ist nicht bekannt, welche Mindestgrösse an Fortpflanzungshabiten notwendig ist, damit der Erhalt der Hechtbestände sichergestellt ist. Deshalb wird mit 4 Varianten von Minimalflächen gearbeitet (siehe Tab. 7.3). Die Minimalflächen für das mobile Larvalstadium (Indikator C) werden aufgrund des territorialen Verhaltens der Jungfische verfünffacht. Die Dauer, während der die Minimalfläche in der betreffenden Fortpflanzungsphase mindestens ununterbrochen zur Verfügung stehen muss, ergibt sich aus dem Verhalten (Tab. 7.3).

3. Abfall des Pegels während der Laich-, Eientwicklungs- und immobilen Larvalphase um ≥ 0.40 m zwischen dem 1.4. und 20.6..
4. Abfall des Pegels während dem mobilen Larvalstadium um ≥ 0.80 m zwischen dem 21.6. und 31.7..

Tab. 7.3: Übersicht über die Indikatoren und die 4 Minimalflächenvarianten für die Analyse der Jahresganglinien. Dauer: Anzahl Tage in Folge, an denen die Minimalfläche zur Verfügung stehen muss.

Indikator	Fortpflanzungsphase	Zeitraum	Varianten Mindestfläche				Dauer
			minimal	knapp	ausreichend	sicher	
A	Laichphase	1.3. – 31.5.	100 m ²	200 m ²	400 m ²	2'000 m ²	3 Tage
B	Ei- / immobile Larvalphase	1.4. – 15.6.	100 m ²	200 m ²	400 m ²	2'000 m ²	10 Tage
C	Mobile Larvalphase	1.5. – 30.6.	500 m ²	1'000 m ²	2'000 m ²	10'000 m ²	20 Tage

Das Modul «Hecht» basiert einzig auf der Modellierung der Veränderung des potentiell verfügbaren Lebensraums, da brauchbare andere Indikatoren zur Bestimmung der Bestandesgrösse fehlen. Die Ergebnisse müssen deshalb mit besonderer Vorsicht interpretiert werden. Immerhin konnte mit je einer Stichprobenahme in den beiden Feuchtgebieten Steinibachried und Städerried zum Vorkommen von 0+ Hechten die Ergebnisse etwas gestützt werden.

7.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

Im Ausgangszustand von 1922 – 2011 schwanken die Werte der potentiellen Flächen der Fortpflanzungsgebiete zwischen den Jahren sehr stark. Dies zeigt die

Analyse des Angebots an potentiellen Fortpflanzungshabitaten anhand von Vergleichen des Integrals der Jahresganglinien.

Ein Pegelabfall von ≥ 0.40 m zwischen dem 1. April und dem 20. Juni trat in 11 Beobachtungsjahren auf (12 % der Jahre: 1930, 1932, 1940, 1945, 1953, 1958, 1964, 1992, 1996, 1999, 2009). Ein Abfall von ≥ 0.80 m zwischen dem 21. Juni und 31. Juli trat hingegen nur in 2 Jahren auf (1935, 1953). Ein Abfall von ≥ 0.40 m muss somit in jedem 8. Jahr, ein Abfall von ≥ 0.80 m in jedem 50. Jahr erwartet werden.

Zu den folgenden Auswertungen liefern auch die Abbildung 7.1, die Tabellen im Kapitel 7.4. und die Abbildung im Anhang F zusätzliche Informationen.

7.3.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat

Der Vergleich der Flächensumme (Integral der Jahresganglinie des Laichhabitatangebots WUA während der relevanten Dauer der Laichzeit, Tab. 7.4) zeigt, dass die Fläche an potentiell Laichareal in den beobachteten 90 Jahren sehr stark schwankt. Die grössten Unterschiede weist das Steinibachried mit 0 bis 196'000 m² Laichfläche auf. Im Steinibachried treten in 25 Jahren und im Stansstaderried in 9 Jahren überhaupt keine Laichareale auf.

Tab. 7.4: Integral der potentiellen Habitatsfläche (Laichareale): Minimal- und Maximalwerte sowie Median der potentiellen Habitatsfläche (Jahresganglinien-Integrale über 92 Tage) in m² und als Prozentanteil an der gesamten Fläche des Feuchtgebietes (Fläche x 92 Tage) in den Jahren 1922 – 2011.

	Steinibachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Minimum	0	0.0	0	0.0	1'012	0.0	1'123	0.0	553	0.0
Maximum	196'265	2.5	112'424	1.7	1'048'502	2.7	339'408	4.3	1'105'646	2.7
Median	84	0.0	7'775	0.1	17'213	0.0	5'142	0.1	2'694	0.0

Steinibachried: Minimalziel 1 (Auftreten von geeignetem Habitat) wird selbst bei der tiefsten Flächenvariante (100 m²) nur in 16 % der Beobachtungsjahre erreicht. Minimalziel 2 (keine ≥ 4 schlechte Jahre hintereinander) wird bei keiner Variante erreicht.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird nur bei der tiefsten Flächenvariante an mehr als der Hälfte der Beobachtungsjahre (56 %) erreicht. Bei höheren Flächenvarianten (200 / 400 / 2000 m²) sind es deutlich weniger (41 % / 21 % / 2 %). Minimalziel 2 wird bei keiner Variante erreicht.

Städerried: Minimalziel 1 wird bei den drei tiefsten Flächenvarianten in über 50 % der Jahre erreicht, d.h. in jedem 2. Jahr. Minimalziel 2 wird bei der

tiefsten Flächenvariante erreicht, bei den beiden nächst grösseren 1mal und bei der grössten Fläche 9mal nicht erreicht.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird nur bei der tiefsten Flächenvariante in mehr als der Hälfte (68 %) der Beobachtungsjahre erreicht. Bei den höheren Flächenvarianten sinkt der Wert auf 46 – 10 % ab. Minimalziel 2 wird bei keiner Variante erreicht, in der tiefsten Variante reihen sich jedoch nur 1mal 4 schlechte Jahre aneinander.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird bei der tiefsten Flächenvarianten in rund der Hälfte der Jahre erreicht (48 %), bei der höchsten Variante sind es noch 6 %. Minimalziel 2 wird bei keiner Variante erreicht, selbst bei der tiefsten Variante tritt das Ereignis 4mal auf.

7.3.2 Indikator B: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvalstadium (Haftphase)

Die Phase des Ei- und immobilen Larvalstadiums fällt in die Periode, in welcher der Seepegel tendenziell ansteigt. Als Folge davon steht in jedem Gebiet in jedem Beobachtungsjahr potentiell geeignetes Habitat zur Verfügung, mit Ausnahme des Steinibachriedes in den Jahren 1934 und 2011 und des Stansstaderriedes im Jahr 1934. Die Schwankungen zwischen den Jahren sind sehr ausgeprägt. Den grössten Unterschied weist wiederum das Steinibachried mit 0 bis 540'000 m² auf.

Tab. 7.5: Integral der potentiellen Habitatsfläche
(Ei- und immobiles Larvalstadium, Jahresganglinien-Integral über 76 Tage).

	Steinibachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Minimum	0	0.0	0	0.0	2'536	0.0	2'034	0.0	1'075	0.0
Maximum	539'518	8.4	182'654	3.4	1'692'673	5.2	573'892	8.9	1'904'166	5.7
Median	2'493	0.0	7'201	0.1	69'984	0.2	12'412	0.2	5'057	0.0

Steinibachried: Minimalziel 1 wird sogar bei der tiefsten Flächenvariante in nur 20 % der Beobachtungsjahre erreicht, d.h. nur in jedem 5. Jahr. Minimalziel 2 wird klar bei keiner Variante erreicht.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird bei den beiden tiefsten Flächenvarianten in rund der Hälfte (57 % bzw. 46 %) der Beobachtungsjahre erreicht. Bei der höchsten Variante sind es noch 2 % der Jahre. Minimalziel 2 wird bei keiner Variante erreicht.

Städerried: Minimalziel 1 wird mit Ausnahme der höchsten bei allen Flächenvarianten in deutlich über der Hälfte der Jahre erreicht (75 %, 68 %, 59 %). Minimalziel 2 wird bei den beiden tiefen Flächenvarianten erreicht.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird bei der tiefsten Flächenvariante in mehr als der Hälfte der Jahre erreicht (64 %), in den anderen deutlich weniger (41 %, 24 %, 11 %). Minimalziel 2 wird bei der tiefsten Variante nur einmal verfehlt, bei den höheren Varianten 5 bis 8mal.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird bei allen Flächenvarianten in weniger als der Hälfte der Jahre erreicht (42 % bis 10 %). So wird auch Minimalziel 2 bei keiner Flächenvariante erreicht.

7.3.3 Indikator C: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das mobile Larvalstadium

Das mobile Larvalstadium ist wegen des tendenziell höheren Wasserstands während dieser Zeitperiode die am wenigsten anfällige Entwicklungsphase. In jedem Beobachtungsjahr steht in jedem Gebiet potentiell geeignetes Habitat zur Verfügung. Die Schwankungen zwischen den Jahren sind jedoch auch hier beträchtlich. Der grösste Unterschied tritt mit 169 m² bis 1'600'000 m² im Steinibachried auf.

Tab. 7.6: Integral der potentiellen Habitatsfläche

(Ei- und immobiles Larvalstadium, Jahressganglinien-Integral über 76 Tage).

	Steinibachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Minimum	169	0.0	26'750	0.6	257'327	1.0	40'490	0.8	99'808	0.4
Maximum	1'601'996	30.9	729'124	17.1	4'316'685	16.5	1'041'081	20.1	4'586'410	17.2
Median	274'315	5.3	114'280	2.7	1'524'775	5.8	209'415	4.0	723'558	2.7

Steinibachried: Minimalziel 1 wird bei den 2 tiefsten Flächenvarianten (500 / 1000 m²) an \geq 50 % der Beobachtungsjahre erreicht (61 % / 50 %), bei den beiden höheren Flächenvarianten (2000 / 10'000 m²) sind es nur noch 41 % bzw. 27 %. Minimalziel 2 wird bei keiner Flächenvariante erreicht, sondern zwischen 2mal und 7mal verfehlt.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird bei den 2 tieferen Flächenvarianten mit 93 % und 82 % der Beobachtungsjahre oft erreicht, bei der nächsthöheren Flächenvariante immerhin noch in jedem 3. Jahr (35 %). Minimalziel 2 wird nur bei der tiefsten Flächenvariante erreicht, bei den höheren 1 bis 7mal verfehlt.

Städerried: Minimalziel 1 wird bei allen Flächenvarianten in ≥ 80 % der Jahre erreicht (99 % – 80 %). Minimalziel 2 wird nur bei der höchsten Flächenvariante 1mal nicht erreicht.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird bei den 3 tieferen Flächenvarianten fast jährlich (98 %) oder in mindestens jedem 2. Jahr erreicht (52 %), bei der höchsten Flächenvariante wird es nur noch in 15 % der Jahre erreicht. Minimalziel 2 wird nur in der tiefsten Flächenvariante erreicht, in den höheren 1mal bis 6mal nicht.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird bei den 3 tieferen Flächenvarianten fast jedes Jahr erreicht (99 % – 98 %), bei der höchsten Variante noch in 59 % der Jahre. Minimalziel 2 wird nur bei der höchsten Variante 2mal nicht erreicht.

7.3.4 Gesamtbewertung Ausgangszustand

Die Gesamtbewertung für ein erfolgreiches Jahr in einem Feuchtgebiet ergibt sich aus der Summe der Bewertungen der 3 Indikatoren, wobei eine negative Bewertung eines Indikators die Gesamtwertung negativ ausfallen lässt (siehe Abbildung 7.1 und in Abbildung 1 im Anhang F).

Steinibachried: Minimalziel 1 wird auch bei den beiden tiefsten Flächenvarianten nur in jedem 7. Jahr (je 16 %) erreicht. Bei den höheren Varianten können nur noch 11 % bzw. 7 % der Jahre als gut bezeichnet werden. Minimalziel 2 wird bereits bei der tiefsten Variante 8mal verfehlt.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird bei der tiefsten Flächenvariante knapp jedes 2. Jahr (48 %) erreicht, bei den nächst höheren Varianten in 28 % und 14 % der Jahre und bei der höchsten Variante nur noch in 1 % der Jahre. Minimalziel 2 wird bereits bei der tiefsten Variante 4mal verfehlt.

Städerried: Minimalziel 1 wird bei den 3 tieferen Flächenvarianten in mehr als der Hälfte der Jahre erreicht (72 % – 50 %), bei der höchsten Variante geht es markant auf 17 % zurück. Minimalziel 2 wird bei der tiefsten Variante erreicht und in den höheren Varianten 2mal bis 7mal verfehlt.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird nur in der tiefsten Flächenvariante in mehr als der Hälfte der Jahre erreicht (59 %), bei den höheren Varianten sind nur noch 33 % bis 6 % gute Jahre. Minimalziel 2 wird in keiner Variante erreicht. Reihen von 4 und mehr schlechten Jahren treten 2mal bis 8mal auf.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird bei allen Flächenvarianten mit 37 % bis 3 % der Jahre nur spärlich erreicht. Minimalziel 2 wird so auch bereits bei der tiefsten Flächenvariante 9mal verfehlt. Bei der höchsten Variante sind es nur noch 4 Reihen, dafür sind sie umso länger.

7.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

Bei den folgenden Auswertungen muss nachdrücklich darauf hingewiesen werden, dass hier zwei sehr unterschiedlich lange Datenreihen miteinander vergli-

chen werden. Der Ausgangszustand umfasst 90 Jahre, während der Betriebszustand nur 4 Jahre dauert. Während für den Ausgangszustand die Daten solide sind, ist bei der kurzen Datenreihe des Betriebszustands die Gefahr einer Fehleinschätzung hoch. Die Resultate über die Auswirkungen des neuen Wehrrregimes sind daher vorsichtig zu werten. So wird beispielsweise das Minimalziel 2 (nicht mehr als 3 schlechte Jahre in Folge) im Betriebszustand nur verfehlt, wenn alle Jahre ausfallen, also 100 %. Die Hürde für «Minimalziel 2 nicht erfüllt» ist dadurch übermässig hoch. Das Minimalziel 2 ist deshalb zwischen Betriebs- und Ausgangszustand nicht direkt vergleichbar und wird in der folgenden Beurteilung der Veränderungen der Bedingungen nicht mitberücksichtigt.

Beim Vergleich der beiden Zeitreihen des Ausgangs- und Betriebszustands werden die Flächenvarianten minimal (100 m^2 für Indikatoren A und B sowie 500 m^2 für Indikator C) und ausreichend ($400 \text{ m}^2 / 2'000 \text{ m}^2$) ausgewertet. Damit werden 2 Varianten herangezogen, welche die Hauptaussagen zulassen, ob generell ein Fortpflanzungserfolg zu erwarten ist (minimale Flächenvariante) und wie der Erfolg bei höherem Arealbedarf aussehen würde.

Generelle Auswertungen

In den 4 Jahren des Betriebszustands ist ein Pegelabfall von $\geq 0.40 \text{ m}$ (Teilkriterium 3) 2mal aufgetreten. Damit sind bereits 50 % der Jahre Ausfallsjahre. Im Ausgangszustand waren es nur 12 %. Ein Abfall von $\geq 0.80 \text{ m}$ ist im Betriebszustand hingegen nie aufgetreten, im Ausgangszustand jedoch 2mal.

Der Vergleich der Flächensumme (Integral der Jahresganglinie der Flächen des Fortpflanzungshabitats WUA während der relevanten Dauer) zeigt, dass das Flächenangebot an potentiellm Habitat auch in den 4 Jahren des Betriebszustands beträchtlich schwankt. Es ist aber in keinem Gebiet eine Situation mit 0 m^2 aufgetreten, wie dies in den 90 Jahren des Ausgangszustands verschiedentlich, vor allem im Steinibachried und im Stansstaderried, vorgekommen ist. Auch der Vergleich der Mediane der beiden Zeitreihen zeigt, dass die Mediane aus der Betriebsphase in allen Situationen, d.h. für jeden Indikator und jedes Feuchtgebiet, höher liegen als diejenigen aus dem Ausgangszustand, mit einer Ausnahme beim Laichareal im Stansstaderried.

7.4.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat

Der Vergleich zwischen Ausgangs- (1922 – 2011) und Betriebszustand (2012 – 2015) für den Indikator A findet sich in Tabelle 7.7.

Steinibachried: Minimalziel 1 wird im Betriebszustand nie erreicht. Alle 4 Jahre sind bei beiden Flächenvarianten Ausfallsjahre. Mit 0 % ist die Betriebsphase damit schlechter als der Ausgangszustand (16 % bzw. 10 %). Die Situation hat sich somit verschlechtert. Das Minimalziel 2 wird nicht erreicht.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird im Betriebszustand in der minimalen Flächenvariante in 2 der 4 Jahre erreicht, mit 50 % etwas weniger häufig als im Ausgangszustand (56 %). Bei der höheren Flächenvariante wird das Ziel im Betriebszustand nie erreicht, im Ausgangszustand hingegen in 21 %. Es ist

somit eine leichte Verschlechterung festzustellen. Das Minimalziel 2 wird bei der kleinen Flächenvariante eingehalten, bei der grösseren Flächenvariante nicht.

Städerried: Minimalziel 1 wird mit 50 % bei beiden Flächenvarianten im Betriebszustand weniger häufig erreicht als im Ausgangszustand mit 81 % bzw. 57 %, was insgesamt einer leichten Verschlechterung entspricht. Das Minimalziel 2 wird im Betriebszustand bei beiden Flächenvarianten erreicht, aber auch im Ausgangszustand mit seinen 90 Jahren Dauer bei der kleinen Flächenvariante.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird bei der minimalen Flächenvariante mit 50 % der Jahre etwas schlechter erreicht als im Ausgangszustand mit 68 %, bei den höheren Flächenansprüchen sinken die Erfolgsjahre auf 0 %, im Ausgangszustand auf 23 %. So hat sich die Situation in der Betriebsphase etwas verschlechtert. Minimalziel 2 wird im Betriebszustand bei der tieferen Flächenvariante erreicht, in der höheren nicht.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird bei der minimalen Flächenvariante im Betriebs- und Ausgangszustand mit 50 % und 48 % der Jahre ziemlich gleich erreicht, bei den höheren Flächenansprüchen sinkt im Betriebszustand der Anteil an guten Jahren auf 0 %, im Ausgangszustand auf 9 %. Insgesamt ist die Situation gleichbleibend. Das Minimalziel 2 wird im Betriebszustand nur bei der tieferen Flächenvariante erreicht.

Tab. 7.7: Indikator A (Laichareale): Vergleich zwischen Ausgangs- (1922 – 2011) und Betriebszustand (2012 – 2015) der relativen Häufigkeiten des Auftretens von guten Jahren (Minimalziel 1) sowie Anzahl Reihen von ≥ 4 schlechten Jahren in Folge (Minimalziel 2) für die Flächenvarianten 100 m² und 400 m². Entwicklung von Minimalziel 1 (MZ1): +: positiv, =: neutral, -: negativ.

Minimalziel		Steinibachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
		1 gute Jahre (%)	2 Anzahl Reihen								
100 m ²	Ausg.	16	10	56	1	81	0	68	1	48	4
	Betrieb	0	1	50	0	50	0	50	0	50	0
400 m ²	Ausg.	10	6	21	9	57	1	23	9	9	6
	Betrieb	0	1	0	1	50	0	0	1	0	1
Entwicklung MZ1	100 m ²	-		=		-		-		=	
	400 m ²	-		-		=		-		=	

7.4.2 Indikator B: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das Ei- und das immobile Larvalstadium (Haftphase)

Der Vergleich zwischen Ausgangs- (1922 – 2011) und Betriebszustand (2012 – 2015) für den Indikator B findet sich in Tabelle 7.8.

Steinibachried: Minimalziel 1 wird in allen 4 Betriebsjahren bei beiden Flächenvarianten nie erreicht, im Gegensatz zum Ausgangszustand mit 20 bzw. 18 % Erfolgsjahren. Die Situation hat sich gegenüber dem Ausgangszustand verschlechtert. Minimalziel 2 wird nie erreicht.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird im Betriebszustand in beiden Flächenvarianten nur geringfügig weniger häufig als im Ausgangszustand erreicht. Die Bedingungen sind zwischen Ausgangs- und Betriebszustand annähernd gleich geblieben. Das Minimalziel 2 wird in der kurzen Dauer der Betriebsphase bei beiden Flächenvarianten eingehalten.

Städerried: Minimalziel 1 wird bei der minimalen Flächenvariante im Betriebszustand mit 50 % weniger oft erreicht als im Ausgangszustand mit 74 %. Bei der grösseren Flächenvariante ist es mit 25 % zu 59 % deutlich weniger. Insgesamt haben sich die Bedingungen leicht verschlechtert. Das Minimalziel 2 wird im Betriebszustand bei beiden Flächenvarianten erreicht, im Ausgangszustand mit seinen 90 Jahren wird es in der kleinen Flächenvariante erreicht, in der grösseren nur 2mal nicht.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird bei der tiefen Flächenvariante im Betriebszustand mit 50 % etwas weniger oft erreicht als mit 64 % im Ausgangszustand, bei der höheren Minimalfläche mit 25 % bzw. 24 % etwa gleich oft erreicht. Insgesamt hat sich die Situation leicht verschlechtert. Minimalziel 2 wird in den Betriebsjahren bei beiden Flächenvarianten erreicht, aber auch im Ausgangszustand nur selten verfehlt.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird im Betriebszustand bei der kleinen Flächenvariante mit 25 % und bei der höheren Flächenvariante mit 0 % deutlich schlechter erreicht als im Ausgangszustand (42 % und 12 %). Das Minimalziel 2 wird in der Betriebsphase bei der kleinen Flächenvariante erreicht, obwohl nur ein einziges Jahr ein gutes war.

Tab. 7.8: Indikator B (Ei- und immobiles Larvalstadium): Vgl. Tabelle 7.7

		Steinbachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
		1 gute Jahre (%)	2 Anzahl Reihen								
100 m ²	Ausg.	20	8	57	2	75	0	64	1	42	5
	Betrieb	0	1	50	0	50	0	50	0	25	0
400 m ²	Ausg.	18	6	26	7	59	2	24	8	12	4
	Betrieb	0	1	25	0	25	0	25	0	0	1
Entwicklung MZ1	100 m ²	-		=		-		-		-	
	400 m ²	-		=		-		=		-	

7.4.3 Indikator C: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für das mobile Larvalstadium

Der Vergleich zwischen Ausgangs- (1922 – 2011) und Betriebszustand (2012 – 2015) für den Indikator C findet sich in Tabelle 7.9.

Steinbachried: Minimalziel 1 fällt im Betriebszustand gegenüber dem Ausgangszustand bei der kleinen Flächenvariante mit 75 % gegenüber 61 % besser aus, hingegen bei der grösseren Flächenvariante mit 25 % zu 41 % etwas schlechter aus. Insgesamt hat sich die Situation nicht verändert. Minimalziel 2 wird im Betriebszustand bei beiden Flächenvarianten erreicht, weil es dazu nur 1 einziges gutes Jahr braucht.

Stansstaderried: Minimalziel 1 wird im Betriebszustand bei der kleinen Flächenvariante zu 100 % erreicht (Ausgangszustand 93 %), in der grösseren hingegen nie, während es im Ausgangszustand immer noch 35 % sind. Damit haben sich die Bedingungen insgesamt leicht verschlechtert. Das Minimalziel 2 wird in beiden Phasen bei der tiefen Flächenvariante eingehalten, bei der höheren jedoch nicht.

Städerried: Minimalziel 1 wird im Betriebs- und im Ausgangszustand bei beiden Flächenvarianten praktisch in allen Jahren (100 % bzw. 99 %) erreicht. Das gleiche gilt für das Minimalziel 2. Die Verhältnisse haben sich nicht verändert.

Hopfräben: Minimalziel 1 wird im Betriebs- und im Ausgangszustand bei der kleinen Flächenvariante praktisch immer (98 % bzw. 100 %), bei der höheren Flächenvariante in rund 50 % bzw. 52 % der Jahre erreicht. Die Bedingungen haben sich nicht verändert. Minimalziel 2 wird in der Be-

triebsphase bei beiden Flächenvarianten erreicht, beim Ausgangszustand in der grösseren Flächenvariante nicht.

Reussdelta: Minimalziel 1 wird im Betriebs- und im Ausgangszustand bei beiden Flächenvarianten praktisch immer erreicht (98 % – 100 %). Auch das Minimalziel 2 wird immer erreicht. Die Bedingungen sind unverändert gut.

Tab. 7.9: Indikator C (mobiles Larvalstadium): Vgl. Tabelle 7.7

Minimalziel		Steinbachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
		1 gute Jahre (%)	2 Anzahl Reihen								
Parameter											
400 m ²	Ausg.	61	2	93	0	99	0	98	0	99	0
	Betrieb	75	0	100	0	100	0	100	0	100	0
2000 m ²	Ausg.	41	5	35	7	99	0	52	4	98	0
	Betrieb	25	0	0	1	100	0	50	0	100	0
Entwicklung MZ1	400 m ²	+		=		=		=		=	
	2000 m ²	-		-		=		=		=	

7.4.4 Gesamtbewertung Betriebszustand

Der Vergleich zwischen Ausgangs- (1922 – 2011) und Betriebszustand (2012 – 2015) für alle Indikatoren findet sich in Tabelle 7.10.

Steinbachried: Minimalziel 1 wird in allen 4 Betriebsjahren und bei beiden Flächenvarianten nie erreicht, was gegenüber der Referenzperiode, welche 16 % und 11 % Erfolgsjahre verzeichnete, eine Verschlechterung darstellt. Minimalziel 2 wird im Betriebs- und Ausgangszustand nie erreicht.

Stansstaderried: Das Minimalziel 1 wird im Betriebszustand bei der minimalen Flächenvariante mit 50 % der Jahre im gleichen Umfang wie während dem Ausgangszustand (48 %) erreicht, bei der höheren Flächenvariante jedoch mit 0 % gegenüber 16 % deutlich weniger, weshalb man von einer leichten Verschlechterung ausgehen muss. Das Minimalziel 2 wird im Betriebszustand bei der kleinen Flächenvariante erreicht, bei der höheren jedoch nicht.

Städerried: Das Minimalziel 1 wird im Betriebszustand bei beiden Flächenvarianten mit 50 % bzw. 25 % weniger häufig erreicht als im Ausgangszustand (72 % bzw. 50 %), was auf eine leichte Verschlechterung hindeutet. Mi-

nimalziel 2 wird im Betriebszustand erreicht, aber auch im Ausgangszustand mit seinen 90 Jahren in der minimalen Flächenvariante.

Hopfräben: Das Minimalziel 1 wird im Betriebszustand bei der minimalen Flächenvariante mit 50 % etwa gleich oft erreicht wie im Ausgangszustand (59 %). Auch bei den höheren Flächenansprüchen ist der Erfolg mit 0 % schlechter als im Ausgangszustand mit 16 %, weshalb sich das Gesamtergebnis für die Betriebsphase leicht verschlechtert hat. Minimalziel 2 wird nur im Betriebszustand bei der kleinen Flächenvariante erreicht, sonst nie.

Reussdelta: Das Minimalziel 1 wird bereits im Ausgangszustand bei beiden Flächenvarianten mit 37 % und 7 % wenig oft erreicht und nimmt im Betriebszustand noch mehr ab auf 25 % und 0 %. Die Situation verschlechtert sich insgesamt leicht. In der Betriebsphase wird dank einem einzigen guten Jahr Minimalziel 2 bei der tiefen Flächenvariante erreicht, sonst immer verfehlt.

Tab. 7.10: Alle 3 Entwicklungsstadien: Vgl. Tabelle 7.7

		Steinbachried		Stansstaderried		Städerried		Hopfräben		Reussdelta	
Minimalziel		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Parameter		gute Jahre (%)	Anzahl Reihen	gute Jahre (%)	Anzahl Reihen	gute Jahre (%)	Anzahl Reihen	gute Jahre (%)	Anzahl Reihen	gute Jahre (%)	Anzahl Reihen
Minimal	Ausg.	16	8	48	4	72	0	59	2	37	9
	Betrieb	0	1	50	0	50	0	50	0	25	0
Ausreichend	Ausg.	11	7	16	7	50	4	16	8	7	4
	Betrieb	0	1	0	1	25	0	0	1	0	1
Entwicklung MZ1	Minimal	-		=		-		=		-	
	Ausrei.	-		-		-		-		=	

7.5 Schlussfolgerungen

Ausgangszustand

In 3 der 5 Feuchtgebiete sind in allen Beobachtungsjahren sämtliche potentiellen Fortpflanzungshabitate wenigstens in bescheidenem Masse vorhanden. Ausnahmen sind das Steinbachried und das Stansstaderried, wo in zahlreichen Jahren keine Laichareale und vereinzelt keine Habitate für das Ei- und immobile Larvalstadium zur Verfügung stehen.

Die Referenzperiode zur Beurteilung des Ausgangszustands (1922 – 2011) zeigt, dass sich bereits in früheren Jahren Ausfallsjahre aneinander reihten und damit den Fortpflanzungserfolg schmälerten. Von den drei Indikatoren potentielle Laichhabitats (A), potentielle Eientwicklungs- und Larvalhabitats (B) sowie potentielle Larvalhabitats für die mobile Phase (C) sind die beiden ersten Phasen die sensibleren, weil der Seepegel meist erst Ende Mai ansteigt und der Anstieg damit erst auf das Ende der Laichzeit fällt. Das Habitatangebot für die mobile Larvalphase ist deutlich weniger problematisch (Abb. 7.1).

In den Gebieten Städerried, Stansstaderried und Hopfräben ist ein potentieller Fortpflanzungserfolg in rund jedem 2. Jahr sichergestellt, meist aber nur auf kleinen Flächen. Im Reussdelta und Steinibachried sind gute Bedingungen nur noch in jedem 3. bzw. 5. Jahr vorhanden. Einen wichtigen Einfluss auf die Beurteilung, ob die Fortpflanzung erfolgreich ist oder nicht, haben die Seepegelabsenkungen ≥ 0.40 m während der Laichzeit und dem Ei- und immobile Larvalstadium. In 11 Jahren gaben sie den Ausschlag für eine schlechte Beurteilung.

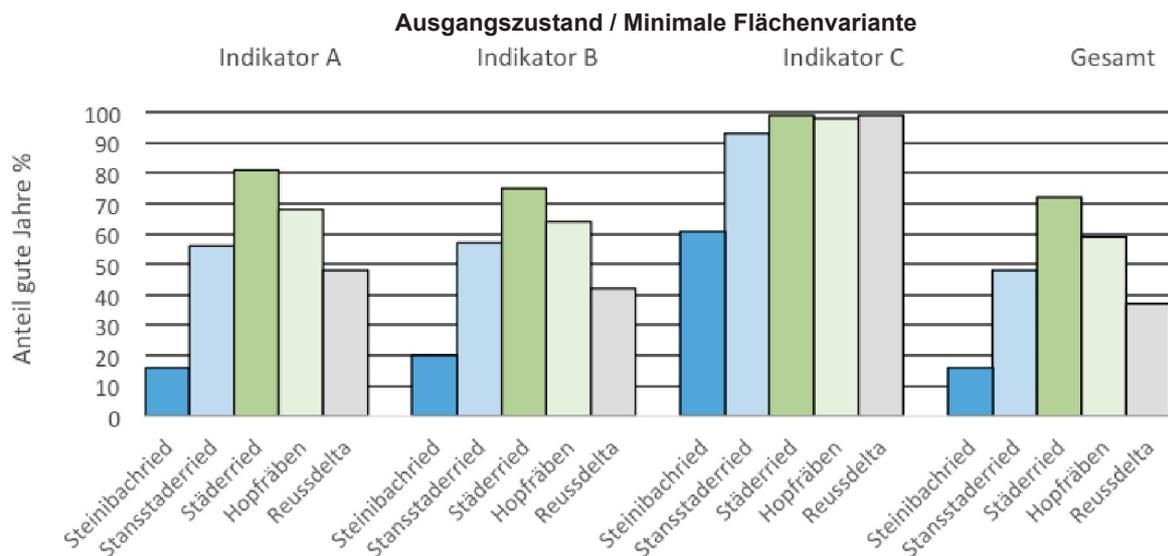


Abb. 7.1: Übersicht über den Anteil der Guten Jahre für die Indikatoren A (Laichperiode), B (Ei- und immobiles Larvalstadium), C (mobiles Larvalstadium) und Gesamtbeurteilung in den 5 Riedgebieten während dem Ausgangszustand (1922 – 2011) für die Flächenvariante 100 m² (bzw. 400 m² für C).

Betriebszustand

Alle fünf Riedgebiete weisen die notwendigen Strukturen auf, die es für eine erfolgreiche Fortpflanzung der Hechte braucht. Wie gut das vorhandene Potential genutzt werden kann, hängt in hohem Masse vom Pegelstand während der Fortpflanzungszeit ab. Der Vergleich der Fortpflanzungsbedingungen während dem Ausgangs- und dem Betriebszustand lässt, wie bereits erwähnt, wegen der ungleich langen Datenreihen nur Aussagen zu Tendenzen zu.

Das Minimalziel 1 - es sollen keine schlechten Jahre auftreten - wird für die Laichperiode sowie das immobile Ei- und Larvalstadium während der gesamten Beobachtungsdauer in allen fünf Riedgebieten oft nicht erreicht. Bei ersterer, weil

der Seepegel meistens erst Ende Mai zu steigen beginnt, beim zweiten steigt zusätzlich die Gefahr eines Pegelrückgangs von ≥ 0.40 m.

Für die Laichperiode (Indikator A) zeigt sich, dass 4 der 5 Riedgebiete im Betriebszustand tendenziell schlechter abschneiden. Nur im Reussdelta ist keine Abweichung feststellbar (Tab. 7.11). Somit wird eine der sensiblen Phasen in der Fortpflanzung durch den neuen Betriebszustand nicht entschärft, aber auch nur tendenziell verschärft.

Beim Ei- und immobilen Larvalstadium (Indikator B) sind nur im Stansstaderried keine Veränderungen zwischen Ausgangs- und Betriebszustand erkennbar. In den 4 anderen Gebieten zeichnet sich eine mögliche Verschlechterung ab.

Das mobile Larvalstadium (Indikator C) schneidet im Ausgangs- und Betriebszustand durchwegs vergleichbar gut ab und erreicht in 4 Gebieten fast 100 % erfolgreiche Jahre. Im Steinibachried liegt der Wert tiefer, er erfährt dafür im Betriebszustand sogar eine Steigerung. Das neue Betriebssystem hat keinen nachweisbaren Effekt auf diese Fortpflanzungsphase.

Die Gesamtbeurteilung zeigt, dass das Steinibachried mit 0 % guter Jahre während des Betriebszustands und nur 16 % während dem Ausgangszustand das sensibelste Gebiet ist und bleibt. Daran schliessen das Reussdelta, Stansstaderried, Hopfräben und Städerried an, wobei letzteres im Ausgangszustand 72 % erfolgreiche Jahre erreicht und im Betriebszustand immer noch 50 %.

Tab. 7.11: Interpretation

aufgrund der Auswertungen der Veränderungen der 3 Habitatindikatoren A: Laichzeit, B: Ei- und immobiles Larvalstadium, C: mobiles Larvalstadium, G: alle Fortpflanzungsphasen zwischen dem Ausgangs- (1922 – 2011) und dem Betriebszustand (2012 – 2015) für die Flächenvarianten «minimal» und «ausreichend».

--: Verschlechterung möglich, -: leichte Verschlechterung möglich, =: gleichbleibend, +: Verbesserung.

		Steinibachried	Stansstaderried	Städerried	Hopfräben	Reussdelta
Indikatoren	A	--	-	-	-	=
	B	--	=	--	-	--
	C	=	-	=	=	=
	G	--	-	--	-	-

Das Minimalziel 2 – es treten nicht mehr als 3 schlechte Jahre hintereinander auf – wird in allen Riedgebieten, mit Ausnahme des Städerrieds, immer wieder nicht erreicht. Damit ist der natürliche Nachwuchs über mehrere Jahre eingeschränkt, was die Population schwächen kann. Im Steinibachried sind im Betriebszustand bereits 4 schlechte Jahre hintereinander aufgetreten, was aber auch im Ausgangszustand oft vorgekommen war. Die kurze Dauer des Betriebszustands lässt jedoch keine verlässliche Aussagen zu, ob Reihen von ≥ 4 schlechten Jahren in Folge künftig häufiger auftreten werden.

Das eingangs formulierte Maximalziel, sozusagen der Idealzustand, bei dem keine schlechten Jahre mehr auftreten, ist nicht erreicht worden.

Schlechte Jahre bedeuten nicht zwingend einen Totalausfall der Fortpflanzung. Dies zeigt die Felduntersuchung im Juni 2015. So konnten im Steinibachried, wo 2 negative Kriterien auftraten (kein Angebot von potentiellen Flächen für das Ei- und immobile Larvalstadium, Pegelabfall von ≥ 0.40 m), keine Junghechte nachgewiesen werden. Im Städerried, wo ein Angebot an Habitaten für alle Fortpflanzungsstadien vorhanden war und nur der Pegelabfall wirkte, konnten 0+-Hechte in geringer Dichte an wenig windexponierten Stellen nachgewiesen werden. Diese stammen mit Sicherheit aus natürlicher Reproduktion, da der Kanton Obwalden zwecks Bekämpfung des Hechtbandwurms auf Hechtbesatz verzichtet. Die geringe Anzahl von Jungfischen könnte ein Effekt der Pegelabsenkung sein.

7.6 Beurteilung und Massnahmen

Beim Vergleich zwischen dem Ausgangszustand, auf der Basis von 90 Jahren, und dem Betriebszustand, basierend auf 4 Jahren, müssen einige Vorbehalte bei der Interpretation der Daten angebracht werden. Im Betriebszustand entspricht 1 Jahr einem prozentualen Anteil von 25 %, während im Ausgangszustand ein einzelnes Jahr nur mit 1.1 % ins Gewicht fällt. Innerhalb der langen Zeitreihe lassen sich unter Umständen gleiche 4-Jahres-Sequenzen finden, wie sie der Betriebszustand aufweist, ohne dass ihnen aber die gleiche Bedeutung zukommt. Das Ergebnis des Betriebszustands wird somit viel stärker durch den Zufall und die in diesen 4 Jahren herrschenden meteorologischen Verhältnisse bestimmt. Diese müssen nicht zwingend dem langjährigen Durchschnitt entsprechen und können zu Fehleinschätzungen führen. Durch die Beleuchtung verschiedener Aspekte lässt sich jedoch ein Bild herstellen, welches gewisse Aussagen zu den tendenziellen Auswirkungen des neuen Wehrreglements zulässt.

Der Vergleich zwischen Ausgangs- und Betriebszustand bei der Erreichung des Minimalziels 1 (alle Voraussetzungen für ein erfolgreiches Jahr sind erfüllt) weist in verschiedenen Feuchtgebieten und für einzelne Entwicklungsphasen auf eine leichte Verschlechterung hin (Beurteilung - und -- in Tabelle 7.11). Es ist aber auffällig, dass dies kaum die mobile Phase trifft, sondern nur die Laichperiode und das Ei- und immobile Larvalstadium. Der Grund für deren tendenzielle Verschlechterung in der Betriebsphase liegt beim Pegelabfall von ≥ 0.40 m, der in 2 der 4 Betriebsjahre aufgetreten ist. Im Ausgangszustand ereigneten sich gleiche Pegelabfälle nur jedes 8. Jahr.

Das seltene Auftreten von Pegelabsenkungen von ≥ 0.80 m während dem mobilen Larvalstadium – in den 90 Jahren des Ausgangszustands kam es nur 2mal vor und nie im Betriebszustand – weist darauf hin, dass dieser Faktor nur selten eine Rolle spielt.

Die meisten Ausfallsjahre verzeichnet das Steinibachried, obwohl es von der Struktur her als geeignet erscheint. Die Visualisierung der berechneten potentiellen Habitats in Abhängigkeit des Pegels könnte dafür einen Hinweis geben. Zwischen dem Pegel 433.9 und 434.1 steigt die potentielle Laichfläche sprunghaft an. Eine mögliche Erklärung ist, dass der Seezugang zum potentiell geeigneten

Laichgebiet erst bei einem höheren Pegelstand frei wird und danach grössere Laichgebiete zugänglich werden.

Die Gesamtbewertung pro Indikator ist in Tabelle 7.12 zusammengefasst. Bei den beiden Indikatoren «Laichhabitat» und «Ei-/ immobiles Larvalstadium» weisen die Ergebnisse auf eine leichte Verschlechterung hin, es konnte aber aufgrund der Datenlage keine abschliessende Beurteilung vorgenommen werden. Für die Bewertung der langfristigen Veränderungen ist eine Verschlechterung bei allen drei Indikatoren nicht auszuschliessen.

Tab. 7.12: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Hecht»
 im Vergleich vor und nach der Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements.
 Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre
 Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

- Legende**
- = Verbesserung
 - = Gleichbleibend
 - = Verschlechterung
 - = Veränderung fraglich

Modul «Hecht»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Laichhabitat		
B) Ei/immob. Larvalstadium		
C) Mobiles Larvalstadium		

Fazit

Aufgrund der sehr unterschiedlich langen Versuchsreihen, für den Ausgangszustand 90 Jahre, für den Betriebszustand 4 Jahre, müssen die Resultate sehr vorsichtig interpretiert werden. Der Vergleich des Auftretens von «guten Jahren» (Minimalziel 1) zwischen dem Ausgangs- und dem Betriebszustand weist eine leichte Verschlechterung auf (vgl. Tab. 7.11). Ob dafür die meteorologischen Verhältnisse innerhalb der vierjährigen Betriebsphase verantwortlich sind oder aber das neue Wehrregime, bleibt offen. Beim Minimalziel 2, nicht mehr als 3 schlechte Jahre in Folge, erschwert die kurze Betriebsdauer ebenfalls eine eindeutige Aussage. Es zeichnet sich aber eindeutig keine Häufung dieses Fakts ab und in fast allen analysierten Situationen des Betriebszustands wurde das Ziel eingehalten. Die berechneten Summenflächen der jeweiligen Fortpflanzungshabitate, welche einen Eindruck vom Angebot der Habitate geben, weisen im Betriebszustand durchwegs höhere Medianwerte auf als im Ausgangszustand, was auf keine Verschärfung der Situation hinweist. Insgesamt kann aber eine Verschlechterung nicht ausgeschlossen werden.

In Zukunft muss weiter darauf geachtet werden, dass die Grundbedingungen für eine erfolgreiche Hechtfortpflanzung berücksichtigt und wenn immer möglich weitere Verbesserungen angestrebt werden. Die im Folgenden formulierten Massnahmen zeigen auf, welche zusätzlichen Untersuchungen zu einer statistisch gesicherten Aussage bei den nicht abschliessend bewerteten Indikatoren führen bzw. welche Massnahme zu einer verbesserten Situation bezüglich der Fortpflanzung des Hechtes führen würden. Diese Massnahmen beziehen sich auf das Mo-

dul «Hecht», die modulübergreifende und mit Prioritäten und Zuständigkeiten ergänzte Übersicht über alle Massnahmen ist in Kapitel 10 zu finden.

Massnahmen

Massnahme 1: Analog zum Vorgehen im Modul Äsche könnten die Seepiegel des Ausgangszustandes mit dem neuen Wehrreglement simuliert werden und dadurch gleich lange Datenreihen für den Ausgangs- und Betriebszustand verglichen werden. Diese Auswertung wäre insbesondere bezüglich der Häufigkeit von Pegelabsenkungen von ≥ 0.40 m aufschlussreich. Mittels dieser Zusatzauswertung könnte eine statistisch aussagekräftige Auswertung zu den Auswirkungen des neuen Wehrreglements gemacht werden.

Massnahme 2: Mit einer nochmaligen Analyse der Daten nach 10 Betriebsjahren könnten statistisch besser abgesicherte Aussagen gemacht werden. Falls Massnahme 1 bereits umgesetzt wurde, könnten die simulierten Daten, welche von einem strikt gemäss Wehrreglement gesteuerten Seepiegel ausgehen, mit den später effektiv gemessenen Pegeldaten verglichen werden.

Massnahme 3: Pegelabsenkungen von ≥ 0.40 m in der Zeit vom 1. April bis 20. Juni sollten möglichst vermieden werden. Damit könnten viele Jahre mit eingeschränktem Fortpflanzungserfolg eliminiert werden. Absenkungen von ≥ 0.80 m in der Zeit vom 21. Juni bis 31. Juli treten bis heute nur sehr selten auf und sind deshalb kein wichtiger Negativfaktor.

Ein Pegelrückgang von ≥ 0.40 ist nicht zwingend auf das Wehrreglement zurückzuführen. Es sollte jedoch geprüft werden, ob sich durch eine Optimierung der Steuerung der verschiedenen Wehrgorgane und im Zusammenspiel mit dem KW Mühleplatz eine Verbesserung erzielen liesse, indem grössere Pegelabsenkungen, welche möglicherweise aufgrund der Bedienung der verschiedenen Wehrgorgane entstehen, vermindert werden.

Massnahme 4: Eine wirkungsvolle Massnahme ist die dauerhafte Hebung des Pegels während der Laichzeit und dem Ei- und immobilen Larvalstadium in den Monaten März bis Juni. Je früher im Frühling dies geschieht, desto grösser ist der Positiveffekt. Damit wird nicht nur die Wahrscheinlichkeit eines minimalen Fortpflanzungserfolgs in allen Gebieten erhöht, sondern mit jedem Zentimeter vergrössern sich die potentiellen Fortpflanzungsareale und erhöhen so auch den quantitativen Fortpflanzungserfolg.

Da das neue Wehrreglement den Vierwaldstättersee bei mittleren Seepiegeln in Abhängigkeit der Zuflüsse natürlich reguliert, würde dies jedoch eine Abweichung zum natürlichen Zustand bedeuten, indem der See künstlich hochgehalten würde. Die Massnahme hätte zudem Auswirkungen auf die Vegetation in den Feuchtgebieten sowie den Hochwasserschutz, die abzuklären wären. Die Massnahme wird deshalb nicht weiterverfolgt.

Massnahme 5: Im Steinibachried, wo das Habitatangebot oft am geringsten ist, könnte mit Abklärungen vor Ort festgestellt werden, ob als Ersatzmassnahme die Eingänge zu den Hechtgräben vom See her offen gehalten werden können, damit die Laichtiere die potentiellen Laichflächen erreichen. Die Umsetzung dieser Massnahme könnte auch in den anderen Untersuchungsgebieten geprüft werden, insbesondere im Gebiet Hopfräben. Diese Massnahme steht allenfalls im Konflikt mit den Anforderungen des Amphibienschutzes und des Moorschutzes.

Zudem könnte auch an anderen Orten des Vierwaldstättersees geprüft werden, ob die Bedingungen für die Naturverlaichung des Hechts im Sinne von Ausgleichsmassnahmen verbessert werden können.

8 Monitoringmodul «Amphibien»

8.1 Problematik

Im Uferbereich des Vierwaldstättersees liegen drei Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung: Das Reussdelta, das Stansstaderried und das Steinibachried in Horw. Alle drei Gebiete werden in einem bestimmten Ausmass vom Pegel des Vierwaldstättersees beeinflusst.

Gegenüber der natürlichen Ausgangslage ist davon auszugehen, dass die heutigen Amphibienbestände in allen Gebieten eher reliktschen Charakter haben und zahlenmässig weit unter dem natürlichen Potenzial liegen. Die Ursachen für die starke Dezimierung der Amphibien liegen im massiven Verlust von Laichgewässern und Landlebensräumen. Dieser erfolgte in verschiedenen Bereichen: Entwässerung von Feuchtgebieten, Kanalisierung von Flüssen und Bächen, seeseitige Abaggerung der Deltas, Reduktion von sommerlichen Überflutungen sowie die Isolation der Laichgebiete durch Abtrennung vom Hinterland.

Die Amphibienlaichgewässer der drei Gebiete liegen in der Nähe des Seeufers. Tiefe oder hohe Seepiegel haben vielfältige Auswirkungen auf die Laichgewässer. Deren Austrocknung während der Larvenzeit ist der wichtigste kritische Faktor. Grosse, seichte Wasserflächen erhöhen den Fortpflanzungserfolg durch ein gutes Nahrungsangebot und viel Deckung, eindringende Fischbestände sind dagegen limitierend.

Die zentrale Frage dieses Moduls ist, ob und in welcher Hinsicht die Fortpflanzungsbedingungen sowie die Amphibienbestände durch das veränderte Pegelregime beeinflusst werden.

8.2 Methodik

Methodik gemäss Ausschreibung

Indikator A untersucht als zentrale Grösse die Fläche von geeignetem Habitat für die Entwicklung von Eiern und Larven. Das Digitale Höhenmodell (DHM) wurde vom Büro beffa tognacca bearbeitet, die entsprechenden Überflutungsflächen wurden von AquaPlus berechnet. Diese Resultate erlauben einen anschaulichen Vergleich vor und nach der Umsetzung des neuen Wehrregimes. Die Volumenberechnung erwies sich als wenig lohnend und wurde nicht im Detail bearbeitet.

Indikator B vergleicht die realen Bestände der Amphibien vor und nach der Umsetzung des neuen Regimes. Die lebensraumtypischen Rote Liste-Arten Fadenmolch, Teichmolch und Wasserfrösche wurden als prioritäre Arten festgelegt. Ebenfalls aufgenommen wurden die Bestände des Grasfrosches und des Bergmolchs. Die Erdkröte wird bei den Erhebungen nicht berücksichtigt, da sie mit der gewählten Methode kaum erfassbar ist und da diese Art für Flachmoore wenig typisch ist. Auch die Gelbbauchunke wird nicht berücksichtigt, da eine zuverlässige Bestandesschätzung besonders schwierig durchzuführen ist. Die Art kommt zudem nur im Reussdelta in geringer Häufigkeit vor. Ein detaillierter Methodenbeschrieb zu Indikator B ist im Anhang G Beilage 1.1 zu finden.

Ergänzung der Methode

Bei der Anwendung des Digitalen Höhenmodells (DHM) wurde sichtbar, dass das Modell beziehungsweise die daraus resultierenden Rasterkarten (Anhang G Beilage 2.1–2.3) für das Modul Amphibien nur bedingt nutzbar sind. Einerseits überschätzt das Modell die Grösse der Überflutungsflächen und andererseits kann die Überflutung der aktuellen Laichgewässer anhand der Rasterkarten nur schlecht abgeschätzt werden. Deshalb wurden präzisere Darstellungen der Überflutungsflächen ausgehend von den 0.20 m Höhenkurven im GIS erarbeitet (Anhang G Beilage 3.1–3.3). Dies ergibt genauere Flächenwerte und eine präzise geografische Lage der Überflutungsflächen bei verschiedenen Pegelständen. Dadurch kann die Beeinflussung der Gewässer durch den Seepegel sowie die Eignung der Überflutungsflächen als potenzielle Fortpflanzungsgewässer besser eingeschätzt werden. Wird bei einem bestimmten Pegelstand z. B. ein grosser Graben mit direktem Seeanschluss geflutet, hat dieser für die Amphibien nicht den gleichen Wert wie eine flach überstaute Riedwiese.

Alle aktuellen Laichgewässer wurden dargestellt (Anhang G Beilage 4.1–4.3) und präzise beschrieben: Lage im Gelände, Meereshöhe, Beeinflussung durch den Seepegel und Zugänglichkeit für Fische (Anhang G Beilage 5.1–5.3). Anhand der 0.20 m Höhenkurven wurde die Meereshöhe jedes Gewässers bestimmt.

Als Untersuchungsperimeter wurde die Ausdehnung der jeweiligen Naturschutzzone gewählt mit punktuellen Anpassungen.

8.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

8.3.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven

Eingrenzung der kritischen Zeitperiode

Von der Eiablage (Laichvorgang) bis zum Ende der Larvenentwicklung sind die fraglichen Arten auf ein permanentes Laichgewässer angewiesen. Trocknet dieses aus, so muss ein vollständiger Ausfall befürchtet werden.

Die kritische Entwicklungsperiode ist art- und witterungsabhängig. Das kritische Zeitfenster für die mittel bis spät laichenden prioritären Arten kann auf die Zeit von **Mitte Mai bis Mitte August** gelegt werden, wobei der Periodenbeginn im Mai für Teich- und Fadenmolch extrem ausgereizt wird.

Überflutungsflächen Mitte Mai bis Mitte August

Als Amphibienlaichgewässer können nur jene Flächen dienen, die spätestens bis Mitte Mai geflutet werden. Wie die Ganglinie der Grafik des Büros beffa tognacca zeigt (Anhang G Beilage 6.1), liegt der Seepegel in einem Mitteljahr (Median) um diese Zeit bei 433.55 m ü. M. Nur in 1 von 10 Jahren liegt der Pegel höher als 433.70 m. Zudem fällt er oft nach wenigen Wochen wieder auf tiefere Werte.

Die Tabelle 8.1 zeigt, dass bei diesen Pegelständen nur wenige Flächen überflutet werden. Im Anhang wird dargestellt, welche Flächen bei geringen Pegelerhöhungen überflutet werden (Anhang G Beilage 3.1–3.3).

Tab. 8.1: Überflutungsflächen gemäss Höhenkurven 0.20 cm (Flächen in m²)

	Reussdelta	Stansstaderried	Steinibachried
Fläche Perimeter	454'293	71'082	88'034
Übersicht			
Überflutung 434.50 m ü. M.	226'823	27'665	72'826
Überflutung 433.50 m ü. M.	0	0	0
Zwischenschritte im wichtigsten Bereich			
Überflutung 434.10 m ü. M.	82'700	3'507	42'599
Überflutung 433.90 m ü. M.	30'872	1'584	10'626
Überflutung 433.70 m ü. M.	8'146	981	741

Die präzise Flächenanalyse liefert eine zentrale Aussage der Untersuchung: In den meisten Jahren werden nur sehr kleine Flächen genügend überflutet, um als Laichflächen dienen zu können. Eine bedeutende Überflutung (Pegel über 433.70 m) über 2–3 Monate erfolgt seltener als alle 10 Jahre. Die realen Fortpflanzungsmöglichkeiten beschränken sich im durchschnittlichen Jahr im Wesentlichen auf die aktuellen kleinen Laichgewässer in Senken und Gräben.

Kurzzeitig überflutete Flächen sind nach dem Pegelrückgang für die Laichentwicklung nicht völlig wertlos. Falls auf diesen Flächen Senken vorhanden sind, in denen Wasser zurück bleibt, so könnte vereinzelt eine erfolgreiche Larvenentwicklung erfolgen. Grossflächige Überflutungen, die nur in einzelnen Jahren auftreten, können zudem eine Massenvermehrung von Amphibien bewirken, was auf die Stärkung und den langfristigen Erhalt der Populationen einen spürbaren Einfluss haben kann.

Eigenschaften der aktuellen Laichgewässer

Insgesamt liegen in den drei Gebieten 75 Gewässer mit einer Gesamtfläche von rund 15'000 m² (Tab. 8.2). Dieser quantitativ respektable Bestand wird durch die qualitativen Einschränkungen stark relativiert. Die besonders wertvollen Laichgewässer (mehrere Arten, prioritäre Arten) nehmen bloss wenige Prozent der Fläche ein. Alle grösseren Gewässer haben Seeanstoss und werden von Fischen besiedelt, was die Larvenentwicklung auf einzelne Nischen beschränkt. Bei ca. 30 % der Gewässer wird der Wasserstand eindeutig durch den Seepiegel beeinflusst.

Tab. 8.2: Wichtige Parameter der Laichgewässer

	Reussdelta	Stansstaderried	Steinibachried
Anzahl Gewässer	24	33	18
Fischvorkommen			
Ja	7	1	1
vermutet	7	2	7
Nein	10	31	10
Einfluss Seepiegel			
Ja	9	4	11
vermutet	6	3	1
Nein	9	27	6

8.3.2 Indikator B: Grösse der Laichtierpopulation

Die reale Grösse der Laichtierpopulationen könnte nur durch eine aufwändige Methode mit Fang / Markierung / Wiederfang präzise erhoben werden. Deshalb wurde eine semiquantitative Methode gewählt, mit der während je zweier Saisons im Ausgangszustand und im Betriebszustand die Bestände erfasst wurden (Anhang G Beilage 1.1). Die gewählte Methode kann nur einen Teil der Gesamtpopulation erfassen. Die Einschätzung der Zählwerte liegt bei Teich- und Fadenmolch in der Grössenordnung von 5–10 % des realen Bestandes, bei den Wasserfröschen zwischen 30 und 80 %. Diese Schätzungen sind grobe Annäherungen, basierend auf der Felderfahrung der Verfasser.

Die in Tabelle 8.3 dargestellten Zählwerte sind namentlich bei den Molchen stark abhängig vom Wasserstand und vom jeweiligen Vegetationszustand der Kleingewässer. Die Aufnahme wurde 2011 verkürzt, da in diesem trockenen Jahr die Wasserstände in vielen Kleingewässern sehr tief lagen und keine höheren Zählwerte mehr zu erwarten waren. Zudem war mit der Einführung des neuen Wehreglements ab Juli 2011 die ursprüngliche Versuchsanordnung nicht mehr gewährleistet. Schon 2010 war der Wasserpegel wegen der Bauarbeiten am Wehr tiefer als natürlich.

Kommentar zu den einzelnen Arten

Der Fadenmolch, der Teichmolch und die Wasserfrösche werden von den Autoren als prioritär bezeichnet.

Die Hinweise vor 2010 beziehen sich auf nicht publizierte Nachweise von Adrian Borgula.

Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*; Rote Liste Schweiz: verletzlich):

Im Steinibachried hat der Fadenmolch einen guten Bestand, der nur wenig tiefer liegt als beim Bergmolch. Im Reussdelta erreicht er auf tiefem Niveau ähnliche Werte wie der Bergmolch. Er besiedelt vor allem die Gewässer der Schützenrüti und die neu angelegten Gewässer am Westrand (Schwäb). Im

Stansstaderried ist sein Vorkommen rückläufig und mittlerweile stark gefährdet.

Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*; Rote Liste Schweiz: stark gefährdet):

Die Art konnte nur noch im Steinibachried mit vereinzelt Individuen nachgewiesen werden. Verglichen mit der Bestandesaufnahme von 2008 (18 Ind.) sind die tiefen Zahlen beunruhigend. Im Stansstaderried konnte kein Teichmolch beobachtet werden. Die Art ist dort seit den 1980er Jahren im Niedergang (1985: 116 Ind.; 2007 noch 16 Ind.). Im Reussdelta fehlt seit 1990 ein sicherer Nachweis.

Wasserfrösche (*Pelophylax lessonae* / *P. esculentus*; Rote Liste Schweiz: potentiell gefährdet):

Die Wasserfrösche sind in allen drei Gebieten recht weit verbreitet (56–70 % der Gewässer). Allerdings dienen längst nicht alle diese Gewässer auch als Fortpflanzungsgewässer, da sich die Wasserfrösche häufig an verschiedenen Gewässerrändern aufhalten. Die Bestände scheinen sich in den letzten Jahren einigermaßen zu halten. Der kleinste Bestand ist jener im Stansstaderried, wo geeignete Gewässer rar sind. Dort war ein Bestandesrückgang in den 1980er Jahren erkennbar.

Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*; Rote Liste Schweiz: nicht gefährdet):

Diese Art dürfte im Stansstader- und Steinibachried zahlenmässig die häufigste sein und besiedelt auch zahlreiche Teilgewässer. Im Reussdelta sind die Molche insgesamt relativ selten und konzentrieren sich auf die Kleingewässer der Schützenrüti.

Grasfrosch (*Rana temporaria*; Rote Liste Schweiz: nicht gefährdet):

Die gut erfassbare und in der Schweiz am weitesten verbreitete Art ist in allen Gebieten erstaunlich selten. Im Stansstaderried ist sie seit Jahren praktisch verschwunden (Borgula A.; nicht publiziert). Neben dem Mangel an geeigneten Laichgewässern dürften tiefe Wasserstände zu seiner frühen Laichzeit und die schwierige Erreichbarkeit geeigneter Landlebensräume dafür verantwortlich sein.

Feststellungen zum Ausgangszustand

Wertvolle Gewässer:

Viele wertvolle Gewässer für die prioritären Arten, namentlich für die Molche, sind bei durchschnittlichem Wasserstand sehr kleinflächig. Dadurch ist die latente Gefährdung der Bestände gross. Der Ausfall weniger Laichgewässer, z.B. durch Austrocknung, Verlandung oder durch Senkung des Seewasserpegels im Sommerhalbjahr kann die selteneren Arten an den Rand des Aussterbens bringen. Besonders akut ist die Gefährdung generell für den Teichmolch, im Reussdelta für den Fadenmolch und im Stansstaderried für den Fadenmolch und die Wasserfrösche.

Abhängigkeit von Seepegelschwankungen:

Die Mehrzahl der besonders wertvollen Gewässer haben keinen direkten Seeanschluss und sind somit nur indirekt von den Seepegelschwankungen abhängig. Präzise Aussagen dazu sind nur mit viel Aufwand beizubringen.

Ungleiche Verteilung Reussdelta: Der Anteil besiedelter Gewässer im Reussdelta durch die meisten Arten liegt bei maximal 30 %. Besonders die linke Deltaseite ist schwach besiedelt.

«Hechtgräben» :

Tiefe Gräben und Altwasser mit Seeanschluss gibt es vor allem im Reussdelta und im Steinibachried. Sie sind infolge dichter Schilfbestände oft schwierig zu bearbeiten. Dieser fischreiche Gewässertyp ist in der Regel für die Molche von geringer Bedeutung. Dass Molche aber auch hier auftreten können, zeigt die Beobachtung eines Fadenmolchs in Gewässer 6 im Reussdelta (Anhang G Beilage 4.1). Die obersten seichten Bereiche der etwas kleineren Gräben Nr. 5 und 8 im Steinibachried (Anhang G Beilage 4.3) sind sogar gute Molchgewässer. Richtung See nahmen hier die Beobachtungen aber schnell ab.

Überflutete Riedwiesen:

Der Gewässertyp der im Sommer überfluteten Riedwiese dürfte früher, unter natürlichen Bedingungen, viel grossflächiger vorhanden gewesen sein (ungepufferter Schmelzwasserabfluss aus den Alpen, keine Seeregulierung, viel ausgedehntere Delta- und Verlandungsflächen). Ein deutliches Indiz dafür ist das frühere Vorkommen der Kreuzkröte im Reussdelta, deren Primärhabitate unter anderem solche Überflutungswiesen sind. Nasse Jahre könnten dank reicher Fortpflanzung auch zu Massenvermehrungen führen. Das eindrucklichste Wasserfrosch-Konzert mit vermutlich mehreren hundert Rufern in einem der Untersuchungsgebiete konnte während der Zeit einer starken Überflutung festgestellt werden (9.6.2004; Borgula A., nicht publiziert).

Isolation:

Besonders das Stansstaderried und das Steinibachried sind stark vom Umland isoliert. Im Stansstaderried besteht zwar eine Amphibienunterführung zum Chlosterwald hin. Aus den übrigen Randflächen ist der Siedlungsdruck aber stark und hat in den letzten Jahren durch die Überbauung Seehof und den wachsenden Verkehr zugenommen. Ausserhalb der Riedwiesen sind hier praktisch keine geeigneten Landlebensräume erreichbar. Auch im Steinibachried existieren ausserhalb der Riedflächen nur noch wenige Randstrukturen. In beiden Gebieten ist eine Wiederbesiedlung nach dem eventuellen Aussterben einer Art unwahrscheinlich, vor allem, wenn es sich wie beim Teichmolch um bereits isolierte Bestände handelt. Auch im Reussdelta verursacht die Autobahn A2 eine sehr starke Barrierewirkung, die das Erreichen von waldbestandenen Landlebensräumen an den Talrändern praktisch ausschliesst.

8.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

8.4.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven

Das neue Wehrregime führt zu einem früheren Anstieg des Pegels (April), ab ca. Anfang Juli hingegen zu tieferen Seeständen. Ein erhöhter Pegel im Frühjahr kann durch die prioritären Arten nur beschränkt genutzt werden, da sie erst spät laichen. Ein tieferer Pegel ab Anfang Juli, auch wenn er nur einige Zentimeter beträgt, kann den Fortpflanzungserfolg deutlich vermindern, da er die Hauptzeit der Larvenentwicklung der Molcharten und der Wasserfrösche tangiert. Im UVB aus dem Jahr 2006 wurde ein Minimalpegel von 433.70 m ü. M. postuliert. Nach Überschreiten dieses Wasserstandes im Zeitraum März bis August soll der Pegel nicht mehr unter diesen Zielwert absinken.

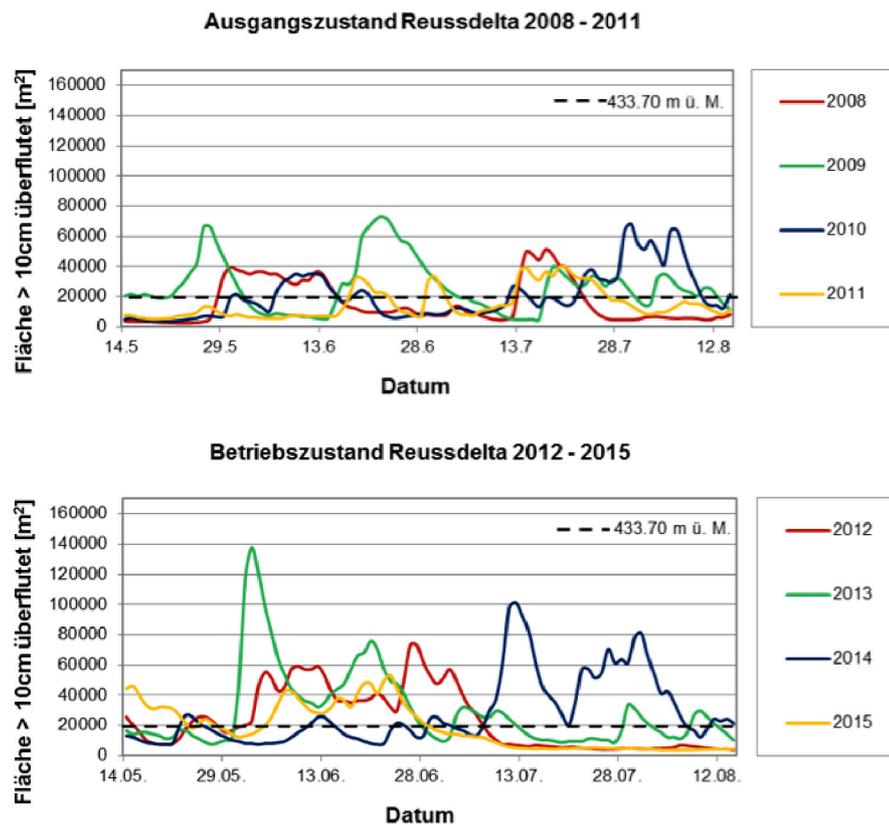
Überflutungsflächen Mitte Mai bis Mitte August

In Abbildung 8.1 sind die Ganglinien der überfluteten Fläche in der relevanten Zeitspanne zwischen Mitte Mai und Mitte August am Beispiel des Reussdeltas dargestellt. Im Vergleich zum Ausgangszustand ist die Überflutungsfläche im Betriebszustand während des Monats Juni grösser und entspricht oft einem Pegel über 433.70 m ü. M. Anfangs Juli jedoch sinkt die Überflutungsfläche meist auf einen kritischen Pegelstand ab und steigt bis Mitte August nicht mehr wesentlich an. Einzig im Jahr 2014 traten aufgrund des ungewöhnlich trockenen Vorsommers und des sehr nassen Hochsommers die Seehochstände ausserordentlich spät im Jahr auf. Im Steinibach- und im Stansstaderried war die Situation vergleichbar (Anhang G Beilage 7.1). In allen drei Gebieten führte das neue Wehrregime zu etwas grösseren Überflutungsflächen im Juni, welche jedoch ab Juli wieder auf einen kritischen Stand absanken. Das Teilkriterium gemäss UVB, den Pegel von 433.70 bis im August zu halten, konnte bisher nicht eingehalten werden (s. Modul Hydrologie). Die Dauer der grösseren Überflutung von ca. 4 Wochen im Juni ist zu kurz, um das Angebot an geeigneten Fortpflanzungsgewässern zu erweitern.

Insgesamt führt das neue Wehrregime in allen drei Gebieten weder zu einer Verschlechterung noch zu einer spürbaren Verbesserung der Fortpflanzungsbedingungen für die Amphibien. Generell ist zu beachten, dass auch starke Überflutungen maximal rund 30 % der aktuellen Laichgewässer erreichen können.

Abb. 8.1: Ganglinien der Überflutungsflächen

Überflutungsflächen (AquaPlus, DHM befa tognacca) in der Fortpflanzungszeit der Amphibien. Gestrichelte Linie: Zielvorgabe für März bis August gemäss UVB.

**Neu realisierte und erweiterte Fortpflanzungsgewässer**

Seit das neue Wehrregime gilt, wurden im Reussdelta und im Stansstaderried einige bestehende Gewässer aufgewertet sowie neue Gewässer geschaffen. Diese bilden potenzielle Laichgewässer, meist ohne direkten Einfluss des Seepiegels.

Im Reussdelta wurde eine Gruppe von Weihern (N7) in der Schützenrüti angelegt (Anhang G Beilage 4.1). Auf der linken Seite der Reuss im Wald ist ein gefluteter Bereich im Wald (N5) beobachtet worden. Bei einem Picknick Platz wurden zwei neue Weiher (N6) erstellt. Westlich der Gräben 7 und 26 wurden zwei bestehende Gräben (N8 und N9) neu ausgehoben. Im Stansstaderried wurden südlich des Grabens 12 zwei neue Weiher (43 und 44) ausgehoben (Anhang G Beilage 4.2). In allen neugeschaffenen Gewässern wurden bereits Amphibien beobachtet (Anhang G Beilage 8.17).

Durch die Aufwertung und Neuschaffung von einigen Gewässern während des Betriebszustands sind die Bedingungen des Gesamtsystems nicht identisch zu denjenigen im Ausgangszustand. Die Anzahl Amphibien in den neu geschaffenen Gewässern werden separat aufgeführt und werden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Die Zahlen dienen als Zusatzinformation und zeigen, wie rasch die neu geschaffenen Gewässer von den prioritären Arten angenommen werden.

8.4.2 Indikator B: Grösse der Laichtierpopulation

Im Allgemeinen haben die Amphibienbestände in den letzten Jahren abgenommen (Tab. 8.3, Anhang G Beilage 8.1–8.16). Dies gilt vor allem für das Steinibach- und das Stansstaderried. Im Reussdelta sind die Bestände sowie die Anteile der Gewässer mit Nachweis relativ ähnlich wie im Ausgangszustand geblieben.

Kommentar zu den einzelnen Arten (erste drei Arten = prioritär)

Fadenmolch (*Lissotriton helveticus*):

Im zuvor gut besiedelten Steinibachried ist der Bestand am stärksten eingebrochen. Während vor dem neuen Wehrregime noch über 50 Tiere gezählt wurden, waren im Betriebszustand jeweils weniger als 5 Tiere zu beobachten. Im Stansstaderried waren die Zahlen im Ausgangszustand bereits klein. Im Betriebszustand konnten keine Fadenmolche beobachtet werden. Im Reussdelta blieben die Bestände unverändert klein.

Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*):

Die Art konnte im Stansstaderried in einem einzelnen Gewässer neu nachgewiesen werden. Im Steinibachried wurde sie im Vergleich zum Ausgangszustand nicht mehr beobachtet.

Wasserfrösche (*Pelophylax lessonae* / *P. esculentus*):

Die Wasserfrösche waren auch im Betriebszustand relativ weit verbreitet. Im Steinibachried und im Reussdelta waren die Zahlen der erhobenen Tiere kleiner als im Ausgangszustand. Auffallend beim Wasserfrosch sind die starken, wahrscheinlich natürlichen Schwankungen von Jahr zu Jahr.

Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*):

Im Reussdelta war die Anzahl der Bergmolche in allen vier Untersuchungsjahren klein. Im Stansstader- und im Steinibachried wurden markant weniger Bergmolche beobachtet als im Ausgangszustand. Der Bestand zählte im Betriebszustand nur noch rund ein Viertel der Tiere. Auch der Anteil besiedelter Gewässer ist stark zurückgegangen. Die Bergmolche erfuhren damit den stärksten Bestandesrückgang aller untersuchter Arten.

Grasfrosch (*Rana temporaria*):

Im Reussdelta und im Steinibachried hat der Grasfroschbestand etwas zugenommen. Dennoch waren die Bestände klein. Im Stansstaderried konnten keine Laichballen nachgewiesen werden. Der Grasfrosch ist dort nahezu verschwunden.

Tab. 8.3: Zusammenfassung Bestandesaufnahme im Ausgangs- (2010 / 2011) und Betriebszustand (2013 / 2015). Roter Rahmen: Abnahme der Bestandeszahlen im Vergleich zum Mittelwert der Ausgangsjahre. Blauer Rahmen: Zunahme der Bestandeszahlen im Vergleich zum Mittelwert der Ausgangsjahre.

	Summe der Individuen pro Teilgewässer je Maximum pro Jahr (Grasfrosch: Laichballen)				Teilgewässer mit Nachweis Anteil (%)	
	2010	2011	2013	2015	2010/11	2013/15
Reussdelta						
Bergmolch	6	12	18	2	38 %	33 %
Fadenmolch	12	8	7	3	21 %	21 %
Teichmolch	0	0	0	0	0 %	0 %
Wasserfrösche	202	295	143	155	75 %	79 %
Grasfrosch	50	16	91	42	33 %	29 %
Stansstaderried						
Bergmolch	70	101	26	6	71 %	27 %
Fadenmolch	3	8	0	0	21 %	0 %
Teichmolch	0	0	1	1	0 %	3 %
Wasserfrösche	132	69	114	106	77 %	62 %
Grasfrosch	1	0	0	0	3 %	0 %
Steinibachried						
Bergmolch	124	65	22	12	72 %	61 %
Fadenmolch	62	58	4	2	56 %	28 %
Teichmolch	1	2	0	0	11 %	0 %
Wasserfrösche	432	137	100	263	56 %	56 %
Grasfrosch	96	0	33	86	33.0 %	22.0 %

Gründe für die mehrheitlich kleineren Bestandeszahlen im Betriebszustand

Wie unter Indikator A beschrieben, hat das neue Wehrregime im Vergleich zum Ausgangszustand keinen spürbar negativen Einfluss auf die Fortpflanzungsbedingungen. Für die mehrheitlich rückläufigen Amphibienbestände muss es deshalb andere Gründe geben. Sie werden für die prioritären Arten kurz diskutiert. Bei Faden- und Teichmolch erlauben die tiefen absoluten Zahlen und die diskrete Lebensweise dieser Tiere ohnehin keine präzise Aussage. Beim gut erkennbaren Wasserfrosch hingegen sind starke natürliche Schwankungen bekannt. Durch den teilweise sehr starken Schilfbewuchs entlang der Gräben – vor allem im Reussdelta und im Steinibachried – fehlen Besonnung und offene Wasserfläche oft vollständig, was den Fortpflanzungserfolg von allen drei Arten negativ beeinflusst.

8.5 Schlussfolgerungen

Rund ein Drittel der Laichgewässer ist direkt vom Seepiegel beeinflusst. Die Analyse zur Ausdehnung der Überflutungsflächen zeigt im Ausgangszustand die geringe Wirkung der durchschnittlichen Seepegelschwankungen. Die Überflutung bleibt im Wesentlichen auf die Uferbereiche und die von Fischen besiedelten Grä-

ben beschränkt. Bedeutende Zusatzflächen über ausreichende Zeiträume mit möglicher Massenvermehrung der Amphibien entstehen erst bei Wasserständen, die seltener als alle 10 Jahre auftreten. Die Ganglinien der Überflutungsflächen im Betriebszustand zeigen, dass das neue Wehrregime weder einen negativen noch einen spürbaren positiven Einfluss auf die Grösse der überfluteten Fläche während der Fortpflanzungszeit der Amphibien hat. Dennoch haben die Amphibienbestände im Vergleich zum Ausgangszustand abgenommen. Der Rückgang des Amphibienbestandes kann nicht mit der Einführung des neuen Wehrregimes begründet werden. Die meist kleinen, störungsanfälligen Gewässer sowie der starke Schilfbewuchs dürften dazu geführt haben.

Die Amphibien aller drei Teilgebiete haben für die jeweilige Region eine herausragende Bedeutung, namentlich als regional letzte Vorkommen (Teichmolch) bzw. als wichtigste Stützpunkte (Fadenmolch, Wasserfrösche) für gefährdete und verletzte Arten. Umso wichtiger ist es, unabhängig vom Einfluss des neuen Wehrregimes, die Populationen zu erhalten, zu fördern und zu stärken.

8.6 Beurteilung und Massnahmen

Tabelle 8.4 zeigt die Bewertung der Indikatoren A und B auf. Während sich die Fläche an potenziell geeignetem Habitat für die Entwicklung der Eier und Larven nicht wesentlich verändert hat, ist der Amphibienbestand zurückgegangen.

Tab. 8.4: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Amphibien»

im Vergleich vor und nach Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements
 Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre
 Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

- = Verbesserung
- = Gleichbleibend
- = Verschlechterung
- = Veränderung fraglich

Modul «Amphibien»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Potenzielles Habitat		
B) Laichtierpopulation	*	

* Der Rückgang des Amphibienbestandes kann nicht mit der Einführung des neuen Wehrregimes begründet werden. Die meist kleinen, störungsanfälligen Gewässer sowie der starke Schilfbewuchs dürften dazu geführt haben.

Unabhängig vom neuen Wehrregime sind die Amphibienbestände in den drei Gebieten stark gefährdet. Der kritischen Entwicklung der Bestände muss entgegen gewirkt werden. Dazu gibt es verschiedene Ansätze. Aus Sicht des Amphibien-schutzes sind hohe Pegelstände wichtig und förderlich. Am meisten können die Amphibien profitieren, wenn der Pegel so hoch ist, dass angrenzende, deckungs-reiche Riedwiesen für 2–3 Monate flach überstaut werden. Dies wird nur in Aus-nahmejahren erreicht, unabhängig vom Wehrregime.

Wird die Vorgabe zur Pegelführung gemäss UVB aus dem Jahr 2006 künftig ein-gehalten (siehe Kap. 8.4.1), bringt dies gegenüber dem bisherigen Zustand si-

cherlich Vorteile für die Amphibien. Damit werden zumindest diejenigen Gewässer, welche direkt vom Seepiegel abhängig sind, etwas stärker als bisher mit Wasser gespiesen. Ein höherer Pegelstand alleine führt jedoch nur bedingt zu besseren Fortpflanzungsbedingungen, da die meisten Gewässer höher liegen und auch bei einem höheren Seepiegel keine bessere Wasserführung aufweisen. Zudem wäre die Anhebung der Pegelstände mit der natürlichen Regulierung bei mittleren Seepiegeln nicht vereinbar.

Es wird eine quantitative sowie eine qualitative Aufwertung der Fortpflanzungsgewässer in allen drei Gebieten empfohlen. Erst die Kombination dieser beiden Massnahmen kann dem beobachteten Bestandesrückgang entgegen wirken.

Die Aufwertung und Neuschaffung von Laichgewässern ist eine gut erprobte und sehr wirksame Massnahme. Dies zeigen die bisher bereits neu geschaffenen Weiher im Untersuchungsgebiet sehr deutlich, welche rasch besiedelt wurden. Im Folgenden werden mögliche Massnahmen aufgelistet:

- Flächige Vergrösserung bestehender Laichgewässer.
- Anlage grossflächiger, tieferliegender Senken, die bei üblichem Wasserstand geflutet werden und erst bei sehr tiefem Wasserstand (ausserhalb der Fortpflanzungszeit der Amphibien) austrocknen.
- Einstau von früh austrocknenden Gräben.
- Schilfbewuchs in ausgewählten Gewässern und Gräben eindämmen, damit freie Wasserflächen entstehen und die Gewässer stärker besonnt werden.

Diese Massnahmen beziehen sich auf das Modul «Amphibien», die modulübergreifende und mit Prioritäten und Zuständigkeiten ergänzte Übersicht über alle Massnahmen ist in Kapitel 10 zu finden.

9 Monitoringmodul «Äsche»

9.1 Problematik

Die Äsche war früher in der Schweiz häufig und gilt als Leitfischart des Hyporhithrals, der sogenannten Äschenregion. Als Folge der Kanalisierung und Verbauung der Flüsse, der Umwandlung von Flie遝sstrecken in Stauketten und weiteren anthropogenen Beeinträchtigungen der Flüsse ist die Äsche in der Schweiz selten geworden (Guthruf 1996). Gemäss der Roten Liste (Kirchhofer et al. 2007) gilt die Äsche in der ganzen Schweiz als «verwundbar». Es gibt noch 20 Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. Die Population in der Reuss zwischen Vierwaldstättersee und Flachsee ist gemäss Beurteilung anhand der mittleren Fangzahlen die viertgrösste der Schweiz (Kirchhofer et al. 2002).

Die Äsche gehört zu den Fischarten, welche während ihres gesamten Lebens abhängig von der Strömung sind. Die Strömung bestimmt wesentlich die Zusammensetzung des Substrats und damit die Fortpflanzungsbedingungen für Kieslaicher, zu denen auch die Äsche gehört.

Bereits als Larve schwimmt die Äsche an Ort gegen die Strömung und nimmt Nahrung auf, die ihr der Fluss zuträgt. Übersteigt die Flie遝geschwindigkeit die Schwimmleistung des Fisches, wird er flussabwärts verdriftet, was mit erhöhter Mortalität verbunden ist, vor allem in den jungen Lebensstadien.

Insbesondere während der Laichzeit und der Larvenphase der Äsche ist die Bindung an bestimmte Flie遝geschwindigkeiten hoch und die akzeptable Bandbreite eng. Laichende Äschen vergraben ihre Eier im Kies, dessen Korngrössen zwischen Erbsen- und Kinderfaustgrösse liegen muss. Die Laichhabitate sind durch mittlere Flie遝geschwindigkeiten zwischen 15 und 100 cm/s charakterisiert. Die nach dem Verlassen des Kieses nur ca. 1.5 cm langen Äschenlarven besiedeln hingegen strömungsberuhigte Zonen mit Flie遝geschwindigkeiten unter 10 cm/s. Während der Nacht sind sie sogar auf annähernd stehendes Wasser angewiesen.

Da mit steigendem Abfluss auch die Flie遝geschwindigkeiten zunehmen, hat der Abfluss einen massgebenden Einfluss auf die Äsche, was in verschiedenen Studien gezeigt werden konnte. Die Veränderung des Abflussregimes durch die Einführung des neuen Wehrreglements bleibt deshalb nicht ohne Einfluss auf die Äsche. Die abflussbedingten Veränderungen des Lebensraums der Äsche sind Gegenstand dieser Untersuchung.

9.2 Methodik

Um das Ausmass der Fortpflanzung der Äsche zu beschreiben, muss das Angebot an potenziellen Laichhabitaten bekannt sein. Mit dem Wehrreglement zusammenhängende Veränderungen dieses Angebots können mit Hilfe einer Modellierung hergeleitet werden.

Da die Laichplatzwahl neben den bekannten Parametern Substratkörnung, Flie遝geschwindigkeit und Tiefe von weiteren Faktoren abhängen kann, welche im Rahmen dieser Studie nicht untersucht wurden, muss neben dem Angebot an potenziellen Laichplätzen auch die Laichaktivität untersucht werden. Der Äschen-

larvenbestand gibt schliesslich einen Anhaltspunkt über den effektiven Fortpflanzungserfolg der Äsche, dessen Ursachen aber nicht mehr mit Sicherheit eruiert werden können.

Zur Herleitung des Mechanismus zwischen dem Abflussregime der Reuss und dem Fortpflanzungserfolg der Äsche wurde deshalb ein Verfahren mit drei Indikatoren gewählt:

Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat

Indikator B: Laichaktivität

Indikator C: Häufigkeit von Larven

Indikator A hängt unmittelbar vom Abfluss der Reuss ab. Das Angebot an Laichhabitaten wurde mit Hilfe einer Habitatmodellierung ermittelt. Dabei wurde auf der Strecke zwischen der Eisenbahnbrücke und der alten Fähre Ibach die Meereshöhe der Sohle und die Zusammensetzung des Substrats kartiert. Mit Hilfe eines 2d-Modells wurde die räumliche Verteilung der Fließgeschwindigkeiten und der Wassertiefen in Abhängigkeit des Abflusses berechnet. Durch Überlagerung der Parameter Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat und den Vergleich mit den Habitatansprüchen der Äsche (Suitability) konnte das Angebot an potenziellem Laichhabitat für verschiedene Abflüsse berechnet werden.

Der Abfluss der Reuss im Ausgangszustand ist bekannt (BAFU-Messwerte der Jahre 1922–2008). Für den Betriebszustand wurden diese Abflüsse gemäss dem neuen Wehrrglement simuliert (beffa tognacca gmbh). Somit konnte das Angebot an potenziellen Laichhabitaten der Jahre 1922–2008 sowohl für den Ausgangszustand als auch den simulierten Betriebszustands berechnet und die Datenpaare miteinander verglichen werden. In je zwei Jahren vor (2010, 2011) und nach der Einführung des neuen Wehrrgements (2013, 2015) wurden die Laichplätze kartiert. Somit konnte die räumliche Verteilung der modellierten Laichhabitats mit der Lage der effektiven Laichplätze verifiziert werden.

Um das Risiko abschätzen zu können, dass Laichgruben trockenfallen, wurde für die Jahre 1992 bis 2011 der maximale Rückgang des Abflusses während der Ei- und Brutentwicklung der Äsche (1. März bis 30. April) für den Ausgangs- (Messwerte BAFU) und den Betriebszustand (Simulation) berechnet. Eine ähnliche Berechnung erfolgte im Hinblick auf eine mögliche Abschwemmung von Äschenlarven während der Larvenphase (20. April–15. Mai) für den Zeitraum 1993–2011. Diese Simulationen gehen von einem gemäss Wehrrglement gesteuerten Reussabfluss aus. Abweichungen davon, welche sich aufgrund von temporären betrieblichen Einschränkungen ergeben können (z.B. während Manipulationen am Stirnwehr), sind nicht abgebildet.

Für den **Indikator B** wurde der Laichtierbestand an Äschen in den Jahren 2010, 2011, 2013 und 2015 mit Hilfe von nächtlichen Bestandeskontrollen mit dem Elektrofangergerät vom treibenden Pontonierboot aus ermittelt.

In den ersten 3–4 Wochen nach Verlassen des Kieses halten sich die jungen, als Larven bezeichneten Äschen in strömungsberuhigten Zonen im unmittelbaren Uferbereich auf und können dort vom Ufer aus gezählt werden; grössere Schwär-

me werden von Auge geschätzt. Für den **Indikator C** wurden in den Jahren 2009, 2011, 2013 und 2015 immer die gleichen 40, je 20 m langen Strecken ausgezählt. Je die Hälfte dieser Strecken befand sich oberhalb und unterhalb der Mündung der Kleinen Emme.

9.3 Ergebnisse und Interpretation Ausgangszustand

9.3.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat

Das Angebot an potenziell geeigneten Laichflächen ist bei Fliessgeschwindigkeiten unter 1 m/s am grössten. Steigt die Fliessgeschwindigkeit über diese Marke, verschlechtern sich die Bedingungen für laichende Äschen rasant. In der Reuss zwischen der Eisenbahnbrücke und der alten Fähre Ibach ist das Angebot an Laichhabitat bei geringem Abfluss um 40 m³/s am grössten. Es nimmt mit zunehmendem Abfluss ab (Abb. 9.1). Daraus ist klar ersichtlich, dass das Abflussregime der Reuss das Laichplatzangebot für Äschen ganz entscheidend bestimmt. Die Laichplatzkartierungen belegen, dass die laichenden Äschen die gemäss Habitatmodellierung ermittelten Flächen mit optimaler und guter Eignung bevorzugten (Abb. 9.2).

Abb. 9.1: Flächenanteil geeigneter Laichhabitate gemessen an der Gesamtfläche des Reussabschnitts zwischen der Eisenbahnbrücke und der alten Fähre Ibach. Datengrundlage: Abflussdaten 1922 – 2008 gemessen (blaue Linie) und simuliert gemäss aktuell geltendem Wehrreglement (orange Linie).

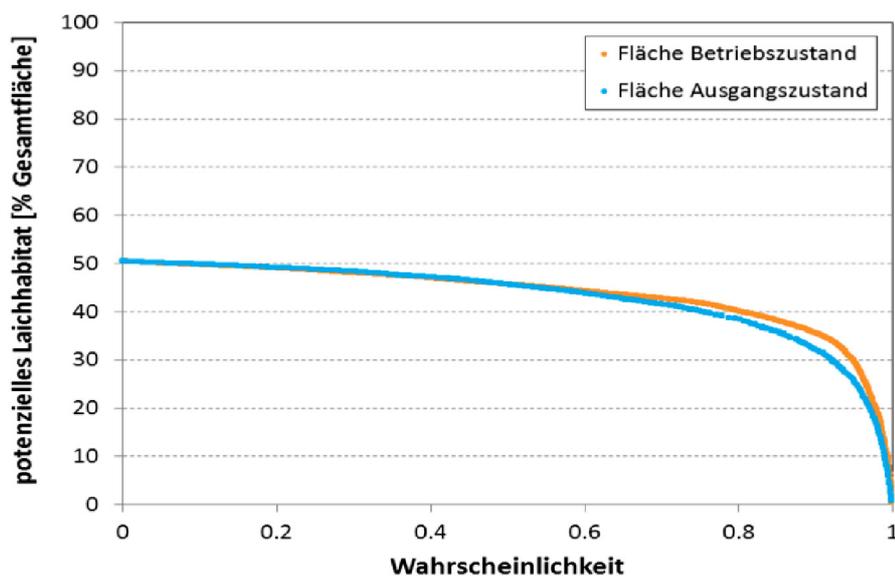
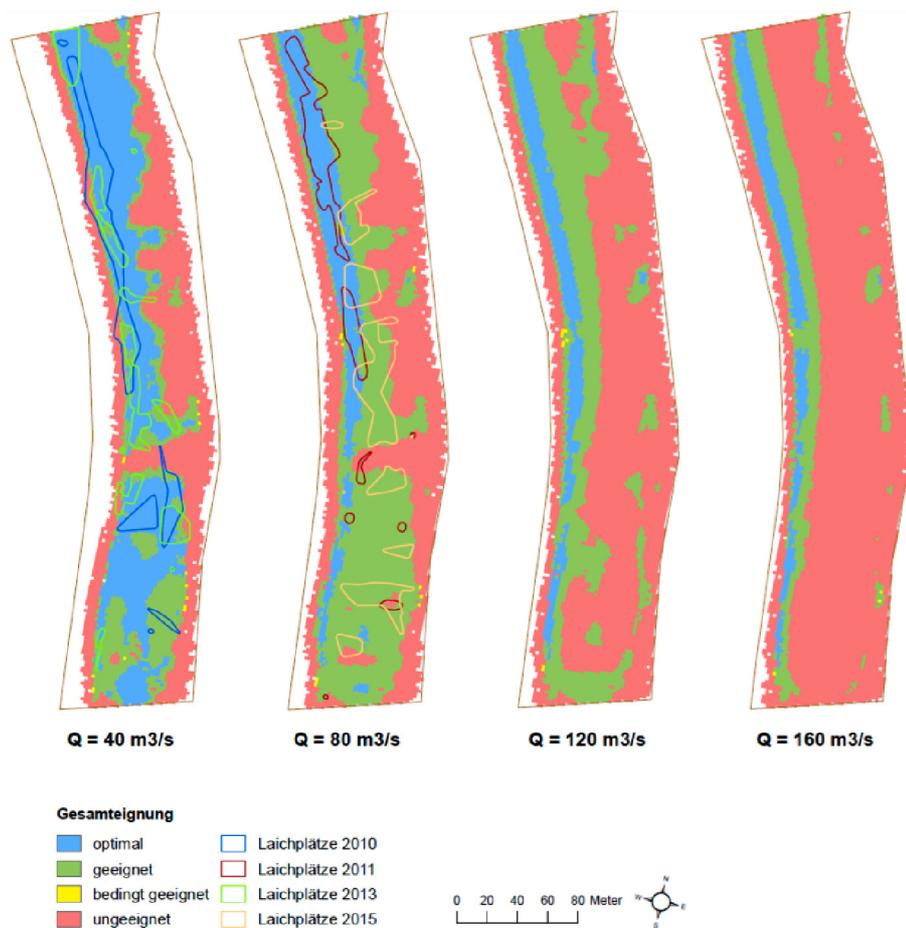


Abb. 9.2: Eignung der Reuss zwischen der Eisenbahnbrücke und der alten Fähre Ibach als Laichhabitat für Äschen bei verschiedenen Abflüssen sowie Ergebnisse der Laichplatzkartierungen vor und nach Einführung des neuen Wehrréglements Mitte 2011.

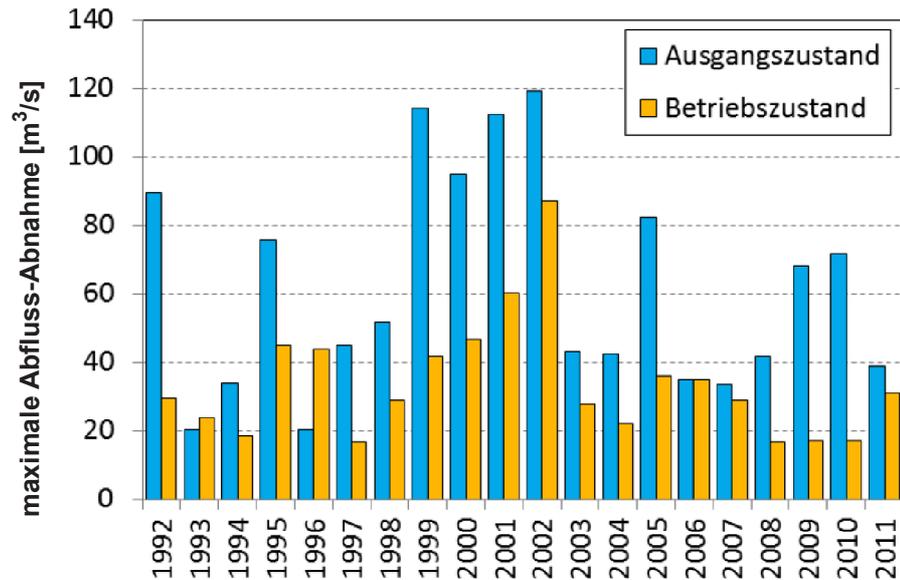


Der Abfluss der Reuss erreichte während der Laichzeit der Äsche nur sehr selten ein Niveau, bei dem das Laichplatzangebot für Äschen empfindlich geschmälert war. Das System war im Ausgangszustand dank der Pufferung des Abflussregimes durch den Vierwaldstättersee sehr stabil und somit sehr günstig für laichende Äschen.

Verluste von Äscheneiern und Brütlingen durch Austrocknen

Der Fortpflanzungserfolg der Äschen wird nicht alleine durch das Angebot an Laichplätzen bestimmt. Ein starker Rückgang des Abflusses und damit auch des Pegels während der Entwicklung der Eier und Brut im Kies kann zum Trockenfallen der Laichgruben und damit zum Absterben der Embryonen führen. Dies kam in der Luzerner Reuss in verschiedenen Jahren vor, siehe Abbildung 9.3.

Abb. 9.3: Maximaler Rückgang des Abflusses der Reuss während der Ei- und Brutentwicklung der Äsche (1. März bis 30. April 1992 - 2011) nach altem (BAFU-Messungen, Reuss Geissmattbrücke) und nach neuem Wehrrglement (simulierte Daten Cornel Beffa).



Im Jahr 2003 zum Beispiel führte bereits ein Absinken des Abflusses um 31 m³/s dazu, dass in der Stadt Luzern grössere Äschenlaichplätze trockenfielen (maximaler Rückgang um 43 m³/s).

9.3.2 Indikator B: Laichaktivität

Obwohl im Jahr 2011 bei den Bestandeskontrollen mit dem Elektrofangergerät keine einzige Äsche gefangen werden konnte, darf daraus nicht geschlossen werden, dass der Äschenbestand ganz erloschen ist. Die verwendete Methode ist nicht quantitativ und kann nur einen Teil des effektiven Äschenbestandes erfassen. Die Laichplatzkartierungen belegen denn auch, dass sich die Äschen in der Reuss zwischen St. Karlibrücke und der Fähre Ibach in beiden Jahren fortgepflanzt haben (siehe Abbildung 9.2). Da Äschenweibchen ihre Eier auf mehrere Laichgruben verteilen (Fabricius & Gustafson 1955), sind auch bei einem sehr kleinen Laichtierbestand Laichgruben zu finden. Auch wenn in den Jahren 2010 und 2011 Laichaktivität nachgewiesen werden konnte, muss ganz klar festgehalten werden, dass die grossen Laichplatzflächen und vor allem die hohen Laichgrubendichten des Jahres 2000 (Guthruf 2001) in den Jahren 2010 und 2011 bei weitem nicht mehr erreicht wurden.

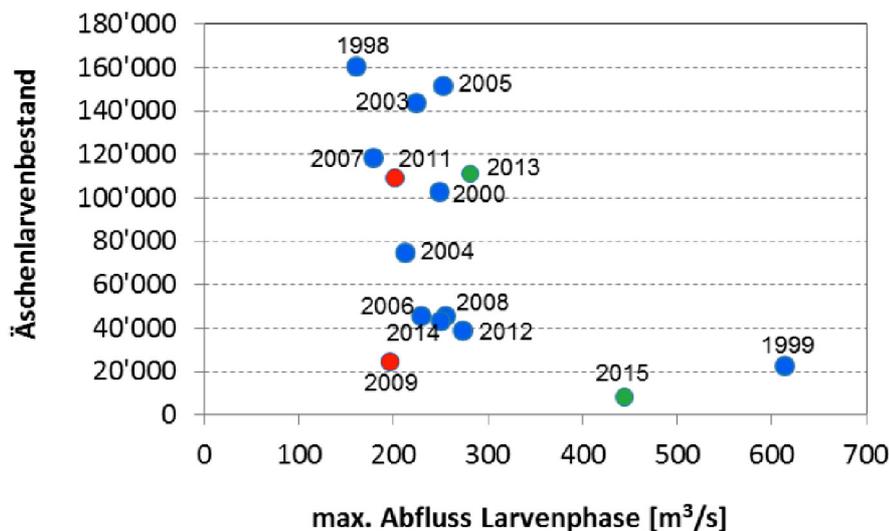
Da bei den elektrischen Befischungen immer mit gleichem Aufwand und mit der gleichen Methodik gefischt wurde, lässt sich aus den Fangdaten ein «catch per unit effort» CPUE berechnen, der sehr deutlich zeigt, dass seit 2001 ein massiver Zusammenbruch des Laichtierbestandes der Äschen in der Reuss stattgefunden hat. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der Fangstatistik und mit denjenigen der Laichplatzkartierung.

Da Äschen eine hohe Fekundität haben (Guthruf 1996), kann auch ein sehr kleiner Laichtierbestand zur Erholung der Population beitragen, sofern die Umweltbedingungen dies zulassen.

9.3.3 Indikator C: Häufigkeit von Larven

Neben dem Laichplatzangebot und den Pegelsenkungen während der frühen Entwicklungsphase im Kies können auch Hochwasser während der Larvenphase die Rekrutierung eines Jahrgangs der Äschenpopulation negativ beeinflussen. Beispielsweise war in der Semois (Belgien) die Stärke eines Jahrgangs in Jahren mit geringem Abfluss bis zu 80 mal grösser als in Jahren mit einem Hochwasserereignis während der frühen Entwicklungsphase der Äsche (Philippart 1989).

Abb. 9.4: Maximalabfluss während der Larvenphase der Äsche (20. April – 15. Mai) aufgetragen gegen den Äschenlarvenbestand in der Luzerner Reuss. Die Monitoring-Jahre vor der Wehrsanierung (2009, 2011) sind rot und die danach (2013, 2015) sind grün markiert. Daten: Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Luzern.



Auswertungen einer 15 Jahre umfassenden Zeitreihe der kantonalen Fischerei- und Jagdverwaltung bestätigen diese Erkenntnisse: Je höher die Abflussspitze während der Ei- und Brutentwicklung der Äsche war, desto schwächer war der Äschenlarvenbestand. Dieses Ergebnis ist statistisch signifikant (Rangkorrelation nach Spearman, $p < 0.05$). Insbesondere während den beiden Jahren mit dem höchsten Abfluss (1999 und 2015) war der Larvenbestand teilweise um über eine Grössenordnung schwächer als in Jahren mit geringer Abflussspitze (Abb. 9.4).

9.4 Ergebnisse und Interpretation Betriebszustand

9.4.1 Indikator A: Grösse der Fläche an potenziell geeignetem Laichhabitat

Die Einführung des neuen Wehrreglements bewirkt, dass erhöhte Abflüsse unter gleichen hydrologischen Voraussetzungen wie bisher seltener auftreten und dadurch das Angebot an potenziellen Laichhabitaten zumindest zeitweise geringfügig höher ist (Abb. 9.4). Angesichts des Klimawandels, der die meteorologischen Voraussetzungen massgebend beeinflusst, sind aber keine absoluten Aussagen über die Zukunft möglich.

Verluste von Äscheneiern und Brütlingen durch Austrocknen

Der Rückgang des Abflusses und damit auch des Pegels ist im Betriebszustand deutlich weniger ausgeprägt als im Ausgangszustand (9.3). Sowohl die Häufigkeit (in 18 von 20 Jahren eine Verbesserung) als auch das Ausmass des Rückgangs sind beim neuen Wehrreglement geringer. Im Durchschnitt entschärft sich der jährliche maximale Rückgang des Abflusses um 28 m³/s. Für die Äschen bedeutet dies, dass Laichgruben weniger häufig trockenfallen und dass die betroffenen Flächen weniger gross sind.

9.4.2 Indikator B: Laichaktivität

Zwischen 2013 und 2015 hat die Laichplatzfläche um 64 % zugenommen, bei relativ hoher Laichgrubendichte. Es stellt sich die Frage, ob diese Zunahme als Hinweis für eine Zunahme des Laichtierbestandes interpretiert werden kann:

Die Bestandeskontrollen mit dem Elektrofangerät liefern keinen Hinweis auf eine mögliche Erhöhung des Laichtierbestandes, es ist eher davon auszugehen, dass im Jahr 2015 weniger laichreife Äschen in der Reuss lebten als im Jahr 2013: Bei der Bestandeskontrolle im Jahr 2013 wurden 10 zweijährige Äschen gefangen. Äschen dieser Altersklasse sind zumindest teilweise laichreif. Im Gegensatz dazu konnten im Jahr 2015 keine Laichtiere gefangen werden. Die einzigen beiden gefangenen Äschen waren einjährig und damit mit Sicherheit noch nicht laichreif (vergleiche Guthruf 2001).

Die Laichgrubenfläche alleine liefert keinen Nachweis einer erhöhten Zahl an Laichgruben, da die Laichgrubendichte, welche in drei grobe Klassen eingeteilt wurde, einen relativ hohen Spielraum offenlässt.

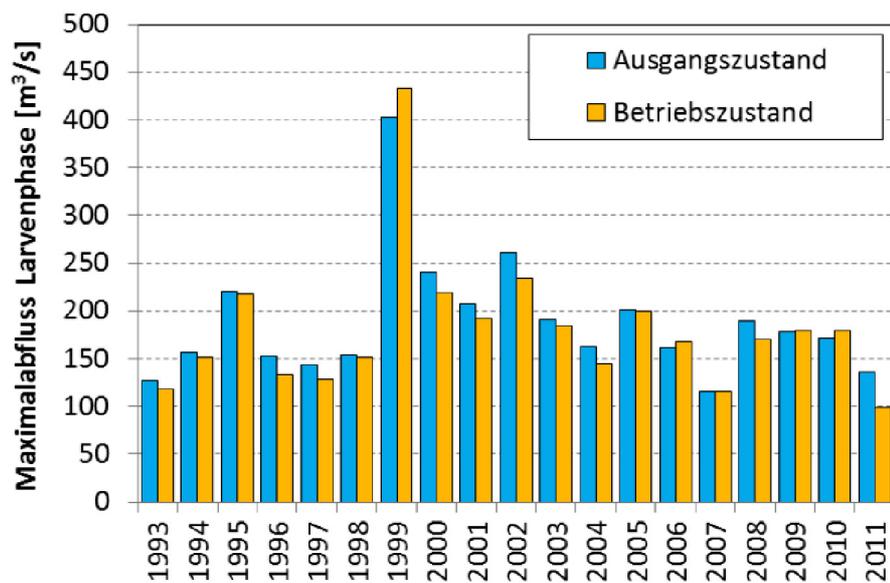
Die Daten können deshalb nicht als Beleg verwendet werden für eine Veränderung des Laichtierbestandes oder der Zahl an Laichgruben im Verlauf der Untersuchungsperiode zwischen 2010 und 2015.

Unbestritten ist aber, dass sich nicht nur die Zahl der Laichtiere, sondern auch die Flächenausdehnung der Laichplätze und insbesondere die Zahl der Laichgruben (Guthruf 2001) seit dem Jahr 2000 massiv reduziert haben. Dies äussert sich auch sehr deutlich in den Fangzahlen durch die Angelfischer, die seit 1970 im Rahmen der Fangstatistik erfasst werden.

9.4.3 Indikator C: Häufigkeit von Larven

Analysen der Datenpaare für den Maximalabfluss im Ausgangszustand (Messungen BAFU) und im Betriebszustand (Simulationen gemäss neuem Wehrreglement) ergaben, dass sich die Situation bei Umsetzung des neuen Wehrreglements auch für die Äschenlarven verbessert: In 15 von total 19 Jahren ist der Maximalabfluss der Reuss während der larvalen Phase der Äsche im Betriebszustand geringer als im Ausgangszustand (Abb. 9.5). Allerdings ist die mittlere Abflussdifferenz mit 8 m³/s relativ gering. Mit der Änderung des Wehrreglements dürfte sich auch die Situation für die Äschenlarven verbessern – wenn auch nur gering.

Abb. 9.5: Maximalabfluss der Reuss in Luzern (Geissmattbrücke, höchstes Tagesmittel) während der larvalen Phase der Äsche (20. April – 15. Mai) im Ausgangszustand (Messungen BAFU) und Betriebszustand (Simulation beffa tog-nacca gmbh) in den Jahren 1993 – 2011.



9.5 Schlussfolgerungen

Aus der Umstellung vom alten auf das neue Wehrregime ergeben sich für die Äsche in allen drei Entwicklungsstadien Verbesserungen:

- Das Angebot an potenziellen Laichhabitaten nimmt zu.
- Laichgruben fallen weniger häufig trocken und die betroffenen Flächen nehmen ab.
- Während der Larvenphase sind die Abflussspitzen und damit die Gefahr des Abschwemmens weniger ausgeprägt.
- Die Laichaktivität hat sich im Lauf der Untersuchungen nicht erhöht, was auch nicht zu erwarten war, da die Entwicklung des Laichtierbestandes ein langfristiger Prozess ist.

9.6 Beurteilung und Massnahmen

Falls sich die hydrologischen Bedingungen gegenüber den Jahren 1922–2011 nicht ändern, bedeutet die Einführung des neuen Wehrreglements generell günstigere Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung sowie ein Aufkommen der Eier, Brut und Larven der Äsche (Tab. 9.1). Es ist aber anzumerken, dass die für die Beurteilung des Betriebszustandes verwendeten Simulationen von einem gemäss Wehrreglement gesteuerten Reussabfluss ausgehen. Abweichungen davon, welche sich aufgrund von temporären betrieblichen Einschränkungen ergeben können (z.B. während Manipulationen am Stirnwehr), sind nicht abgebildet.

Tab. 9.1: Gesamtbeurteilung der Indikatoren des Moduls «Äsche»
 im Vergleich vor und nach Inbetriebnahme des neuen Wehrreglements
 Kurzfristige Veränderungen: untersuchte Betriebsjahre
 Langfristige Veränderungen: Zeithorizont nach dem Umweltmonitoring

Legende

- = Verbesserung
- = Gleichbleibend
- = Verschlechterung
- = Veränderung fraglich

Modul «Äsche»		
Indikatoren	Veränderung kurzfristig	Veränderung langfristig
A) Pot. Laichhabitat/ Überleben in Laichgruben		
B) Laichaktivität		
C) Häufigkeit Larven		

10 Massnahmen

Im jeweils letzten Kapitel «Beurteilung und Massnahmen» wurden pro Modul Massnahmen formuliert. Diese Massnahmen sind bezüglich ihrer Relevanz für das Reusswehrmonitoring sehr heterogen. In Tabelle 10.1 werden die Massnahmenvorschläge modulübergreifend geordnet, mit Prioritäten versehen und die Zuständigkeiten ergänzt.

Die von den einzelnen Modulen entwickelten Massnahmen werden in die vier Kategorien «Ergänzende Auswertungen», «Weiterführung Untersuchungen», «Optimierungsmöglichkeiten Reusswehr» und «Ausgleichs- und Ersatzmassnahmen» eingeteilt.

Die Prioritäten der einzelnen Massnahmen wurden mit Bezug auf die Gesamtbewertung in Tabelle 0.1 gesetzt:

Priorität 1: Massnahmen, welche sich auf die Beseitigung von Defiziten oder unklaren Ergebnissen im Rahmen der untersuchten Jahre des Reusswehrmonitorings beziehen (Veränderungen kurzfristig)

Priorität 2: Massnahmen, welche sich auf die Abklärung der unklaren langfristigen Veränderungen einzelner Module beziehen. Ebenfalls in die Priorität 2 fallen Massnahmen, die eine Optimierung des Reusswehres erlauben, welche in verschiedenen Modulen zu Verbesserungen führen könnten

Priorität 3: alle übrigen umsetzbaren Massnahmen

Priorität 0: nicht umsetzbare Massnahmen

Aufgrund der ungenügenden Datengrundlage im Modul Hecht konnte für zwei der drei Indikatoren keine abschliessende Beurteilung der kurzfristigen Veränderungen vorgenommen werden. Für die Bewertung der langfristigen Veränderungen trifft dies auf alle drei Indikatoren zu. Mittels ergänzenden Auswertungen kann eine gute Datenbasis geschaffen werden, die es erlaubt die kurzfristigen Veränderungen zu bewerten (Massnahmen Nr. 1 und 2). Ergeben diese Zusatzauswertungen eine Verschlechterung, sind Ersatzmassnahmen zu realisieren (Massnahme Nr. 8). Es könnte von der Reusswehrkommission aber auch auf weitere Auswertungen verzichtet und im Sinne des Vorsorgeprinzipes direkt Ersatzmassnahmen umgesetzt werden. Die Umsetzung dieser Massnahmen hat die Priorität 1.

Insbesondere bei den beiden Modulen «Wasserpflanzen» und «Vegetation Feuchtgebiete» war der Untersuchungszeitraum von 4 Jahren für die Feststellung von Veränderungen sehr kurz. Auswirkungen, die sich weniger schnell manifestieren, konnten mit der vorliegenden Untersuchungsanordnung nicht zuverlässig festgestellt werden (Veränderungen langfristig). Deshalb wird eine Fortsetzung des Monitorings mit der Priorität 2 empfohlen (Massnahmen Nr. 3–5) um die Entwicklung der Verhältnisse weiter zu verfolgen und allenfalls längerfristig relevante Auswirkungen des neuen Wehrréglements festzustellen. Die Zuständigkeit hierfür liegt aber nicht bei der Reusswehrkommission sondern die weiteren Untersuchungen sollen laufenden Programmen der Kantone oder des Bundes angeschlossen werden.

Das Modul Hydrologie weist auf zwei Massnahmen der Priorität 2 hin (Nr. 6 und 7), die den Betrieb des Reusswehres ökologisch noch verträglicher machen könnten. Es wird dabei nicht ins Wehrreglement eingegriffen, sondern überprüft, ob die Betriebsvorgaben (Wehrsteuerung) angepasst werden können. Das Vermeiden von unnatürlichen Abflussschwankungen in der Reuss würde eine Verbesserung für die Äsche bringen und eine Annäherung an die für die Beurteilung des Betriebszustandes verwendeten Simulationen bedeuten, welche von einem strikt gemäss Wehrreglement gesteuerten Reussabfluss ausgehen.

Im Rahmen der Feldaufnahmen und der Datenauswertungen sind in den Modulen weitere Massnahmen aufgeführt worden, die zu einer Verbesserung für die jeweils untersuchten Lebensgemeinschaften oder Untersuchungsgebiete führen (Massnahmen Nr. 10–19). Diese Massnahmen der Priorität 3 liegen nicht in der Verantwortung der Reusswehrkommission und sind im Rahmen der Unterhaltsplanung, bei der Planung von Revitalisierungsprojekten oder als Ersatzmassnahmen für Drittprojekte umsetzbar.

Tab. 10.1: Modulübergreifende Massnahmenbetrachtung

ergänzt mit Prioritäten und Zuständigkeiten
RWK – Reusswehrkommission

Modul	Massnahmen	Zuständigkeit	Priorität/ (Kosten)	Nr.
Ergänzende Auswertungen				
Hecht	Analog zum Vorgehen im Modul Äsche könnten die Seepiegel des Ausgangszustandes mit dem neuen Wehrreglement simuliert werden und dadurch gleich lange Datenreihen für den Ausgangs- und Betriebszustand verglichen werden. Diese Auswertung wäre insbesondere bezüglich der Häufigkeit von Pegelabsenkungen von ≥ 0.40 m aufschlussreich. Mittels dieser Zusatzauswertung könnte eine statistisch aussagekräftige Auswertung zu den Auswirkungen der neuen Wehrreglements gemacht werden.	RWK	1	1
Hecht	Pegelabsenkungen von ≥ 0.40 m in der Zeit vom 1. April bis 20. Juni sollten möglichst vermieden werden. Damit könnten viele Jahre mit eingeschränktem Fortpflanzungserfolg eliminiert werden. Absenkungen von ≥ 0.80 m in der Zeit vom 21. Juni bis 31. Juli treten bis heute nur sehr selten auf und sind deshalb kein wichtiger Negativfaktor. Da der Pegelstand bei mittleren Seepiegeln einem weitgehend natürlichen Verlauf folgt, ist ein Pegelrückgang von ≥ 0.40 nicht zwingend auf das Wehrreglement zurückzuführen. Es sollte jedoch geprüft werden, ob sich durch eine Optimierung der Steuerung der verschiedenen Wehrgänge und im Zusammenspiel mit dem KW Mühleplatz eine Verbesserung erzielen liesse, indem grössere Pegelabsenkungen, welche möglicherweise aufgrund der Bedienung der verschiedenen Wehrgänge entstehen, vermindert werden (siehe auch Massnahmen Optimierungsmöglichkeiten Reusswehr).	RWK	1	2
Weiterführung Untersuchungen				
Wasserpflanzen	Weiterführung des Monitorings um die Entwicklungen zu verfolgen und zu dokumentieren. Die bisherigen Erfolgs- und Misserfolgskriterien werden mit der erweiterten Zeitreihe beurteilt. Untersuchung in den Jahren 2017, 2019, 2024 und 2034.	Kantone	2	3

Tab. 10.1: Fortsetzung

Modul	Massnahmen	Zuständigkeit	Priorität/ (Kosten)	Nr.
Vegetation Feuchtgebiete	Die rückläufige Entwicklung der Übergangsmoore sollte weiterverfolgt werden. Dazu können in einem ersten Schritt die vorhandenen Daten vertieft ausgewertet werden. In Abhängigkeit der Ergebnisse sollten weitere Felddata aufgenommen und allenfalls Massnahmen ergriffen werden.	Bund	2	4
Hecht	Wiederholung der Analyse nach 10 Betriebsjahren, um besser abgesicherte Aussagen zur Abschätzung der Entwicklung der Fortpflanzungsbedingungen machen zu können. Falls die Auswertung der simulierten Pegeldaten (Massnahme 1) bereits umgesetzt sein sollte, könnten die simulierten Daten mit den effektiv gemessenen Pegeldaten verifiziert werden.	RWK	2-3	5
Optimierungsmöglichkeiten Reusswehr				
Hydrologie (Äsche)	Überprüfen, ob der verstärkte Einsatz des Seitenwehrs dazu dienen kann, um Abflussschwankungen in der Reuss weiter zu reduzieren. Anpassung der Betriebsvorgaben (Wehrsteuerung) unter Beachtung der Rahmenbedingungen.	RWK	2 (< 5000.-)	6
Hydrologie (Äsche)	Überprüfen, ob vor einem Wechsel der Turbineneinstellungen beim Kraftwerk Mühlenplatz die Stellung des Seitenwehres berücksichtigt werden kann. Erlaubt die Stellung der Klappe eine rasche Kompensation nicht, sollte auf abflusserhöhende Manipulationen beim Kraftwerk verzichtet werden. Anpassung der Betriebsvorgaben (Wehrsteuerung) unter Beachtung der Rahmenbedingungen.	RWK	2 (< 5000.-)	7
Ausgleichs- und Ersatzmassnahmen				
Hecht	Im Steinibachried, wo das Habitatangebot oft am geringsten ist, könnte mit Abklärungen vor Ort festgestellt werden, ob als Ersatzmassnahme die Eingänge zu den Hechtgräben vom See her offen gehalten werden können, damit die Laichtiere die potentiellen Laichflächen erreichen. Die Umsetzung dieser Massnahme könnte auch in den anderen Untersuchungsgebieten geprüft werden, insbesondere im Gebiet Hopfräben. Diese Massnahme steht allenfalls im Konflikt mit den Anforderungen des Amphibienschutzes und des Moorschutzes. Zudem könnte auch an anderen Orten des Vierwaldstättersees geprüft werden, ob die Bedingungen für die Naturverlaichung des Hechts im Sinne von Ausgleichsmassnahmen verbessert werden können.	RWK	1	8
Hecht	Eine wirkungsvolle Massnahme ist die dauerhafte Hebung des Pegels während der Laichzeit und dem Ei- und immobilen Larvalstadium in den Monaten März bis Juni. Je früher im Frühling dies geschieht, desto grösser ist der Positiveffekt. Damit wird nicht nur die Wahrscheinlichkeit eines minimalen Fortpflanzungserfolgs in allen Gebieten erhöht, sondern mit jedem Zentimeter vergrössern sich die potentiellen Fortpflanzungsareale und erhöhen so auch den quantitativen Fortpflanzungserfolg. Da das neue Wehreglement den Vierwaldstättersee bei mittleren Seepiegeln in Abhängigkeit der Zuflüsse natürlich reguliert, würde dies jedoch eine Abweichung zum natürlichen Zustand bedeuten, indem der See künstlich hochgehalten würde. Die Massnahme hätte zudem Auswirkungen auf die Vegetation in den Feuchtgebieten sowie den Hochwasserschutz, die abzuklären wären. Die Massnahme wird deshalb nicht weiterverfolgt.	RWK	0	9

Tab. 10.1: Fortsetzung

Modul	Massnahmen	Zuständigkeit	Priorität/ (Kosten)	Nr.
Wasserpflanzen	Bestehende intakte Litoralbereiche sind zu erhalten, zu schützen und weiter aufzuwerten wo dies möglich und sinnvoll erscheint. Da im Vierwaldstättersee die Flachwasserzone generell schwach ausgebildet ist, sollte auch in Betracht gezogen werden, die in der Vergangenheit verloren gegangenen Litoralflächen gezielt wiederherzustellen bzw. zu kompensieren. Das Gleiche gilt für den auf über 60 % des Seeufers durch harten Verbau verschwundenen naturnahen Übergang zwischen Wasser und Land (Wasserwechselzone). Siehe auch Wasserpflanzen Vierwaldstättersee (AquaPlus 2012).	Kantone	3	10
Wasserpflanzen	Im Rahmen von Revitalisierungen sind prioritär Wasserwechselzonen zu schaffen und vorhandene, aber mittlerweile im See ausgestorbene oder stark zurückgegangene Arten zu fördern bzw. wiederanzusiedeln (u.a. Arten der Wasserwechselzone wie <i>Eleocharis acicularis</i> und <i>Littorella uniflora</i> , weitere Arten wie <i>Potamogeton natans</i> , <i>Utricularia vulgaris</i> allenfalls auch <i>Potamogeton gramineus</i> sowie generell Röhricht- und Schwimmblattgesellschaften).	Kantone	3	11
Vegetation Feuchtgebiete	Weiterhin regelmässiger Schnitt der Moore am Vierwaldstättersee im Herbst.	Kantone	3	12
Vegetation Feuchtgebiete	Beobachtung der Zunahme bei den Gehölzen und falls nötig Massnahmen zu deren Verhinderung.	Kantone	3	13
Vegetation Feuchtgebiete	Beobachtung bei der Entwicklung der Neophyten und Weiterführung derer Bekämpfung wo diese bereits stattfindet, insbesondere im Zusammenhang mit <i>Solidago canadensis/Solidago gigantea</i> .	Kantone	3	14
Vegetation Feuchtgebiete	Aufnahme der Bekämpfung der kleinen Bestände von <i>Reynoutria japonica</i> .	Kantone	3	15
Amphibien	Flächige Vergrösserung bestehender Laichgewässer unter Berücksichtigung des Moorschutzes	Kantone	3	16
Amphibien	Anlage grossflächiger, tieferliegender Senken, die bei üblichem Wasserstand geflutet werden und erst bei sehr tiefem Wasserstand (ausserhalb der Fortpflanzungszeit der Amphibien) austrocknen	Kantone	3	17
Amphibien	Einstau von früh austrocknenden Gräben im Stansstaderried	Kantone	3	18
Amphibien	Schilfbewuchs in ausgewählten Gewässern und Gräben eindämmen, damit freie Wasserflächen entstehen und die Gewässer stärker besonnt werden.	Kantone	3	19

11 Literatur

11.1 Einleitung und rechtliche Grundlagen

- Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG)
- Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG)
- Bundesgesetz über die Fischerei (BGF)
- Kirchhofer, A., Breitenstein, M., Guthruf, J. (2002): Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. BUWAL-Mitteilungen zur Fischerei 70
- uwe Kanton Luzern (2012): Regulierung Vierwaldstättersee Reusswehranlage in Luzern, Umweltmonitoring, Bericht zum Ausgangszustand 2009 - 2011, 51 S. und Anhang
- Verordnung über den Schutz der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (AlgV) vom 15. Juni 2001 (Stand 1. Februar 2010)
- Verordnung vom 28. Oktober 1992 über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung (Auenverordnung) (Stand 1. Januar 2008)
- Verordnung über den Schutz der Flachmoore von nationaler Bedeutung vom 7. September 1994 (Stand 1. Februar 2010)
- Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 19. Oktober 1988 (UVPV)

11.2 Monitoringmodul «Vegetation Feuchtgebiete»

- ARGE (Arbeitsgemeinschaft AquaPlus, Beffa, BPP). (2005): Regulierung Vierwaldstättersee/Reusswehranlage in Luzern – Variantenstudium zum Wehrreglement. Verkehrs- und Tiefbauamt des Kantons Luzern, 94 S.
- ARGE (Arbeitsgemeinschaft AquaPlus, Beffa, BPP). (2006): Regulierung Vierwaldstättersee/Reusswehranlage in Luzern – UVP-Hauptuntersuchung. Verkehrs- und Tiefbauamt des Kantons Luzern, 100 S. plus Anhang
- Dufrene, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366
- Grünig A, Steiner GM, Ginzler C, Graf U, Kächler M. (2005): Approaches to Swiss Mire Monitoring. *Stapfia* 85, N.S. 35: 435-452.
- Pantke R. (2008): Die Pflanzengesellschaften der Schweiz. Filmmaker-Datenbank. http://www.wsl.ch/dienstleistungen/datensaetze/pflanzengesellschaften/index_DE

11.3 Monitoringmodul «Äsche»

- Fabricius, E.; Gustafson, K.-J. (1955): Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). *Rept. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 36: 75-103.

- Guthruf, J. (1996): Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittelandes. Diss. EAWAG ETH Zürich: 180 S.
- Guthruf, J. (2001): Grundlagen für eine nachhaltige Nutzung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in der Luzerner Reuss. Gutachten, Schlussbericht Aquatica, Auftrag: Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Luzern, 45 S. + Anhang.
- Kirchhofer, A.; Breitenstein, M.; Guthruf, J. (2002): Äschenpopulationen von nationaler Bedeutung. BAFU, Mitteilungen zur Fischerei 70, 120 S.
- Kirchhofer, A.; Breitenstein, M.; M.; Zaugg, B. (2007): Rote Liste, Fische und Rundmäuler. Bundesamt für Umwelt BAFU, Umwelt-Vollzug 34: 5-64.
- Philippart, J.-C. (1989): Ecologie des populations de poissons et caractéristiques physiques et chimiques des rivières dans le bassin de la Meuse belge. Bulletin de la Société Géographique de Liège 25: 175-198.

11.4 Massnahmen

- AquaPlus (2012): Wasserpflanzen Vierwaldstättersee. Untersuchungen 2007–2011. Im Auftrag der Aufsichtskommission Vierwaldstättersee (AKV), Kantone UR, SZ, NW, OW, LU, Bericht 95 S., Auswertungsdossier, Plandarstellungen und Anhang.