

Seeschüttung Urnersee

Dokumentation Erfolgskontrolle Seeschüttung 1 | 2015 / 2021



Projektteam

Martina Nötiger
Hans Paul Gemperli
Thomas Leutenegger
Andrea Hauser

EBP Schweiz AG
Mühlebachstrasse 11
8032 Zürich
Schweiz
Telefon +41 44 395 16 16
info@ebp.ch
www.ebp.ch

24. Juni 2024
Schlussdokumentation_Erfolgskontrolle_2015-2021.docx

Zusammenfassung

Nach dem Beschluss der Urner Bevölkerung trat im Jahr 1985 das kantonale Gesetz über das Reussdelta in Kraft, womit die Leitlinien gestellt wurden für die Förderung des neuen, naturnahen Reussdeltas. In diesem Zusammenhang wurde im Jahr 1991 das Vor- resp. Bauprojekt *Inselgruppen Reussdelta* fertig gestellt. Die Genehmigung des Projekts *Inselgruppen Reussdelta* durch den Urner Regierungsrat erfolgte anschliessend im Dezember 1993.

Ausgangslage

Das Vorhaben wurde später mit dem Projekt *Regenerierung des Reussdeltas mit Flachwasserzonen* ergänzt. Das Projekt wurde mit Verfügung vom 10.09.1999 von der damaligen Urner Gesundheits- und Fürsorgedirektion, Amt für Umweltschutz, genehmigt. Unter Berücksichtigung der beiden Projektgenehmigungen wurde im Jahr 2001 das Ausführungsprojekt *Seeschüttung Urnersee* erstellt, welches anschliessend bis Ende 2008 umgesetzt wurde.

Die getroffenen Umweltmassnahmen, deren Wirkung sowie die Umsetzung der verschiedenen Behördenauflagen wurden umfassend in der Schlussdokumentation Umweltverträglichkeit, Seeschüttung Urnersee, vom 31. Juli 2009 dokumentiert. Kurz zusammengefasst, kann gesagt werden, dass die vorgegebenen Auflagen erfüllt wurden und die gesteckten Ziele erreicht werden konnten.

Schlussdokumentation der Umweltverträglichkeit 2009

Um die langfristigen Auswirkungen auf die Umwelt zu untersuchen, wurden im Entscheid zum Umweltverträglichkeitsbericht Langzeitkontrollen vorgeschrieben. Der Regierungsrat des Kantons Uri hat die diesbezüglich notwendigen finanziellen Mittel im Reussdeltafonds reserviert. Seit 2009 obliegt die Federführung für die Langzeitkontrollen bei der Reussdeltakommission bzw. dem Amt für Raumentwicklung (ARE) des Kantons Uri.

Untersuchung der langfristigen Auswirkungen auf die Umwelt

Im Rahmen der Langzeitkontrollen waren im Jahr 2015 umfassende Erhebungen in den Bereichen Terrestrische Vegetation, Wasserpflanzen, Ornithologie, Fischerei und Reptilien durchgeführt worden. Ergänzende Erhebungen fanden im Bereich Terrestrische Vegetation 2020 und im Bereich Wasserpflanzen 2021 statt. Im Bereich Ornithologie wurde lediglich der Brutbestand der Mittelmeermöwe bis 2023 nachgeführt. Die Resultate werden im vorliegenden Bericht zusammengefasst, mit dem Ausgangszustand sowie mit dem Stand von 2009 verglichen und die Entwicklungsrichtungen dokumentiert. Nachfolgend werden die wichtigsten Erkenntnisse dargestellt.

Ziel des Berichts

Die Besiedlung der neu geschütteten Flächen durch Wasserpflanzen schritt rasch voran und hat bereits innerhalb von drei bis vier Jahren zu einem mit der Umgebung vergleichbaren Vegetationsbestand geführt.

Wasserpflanzenbestand auf neu geschüttete Flächen vergleichbar mit Umgebung

Weiter bestehen heute, rund 15 Jahre nach Abschluss der Schüttungen, keine Anhaltspunkte für eine unerwünschte Beeinträchtigung der bestehenden Unterwasser-Vegetation durch den Schüttvorgang.

Dies darf als Erfolg der getroffenen Umweltmassnahmen im Zusammenhang mit den Seeschüttungen gewertet werden.

Die drei Naturschutz-Inseln wurden in kurzer Zeit von einer Vielfalt verschiedener Pflanzen besiedelt. Mit über 300 festgestellten Pflanzenarten, darunter vier Rote Liste Arten, haben sie sich zu neuen artenreichen Lebensräumen entwickelt. Mit der zu Ende gehenden Pionierphase und der fortschreitenden Sukzession ist die Artenzahl seit 2008 wieder rückläufig. Daneben ist auch ein Aufkommen von Problempflanzen (Waldrebe, Brombeere) und invasiven Neophyten (Goldrute, Sommerflieder) festzustellen.

Wertvolle neue Lebensräume für terrestrische Pflanzen

Die Fischbestände haben seit der Schaffung der Inselgruppen und der Erweiterung der Litoralzone deutlich zugenommen. Das Artspektrum hat sich im Untersuchungssperimeter von elf Arten auf 20 Arten erhöht, die Fischbestände haben sich in etwa verdreifacht. Dies darf als grosser Erfolg der getroffenen Massnahmen gewertet werden.

Generelle Zunahme und artliche Diversifikation des Fischbestands

Auf den Naturschutz-Inseln fand eine spontane Besiedlung durch Reptilien, (Mauereidechsen und Barrenringelnatter) statt. Erfolgsfaktoren dazu waren bereits im Reussdelta bestehende Populationen, offene Flächen sowie das vorhandene Nahrungsangebot.

Spontanbesiedlung von Reptilien

Aus einer weitgehend unbedeutenden Seefläche wurde mit den geschütteten Inseln neuer Lebensraum für Vögel, u.a. durch die Ausdehnung der Flachwasserzonen als Nahrungsgründe, geschaffen. Im Zeitraum 2002 bis 2010 waren insgesamt 93 Vogelarten im Beobachtungssperimeter nachweisbar, darunter auch einige «Raritäten». Die stark aufkommende Vegetation und die Zunahme der Mittelmeermöwe sind höchstwahrscheinlich die Ursache für das Verdrängen des Flussregenpfeifers, welcher bis 2010 die relativ ungestörten Brutplätze auf den Naturschutz-Inseln nutzte.

Verbesserungen aus ornithologischer Sicht

Seit 2009 liegen die Langzeitkontrollen für Seeschüttung 1 vollständig in der Verantwortung der Reussdeltakommission (RDK), welche seit rund 25 Jahren regelmässige Langzeitkontrollen im Reussdelta durchführt. Die längerfristige Erfolgskontrolle des Projektes Seeschüttung ist in diese Gesamtkontrolle der Entwicklung des Reussdeltas integriert worden. Eine Weiterführung der Erfolgskontrolle, wenn auch mit abnehmender Häufigkeit der Untersuchungen, ist vorgesehen.

Künftige Erfolgskontrollen

Rund 15 Jahre nach den letzten Schüttungen haben sich die neuen Inseln und Flachwasserzonen zu wertvollen Lebensräumen für Flora und Fauna entwickelt.

Gesamtbeurteilung

Eindrücklich zeigt dies die Verdopplung der Zahl der Fischarten und der Fischbestände im Untersuchungssperimeter. Die getroffenen Umweltschutzmassnahmen während der Ausführung haben sich als zielführend erwiesen. Eine langfristige Beeinträchtigung durch den Schüttvorgang, insbesondere von Wasserpflanzen, kann heute ausgeschlossen werden.

Hinsichtlich der terrestrischen Vegetation zeigt sich gut ein Jahrzehnt nach den letzten Schüttungen, dass aufgrund der teilweise fehlenden Dynamik die Sukzession relativ rasch fortschreitet, die Artenzahlen wieder abnehmen und die Vegetationsbedeckung auf den Naturschutz-Inseln deutlich zunimmt. Eine höhere Dynamik durch eine zeitweise partielle Überschwemmung der Inseln würde dieser Entwicklung entgegenhalten.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	7
1.1	Ziel des Berichts	7
1.2	Realisierter Projektumfang	7
2.	Wasserpflanzen	9
2.1	Vorgehen und Beurteilungsmethodik	9
2.2	Untersuchungsergebnisse	10
2.2.1	Allgemeines	10
2.2.2	Vegetationsabundanz	10
2.2.3	Abundanz und Characeen-Anteil	12
2.2.4	Vegetationsstruktur	16
2.2.5	Vitalität der Pflanzen	18
2.2.6	Bewuchstiefe	19
2.3	Zusammenfassende Beurteilung der Erfolgskriterien	21
2.4	Empfehlungen	22
2.5	Lehren für zukünftige Projekte	24
3.	Terrestrische Vegetation	25
3.1	Situation auf den Naturschutz-Inseln	25
3.1.1	Schlussfolgerungen	28
3.1.2	Empfehlungen	29
3.2	Situation Bade-Inseln	30
3.2.1	Schlussfolgerungen	31
3.3	Lehren für künftige, ähnliche Projekte	32
4.	Fischökologie und Fischerei	33
4.1	Erfolgskontrolle Fischbestand	33
4.2	Biologische Integrität von Mesohabitaten	36
4.2.1	Potenziell relevante lebensräumliche Bedingungen	36
4.3	Lehren für künftige, ähnliche Projekte	38
4.4	Methodenwechsel für die Erfolgskontrolle Seeschüttung 2 und 3	39
5.	Reptilien	40
5.1	Zielsetzungen	40
5.2	Untersuchungsergebnisse und Bewertung	40

5.3	Lehren für künftige, ähnliche Projekte	42
6.	Ornithologie	43
6.1	Datenerhebung	43
6.2	Ergebnisse	44
6.3	Fazit Ornithologie	46
6.4	Lehren für künftige ähnliche Projekte	47
7.	Weitergehende Erfolgskontrollen	48
8.	Gesamtbeurteilung	49
A1	Anhang	50
A1.1	Wasserpflanzenvegetation Bereich Naturschutz-Inseln	50
A1.2	Wasserpflanzenvegetation Bereich Bade-Inseln	51
	Literaturverzeichnis	52

1. Einleitung

1.1 Ziel des Berichts

Das Projekt Seeschüttung 1 Urnersee (Regenerierung Flachwasserzonen Reussdelta und Neuschaffung Inselgruppen westlich der Reussmündung) wurde Ende 2008 als Seeschüttung 1 abgeschlossen. Ab dem Jahr 1999 wurden über einen Zeitraum von neun Jahren insgesamt 3.3 Mio. Tonnen Ausbruchmaterial vom Bau des Gotthard-Basistunnels, Tunnel im Teilabschnitt Amsteg sowie von der Umfahrung N4 Flüelen (Tunnel inkl. Sicherheitsstollen) geschüttet. Die getroffenen Umweltmassnahmen, deren Wirkung sowie die Umsetzung der verschiedenen Behördenauflagen wurden umfassend in der Schlussdokumentation Umweltverträglichkeit, Seeschüttung Urnersee, vom 31. Juli 2009 dokumentiert.

Seeschüttung Urnersee

Um die langfristigen Auswirkungen auf die Umwelt zu untersuchen, wurde im Entscheid zum Umweltverträglichkeitsbericht Langzeitkontrollen vorgeschrieben. Der Regierungsrat des Kantons Uri hat die diesbezüglich notwendigen finanziellen Mittel im Reussdeltafonds reserviert. Seit 2009 obliegt die Federführung für die Langzeitkontrollen bei der Reussdeltakommission bzw. dem Amt für Raumentwicklung (ARE) des Kantons Uri.

Untersuchung der langfristigen Auswirkungen auf die Umwelt

Das Programm der Erfolgskontrolle Seeschüttung 1, 2009 bis 2018, sieht vor, dass im Jahr 2015 umfassende Erhebungen in den Bereichen Terrestrische Vegetation, Wasserpflanzen, Ornithologie, Fischerei und Reptilien durchgeführt werden. Diese wurden 2020 – 2021 durch Erhebungen in den Bereichen Terrestrische Vegetation und Wasserpflanzen ergänzt. Die Resultate sollen mit dem Stand von 2009 verglichen und Entwicklungsrichtungen dokumentiert werden.

Erfolgskontrolle 2015 mit ergänzenden Erhebungen 2021/22

Die vorliegende Schlussdokumentation der Erfolgskontrolle 2015 mit Teilergänzung 2021 dient einerseits auch als Dokumentation des Ausgangszustandes für das geplante Projekt Seeschüttung 2 mit Material aus dem Siskoner Tunnel der N4 Neue Axenstrasse und für das Projekt Seeschüttung 3 mit Material vom Bau der 2. Röhre des Gotthardstrassentunnels. Andererseits sollen Lehren und Massnahmen für zukünftige Projekte abgeleitet werden.

Der vorliegende Bericht wurde durch EBP Schweiz AG erstellt und fasst die wichtigsten Aspekte der einzelnen, thematischen Fachberichte zusammen. Diese wurden durch die am Projekt beteiligten Experten auf Basis ihrer Felderhebungen im Jahr 2015 verfasst und durch teilweise erfolgte Erhebungen 2020-22 ergänzt.

Zusammenfassung der detaillierten Fachberichte der Experten

1.2 Realisierter Projektumfang

An dieser Stelle wird auf die detaillierte Beschreibung zum realisierten Projektumfang in der Schlussdokumentation Umweltverträglichkeit (Projekt-

leitung Seeschüttung, 2009) verwiesen. Folgende Arbeiten wurden seit 2008 zur Minderung der Erosion durch Wellenschlag zusätzlich ausgeführt:

Herbst 2008	Ergänzung der Riffs mit Geschiebe aus der Reuss
Herbst 2013	Ergänzungsschüttungen aufgrund fortschreitender Erosionen der Bade-Inseln zur Erhöhung des Riffs auf die Kote 432.6 m.ü.M. (RRB vom 14.05.2013)

2. Wasserpflanzen

Das vorliegende Kapitel fasst die Untersuchungen der Wasserpflanzen im Rahmen der Erfolgskontrolle 2015 und 2021 im Vergleich zu den früheren Erhebungen in den Jahren 2001 bis 2006 zusammen. Es werden die wichtigsten Erkenntnisse dargestellt. Sie bilden jedoch nur einen Auszug der detaillierten Untersuchungsberichte und grafischen Auswertungen der Aqua Plus AG (2024).

2.1 Vorgehen und Beurteilungsmethodik

Im Zentrum der ökologischen Zielsetzungen des Projektes Seeschüttung 1 stand die partielle Wiederherstellung der durch die natürliche Erosion (fehlender Materialnachschub durch die Reuss) und dem Baggerbetrieb verloren gegangenen Flachwasserzone links der Reussmündung. Dabei sollten morphologische Verhältnisse geschaffen werden, wie sie in der Seedorferbucht noch vorhanden waren. Die Seedorferbucht dient somit als Referenz für einen gebietstypischen und weitgehend intakten Lebensraum.

Mit dem Projekt waren verschiedene Vorgaben bezüglich der zu schaffenden Lebensräume, aber auch diverse Auflagen hinsichtlich der Ausführung verknüpft. Als einer der Schlüssel-Indikatoren wurde die Wasserpflanzenvegetation definiert, für welche folgende Bedingungen im Vordergrund standen:

- Keine Verschlechterung der Lebensraumverhältnisse in der bestehenden Flachwasserzone durch den Schüttbetrieb.
- Ausführung der Schüttung, insbesondere Struktur und Beschaffenheit der Oberfläche, als naturnaher Lebensraum mit hoher Eignung zur Besiedlung durch Wasserpflanzen.

Mit der Erfassung der Wasserpflanzenverhältnisse zum Zeitpunkt vor den Schüttungen 2001 sowie weitgehend im jährlichen Abstand während der Schüttperiode von 2002 – 2006 erfolgte einerseits eine Überwachung der laufenden Prozesse und andererseits eine Erfolgskontrolle hinsichtlich der gesteckten ökologischen Zielsetzungen kurz nach Projektende. Diese Zielsetzungen wurden im Rahmen der Erfolgskontrolle in den Jahren 2015 und 2021 hinsichtlich der langfristigen Auswirkungen auf die Wasserpflanzen überprüft.

Die Felderhebungen wurden im Zeitraum 11. bis 20. August 2015 (LZK1) sowie vom 10. bis 13. August 2021 (LZK2) durchgeführt. In 16 Transekten wurden untenstehende Indikator-Parameter erhoben und bewertet, grösstenteils analog zur Charakterisierung des Ausgangszustandes und analog zur Dokumentation der Vegetationsentwicklung während der Schüttperiode.

Indikator	Erfolgskriterium
Vegetationsabundanz GESAMT	gleichbleibende Pflanzenmenge wie Ausgangszustand mit proportionaler Flächenanpassung durch Schüttungen und Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum
Vegetationsabundanz CHARACEEN	gleichbleibende Pflanzenmenge wie Ausgangszustand mit proportionaler Flächenanpassung durch Schüttungen und Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum
Häufigkeitsanteil CHARACEEN	gleichbleibender prozentualer Vegetationsanteil wie im Ausgangszustand
Vegetationsstruktur	mindestens mittlere Ähnlichkeit zum Ausgangszustand (> 60% Übereinstimmung)
Pflanzenvitalität	keine massgebliche bzw. anhaltende Verschlechterung der Vitalität, mindestens wie im Ausgangszustand
Bewuchstiefe	mindestens gleichbleibende Bewuchstiefe wie im Ausgangszustand mit Nachführung Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum

2.2 Untersuchungsergebnisse

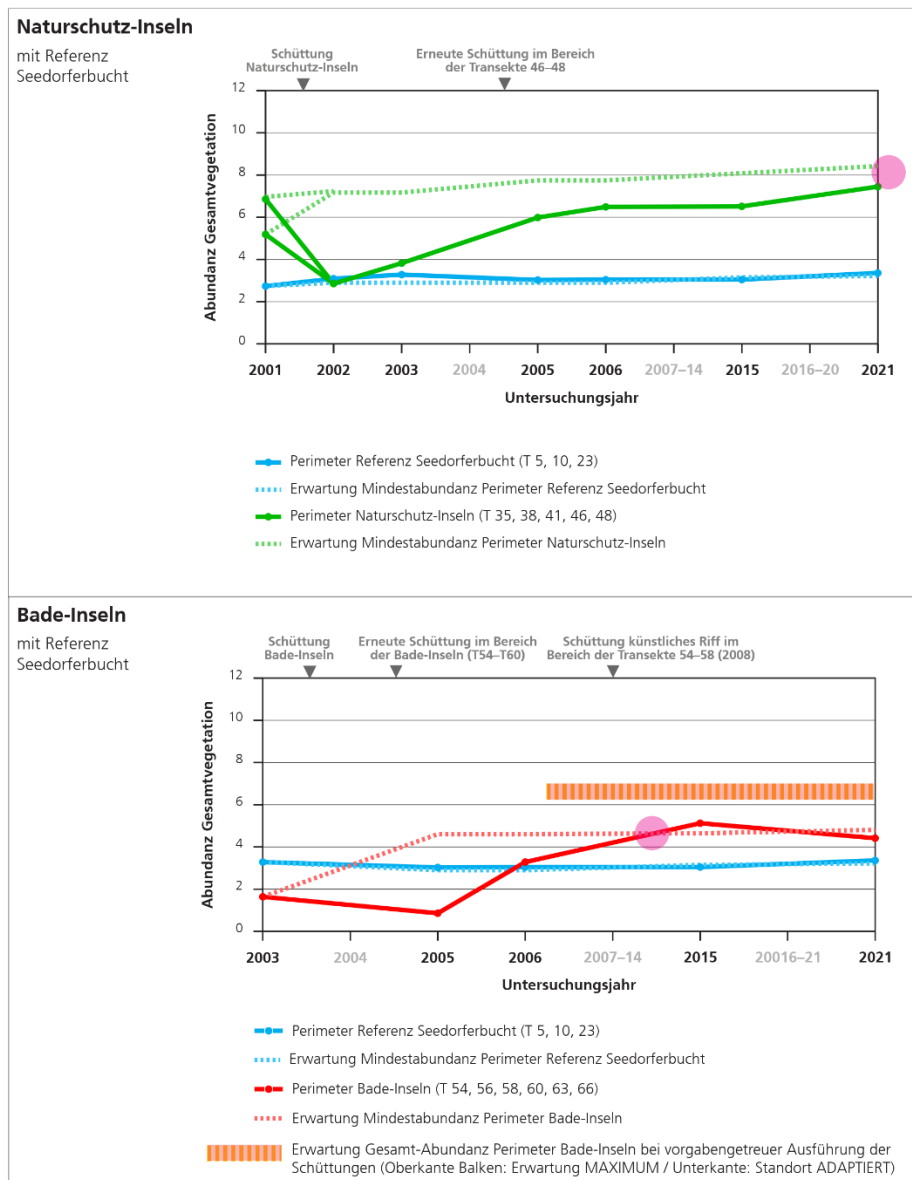
2.2.1 Allgemeines

Das aktuelle Vegetationsbild (Stand 2021) wird nicht separat charakterisiert, sondern die Entwicklung der massgeblichen Indikator-Parameter über den ganzen Untersuchungszeitraum 2001 bis 2021 quantifiziert und bewertet. Es erfolgt eine Aufteilung in drei Betrachtungszeiträume mit jeweiligem Ausgangszustand, Schüttperiode und Betriebszustand. Letzterer wird durch die Untersuchungen 2015 und 2021 repräsentiert. Der Ausgangszustand wird als langzeitlicher Durchschnittswert betrachtet. Untenstehende Auflistung zeigt die relevanten Transekte und Zeiträume.

- **Seedorferbucht** (Referenzabschnitt): Transekte 5, 10, 23
- **Naturschutz-Inseln**: Transekte 35, 38, 41, 46, 48;
Ausgangszustand 2001, Schüttungen 2001-2004 (Hauptphase 2001-2002)
- **Bade-Inseln**: Transekte 54, 56, 58, 60, 63, 66;
Ausgangszustand 2003, Schüttungen 2003-2008 (Hauptphase 2003-2005) Wo dokumentiert.

2.2.2 Vegetationsabundanz

In Abbildung 1 ist der Verlauf der Vegetationsabundanz (quantitatives Mass des Pflanzenbewuchses) für die Bereiche «Referenz Seedorferbucht», Naturschutz-Inseln und die Bade-Inseln dargestellt.



● Kompensations-
punkt → Erfolgs-
kriterium erfüllt

Abbildung 1: Entwicklung der Vegetationsabundanz für die Naturschutz-Inseln und Bade-Inseln sowie der Referenz Seedorferbucht im Zeitraum 2001 – 2021

Die Vegetations-Abundanz ist das Produkt von bewachsener Fläche und einem Wert für die Vegetationsdichte. Bei einer erfolgreichen Wiederbesiedlung sollte sich mit der Zeit die Abundanz auf den neu geschütteten Flächen (tatsächlicher Wert) derjenigen des Ausgangszustandes (erwarteter Wert) annähern. Für die Berechnung des flächenproportional angepassten Ausgangszustandes wurde eine Flächenbilanz der Flachwasserzone bzw. der untersuchten Transekte für die Tiefenzone 0 m bis 10.5 m vor und nach den Schüttungen erstellt.

Die Gesamtabundanz im Referenzbereich der Seedorferbucht blieb in der gesamten Periode 2001 bis 2021 ohne Einbrüche (blaue Linie). Dies lässt die Aussage zu, dass weder eine kurzfristige noch langfristige Beeinträchti-

gung der bestehenden Vegetation ausserhalb des Schüttperimeters stattgefunden hat.

Es bestehen heute, d.h. mindestens 15 Jahre nach den Schüttungen, keine Anhaltspunkte für eine unerwünschte Beeinträchtigung der bestehenden Vegetation.

Im Bereich der Naturschutz-Inseln erfolgte nach der starken Abnahme zwischen 2001 (Ausgangszustand) und 2002 durch die Schüttungen und die direkte Überdeckung vorhandener Wasserpflanzenbestände in den Jahren danach eine sukzessive Zunahme der Abundanz durch die Besiedlung der neu geschaffenen Flachwasserzone. Einen Einfluss der später ausgeführten Schüttungen der nahegelegenen Bade-Inseln wurde nicht festgestellt. Zwischen 2006 und 2015 bleibt die Vegetationsabundanz etwa konstant. Bis zur zweiten Langzeitkontrolle 2021 erreicht die Pflanzenmenge (charakterisiert als Gesamt-Abundanz) nahezu 90% des Erwartungswertes, wodurch der Kompensationspunkt und damit die Erfüllung des Erfolgskriteriums als erreicht deklariert werden kann.

Im Bereich der Bade-Inseln ist der Einbruch der Abundanz aufgrund der Schüttungen im Jahr 2005 in Abbildung 1 ersichtlich. Anschliessend steigt die Zuwachskurve stark an und flacht im Zeitraum 2007 bis 2014 ab, wobei der Kompensationspunkt vermutlich 4-5 Jahre nach der Erstbesiedelung erreicht wird. Im Jahr 2015 liegt eine Überkompensation in der Grössenordnung von etwa 10% vor. Dies wird jedoch dadurch relativiert, dass bereits im Ausgangszustand im Bereich der Bade-Inseln eine gegenüber den umliegenden Gebieten deutlich tiefere Bewuchsdichte vorhanden war. Bis ins Jahr 2021 nimmt die Abundanz leicht ab und liegt etwa um rund 10% unter dem Erwartungswert. Wird mit den Schüttungen die Zielsetzung verbunden, verloren gegangene Flachwasserzone nach dem «Vorbild» Seedorferbucht zu regenerieren, resultiert jedoch eine ungefähr vergleichbare mittlere Bewuchsdichte. Der flächenproportionale Erwartungswert bewegt sich unter dieser Betrachtung auf einem deutlich höheren Niveau und per Ende der Langzeitkontrolle 2021 läge ein Bewuchsdefizit von ca. 40% vor. Unter Berücksichtigung weiterer vegetationslimitierender Faktoren, u.a. stärkere Trübungen durch die Nähe zur Reussmündung, dürfte aufgrund «unvorteilhafter» Schüttoberfläche («Buckelpiste») eine Differenz von vielleicht 20–30% verbleiben. Unter diesen Annahmen kann das Erfolgskriterium bei der Bade-Inseln höchstens als «bedingt» erfüllt beurteilt werden.

2.2.3 Abundanz und Characeen-Anteil

Die Characeen (=Arملهuchteralgen) sind Indikatoren für geringe bis sehr geringe Nährstoffbelastungen und bilden im Urnersee die dominierende Artengruppe. Sie reagieren auch sehr sensibel auf Veränderungen bei den Lichtverhältnissen. Veränderungen in der Menge und im prozentualen Anteil an der Gesamtvegetation können deshalb Hinweise auf allfällige Einwirkungen der Schüttungen auf die Licht- und Nährstoffverhältnisse geben.

In Abbildung 2 sind der Verlauf der Abundanz der Armleuchteralgen und der prozentuale Anteil dieser Algenart über den Untersuchungszeitraum für den Bereich der Naturschutz-Inseln dargestellt.

Naturschutz-Inseln

mit Referenz
Seedorferbucht

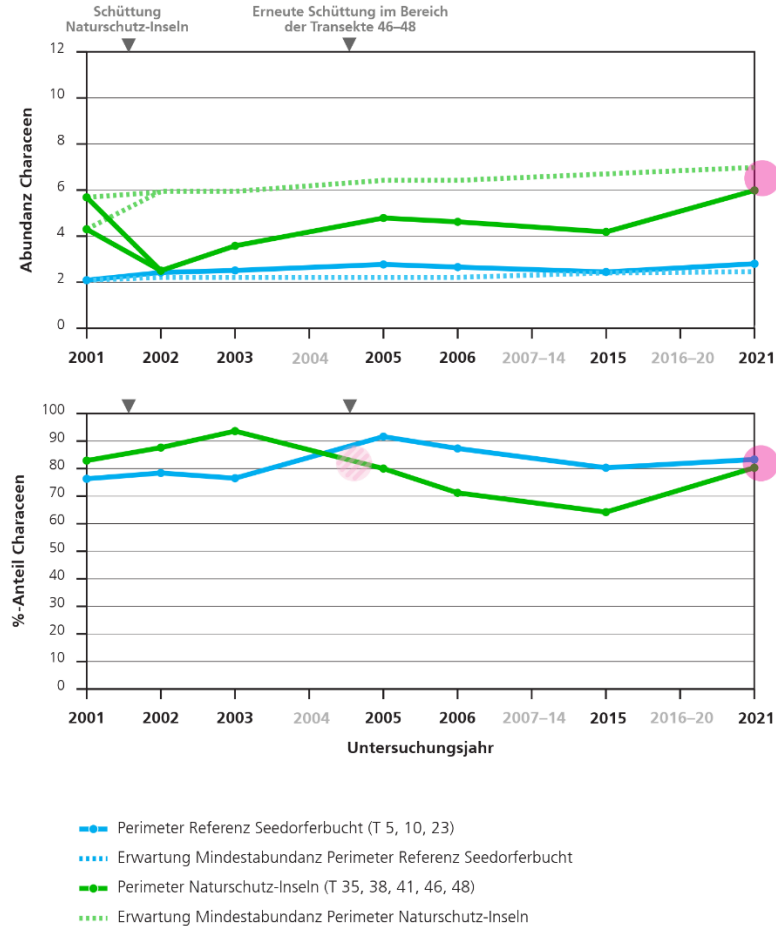


Abbildung 2: Entwicklung der Armleuchteralgen (Characeen) im Bereich der Naturschutz-Inseln und am Referenzstandort Seedorferbucht.

Anhand der Characeen-Entwicklung im Referenzbereich Seedorferbucht konnten keine schüttbedingten Beeinträchtigungen der Vegetation festgestellt werden.

Die Vorgabe von möglichst effektiven Massnahmen zur Eindämmung und Minimierung von Trübungseffekten der Schüttungen scheint, zumindest auf der Stufe der Characeen als Gruppe, erfüllt worden zu sein.

Die Besiedlung auf den neu geschütteten Flächen im Bereich der Naturschutz-Inseln führte bezüglich der Characeen-Abundanz innerhalb von vier Jahren zu einem mit der Umgebung vergleichbaren bzw. der Ausgangssituation entsprechenden Vegetationsbestand (Quantität und %-Anteil).

Anschliessend hat jedoch ein Verdrängungsprozess begonnen, der prozentuale Anteil der Characeen an der Gesamtvegetation fällt ab 2005 unter den Ausgangswert. Die Ursache liegt vor allem in der überproportionalen Zunahme

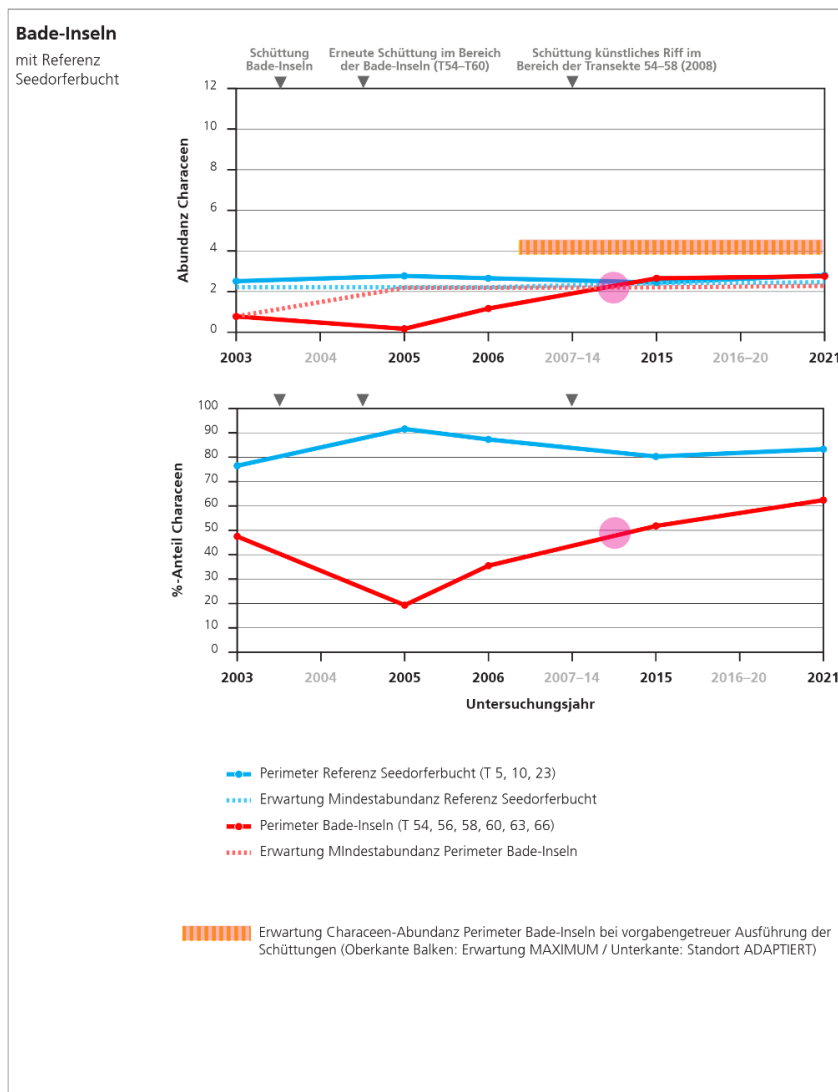
me der Gruppe «Übrige Arten» im Hinterwasser zwischen Ufer und Inseln. Seeseits der Inseln zeigen sich hingegen etwa die gleichen %-Werte der Characeen wie vor den Schüttungen (Vergleich 2001-2005).

In der Periode ab dem ersten Zeitpunkt der Langzeitkontrolle 2015 bis 2021 wird ein deutlicher Anstieg der Characeen-Abundanz erkennbar, es erfolgt eine Annäherung an ca. 85% des Erwartungswertes. Auch die Kurve des Häufigkeitsanteils der Characeen zeigt ab 2015 eine markante Trendumkehr und erreicht 2021 praktisch wieder den Ausgangswert bei 80%. Als plausibelste Erklärung steht die sukzessive Verbesserung der Aufwuchsbedingungen für Unterwasservegetation (inkl. Characeen) auf dem nicht den Vorgaben bzw. dem «Vorbild» Seedorferbucht entsprechenden Schüttkörper seeseits der Inseln («Kraterlandschaft») im Vordergrund. Dieser Prozess hat jedoch deutlich mehr Zeit benötigt, als erwartet.

Der relative Anteil der Characeen erreicht im Jahr 2003 mit 94% sein Maximum. Mit diesem hohen Anteil kommt die Bedeutung dieser Artengruppe als «Pionierpflanze» zum Ausdruck. Anschliessend nimmt der Wert ab und liegt am Ende der ersten Langzeitkontrolle noch bei 64%. Dies ist auf die Verdrängung durch andere Arten zurückzuführen, v.a. auf die zwei neophytischen Elodea-Arten (Wasserpest), welche von den Verhältnissen im Bereich zwischen dem Ufer und den beiden Inseln profitieren (Fehlen von Wellenschlag und Strömungen, verminderter Wasseraustausch, gewisser Nährstoffeintrag durch den Zufluss des Hechtgrabens). Das Erfolgskriterium wird 2015 deshalb nur erfüllt, wenn die Betrachtung auf die seeseits der Inseln liegende Zone erfolgt.

Bis ins Jahr 2021 ist ein deutlicher Anstieg der Characeen-Abundanz bis auf ca. 85% des Erwartungswerts erkennbar. Dieser Anstieg ist auf eine langsame, aber anhaltende Ablagerung von Feinmaterial und damit vor allem auf eine Auffüllung der aufgrund der nicht optimalen Schüttung vorhandenen Senken zurückzuführen. Das Erfolgskriterium wird damit zwar erfüllt. Da dieser Prozess aber eine längere Zeit als geplant in Anspruch nahm, wird das Kriterium als nur bedingt erfüllt beurteilt.

Abbildung 3 zeigt den Verlauf der Abundanz der Armleuchteralgen und der prozentuale Anteil dieser Algenart über den Untersuchungszeitraum für den Bereich der Bade-Inseln.



● Kompensations-
 punkt → Erfolgskri-
 terium erfüllt

Abbildung 3: Entwicklung der Armleuchteralgen (Characeen) im Bereich der Bade-Inseln und am Referenzstandort Seedorferbucht

Im Bereich der Bade-Inseln ist die Abundanz möglicherweise immer noch zunehmend (im Jahr 2015 überproportionale Deckung von 20%). Der %-Anteil hat den Ausgangswert leicht überschritten. Dieser lag jedoch bereits zum Zeitpunkt vor den Schüttungen im Jahr 2003 unterdurchschnittlich tief, v.a. durch die bereits damals speziellen Bedingungen in der relativ «gefangenen Bucht» vor den Zuflüssen «Alte Reuss» und «Jostis Gölle». Im weiteren Verlauf bis zur zweiten Kontrolle im Jahr 2021 bleibt die Characeen-Abundanz praktisch konstant, wodurch sich ein Sättigungsniveau abzuzeichnen scheint.

Durch die Inseln wurden die besonderen Verhältnisse in diesem Abschnitt weiter verstärkt. Auf der Aussenseite kommt der Characeen-Anteil mittlerweile auf einen deutlich höheren Wert als zwischen dem Ufer und den Inseln (siehe Tabellen im Anhang A1.1 und A1.2).

Das 2008 geschüttete Riff mit einer Ausdehnung von 25-30 m hat jedoch zur

Folge, dass auch dort eine Art «Hinterwasser»-Situation wie im Hinterwasser zwischen Inseln und Ufer vorliegt. Strömungsempfindliche Arten treten hier häufiger auf, so dass die Characeen verdrängt werden. Entsprechend liegt der Characeen-Anteil im Jahr 2021 seeseitig bei fast 90%, während er im Hinterwasser der Inseln markant abgenommen hat. Da zwischen 2015 und 2021 die Gesamt-Abundanz etwas rückläufig war, fand in der Phase der Langzeitkontrolle 2015-2021 trotzdem ein Anstieg des Characeen-Anteils statt.

In der Gesamtbilanz können die Erfolgskriterien «Characeen-Abundanz» und «Characeen-Anteil» unter Berücksichtigung der Zielsetzung einer Regenerierung der ehemaligen Uferbank (hinsichtlich Fläche und Untergrundbeschaffenheit) höchstens als «bedingt» erfüllt gelten.

2.2.4 Vegetationsstruktur

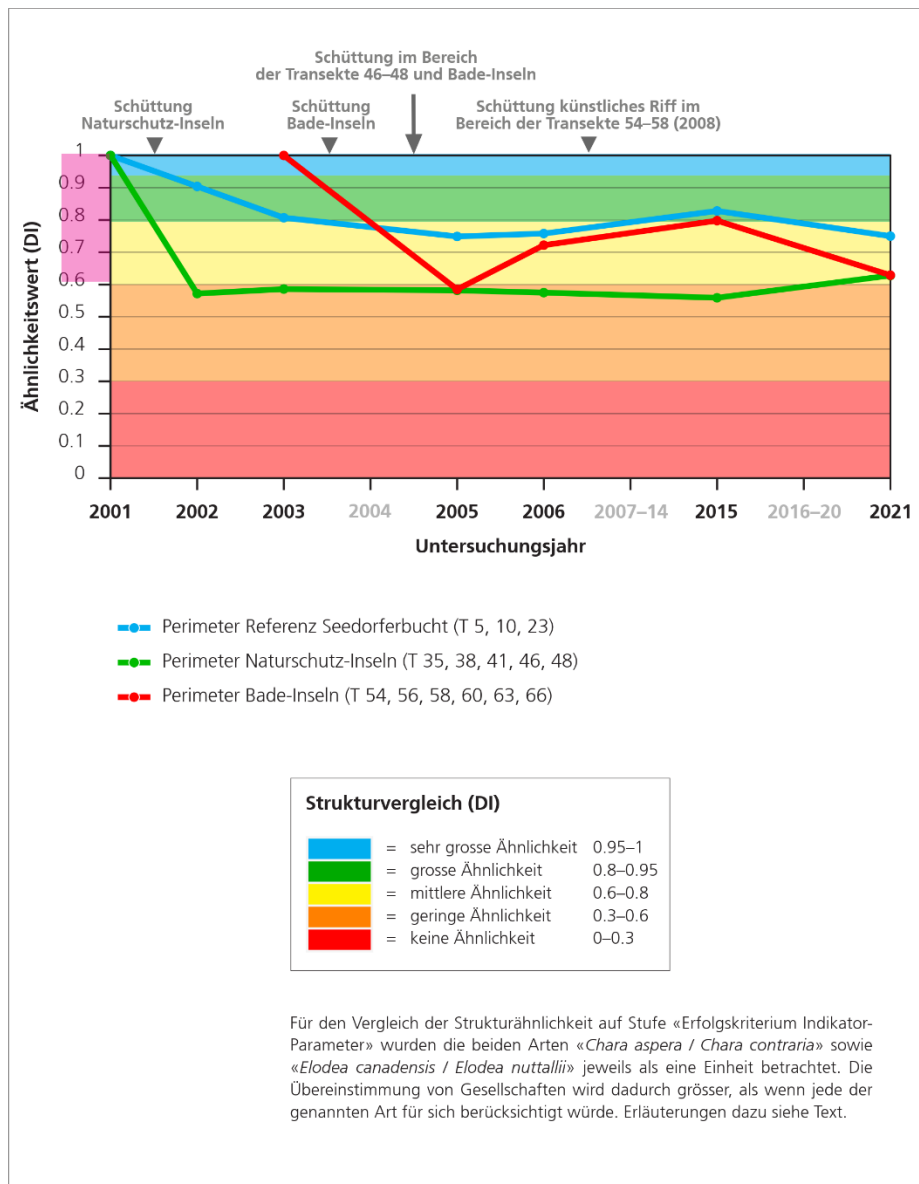
Anhand dieses Indikators können die Auswirkungen der Schüttungen, sowohl allfällige Effekte aufgrund des Schüttprozesses selbst (Trübungen, Verfrachtungen von Feinmaterial, etc.) als auch die Schaffung von neuem Seegrund für die Besiedlung auf Gesellschaftsebene in Form eines Summenwertes, nachverfolgt werden. Die massgebliche Vergleichsgrösse ist die Zusammensetzung der Wasserpflanzenvegetation im Ausgangszustand. Die darauffolgenden Untersuchungen werden dazu in Relation gesetzt und die Übereinstimmung der vorkommenden Arten mit ihren Häufigkeitsanteilen ermittelt (Wertebereich 0–1, 1 = 100% Übereinstimmung). Als Erfolgskriterium wird das Beibehalten oder Erreichen einer mindestens mittleren Ähnlichkeit (> 60%) definiert.

Bezüglich der Vegetationsstruktur – mit Berücksichtigung der vorkommenden Arten und ihren Häufigkeiten – liegt für den Referenzbereich der Seedorferbucht der Verlauf nach den Schüttungen stets an der Grenze zu «grosser Ähnlichkeit». Die seit 2006 ausgebliebene weitere Annäherung an den Ausgangszustand im Verlauf der Langzeitkontrolle, ist im Wesentlichen auf die Verschiebung der unteren Bewuchsgrenze um 3 m (als «überlagernder Effekt») und dem damit verbundenen verstärkten Aufkommen der Tiefenwasserart *Nitella opaca* zurückzuführen.

Im Anschluss der Schüttungen zeigte sich im Bereich der Naturschutz-Inseln eine starke Änderung der Vegetationsstruktur (teilweise Überdeckung vorhandener Vegetationsbestände). Unerwarteterweise fand jedoch anschliessend keine Annäherung an den Ausgangszustand statt, sondern der Wert bleibt auch während der Langzeitkontrolle bis 2021 nahe an der unteren Grenze des definierten Erfüllungsbereiches. Die Gründe liegen im Aufkommen der Elodea-Arten (insbesondere im strömungsberuhigten Hinterwasser der Inseln), dem anhaltenden Ausbleiben der im Ausgangszustand häufigsten Art *Chara globularis* sowie dem durch Zunahme der Bewuchstiefe um ca. 4 m bedingten überproportionalen Aufkommen der Tiefenwasserart *Nitella opaca*. Das Erfolgskriterium Vegetationsstruktur wird deshalb als nur bedingt erfüllt beurteilt.

Im Bereich der Bade-Inseln fand nach den Schüttungen ein Einbruch statt. Es folgte aber rasch eine Regenerierung zur vorherigen Vegetationsstruktur.

Anlässlich der ersten Langzeitkontrolle 2015 lag diese auf Stufe «grosse Ähnlichkeit» mit dem Ausgangszustand. Im weiteren Verlauf bis zum Zeitpunkt der Erfolgskontrolle 2021 nahm die Ähnlichkeit wieder ab. Dadurch wurde die Prognose einer «positiven Entwicklung» in dem Sinne bestätigt, dass vor den Schüttungen (Ausgangszustand) eine nicht typisch ausgeprägte Vegetationsform vorlag sowie lokale Effekte eine grössere Rolle spielten. Zudem konnte nach den Schüttungen seeseits der Inseln grösserflächig ein standortgerechter Characeen-dominierter Bestand aufkommen, welcher vorher höchstens rudimentär ausgebildet war. Das Erfolgskriterium Vegetationsstruktur wird deshalb als nur bedingt erfüllt beurteilt.



Übereinstimmung
Struktur → Erfolgs-
kriterium erfüllt

Abbildung 4 Entwicklung des Indikator-Parameters «Vegetationsstruktur» (bzw. Vergleich der Ähnlichkeit der Vegetationsverhältnisse während der Monitoringperiode gegenüber dem Ausgangszustand) für die Bereiche Referenz Seedorferbucht, Naturschutz-Inseln und Bade-Inseln.

2.2.5 Vitalität der Pflanzen

Um einen möglichen Einfluss der Schüttungen zu prüfen, wurde der Parameter «Vitalität» (= Erscheinungsbild der Lebensform) in vier Qualitätsabstufungen für alle Teilflächen erfasst und als Summenparameter ein Vitalitätsindex ermittelt. Je tiefer der Wert, umso besser wird die Entwicklung beurteilt. Denkbar sind negative Beeinflussungen des Lichtklimas durch Trübungen sowie Verfrachtung und Anlagerung von sedimentierenden Partikeln beim Schüttvorgang.

Mit der Vitalität wird der Entwicklungszustand (Habitus, Erscheinungsbild) der Pflanzen erfasst. Damit ist jedoch nicht eine Bewertung der Bewuchsdichte verbunden. Die beiden Parameter können aber in Beziehung stehen, wenn z.B. unter ungünstigen Bedingungen die Lebensfähigkeit der Pflanzen (und damit die Vitalität) vermindert werden und – falls diese Bedingungen anhalten – in der Folge auch die Bewuchsdichte abnimmt.

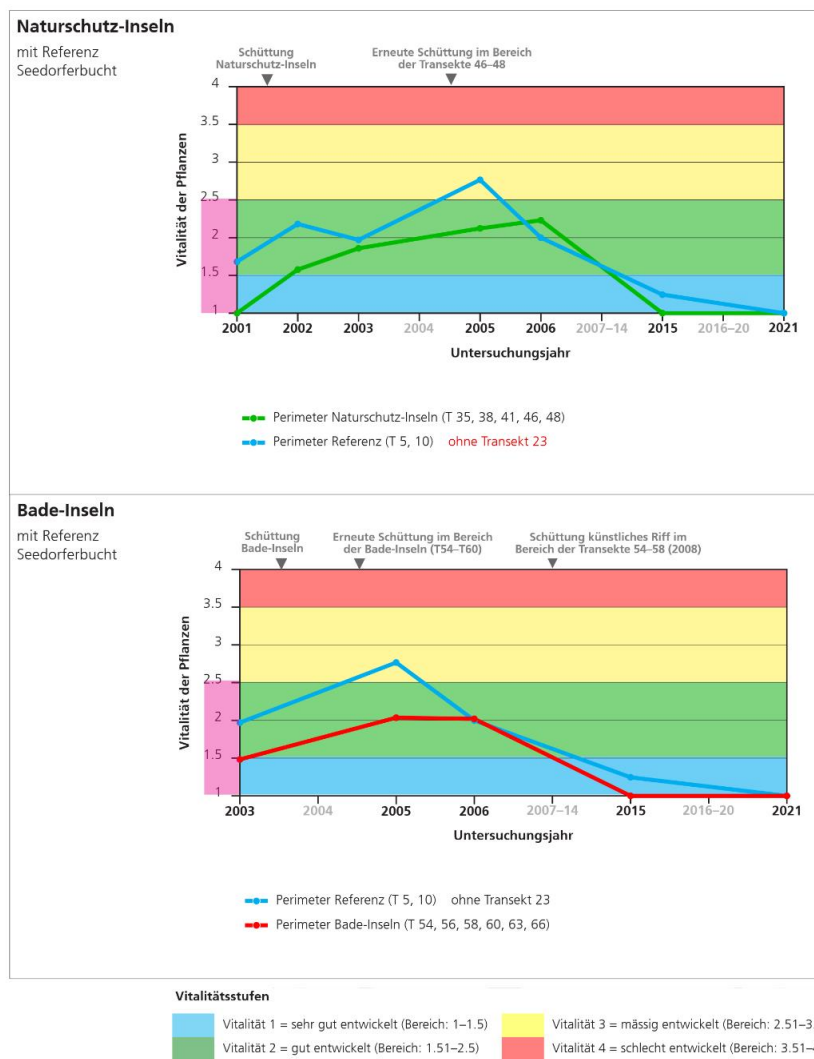


Abbildung 5: Entwicklung der Vitalität der Wasserpflanzen Im Bereich der Referenz Seedorferbucht, der Naturschutz-Inseln und der Bade-Inseln (rosa: Erfolgskriterium erfüllt)

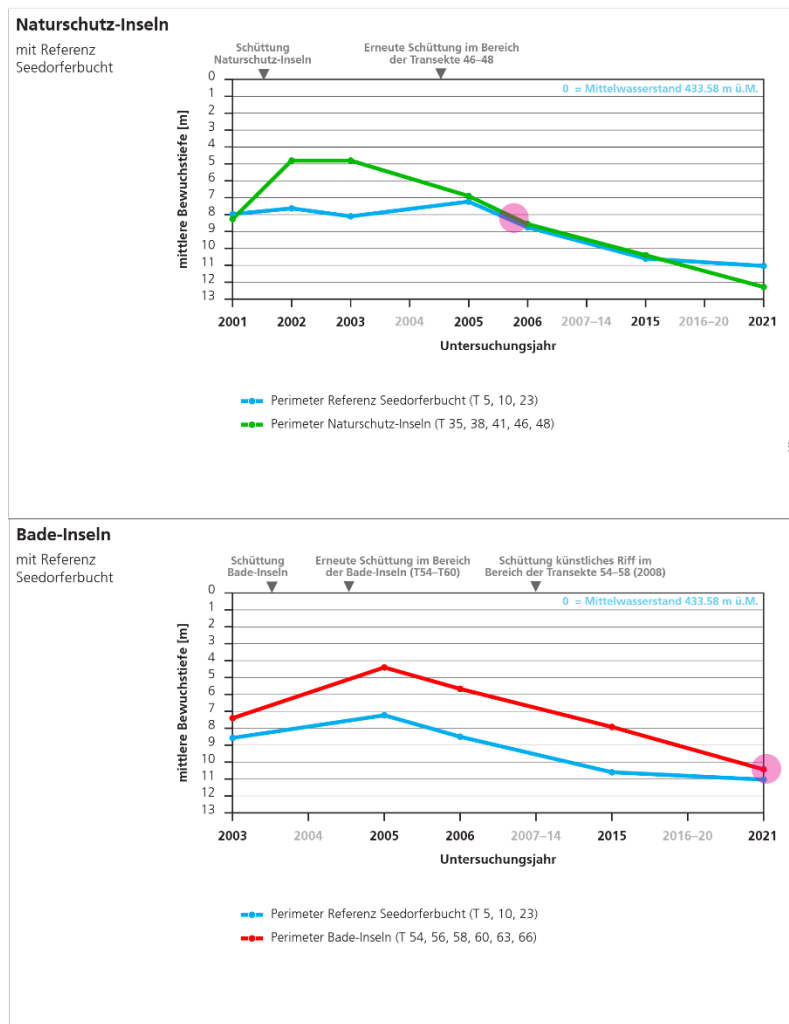
Im Projektperimeter herrschten vor den Schüttungen ideale Verhältnisse: auch im Referenzbereich wiesen die Wasserpflanzen eine gute bis sehr gute Vitalität auf.

Der Vitalitätsindex bewegt sich weitgehend auf Niveau von mindestens «gut», die einzige Ausnahme bildet 2005 die Einstufung «mässig» in der Referenz Seedorferbucht. Diese Entwicklung wurde als kritisch beurteilt und intensiv verfolgt. Obwohl anhand der Verlaufskurven eine Beeinträchtigung der vorhandenen Vegetation in der Schüttperiode erkennbar ist und damit vermutlich schüttbedingte Auswirkungen wie anhaltende Trübungen und Verfrachtungen von Feinmaterial aufgetreten sein dürften, wurde das tolerierbare Mass nicht oder zumindest nicht anhaltend überschritten. Seither haben sich die Verhältnisse jedoch deutlich verbessert und liegen nach den Erhebungen 2021 in allen drei Gebieten im sehr gut entwickelten Bereich.

Die Vitalitätswerte liegen überwiegend im sehr guten Bereich und zeigen, dass die Vorgaben bezüglich Vermeidung unerwünschter Begleiterscheinungen der Schüttungen eingehalten werden konnten.

2.2.6 Bewuchstiefe

Die untere, maximal vorliegende Verbreitungsgrenze der Makrophyten stellt ein Mass für die Lichtbedingungen im Untersuchungsperimeter dar. Diese Bedingungen können sowohl durch die Einschichtung von mit Partikeln befrachtetem Reusswasser als auch durch schüttungsbedingte Trübungen beeinflusst werden.



Übereinstimmung
Bewuchstiefe →
Erfolgskriterium
erfüllt

Abbildung 6: Entwicklung der Bewuchstiefe im Bereich der Naturschutz- und Bade-Inseln

Im Referenzbereich der Seedorferbucht scheint der Verlauf der maximalen Bewuchstiefe die beiden Etappen der Inselerschüttungen abzubilden: Abnahme zwischen 2001 und 2002 nach Erstellung der Naturschutz-Inseln, Abnahme zwischen 2003 und 2005 nach Erstellung der Bade-Inseln (siehe Abbildung 6). Die Schwankungen bewegen sich bis 2006 mit einer Amplitude von ca. ± 1 m um die 8 m-Tiefenlinie. In der Folge zeigt sich entgegen den Erwartungen ein deutlicher «Tiefensprung», auf 10.6 m bis 2015 und 11 m bis 2021 zur zweiten Langzeitkontrolle. Die Bewuchsgrenze bewegt sich damit auf Niveau des ursprünglich für das Südufer des Urnersee vermuteten Maximums von 10.5 m und hat dieses mittlerweile sogar leicht überschritten. Diese Entwicklung steht aber vermutlich nicht mit dem Projekt Seeschüttung in Verbindung, sondern es sind dafür übergeordnete Faktoren (z.B. jährliche Schwankungen der Witterungsbedingungen) denkbar.

Im Zusammenhang mit der Erstellung der Naturschutz-Inseln zwischen 2001 und 2002 veränderte sich die durchschnittliche maximale Bewuchstiefe markant (siehe Abbildung 6), ausgelöst durch die direkte Überschüttung der

bestehenden Vegetation ab ca. 5 m Wassertiefe. Für die Folgejahre zeigt sich im Schüttperimeter durch die Besiedlung des neu geschaffenen Lebensraumes eine kontinuierliche Annäherung an den Ausgangswert, welcher 2006 erreicht wurde. Anlässlich der Untersuchung 2015 lag die untere Vegetationsgrenze – wie in der Seedorferbucht – bei 10.5 m, es hat damit eine deutliche Zunahme der maximalen Bewuchstiefe stattgefunden. Im weiteren Verlauf bis zur zweiten Langzeitkontrolle 2021 setzt sich diese Entwicklung fort und erreicht schliesslich im Mittel 12.3 m, wodurch die Tiefengrenze gegenüber der Referenz sogar um mehr als 1 m übertroffen wird

Die maximale Bewuchstiefe im Bereich der Bade-Inseln hat im Zeitraum 2003-2005 durch die Überschüttung der Vegetation deutlich abgenommen. Im Unterschied zur Erstellung der benachbarten Naturschutz-Inseln wurde durch Abschwemmung von Feinsedimenten sowie durch aktives Einbringen von Sand im unmittelbaren Uferbereich (Badestrand) die vorhandenen Bestände grösstenteils zerstört, sodass die Bewuchstiefe 2005 lediglich noch im Bereich von rund 4 m lag. Mit dem Aufkommen der Vegetation auf dem neu geschaffenen Seegrund nahm die maximale Bewuchstiefe zu und erreichte im Zeitraum 2007 bis 2014 den Ausgangszustand. 2015 wurde dieser Wert um 0.5 m übertroffen. Der Wert liegt aber immer noch 2.5 m unter der maximalen Bewuchstiefe der Naturschutz-Inseln. In der weiteren Entwicklung bis zur zweiten Erfolgskontrolle 2021 fand – aufgrund der obigen Vermutungen eher unerwartet – eine deutliche Verschiebung der mittleren Bewuchsgrenze bis auf 10.4 m statt, was bis auf 0.5 m dem Wert der Referenz Seedorferbucht entspricht.

Es bestehen keine Anhaltspunkte für eine untolerierbare Beeinträchtigung der bestehenden Unterwasser-Vegetation durch die Schüttungen. Im Bereich der Seedorferbucht und der Naturschutz-Inseln wurde die im Vorfeld des Projekts als Maximum für das Südufer des Urnersees angenommene untere Vegetationsgrenze von 10.5 m bis ins Jahr 2015 erreicht bzw. bis 2021 sogar leicht überschritten.

Im Bereich der Bade-Inseln wurde die angestrebte Bewuchstiefe im Jahr 2015 noch nicht erreicht. Bis ins Jahr 2021 hat sich die Situation jedoch verbessert, so dass das angestrebte Ziel praktisch erreicht wird.

2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Erfolgskriterien

Die eingangs erwähnten Erfolgskriterien (Indikator-Parameter) werden in Abbildung 7 zusammenfassend für die drei Teilbereiche «Referenz Seedorferbucht», «Naturschutz-Inseln» und «Bade-Inseln» beurteilt.

Erfolgskriterium	Referenz Seedorferbucht	Naturschutz- Inseln		Bade- Inseln	
		2015	2021	2015	2021
Auswirkungen Schüttungen keine Beeinträchtigungen durch Trübungen und Verfrachtungen von Feinsedimente im Referenzbereich					
Vegetationsabundanz GESAMT gleichbleibende Pflanzenmenge wie Ausgangszustand mit proportionaler Flächenanpassung durch Schüttungen und Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum			▼	—	—
Vegetationsabundanz CHARACEEN gleichbleibende Pflanzenmenge wie Ausgangszustand mit proportionaler Flächenanpassung durch Schüttungen und Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum			▼	—	—
Häufigkeitsanteil CHARACEEN gleichbleibender prozentualer Vegetationsanteil wie im Ausgangszustand			▼	—	—
Vegetationsstruktur mindestens mittlere Ähnlichkeit zum Ausgangszustand (> 60 % Übereinstimmung)				—	—
Pflanzenvitalität keine massgebliche bzw. anhaltende Verschlechterung der Vitalität, mindestens wie im Ausgangszustand					
Bewuchstiefe mindestens gleichbleibende Bewuchstiefe wie im Ausgangszustand mit Nachführung Tiefenerweiterung im Monitoringzeitraum				?	▼

	erfüllt
	bedingt erfüllt (z.B. bezüglich erweiterter Zielsetzung oder in Teilen des Perimeters nicht erfüllt)
	bedingt <i>POSITIV</i> erfüllt
	nicht erfüllt
▼	Erfüllung erreicht, aber zu lange Dauer (aufgrund Mängel in Ausführung der Schüttungen) Ursache möglicherweise auch natürlich (Einfluss linke Reussmündung)
?	Erfüllung leichter möglich bzw. gar nicht anstrebenswert aufgrund untypischer Verhältnisse im Ausgangszustand
—	

Abbildung 7: Darstellung der Erfolgskriterien bzw. deren Erfüllungsgrad anhand der Vegetations-Indikatoren. Die Beurteilung basiert auf dem Vergleich des Ausgangszustandes (2001 für Naturschutz-Inseln, 2003 für Bade-Inseln) mit dem Stand der Langzeitkontrollen 2015 und 2021.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass die zu verschiedenen Vegetationsparametern entwickelten Erfolgskriterien bzw. Erwartungswerte zum Zeitpunkt der zweiten Erfolgskontrolle 2021 im Bereich der Naturschutz-Inseln weitgehend, im Bereich der Bade-Inseln – hinsichtlich erweiterter Zielsetzungen – bedingt erfüllt sind.

2.4 Empfehlungen

Mit den Erhebungen 2015 und 2021 konnten im Vergleich zu denjenigen im Zeitraum 2001 bis 2006 eine Reihe aufschlussreicher Erkenntnisse gewonnen werden. Grundsätzlich sind die Untersuchungen der Vegetationsentwicklung auf den geschütteten Flächen weiter zu verfolgen. Eine nächste Wasserpflanzenuntersuchung im 5-Jahresintervall wäre demnach 2026 vorzusehen, wodurch gleichzeitig auch eine Statuskontrolle der laufenden Arbeiten im Rahmen der Seeschüttung 2 und 3 möglich wäre.

Es dürfte aber durchaus angebracht sein, aus den vorliegenden Erkenntnissen einer bald 15-jährigen Entwicklungszeit nach den letzten Schüttungen (bzw. fast 19 Jahre seit den Schüttungen der Naturschutz-Inseln 2000-2001) von einem gewissen «Etablierungsgrad» auszugehen. Bezüglich verschie-

dener Defizite bzw. Abweichungen von Erwartungswerten ist anzunehmen, dass sie sich nicht mehr «selbsttätig» stark verändern werden. Es ist also nicht nur die weitere Beobachtung wichtig, sondern es sollen auch Überlegungen bezüglich möglicher Verbesserungs- bzw. Optimierungsmassnahmen angestellt werden.

Die geplante Weiterführung der Erfolgskontrolle in den verschiedenen Bereichen ist in Kapitel 7 beschrieben.

Es wurde festgestellt, dass die wellenberuhigende Wirkung des Schüttkörpers sowie der Zustrom von kaltem Grundwasser (und in untergeordneter Form auch eine gewisse Nährstoffanreicherung) gegenüber der seeseitig liegenden Zone offenbar unterschiedliche Standortbedingungen schaffen. Das wirkt sich in verschiedener Hinsicht auf die Vegetationszusammensetzung und Häufigkeit der vorkommenden Arten aus. Es werden strömungsempfindliche, grundwasserliebende und vermutlich auch eher nährstofftolerante Arten gefördert bzw. Arten mit anderweitigen Präferenzen zurückgedrängt.

Für eine Verbesserung des Wasseraustausches im Hinterwasserbereich wird eine partielle Absenkung der westlichen Naturschutz-Inseln, d.h. ein Abtrag, empfohlen. Auch bei einer «Absenkung» der Inseln dürfte immer noch bis zu einem gewissen Grad eine strömungsberuhigte Zone im Hinterwasser verbleiben, aber deutlich weniger ausgeprägt als heute. Auch der Wasseraustausch wäre in einer wichtigen jahreszeitlichen Phase wesentlich besser.

Wie festgestellt wurde, besteht an der Aussenseite der Naturschutz-Inseln ein grösseres Bewuchsdefizit. Zu den Ursachen wurden folgende Vermutungen angestellt:

- A) Zu starke schüttbedingte Unebenheiten (an vielen Stellen verbreitete bis durchgehende «Hügel-Tal-Abfolgen» von zum Teil mehreren Metern Höhenunterschied).
- B) Zu grobkörnige Untergrundbeschaffenheit auf den geschütteten Flächen (Auswaschung der Feinanteile durch Wellenwirkung).
- C) Zu steile Aussenkante (Halde) des Schüttkörpers.

Es werden weitere Abklärungen zu den Ursachen des Dichte-Defizits empfohlen, beispielsweise mit einer erweiterten Untersuchung von Beispieltransekten.

Weiter sollten Möglichkeiten geprüft werden, die Untergrundbeschaffenheit zu optimieren, falls sich tatsächlich diese als Hauptursache herausstellt. Dies würde bedeuten, die zum Teil groben Unebenheiten zu nivellieren und/oder die Schüttoberfläche zu «verfeinern». Da letzteres in direkter Abhängigkeit zu den Wellenkräften und dem Gefälle steht, dürfte der Handlungsspielraum relativ eng sein. Falls die «Hügel-Tal-Struktur» dafür ausschlaggebend ist, dass der Anteil an steilen und dadurch grobkörnigen Flächen sehr hoch ist (und dadurch im Mittel die Untergrundbeschaffenheit zu wenig Feinkomponenten aufweist), bliebe nichts Anderes übrig, als trotzdem bzw. erneut ein Vorgehen zum Ausgleichen der kleinräumigen Niveau-Unterschiede zu entwickeln. Dabei sind die Gegebenheiten und Restriktionen

bezüglich Wellendynamik eingehend zu studieren und entsprechend zu berücksichtigen.

Es kann festgehalten werden, dass die im UVB zum Projekt Seeschüttung für die Unterwasservegetation als kritisch eingestufte «Gefahr» einer allfälligen grösseren Ablagerung von Schwemmholz in der Zone zwischen Ufer und Insel nicht eingetreten ist. Gemäss Unterhaltskonzept des Reussdelta-gebietes erfolgt im Abschnitt der Naturschutz-Inseln keine Räumung von angelagertem Totholz. Offenbar gelangt weniger Schwemm-Material in das «gefangene» Hinterwasser als erwartet. Eine Geschwemmsel-Sperre scheint auch weiterhin nicht nötig zu sein.

2.5 Lehren für zukünftige Projekte

In der Schlussdokumentation Umweltverträglichkeit (Projektleitung Seeschüttung, 2009) wurden bereits umfangreiche Überlegungen zur Optimierung des Schüttvorgangs angestellt, u.a. zur Vermeidung von Schüttuneebenen. An dieser Stelle wird auf eine Wiederholung verzichtet.

3. Terrestrische Vegetation

Das vorliegende Kapitel fasst die Untersuchung zur Erfolgskontrolle Terrestrische Vegetation 2015 zusammen, welche im Bericht von Barbara Leuthold Hasler (Berg & Natur, 2016) detailliert dokumentiert ist. 2020 wurden die Aufnahmen auf allen Inseln wiederholt (Berg & Natur, 2024).

3.1 Situation auf den Naturschutz-Inseln

Die Naturschutz-Inseln wurden nach den Schüttungen in kurzer Zeit von zahlreichen verschiedenen Pflanzenarten besiedelt und sie entwickelten sich rasch zu neuen, wertvollen Lebensräumen. Nach einem Anstieg der Artenzahlen bis zu einem Maximum von 204 im Sommer 2006, ist die Tendenz seit 2008 bei allen Inseln rückläufig (vgl. Abbildung 8). Die Pionierphase ging somit langsam zu Ende.

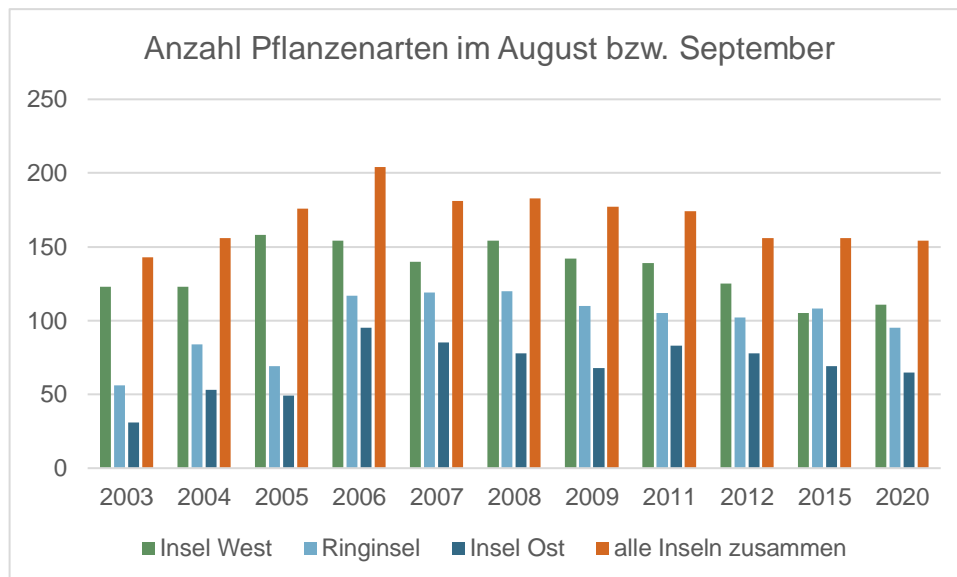


Abbildung 8: Anzahl Pflanzenarten im August bzw. September 2003 – 2020

Zwischen 2006 und 2015 verschwanden etliche Arten auf den Naturschutz-Inseln.

Auf der **Insel West** war der Rückgang einzelner Arten beträchtlich. Darunter waren einige Arten, die bis dahin stets recht häufig waren, so *Polygonum lapathifolium* (Ampfer-Knöterich), *Sesleria caerulea* (Kalk-Blaugras) und *Tussilago farfara* (Huflattich).

2020 waren wieder einige Pflanzenarten mehr zu finden als 2015. So tauchten einige der verschwundenen Arten wieder auf, u. a. *Lolium multiflorum* (Italienisches Raygras), *Taraxacum officinale* (Gewöhnlicher Löwenzahn) und *Sesleria caerulea* (Kalk-Blaugras). Andere blieben verschollen, z.B. *Dactylorhiza incarnata* (Fleischrotes Knabenkraut). Weitere Pflanzenarten, die 2015 noch vorkamen, waren 2020 ebenfalls nicht mehr auffindbar: *Brachypodium sylvaticum* (Wald-Zwenke), *Carex flava* (Gelbe Segge), *Glechoma hederaceum* (Gundelrebe), *Origanum vulgare* (Wilder Majoran) u.

a. Drei Arten traten neu auf, nämlich *Digitaria sanguinalis* (Bluthirse), *Juglans regia* (Walnussbaum) und *Senecio paludosus* (Sumpf-Kreuzkraut).

Weniger Verluste waren auf der mittleren Naturschutz- bzw. der **Ringinsel** zu verzeichnen. Es verschwanden jedoch auch hier Arten. Einige Arten traten neu auf, drei davon waren bisher noch auf keiner Insel zu finden gewesen, nämlich *Galium odoratum* (Echter Waldmeister), *Koeleria pyramidata* (Pyramiden-Kammschmiele) und *Polygonum hydropiper* (Wasserpfeffer-Knöterich).

Auch auf der Ringinsel traten einige der vorübergehend verschwundenen Arten im Sommer 2020 wieder auf, so zum Beispiel *Epilobium adenocaulon* (Drüsenstängeliges Weidenröschen) oder *Teucrium scorodonium* (Wald-Gamander). Viele Arten aus früheren Jahren waren dagegen nicht mehr zu finden; *Cerastium fontanum* (Gewöhnliches Hornkraut), *Deschampsia caespitosa* (Rasen-Schmiele), *Galium palustre* (Sumpf-Labkraut), *Lythrum salicaria* (Blut-Weiderich) oder *Pulicaria dysenterica* (Grosses Flohkraut) zählten dazu. Zehn Pflanzenarten traten im Sommer 2020 neu auf, u.a. *Agropyron caninum* (Hundsquecke), *Melica nutans* (Nickendes Perlgras) und *Viburnum opulus* (Gemeiner Schneeball). Sie waren im Vergleich zu den verschollenen Arten aber in der Minderheit.

Auf der Naturschutzinsel **Ost** verschwanden mehr Arten als neue dazu kamen. Viele Pflanzen aus früheren Jahren waren im Sommer 2020 nicht mehr auffindbar, u. a. *Arrhenaterum elatius* (Glatthafer), *Dactylorhiza incarnata* (Fleischrotes Knabenkraut), *Iris pseudacorus* (Gelbe Schwertlilie) und *Plantago lanceolata* (Spitz-Wegerich). Demgegenüber hatten sich im Sommer 2020 acht Pflanzenarten neu angesiedelt, u. a. die Orchidee *Epipactis palustris* (Weisse Sumpfwurz), *Carex davalliana* (Davalls Segge) und *Alnus glutinosa* (Schwarzerle).

Im Sommer 2020 waren auf der **Insel West** wieder einige Pflanzenarten mehr zu finden als 2015, aber weniger als in allen früheren Jahren. Auf der **Ringinsel** und der **Insel Ost** nahm die Anzahl Arten von 2015 bis 2020 weiter ab.

Im Jahr 2015 waren vier Arten der Roten Liste auf den Inseln präsent, nämlich und *Dactylorhiza incarnata* (Fleischrotes Knabenkraut), *Lactuca serriola* (Wilder Lattich), *Pulicaria dysenterica* (Grosses Flohkraut) und *Schoenus nigricans* (Schwärzliche Kopfbirne). Weitere zwei vorkommende Arten, *Iris pseudacorus* (Gelbe Schwertlilie) und *Epipactis palustris* (Weisse Sumpfwurz), sind nicht mehr auf der Roten Liste, aber weiterhin schweizweit geschützt. Für weitere sechs Arten der Roten Liste liegt ein früherer Nachweis auf den Naturschutz-Inseln vor, im Jahr 2015 waren jedoch keine Exemplare vorhanden. Daran änderte sich im Jahr 2020 nichts.

Gleichzeitig mit der Zunahme der Artenzahl hat auch die Bedeckung der Inseln mit Pflanzen zugenommen, wobei sich die Entwicklung auf der Insel Ost von der Entwicklung auf den beiden anderen Inseln unterscheidet:

Tabelle 1: Deckung der Inseln 2003 – 2020

		Absolute Deckung der Insel [m ² respektive %]	
		Gehölze	Übrige Vegetation (ohne Moose)
Insel West:	2003	1-2	7
	2004	4-5	7-8
	2005	5-6	20-25
	2006	25	40-50
	2007	15-20	60
	2008	10-15	80-100
	2009	6-8	200
	2011	5-10	1000
	2012	15	1300 (35%)
	2015	250 (ca. 7%)	1800 (50%)
	2020	8%	83%
Ringinsel:	2003	0.5	1
	2004	4	5
	2005	8	12-15
	2006	100	50
	2007	100-110	120-140
	2008	200	150-180
	2009	1000	1000
	2011	1250	550
	2012	750*	650 (35%)
	2015	900	1200 (65%)
	2020	60%	80%
Insel Ost:	2003	0.25	0.25
	2004	0.5	0.5
	2005	3-4	3-4
	2006	6-7	8
	2007	15-20	20
	2008	15	15-20
	2009	50	70
	2011	250	350
	2012	250	300 (25-30%)
	2015	180 (ca. 15%)	200 (15-20%)
	2020	40%	30%

*Nach Pflegeeingriff

Auf der **Insel West** und der **Ringinsel** hat die Deckung der Strauch- und Krautschicht stark zugenommen, insbesondere auch im Zeitraum 2012-2015.

Auf der **Insel West** wuchsen die meisten Pflanzen immer noch am geschützten Südostufer, aber etliche konnten sich auch im Zentrum der Insel stark ausbreiten. Bis 2020 nahm die Strauchschicht nur leicht zu, die Krautschicht hingegen sehr stark. Am geschützten Südostufer entwickelte sich bis 2020 ein fast durchgehender Saum mit Schilf.

Dieser frühere Schwerpunkt der Pflanzen ist auch auf der **Ringinsel** seit etlichen Jahren nicht mehr ausgeprägt; auch das innere Ufer – hier haben sich kräftige Schilfröhrichte entwickelt – und die uferfernen Bereiche waren im Sommer 2015 mehrheitlich dicht u.a. mit Gehölzen bewachsen. Bis 2020 nahm sowohl die Deckung der Strauch- wie auch die Krautschicht weiter zu.

Auf beiden Inseln kommen *Arrhenaterum elatius* (Glatthafer), *Clematis vitalba* (Gewöhnliche Waldrebe), *Urtica dioeca* (Brennnessel) und *Phragmites communis* (Schilf) in grosser Zahl vor.

Die **Insel Ost** ist im Vergleich zu den beiden anderen Inseln deutlich weniger stark bewachsen und unterscheidet sich von ihnen auch durch die langsamere Entwicklung, den seit 2012 rückläufigen Trend beim Bewuchs und durch die Artenzusammensetzung sowie die Häufigkeit der Arten. Bis 2020 war wiederum eine starke Zunahme des Bewuchses auszumachen. 2020 waren *Agrostis gigantea* (Riesen-Windhalm) und verschiedene *Carex* sp. (Seggen-Arten) besonders häufig, auch weitere Sumpfpflanzen, wie *Molinia coerulea* (Blaues Pfeifengras), *Lythrum salicaria* (Blutweiderich) und *Mentha aquatica* (Wasser-Minze) kamen häufig vor. Zudem konnte sich der seltene *Schoenus nigricans* (Schwärzliche Kopfbirne) bis 2020 kräftig ausbreiten.

Problempflanzen und Neophyten wachsen auf allen drei Naturschutz-Inseln, wobei der Verlauf – auch geprägt durch die Pflegemassnahmen – auf den Inseln vergleichbar ist. *Clematis vitalba* (Gewöhnliche Waldrebe, nicht auf Insel Ost), *Rubus* sp. (Brombeeren) und *Solidago gigantea* (Spätblühende Goldrute) wurden bis 2015 immer stärker oder blieben auf mittleren bis hohem Stand, während *Buddleja davidii* (Sommerflieder) und *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) stark zurückgedrängt werden konnten oder 2015 nicht mehr vorhanden waren. Auf der **Insel West** hatte sich 2020 wieder ein Exemplar des Sommerfliers angesiedelt, während *Cirsium arvense* (Acker-Kratzdistel) und *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) verschwunden waren.

Seit Beginn fand auf der **Insel West** meist jährlich ein Pflegeeinsatz statt, welcher vereinzelt auch auf die Ringinsel ausgedehnt wurde. Dabei wurden Gehölze und Neophyten ausgerissen, um den Erhalt als Pionierstandort für Pflanzen und Brutplatz für kiesbrütende Vögel zu gewährleisten. In den letzten Jahren wurde auf die Reduktion der Gehölze auf der Insel West verzichtet, da diese nicht mit vertretbarem Aufwand gehölzfrei gehalten werden konnte. Seit 2014 werden auf allen Inseln Neophyten bekämpft und auf der Ringinsel bei Bedarf geholt. Im Winter 2011/2012 fand zudem auf dieser Insel ein Pflegeeinsatz statt, bei welchem insbesondere der Sommerflieder zurückgeschnitten wurde.

3.1.1 Schlussfolgerungen

- Die Naturschutz-Inseln wurden nach einer Pionierphase zunehmend grüner.
- Die Inseln sind nach wie vor wertvolle Lebensräume. 2020 wuchsen immer noch 154 verschiedene Pflanzenarten, von denen zwar ein grosser Teil ungefährdet ist. Es gab aber auch einige seltene Arten, wovon zwei gesamtschweizerisch geschützt und vier in der Roten Liste aufgeführt sind.
- Die Artenzahlen sind seit den Höchstständen in den Jahren 2005 bis 2008 rückläufig (mit gewissen Schwankungen). Unter den Arten, die in den letzten Jahren zurückgingen oder verschwanden, waren viele Pionierarten wie beispielsweise verschiedene Weidenröschen. Auf der **Insel West** ist stellenweise eine Nährstoffanreicherung (durch Mittelmeermöwen), verbunden mit einer Verarmung der Flora festzustellen.

- Die **Insel West** weist nur noch wenige offene Kiesflächen auf, mehrheitlich ist sie bewachsen. Auch die **Ringinsel** ist grün; ungefähr auf der Hälfte der Fläche hat sich ein junger Wald entwickelt. Die **Insel Ost** zeigte die langsamste Entwicklung beziehungsweise verfügt nach wie vor über eine gewisse Dynamik: Zwischen 2012 und 2015 nahmen Gehölze und krautige Pflanzen wieder leicht ab, bis 2020 jedoch wieder stark zu.
- Die Höhe der Inseln über dem Wasserspiegel ist der wichtigste Faktor für die Vegetationsentwicklung. Aufgrund ihrer Höhe wurden die Insel West und die Ringinsel seit ihrer Entstehung fast nie überschwemmt. Dementsprechend fehlt die Dynamik weitgehend; die Vegetation konnte sich ungestört entwickeln. Auf der Insel Ost wirkt dagegen die Dynamik. Der Sommerflieger verschwand beim ersten längeren Hochwasser und kehrte bis 2020 nicht zurück.
- In den letzten Jahren haben auch die zahlreichen brütenden Vögel den Pflanzenbewuchs beeinflusst. Sie haben lokal, vor allem um ihre Nester, für eine Nährstoffanreicherung und damit für eine Verarmung der Flora gesorgt. Stellenweise haben sie zudem Pflanzen abgefressen.
- Der pflanzenhemmende Effekt der Folie auf der **Insel West** (Gebüsch, Bäume), der anfänglich zu grossen Unterschieden in der Vegetationsentwicklung führte, nahm zusehends ab. Offensichtlich sammelten sich oberhalb der Folie Nährstoffe an (zum Beispiel Vogelkot der Mittelmeermöwen und abgestorbenes Pflanzenmaterial), was Gräser, Brennnesseln und andere Pflanzen kräftig wachsen liess.
- Auf der **Insel West** und der **Ringinsel** waren die Pflegemassnahmen ein weiterer prägender Faktor. Ohne die Bekämpfung von Neophyten und Gehölzen wären die Goldruten und Gehölze auf der Insel West viel häufiger. Auf der Ringinsel hatten das Holzen von Sommerflieger und Fichten und die Mahd von Goldruten zu mehr Licht geführt und eine vielfältige Krautschicht begünstigt.
- Aus botanischer und naturschutzfachlicher Sicht haben die Inseln – insbesondere die Insel West und die Ringinsel – aber etwas von ihrem früheren Wert eingebüsst, weil die offenen Pionierflächen sukzessive kleiner geworden sind. Pionierflächen sind seltene, artenreiche Lebensräume. Die in den letzten Jahren entstandenen Gehölze und Pflanzendecken aus Waldrebe, Glatthafer und Brennnesseln dagegen nicht.
- Der grösste Wert der Naturschutz-Inseln liegt heute wohl vor allem im Schutz der dahinterliegenden Flachwasserzonen vor Wind, Wellen und Schwemmgut.

3.1.2 Empfehlungen

Aufgrund dieser Beurteilung wird empfohlen, die Naturschutz-Insel West auf ein tieferes Niveau abzubaggern und dabei die Folie zu entfernen. Dies insbesondere auch im Hinblick darauf, dass die Folie im Sommer 2020 teilweise frei lag und sich zu zersetzen begann. Um zu verhindern, dass immer mehr Mikroplastik in die Umwelt gelangt, sollte die Folie zwingend entfernt werden.

Die äusseren Ufer sollen so hoch bleiben, dass sie weiterhin genügend Schutz vor Wellen und Schwemmgut bieten. Die Inseln sollten so tief zu liegen kommen, dass die Flächen jedes Jahr während mehreren Wochen überschwemmt sind. Die Neophyten sind auf allen drei Inseln zu bekämpfen.

3.2 Situation Bade-Inseln

Auf den drei Inseln traten 2015 im Vergleich zu 2009 viele neue Pflanzenarten auf, so zum Beispiel *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe) oder *Buphthalmum salicifolium* (Weidenblättriger Alant). Insgesamt konnten sich etwa 35 Arten neu ansiedeln. Andere Arten verschwanden dagegen wieder. 2020 traten insgesamt 22 neue Pflanzenarten auf den drei Inseln auf. Noch mehr Arten verschwanden jedoch. Die Vielfalt an Pflanzenarten nahm von 2015 bis 2020 auf allen drei Inseln ab.

Auf der **Bade-Insel Ost** bzw. der «**Nahen**» verlief die Entwicklung von Anfang an relativ schnell. Es siedelten sich viele Gehölze, Pioniere und Ubiquisten (weit verbreitete Pflanzen) an, daneben traten auch Problempflanzen und einige seltene Arten auf. Seit 2011 ist «Die Nahe» die grünste der drei Bade-Inseln.

2015 dominierten Gehölze; die höchsten waren bereits etwa 4 m hoch. Neben den Gehölzen wuchsen recht viele Seggen-Arten und verschiedene Gräser. Am dicht bewachsenen Ostzipfel fanden sich mehrere Horste der seltenen *Schoenus nigricans* (Schwärzliche Kopfbinse).

Im Sommer 2020 lag der Gehölzanteil bei etwa 40%. Neu ansiedeln konnte sich u.a. *Abies alba* (Weisstanne). Im Innern der Insel war immer noch offener Kies zu finden, teilweise mit Moos oder *Cotoneaster dammeri* bewachsen; daneben fanden sich Trocken- und Pionierpflanzen. Bis 2020 konnte sich am geschützten Ostufer eine Flachmoorvegetation bilden mit vielen Seggen, einem kleinen Röhricht und den beiden seltenen Arten *Schoenus nigricans* (Schwärzliche Kopfbinse) und *Cyperus flavescens* (Gelbliches Zypergras).

Die Hauptursache für die kräftige Vegetationsentwicklung liegt in der Beschaffenheit der Insel: Der Schotter bietet den Pflanzen recht gute Wachstumsbedingungen, gleichzeitig wirkt sich die dauernde Trittbelastung nur wenig aus.

Auf der **Bade-Insel Mitte** bzw. sandigen «Grünen» wurden im Frühling 2006 vier Weiden gepflanzt und einige Weidenstecklinge gesetzt. Im Bereich der Weiden wurde zudem Schotterrasen angesät. Im Sommer 2020 war *Salix purpurea* (Purpur-Weide) das häufigste Gehölz. Von den ursprünglichen Gehölzen waren einige abgestorben.

Der Bewuchs im Sommer 2015: Der angesäte Schotterrasen auf der «Grünen» wies 2015 wie schon früher grosse Lücken auf, konnte sich allerdings bis 2020 halten. Viele junge Pflanzen aus der Ansaat ertrugen die dauernde Trittbelastung des sandigen Bodens nicht. Pflanzen, die spontan aufgetreten waren, konnten sich weiter vermehren, insbesondere am geschützten Ostufer. 2020 wuchs hier eine Ufervegetation mit Flachmoorarten. Viele Pflanzen waren abgefressen oder zertrampelt. *Cyperus flavescens* (Gelbliches

Zypergras), das hier früher wuchs, war verschwunden.

Die Mehrheit der Weiden zeigte sich resistent gegen die Trittbelastung und gedieh gut. Es gab nur wenige neue Arten 2015. 2020 traten hingegen einige neue Arten auf, u. a. die beiden Orchideen *Epipactis palustris* (Weisse Sumpfwurz) und *Dactylorhiza cf. fuchsii* (Fuchs' Geflecktes Knabenkraut) sowie *Dryas octopetala* (Silberwurz). Problempflanzen wuchsen nur vereinzelt: Blaue Brombeere und Kanadische Goldrute. Daran änderte sich 2020 nichts.

Abgesehen von etlichen grossen Steinblöcken besteht die Oberfläche der **Bade-Insel West** bzw. «Steinigen» vorwiegend aus Sand und machte mit ihrem schütterten Bewuchs ihrem Namen wiederum Ehre, was dem Ziel entspricht. Einzelne Mauerpfeffersprossen konnten sich halten, die meisten davon im Schutz des grossen Steins. In geschützten Bereichen, vor allem am Ostufer und entlang des Blockwurfs, ist inzwischen jedoch erstaunlich viel Spontanvegetation aufgekommen. Bis 2020 konnte sich auf dem Sand ein schütterer Bewuchs bilden mit *Agrostis stolonifera* (Kriechender Windhalm), *Hieracium piloselloides* (Florentiner Habichtskraut), *Sanguisorba minor* (Kleiner Wiesenknopf), *Anthyllis vulneraria* (Wundklee) u. a.

Die meisten der 35 neu aufgetauchten Arten gingen auf das Konto dieser Insel.

3.2.1 Schlussfolgerungen

- Die «**Nahe**» war von den dreien bis 2020 am stärksten bewachsen. Hier haben sich vor allem verschiedene Gehölze, Gräser und Seggen spontan angesiedelt und ausgebreitet.
- Von der Ansaat auf der «**Grünen**» war ein lückiger Schotterrasen übrig. Etliche angesäte Pflanzen haben überlebt, viele ertrugen aber die dauernden Trittschäden nicht. Am dichtesten und artenreichsten war die Vegetation am geschützten Ostufer.
- Die «**Steinige**» wies wie in früheren Jahren auch 2020 noch viel offenen Sand auf. Einzelne Mauerpfeffersprossen konnten sich halten, die meisten davon im Schutz des grossen Steins. An etlichen geschützten Stellen trat Spontanvegetation auf, die sich bis 2020 etwas ausbreiten konnte.
- Der anfänglich recht gute Erfolg der Begrünungen war somit nicht überall von Dauer. Nur die Weiden wuchsen zum grossen Teil gut. Entscheidend für die Entwicklung der Vegetation ist die Beschaffenheit der Inseln: «Schotter wird schneller grün als Sand».

Auf den Bade-Inseln sollen die bisherigen Pflegemassnahmen weitergeführt werden. Diese umfassen das regelmässige Einsammeln des Abfalls und des Schwemholzes sowie die Bekämpfung der Neophyten, mit besonderem Augenmerk auf den Japanischen Staudenknöterich.

3.3 Lehren für künftige, ähnliche Projekte

Die Höhe der Inseln über dem Wasserspiegel ist ein Faktor, der die Vegetationsentwicklung von Anfang an stark prägte. Inzwischen ist es einer der wichtigsten Faktoren. Aufgrund ihrer Höhe wurden die **Insel West** und die **Ringinsel** seit ihrer Entstehung fast nie überschwemmt. Die Dynamik fehlt somit weitgehend, sodass sich die Vegetation ungestört entwickeln konnte. Weiter hat sich gezeigt, dass die Folie, welche ursprünglich dazu gedacht war, dass die Vegetation in ihrer Entwicklung gehemmt wird, mittlerweile den gegenteiligen Effekt hat: Oberhalb der Folie sammelten sich Nährstoffe (Vogelkot, abgestorbenes Pflanzenmaterial oder angewehtes Feinmaterial) an, weshalb sich vermehrt auch Wiesengräser und Nährstoffzeiger wie die Brennnessel ausbreiten konnten. Ausserdem zersetzt sich die Folie und gelangt als Mikroplastik in die Umgebung.

Soll eine Insel möglichst lange *möglichst wenig Vegetation* aufweisen, sind vier Punkte zu beachten:

- Das für die Insel verwendete Material darf im obersten halben Meter möglichst kein Feinmaterial und keinen Humus enthalten.
- Auf den Einbau einer Folie kann verzichtet werden.
- Die Insel muss sporadisch überschwemmt werden (mehrere Wochen jährlich). Die äusseren Ufer sollen so hoch bleiben, dass sie weiterhin genügend Schutz vor Wellen und Schwemmgut bieten. Durch die Überschwemmungen sterben jeweils viele Pflanzen ab, sodass wiederum Pionierhabitate entstehen. Aus Sicht Ornithologie sollte aber die Überschwemmung nicht zum Brutzeitpunkt von Vögeln (z.B. Flussregenpfeifer) erfolgen.
- Unabhängig davon, wie die Insel beschaffen ist und wie oft sie überschwemmt wird, wird sie trotzdem immer grüner werden (ausser es handelt sich um einen Extremstandort wie z. B. eine Insel, die zur Hälfte der Zeit unter Wasser steht). Pflegemassnahmen wie Jät-Aktionen werden regelmässig nötig sein, um eine Insel längerfristig möglichst vegetationsfrei zu halten. Diese Pflegemassnahme und insbesondere die Bekämpfung von Neophyten sind von Anfang an einzuplanen.

4. Fischökologie und Fischerei

Das vorliegende Kapitel fasst die Untersuchung zur Erfolgskontrolle Fischökologie und Fischerei 2015 zusammen, welche im Bericht von Heinz Marner (BGF, 2016) detailliert dokumentiert ist.

4.1 Erfolgskontrolle Fischbestand

Kurze Zeit vor den Schüttungen im Jahre 2001 wurde unter definierten fangtechnischen Bedingungen eine Ist-Aufnahme der Fischbestände im Schüttperimeter vorgenommen. Ein bis drei Jahre nach der Realisierung der Inselgruppen wurde in diesem Gebiet im Jahr 2006 mit gleicher Methodik ein Fisch-Monitoring mittels Netzeinsätzen durchgeführt, eine zweite Erfolgskontrolle folgte im Jahr 2015.

Zu diesem Zweck wurde das Untersuchungsgebiet in fünf Areale unterteilt, in denen zwischen Mai und Oktober Boden- und Schwebnetze definierter Fläche und Maschenweite in jeweils 18 Nächten ausgebracht wurden. Der Fang wurde je Netz hinsichtlich Fischart und Anzahl ausgezählt und die Länge der einzelnen Fische vermessen.

Die verwendeten Fangmittel an den betreffenden Örtlichkeiten waren in den drei Untersuchungszeiträumen sehr ähnlich. Eine Ausnahme ist die eingesetzte Netzfläche, die sich 2015 etwas vermindert hat. Aus Gründen der Vergleichbarkeit war gleichwohl eine Korrektur der effektiven Fänge notwendig. Diese beruht in erster Linie auf der Standardisierung der Maschenweite für Boden- und Schwebnetze. Die in den einzelnen Arealen ausgeübte Befischungsintensität wurde vereinheitlicht und der daraus resultierende theoretische, fangmittelbereinigte Fang berechnet.

Weil mit den eingesetzten Maschenweiten (minimal 20 mm) die jüngsten Altersklassen und Kleinfischarten nicht repräsentativ befischt werden können, wurde im Jahr 2015 analog zu 2006 eine Uferbefischung mit dem Elektrofanggerät zur gleichen Zeit und auf denselben Abschnitten ausgeführt.

Die Anzahl der gefangenen Fische im Jahr hat sich von 625 Fischen im Jahre 2001 auf 993 im Jahre 2006 und 1'362 im Jahre 2015 erhöht, was einer Zunahme von 60% bzw. 118% entspricht (siehe Abbildung 9). Der durchschnittliche effektive Fang je 100 m² Netzfläche stieg von 3.0 im Jahr 2001 auf 4.9 im Jahr 2006. Für diese Zunahme um 65% waren vor allem litoral orientierte Arten wie Rotaugen, Egli und Kaulbarsch verantwortlich. Es ist dies eine direkte Folge der zusätzlich geschaffenen Flachwasserzone. Gegenüber dem Ausgangszustand (2001) verdreifachte sich der Wert auf 9.0 Fische je 100 m² Netzfläche im Jahr 2015. Die fangmittelbereinigten Gesamtfänge zeigen praktisch identische Zahlen. Eine Zunahme im Vergleich zum Ausgangszustand war in allen Arealen (A1 – A5) zu beobachten.

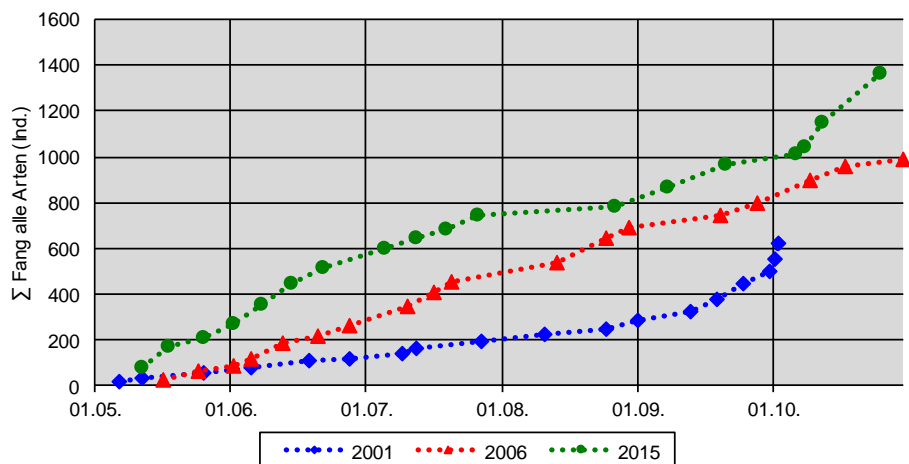


Abbildung 9: Vergleich der aufsummierten Fänge (Ind.) je Netzeinsatz 2001, 2006 und 2015 über die Monate Mai bis Oktober

Beinahe alle Fischarten zeigten eine mehr oder weniger starke Zunahme. Das Egli war sowohl vor wie nach den Schüttungen (2006 und 2015) die klar dominierende Fischart in den Fängen, gefolgt vom Hasel, von der Rotfeder und vom Rotaugen (2015). Die stärkste Fangzunahme in relativen Zahlen zwischen 2001 und 2015 zeigten Hasel, Alet, Kaulbarsch, Rotfeder, Schleie, Brachsmen, Seeforelle und Egli (siehe Abbildung 10).

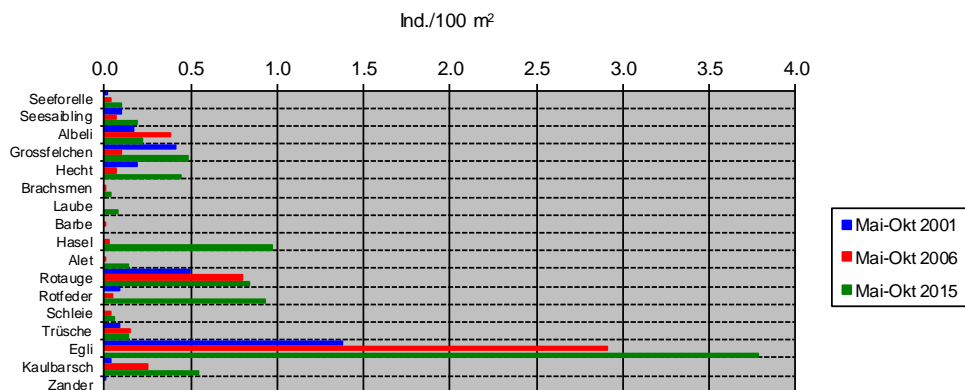


Abbildung 10: Vergleich der effektiven Fänge (Stk.) 2001, 2006 und 2015 für die einzelnen Arten je 100 m² Netzfläche, nach Fischarten unterschieden

Im Rahmen der Erfolgskontrolle Seeschüttung erhöhte sich das Artenspektrum von 11 (ohne Uferbefischung) im Jahre 2001 auf 18 im Jahre 2006 bzw. 20 im Jahre 2015 (inkl. Uferbefischung). Ein zunehmender Trend zeigte sich in allen Arealen A1 - A5. Durch die Netz- und Uferfischerei wurden bisher 22 Fischarten (inkl. Bachneunauge) erfasst. Zählt man die Angaben in den Fangstatistiken der Sport- und Berufsfischer dazu, kann heute das Auftreten 24 Fischarten (inkl. Bachneunauge) im Urner See als gesichert gelten.

Im zeitlichen Verlauf zeigen die Fänge 2001, 2006 und 2015 ein ähnliches Muster und waren in der ersten Hälfte der Kontrollzeit geringer als in der zweiten. Diese Entwicklung zeigt, dass die Fischerei im Urner See zurückhaltend ausgeübt wird. Äussere Einflüsse (Unwetter, Temperatur usw.)

haben die Fänge nur kurzfristig beeinflusst (z.B. Gewittersturm Ende Juni 2001).

Im Vergleich zu den Verhältnissen vor den Seeschüttungen (2001) weisen die Längenklassenverteilungen der verschiedenen Fischarten 2006 und 2015 mehrheitlich auf eine stärkere Beteiligung der älteren Altersklassen in den Fängen hin. Der Längenklassenbereich hat sich z.B. beim Egli im Allgemeinen erweitert, was bei gleichem Wachstum bedeutet, dass sich die Population aus mehr Altersklassen zusammensetzt. Dies dürfte einerseits in der geringeren Störung durch die Fischerei (Schongebiet) und andererseits im verbesserten Habitatangebot begründet sein.

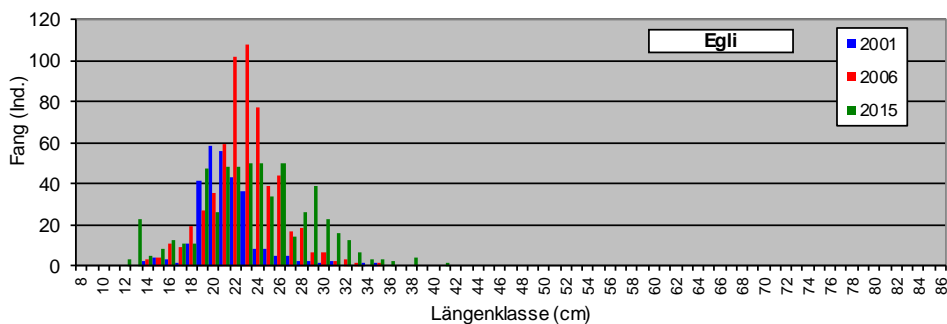


Abbildung 11: Längenklassenverteilung des Eglis in den Versuchsfängen 2001, 2006 und 2015

Die Ergebnisse der Versuchsfänge stehen in einem gewissen Zusammenhang mit den Erträgen aus der Berufs- und Sportfischerei. Das hauptsächlich erfasste Artenspektrum ist bei der Sport- und Berufsfischerei verschieden. Die Fangausübung der Berufsfischer orientiert sich vor allem an der Nachfrage nach Felchen (Grossfelchen und Albeli), während die artliche Zusammensetzung der Sportfischerfänge derjenigen der Versuchsfänge näherkommt.

Vergleicht man die mittleren Sportfischerfänge 2006-2014 mit jenen von 1996-2001, nehmen diese merklich zu – Zahlen zu den Anglerausflügen lagen jedoch nicht vor. Die Zunahme ist beim Egli, Albeli und Hecht am grössten, während Seeforelle, Seesaibling und Grossfelchen eine Abnahme zeigen. Der augenfällige Fangeinbruch der Berufsfischerei im Jahr 2015 ist eine Folge der stark reduzierten Fischereiausübung. Auch über den gesamten betrachteten Zeitraum dürften die tendenziell rückläufigen Fangerträge der Berufsfischerei eine Folge der insgesamt abnehmenden Berufsausübung sein.

Allein die Zunahme der fischereilichen Produktivität der neu geschaffenen Flachwasserzone kann sich aufgrund des geringen Flächenanteils auf jene des Urner Sees nicht erkennbar auswirken, dafür sind die jährlichen Ertragschwankungen zu gross. Eine weit höhere Bedeutung erlangt die Litoralzone als wichtiges Fortpflanzungs- und Aufwuchsgebiet für eine Vielzahl seetypischer Fischarten.

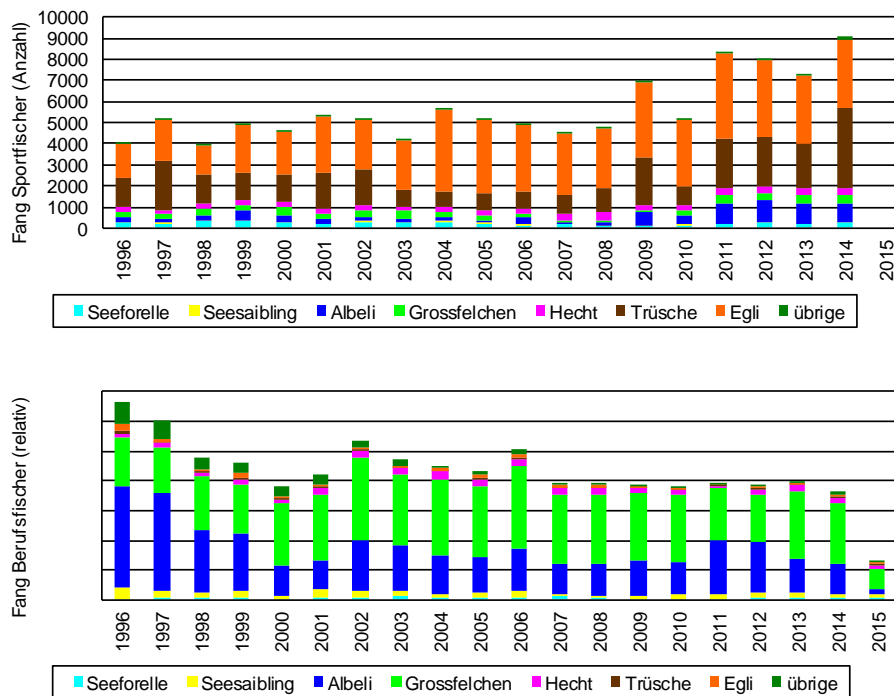


Abbildung 12: Entwicklung der Fänge aus der Sport- (oben; in Stückzahlen) und Berufsfischerei (unten; in kg) zwischen 1996 und 2014/15 im Urnersee

Zwar lässt die angewandte Erhebungsmethodik keine Aussagen über die absoluten Populationsstärken zu, doch erlauben die bisherigen Aufnahmen 2001 (Ausgangszustand), 2006 (1. Erfolgskontrolle nach Schüttungen) und 2015 (2. Erfolgskontrolle) einen relativen Vergleich.

Seit der Schaffung der Inselgruppen und der Erweiterung der Litoralzone dürften die Fischbestände somit deutlich zugenommen (ca. Faktor 3) und sich auch artlich (ca. Faktor 2) weiter diversifiziert haben, was als grosser Erfolg der getroffenen Massnahmen zu werten ist.

4.2 Biologische Integrität von Mesohabitaten

Auf der Grundlage der korrigierten Fänge wurde der Einfluss der habitatsbildenden Faktoren, die sich im Zuge der Schüttungen zwischen 2001 und 2015 verändert haben, auf den Fangerfolg untersucht. Die betreffende Beziehung wurde im sogenannten Bestimmtheitsmass, d.h. der variationsstatistischen Signifikanz dieser Beziehungen ausgedrückt – und zwar für verschiedene Fischarten (siehe Abbildung 13).

4.2.1 Potenziell relevante lebensräumliche Bedingungen

Zu den potenziell relevanten lebensräumlichen Bedingungen für die Fische gehören der Zufluss durch die Reuss, die Seestände, die Wassertemperatur, der Wasseraustausch im flachen Litoral hinter den Inselgruppen, die Wassertiefe, die Makrophyten, das tierische Nahrungsangebot, habitatsbildende Strukturen (z.B. Schwemmholz) und die Uferentwicklung. Zum benthischen

Nahrungsangebot liegen gegenüber 2006 keine neuen Untersuchungsergebnisse vor.

Die Artenzahl hat sich gegenüber 2006 deutlich erhöht und die Zusammensetzung teils verändert. Als gesichert kann die negative Beziehung zwischen der Anzahl der gefangenen Fischarten durch die Netzfischerei und der Wassertiefe negativ und die positive Korrelation mit der Uferentwicklung gelten. Jene zur Makrophyten-Wertigkeit und –Abundanz weist einen optimalen Bereich aus und dürfte vor allem fangtechnisch bedingt sein, woraus auch das Zufallsergebnis hinsichtlich der Makrozoobenthos-Biomasse resultiert. Letzteres wurde als Falschergebnis bewertet.

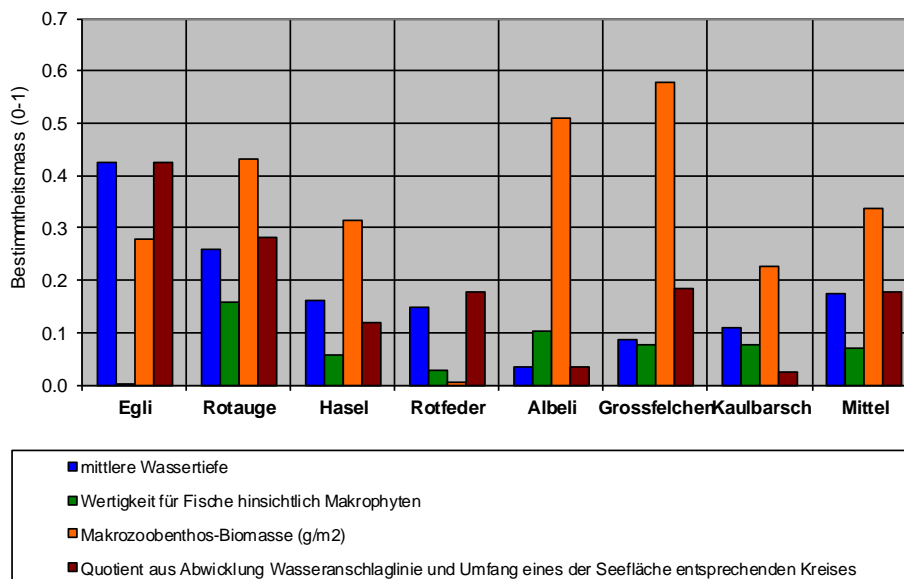


Abbildung 13: Korrelation der korrigierten Fänge je Netzeinheit in den Kontrollen 2001, 2006 und 2015, ausgedrückt im Bestimmtheitsmass (=Quadrat der Pearsonschen Korrelationskoeffizienten), mit dem mesohabitatbildenden Parametern «mittlere Wassertiefe», «Makrophytenwertigkeit», «Makrozoobenthos» und «Uferentwicklung» für Rotaugen, Egli, Albeli, Grossfelchen und Kaulbarsch sowie als Mittel.

Zum Einfluss untergetauchter toter Strukturen (vor allem Totholz) wurden keine grundsätzlich neuen Erkenntnisse gewonnen, an einer gewissen Bedeutung als Refugium und Laichsubstrat wird festgehalten. Nur von gradueller Bedeutung dürfte der Einfluss der Wassertiefe, von Zufluss, Seestand und Wassertemperatur sein.

Gegenüber 2006 wurde der Wasseraustausch hinter den Inseln infolge lokaler Auflandungen, vor allem durch den Zusammenschluss der mittleren und westlichen Naturschutz-Insel, weiter eingeschränkt. Im Weiteren hat sich die vorgelagerte Uferbank durch Materialabtrag von den Inseln verflacht und dadurch die Wellenwirkung abgeschwächt. Das Hinterwasser entwickelt sich deshalb vor allem in der wärmeren Jahreszeit immer mehr zu einem eigenständigen Biotop, das typischen Litoralfischarten, wie dem Hecht, dem Brachmen, der Laube, dem Hasel, dem Alet, dem Rotaugen, der Rotfeder, der Schleie, dem Egli und dem Kaulbarsch geeignete Habitate bietet.

Wieweit sich eine Eignung (biologische Integrität) der neu geschaffenen Kleinlebensräume (Mesohabitate) als Reproduktions-, Aufwuchs- und Nahrungsstätten eingestellt hat, lässt sich anhand der zwischenartlichen Bestandesrelationen von Egli und Rotaugen überprüfen. Durch den Umstand, dass das Egli gewöhnlich erst ab dem zweiten Lebensjahr piscivor wird, ist die Selbstregulation durch Kannibalismus unter den jüngsten Altersstadien deutlich geringer als beispielsweise beim Hecht. Daraus resultiert eine vergleichsweise hohe Überlebensrate der Jungfische, was im fortgeschrittenen Alter einen verstärkten Frassdruck namentlich auch auf den Rotaugen-Nachwuchs verursacht. Dieser Effekt hat sich seit 2001 akzentuiert. So betrug das Mengenverhältnis Egli/Rotaugen aus dem Fang vor den Schüttungen 2.8:1 (2001), nach den Schüttungen 3.8:1 (2006) und nun 4.6:1 (2015). Die frühere Hauptbegründung der Bestandesunterschiede durch Differenzen im saisonalen Aufenthalt dieser beiden Fischarten im Litoral tritt angesichts dieser Entwicklung deshalb zurück. Es ist dies ein Hinweis auf die fortgeschrittene biologische Integrität der Mesohabitate.

Die Wiederbesiedlung der neuen litoralen Schüttflächen durch die Wasserfauna hat sich sowohl artlich wie mengenmässig rasch vollzogen. Die lebensräumlichen Bedingungen für die Fische können als weitgehend konsolidiert gelten. Im vorliegenden Fall sind vor allem die Makrophyten habitatsbildend, was wiederum vergleichsweise geringe Wassertiefen voraussetzt, die mit kurzer Distanz zum Ufer (Uferentwicklung) und einem erhöhten Angebot an Fischnahrung (Makrozoobenthos-Biomasse) einhergehen. Änderungen in der quantitativen Zusammensetzung der Fischbestände können deshalb künftig ganz unterschiedliche Ursachen haben. Das Bedürfnis für die Weiterführung der fischökologischen Erfolgskontrollen ist deshalb nicht zwingend gegeben.

4.3 Lehren für künftige, ähnliche Projekte

Die angewandte Fangmethodik mit Grund- und Schwebnetzen definierter Maschenweite sowie Elektrobefischung des Uferstreifens hat sich im Hinblick auf die Fragestellung (relativer qualitativer und quantitativer Vergleich der Fischbestände vor und nach den Schüttungen) grundsätzlich bewährt. Bei gleicher Vorgehensweise sind die Ergebnisse mit den vorliegenden Resultaten deshalb direkt vergleichbar.

Werden jedoch Multimaschen-Netze, die in die Netztücher verschiedener Maschenweite integriert sind, eingesetzt, muss vorher deren Fängigkeit im Vergleich zu Einzelnetzen einheitlicher Maschenweite bestimmt werden. Für die Erfolgskontrolle ist es besonders wichtig, dass bei der Erhebung des Ausgangs- und Projektzustandes möglichst der gleiche Netzsatz an denselben Stellen zur entsprechenden Zeit zum Einsatz kommt.

Ein besonderes Problem stellt die Artansprechung der Fische dar. Werden die Fangkampagnen wie im vorliegenden Fall von einem Netzfischer mit zwar guten Artkenntnissen durchgeführt und der Fang von ihm protokollarisch erfasst, besteht noch keine Gewähr, dass die Bestimmung auch immer korrekt ist. Kontrollen durch den Fischereibiologen können Missverständnisse minimieren, jedoch nicht völlig ausschliessen.

4.4 Methodenwechsel für die Erfolgskontrolle Seeschüttung 2 und 3

Bei den Erhebungen im Jahr 2021 wurde auf Basis der Wasserpflanzenerhebungen ergänzend das potenzielle Habitatangebot für Fische, das sogenannte fischökologische Potenzial (FÖP), berechnet. Viele Seefischarten weisen hinsichtlich ihrer Laichareale und der Jungfischentwicklung einen starken Bezug zur Flachwasserzone und zu Wasserpflanzen auf. Während den Wasserpflanzenaufnahmen wird das Vorkommen von Fischen zwar als Beobachtungsinformation erfasst (Häufigkeitsstufen, Fischarten sofern erkennbar, Altersklassen usw.). Die Beobachtungen haben jedoch nur den Stellenwert einer Begleitinformation, da Störungen durch den Taucher sowie durch das Boot das Verhalten der Fische stark beeinflussen können. Um die Eignung des Untersuchungsgebietes als Fischlebensraum abschätzen zu können, wird das Verfahren des fischökologischen Potenzials angewandt. Die Habitatbewertung beurteilt das potenzielle Lebensraumangebot anhand der Dichte und Artenzusammensetzung der Unterwasservegetation, der Wassertiefe sowie der Beschaffenheit des Substrates. Es handelt sich um ein generalisiertes Vorgehen, das auf die gesamte Flachwasserzone angewendet werden kann.

Die Erhebung des FÖP erfolgte rückwirkend im Schüttperimeter und in der Seedorferbucht für die Jahre 2001 (Ausgangszustand), 2006 (Betriebszustand), 2015 und 2021 (Erfolgskontrolle der Projektzustände). Die Erhebungen aus dem Jahr 2021 dienen als neuer Ausgangszustand für die Seeschüttungen 2 und 3.

Durch die Berechnung des fischökologischen Potenzials lassen sich folgende Aspekte beurteilen:

- Bewertung der Flachwasserzone und deren Eignung als Laichareal für verschiedene Laichgilden sowie für Jungfische durch den Bezug zwischen Struktur (insbesondere von Wasserpflanzen) und Habitatangebot in qualitativer und quantitativer Hinsicht
- Aussagen zum Vorhandensein potenziell wertvoller Fischhabitate
- Veränderung des Habitatangebotes in der Flachwasserzone durch die Schüttungen
- Überprüfung des Erfolges anhand von Erfolgsfaktoren

Der Methodenwechsel erlaubt keinen direkten Vergleich mit der Erhebungsmethode nach Marrer, weshalb die Ergebnisse nicht in den Schlussbericht der Erfolgskontrolle Seeschüttung 1 eingeflossen sind.

5. Reptilien

Das vorliegende Kapitel fasst die Untersuchung zur Erfolgskontrolle Reptilien 2015 zusammen, welche im Bericht der Theiler GmbH (2015) detailliert dokumentiert ist.

5.1 Zielsetzungen

Die Kommission für das Reussdelta hat im Rahmen der Erfolgskontrolle 2015 eine Kartierung der vorhandenen Reptilien auf den geschütteten Inseln sowie im Mündungsbereich der Reuss mittels Sichtbeobachtung vorgesehen. Ältere Untersuchungsergebnisse zu Reptilienvorkommen liegen keine vor. Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung wurden zu Reptilien keine Vorgaben gemacht.

Zum Untersuchungsperimeter gehörten die zwei aufgeschütteten Inselgruppen Vogelinsel Flüelen (Hochwasser 1987) und Naturschutz-Inseln Neptun (Seeschüttung I) sowie die aus der natürlichen Dynamik entstandenen Inseln im Mündungsbereich der Reuss. Die Lorelei-Inseln (Bade-Inseln) waren nicht Bestandteil des Untersuchungsperimeters, da nur wenige geeignete Reptilienverstecke vorhanden sind sowie aufgrund der häufigen Störungen die Chancen für Reptiliennachweise als sehr gering eingeschätzt wurden.

Die Inseln wurden dreimal begangen (10.06. / 13.07. / 09.09.2015) und nach Reptilien abgesucht. Auf den Einsatz von Blechplatten oder Folien wurde verzichtet.

5.2 Untersuchungsergebnisse und Bewertung

Für die detaillierte Auswertung der durchgeführten wird auf den Bericht der Theiler GmbH (2015) verwiesen.

Im Rahmen der Begehungen wurden im Untersuchungsperimeter zwei Reptilienarten nachgewiesen. Die Barrenringelnatter als schwimmende Wassernatter wurde aufgrund der bekannten Verbreitung im Reussdelta erwartet. Diese Art ist als «verletzlich» auf der Roten Liste der Schweiz eingestuft. Bei allen drei Begehungen wurde mindestens ein adultes Individuum auf den aufgeschütteten Naturschutz-Inseln (Flüeler Inseln oder Neptun-Inseln) festgestellt.

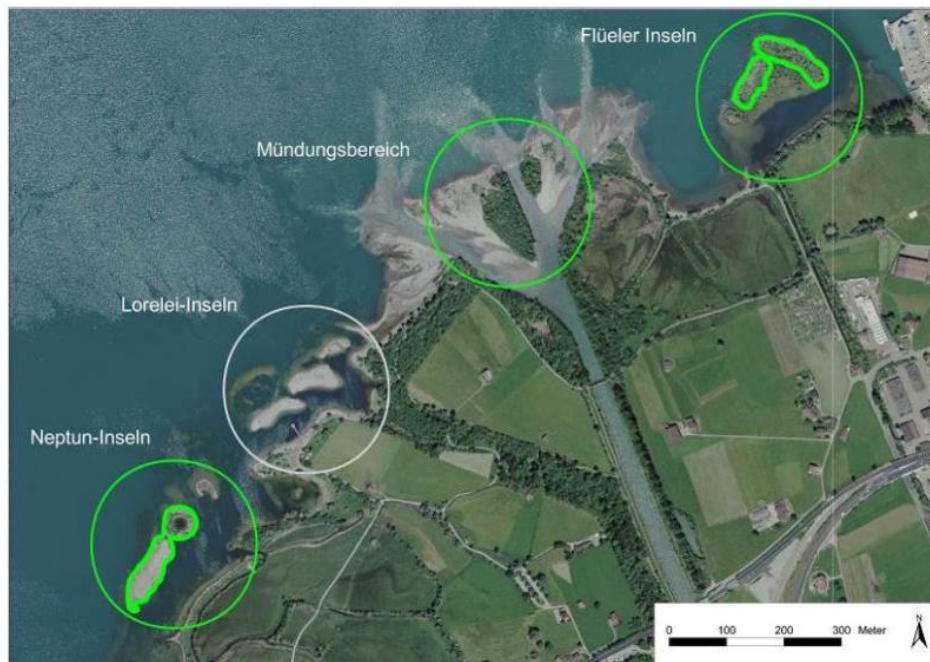


Abbildung 14: Übersicht Barrenringelnatternachweise auf den aufgeschütteten Vogelinseln Flüeler Inseln und Naturschutz-Insel Neptun

Weiter wurden Mauereidechsen bei drei Begehungen auf einer der Neptun-Inseln nachgewiesen, wobei die Anzahl der Tiere sowie die vorgefundenen Eier und Jungtiere daraufhin hindeuten, dass es sich um eine selbstständige Kolonie handelt. Zusätzlich wurden Mauereidechsen bei einer Begehung auf der grösseren Insel im Mündungsbereich nachgewiesen. Diese Art steht nicht auf der Roten Liste und wurde von Süden her in den Kanton Uri eingeschleppt. Wie die Tiere auf die Inseln gelangt sind, ist jedoch unklar, da eine offene Wasserfläche von 50 m überwunden werden muss.



Abbildung 15: Mauereidechse und deren Eier auf Neptun-Insel

Es ist denkbar, dass vermoderte Schwemmholzhaufen oder Schilfhaufen in Vergangenheit durch die Barrenringelnatter zur Eiablage genutzt wurden. Die Art könnte durch das Anbringen von geeigneten Eiablagestrukturen, wie z.B. aufgeschichtete Haufen von Schnittgut an gut besonnten Stellen, weiter gefördert werden. Weiter sollten rund zwei Drittel der Inselnflächen mindestens zeitweise besonnt sein. Die jährliche Mahd sollte beibehalten werden, um das Einwachsen der lichten Flächen zu verhindern.

Eier und Jungtiere der brütenden Wasservögel bieten den Barrenringelnattern neben Fischen und Wasserfröschen Nahrung. Die rasch wachsende Population der Mittelmeermöwen könnte aber möglicherweise die Barrenringelnatter erfolgreich von ihren Nestern fernhalten bzw. verdrängen können.

Im Zusammenhang mit reptilienspezifischen Fragestellungen verbleibt hinsichtlich der geplanten Projekte Seeschüttung 2 und 3 jedoch kein expliziter Handlungsbedarf.

5.3 Lehren für künftige, ähnliche Projekte

Die durchgeführte Untersuchung 2015 zeigte, dass die im Rahmen der Seeschüttung 1 geschütteten Neptun-Inseln geeignet sind für eine Spontan-Besiedlung durch Reptilien. Als Erfolgsfaktor können bereits im Reussdelta bestehende Populationen, offene Flächen sowie ein entsprechendes Nahrungsangebot genannt werden.

6. Ornithologie

Das vorliegende Kapitel fasst die Untersuchung zur Erfolgskontrolle Ornithologie 2015 zusammen, welche im Bericht der Schweizer Vogelwarte (2016) zur Entwicklung der Vogelwelt im Urner Reussdelta detailliert dokumentiert ist.

6.1 Datenerhebung

Im Rahmen der Erfolgskontrolle Reussdelta werden durch die Schweizerische Vogelwarte seit 1991 Brutbestandsaufnahmen ausgeführt und Zufallsbeobachtungen gesammelt. Im April 2003 wurde im Rahmen des Projekts Seeschüttung zusätzlich mit systematischen Erhebungen gestartet. Die jeweils halbstündigen Zählungen wurden bis April 2013 zweimal wöchentlich, ab Mai 2013 einmal pro Monat durchgeführt. Ab 2006 wurden die Aufenthaltsorte aller gezählten Vögel zusätzlich in eine Kartenskizze eingetragen. Die systematischen Erhebungen dokumentieren somit die Artenvielfalt, das jahreszeitliche Auftreten und längerfristige Bestandsveränderungen.

Zwischen April 2003 und Dezember 2015 wurden insgesamt an 1'065 Tagen Zählungen durchgeführt. So wurde 9'942 Daten erfasst, welche 86 Vogelarten betrafen. Für die detaillierten Ergebnisse wird auf die jeweiligen Jahresberichte von 2003 bis 2023 verwiesen.

Wie im Bericht zur Erfolgskontrolle 2009 (Projektleitung Seeschüttung 2009) bereits dokumentiert, umfasst der Untersuchungsperimeter die in Abbildung 16 grau hinterlegte Fläche von ca. 4.5 Hektaren auf. In seinem Zentrum liegen die drei Naturschutz-Inseln. Beobachtet wurde grundsätzlich vom Turm auf der Halbinsel bei der Mississippi-Bucht aus. Im Zeitraum Hochsommer 2007 bis Januar 2012 musste jedoch auf die Spitze der Halbinsel ausgewichen werden, da der bestehende Turm abgerissen werden musste. Die Zählungen wurden in diesem Zeitraum durch die gleichzeitig aufkommende Vegetation auf den Inseln erschwert.

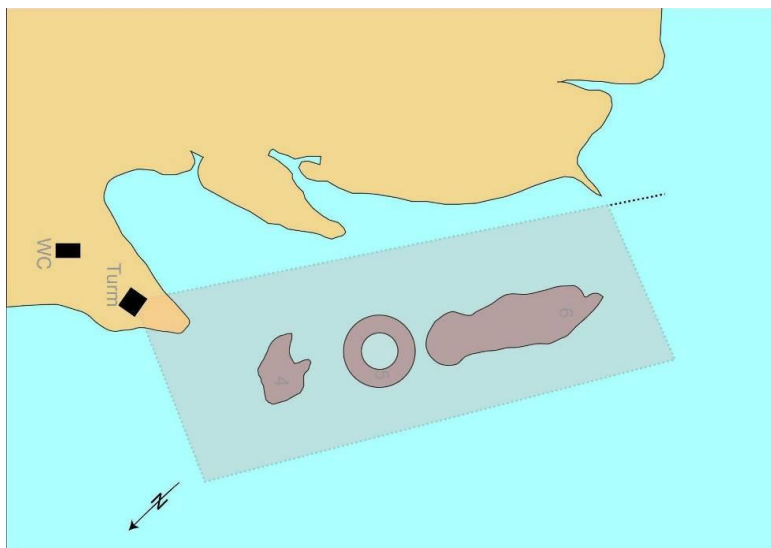


Abbildung 16: Untersuchungsperimeter Ornithologie

6.2 Ergebnisse

Zwischen 2003 und 2015 konnten 93 verschiedene Vogelarten für die Neptun-Inseln nachgewiesen werden, wovon sechs als Brutvögel. Hinzu kommen drei Arten, welche nur auf den Lorelei-Inseln vorkamen. Unter den Gastvögeln waren einige Raritäten wie Blässgans, Eisente, Prachtaucher, Steinwölzer und Korallenmöwe zu beobachten.

Eher wenige Arten fanden sich jedoch mehr oder weniger regelmässig und dann meist auch in grössere Zahl im Gebiet ein. Demgegenüber trat die überwiegende Mehrheit der Arten nur ein bis wenige Male und in Einzelexemplaren auf. Zu den Arten mit den grössten Anteilen am Gesamtvolumen der gezählten Vögel im Zeitraum 2003 bis 2015 gehörten das Blässhuhn (39%), Mittelmeermöwe (21%), Reiherente (12%), Zwergtaucher (4%), Stockente (3%), Lachmöwe (3%), Kormoran (2%), Haubentaucher (2%), Tafelente (2%), Bachstelze (2%), Schellente (2%), Höckerschwan (1%) und Kolbenente (1%) (vgl. auch Abbildung 17).

Nachdem sich die Jahressummen der mittleren Anzahl gezählter Vögel pro Monat (=Monatsmittel) in den ersten beiden Jahren bis 2008 etwa verdoppelt hatten, pendelten sie sich in der Folge auf deutlich tieferem Niveau wieder ein. Worauf der Rückgang zurückzuführen ist, bleibt unklar. Einerseits wäre es typisch für eine dynamische Besiedlung eines neuen Lebensraumes, dass am Ende eines starken Anstiegs ein merklicher Einbruch stattfindet und sich der Bestand anschliessend auf deutlich tieferem Niveau einpendelt.

Möglicherweise haben aber auch die in diesen Jahren stark zunehmenden Mittelmeermöwen die anderen Wasservögel vom Aufsuchen der Neptun-Inseln und ihrer Umgebung abgeschreckt.

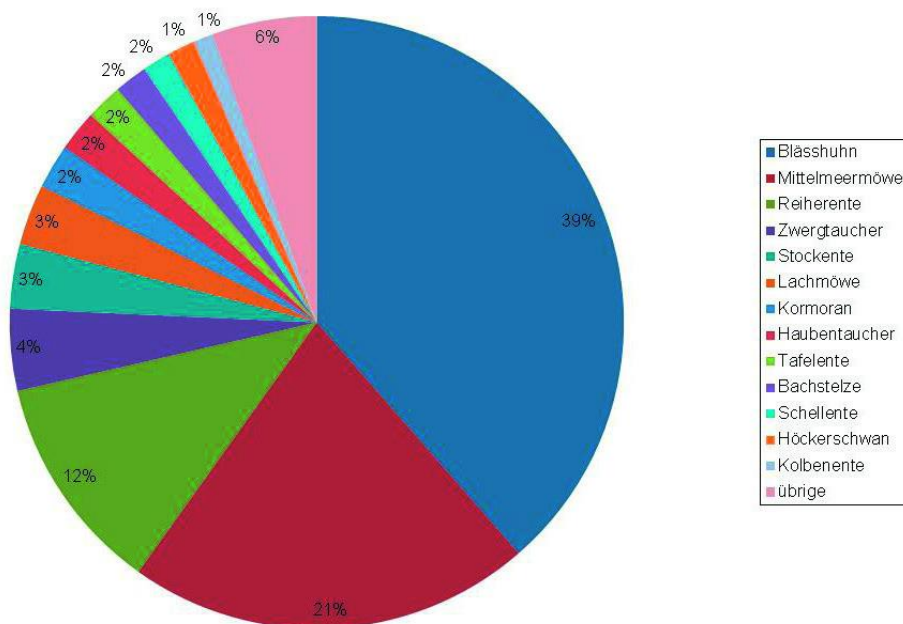


Abbildung 17: Anteile der einzelnen Arten am Gesamtvolumen der gezählten Vögel, 2003 – 2015.

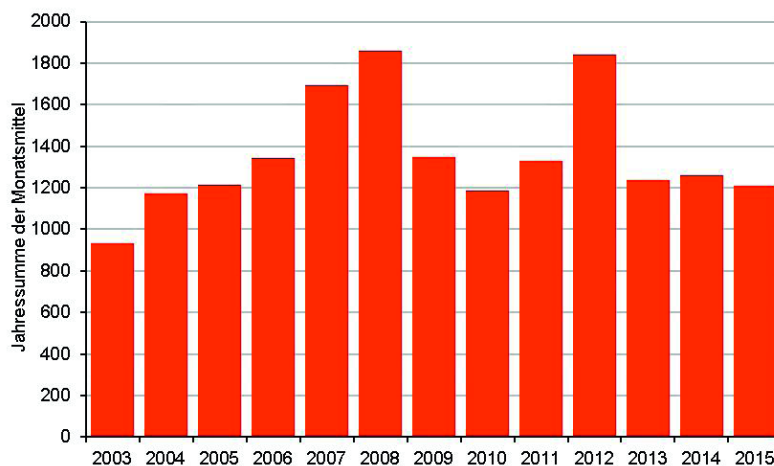


Abbildung 18: Jahressummen der Monatsmittel im Perimeter Neptuninseln beim Gesamtbestand 2003-2015

Ein Höckerschwanpaar hatte bereits in einer Ecke der grossen Neptun-Inseln zu brüten begonnen, als die Abschlussarbeiten noch im Gang waren (2002). Im selben Jahr brütete auch erstmals ein Mittelmeermöwenpaar. Erst 2004 siedelte sich ein Flussregenpfeiferpaar an. Die Regenpfeifer blieben in der Folge bis 2010 mehr oder weniger regelmässig als Brutvögel, wobei es mit der Fertigstellung der Lorelei-Inseln zu häufigen Wechseln zu diesen kam.

Nach 2010 waren die Neptun-Inseln bereits grösstenteils so stark bewachsen und von Mittelmeermöwen besetzt, dass sie von den Flussregenpfeifern kaum mehr genutzt wurden.

Stockente, Blässhuhn und Kolbenente kamen etwa ab 2009/10 zu den Brutvögeln dazu. Für diese Arten musste sich zuerst eine gewisse Pflanzendecke bilden, damit die Vögel ihr Nest im Schutze der Vegetation errichten konnten. Ob zusätzlich zu den Wasservögeln auch noch einzelne Singvögel zu nisten begonnen haben, ist offen, denn dies lässt sich vom Ufer aus nicht klären. «Kandidaten» wären namentlich die Gartengrasmücke (Sänger festgestellt) und die Bachstelze.

Tabelle 2: Übersicht über die Vogelbruten auf den Neptun-Inseln

Vogelart	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Bemerkung
Höckerschwan	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	
Mittelmeermöwe	1	1	1	2-3	4	9	10	17	34	31	52	67	61	95	Gelegekontrollen
Flussregenpfeifer	0	0	1	2	1	2	1-2	1	1	0	0	0	0	0	Bruterfolg 2006, 2008
Stockente								4	2	2	--	--	--	--	Erfassung unvollständig
Blässhuhn								3	2	--	--	--	--	1	Erfassung unvollständig
Kolbenente									1	1	1	--	--	--	Erfassung unvollständig

Die Errichtung der Neptun-Inseln fiel zeitlich mehr oder weniger mit dem ersten Brutversuch der Mittelmeermöwe im Reussdelta, damals auf der Flüeler Insel, zusammen. In der Folge besiedelte die Art rasch auch die Neptun-Inseln, wo ab 2007 zehn und mehr Brutpaare nisteten. Die seit dann kontinuierliche Zunahme erfolgt im Wesentlichen parallel zum Bestandsanstieg der Brutpaare. Allerdings darf da nicht vergessen werden, dass das Zählen wegen der aufkommenden Vegetation über die Jahre schwieriger geworden und die Rate der übersehenen Möwen höher geworden ist. Die starke Zu-

nahme der Mittelmeermöwe wird das Auftreten diverser anderer Vögel gerade in den letzten Jahren massgeblich mitbeeinflusst haben, auch wenn sich dies nicht direkt belegen lässt. Weil sie eine direkte Gefahr für die Wasservögel und deren Junge bedeutet und auch immer wieder als Kleptoparasit in Erscheinung tritt, werden viele Wasservögel den Sektor heute eher meiden. Die Art zeigt im Jahresverlauf starke Schwankungen und tritt hauptsächlich in der Brutperiode, d.h. in der Zeit zwischen Februar und Anfang Juli im Perimeter zahlenstark in Erscheinung. Als Höchstwert wurden am 5. April 2012 194 Individuen gezählt.

6.3 Fazit Ornithologie

Bevor die Seeschüttung vorgenommen wurde, war die Seefläche für Vögel weitgehend unbedeutend. In kleiner Zahl traten unregelmässig u.a. Stockente, Eiderente, Gänsesäger, Haubentaucher, Lach- und Mittelmeermöwe auf – also alles Arten, die sich gerne auf offenen Wasserflächen aufhalten.

Welche Verbesserungen hat die Seeschüttung aus ornithologischer Sicht im Reussdelta gebracht? Über die Entwicklung auf und rings um die 2002 neu errichteten Neptun-Inseln liegen detaillierte Zahlen vor. Profitiert haben längerfristig insbesondere der Zwergtaucher und die Mittelmeermöwe. Kurzfristig sind auch einzelne andere Arten deutlich häufiger geworden, haben aber anschliessend wieder abgenommen. Insgesamt waren 93 Vogelarten in dem Beobachtungsperimeter nachweisbar, darunter auch einige «Raritäten».

Am Beispiel des Zwergtauchers zeigt sich, wie gewisse Wasservogelarten einerseits von der Ausdehnung der Flachwasserzone profitierten, die neue Nahrungsgründe eröffnete, und andererseits von den wellenarmen Bereichen hinter den Neptun-Inseln, die sich von den offenen, dem Wind ausgesetzten Gewässerbereichen deutlich unterscheiden.

Im Zeitraum von 2002 bis 2015 wurden Vogelbruten von sechs Arten erfasst. Mit knapp 100 Brutpaaren dominiert die Mittelmeermöwe 2015 klar. Die Wechselwirkungen mit den nahen Lorelei-Inseln konnten nicht ausreichend dokumentiert werden.

Bis 2023 stieg die Zahl der Mittelmeermöwen-Brutpaare auf knapp 150 an.

Bis 2010 boten die Neptun-Inseln grossflächige, relativ ungestörte Brutplätze für den Flussregenpfeifer. Dieser hat schon im zweiten Jahr nach der Realisierung davon Besitz genommen, wurde jedoch nach sieben Jahren als Brutvogel wieder verdrängt. Die stark aufkommende Vegetation und die Zunahme der Mittelmeermöwe stehen als Ursache im Fokus.

Aus überregionaler Sicht hat der Urnersee als Winter- oder Rastplatz somit noch nicht erheblich an Stellenwert gewonnen. Die Zahl der rastenden Watvögel mit nur neun Arten ist unter den Erwartungen zurückgeblieben. Ein wesentlicher Grund dafür dürfte die Topografie sein, die bewirkt, dass der Hauptzug entlang der Voralpen abgelenkt wird, was eine gewisse räumliche Isolation des Gebiets bewirkt.

6.4 Lehren für künftige ähnliche Projekte

Bei der Konzeption der Erfolgskontrolle war man davon ausgegangen, dass von den Neptun-Inseln mit ihrer Umgebung aufgrund ihrer Grösse und der grundsätzlich störungsfreien Zone für die meisten Vogelarten eine weitaus höhere Anziehungskraft ausgehen würde als die für den Badebetrieb vorgesehenen Lorelei-Inseln.

Nach deren Erstellung zeigte sich jedoch, dass diese Flachwasserzonen für etliche Arten zunehmend attraktiv als Ruheplatz und zur Nahrungssuche wurden, sieht man von den paar Wochen mit intensivem Badebetrieb ab. U.a. Zwergtaucher, Kolben- und Reiherenten, Stockente, Mittelmeermöwe, Flussregenpfeifer und Bachstelze fanden sich mehr oder weniger regelmässig ein, insbesondere wegen ihrer für Vögel angenehmen Oberflächenbeschaffenheit und aufgrund des Aufkommens der Vegetation auf den Neptun-Inseln. Im Nachhinein betrachtete wäre es wünschenswert gewesen, wenn die Bade-Inseln in die Erfolgskontrolle miteinbezogen worden wären.

Angesichts des Wachstums der Kolonie der Mittelmeermöwe bestehen gewisse Befürchtungen für negative Auswirkungen auf andere Arten. Im Nahrungsspektrum des Allesfressers treten neben toten Fischen, Weichtieren und Würmern auch Eier und Jungvögel anderer Arten auf. Zudem dürfte der Vogelkot zu einem Nährstoffeintrag auf den geschütteten Inseln geführt haben und so die Vegetationszusammensetzung beeinflussen. Als mögliche Regulierungsmassnahme wird eine Absenkung der Inseloberfläche der Brutinseln empfohlen (periodische Überschwemmung), es ist aber nicht auszuschliessen, dass sich die Vögel dann einfach neue Brutplätze, z.B. im Mündungsgebiet oder auf Flachdächern der Umgebung suchen würden. Gemäss Aussage der Vogelwarte Sempach wird die aktuelle Grösse der Mittelmeermöwenkolonie auch 2023 noch nicht als kritisch eingestuft, so dass momentan keine Regulierungsmassnahmen nötig sind.

Die stark aufkommende Vegetation auf den Naturschutz-Inseln führt zu einer sinkenden Attraktivität für Wasservögel. Es ist daher die Eindämmung des Vegetationsaufkommens auf allen Inseln anzustreben und das Aufwachsen von Bäumen ist zu vermeiden. Aus Sicht der Ornithologie wäre es weiter wünschenswert, wenn Schilfbestände im Bereich der Innenseite der grossen Neptun-Insel gezielt gefördert würden.

7. Weitergehende Erfolgskontrollen

Seit 2009 liegen die Langzeitkontrollen für Seeschüttung 1 vollständig in der Verantwortung der RDK, welche seit rund 25 Jahren regelmässige Langzeitkontrollen im Reussdelta durchführt. Die längerfristige Erfolgskontrolle des Projektes Seeschüttung ist in diese Gesamtkontrolle der Entwicklung des Reussdeltas integriert worden.

Dies bedeutet, dass die im Perimeter des Projektes Seeschüttung durchgeführten Untersuchungen mit der speziell für das Projekt gewählten Methodik nur noch so lange weitergeführt werden, bis sich eine etwa stabile Situation entwickelt hat und dass danach die Häufigkeit der Untersuchungen entsprechend reduziert wird.

Das Gesamtprogramm für das Reussdelta mit integriertem Teil des Projektes Seeschüttung Urnersee wurde im Jahr 2008 detailliert ausgearbeitet. Es ist vorgesehen, eine reduzierte Erfolgskontrolle insbesondere zu den Themen Vegetation, Ornithologie und Reptilien weiterzuführen.

8. Gesamtbeurteilung

Rund 15 Jahre nach den letzten Schüttungen haben sich die neuen Inseln und Flachwasserzonen zu wertvollen Lebensräumen für Flora und Fauna entwickelt. Anhand der Vegetations- und Fischaufnahmen kann eine deutliche Zunahme des Artenreichtums nachgewiesen werden, insbesondere unter Wasser. Eindrücklich zeigt dies die Verdopplung der Zahl der Fischarten und der Fischbestände im Untersuchungsperimeter. Die getroffenen Umweltschutzmassnahmen während der Ausführung haben sich als zielführend erwiesen. Eine langfristige Beeinträchtigung durch den Schüttvorgang, insbesondere von Wasserpflanzen, kann heute ausgeschlossen werden.

Hinsichtlich der terrestrischen Vegetation zeigt sich rund ein Jahrzehnt nach letzten Schüttungen, dass aufgrund der teilweise fehlenden Dynamik die Sukzession relativ rasch fortschreitet, die Artenzahlen wieder abnehmen und die Vegetation auf den Naturschutz-Inseln stark aufkommt. Diese Entwicklung hat auch Implikationen auf andere Bereiche, beispielsweise das Vorkommen von Kiesbrüter auf den Inseln. Der Wert der terrestrischen Lebensräume bezieht sich vorwiegend auf geschützte (auch vor Frassfeinden), ungestörte Bereiche, die es sonst nicht so häufig gibt. Insbesondere die Bades Inseln haben sich erstaunlich artenreich entwickelt.

Eine höhere Dynamik durch eine zeitweise partielle Überschwemmung der Inseln würde dieser Entwicklung entgegenhalten. Von der RDK werden Überlegungen zu einem partiellen Inselabtrag angestellt, mit welchem auch die eingebaute Folie entfernt würde.

A1 Anhang

A1.1 Wasserpflanzenvegetation Bereich Naturschutz-Inseln

Tabelle 3: Vergleichende Darstellung der Wasserpflanzenvegetation im Bereich der Naturschutz-Inseln für die Jahre 2015 und 2021. Arthäufigkeiten in Abundanzanteilen.

Die Bewuchstiefe bezieht sich auf den Mittelwasserstand von 433.58 m.ü.M.

Wert «0» in den prozentualen Anteilen der Arten = Vorkommen mit < 1 %.

«DI» = Dominanzidentität (Renkonen-Index), Strukturvergleich zweier Gesellschaften.

Sektor:

NI-I = Naturschutz-Inseln INNEN, umfasst Fläche zwischen Ufer und Inseln

NI-A = Naturschutz-Inseln AUSSEN, umfasst Fläche seeseits der Inseln bis 5.1 bzw. 5.4 m Tiefe*

* = 5.1 m / 5.4 m bezieht sich auf maximale Tiefe zwischen Ufer und Inseln (INNEN), für den Vergleich mit dem seeseitigen Bereich (AUSSEN) erfolgte die Auswertung mit Begrenzung auf die gleiche Tiefenzone.

Die untere Vegetationsgrenze im Bereich der Naturschutz-Inseln liegt 2015 im Mittel bei 10.4 m und 2021 im Mittel bei 12.3 m.

** = Neophytische Art (keine Klassifizierung in «Rote Liste»: NA = nicht anwendbar)

Gefährdungskategorien
gemäss «Rote Liste Gefässpflanzen» (BAFU 2016 und 2019 regional) sowie «Rote Liste Armleuchteralgen» (BAFU 2010): LC = nicht gefährdet, NT = potenziell gefährdet, VU = verletzlich, EN = stark gefährdet, CR = vom Aussterben bedroht, NA = nicht anwendbar, DD = ungenügende Datengrundlage, NE = nicht beurteilt.

Dichtestufen

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

Jahr	2015		2021	
Gebiet	Naturschutz-Inseln		Naturschutz-Inseln	
Transekt-Nummer	38–46		38–46	
Tiefenzone	0–5.1 m *		0–5.4 m *	
Sektor	INNEN	AUSSEN	INNEN	AUSSEN
Kürzel	NI-I	NI-A	NI-I	NI-A
Tiefe Beginn Vegetation bez. MW [m]	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1
Tiefe Ende Vegetation bez. MW [m]	5.1 *	5.1 *	5.4 *	5.4 *
Fläche [m ²]	6'263	5'475	6'865.1	4'772
Vegetations-Abundanz I_{Vtot}	1.96	1.11	1.79	1.47
%-Anteil Vegetations-Abundanz I_{Vtot}	100	57	100	82
Vegetations-Abundanz pro m ²	3.14	2.03	2.61	3.07
Mittlere Dichte	4	3	4	4
Artenzahl	16	11	15	13

Arten		RL _{Reg}	RL _{CH}	2015		2021	
A.01	<i>Chara aspera</i>	VU	VU	6	12		4
A.02	<i>Chara contraria</i>	LC	LC	20	54	42	78
A.03	<i>Chara denudata</i>	DD	DD				2
A.04	<i>Chara filiformis</i>	DD	DD		4		0
A.05	<i>Chara globularis</i>	LC	LC	8	4	6	6
A.06	<i>Nitella opaca</i>	VU	VU	9	6	10	11
A.07	<i>Nitellopsis obtusa</i>	NT	NT	2	0	0	0
A.08	<i>Tolypella glomerata</i>	EN	EN	1	2		0
Total Characeen				46	81	58	100
C.01	<i>Carex sp.</i>	NE	NE			0	
C.02	<i>Elodea canadensis</i> **	NA	NA	4		6	0
C.03	<i>Elodea nuttallii</i> **	NA	NA	23	13	11	0
C.04	<i>Groenlandia densa</i>	NT	NT	5		5	
C.05	<i>Myriophyllum spicatum</i>	NT	NT	2	1	7	0
C.06	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	NT	NT	2			
C.07	<i>Phragmites australis</i>	LC	LC	0		4	
C.08	<i>Potamogeton friesii</i>	EN	EN	3		1	
C.09	<i>Potamogeton pectinatus</i>	LC	LC	7	2	2	0
C.10	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	LC	LC			1	
C.11	<i>Potamogeton pusillus</i>	VU	VU	8	4	3	0
C.12	<i>Zannichellia palustris</i>	VU	VU	1		1	
Total Sonstige Arten				55	19	42	0

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 2015	NI-I	NI-A	DI 2021	NI-I	NI-A
NI-I		0.56	NI-I		0.57
NI-A	0.56		NI-A	0.57	

A1.2 Wasserpflanzenvegetation Bereich Bade-Inseln

Tabelle 4: Vergleichende Darstellung der Wasserpflanzenvegetation im Bereich der Bade-Inseln für die Jahre 2015 und 2021. Arthäufigkeiten in Abundanzanteilen.

Die Bewuchstiefe bezieht sich auf den Mittelwasserstand von 433.58 m.ü.M.

Wert «0» in den prozentualen Anteilen der Arten = Vorkommen mit < 1 %.

«DI» = Dominanzidentität (Renkonen-Index), Strukturvergleich zweier Gesellschaften.

Sektor:

BI-I = Bade-Inseln INNEN, umfasst Fläche zwischen Ufer und Inseln

BI-A = Bade-Inseln AUSSEN, umfasst Fläche seeseits der Inseln bis 4.6 bzw. 5.5 m Tiefe *

* = 4.6 m / 5.5 m bezieht sich auf maximale Tiefe zwischen Ufer und Inseln (INNEN), für den Vergleich mit dem seeseitigen Bereich (AUSSEN) erfolgte die Auswertung mit Begrenzung auf die gleiche Tiefenzone.

Die untere Vegetationsgrenze liegt im Mittel bei 10.4 m.

** = Neophytische Art (keine Klassifizierung in «Rote Liste»: NA = nicht anwendbar)

Gefährdungskategorien gemäss «Rote Liste Gefässpflanzen» (BAFU 2016 und 2019 regional) sowie «Rote Liste Armleuchteralgen» (BAFU 2010): LC = nicht gefährdet, NT = potenziell gefährdet, VU = verletzlich, EN = stark gefährdet, CR = vom Aussterben bedroht, NA = nicht anwendbar, DD = ungenügende Datengrundlage, NE = nicht beurteilt.

Dichtestufen

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

Jahr	2015		2021	
Gebiet	Bade-Inseln		Bade-Inseln	
Transekt-Nummer	56–66		56–66	
Tiefenzone	0–4.6 m *		0–5.5 m *	
Sektor	INNEN	AUSSEN	INNEN	AUSSEN
Kürzel	BI-I	BI-A	BI-I	BI-A
Tiefe Beginn Vegetation bez. MW [m]	0.1	-0.1	-0.1	-0.1
Tiefe Ende Vegetation bez. MW [m]	4.6 m *	4.6 m *	5.5 m *	5.5 m *
Fläche [m ²]	7'610	8'380	7'874	8'635
Vegetations-Abundanz I_{Vtot}	2.38	1.98	1.31	1.78
%-Anteil Vegetations-Abundanz I_{Vtot}	100	83	100	136
Vegetations-Abundanz pro m ²	3.13	2.37	1.66	2.06
Mittlere Dichte	4	3	3	3
Artenzahl	17	14	15	15

Arten		RL _{Reg}	RL _{CH}	2015		2021	
A.01	<i>Chara aspera</i>	VU	VU	1	1		5
A.02	<i>Chara contraria</i>	LC	LC	10	40	2	63
A.03	<i>Chara filiformis</i>	DD	DD	0	0		
A.04	<i>Chara globularis</i>	LC	LC	19	19	0	12
A.05	<i>Nitella opaca</i>	VU	VU	12	2	6	8
A.06	<i>Nitellopsis obtusa</i>	NT	NT				0
A.07	<i>Tolypella glomerata</i>	EN	EN	0	0	0	0
Total Characeen				42	61	7	87
C.01	<i>Carex sp.</i>	NE	NE			0	
C.02	<i>Elodea canadensis</i> **	NA	NA	5	1	3	1
C.03	<i>Elodea nuttallii</i> **	NA	NA	31	18	77	6
C.04	<i>Groenlandia densa</i>	NT	NT	9	4	4	1
C.05	<i>Myriophyllum spicatum</i>	NT	NT	4	4	1	0
C.06	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	NT	NT	0			
C.07	<i>Phragmites australis</i>	LC	LC			0	
C.08	<i>Potamogeton friesii</i>	EN	EN	0	1		1
C.09	<i>Potamogeton lucens</i>	LC	LC	0		1	
C.10	<i>Potamogeton pectinatus</i>	LC	LC	0	0	0	0
C.11	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	LC	LC	0	2	0	3
C.12	<i>Potamogeton pusillus</i>	VU	VU	7	8	5	1
C.13	<i>Zannichellia palustris</i>	VU	VU	0		1	0
Total Sonstige Arten				58	39	93	13

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 2015	BI-I	BI-A	DI 2021	BI-I	BI-A
BI-I		0.67	BI-I		0.16
BI-A	0.67		BI-A	0.16	

Literaturverzeichnis

- Projektleitung Seeschüttung, 2009. Seeschüttung Urner See, Schlussdokumentation Umweltverträglichkeit, 31. Juli 2009.
- AquaPlus AG, 2016a. Seeschüttung Urner See, Monitoring Wasserpflanzen - Langzeitkontrolle, Projekt „Seeschüttung I“, Vergleich der Untersuchungen 2001-2015, 15. Oktober 2016.
- AquaPlus AG, 2016b. Seeschüttung Urner See, Langzeitkontrolle, Monitoring Wasserpflanzen - Projekt „Seeschüttung I“, Auswertungsdossier Untersuchung 2015, 15. Oktober 2016.
- AquaPlus AG, 2024. Seeschüttung Urner See, Monitoring Wasserpflanzen & Fischökologisches Potenzial - Langzeitkontrolle Projekt «Seeschüttung I», Bericht Vergleich der Untersuchungen 2001–2021, Vorabzug 19.3.2024
- Berg & Natur, 2016. Seeschüttung Urner See, Langzeitkontrolle, Botanischer, terrestrischer Teil 2015, Barbara Leuthold Hasler, 23. März 2016.
- Berg & Natur, 2024. Seeschüttung Urner See, Langzeitkontrolle, Botanischer, terrestrischer Teil Schlussbericht, Barbara Leuthold Hasler, 17. April 2024.
- BGF, Büro für Gewässer- und Fischereifragen AG, 2016. Seeschüttung Urner See, Langzeitkontrolle, Perimeter Seeschüttung I, Bestandeskontrolle Fischbiologie, 10. August 2016.
- Theiler GmbH, 2015. Seeschüttung Urner See, Langzeitkontrolle, Erfolgskontrolle Reptilien 2015, 30. November 2016.
- Schweizerische Vogelwarte Sempach, 2016. Die Entwicklung der Vogelwelt im Urner Reussdelta, Bericht zur Erfolgskontrolle 1991 – 2015, Hans Schmid, Claudia Müller & Bernard Volet, 2016.
- Schweizerische Vogelwarte Sempach. Urner Reussdelta: Kartierung des Brutvogelbestands, 1990-2023, Hans Schmid & Bernard Volet