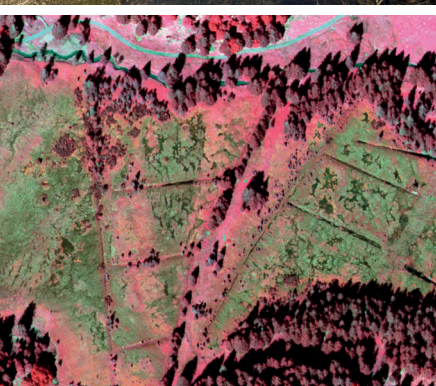




Heft 85, 2019

WSL Berichte

ISSN 2296-3456



Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotop- schutz Schweiz

Ariel Bergamini, Christian Ginzler, Benedikt R. Schmidt,
Angéline Bedolla, Steffen Boch, Klaus Ecker, Ulrich Graf,
Helen Küchler, Meinrad Küchler, Oliver Dosch,
Rolf Holderegger



Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
CH-8903 Birmensdorf



info fauna karch, Bellevaux 51, 2000 Neuchâtel

Heft 85, 2019

WSL Berichte

ISSN 2296-3456

Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotop- schutz Schweiz

Ariel Bergamini, Christian Ginzler, Benedikt R. Schmidt,
Angéline Bedolla, Steffen Boch, Klaus Ecker, Ulrich Graf,
Helen Kächler, Meinrad Kächler, Oliver Dosch,
Rolf Holderegger



Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
CH-8903 Birmensdorf



info fauna karch, Bellevaux 51, 2000 Neuchâtel

Verantwortlich für die Herausgabe der Schriftenreihe
Prof. Dr. Konrad Steffen, Direktor WSL

Verantwortlich für dieses Heft
Rolf Holderegger, Leiter Forschungseinheit Biodiversität und Naturschutzbiologie,
Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf

Autorinnen und Autoren:

Ariel Bergamini¹, Christian Ginzler¹, Benedikt R. Schmidt², Angéline Bedolla¹,
Steffen Boch¹, Klaus Ecker¹, Ulrich Graf¹, Helen Kuchler¹, Meinrad Kuchler¹,
Oliver Dosch², Rolf Holderegger¹

¹ Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf

² info fauna karch, Bellevaux 51, 2000 Neuchâtel

Kontakt

Ariel Bergamini, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111,
8903 Birmensdorf; ariel.bergamini@wsl.ch
Benedikt R. Schmidt, info fauna karch, Bellevaux 51, 2000 Neuchâtel;
Benedikt.Schmidt@unine.ch

Schriftleitung: Sandra Gurzeler, Teamleiterin Publikationen, WSL

Layout: Jacqueline Annen, WSL

Zitiervorschlag:

BERGAMINI, A.; GINZLER, C.; SCHMIDT, B.R. ; BEDOLLA, A.; BOCH, S.; ECKER, K.; GRAF, U.; KÜCHLER, H.; KÜCHLER, M.; DOSCH, O.; HOLDEREGGER, R., 2019: Zustand und Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung: Resultate 2011–2017 der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz. WSL Ber. 85. 104 S.

ISSN 2296-3448 (Print)

ISSN 2296-3456 (Online)

PDF Download unter www.wsl.ch/berichte

Fotos Umschlag:

1. Flachmoor im Unterengadin (Foto: Ariel Bergamini)
2. Hochmoor im Kanton Bern (Foto: Angéline Bedolla)
3. Trockenwiese im Wallis (Foto: Steffen Boch)
4. Flussaue im Kanton Waadt (Foto: Ariel Bergamini)
5. Amphibienlaichgebiet bei Romont BE (Foto: Andreas Meyer)
6. Falschfarben-Infrarotluftbild eines Hochmoors im Kanton Glarus
(Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo JA100118)

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU

Forschung für Mensch und Umwelt: Die Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL überwacht und erforscht Wald, Landschaft, Biodiversität, Naturgefahren sowie Schnee und Eis. Sie ist ein Forschungsinstitut des Bundes und gehört zum ETH-Bereich. Das WSL-Institut für Schnee und Lawinenforschung SLF ist seit 1989 Teil der WSL.

© Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Birmensdorf, 2019

Zusammenfassung

Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) ist ein seit 2011 laufendes Programm des Bundesamtes für Umwelt BAFU und der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL. Sie untersucht mittels Luftbildinterpretation sowie floristischen und faunistischen Felderhebungen Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung, den wichtigsten Knoten der Ökologischen Infrastruktur: Trockenwiesen und -weiden, Hoch- und Flachmoore, Auen (inklusive alpine Schwemmebenen und Gletschervorfelder) und Amphibienlaichgebiete. Erste Ergebnisse zeigen für die Biotope von nationaler Bedeutung aufgrund der berechneten Indikatoren meist negative Entwicklungen auf. Die Hochmoore wurden in den letzten 20 Jahren nährstoffreicher und trockener. Die Flachmoore sind ebenfalls trockener geworden, die Deckung durch Gehölze nahm zu und der Anteil an typischen Moorarten ging zurück. Weiterhin aktive Entwässerungen in Hoch- und Flachmooren und bei den Flachmooren zusätzlich die Nutzungsaufgabe erscheinen als grösste Probleme. In den Trockenwiesen und -weiden ist ebenfalls eine Zunahme der Gehölzdeckung, insbesondere auf der Alpensüdflanke, zu verzeichnen. Zudem zeigt die Vegetation nun nährstoffreichere, feuchtere, dichtere und schattigere Verhältnisse als bei früheren Untersuchungen an. Die nationalen Amphibienlaichgebiete haben im Durchschnitt mindestens eine Amphibienart pro Gebiet verloren. Kreuzkröte und Geburtshelferkröte nahmen weiterhin stark ab. Auch wenn die negativen Entwicklungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung überwiegen, so gibt es doch regional oder in einzelnen Biotopen auch positive Entwicklungen. In den Hochmooren des Mittellandes nahm zum Beispiel die Gehölzdeckung ab und in den Amphibienlaichgebieten schwächten sich die Verluste der häufigen Amphibienarten (Erdkröte, Bergmolch, Grasfrosch) durch Neuentdeckungen ab oder wurden sogar ganz aufgehoben. Aber auch seltene Amphibienarten zeigten teilweise eine Stabilisierung der Bestände. Diese positiven Entwicklungen sind wahrscheinlich auf Renaturierungs- und Naturschutzmassnahmen der Kantone und weiterer Akteure sowie die angepasste Bewirtschaftung der Objekte zurückzuführen. Dies zeigt, dass diese Massnahmen wirksam sind. Es ist somit wichtig, dass diese fortgesetzt und mitunter verstärkt angewendet werden, um die Biodiversität in den Biotopen von nationaler Bedeutung, den eigentlichen Kronjuwelen des Schweizer Naturschutzes, langfristig zu erhalten. Mit den laufend erhobenen Daten im Rahmen der WBS wird es in Zukunft möglich sein, über die weitere Entwicklung der Biotope von nationaler Bedeutung Auskunft zu geben und den Erfolg der Massnahmen zu beurteilen.

Resumée

Les biotopes d'importance nationale, comprenant des prairies et pâturages secs, des hauts- et bas-marais, des zones alluviales (y compris des plaines alluviales alpines et des marges pro-glaciaires) et des sites de reproduction de batraciens protégés, sont les points névralgiques des infrastructures écologiques suisses. En 2011, l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) et l'Institut fédéral de recherches WSL ont lancé conjointement le «Suivi de la protection des biotopes en Suisse (WBS)» afin d'étudier si ces sites se développent conformément aux objectifs de protection et si la surface et la qualité de ces habitats est conservée. Le WBS se base sur l'interprétation de photos aériennes et sur des relevés floristiques et faunistiques pour calculer divers indicateurs permettant d'évaluer l'état et l'évolution des sites d'importance nationale. Les premiers résultats révèlent des développements plutôt négatifs. Au cours des vingt dernières années, les hauts-marais sont devenus plus secs et plus riches en nutriments. Les bas-marais se sont également asséchés alors que les arbres et buissons se sont étendus et la proportion d'espèces caractéristiques du milieu a régressé. Des drains toujours actifs dans les marais, dont l'effet est encore accentué par un certain abandon de l'exploitation dans les bas-marais, semblent en être les raisons principales. Dans les prairies et pâturages secs également, une augmentation du recouvrement des arbres et arbustes est à signaler, en particulier au sud des Alpes. La végétation révèle de surcroît que les conditions de station des prairies et pâturages secs sont devenues plus riches en nutriments, plus humides et plus ombragées par rapport à la situation précédente. Quant aux sites de reproduction de batraciens nationaux, ils ont perdu au moins une espèce d'amphibien en moyenne par site. Les populations de crapauds calamites et de crapauds accoucheurs ont continué à décliner. Mais même si les évolutions négatives prédominent pour l'ensemble des biotopes d'importance nationale, certaines évolutions positives au niveau régional ou du simple biotope sont aussi à souligner. Dans les hauts-marais du Plateau suisse, la couverture des arbres et arbustes a par exemple diminué. Les pertes d'effectifs des espèces d'amphibiens fréquentes (crapaud commun, triton alpestre, grenouille rousse) ont été partiellement ou totalement compensées par de nouvelles apparitions. Même les populations de certaines espèces de batraciens rares se sont en partie stabilisées. Des mesures de protection de la nature ou de restauration mises en place par les cantons ou d'autres acteurs actifs dans le secteur et une gestion mieux adaptée aux objets sont apparemment à l'origine de ces évolutions positives. Ceci prouve l'efficacité des mesures adoptées et souligne l'importance de les poursuivre, voire de les renforcer, afin de conserver sur le long terme la biodiversité des biotopes d'importance nationale. Les données récoltées systématiquement par le WBS permettront à l'avenir de fournir régulièrement des informations sur l'évolution des biotopes d'importance nationale et de mesurer le succès des mesures appliquées.

Abstract

The habitats of national importance, including fens, raised bogs, dry grasslands, riparian areas, flood plains, and amphibian breeding sites, are a crucial element of the network of protected sites in Switzerland. In 2011, the Federal Office for the Environment (FOEN) and the Swiss Federal Research Institute WSL launched the joint project “Monitoring the effectiveness of habitat conservation in Switzerland (WBS)” to observe whether these habitats are developing in line with their conservation targets and whether the area and quality of habitat is being maintained. The WBS is using remote sensing approaches as well as extensive floristic and faunistic field surveys to calculate various indicators, which evaluate the state and the development of the sites of national importance. First results show mainly negative trends: in the last 20 years raised bogs have become drier and richer in nutrients. Fens also became drier, cover by shrubs increased and the proportion of typical fen species decreased. Active drainage systems in raised bogs and fens, as well as land-use abandonment in fens appear to be the most important drivers. In dry grasslands woody cover increased, particularly in the southern Alps. Furthermore, the vegetation now indicates more nutrient-rich, moist, dense and darker conditions compared to previous observations. The national amphibian breeding sites have lost on average at least one amphibian species per site. Populations of the common toad and the midwife toad continued to decline sharply. Although developments were predominantly negative, positive changes were observed in particular regions or at least in individual sites. For example, in the raised bogs of the Swiss lowlands woody cover decreased and losses of frequent amphibian species (common toad, alpine newt, grass frog) in amphibian breeding sites have been mitigated or were even reversed by new discoveries. In addition, rare amphibian species showed a partial stabilization of their populations. These positive developments can be attributed to restoration and conservation measures by the cantons and other stakeholders, as well as to the appropriate management of the sites. This shows that these measures are effective and should be continued or even intensified in order to preserve the biodiversity of the habitats of national importance in the long term. The continuously collected data within the framework of the WBS will provide information on the development of the habitats of national importance and will therefore allow to evaluate the success of the conservation measures in the future.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
Resumée	4
Abstract	5
Kurzfassung	9
 1 Einleitung	 15
 2 Vegetationserhebungen	 19
2.1 Erhebungsdesign und Übersicht Bearbeitung der einzelnen Biotoptypen	19
2.2 Vegetationsdaten	20
2.3 Datenqualität	21
2.3.1 Vergleich der erfassten Artenzahlen	22
2.3.2 Auswirkung von Bearbeitereffekten auf mittlere Zeigerwerte	24
2.3.3 Wurden Arten mit geringer Deckung übersehen?	25
2.3.4 Übereinstimmung von Deckungsschätzungen	25
2.3.5 Einschätzung der Datenqualität	26
2.4 Indikatoren Zustand	26
2.4.1 Zustand Nährstoffe	30
2.4.2 Zustand Feuchtigkeit	33
2.4.3 Zustand Temperatur	35
2.4.4 Zustand Licht	38
2.4.5 Zustand Anzahl Lebensraumspezialisten	40
2.4.6 Zustand Rote Liste-Arten	43
2.4.7 Zustand national prioritäre Arten	46
2.4.8 Zustand Neophyten	49
2.4.9 Zustand Auendynamik	53
2.4.10 Zustand Unterschiedlichkeit	55
2.5 Veränderungen Moore	57
2.5.1 Veränderungen ökologische Verhältnisse	59
2.5.2 Veränderungen Lebensraumspezialisten	62
2.5.3 Veränderung Rote Liste-Arten	63
2.5.4 Neophyten	63
2.6 Veränderungen Trockenwiesen und -weiden	64
2.7 Schlussfolgerungen: Zustand und Biotopentwicklung anhand der Vegetationserhebungen	66
2.7.1 Zustand	66
2.7.2 Veränderungen Vegetation	66
 3 Fernerkundung	 69
3.1 Erhebung und Bearbeitung der einzelnen Biotoptypen	69
3.2 Indikatoren	71
3.2.1 Veränderung Gehölzdeckung	71
3.2.2 Veränderung offener Boden	75
3.2.3 Veränderung offenes Wasser	77
3.2.4 Veränderungen Infrastruktur	78
3.3 Schlussfolgerungen: Biotopentwicklung aufgrund Fernerkundung	83

4 Amphibienerhebungen	87
4.1 Erhebungen und Feldarbeiten	87
4.2 Indikatoren	88
4.2.1 Veränderungen einzelner Amphibienarten	89
4.2.2 Veränderungen Anzahl Amphibienarten, stark gefährdeter Amphibienarten und Amphibien temporärer Gewässer	89
4.2.3 Vergleich AlgV, Rote Liste 2005 und WBS	91
4.3 Schlussfolgerungen: Entwicklung Amphiben und Amphibienlaichgebiete	94
 5 Verdankungen	 96
 6 Literatur	 97
 7 Anhang	 100

Kurzfassung

Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) ist ein langfristiges Programm des Bundesamts für Umwelt BAFU und der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL und besteht seit 2011. Ziel der WBS ist festzustellen, ob sich die Biotope von nationaler Bedeutung – den Knoten der Ökologischen Infrastruktur – gemäss ihren Schutzzielen entwickeln. Dies wird mittels Felderhebungen von Pflanzen (Modul Vegetation) und Tieren (Modul Amphibien) sowie Luftbildanalysen (Modul Fernerkundung) untersucht. Zu den Biotopen von nationaler Bedeutung gehören Trockenwiesen und -weiden, Hoch- und Flachmoore, Auen und Amphibienlaichgebiete.

Die Ersterhebung der WBS wurde 2017 abgeschlossen. Um bereits jetzt Aussagen zu Entwicklungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung machen zu können, wurden die aktuell erhobenen Daten mit solchen aus früheren Erhebungen beziehungsweise mit historischen Luftbildern verglichen. Eine Ausnahme bilden die Fluss- und Seeauen sowie Deltas. Für diese Lebensräume kann noch keine Aussage zu Veränderungen gemacht werden, da historische Vergleichsdaten fehlen oder mit zu grossen Unsicherheiten behaftet sind. Die volle Aussagekraft werden die WBS-Daten erst in einigen Jahren nach Abschluss der Zweitaufnahme 2023 erhalten, da dann die vollständige Berechnung und Bewertung aller Indikatoren möglich ist.

Im Folgenden werden die wichtigsten Entwicklungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung zusammenfassend dargestellt. Die Tabellen sind folgendermassen zu lesen: Die Richtung der Pfeile gibt jeweils die Richtung der Veränderung und die Farbe die Bewertung der Veränderung an (rot: starke Verschlechterung; orange: mässige Verschlechterung, grün: Verbesserung; Schwellenwerte für die Farbgebung im Anhang A). Grau eingefärbte Felder zeigen an, dass der betreffende Indikator nicht berechnet werden konnte; leere Felder zeigen das Fehlen klarer Entwicklungen an.

Hochmoore

Indikator	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpen-nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen-südflanke
Vegetationserhebungen							
Nährstoffe							
Feuchtigkeit							
Licht							
Lebensraumpezialisten							
Fernerkundung							
Gehölzdeckung							
Gebäude							
Strassen							

- Hochmoore entwickelten sich in den letzten 20 bis 30 Jahren negativ: Sie wurden nährstoffreicher, trockener und schattiger. Die Gehölzdeckung nahm in den Hochmooren des Juras und der westlichen und östlichen Zentralalpen zu.
- Die negativen Veränderungen in Hochmooren weisen auf dieselbe Ursache hin: Die Moore sind zu trocken. In vielen Hochmooren sind aktive Entwässerungen vorhanden. Trocknet der Torf in Hochmooren aus, werden Nährstoffe freigesetzt und Gehölze können wegen der fehlenden Feuchtigkeit aufkommen.

- Einzig im Mittelland nahm die Gehölzdeckung in Hochmooren ab. Dies weist auf eine erfolgreiche Biotoppflege mit Renaturierungsmassnahmen und Entbuschungen hin.
- Neue Infrastruktur (Gebäude, Strassen) in Hochmooren gab es kaum, in den westlichen Zentralalpen haben die Strassen in Hochmooren sogar abgenommen. Offenbar werden die Grenzen der Hochmoore bei der Planung gut beachtet.

Flachmoore

Indikator	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpen- nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen- südflanke
Vegetationserhebungen							
Nährstoffe							
Feuchtigkeit							
Licht							
Lebensraumpezialisten							
Fernerkundung							
Gehölzdeckung							
Gebäude							
Strassen							

- Flachmoore wurden seit den 1990er Jahren trockener und schattiger und der Anteil an Lebensraumspezialisten ging zurück. Zudem nahm die Gehölzdeckung in den Flachmooren in der Schweiz jährlich um fast 12 ha oder 16 Fussballfelder zu. In fast 20% aller Flachmoorobjekte nahm die Gehölzdeckung um mehr als 5% zu. Auf der Alpensüdflanke, im Jura und in den Westlichen Zentralalpen waren die Zunahmen der Gehölzdeckung am stärksten.
- Diese negativen Veränderungen in Flachmooren weisen auf Austrocknung wegen eines gestörten Wasserhaushalts aufgrund immer noch aktiver Entwässerungen oder Beeinträchtigungen im hydrologischen Einzugsgebiet, sowie auf Nutzungsaufgabe hin.
- Gebäude nahmen in Flachmooren in keiner Region der Schweiz zu, Strassen zeigten hingegen eine Zunahme auf der Alpennordflanke und in den östlichen Zentralalpen. Diese Zunahmen von Strassen können teilweise durch lageungenaue Grenzen der Objekte vor der Revision des Flachmoorinventars 2017 erklärt werden.

Trockenwiesen und -weiden

Indikator	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpen- nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen- südflanke
Vegetationserhebungen							
Nährstoffe							
Feuchtigkeit							
Licht							
Fernerkundung							
Gehölzdeckung							
Offener Boden							
Gebäude							
Strassen							

- Trockenwiesen und –weiden (TWW) veränderten sich in den letzten rund 15 Jahren negativ: Sie wurden nährstoffreicher, feuchter, dichter und schattiger. Als Ursachen für diese negativen Entwicklungen gelten Bewirtschaftungsaufgabe und nicht angepasste Bewirtschaftung (z. B. Bewässerungen, Zufütterungen, zu geringe oder zu hohe Beweidungsintensität usw.). Diese führen zu einem Rückgang der typischen lichtliebenden, konkurrenzschwachen Pflanzenarten der Trockenwiesen und -weiden.
- Die jährliche Zunahme der Gehölzdeckung in den Trockenwiesen und -weiden der Schweiz betrug fast 13 ha. In gut 10 % aller TWW-Objekte nahm die Gehölzdeckung um mehr als 5 % zu. Die stärkste Zunahme der Gehölzdeckung fand auf der Alpensüdflanke statt, was auf reduzierte Nutzung oder Nutzungsaufgabe schliessen lässt.
- Die Fläche des offenen Bodens nahm vor allem auf der Alpensüdflanke ab. Dies weist auf eine dichtere Vegetation hin und ist negativ zu bewerten, da dadurch lichtliebende, konkurrenzschwache Arten verdrängt werden. Diese Entwicklung widerspiegelt wahrscheinlich Nutzungsaufgabe.
- Die Zunahme von Strassen in Trockenwiesen und -weiden im Mittelland, den östlichen Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke weist auf eine ungenügende Umsetzung des Schutzes der Trockenwiesen und –weiden hin. Es gilt allerdings zu beachten, dass ein Teil der verwendeten Luftbilder älter sind als das TWW-Inventar (2010)

Auen

- Für Fluss- und Seeauen sowie Deltas kann noch keine Aussage zu Veränderungen gemacht werden, da historische Vergleichsdaten fehlen oder mit zu grossen Unsicherheiten behaftet sind.
- Alpine Schwemmebenen und Gletschervorfelder veränderten sich bezüglich Gehölzdeckung, Wasserfläche und dem Vorkommen von Strassen und Gebäuden kaum.
- Die grössten Veränderungen betrafen die Fläche des offenen Bodens. Bei den Gletschervorfeldern beträgt die absolute jährliche Abnahme des offenen Bodens fast 72 ha. Bei den alpinen Schwemmebenen war die absolute Abnahme mit jährlich 3,25 ha deutlich geringer, die relative jährliche Abnahme mit 0,72 % aber ähnlich wie bei den Gletschervorfeldern. In beiden Biotoptypen wurde offener Boden durch krautige Vegetation ersetzt. In den Gletschervorfeldern weist dies auf natürliche Vegetationsentwicklung hin und wird nicht negativ bewertet. In den alpinen Schwemmebenen ist dies ebenfalls auf natürliche Vegetationsentwicklung oder auf einen negativ zu beurteilenden Verlust an Dynamik zurückzuführen.

Amphibienlaichgebiete

Indikator	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpen- nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen- südflanke
Amphibienerhebungen				Alpen			
Alle Arten							
Stark gefährdete Arten							
Arten temporärer Gewässer							
Fernerkundung (ohne Wanderobjekte)							
Gehölzdeckung							
Offener Boden							
Offenes Wasser							
Gebäude							
Strassen							

- Die Anzahl an Amphibienarten, die Zahl der stark gefährdeten Amphibienarten und die Zahl der auf temporäre (zeitweise austrocknende) Gewässer angewiesenen Amphibienarten sind stark zurückgegangen. Im Durchschnitt verschwand mindestens eine Art pro Amphibienlaichgebiet von nationaler Bedeutung innerhalb von weniger als 30 Jahren – ein hohe Zahl, wenn man bedenkt, wie wenige Amphibienarten in einem Objekt durchschnittlich überhaupt vorkommen.
- Vergleiche mit Erhebungen aus den Jahren 2003/2004 zeigen allerdings, dass sich eine Stabilisierung oder gar Trendumkehr abzuzeichnen beginnt (in der Tabelle nicht dargestellt). Es ist aber zu früh, um Entwarnung zu geben, da sich diese positiven Entwicklungen zuerst in der Zukunft bewahrheiten müssen.
- Nicht alle Arten zeigen eine Stabilisierung: Geburtshelferkröte und Kreuzkröte zeigten weiterhin starke Verluste.
- In den Amphibienlaichgebieten (ohne Wanderobjekte wie Kiesgruben usw.) haben sich die Gehölzdeckung und der Anteil an offenem Boden schweizweit in der Summe nicht oder kaum verändert. Einzelne Gebiete weisen allerdings grosse Zu- oder Abnahmen dieser Indikatoren auf.
- Die Fläche offenen Wassers nahm in den Amphibienlaichgebieten im Mittelland und Jura zu, auf der Alpensüdflanke allerdings ab. Diese Abnahme steht in Zusammenhang mit der dort festgestellten Zunahme an offenem Boden und deutet auf Austrocknung von Gewässern hin.
- Die Zahl der Gebäude hat sich in den nationalen Amphibienlaichgebieten kaum verändert, Strassen nahmen in den Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke ab.

Schlussfolgerungen

Moore verändern sich in der Schweiz weiterhin negativ (KLAUS 2007; BERGAMINI 2009; KÜCHLER *et al.* 2018), eine Trendumkehr ist nicht auszumachen. Die vordringlichste Massnahme im Moorschutz ist die Wiederherstellung des Wasserhaushalts der Moore (KÜCHLER *et al.* 2018): Noch bestehende Entwässerungen und Drainagen müssen geschlossen und das hydrologische Einzugsgebiet von Mooren erhalten oder wiederhergestellt werden (GROSVERNIER *et al.* 2018). Ferner sind Nährstoffpufferzonen umzusetzen (BONNARD *et al.* 2019) und eine angepasste Bewirtschaftung sicherzustellen (BERGAMINI *et al.* 2009; RION *et al.* 2018).

Die Verordnung über den Schutz der Trockenwiesen und –weiden von nationaler Bedeutung ist seit 2010 in Kraft. Schutz- und Unterhaltsmassnahmen bei Trockenwiesen und –weiden sind erst teilweise umgesetzt (BONNARD *et al.* 2019). Angesichts der negativen Entwicklungen in Trockenwiesen und –weiden ist ein schneller grundeigentümerverbindlicher Schutz mit vertraglich geregelten Unterhaltsmassnahmen und angepasster Bewirtschaftung (z. B. Düngeverbot, Bestockungsintensität usw.) wichtig.

Ein zentrales Schutzziel der Amphibienlaichgebiete-Verordnung, nämlich die Erhaltung und Förderung der Amphibienpopulationen, die den Wert des Objekts begründen wurde nicht erreicht, da viele Objekte Amphibienarten verloren haben. Es zeigt sich aber, dass in Objekten zusätzliche Amphibienarten entdeckt werden können. Zwei Massnahmen zum Schutz der Amphibien stehen im Vordergrund. Erstens braucht es verstärkte Anstrengungen bei der Pflege der Objekte und der Anlage temporärer Gewässer. Zweitens muss die Vernetzung der Amphibienlaichgebiete im Rahmen der Ökologischen Infrastruktur verbessert werden. Dadurch können Amphibienbestände auf regionaler Ebene stabilisiert und nicht mehr besetzte Objekte wieder besiedelt werden (ZANINI *et al.* 2009).

In alpinen Schwemmebenen und Gletschervorfeldern sind die direkten menschlichen Einflüsse gering, die dort festgestellten Veränderungen weisen auf natürliche Vegetationsentwicklungen hin.

Hinweise auf neue Infrastruktur wie Gebäude und Strassen sind in den Biotopen von nationaler Bedeutung selten. Allerdings weisen die Zunahmen von Strassen in Trockenwiesen und –weiden und Flachmooren in einigen Regionen der Schweiz auf eine ungenügende Umsetzung des Schutzes hin. Strassen können die Moorhydrologie auch dann beeinträchtigen oder zu Nährstoffeintrag führen, wenn sie ausserhalb der Moorobjekte liegen (KÜCHLER *et al.* 2018; GROSVERNIER *et al.* 2018).

Neben negativen Entwicklungen wie dem Rückgang der Feuchtigkeit in Mooren oder dem Rückgang von Amphibienarten zeichnen sich auch positive Entwicklungen ab. Diese sind weitgehend auf Renaturierungs- und Naturschutzmassnahmen der Kantone und weiterer Akteure zurückzuführen. Dies zeigt, dass diese Massnahmen Erfolg haben. Diese müssen aufrechterhalten und verstärkt werden, um die Biodiversität in den Biotopen von nationaler Bedeutung, den eigentlichen Kronjuwelen des Schweizer Naturschutzes und damit den zentralen Knoten der Ökologischen Infrastruktur, zu erhalten.

Die Resultate der Ersterhebung der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz zeigen, dass diese wichtige Indikatoren zu Zustand und Veränderung der Biotope von nationaler Bedeutung liefert. Die Zweiterhebung der WBS läuft seit 2017/2018. Damit sind in Zukunft grosse Mengen wiederholter und standardisiert erhobener Daten verfügbar, aufgrund derer kontinuierlich über die Entwicklungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung Auskunft gegeben werden kann. Die Schweiz erhält so ein Werkzeug, welches erlaubt Entwicklungen zu erkennen und zu bewerten und damit die Grundlage um nötige Massnahmen zu ergreifen und unerwünschten Trends entgegen zu treten.

1 Einleitung

Die Schweiz weist trotz ihrer geringen Fläche eine Vielzahl verschiedener Lebensräume und eine für Mitteleuropa grosse Vielfalt an Arten auf. Dies vor allem wegen ihrer Lage im Grenzbereich verschiedener Naturräume, der vielfältigen Geologie, der abwechslungsreichen Topographie und verschiedenen klimatischen Verhältnissen. Bisher wurden über 45000 Arten in der Schweiz nachgewiesen (CORDILLOT und KLAUS 2011). Viele Arten und Lebensräume der Schweiz sind allerdings bedroht (CORDILLOT und KLAUS 2011; DELARZE *et al.* 2016). Um die einheimischen Arten und ihre Lebensräume zu schützen, wie es in der Bundesverfassung und verschiedenen Gesetzen und Verordnungen vorgeschrieben ist, stehen Bund und Kantone eine Reihe verschiedener Instrumente zur Verfügung. Eine zentrale Stellung nehmen dabei die Biotope von nationaler Bedeutung ein, den Knoten der Ökologischen Infrastruktur (BAFU 2012; KLAUS und PAULI 2012). Dazu zählen die Trockenwiesen und -weiden (TWW), die Hoch- und Übergangsmoore, die Flachmoore, die Auen und die Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (Abb. 1). Im 19. und 20. Jahrhundert erfuhren diese Biotope einen massiven Flächenrückgang (EWALD und KLAUS 2009; LACHAT *et al.* 2010). Für die Moore schätzten beispielsweise LACHAT *et al.* (2010) einen Verlust von 86% im 20. Jahrhundert, für die Trockenwiesen- und -weiden (TWW) einen solchen von 95%. Viele Typen von Biotopen von nationaler Bedeutung stehen deshalb heute auf der Roten Liste der gefährdeten Lebensräume (DELARZE *et al.* 2016), und die Moore und Trockenwiesen weisen einen überdurchschnittlich hohen Anteil gefährdeter Arten auf (BORNAND *et al.* 2016). Die Bedrohung der Amphibien ist mit fast 70% gefährdeter Arten in der Schweiz deutlich belegt. CORDILLOT und KLAUS (2011) stellten fest, dass unter den gegenwärtigen ökologischen und politischen Rahmenbedingungen die Roten Listen kaum kürzer werden und der Biodiversitätsverlust weiter geht. Allerdings finden auch positive Entwicklungen im Arten- und Biotopschutz statt. So wurden bereits viele Moor- und einige Auenrenaturierungen in der Schweiz durchgeführt. Es sollen in den nächsten 80 Jahren 4000 km Fließgewässer renaturiert beziehungsweise jährlich 40 Millionen CHF in Flussaufwertungen investiert werden.

Durch die Inventarisierung der Moore, der TWW, der Auen und der Amphibienlaichgebiete sowie dem Inkrafttreten der zugehörigen Verordnungen konnte der flächenmässige Rückgang dieser Biotope in der Schweiz weitgehend gestoppt werden (KÜCHLER *et al.* 2018). Die Hochmoorverordnung ist seit 1991 in Kraft, die TWW-Verordnung erst seit 2010. In den Verordnungen zu den einzelnen Biotopen sind die Schutzziele und die



Abb. 1. Biotope von nationaler Bedeutung (im Uhrzeigersinn von oben links): Trockenwiese im Aargauer Jura, Hochmoor in den Freibergen, Flachmoor im Mittelland, Flussaue im Rohnetal, Gletschervorfeld in den östlichen Zentralalpen, Amphibienlaichgebiet in der Reussebene (Fotos: Ariel Bergamini).

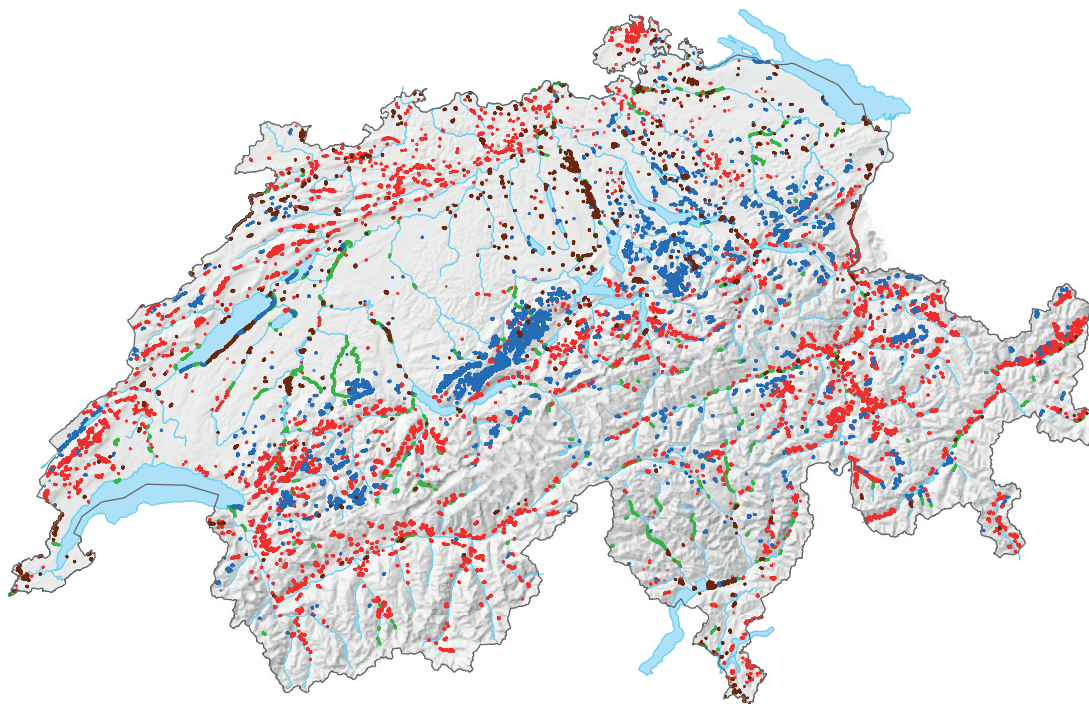


Abb. 2. Räumliche Verteilung der Biotope von nationaler Bedeutung, Stand 2017 (Quelle: BAFU). Blau: Hoch- und Flachmoore; grün: Auen; rot: Trockenwiesen und -weiden; braun: Amphibienlaichgebiete.

Aufgaben der Kantone beim Biotopschutz festgehalten. Nach der letzten Inventarrevision vom November 2017 umfassen die Biotope von nationaler Bedeutung rund 2,2 % der Landesfläche (Abb. 2).

Um zu überprüfen, ob mit der Unterschutzstellung der Biotope von nationaler Bedeutung die in den zugehörigen Verordnungen festgeschriebenen Schutzziele erreicht werden, beispielsweise der Erhaltung der standortheimischen Pflanzen und ihrer ökologischen Grundlagen, wurde zwischen 1997 und 2008 eine erste Wirkungskontrolle in den Mooren von nationaler Bedeutung durchgeführt (KÜCHLER *et al.* 2018). Die Resultate zeigten, dass die Qualität der Moore trotz Schutz weiterhin abnahm (KLAUS 2007; KÜCHLER *et al.* 2018).

Die Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz (WBS) wurde 2011 vom Bundesamt für Umwelt BAFU initiiert und gemeinsam mit der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL lanciert, um nicht nur Veränderungen in Mooren, sondern in allen Biotopen von nationaler Bedeutung zu untersuchen. Hauptziel der WBS ist festzustellen, ob sich die Biotope von nationaler Bedeutung gemäss den Schutzzielen entwickeln und in ihrer Fläche und Qualität erhalten bleiben. Der Schwerpunkt der WBS liegt damit bei Veränderungen der Lebensräume oder Biotope und nicht bei Veränderungen einzelner Arten. Arten und Artengruppen werden in der WBS vor allem dafür verwendet, Veränderungen der Biotope und ihrer Qualität anzuzeigen. Dies wird mittels floristischer und faunistischer Felderhebungen sowie Luftbildanalysen (Fernerkundung) untersucht. Bei den Felderhebungen werden detaillierte Daten zur Vegetation (in TWW, Mooren und Auen) und zu Amphibienvorkommen (in Amphibienlaichgebieten) auf jeweils einer Stichprobe der knapp 7000 Objekte von nationaler Bedeutung erhoben. Bei den Luftbildanalysen werden sämtliche Objekte von nationaler Bedeutung auf Veränderungen analysiert.

Die WBS ist als Langzeitüberwachung aufgebaut. Ein Erhebungszyklus dauert sechs Jahre. Pro Jahr wird ein Sechstel der zu untersuchenden Objekte erfasst. Der erste vollständige Erhebungszyklus endete 2017 (jener in Amphibienlaichgebieten bereits 2016), der zweite Erhebungszyklus startete 2018 (Amphibienlaichgebiete 2017) und dauert bis 2023.

Da erst ein Erhebungszyklus der WBS abgeschlossen ist, ist es eigentlich noch nicht möglich, Veränderungen in den Biotopen von nationaler Bedeutung aufzuzeigen, son-

dern nur deren Zustand zu beschreiben. Trotzdem können bereits für viele Indikatoren (Anhang B) der WBS Aussagen zu Veränderungen gemacht werden. Dies aus den folgenden Gründen. Bei den Luftbildanalysen wurden retrospektiv Luftbilder aus dem Zeitraum der Inventarisierung der Objekte interpretiert und mit heutigen Luftbildern verglichen. Bei den Amphibienlaichgebieten wurden die heutigen Vorkommen von Amphibien in nationalen Objekten dem in der Amphibienlaichgebiet-Verordnung festgehaltenen Zustand gegenübergestellt. Bei den Vegetationserhebungen wurden schliesslich in Mooren und TWW vorhandene ältere Vegetationsaufnahmen wiederholt.

Das volle Potential der WBS kann allerdings erst nach Abschluss weiterer Erhebungszyklen ausgeschöpft werden, nämlich dann, wenn standardisiert erhobene Vergleichsdaten in grosser Menge für mindestens zwei Zeiträume zur Verfügung stehen. Damit können in Zukunft Entwicklungen in den Inventarobjekten kontinuierlich analysiert und bewertet werden. Die WBS ermöglicht es damit Bund und Kantonen, Entwicklungen in den Inventarobjekten, die nicht den Schutzziele entsprechen, zu erkennen und diesen entgegen zu treten. Die WBS dient so auch der Früherkennung.

Die bei der WBS gesammelten Daten sind Biotop- und Programm-übergreifend verwendbar. Dies wurde durch methodische Harmonisierung zwischen den verschiedenen Biotoptypen innerhalb der WBS und zwischen der WBS und dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM (Koordinationsstelle BDM 2014), dem Programm Arten und Lebensräume Landwirtschaft ALL-EMA (RIEDEL *et al.* 2018) und den Erhebungen für die Rote Liste der Amphibien von info fauna karch erreicht (SCHMIDT und ZUMBACH 2005). So können Veränderungen zwischen Biotoptypen und zwischen den verschiedenen Überwachungsprojekten in der Schweiz direkt verglichen werden. Dies führt zu einem Mehrwert, da sich die verschiedenen Programme inhaltlich ergänzen (KÜCHLER *et al.* 2018).

Die WBS ist modular aufgebaut und besteht aus drei Modulen. Es sind dies die Module Fernerkundung und Vegetation und Amphibien. Im Folgenden wird jedes der drei Module einzeln eingeführt und das jeweilige Erhebungsdesign und die Daten erklärt, bevor Zustände oder, falls Vergleichsdaten vorhanden sind, Veränderungen der Indikatoren dargestellt werden. Eine zusammenfassende Liste der aktuellen Indikatoren der WBS und ihrer Definition findet sich im Anhang B.



Abb. 3. Hochmoor mit Bergföhren im Entlebuch (Foto: Ariel Bergamini).

2 Vegetationserhebungen

Vegetationserhebungen werden im Rahmen der WBS in TWW, Mooren (Hoch- und Flachmooren; Abb. 3) und Auen durchgeführt. Die Gletschervorfelder, welche Teil des Aueninventars sind, wurden von den Felderhebungen ausgeschlossen (nicht aber von der Luftbildinterpretation; Kap. 3). Im Folgenden werden kurz das Erhebungsdesign, das Vorgehen im Feld und die Datenqualität beschrieben, bevor auf die Ergebnisse eingegangen wird. Letztere werden in drei Unterkapiteln vorgestellt. Im Kapitel 2.4 werden Zustandsbeschreibungen aufgrund der in der Erstaufnahme der WBS erhobenen Dauerbeobachtungsflächen (Plots) dargestellt. In den Kapiteln 2.5 und 2.6 folgen Auswertungen zu Veränderungen in Mooren und TWW aufgrund wiederholter Erhebungen älterer Aufnahmen.

2.1 Erhebungsdesign und Übersicht Bearbeitung der einzelnen Biotoptypen

Um Vegetationsveränderungen in den Hoch- und Flachmooren, TWW und Auen von nationaler Bedeutung nachweisen zu können, wurden aus den entsprechenden Inventaren gewichtete Zufallsstichproben so gezogen, dass die (biogeografischen) Regionen der Schweiz (GONSETH *et al.* 2001), die wichtigsten Vegetationstypen, die verschiedenen Grössen der Objekte und die verschiedenen Höhenlagen vertreten sind (TILLÉ und ECKER 2014). In einem zweistufigen Verfahren wurden zunächst die Objekte und dann die Aufnahmeplots innerhalb der Objekte gewählt. Jedes Inventar wurde einzeln behandelt. Bei den Auen wurden zusätzlich die alpinen Schwemmebenen, die Flussauen und Deltas sowie die Seeauen separat behandelt. Bei den TWW wurden insgesamt 409 Objekte ausgewählt, bei den Mooren 255 und bei den Auen 124 (Abb. 4; Tab. 1).

Um bereits nach Abschluss der WBS-Ersterhebung Aussagen zu Veränderungen in Mooren und TWW machen zu können, wurden in der WBS früher erhobene Vegetationsdaten aus vielen der ausgewählten Objekten wiederholt. Bei den Mooren war dies in 94 der 255 Moorobjekten der Fall. In diesen 94 Moorobjekten wurden 744 früher erhobene sogenannte Einheitsflächen der Wirkungskontrolle Moorschutz (KÜCHLER *et al.* 2018) wiederholt; davon 548 Einheitsflächen in Flachmooren und 196 in Hochmooren (Kap. 2.5; Tab. 1). Bei den TWW wurden 576 sogenannte «Testflächen» (TFA), die im Rahmen der Inventarisierung der TWW erhoben wurden (EGGENBERG *et al.* 2001), wiederholt. Diese Flächen wurden so ausgewählt, dass die oben genannte Zufallsstichprobe der TWW optimal mit seltenen Vegetationstypen ergänzt wurde.

Einheitsflächen und TFAs unterscheiden sich grundlegend von den bei der WBS standartmässig verwendeten Zufallsplots. Die TFAs beschrieben bei ihrer Einrichtung während der TWW Inventarisierung (1995–2006) die typische Vegetation eines Objektes (EGGENBERG *et al.* 2001; Kap. 2.6). Sie entsprechen also keiner Zufallsstichprobe, sondern wurden gutachterlich festgelegt. Die Einheitsflächen in Mooren beruhen dagegen auf einer Zufallsauswahl von im Luftbild vorabgegrenzten Flächen aus den Jahren 1997–2008. Es sind dies keine eigentlichen Plots, sondern in Form und Flächengrösse verschiedene Aufnahmeflächen (KÜCHLER *et al.* 2018; Kap. 2.5).

Insgesamt umfasste die Stichprobe der WBS 6902 Plots aus 788 Moor-, TWW- und Auen-Objekten (Tab. 1). Die Verteilung aller in den Vegetationsaufnahmen der WBS erhobenen Objekte ist in Abbildung 4 dargestellt.

Tab. 1. Darstellung der Stichproben zur Erhebung der Vegetation. TFA = Testflächen der Inventarisierung der Trockenwiesen und -weiden TWW.

Inventar	Objekte	Zufallsplots	TFA's	Total Plots	Einheitsflächen
Auen					
Alpine Schwemmebenen	14	215		215	
Flussauen und Deltas	100	1727		1727	
Seeufer	10	149		149	
Moore					
Flachmoore	163	1319		1319	548
Hochmoore	92	694		694	196
TWW	409	2222	576	2798	
Summe	788	6326	576	6902	744

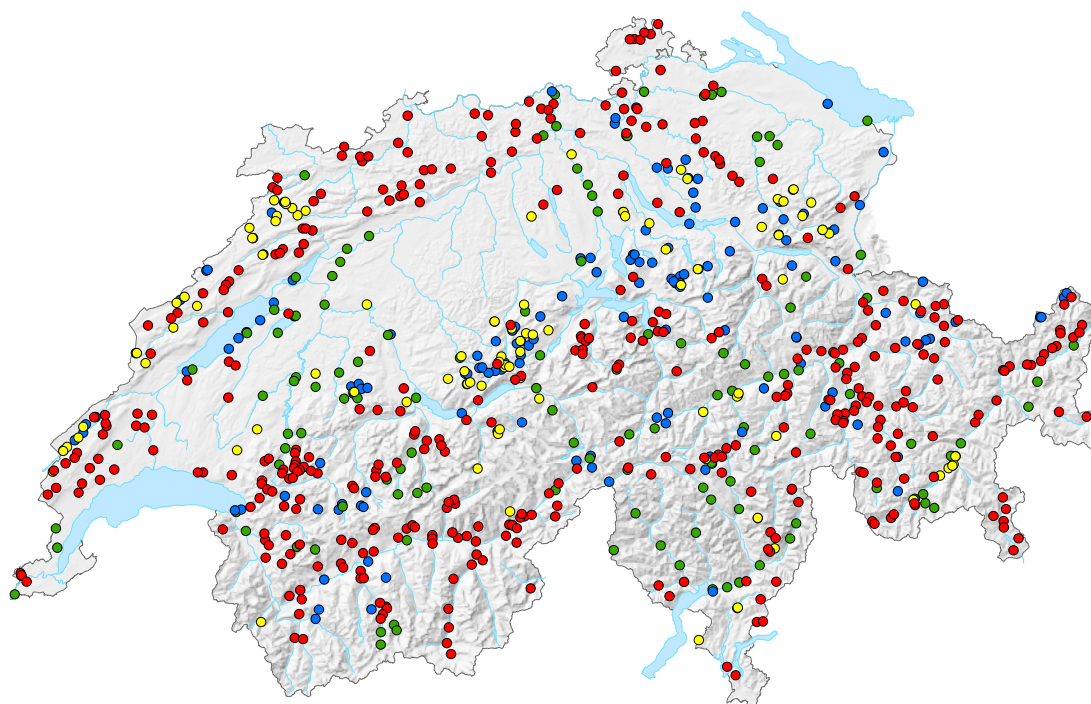


Abb. 4. Räumliche Verteilung der in den Vegetationsaufnahmen der Ersterhebung der WBS untersuchten 788 Inventarobjekte der verschiedenen Biotope von nationaler Bedeutung in der Schweiz. Blau: Flachmoore; gelb: Hochmoore; rot: Trockenwiesen und -weiden; grün: Auen.

2.2 Vegetationsdaten

Das Vorgehen bei den Vegetationsaufnahmen ist in einer Aufnahmeanleitung genau festgehalten (www.wsl.ch/de/biotopschutz-schweiz). Im Folgenden werden nur die wichtigsten Punkte kurz erwähnt.

Die Vegetationserhebungen wurden zwischen Mitte Mai und Ende Juli/ anfangs August von 12 bis 15 erfahrenen BotanikerInnen durchgeführt. Dabei arbeiteten alle BotanikerInnen in allen Biotopen und Landesteilen und in wechselnden Teams.

Die durch die Stichprobe vorgegebenen Plotzentren wurden im Feld mittels GPS angelaufen und mit präzisen Trimble GPS (Geo 7X H-Star) eingemessen. War ein Plot unzugänglich (z.B. bei gefährlichem Gelände), wurde ein nach einem bestimmten Vor-



Abb. 5. Magnetsonde der WBS zur Markierung von Plotzentren (links). WBS-Mitarbeiterin am Rand eines 10 m²-Plots bei der Vegetationsaufnahme in einem Hochmoor (rechts; Fotos: Ariel Bergamini).

gehen auszuwählender Ersatzplot gewählt. In den Plotzentren wurde eine Magnetsonde (10 cm Länge; Abb. 5) in etwa 30 cm Tiefe im Boden versenkt. Dadurch können die Zentren bei den Folgeerhebungen der WBS mit GPS und Metallsuchgerät genau lokalisiert werden.

Um die Plotzentren wurde die Vegetation mittels standardisierten Protokollblätter in kreisrunden Plots mit einer Fläche von 10 m² beziehungsweise einem Radius von 1,78 m erhoben (Abb. 5). Es wurden vollständige Listen der Gefässpflanzen und in den Mooren zusätzlich der Moose erstellt. Zudem wurde die Häufigkeit (Deckung in Klassen) für jede Art geschätzt. Da Moose im Feld oft nicht bestimmbar sind, wurden Belege vieler Moosarten gesammelt und nach den Feldarbeiten von ExpertInnen bestimmt. Um die Gehölzarten in den Auen besser zu erfassen wurden dort zusätzlich auf 200 m² grossen Plots (7,98 m Radius) alle Gehölze (ab 40 cm Höhe) erhoben (Plotzentrum identisch zu 10 m²-Plots).

2.3 Datenqualität

Bei der langfristigen Überwachung der Vegetation ist die Reproduzierbarkeit der Vegetationsaufnahmen, insbesondere der festgestellten Arten und ihrer Deckungen, eine wichtige Anforderung. Um Bearbeitereffekte (MORRISON 2016) zu reduzieren, wurden bei der WBS verschiedene Massnahmen ergriffen. Zum Beispiel findet ein laufender fachlicher Austausch zwischen den BotanikerInnen innerhalb der Feldteams statt und Arten schwieriger Gruppen werden im Feld gesammelt und nach Abschluss der Feldarbeiten bestimmt (GRAF *et al.* 2014). Zudem finden regelmässig Kurse oder Exkursionen zu Mooren statt, um die Feldansprache dieser schwierigen Gruppe zu verbessern.

Um die Grösse der Bearbeitereffekte abzuschätzen, wurden in der Ersterhebung der WBS insgesamt 127 Aufnahmen auf 10 m²-Plots doppelt, also von zwei BotanikerInnen, unabhängig voneinander erhoben (ohne Moose). Dabei wurden Objekte von allen Biotoptypen über die ganze Schweiz verteilt berücksichtigt (fast die Hälfte dieser Doppelerhebungen stammen aus TWW; Abb. 6; Tab. 2).

Die Plots wurden nur einmal im Feld abgesteckt und die beiden Aufnahmen unmittelbar nacheinander durchgeführt. Dadurch ist gewährleistet, dass die gefundenen Unterschiede tatsächlich auf Bearbeitereffekte und nicht auf eine ungleiche Abgrenzung der Plots oder auf verschiedene Jahreszeiten zurückzuführen sind.

Tab. 2. Verteilung der doppelt erhobenen Vegetationsplots über die Inventare der nationalen Biotope und entsprechende Prozente am Total aller untersuchten Plots.

Inventar	Anzahl doppelt erhobene Plots	Prozent am Total aller Plots
TWW	63	0,41
Flachmoore	29	0,19
Hochmoore	13	0,10
Auen		
Alpine Schwemmebenen	4	0,03
Fliessgewässer	15	0,23
Seeufer	1	0,02

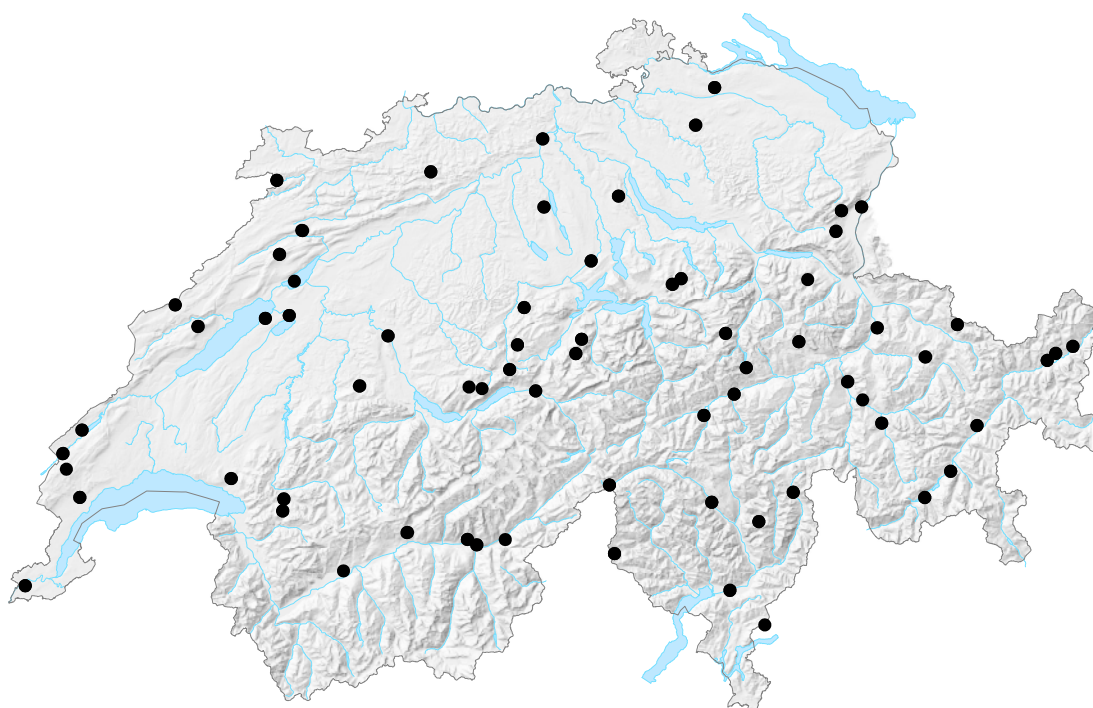


Abb. 6. Verteilung der doppelt erhobenen Vegetationsplots über die Schweiz.

2.3.1 Vergleich der erfassten Artenzahlen

Die Anzahl der bei den Doppelerhebungen erfassten Arten pro Plot reichte von sechs bis 62 (Abb. 7). Bei artenarmen Aufnahmen wurden keine oder nur wenige Arten von nur einem/einer der beiden BearbeiterInnen erfasst, bei zunehmendem Artenreichtum entsprechend mehr.

Für die folgenden Auswertungen wurden die Doppelerhebungen so aufgeteilt, dass jeweils die Plots mit weniger Arten (BearbeiterIn A) mit den Plots mit mehr Arten (BearbeiterIn B) verglichen wurden.

Ein Mass für die Übereinstimmung von Doppelaufnahmen ist der mittlere Anteil von Arten, die von beiden BearbeiterInnen gefunden wurden an der Gesamtartenzahl pro Plot (Abb. 8 links). In den artenarmen Plots der Hochmoore ist die Übereinstimmung am grössten. Dort beträgt der mittlere Anteil an der Gesamtartenzahl 86%. In den Flachmooren beträgt dieser 85%, in den TWW 83% und in den Auen 82%.

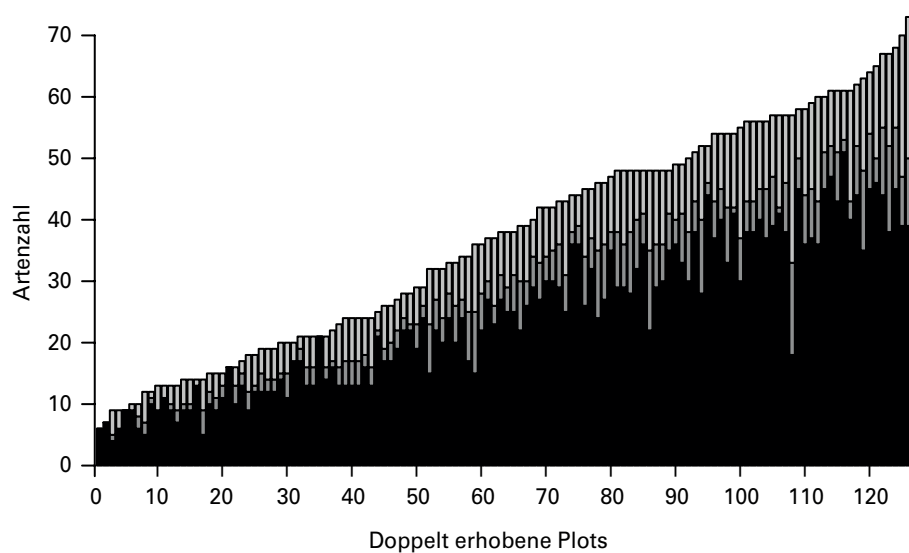


Abb. 7. Artenzahlen in den doppelt erhobenen Vegetationsplots, sortiert nach Artenzahl. Schwarz: von beiden BearbeiterInnen festgestellte Arten; dunkelgrau: nur von BearbeiterIn A (weniger Arten pro Plot) festgestellte Arten; hellgrau: nur von BearbeiterIn B (mehr Arten pro Plot) festgestellte Arten.

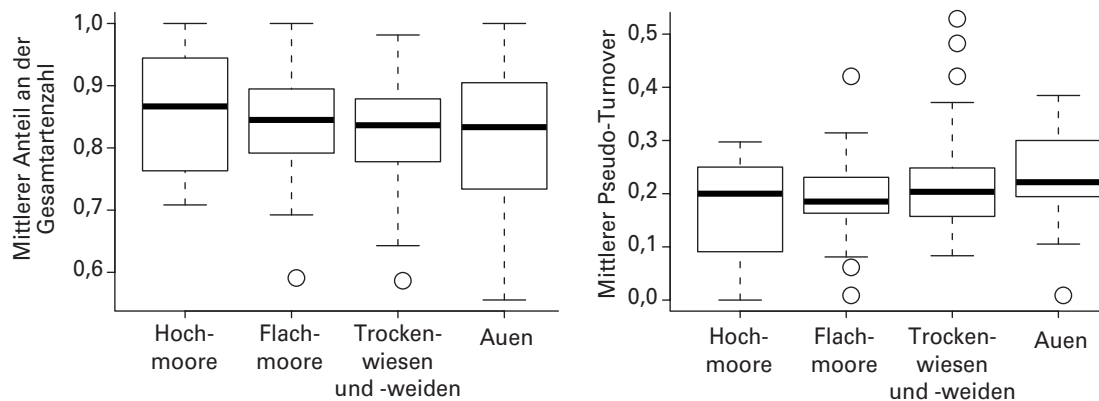


Abb. 8. Mittlere Anteile der von den BearbeiterInnen gefundenen Arten an der gesamten Artenzahl in den beiden Aufnahmen eines doppelt erhobenen Vegetationsplots (links) und mittlerer Pseudo-Turnover zwischen den beiden Aufnahmen (rechts) in den verschiedenen Inventaren der Biotope von nationaler Bedeutung. In den Boxplots bezeichnen horizontale fette Striche den Median, der Kasten 50% der Aufnahmen, die gestrichelten vertikalen Spannen die restlichen 50% der Daten und Kreise Ausreisser.

Um die Artenzusammensetzung zu vergleichen verwendeten wir den Pseudo-Turnover (PT) nach NILSSON und NILSSON (1985): $PT = 100 * (A+B)/(SA+SB)$, wobei A und B die Anzahl Arten sind, die exklusiv von der einen oder anderen BeobachterIn erfasst wurden, und SA und SB die totale Anzahl beobachteter Arten jeder BeobachterIn bezeichnen. Der mittlere Pseudo-Turnover betrug in den Hochmooren 17 %, in den Flachmooren 19 %, in den TWW 21 % und in den Auen 23 % (Abb. 8 rechts). Diese Werte liegen im Bereich von in der Literatur gegebenen Werten. Zum Beispiel wurde in Waldgesellschaften von VERHEYEN *et al.* (2018) ein mittlerer Pseudo-Turnover von 21 % beobachtet, und VITTOZ und GUIGAN (2007) beobachteten einen Pseudo-Turnover von 9 % in lückiger Vegetation und 16 % in dichter Vegetation.

2.3.2 Auswirkung von Bearbeitereffekten auf mittlere Zeigerwerte

Mit den mittleren Zeigerwerten von Pflanzen können die ökologischen Verhältnisse von Biotopen dargestellt werden (Kap. 2.4). Analysen von mittleren Zeigerwerten gelten als robust gegenüber unvollständigen Artenlisten. Für die Daten der Doppelerhebungen der WBS wird dies bestätigt. Über alle 127 Doppelerhebungen betrachtet ergaben sich nur in einem Fall statistisch signifikante Unterschiede bezüglich der mittleren Zeigerwerte zwischen den Aufnahmen der beiden BearbeiterInnen (Tab. 3): die mittlere Nährstoffzahl war bei der artenreicheren Aufnahme pro Doppelerhebung signifikant höher.

Die grössten Differenzen der mittleren Zeigerwerte zeigen eher artenarme Aufnahmen (Abb. 9). Dieser Zusammenhang ist statistisch signifikant nachweisbar für die Nährstoffzahl (lineare Regression, $P < 0,02$). Die übrigen untersuchten Zeigerwertdifferenzen waren statistisch nicht abhängig von der Gesamtartenzahl.

Tab. 3. Differenzen der (mit der Deckung gewichteten) mittleren Zeigerwerte bei Doppelerhebungen und deren Signifikanzniveaus.

Zeigerwerte	Differenz der mittleren Zeigerwerte	P (Wilcoxon-Test)
Lichtzahl	-0,007	0,102
Feuchtezahl	-0,005	0,475
Wechselfeuchtezahl	-0,004	0,259
Reaktionszahl	-0,002	0,448
Nährstoffzahl	0,017	0,004
Humuszahl	0,002	0,360

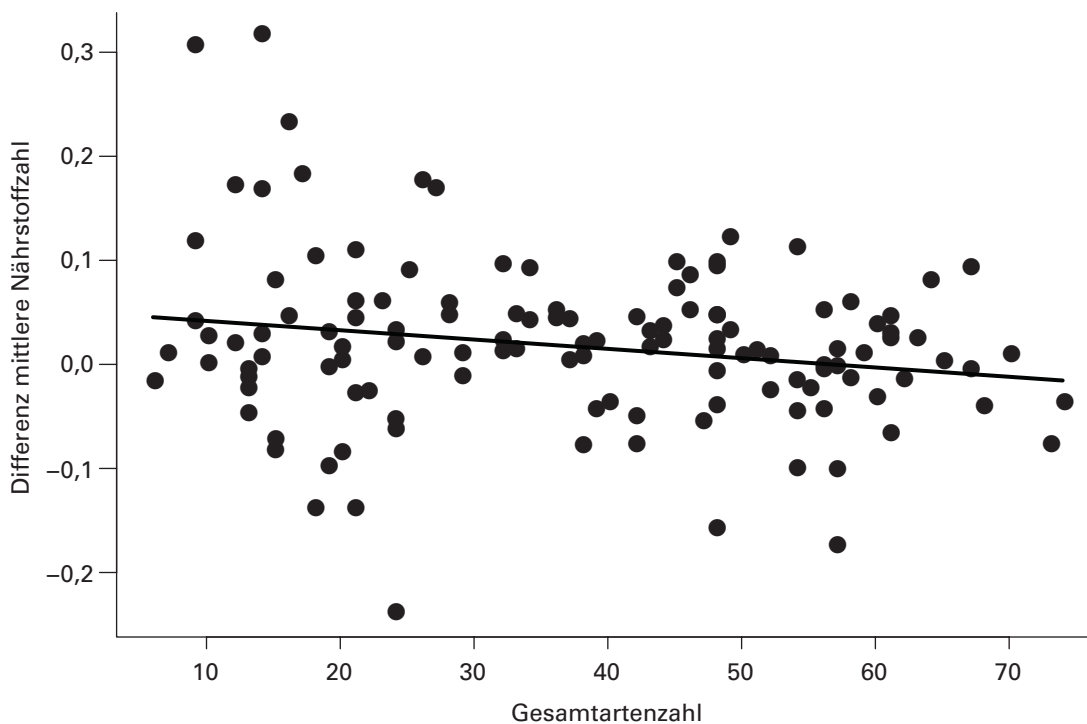


Abb. 9. Zusammenhang zwischen der Gesamtartenzahl von Doppelaufnahmen und der Differenz der mittleren Nährstoffzahl zwischen den beiden BearbeiterInnen.

2.3.3 Wurden Arten mit geringer Deckung übersehen?

Studien haben gezeigt, dass Arten mit geringer Deckung eher übersehen werden als Arten mit grösserer Deckung (VITTOZ und GUIBAN 2007). Dies wird für die WBS bestätigt (Abb. 10). Für die exklusiven Beobachtungen – also jene Arten, die nur von einer der beiden BearbeiterInnen bei Doppelerhebungen gefunden wurden – wurde in 86% der Fälle eine geringe Deckung (r oder +) angegeben. In der geringsten Deckungsklasse (r) – also jenen Arten, die auf einem Plot besonders selten und nur in Einzelexemplaren auftraten – wurden sogar mehr Arten von jeweils einer BearbeiterIn übersehen als von beiden BearbeiterInnen übereinstimmend gefunden wurden.

2.3.4 Übereinstimmung von Deckungsschätzungen

In den meisten Fällen stimmten die Deckungsschätzungen der beiden BearbeiterInnen von Doppelerhebungen entweder überein oder unterschieden sich nur in einer Deckungsklasse (Abb. 11). Die grösste Übereinstimmung findet sich in der Deckungsklasse +, also bei Arten mit geringer Deckung.

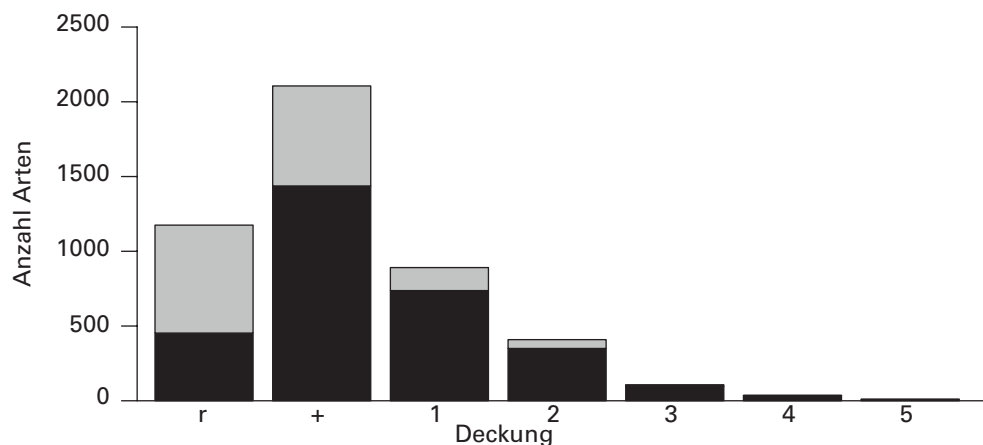


Abb. 10. Übersehene und übereinstimmende Arten bei Doppelerhebungen in Abhängigkeit von der Deckung der jeweiligen Arten. Grau: von jeweils einer BeobachterIn übersehen; schwarz: von beiden BeobachterInnen gefundene Arten (r : <0,1 % Deckung; +: 0,1 % – <1 %; 1: 1 % – <5 %; 2: 5 % – <25 %; 3: 25 % – <50 %; 4: 50 % – <75 %; 5: 75 % – 100 %).

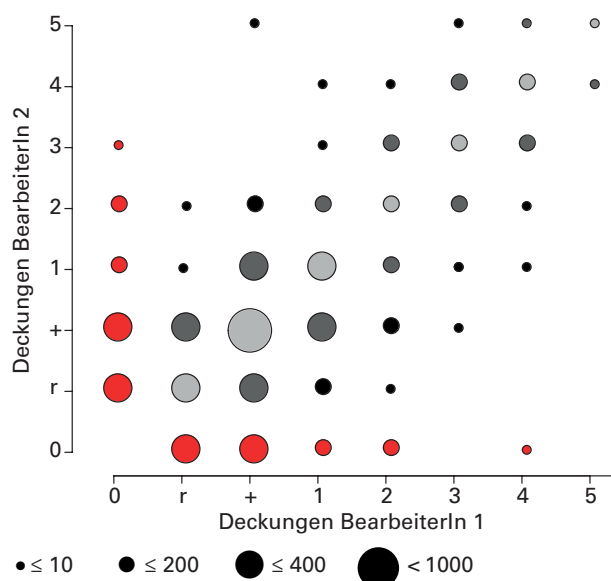


Abb. 11. Vergleich der Deckungsschätzungen der Arten durch die BearbeiterInnen in Doppelaufnahmen. Die Grösse der Kreise ist proportional zur Anzahl der gemeinsamen Deckungsschätzungen. Die Deckungen sind in Abbildung 10 erklärt. Hellgrau: Deckungsschätzungen stimmen überein; dunkelgrau: Deckungsschätzungen unterscheiden sich in nur einer Deckungsklasse; schwarz: Deckungsschätzungen unterscheiden sich in zwei oder mehr Deckungsklassen; rot: nur vor einer Bearbeiterin gefundene Arten.

2.3.5 Einschätzung der Datenqualität

Die im Rahmen der Ersterhebung der WBS durchgeführten Doppelerhebungen weisen Bearbeitereffekte auf. Für die mittleren Zeigerwerte konnte gezeigt werden, dass diese kaum auf Unvollständigkeit der Artenlisten reagieren. Für die langfristige Überwachung der Vegetation sind sie deshalb gut geeignet, wie ihre erfolgreiche Verwendung in vielen angewandten Arbeiten zeigt (DIEKMANN 2003). Dass vor allem Arten mit geringer Deckung übersehen werden, wird bei der statistischen Analyse der Daten berücksichtigt (Gewichtung der Deckungen beim Berechnen mittlerer Zeigerwerte). Die genügend hohe Übereinstimmung der Deckungswerte der beiden BeobachterInnen bei Doppelerhebungen unterstützt diese Schlussfolgerung.

Am empfindlichsten wirken sich Bearbeitereffekte bei artenarmen Aufnahmen aus. In den oft artenarmen (Hoch-)Mooren wird dieses Problem dadurch entschärft, dass neben den Gefässpflanzen auch die Moose erhoben werden (bei den Doppelerhebungen wurden diese nicht berücksichtigt), was die Artenzahl pro Plot erhöht. Es ist aber bei artenarmen Aufnahmen wichtig, dass sich die BearbeiterInnen genügend Zeit für vollständige Artenlisten nehmen.

Da sich Bearbeitereffekte nicht vermeiden lassen (VERHEYEN *et al.* 2018), werden bei der WBS – wie bereits erwähnt – alle MitarbeiterInnen in jedem Aufnahmejahr in allen Regionen der Schweiz und in allen Biotoptypen eingesetzt. Damit wird verhindert, dass mögliche Bearbeitereffekte räumlich, ökologisch und zeitlich korreliert sind. Solange die Fehler durch Bearbeitereffekte zufällig verteilt (randomisiert) sind, treten bei der Analyse von Biotopveränderungen keine Schein-Effekte auf (GRAF *et al.* 2014).

2.4 Indikatoren Zustand

Ein wichtiger Bestandteil bei der Interpretation des Zustands und von Veränderungen von Biotopen aufgrund der Vegetation sind ökologische Zeigerwerte (LANDOLT *et al.* 2010). Diese beschreiben (in Kategorien), unter welchen ökologischen Verhältnissen eine Art normalerweise vorkommt. Die jeweiligen Werte beruhen nicht auf Messungen, sondern auf Erfahrungswerten von Ökologen. In ökologischen Studien finden Zeigerwerte häufig Verwendung, da sie nicht nur eine schnelle und kostengünstige Einschätzung der Biotopqualität erlauben, sondern auch verschiedene Umweltfaktoren über die Zeit integrieren, was mit technischen Messungen kaum zu leisten ist. Mittlere Zeigerwerte werden anhand der in einer Vegetationsaufnahme vorkommenden Arten berechnet. Für den Vergleich von alten und neuen Vegetationsaufnahmen von Dauerbeobachtungsflächen werden mit der Deckung gewichtete mittlere Zeigerwerte berechnet, welche ökologische Veränderungen aussagekräftig widerspiegeln (DIEKMANN 2003; WILDI 2016; MITCHELL *et al.* 2017; KÜCHLER *et al.* 2018).

Die mittlere Nährstoffzahl (Kap. 2.4.1) dient als Indikator für Nährstoffeinträge, beispielsweise hervorgerufen durch Stickstoffdeposition aus der Luft oder intensive Landwirtschaft in der Umgebung. Die mittlere Feuchtezahl (Kap. 2.4.2) gibt Aufschluss über Veränderungen des Wasserhaushalts, also zum Beispiel ob Wiedervernässungen Wirkung zeigen (Anstieg der mittleren Feuchtezahl) oder Flächen aufgrund von immer noch wirksamen Entwässerungen weiterhin austrocknen (Abfall der mittleren Feuchtezahl). Die mittlere Temperaturzahl (Kap. 2.4.3) kann entweder als Indikator von Vegetationsveränderungen durch den Klimawandel dienen, etwa verursacht durch ein Höhersteigen wärmeliebender Arten (Anstieg der mittleren Temperaturzahl), oder auf eine zunehmende Beschattung aufgrund von Verbuschung hindeuten (Verminderung der mittleren Temperaturzahl). Die mittlere Lichtzahl (Kap. 2.4.4) gibt ebenfalls Hinweise auf Verbuschung (Reduktion der mittleren Lichtzahl) oder auch auf Nährstoffeinträge; eine dichter wachsende Vegetation führt zu stärkerer Beschattung.

Die Gesamtartenzahl auf einer Fläche wird häufig als Indikator für die Biodiversität verwendet. Die Gesamtartenvielfalt ist jedoch schwierig zu interpretieren. So findet man eine maximale Artenvielfalt bei mittleren Störungen (BOCH *et al.* 2013; KLAUS *et al.* 2017). In einigen Vegetationstypen zeigen hohe Artenzahlen intakte Verhältnisse an (WILSON *et al.* 2012; TISCHEW *et al.* 2018), in anderen eher eine Verminderung der Lebensraum-

qualität. Beispielsweise sind bewässerte Steppen artenreicher als unbewässerte, jedoch werden speziell an trockene Bedingungen angepasste, typische Steppenarten von häufigen Generalisten verdrängt (DIPNER *et al.* 2008). Zur Bewertung der Biotopqualität eignet sich die Zahl der Lebensraumspezialisten, der gefährdeten Arten oder der (invasiven) Neophyten besser (BOCH *et al.* 2013; KÜCHLER *et al.* 2018). Die mittlere Gesamtartenzahl pro Plot (Abb. 11; Tab. 4) wird in der WBS deshalb nicht als Indikator verwendet, sondern nur als Bezugswert und als zusätzliche Information zur Anzahl Lebensraumspezialisten, Rote Liste-Arten, national prioritärer Arten und Neophyten gegeben.

Für die Berechnung der Indikatoren für Lebensraumspezialisten (Kap. 2.4.5), der Arten der Roten Liste (Kap. 2.4.6), der national prioritären Arten (2.4.7) und der Neophyten (Kap. 2.4.8) wurden die Rote Liste der Gefäßpflanzen (BORNAND *et al.* 2016) und der Moose (SCHNYDER *et al.* 2004) der Schweiz, die Liste der national prioritären Arten (BAFU 2011), die in DELARZE *et al.* (2015) aufgeführten Listen von Lebensraumspezialisten und die in JUILLERAT *et al.* (2017) aufgeführten Neophyten verwendet. Für die Anzahl der Arten der Roten Liste wurden alle Arten der Rote Listen mit Status NT, VU, EN und CR gezählt (bei Mooren neben Gefäßpflanzen auch Moose). Als Lebensraumspezialisten wurden alle Arten bezeichnet, die in den Artenlisten der berücksichtigten Lebensräume gemäss DELARZE *et al.* (2015) des jeweiligen Biotoptyps vorkamen (Moore inklusive Moose). Es wurde je eine Liste von Lebensraumspezialisten für Auen, Trockenwiesen und Moore hergestellt.

Um genauere Aussagen zu Zustand und Veränderung der TWW, Auen und Hoch- und Flachmoore machen zu können, wurden die Daten nicht nur auf Ebene dieser Biotoptypen analysiert, sondern es wurde zusätzlich eine feiner aufgelöste Vegetationseinteilung erstellt (Anhang C). Um die Vegetationsaufnahmen diesen engeren Vegetationseinheiten zuordnen zu können, wurden diese aufgrund ihrer Artenzusammensetzung den Pflanzengesellschaften (Assoziationen) gemäss PANTKE (2008) zugeordnet. In PANTKE (2008) sind alle für die Schweiz beschriebenen Pflanzengesellschaften mit Artenlisten beschrieben. Für die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen berechneten wir zunächst Ähnlichkeiten von allen Vegetationsaufnahmen zu allen bei PANTKE (2008) aufgeführten Assoziationen. Als Ähnlichkeitsmass wurde der Van-der-Maarel-Koeffizient verwendet (WILDI und ORLÓCI 1996). Die Vegetationsaufnahmen wurden dann jener Assoziation zugewiesen, zu der sie die höchste Ähnlichkeit aufwiesen (GRAF *et al.* 2010). Die bestimmten Assoziationen wurden dann den Einheiten gemäss DELARZE *et al.* (2015) zugeordnet und anschliessend weiter zusammengefasst. Bei den TWW resultierten schliesslich fünf, bei den Mooren sechs und bei den Auen acht Vegetationseinheiten, die typisch für diese Biotope sind (Anhang C). Assoziationen, die nicht diesen typischen Vegetationseinheiten zugeordnet werden konnten, wurden in der Gruppe «Andere» zusammengefasst. In den Auen konnten 41% der Plots keiner der typischen Vegetationseinheiten zugeordnet werden, bei den Mooren waren es 21% und bei den TWW 11%.

Um Aussagen zur Auendynamik basierend auf den Vegetationserhebungen machen zu können, wurde ein entsprechender Indikator entwickelt (Kap. 2.4.9). Der Indikator beruht auf der in LANDOLT *et al.* (2010) für jede Art aufgeführten Lebensstrategie: Je grösser der Ruderalcharakter in der Lebensstrategie einer Art ist, desto eher vermag sie an dynamischen Orten zu wachsen. Der so festgelegte Ruderalcharakter, beziehungsweise die Ruderalzahl einer Art, kann zwischen 0 und 3 liegen. In sehr dynamischen Lebensräumen wie neu angeschwemmten Kiesbänken, kann es sein, dass keine oder nur sehr wenige Pflanzenarten wachsen. Um auch für diese Habitate den Dynamikindikator berechnen zu können, wurde zusätzlich das Vorkommen von Schluff, Sand, Kies, Steinen und Wasser auch in den Indikator integriert, indem diese Substrate wie Arten behandelt und ihnen eine Ruderalzahl von 3 zugeordnet wurde.

Als Mass für die Unterschiedlichkeit der Vegetation, wurden zunächst mittels Jaccard-Index – ein Ähnlichkeitsmass (MAGURRAN 2004) – alle Plots paarweise miteinander verglichen und dann die mittlere Ähnlichkeit berechnet. Dieser Wert wurde schliesslich von 1 abgezogen um ein Mass für die mittlere Unähnlichkeit beziehungsweise mittlere Unterschiedlichkeit der Plots zu erhalten. Die mittlere Unterschiedlichkeit kann zwischen 0 und 1 liegen. Ein Wert der Unterschiedlichkeit nahe 1 zeigt stark verschiedene Vegetation an, ein Wert nahe 0 sehr einheitliche Vegetation. Für die Berechnung der Unterschiedlichkeit wurden nur Plots mit mindestens 5 Arten berücksichtigt. Die Gesamtzahl der Plots ist deshalb bei diesem Indikator tiefer. Nimmt die mittlere Unterschiedlichkeit

über die Zeit ab, so wird die Vegetation immer einheitlicher. Eine solche Homogenisierung der Vegetation ist oft nicht erwünscht (MCKINNEY und LOCKWOOD 1999, CLAVEL *et al.* 2011), trotzdem ist bei der Bewertung von Veränderungen der Homogenisierung Vorsicht geboten (SOCOLAR *et al.* 2016), da z. B. durch Regenerationsmassnahmen homogenere Bestände geschaffen werden können.

Mittlere Gesamtartenzahlen sind in Tabelle 4 aufgeführt und in Abb. 12 und 13 dargestellt. Bei den TWW und den Mooren wiesen die Aufnahmen der Alpennordflanke fast durchwegs die höchsten Artenzahlen auf (Tab. 4; Abb. 13). Der artenreichste Plot überhaupt lag in den Nordalpen im Kanton Uri östlich von Engelberg. Es handelte sich dabei um einen kalkarmen Gebirgsmagerasen mit 86 Gefässpflanzenarten auf 10 m². Kalkarme Gebirgsmagerasen der Nordalpen waren mit durchschnittlich 44,3 Arten pro Plot allgemein am artenreichsten, dicht gefolgt von den Trockenrasen mit durchschnittlich 43,1 Arten pro Plot. Als überraschend artenreich erwies sich auch das Mittelland: Feucht- und Nasswiesen zeigten dort hohe durchschnittliche Artenzahlen (Tab. 4).

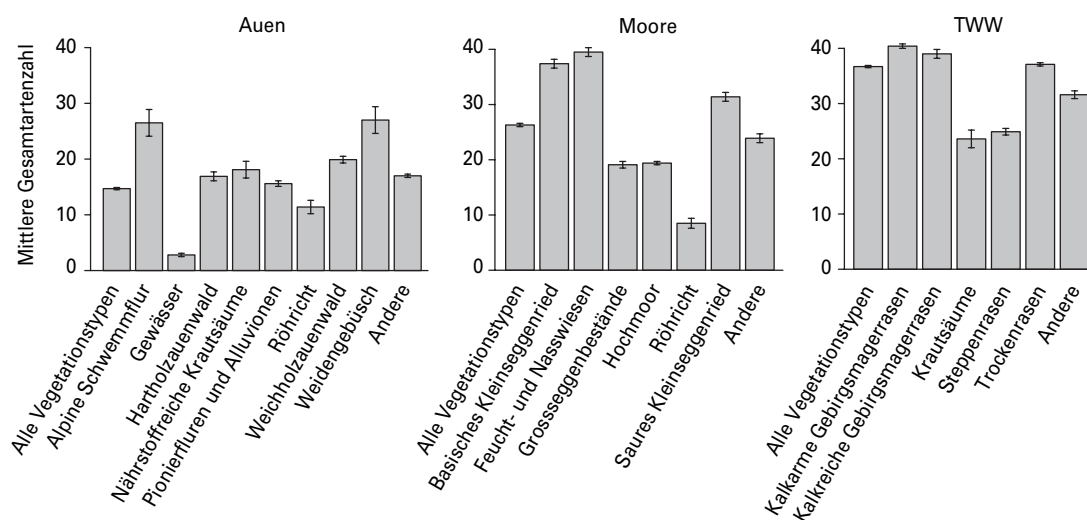


Abb. 12. Mittlere Gesamtartenzahlen ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

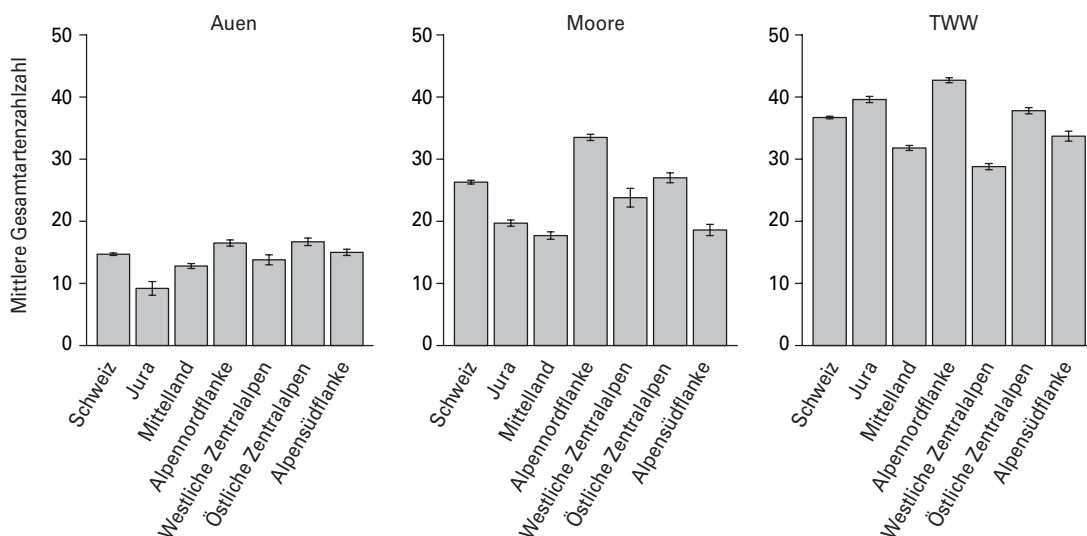


Abb. 13. Mittlere Gesamtartenzahlen ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Tab. 4. Mittlere Artenzahl (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps und der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei den Mooren wurden neben den Gefässpflanzenarten auch die Moose berücksichtigt, weshalb die Artenzahlen nicht direkt mit jenen der Auen und TWW vergleichbar sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
		N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	2091	14,7	0,2	79	9,2	1,1	676	12,8	0,4	490	16,5	0,5	136	13,8	0,8	384	16,7	0,6	326	15,0	0,5
	Alpine Schwemmfur	14	26,5	2,4	–	–	–	–	–	–	2	25,0	6,0	1	26,0	–	11	26,8	3,0	–	–	–
	Gewässer	336	2,8	0,3	31	0,6	0,5	131	2,1	0,5	58	2,7	0,8	18	6,2	1,9	53	5,1	1,2	45	2,2	0,7
	Hartholzauenwald	70	16,9	0,8	1	12,0	–	46	15,4	0,8	17	20,6	2,2	–	–	–	3	16,7	0,7	3	22,3	3,3
	Nährstoffreiche Krautsäume	40	18,1	1,5	1	25,0	–	16	13,6	1,6	9	26,1	3,9	1	19,0	–	9	19,2	3,3	4	13,0	0,7
	Pinonierfluren und Alluvionen	497	15,6	0,5	3	4,7	0,7	68	20,5	1,6	157	15,8	1,0	58	11,3	1,2	141	15,8	0,9	70	14,4	1,1
	Röhricht	56	11,4	1,2	3	13,7	7,7	33	10,8	1,7	11	14,4	2,0	–	–	–	3	6,0	3,1	6	11,3	1,7
	Weichholzauenwald	192	19,9	0,6	3	7,7	2,7	26	14,8	1,7	37	22,9	1,4	18	15,9	1,2	55	19,8	1,0	53	22,4	1,2
	Weidengebüsch	17	27,0	2,4	–	–	–	–	–	–	1	17,0	–	1	42,0	–	10	23,1	2,1	5	33,8	4,7
	Andere	869	17,0	0,3	37	16,1	1,4	356	15,0	0,4	198	19,1	0,8	39	18,8	1,3	99	20,9	1,1	140	16,0	0,6
Moore	Alle Vegetationstypen	2013	26,3	0,3	335	19,7	0,5	371	17,7	0,6	858	33,5	0,5	82	23,8	1,5	265	27,0	0,8	102	18,6	0,9
	Basisches Kleinseggenried	279	37,4	0,8	2	26,5	5,5	43	30,2	2,0	154	43,6	0,9	15	36,5	2,9	51	30,0	1,8	14	21,1	2,3
	Feucht- und Nasswiesen	286	39,5	0,8	57	28,3	1,3	15	34,7	2,8	195	44,2	0,9	9	30,4	3,9	8	31,5	4,9	2	13,0	3,0
	Grosseggenbestände	195	19,1	0,6	28	19,3	1,7	96	17,8	0,8	46	23,2	1,5	7	15,7	3,5	14	16,2	1,4	4	15,8	4,8
	Hochmoor	590	19,4	0,3	152	15,3	0,5	71	18,3	1,0	244	21,3	0,6	8	26,1	2,2	71	21,9	1,0	44	19,7	1,3
	Röhricht	70	8,5	0,9	4	9,5	1,5	43	9,1	1,1	7	9,3	4,0	11	6,8	1,8	2	6,5	5,5	3	4,0	3,0
	Saures Kleinseggenried	172	31,4	0,8	33	28,4	1,7	3	21,0	8,0	80	35,9	1,1	6	26,3	3,2	41	27,9	1,6	9	24,9	2,3
	Andere	421	23,9	0,8	59	18,4	1,1	100	12,8	1,0	132	32,2	1,4	26	22,1	2,5	78	31,3	1,7	26	15,9	2,0
	Alle Vegetationstypen	2798	36,7	0,2	504	39,6	0,5	359	31,8	0,4	653	42,7	0,4	436	28,8	0,5	577	37,8	0,5	269	33,7	0,8
	Kalkarme Gebirgsmagerrasen	883	40,4	0,4	28	38,1	1,8	–	–	–	329	44,3	0,6	97	34,4	0,9	255	41,8	0,7	174	34,9	1,0
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen	160	39,0	0,8	73	40,5	1,2	–	–	–	18	40,4	2,4	33	33,8	1,6	25	39,6	2,0	11	40,2	3,2
	Krautsäume	25	23,6	1,6	–	–	–	5	24,0	4,7	2	32,5	0,5	10	21,9	1,8	5	22,2	4,6	3	24,7	4,8
	Steppenrasen	196	24,9	0,6	–	–	–	1	12,0	–	–	–	–	157	24,0	0,6	35	29,1	1,4	3	24,7	3,4
	Trockenrasen	1232	37,1	0,3	373	40,4	0,5	291	31,9	0,5	228	43,1	0,7	112	30,4	0,9	195	35,6	0,7	33	35,8	2,2
	Andere	302	31,6	0,7	30	28,5	2,0	62	32,1	0,9	76	35,1	1,4	27	25,9	2,3	62	33,6	1,6	45	27,4	1,9

2.4.1 Zustand Nährstoffe

Die Vegetation der Auen zeigt verglichen mit jener der Moore und TWW die höchsten mittleren Nährstoffzahlen (Abb. 14), da dort viele nährstoffliebende Arten vorkommen. Einzig die alpinen Schwemmluren sowie die Pionierfluren und Alluvionen haben mittlere Nährstoffzahlen von unter 3 (Tab. 5; Abb. 14). Die nährstoffreichen Krautsäume der Auen weisen mit einem Wert von 3,8 die höchste mittlere Nährstoffzahl auf. Die mittleren Nährstoffzahlen der Vegetationstypen in Mooren und TWW liegen hingegen fast durchwegs unter 3, einzelne Objekte können aber viele Nährstoffzeiger aufweisen. In den Hochmooren herrschen mit einem mittleren Wert von 1,9 die nährstoffärmsten Bedingungen vor. Die Vegetationstypen der TWW weisen nur geringe Unterschiede der mittleren Nährstoffzahlen auf: die Steppenrasen sind mit einer mittleren Nährstoffzahl von 2,2 erwartungsgemäss am nährstoffärmsten, die Krautsäume mit 2,6 am nährstoffreichsten (Tab. 5).

Zwischen den biogeografischen Regionen gibt es innerhalb der Auen, Moore und TWW nur wenige und nicht stark ausgeprägt Unterschiede der mittleren Nährstoffzahlen (Abb. 15). Die Moore und TWW zeigen im Mittelland etwas höhere mittlere Nährstoffzahlen als in den restlichen Regionen. Die Hochmoore des Mittellands haben im Mittel eine Nährstoffzahl von 2,2 (Tab. 5). Die etwas höhere mittlere Nährstoffzahl in den Mooren im Mittelland deutet im Vergleich zu den anderen Regionen auf negative äussere Einflüsse wie erhöhte Einschwemmung von Nährstoffen aus dem Umland oder erhöhter Luftstickstoffdeposition hin. Da Hochmoore im Mittelland durch Abtorfung und Entwässerung heute meist stark beeinflusst sind, kommen häufig Störungszeiger und Generalisten vor, welche die Nährstoffzahl in der Regel erhöhen. Durch die eher kleinen Flächengrössen sind die Hochmoore im Mittelland zudem stärker durch Randeffekte wie landwirtschaftliche Nutzung oder Nährstoffeinträge beeinflusst als grossflächige Hochmoore (KÜCHLER *et al.* 2018). Bei den Auen wurden im Jura, dem Mittelland und der Alpensüdflanke höhere mittlere Nährstoffzahlen als in den restlichen Regionen bestimmt (Abb. 15 und 16).

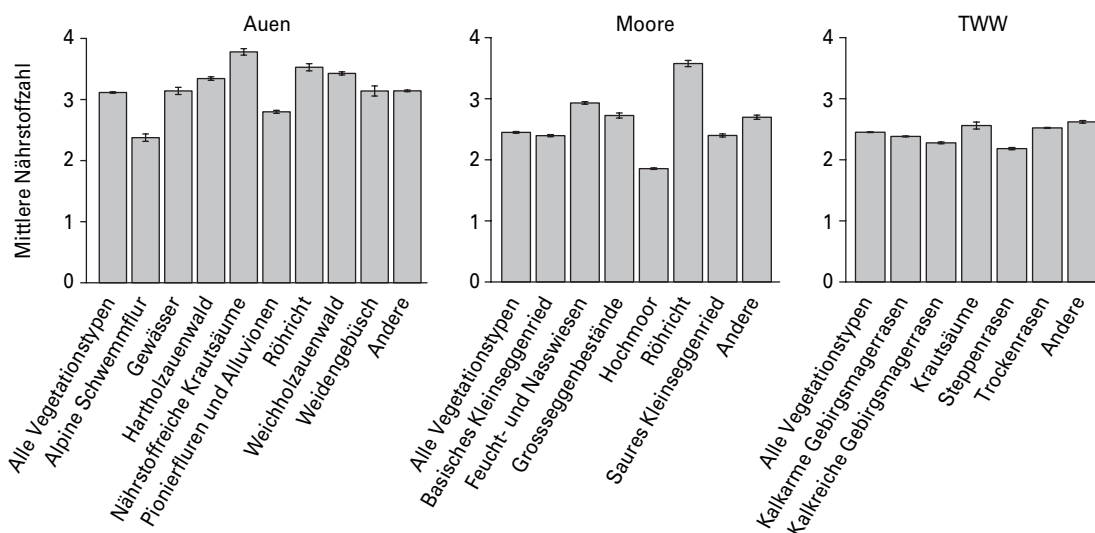


Abb. 14. Mittlere Nährstoffzahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

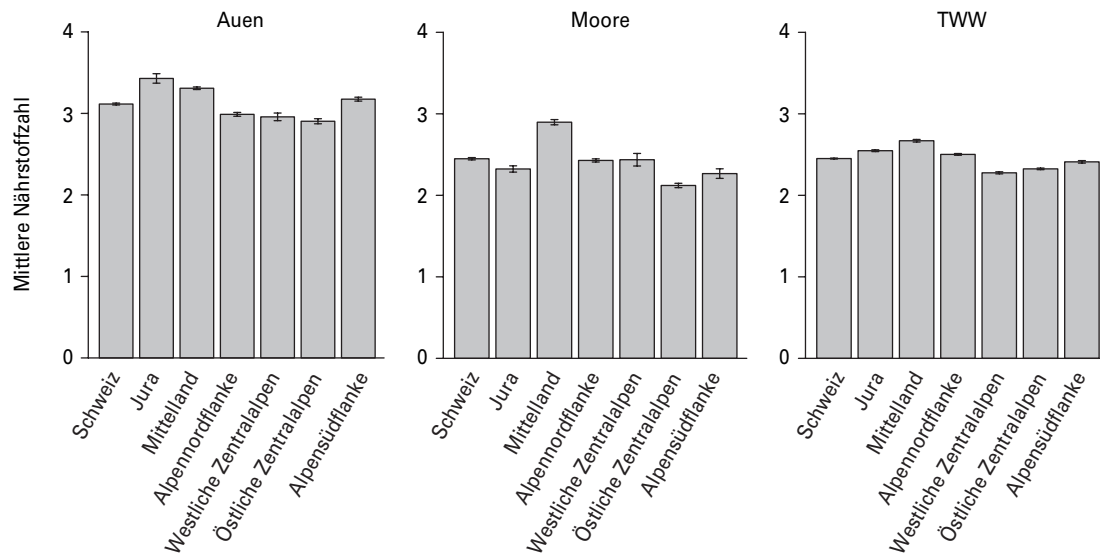


Abb. 15. Mittlere Nährstoffzahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.



Abb. 16. Nährstoffreicher Brennesselbestand in einer Aue im Mittelland (Foto: Ariel Bergamini).

Tab. 5. Mittlere Nährstoffzahl (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps und der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; -: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Nährstoffzahl	Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpenmordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
			N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2091	3,1	0,01	79	3,4	0,06	676	3,3	0,02	490	3,0	0,02	136	3,0	0,05	384	2,9	0,03	326	3,2	0,02
		Alpine Schwemmlur	14	2,4	0,06	-	-	-	-	-	-	2	2,0	0,09	1	2,5	-	11	2,4	0,05	-	-	-
		Gewässer	336	3,1	0,06	31	3,5	0,21	131	3,4	0,08	58	2,9	0,17	18	3,3	0,13	53	2,6	0,10	45	3,3	0,13
		Hartholzauenwald	70	3,3	0,03	1	3,6	-	46	3,4	0,03	17	3,2	0,07	-	-	-	3	3,5	0,02	3	3,2	0,12
		Nährstoffreiche Krautsäume	40	3,8	0,05	1	3,7	-	16	4,0	0,07	9	3,5	0,11	1	3,5	-	9	3,7	0,05	4	3,9	0,09
		Pinonierfluren und Alluvionen	497	2,8	0,02	3	3,7	0,31	68	3,3	0,05	157	2,7	0,04	58	2,7	0,07	141	2,6	0,03	70	2,9	0,06
		Röhricht	56	3,5	0,06	3	3,4	0,27	33	3,6	0,07	11	3,5	0,11	-	-	-	3	3,2	0,61	6	3,5	0,18
		Weichholzauenwald	192	3,4	0,03	3	3,9	0,07	26	3,7	0,06	37	3,3	0,04	18	3,4	0,09	55	3,5	0,04	53	3,3	0,06
		Weidengebüsch	17	3,1	0,08	-	-	-	-	-	-	1	3,2	-	1	3,0	-	10	3,1	0,13	5	3,2	0,09
		Andere	869	3,1	0,01	37	3,3	0,07	356	3,2	0,02	198	3,1	0,03	39	3,0	0,07	99	3,0	0,06	140	3,2	0,03
Moore	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2013	2,4	0,01	335	2,3	0,04	371	2,9	0,03	858	2,4	0,02	82	2,4	0,08	265	2,1	0,03	102	2,3	0,06
		Basisches Kleinseggenried	279	2,4	0,02	2	2,4	0,08	43	2,6	0,04	154	2,5	0,02	15	2,2	0,03	51	2,1	0,03	14	2,1	0,08
		Feucht- und Nasswiesen	286	2,9	0,02	57	3,2	0,05	15	3,0	0,09	195	2,9	0,02	9	2,6	0,08	8	2,9	0,15	2	2,8	0,27
		Grosseggenbestände	195	2,7	0,04	28	2,5	0,12	96	2,9	0,04	46	2,8	0,08	7	2,1	0,20	14	2,0	0,16	4	3,1	0,32
		Hochmoor	590	1,9	0,01	152	1,8	0,02	71	2,2	0,04	244	1,8	0,02	8	1,8	0,08	71	1,8	0,03	44	1,9	0,03
		Röhricht	70	3,6	0,05	4	3,4	0,36	43	3,5	0,06	7	3,6	0,21	11	3,7	0,12	2	3,6	0,44	3	3,9	0,14
		Saures Kleinseggenried	172	2,4	0,03	33	2,5	0,05	3	2,4	0,14	80	2,5	0,03	6	2,0	0,09	41	2,2	0,05	9	2,3	0,05
		Andere	421	2,7	0,03	59	2,6	0,09	100	3,2	0,06	132	2,7	0,06	26	2,4	0,13	78	2,3	0,05	26	2,6	0,13
		Alle Vegetationstypen	2798	2,5	0,01	504	2,5	0,01	359	2,7	0,02	653	2,5	0,01	436	2,3	0,01	577	2,3	0,01	269	2,4	0,02
		Kalkarme Gebirgsmagerrasen	883	2,4	0,01	28	2,5	0,03	-	-	-	329	2,5	0,01	97	2,2	0,02	255	2,3	0,01	174	2,4	0,02
TWW	Alle Vegetationstypen	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen	160	2,3	0,01	73	2,4	0,02	-	-	-	18	2,3	0,03	33	2,1	0,02	25	2,2	0,03	11	2,3	0,05
		Krautsäume	25	2,6	0,06	-	-	-	5	3,0	0,09	2	2,5	0,15	10	2,4	0,07	5	2,4	0,08	3	2,6	0,17
		Steppenrasen	196	2,2	0,02	-	-	-	1	2,1	-	-	-	-	157	2,2	0,02	35	2,2	0,03	3	2,2	0,02
		Trockenrasen	1232	2,5	0,01	373	2,6	0,01	291	2,7	0,02	228	2,5	0,02	112	2,4	0,02	195	2,3	0,02	33	2,5	0,05
		Andere	302	2,6	0,02	30	2,9	0,06	62	2,7	0,04	76	2,7	0,04	27	2,4	0,08	62	2,5	0,05	45	2,6	0,04

2.4.2 Zustand Feuchtigkeit

Die mittleren Feuchtezahlen spiegeln die zu erwartenden Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse der drei Biotoptypen, sowie der unterschiedlichen Vegetationstypen wider: Moore haben die höchste mittlere Feuchtezahl, die viele unterschiedliche Vegetationstypen umfassenden Auen die zweithöchste und die TWW die niedrigste Feuchtezahl (Abb. 17 und 18). TWW sind vor allem in den westlichen Zentralalpen deutlich trockener als in anderen Regionen (Abb. 18), eine Folge der im trockenen Rhonetal verbreiteten Steppenrasen. Ansonsten sind nur geringe Unterschiede zwischen den Regionen für die einzelnen Vegetationstypen zu erkennen (Abb. 18).

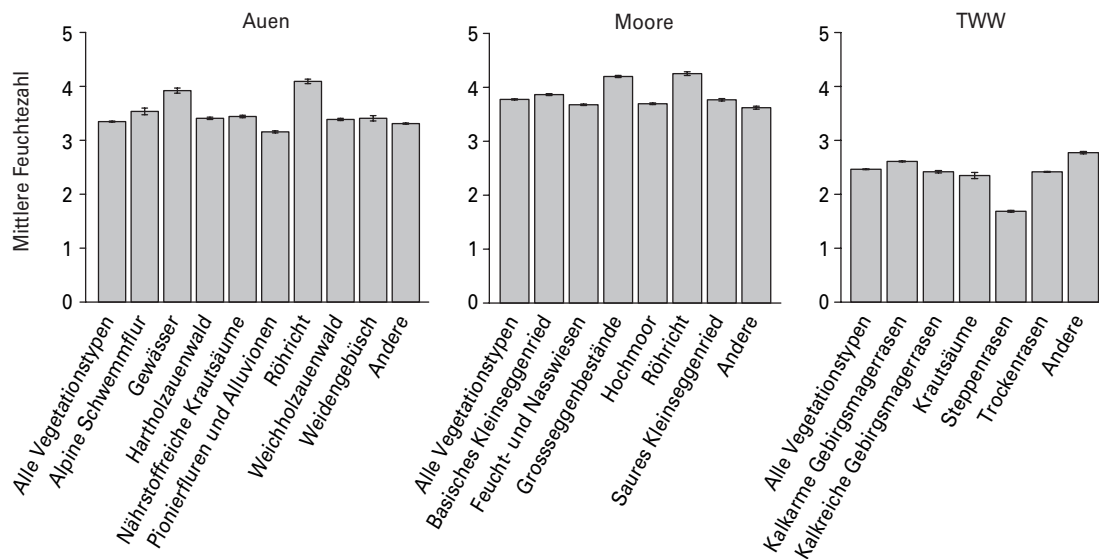


Abb. 17. Mittlere Feuchtezahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

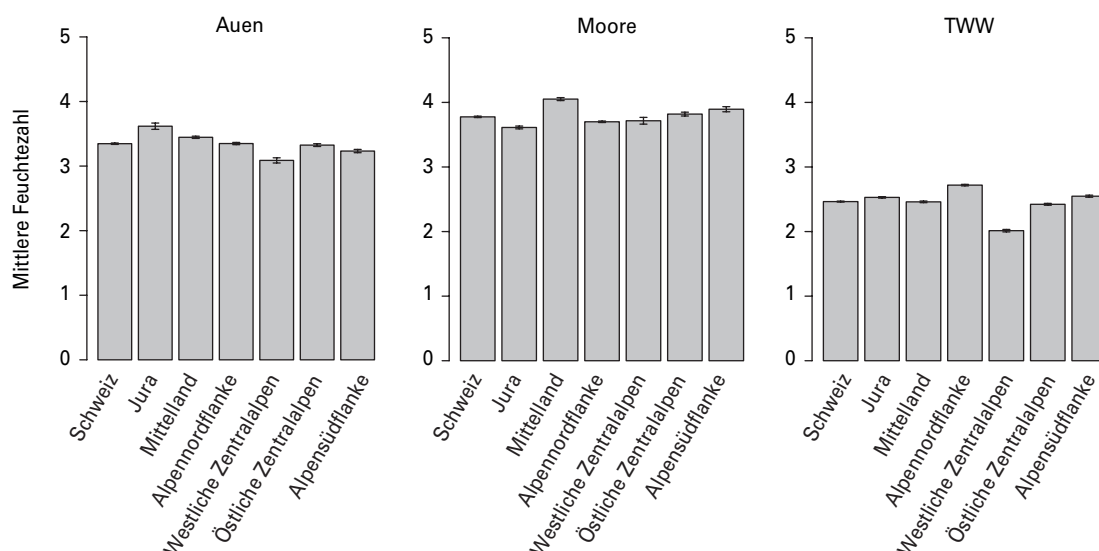


Abb. 18. Mittlere Feuchtezahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz sowie in ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Tab. 6. Mittlere Feuchtezahl (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps und der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Feuchtezahl	Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
			N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2091	3,3	0,01	79	3,6	0,05	676	3,4	0,02	490	3,3	0,02	136	3,1	0,04	384	3,3	0,02	326	3,2	0,03
		Alpine Schwemmland	14	3,5	0,06	–	–	–	–	–	–	2	3,6	0,24	1	3,4	–	11	3,5	0,07	–	–	–
		Gewässer	336	3,9	0,05	31	4,1	0,21	131	4,1	0,08	58	3,7	0,09	18	3,6	0,08	53	3,7	0,09	45	4,1	0,15
		Hartholzauenwald	70	3,4	0,02	1	3,4	–	46	3,4	0,02	17	3,3	0,05	–	–	–	3	3,6	0,11	3	3,3	0,12
		Nährstoffreiche Krautsäume	40	3,4	0,02	1	3,4	–	16	3,4	0,03	9	3,5	0,05	1	3,2	–	9	3,5	0,06	4	3,4	0,11
		Pinonierfluren und Alluvionen	497	3,2	0,02	3	3,4	0,04	68	3,2	0,05	157	3,2	0,03	58	2,9	0,07	141	3,2	0,03	70	3,0	0,06
		Röhricht	56	4,1	0,04	3	3,8	0,07	33	4,2	0,06	11	4,0	0,07	–	–	–	3	4,3	0,17	6	4,0	0,11
		Weichholzauenwald	192	3,4	0,02	3	3,6	0,10	26	3,7	0,05	37	3,5	0,03	18	3,3	0,06	55	3,3	0,03	53	3,2	0,04
		Weidengebüsch	17	3,4	0,05	–	–	–	–	–	–	1	3,5	–	1	3,5	–	10	3,5	0,04	5	3,2	0,09
		Andere	869	3,3	0,01	37	3,6	0,05	356	3,3	0,02	198	3,3	0,02	39	3,0	0,06	99	3,3	0,04	140	3,2	0,03
Moore	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2013	3,8	0,01	335	3,6	0,02	371	4,1	0,02	858	3,7	0,01	82	3,7	0,05	265	3,8	0,03	102	3,9	0,04
		Basisches Kleinseggenried	279	3,9	0,02	2	3,5	0,18	43	4,0	0,05	154	3,8	0,02	15	3,9	0,06	51	4,0	0,04	14	4,2	0,08
		Feucht- und Nasswiesen	286	3,7	0,01	57	3,7	0,03	15	3,6	0,06	195	3,7	0,02	9	3,5	0,12	8	3,9	0,10	2	3,7	0,10
		Grosseggenbestände	195	4,2	0,02	28	4,2	0,05	96	4,2	0,03	46	4,1	0,04	7	4,2	0,13	14	4,3	0,06	4	4,1	0,07
		Hochmoor	590	3,7	0,02	152	3,5	0,03	71	3,8	0,05	244	3,7	0,02	8	3,7	0,06	71	3,9	0,04	44	3,8	0,05
		Röhricht	70	4,3	0,03	4	4,0	0,18	43	4,3	0,04	7	4,4	0,10	11	4,1	0,09	2	4,3	0,19	3	4,5	0,02
		Saures Kleinseggenried	172	3,8	0,02	33	3,7	0,05	3	3,8	0,06	80	3,7	0,03	6	3,9	0,07	41	4,0	0,05	9	3,7	0,08
		Andere	421	3,6	0,03	59	3,5	0,07	100	4,0	0,06	132	3,5	0,04	26	3,3	0,10	78	3,5	0,06	26	3,9	0,10
		Alle Vegetationstypen	2798	2,5	0,01	504	2,5	0,01	359	2,5	0,01	653	2,7	0,01	436	2,0	0,02	577	2,4	0,01	269	2,5	0,02
		Kalkarme Gebirgsmagerasen	883	2,6	0,01	28	2,9	0,03	–	–	–	329	2,8	0,02	97	2,4	0,03	255	2,5	0,01	174	2,5	0,02
TWW	Alle Vegetationstypen	Kalkreiche Gebirgsmagerasen	160	2,4	0,02	73	2,5	0,03	–	–	–	18	2,5	0,06	33	2,2	0,04	25	2,4	0,05	11	2,4	0,12
		Krautsäume	25	2,3	0,06	–	–	–	5	2,7	0,09	2	2,3	0,08	10	2,3	0,07	5	2,1	0,07	3	2,4	0,20
		Steppenrasen	196	1,7	0,02	–	–	–	1	1,9	–	–	–	–	157	1,6	0,02	35	1,9	0,03	3	1,9	0,02
		Trockenrasen	1232	2,4	0,01	373	2,5	0,01	291	2,4	0,01	228	2,6	0,02	112	2,1	0,02	195	2,2	0,02	33	2,4	0,04
		Andere	302	2,8	0,02	30	2,8	0,05	62	2,6	0,03	76	3,0	0,04	27	2,3	0,09	62	2,9	0,05	45	2,7	0,04



Abb. 19. Plot mit hoher mittlerer Feuchtezahl in einem Röhricht am Genfersee (Foto: Steffen Boch).

Die nassen oder zeitweise überschwemmten Röhrichte und Grossegegnbestände weisen die höchsten mittleren Feuchtezahlen in Auen und Mooren auf (Abb. 19), während die in den TWW der inneralpinen Trockentäler vorkommenden Steppenrasen die insgesamt niedrigste mittlere Feuchtezahl mit einem Wert von 1,7 haben (Tab. 6).

Bei den Mooren weisen diejenigen im Jura die tiefsten mittleren Feuchtezahlen auf und nicht etwa jene des Mittellandes, wie dies aufgrund der Verbreitung der Moore in der Schweiz zu erwarten wäre (KÜCHLER *et al.* 2018).

2.4.3 Zustand Temperatur

Die höchsten Werte der mittleren Temperaturzahl sind in Steppenrasen und Röhricht zu finden, also in jenen Vegetationstypen der tiefsten und/oder wärmsten Lagen (Abb. 20). Die niedrigsten mittleren Temperaturzahlen wurden bei den höher gelegenen Vegetationstypen wie den alpinen Schwemmluren und den Gebirgsmagerrasen bestimmt (Abb. 21). Ebenfalls eher kühle Bedingungen weisen die Hochmoore mit mittleren Temperaturzahlen von 2,7 auf (Abb. 20; Tab. 7). Die Bildung von Hochmooren ist nur in feucht-kühlen Lagen mit einer geringen Verdunstungsrate möglich (ELLENBERG 1996). Interessanterweise haben auch die Pionierfluren und Alluvionen über die ganze Schweiz betrachtet eine tiefe mittlere Temperaturzahl. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in tieferen und wärmeren Lagen die Dynamik der Flüsse weitgehend unterbunden wurde und dort nur noch wenige Pionierfluren und Alluvionen vorkommen, während sie in höheren Lagen immer noch zu finden sind (Tab. 7). Die Arten der Pionierflächen der höheren Lagen besitzen tiefere Temperaturzahlen als die entsprechenden Arten tieferer Lagen.

Wie zu erwarten, weist das Mittelland hohe Temperaturzahlen auf. Die Alpensüdflanke hingegen einzig bei den Auen. Die Temperaturzahlen bei den Mooren und TWW der Alpensüdflanke sind hingegen nicht hoch. Dies dürfte damit zusammenhängen, dass Moore und TWW auf der Alpensüdflanke häufig in höheren Lagen vorkommen, Auen von nationaler Bedeutung hingegen in tieferen Lagen zu finden sind (Abb. 22).

Der Indikator Temperaturzahl wird erst in Zukunft interessant, wenn er als Mass für Veränderungen der Vegetation hinsichtlich Klimawandel eingesetzt werden kann.

Tab. 7. Mittlere Temperaturzahl (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps und der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Temperaturzahl	Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
			N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen		2091	3,2	0,01	79	3,4	0,04	676	3,5	0,01	490	3,0	0,03	136	2,9	0,06	384	2,7	0,03	326	3,5	0,02
	Alpine Schwemmlandflur		14	2,2	0,05	–	–	–	–	–	–	2	2,3	0,03	1	2,1	–	11	2,1	0,06	–	–	–
	Gewässer		336	3,2	0,06	31	3,7	0,15	131	3,6	0,03	58	3,0	0,14	18	2,9	0,20	53	2,6	0,13	45	3,7	0,07
	Hartholzauenwald		70	3,4	0,02	1	3,3	–	46	3,5	0,02	17	3,3	0,03	–	–	–	3	3,4	0,11	3	3,4	0,03
	Nährstoffreiche Krautsäume		40	3,3	0,05	1	3,4	–	16	3,5	0,03	9	3,1	0,08	1	3,0	0,11	9	2,9	0,13	4	3,7	0,09
	Pinienfluren und Alluvionen		497	2,8	0,03	3	3,5	0,07	68	3,5	0,02	157	2,6	0,05	58	2,7	0,07	141	2,3	0,05	70	3,4	0,05
	Röhricht		56	3,6	0,04	3	3,4	0,25	33	3,7	0,04	11	3,4	0,06	–	–	–	3	3,3	0,28	6	3,7	0,08
	Weichholzaunenwald		192	3,3	0,02	3	3,5	0,10	26	3,5	0,03	37	3,1	0,03	18	3,1	–	55	3,3	0,02	53	3,3	0,04
	Weidengebüsch		17	3,0	0,06	–	–	–	–	–	–	1	3,0	–	1	2,8	–	10	3,0	0,08	5	3,1	0,15
	Andere		869	3,3	0,01	37	3,3	0,04	356	3,5	0,01	198	3,2	0,03	39	3,0	0,08	99	2,8	0,06	140	3,5	0,02
Moore	Alle Vegetationstypen		2013	2,9	0,01	335	2,9	0,01	371	3,4	0,02	858	2,9	0,01	82	2,7	0,07	265	2,6	0,02	102	2,8	0,04
	Basisches Kleinseggenried		279	2,8	0,02	2	3,1	0,04	43	3,3	0,03	154	2,8	0,02	15	2,5	0,07	51	2,5	0,03	14	2,4	0,07
	Feucht- und Nasswiesen		286	3,0	0,01	57	3,0	0,01	15	3,2	0,03	195	2,9	0,01	9	3,0	0,11	8	2,7	0,09	2	3,2	0,08
	Grosseggenbestände		195	3,2	0,02	28	3,0	0,02	96	3,4	0,02	46	3,1	0,04	7	2,8	0,11	14	3,0	0,05	4	3,4	0,13
	Hochmoor		590	2,7	0,01	152	2,7	0,01	71	3,1	0,02	244	2,7	0,01	8	2,5	0,05	71	2,7	0,02	44	2,7	0,02
	Röhricht		70	3,7	0,03	4	3,3	0,02	43	3,7	0,03	7	3,6	0,13	11	3,7	0,08	2	3,7	0,32	3	4,0	0,01
	Saures Kleinseggenried		172	2,8	0,02	33	2,9	0,02	3	3,1	0,01	80	2,9	0,01	6	2,3	0,08	41	2,6	0,03	9	2,7	0,14
	Andere		421	2,9	0,03	59	3,0	0,03	100	3,6	0,03	132	2,9	0,02	26	2,4	0,13	78	2,4	0,04	26	2,9	0,11
	Alle Vegetationstypen		2798	3,0	0,01	504	3,2	0,02	359	3,5	0,01	653	2,8	0,01	436	3,3	0,03	577	2,8	0,02	269	2,8	0,03
	Kalkarme Gebirgsmagerasen		883	2,6	0,01	28	2,6	0,04	–	–	–	329	2,6	0,01	97	2,6	0,05	255	2,6	0,02	174	2,6	0,02
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerasen		160	2,6	0,03	73	2,7	0,03	–	–	–	18	2,5	0,05	33	2,5	0,08	25	2,4	0,07	11	2,6	0,10
	Krautsäume		25	3,5	0,04	–	–	–	5	3,6	0,06	2	3,6	0,07	10	3,4	0,09	5	3,4	0,10	3	3,4	0,05
	Steppenrasen		196	3,7	0,02	–	–	–	1	3,7	–	–	–	–	157	3,8	0,02	35	3,4	0,04	3	3,7	0,05
	Trockenrasen		1232	3,3	0,01	373	3,3	0,01	291	3,5	0,01	228	3,1	0,02	112	3,4	0,03	195	3,2	0,02	33	3,2	0,06
	Andere		302	3,0	0,03	30	3,1	0,06	62	3,5	0,02	76	2,7	0,05	27	3,4	0,13	62	2,5	0,06	45	2,9	0,07

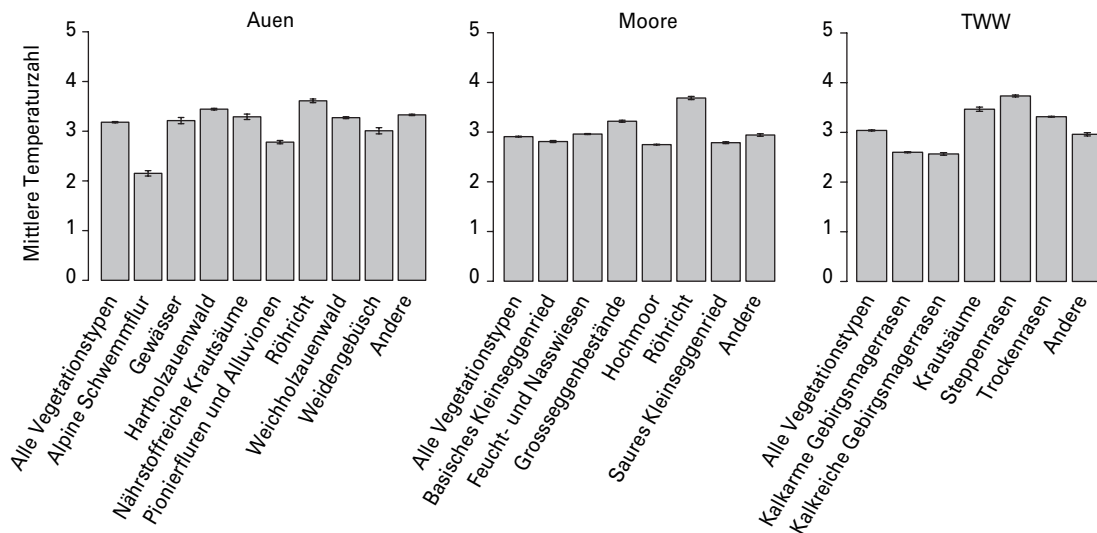


Abb. 20. Mittlere Temperaturzahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.



Abb. 21. Alpine Schwemmebenen wie hier in den östlichen Zentralalpen weisen niedrige mittlere Temperaturzahlen auf (Foto: Ariel Bergamini).

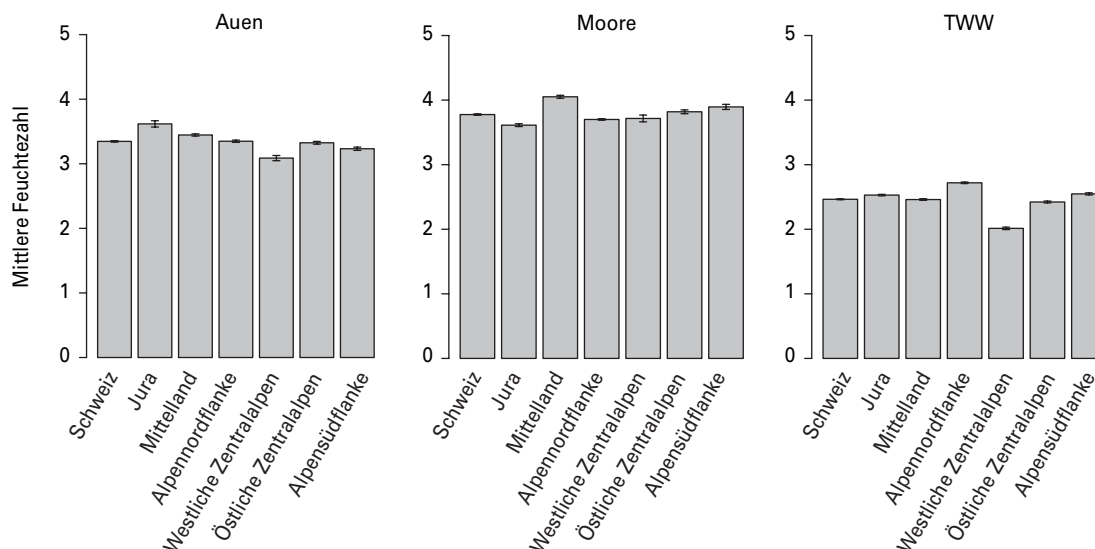


Abb. 22. Mittlere Feuchtezahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

2.4.4 Zustand Licht

Wie erwartet sind die mittleren Lichtzahlen im Offenland höher als in Wald- oder in Gebüschvegetationstypen. Alle Vegetationstypen der Moore und TWW weisen deshalb mittlere Lichtzahlen von über 3 auf (Abb. 23). Zwischen den Vegetationstypen innerhalb der Moore und TWW gibt es geringe Unterschiede, während die Unterschiede in den Vegetationstypen der Auen deutlich sind. Die tiefste mittlere Lichtzahl wurde im Hartholzauenwald mit einem Wert von 2.4 gefunden, die höchste in den alpinen Schwemmluren mit 4.0 (Tab. 8).

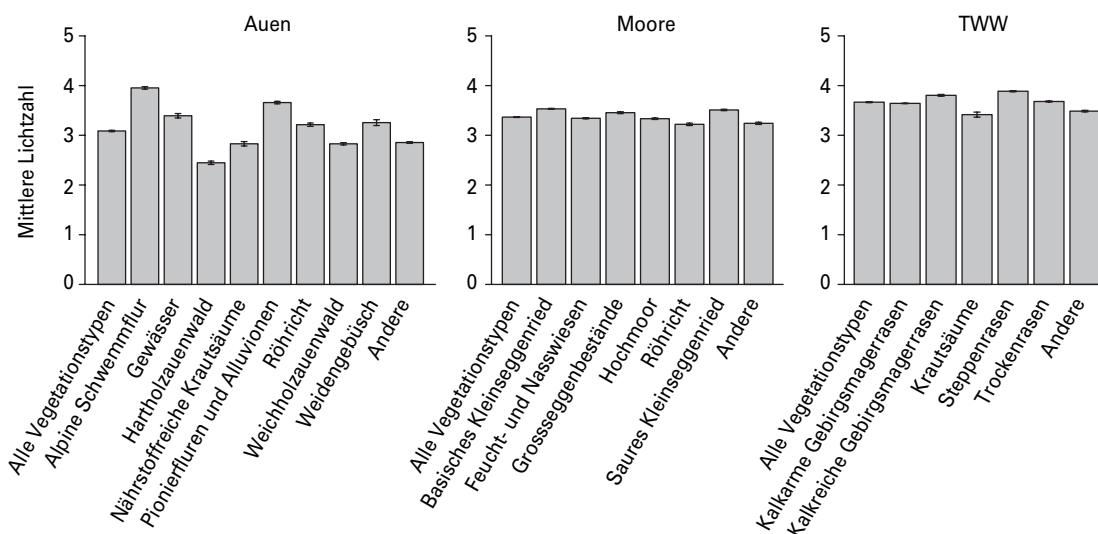


Abb. 23. Mittlere Lichtzahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf die Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Tab. 8. Mittlere Lichtzahl (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps und der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Lichtzahl	Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
			N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2091	3,1	0,01	79	2,9	0,06	676	2,9	0,02	490	3,1	0,03	136	3,5	0,05	384	3,5	0,03	326	3,0	0,03
		Alpine Schwemmlur	14	4,0	0,02	–	–	–	–	–	–	2	4,0	0,04	1	3,9	–	11	4,0	0,03	–	–	–
		Gewässer	336	3,4	0,04	31	3,1	0,09	131	3,2	0,06	58	3,3	0,16	18	3,4	0,12	53	3,8	0,07	45	3,3	0,09
		Hartholzauenwald	70	2,4	0,03	1	2,1	–	46	2,5	0,04	17	2,4	0,06	–	–	–	3	2,7	0,14	3	2,4	0,15
		Nährstoffreiche Krautsäume	40	2,8	0,04	1	2,8	–	16	2,8	0,07	9	2,7	0,12	1	3,3	–	9	2,9	0,05	4	2,9	0,10
		Pinonierfluren und Alluvionen	497	3,7	0,03	3	3,2	0,17	68	3,3	0,04	157	3,6	0,05	58	3,9	0,07	141	4,0	0,04	70	3,4	0,05
		Röhricht	56	3,2	0,03	3	3,1	0,04	33	3,2	0,04	11	3,2	0,07	–	–	–	3	3,4	0,33	6	3,1	0,10
		Weichholzauenwald	192	2,8	0,02	3	3,0	0,21	26	3,1	0,06	37	2,7	0,06	18	2,9	0,06	55	2,7	0,04	53	2,9	0,03
		Weidengebüsch	17	3,3	0,06	–	–	–	–	–	–	1	3,0	–	1	3,1	–	10	3,3	0,09	5	3,2	0,09
		Andere	869	2,9	0,02	37	2,9	0,08	356	2,8	0,02	198	2,8	0,04	39	3,3	0,06	99	3,2	0,06	140	2,8	0,03
Moore	Alle Vegetationstypen	Alle Vegetationstypen	2013	3,4	0,01	335	3,2	0,02	371	3,3	0,02	858	3,3	0,01	82	3,5	0,03	265	3,6	0,01	102	3,5	0,03
		Basisches Kleinseggenried	279	3,5	0,01	2	3,3	0,01	43	3,5	0,02	154	3,5	0,01	15	3,7	0,02	51	3,7	0,01	14	3,7	0,03
		Feucht- und Nasswiesen	286	3,3	0,01	57	3,3	0,03	15	3,3	0,03	195	3,3	0,01	9	3,6	0,02	8	3,4	0,08	2	3,2	0,25
		Groeseggenbestände	195	3,5	0,02	28	3,5	0,06	96	3,4	0,02	46	3,4	0,04	7	3,7	0,12	14	3,7	0,06	4	3,4	0,16
		Hochmoor	590	3,3	0,02	152	3,2	0,03	71	3,3	0,05	244	3,3	0,02	8	3,6	0,07	71	3,6	0,03	44	3,5	0,04
		Röhricht	70	3,2	0,02	4	3,3	0,16	43	3,3	0,03	7	3,2	0,07	11	3,1	0,06	2	3,1	0,13	3	3,1	0,08
		Saures Kleinseggenried	172	3,5	0,01	33	3,4	0,03	3	3,5	0,02	80	3,5	0,02	6	3,7	0,07	41	3,7	0,02	9	3,6	0,07
		Andere	421	3,2	0,02	59	3,0	0,06	100	3,2	0,04	132	3,1	0,04	26	3,5	0,08	78	3,6	0,03	26	3,4	0,09
		Alle Vegetationstypen	2798	3,7	<0,01	504	3,6	0,01	359	3,7	0,01	653	3,6	0,01	436	3,8	0,01	577	3,7	0,01	269	3,6	0,01
		Kalkarme Gebirgsmagerassen	883	3,6	0,01	28	3,5	0,03	–	–	–	329	3,6	0,01	97	3,8	0,02	255	3,7	0,01	174	3,6	0,01
TWW	Alle Vegetationstypen	Kalkreiche Gebirgsmagerassen	160	3,8	0,02	73	3,7	0,02	–	–	–	18	3,7	0,02	33	4,0	0,05	25	3,8	0,03	11	3,7	0,07
		Krautsäume	25	3,4	0,05	–	–	–	5	3,1	0,17	2	3,3	0,03	10	3,5	0,04	5	3,5	0,07	3	3,4	0,08
		Steppenrasen	196	3,9	0,01	–	–	–	1	3,8	–	–	–	–	157	3,9	0,01	35	3,8	0,02	3	3,7	0,01
		Trockenrasen	1232	3,7	0,00	373	3,7	0,01	291	3,7	0,01	228	3,6	0,01	112	3,7	0,01	195	3,7	0,01	33	3,7	0,02
		Andere	302	3,5	0,02	30	3,3	0,08	62	3,6	0,03	76	3,4	0,03	27	3,6	0,05	62	3,6	0,03	45	3,4	0,04

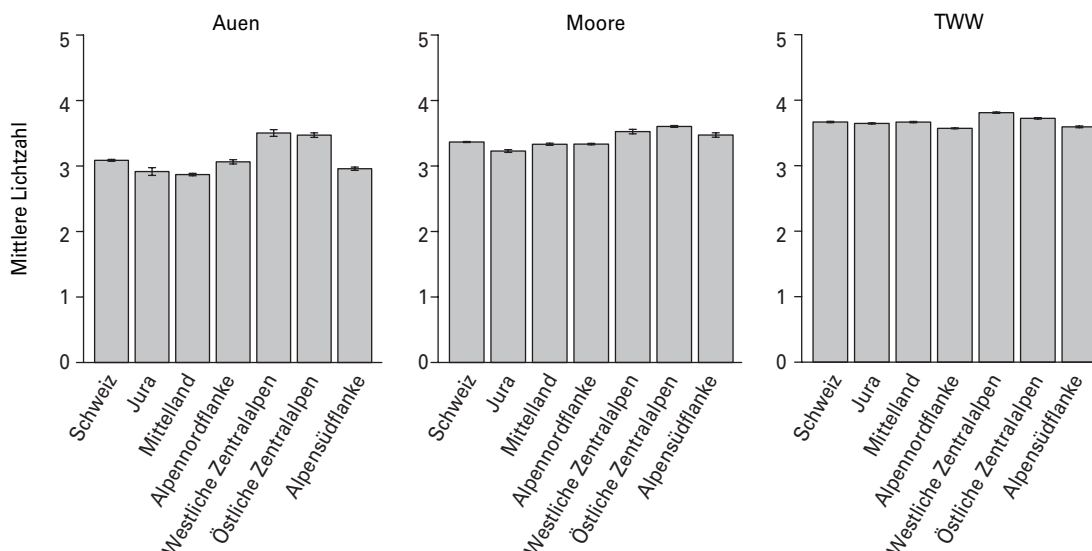


Abb. 24. Mittlere Lichtzahl ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren den Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf die Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Bei den Mooren und TWW gibt es zudem kaum Unterschiede in der mittleren Lichtzahl zwischen den Regionen (Abb. 24). Bei den Auen fallen etwas höhere Werte in den westlichen und östlichen Zentralalpen als in den übrigen Regionen auf (Abb. 24).

2.4.5 Zustand Anzahl Lebensraumspezialisten

In den generell pro Plot eher artenarmen Auen ist die Anzahl der Lebensraumspezialisten niedriger als in Mooren und TWW (Abb. 25; Tab. 9). Moore haben mit rund 53% der Gesamtartenzahl den höchsten Anteil an Lebensraumspezialisten (Gefässpflanzen und Moose berücksichtigt). Jener der TWW liegt im Vergleich bei 48%, jener der Auen

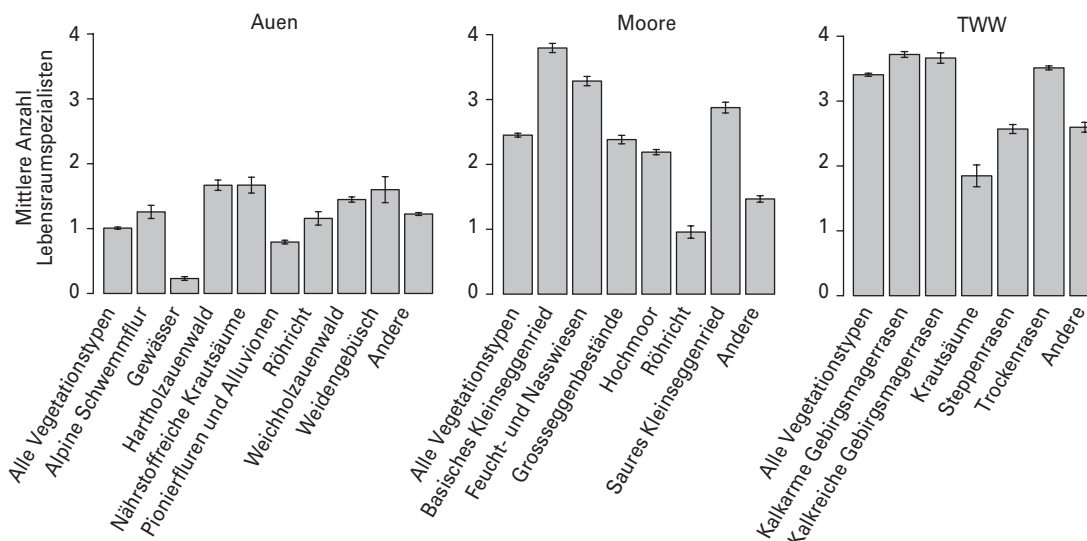


Abb. 25. Mittlere Anzahl Lebensraumspezialisten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biototypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf die Gefässpflanzen und Moose.

Tab. 9. Mittlere Anzahl der Lebensraumspezialisten (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei den Mooren wurden neben den Gefäßpflanzenarten auch die Moose berücksichtigt, weshalb die Artenzahlen nicht direkt mit jenen der Auen und TWW vergleichbar sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Anzahl Habitatspezialisten		Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
Biotoptyp	Vegetationstyp	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	2091	5,0	0,08	79	3,6	0,41	676	5,6	0,15	490	5,0	0,17	136	3,4	0,20	384	4,5	0,18	326	5,6	0,19
	Alpine Schwemmflur	14	6,3	0,51	–	–	–	–	–	–	2	5,0	1,00	1	7,0	–	11	6,5	0,61	–	–	–
	Gewässer	336	1,2	0,14	31	0,4	0,21	131	1,1	0,24	58	0,8	0,27	18	2,2	0,64	53	1,6	0,43	45	1,3	0,40
	Hartholzauenwald	70	8,3	0,40	1	7,0	–	46	8,5	0,48	17	7,9	0,90	–	–	–	3	7,7	0,88	3	10,0	3,06
	Nährstoffreiche Krautsäume	40	8,4	0,61	1	16,0	–	16	7,8	0,88	9	9,4	1,32	1	3,0	–	9	8,2	1,49	4	7,8	0,75
	Pinonierfluren und Alluvionen	497	4,0	0,14	3	3,0	1,15	68	6,2	0,48	157	3,6	0,23	58	2,7	0,27	141	3,7	0,24	70	4,2	0,36
	Röhricht	56	5,8	0,52	3	6,0	1,00	33	5,2	0,74	11	7,4	1,05	–	–	–	3	3,7	2,33	6	6,8	0,95
	Weichholzauenwald	192	7,2	0,20	3	5,3	1,33	26	8,0	0,67	37	7,2	0,42	18	4,4	0,38	55	7,5	0,36	53	7,6	0,35
	Weidengebüsch	17	8,0	1,00	–	–	–	–	–	–	1	6,0	–	1	10,0	–	10	6,4	1,31	5	11,2	1,28
	Andere	869	6,1	0,11	37	5,7	0,46	356	6,6	0,17	198	6,2	0,26	39	4,0	0,36	99	4,9	0,34	140	6,4	0,23
Moore	Alle Vegetationstypen	2013	12,3	0,15	335	9,7	0,30	371	9,5	0,33	858	15,0	0,22	82	9,3	0,79	265	12,4	0,35	102	9,7	0,48
	Basisches Kleinseggenried	279	19,0	0,35	2	14,0	0,00	43	16,7	0,89	154	21,5	0,40	15	19,0	1,05	51	15,7	0,73	14	11,1	1,15
	Feucht- und Nasswiesen	286	16,4	0,36	57	13,4	0,82	15	13,7	1,22	195	17,9	0,39	9	12,3	2,25	8	13,4	1,82	2	5,0	2,00
	Grosseggenbestände	195	11,9	0,33	28	12,2	0,87	96	11,6	0,46	46	12,9	0,74	7	8,7	1,15	14	11,9	0,94	4	10,8	2,50
	Hochmoor	590	10,9	0,20	152	8,3	0,32	71	10,4	0,68	244	11,9	0,30	8	12,9	1,14	71	13,2	0,57	44	11,3	0,65
	Röhricht	70	4,8	0,47	4	6,5	1,76	43	5,1	0,62	7	5,9	2,13	11	2,8	0,66	2	4,0	3,00	3	3,0	2,00
	Saures Kleinseggenried	172	14,4	0,41	33	13,1	1,19	3	12,3	3,93	80	15,7	0,59	6	12,5	1,54	41	14,0	0,64	9	10,8	1,43
	Andere	421	7,3	0,25	59	6,7	0,55	100	5,1	0,45	132	9,3	0,41	26	3,7	0,72	78	8,7	0,65	26	6,9	0,93
	Alle Vegetationstypen	2798	17,0	0,12	504	17,8	0,23	359	15,3	0,24	653	19,6	0,24	436	13,8	0,25	577	18,5	0,27	269	13,8	0,40
	Kalkarme Gebirgsmagerasen	883	18,6	0,22	28	14,5	0,92	–	–	–	329	20,5	0,34	97	15,7	0,46	255	20,5	0,40	174	14,5	0,50
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerasen	160	18,3	0,40	73	18,3	0,52	–	–	–	18	18,6	1,37	33	16,9	0,91	25	20,1	1,09	11	18,1	1,84
	Krautsäume	25	9,2	0,84	–	–	–	5	6,2	1,59	2	13,0	1,00	10	8,7	0,92	5	12,2	2,84	3	8,7	1,33
	Steppenrasen	196	12,8	0,35	–	–	–	1	4,0	–	–	–	–	157	12,5	0,36	35	15,2	0,90	3	7,3	1,33
	Trockenrasen	1232	17,6	0,15	373	18,6	0,23	291	15,7	0,26	228	20,1	0,36	112	14,6	0,52	195	17,7	0,40	33	14,2	0,98
	Andere	302	13,0	0,38	30	10,1	1,04	62	14,5	0,58	76	14,5	0,76	27	9,0	0,92	62	14,5	1,01	45	10,5	0,94

bei 36%. Bei den TWW sind vor allem die Krautsäume, aber auch die Steppenrasen relativ arm an Lebensraumspezialisten, die Gebirgsmagerrasen und die Trockenrasen überdurchschnittlich reich an Lebensraumspezialisten (Abb. 26; Tab. 9). Innerhalb der Moore weisen die Röhrichte mit nur 4,8 Arten die deutlich geringste Anzahl an Lebensraumspezialisten auf, die basischen und die sauren Kleinseggenriede sowie der Feucht- und Nasswiesen die höchsten Anzahlen (Tab. 9).



Abb. 26. Gebirgsmagerrasen mit vielen Lebensraumpezialisten auf der Alpennordflanke. Das Schweizer Fähnchen markiert das Zentrum eines Vegetationsaufnahmeplots (Foto: Ariel Bergamini).

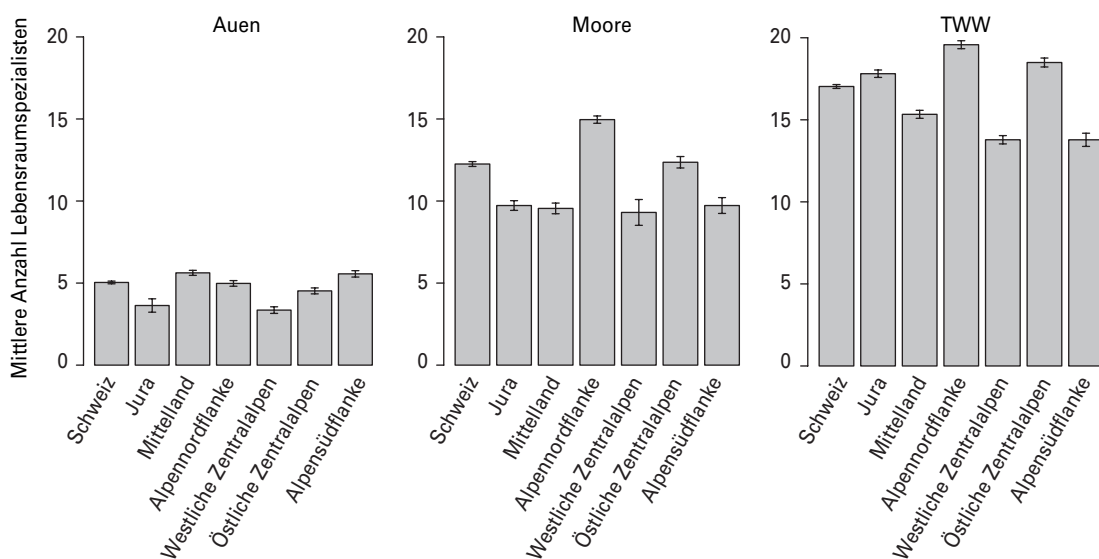


Abb. 27. Mittlere Anzahl Lebensraumspezialisten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf die Gefässpflanzen und Moose.

Bei den Auen sind die regionalen Unterschiede in der mittleren Artenzahl der Lebensraumspezialisten gering. Deutlichere Unterschiede sind bei den Mooren und TWW zu erkennen (Abb. 27). Die Moore auf der Alpennordflanke und in den östlichen Zentralalpen weisen deutlich mehr Lebensraumspezialisten auf als jene in den anderen Regionen. Die Alpennordflanke ist reich an Mooren und insbesondere an artenreichen Kalkflachmooren (BUWAL 1990), welche viele Lebensraumspezialisten enthalten (BERGAMINI *et al.* 2009; DELARZE *et al.* 2015).

Besonders die TWW des Jura, der Alpennordflanke und der östlichen Zentralalpen sind reich an Lebensraumspezialisten, jene des Mittellandes, der westlichen Zentralalpen sowie der Alpensüdseite sind hingegen eher arm (Abb. 27).

2.4.6 Zustand Rote Liste-Arten

Die mittlere Anzahl an Arten der Roten Listen ist insgesamt eher gering und erreicht nur in Mooren, bei denen allerdings Gefässpflanzen und Moose berücksichtigt werden, mit 2,6 und besonders in Hochmooren mit 4,5 Arten pro 10 m² einen höheren Mittelwert. Besonders hervorzuheben ist hier das Vorkommen des vom Aussterben bedrohten Mittleren Wasserschlauchs (*Utricularia intermedia*; 12 Plots), sowie die stark gefährdeten Arten Mittlerer Sonnentau (*Drosera intermedia*; 6 Plots) und Zierliches Wollgras (*Eriophorum gracile*; 8 Plots). In den TWW zeigen die Steppenrasen mit durchschnittlich drei Rote Liste-Arten einen deutlich höheren mittleren Wert als die anderen TWW-Vegetationstypen (Abb. 28; Tab. 10). Vom Aussterben bedrohte Arten wie der Hanf Würger (*Orobancha ramosa*; 1 Plot) sowie stark gefährdete Arten wie Stacheliges Kammgras (*Cynosurus echinatus*; 1 Plot), Krauses Milchkraut (*Leontodon crispus*; 1 Plot), Klebrige Miere (*Minuartia viscosa*; 1 Plot) und Niederliegender Ehrenpreis (*Veronica prostrata*; 3 Plots) konnten in den Steppenrasen gefunden werden. Der Anteil Rote Liste-Arten an der Gesamtartenzahl lag bei 1,2% in den Auen, 9,3% in Mooren und 2,1% in TWW. Das Maximum betrug 15 Rote Liste-Arten in einem Grosseggenbestand eines Flachmoors am Pfäffikersee im Kanton Zürich.

In den Mooren der westlichen Zentralalpen kommen nicht nur wenige Lebensraumspezialisten vor (Abb. 27), sondern auch auffällig wenige Arten der Roten Liste (Abb. 29).

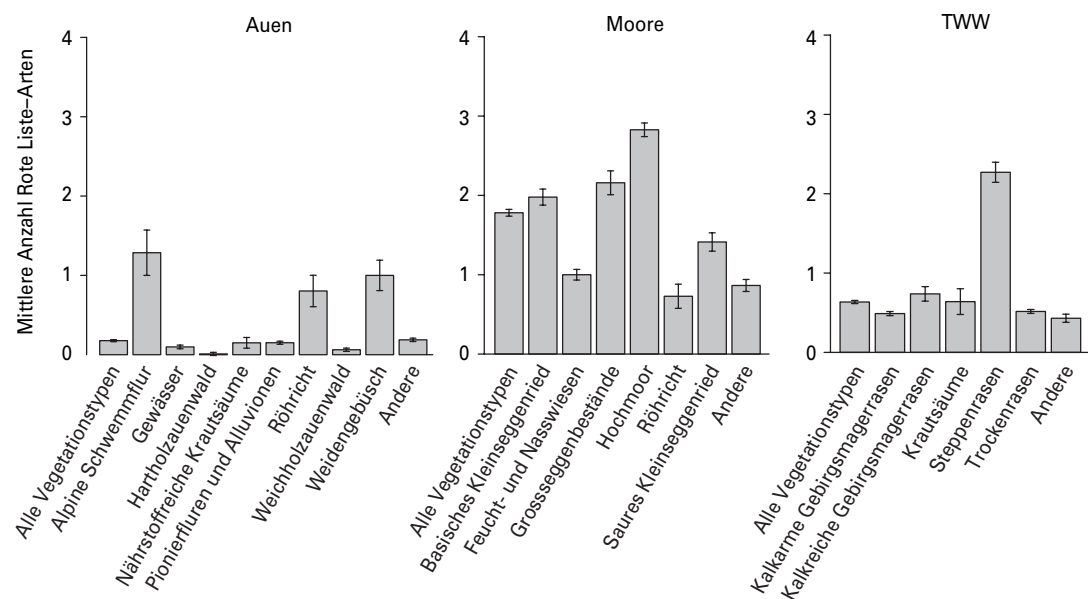


Abb. 28. Mittlere Anzahl Rote Liste-Arten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei den Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

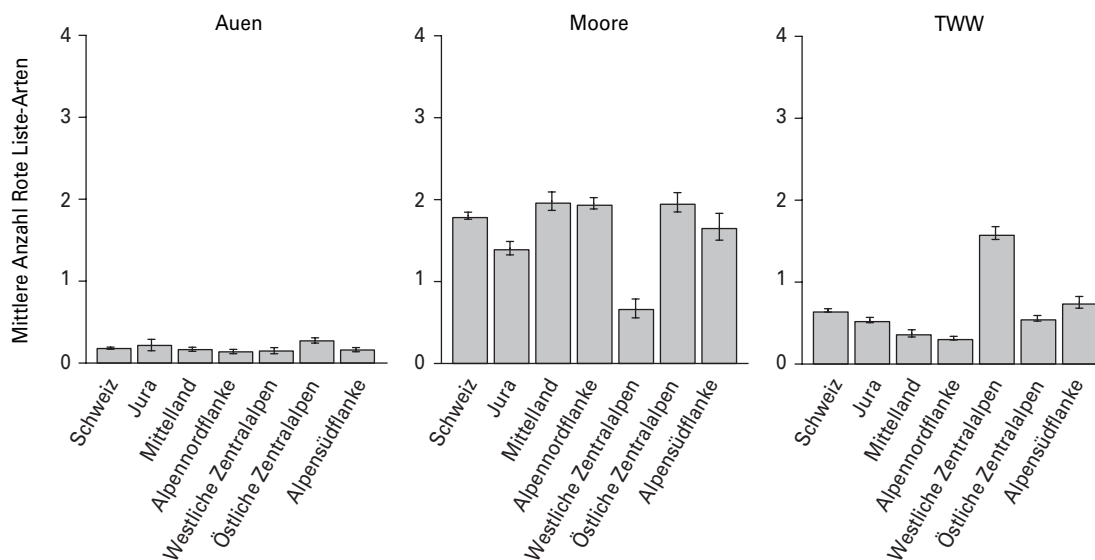


Abb. 29. Mittlere Anzahl Rote Liste-Arten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei den Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.



Abb. 30. Steppenrasen wie hier im Valais sind zwar eher artenarm, beherbergen jedoch eine hohe Anzahl von Rote Liste-Arten (Foto: Steffen Boch).

Tab. 10. Mittlere Anzahl der Rote Liste-Arten (nach BORVAND *et al.* 2016) der IUCN-Kategorien EX, EN, VU und NT (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei den Mooren wurden neben den Gefässpflanzenarten auch die Moose berücksichtigt, weshalb die Artenzahlen nicht direkt mit jenen der Auen und TWW vergleichbar sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Anzahl Rote Liste Arten (EX, EN, VU, NT)		Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
Biotoptyp	Vegetationstyp	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	2091	0,2	0,01	79	0,2	0,07	676	0,2	0,02	490	0,1	0,03	136	0,1	0,04	384	0,3	0,03	326	0,2	0,03
	Alpine Schwemmflur	14	1,3	0,29	–	–	–	–	–	–	2	2,0	1,00	1	2,0	–	11	1,1	0,31	–	–	–
	Gewässer	336	0,1	0,02	31	0,0	0,00	131	0,1	0,03	58	0,1	0,04	18	0,0	0,00	53	0,1	0,07	45	0,2	0,11
	Hartholzauenwald	70	<0,1	0,02	1	0,0	–	46	<0,1	0,03	17	0,0	0,00	–	–	–	3	0,0	0,00	3	0,0	0,00
	Nährstoffreiche Krautsäume	40	0,2	0,07	1	0,0	–	16	0,1	0,06	9	0,1	0,11	1	0,0	–	9	0,3	0,24	4	0,3	0,25
	Pinonierfluren und Alluvionen	497	0,2	0,02	3	0,0	0,00	68	0,1	0,04	157	0,1	0,02	58	0,2	0,06	141	0,3	0,05	70	0,2	0,05
	Röhricht	56	0,8	0,20	3	0,7	0,67	33	1,0	0,31	11	0,5	0,25	–	–	–	3	0,0	0,00	6	1,0	0,37
	Weichholzauenwald	192	0,1	0,02	3	0,0	0,00	26	0,2	0,09	37	0,1	0,04	18	0,1	0,11	55	<0,1	0,02	53	0,1	0,03
	Weidengebüsch	17	1,0	0,19	–	–	–	–	–	–	1	0,0	–	1	0,0	–	10	1,5	0,17	5	0,4	0,24
	Andere	869	0,2	0,02	37	0,4	0,13	356	0,2	0,03	198	0,2	0,06	39	0,1	0,05	99	0,3	0,07	140	0,1	0,03
Moore	Alle Vegetationstypen	2013	1,8	0,04	335	1,4	0,08	371	2,0	0,11	858	1,9	0,07	82	0,7	0,11	265	1,9	0,12	102	1,6	0,16
	Basisches Kleinseggenried	279	2,0	0,10	2	2,5	0,50	43	3,4	0,36	154	2,0	0,12	15	0,8	0,24	51	1,5	0,16	14	0,4	0,23
	Feucht- und Nasswiesen	286	1,0	0,07	57	0,9	0,13	15	1,3	0,39	195	1,0	0,08	9	0,7	0,37	8	1,6	0,56	2	1,5	0,50
	Grosseggenbestände	195	2,2	0,15	28	1,3	0,23	96	2,4	0,23	46	1,7	0,26	7	1,4	0,72	14	3,9	0,70	4	1,5	0,65
	Hochmoor	590	2,8	0,09	152	1,9	0,13	71	2,5	0,25	244	3,4	0,14	8	1,6	0,32	71	3,2	0,22	44	2,5	0,25
	Röhricht	70	0,7	0,15	4	0,8	0,48	43	0,9	0,22	7	0,7	0,42	11	0,4	0,20	2	0,0	0,00	3	0,7	0,67
	Saures Kleinseggenried	172	1,4	0,12	33	1,4	0,24	3	2,3	0,33	80	1,4	0,17	6	1,0	0,52	41	1,5	0,29	9	1,2	0,32
	Andere	421	0,9	0,08	59	0,5	0,14	100	1,0	0,17	132	0,9	0,16	26	0,1	0,06	78	1,1	0,15	26	1,1	0,31
	Alle Vegetationstypen	2798	0,6	0,02	504	0,5	0,03	359	0,4	0,04	653	0,3	0,02	436	1,6	0,08	577	0,5	0,03	269	0,7	0,07
	Kalkarme Gebirgsmagerasen	883	0,5	0,03	28	0,8	0,15	–	–	–	329	0,4	0,04	97	1,0	0,12	255	0,4	0,04	174	0,5	0,06
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerasen	160	0,7	0,09	73	0,5	0,09	–	–	–	18	0,2	0,09	33	1,2	0,19	25	0,4	0,14	11	2,4	0,81
	Krautsäume	25	0,6	0,16	–	–	–	5	0,6	0,40	2	0,0	0,00	10	0,5	0,17	5	1,0	0,32	3	1,0	1,00
	Steppenrasen	196	2,3	0,13	–	–	–	1	1,0	–	–	–	–	157	2,5	0,15	35	1,3	0,20	3	2,3	0,67
	Trockenrasen	1232	0,5	0,02	373	0,5	0,04	291	0,4	0,05	228	0,2	0,03	112	1,1	0,13	195	0,7	0,07	33	0,8	0,16
	Andere	302	0,4	0,05	30	0,2	0,07	62	0,3	0,09	76	0,2	0,04	27	1,0	0,24	62	0,3	0,07	45	1,1	0,22

Bei den TWW sind hingegen die westlichen Zentralalpen, verglichen mit anderen Regionen, am reichsten an Arten der Roten Liste (Abb. 28). Dies ist insbesondere auf die vielen gefährdeten Arten der Steppenrasen zurückzuführen (Abb. 30). Trotz hoher Anzahl von Lebensraumspezialisten in den TWW im Jura, der Alpennordflanke und den östlichen Zentralalpen, kommen dort nur wenige gesamtschweizerisch gefährdete Arten vor (Abb. 29).

2.4.7 Zustand national prioritäre Arten

Die Anzahl von national prioritären Arten ist mit einem Mittel von 0,21 Arten pro 10 m² über alle Plots der WBS sehr niedrig. Kein Vegetationstyp erreicht Werte über 1 (Abb. 31, Tab. 11). Die höchste mittlere Anzahl prioritärer Arten wurden in alpinen Schwemmebenen gefunden (Abb. 32). Das Maximum von sieben national prioritären Arten wurde in einem basischen Kleinseggenried in der Nähe des Greifensees im Kanton Zürich gefunden. Bei den TWW fallen vor allem die Steppenrasen mit einer überdurchschnittlichen Anzahl prioritärer Arten auf.

In den Auen wurden in allen biogeographischen Regionen kaum national prioritäre Arten gefunden (Abb. 33). Bei den Mooren kommen im Mittelland am meisten prioritäre Arten vor, gefolgt von den östlichen Zentralalpen. In den Juramooren sowie jenen der westlichen Zentralalpen wurden am wenigsten prioritäre Arten gefunden. Im Jura herrschen Hochmoore vor, die zwar eine hohe Dichte an Lebensraumspezialisten und Arten der Roten Liste beherbergen (KÜCHLER *et al.* 2018), für die aber aufgrund ihres grossen Verbreitungsgebiet die Schweiz nur eine geringe Verantwortung aufweist. In den westlichen Zentralalpen gibt es allgemein wenig Moore.

Der Anteil von prioritären Arten an der Gesamtartenzahl ist mit 0,5 und 0,6% in den Auen und den TWW vergleichbar. Die Moore haben mit 1,9% an der Gesamtartenzahl einen etwas höheren Anteil an national prioritären Arten als Auen und TWW.

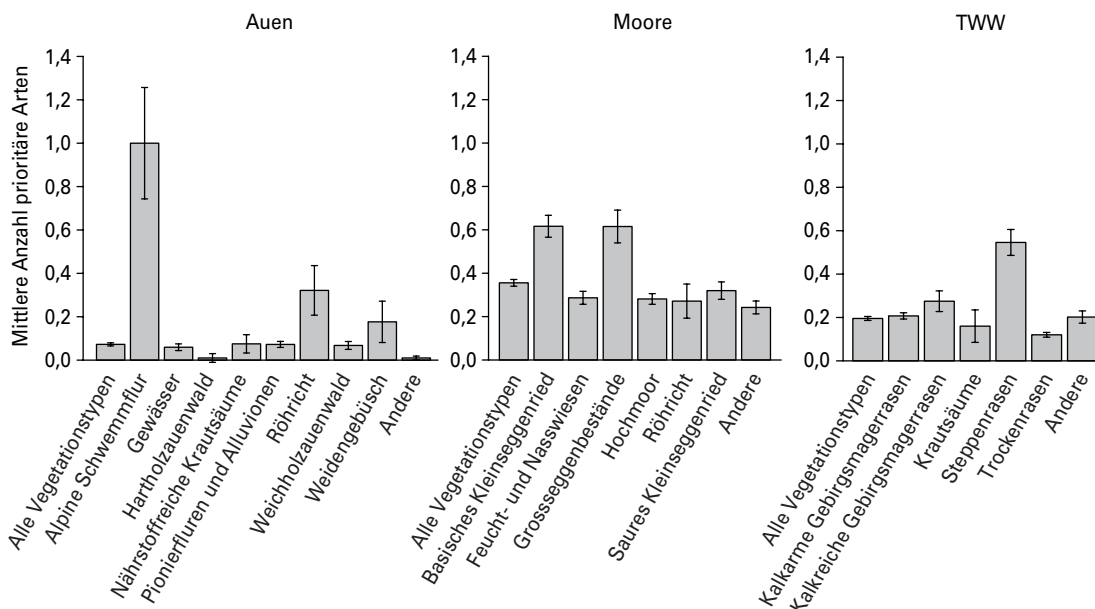


Abb. 31. Mittlere Anzahl prioritäre Arten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei den Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.



Abb. 32. Die Kleinhaakige Segge (*Carex microglochin*), eine gefährdete Art mit mittlerer nationaler Priorität, wurde selten in alpinen Schwemmebenen und alpinen Flachmooren gefunden (Foto: Ariel Bergamini).

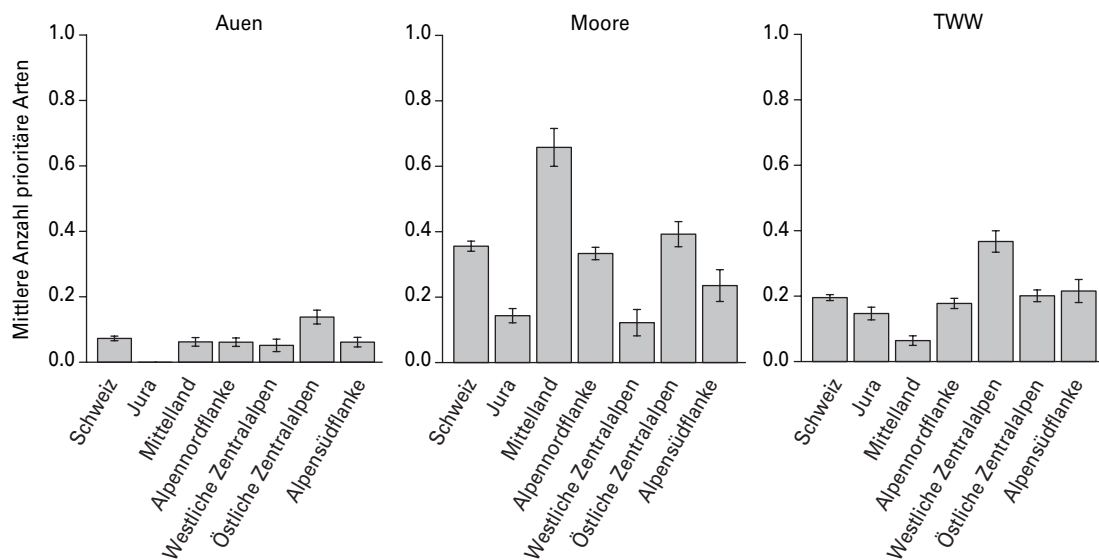


Abb. 33. Mittlere Anzahl prioritäre Arten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefäßpflanzen, bei den Mooren auf Gefäßpflanzen und Moose.

Tab. 11. Mittlere Anzahl der national prioritären Arten (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei den Mooren wurden neben den Gefässpflanzenarten auch die Moose berücksichtigt, weshalb die Artenzahlen nicht direkt mit jenen der Auen und TWW vergleichbar sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Anzahl national prioritäre Arten	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
Biotoptyp	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen																					
Alle Vegetationstypen	2091	0,1	0,01	79	0,0	0,00	676	0,1	0,01	490	0,1	0,01	136	0,1	0,02	384	0,1	0,02	326	0,1	0,01
Alpine Schwemmflur	14	1,0	0,26	–	–	–	–	–	–	2	2,0	1,00	1	1,0	–	11	0,8	0,26	–	–	–
Gewässer	336	0,1	0,02	31	0,0	0,00	131	<0,1	0,02	58	0,1	0,03	18	0,1	0,06	53	0,1	0,05	45	0,2	0,07
Hartholzauenwald	70	<0,1	0,02	1	0,0	–	46	<0,1	0,02	17	0,1	0,06	–	–	–	3	0,0	0,00	3	0,0	0,00
Nährstoffreiche Krautsäume	40	0,1	0,04	1	0,0	–	16	0,1	0,06	9	0,1	0,11	1	0,0	–	9	0,1	0,11	4	0,0	0,00
Pinonierfluren und Alluvionen	497	0,1	0,01	3	0,0	0,00	68	<0,1	0,03	157	<0,1	0,02	58	0,1	0,03	141	0,2	0,04	70	0,0	0,00
Röhricht	56	0,3	0,11	3	0,0	0,00	33	0,5	0,19	11	0,0	0,00	–	–	–	3	0,0	0,00	6	0,3	0,21
Weichholzauenwald	192	0,1	0,02	3	0,0	0,00	26	0,1	0,05	37	0,1	0,05	18	0,1	0,08	55	0,0	0,00	53	0,1	0,04
Weidengebüsch	17	0,2	0,10	–	–	–	–	–	–	1	0,0	–	1	0,0	–	10	0,3	0,15	5	0,0	0,00
Andere	869	<0,1	0,01	37	0,0	0,00	356	<0,1	0,01	198	0,1	0,02	39	0,0	0,00	99	0,1	0,03	140	<0,1	0,02
Moore																					
Alle Vegetationstypen	2013	0,4	0,02	335	0,1	0,02	371	0,7	0,06	858	0,3	0,02	82	0,1	0,04	265	0,4	0,04	102	0,2	0,05
Basisches Kleinseggenried	279	0,6	0,05	2	1,0	0,00	43	1,3	0,22	154	0,6	0,05	15	0,3	0,15	51	0,4	0,07	14	0,1	0,07
Feucht- und Nasswiesen	286	0,3	0,03	57	<0,1	0,02	15	0,5	0,22	195	0,3	0,04	9	0,2	0,15	8	0,5	0,19	2	0,5	0,50
Grosseggenbestände	195	0,6	0,08	28	0,1	0,05	96	0,9	0,13	46	0,4	0,11	7	0,3	0,18	14	0,6	0,20	4	0,8	0,48
Hochmoor	590	0,3	0,02	152	0,2	0,04	71	0,6	0,11	244	0,2	0,03	8	0,1	0,13	71	0,5	0,08	44	0,2	0,07
Röhricht	70	0,3	0,08	4	0,3	0,25	43	0,3	0,12	7	0,4	0,20	11	0,0	0,00	2	0,0	0,00	3	0,3	0,33
Saures Kleinseggenried	172	0,3	0,04	33	0,2	0,07	3	0,0	0,00	80	0,4	0,06	6	0,2	0,17	41	0,4	0,11	9	0,1	0,11
Andere	421	0,2	0,03	59	0,1	0,06	100	0,4	0,09	132	0,2	0,04	26	0,0	0,00	78	0,3	0,07	26	0,3	0,11
TWW																					
Alle Vegetationstypen	2798	0,2	0,01	504	0,1	0,02	359	0,1	0,01	653	0,2	0,02	436	0,4	0,03	577	0,2	0,02	269	0,2	0,04
Kalkarme Gebirgsmagerassen	883	0,2	0,01	28	0,1	0,07	–	–	–	329	0,2	0,03	97	0,2	0,04	255	0,3	0,03	174	0,1	0,02
Kalkreiche Gebirgsmagerassen	160	0,3	0,05	73	0,3	0,06	–	–	–	18	0,1	0,06	33	0,3	0,08	25	0,2	0,08	11	0,9	0,41
Krautsäume	25	0,2	0,07	–	–	–	5	0,0	0,00	2	0,0	0,00	10	0,2	0,13	5	0,2	0,20	3	0,3	0,33
Steppenrasen	196	0,5	0,06	–	–	–	1	0,0	–	–	–	–	157	0,6	0,07	35	0,1	0,05	3	1,7	0,33
Trockenrasen	1232	0,1	0,01	373	0,1	0,02	291	0,1	0,02	228	0,1	0,02	112	0,2	0,05	195	0,2	0,03	33	0,2	0,06
Andere	302	0,2	0,03	30	0,0	0,00	62	<0,1	0,02	76	0,2	0,04	27	0,4	0,11	62	0,2	0,05	45	0,5	0,13

2.4.8 Zustand Neophyten

Invasive Neophyten sind mit einem Mittelwert von 0,066 Arten über alle Plots der WBS kaum vertreten. Häufiger und weit verbreitet sind Arten wie Spätblühende Goldrute (*Solidago gigantea*; 112 Plots), Einjähriges Berufkraut (*Erigeron annuus*; 83 Plots), Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*; 40 Plots), Japanisches Geissblatt (*Lonicera japonica*; 34 Plots) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*; 30 Plots).

In den Auen, die zwar für ihre starke Beeinträchtigung durch Neophyten bekannt sind (WITTENBERG 2006), erreichte die Anzahl der invasive Neophyten im Durchschnitt über alle Vegetationstypen nur geringe Werte (Tab. 12; Abb. 34). Mit einem Mittel von 0,55 invasive Neophyten pro Plot erreichten die Auen auf der Alpensüdflanke allerdings deutlich höhere Werte (Abb. 35). In zwei Auen-Plots der Alpensüdflanke trat ein Maximum von fünf

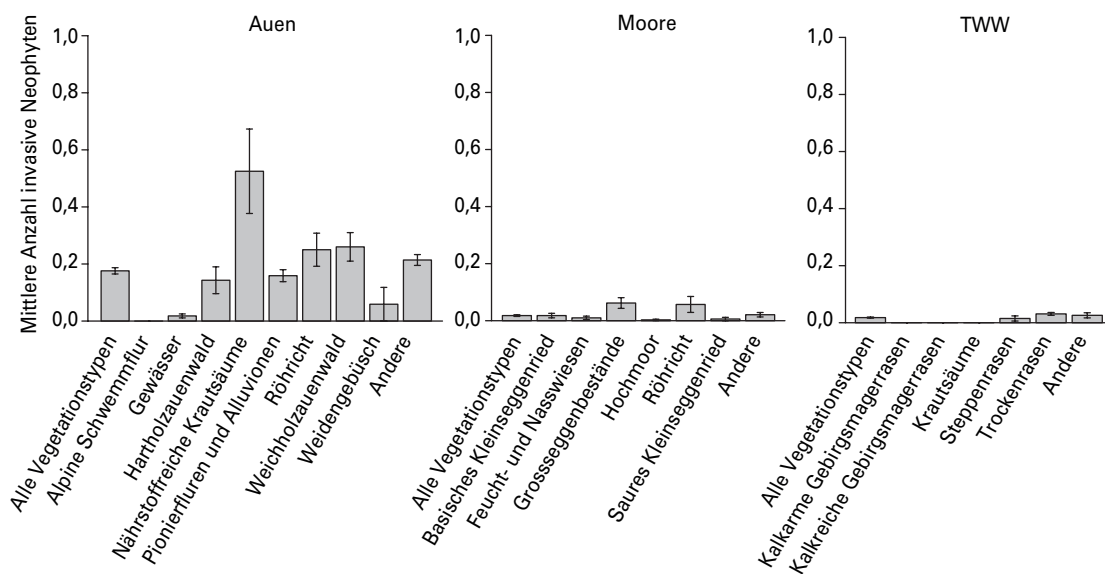


Abb. 34. Mittlere Anzahl invasive Neophyten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen.

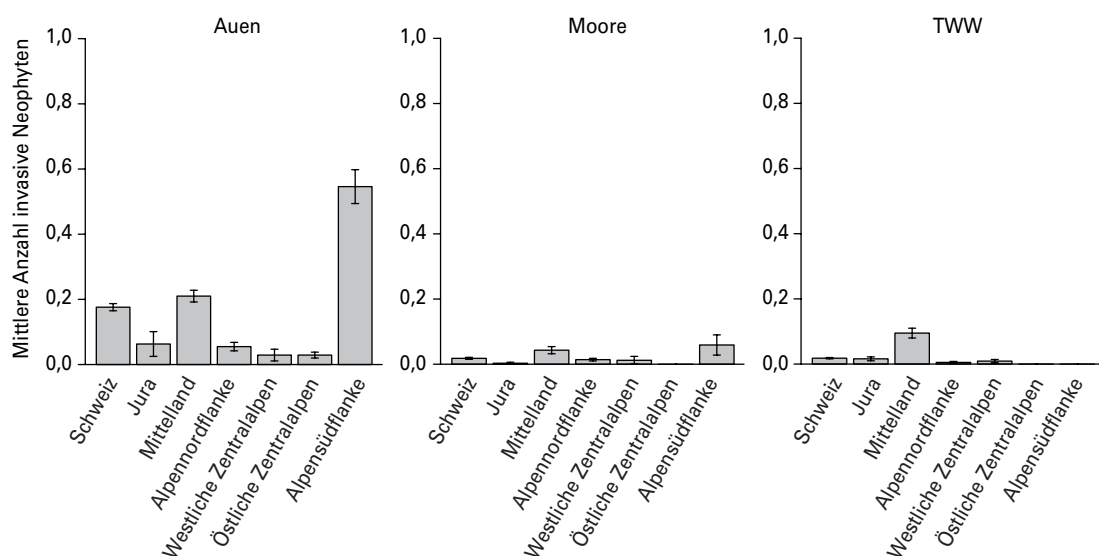


Abb. 35. Mittlere Anzahl invasive Neophyten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen.

Tab. 12. Mittlere Anzahl der invasiven Neophytenarten (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen. N: Anzahl Objekte; X: Mittelwert; SE: Standardfehler; -: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Anzahl invasive Neophyten	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
		N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	2091	0,176	0,011	79	0,063	0,038	676	0,210	0,018	490	0,055	0,013	136	0,029	0,018	384	0,029	0,009	326	0,546	0,052
	Alpine Schwemmland	14	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-	2	0,000	0,000	1	0,000	-	11	0,000	0,000	-	-	-
	Gewässer	336	0,018	0,007	31	0,000	0,000	131	0,023	0,013	58	0,000	0,000	18	0,000	0,000	53	0,000	0,000	45	0,067	0,038
	Hartholzauenwald	70	0,143	0,047	1	0,000	-	46	0,174	0,057	17	0,118	0,118	-	-	-	3	0,000	0,000	3	0,000	0,000
	Nährstoffreiche Krautsäume	40	0,525	0,148	1	0,000	-	16	0,563	0,182	9	0,111	0,111	1	0,000	-	9	0,111	0,111	4	2,500	0,645
	Pinonierfluren und Alluvionen	497	0,159	0,021	3	0,667	0,667	68	0,500	0,090	157	0,051	0,018	58	0,052	0,038	141	0,021	0,016	70	0,414	0,088
	Röhricht	56	0,250	0,058	3	0,000	0,000	33	0,242	0,076	11	0,182	0,122	-	-	-	3	0,000	0,000	6	0,667	0,211
	Weichholzaunenwald	192	0,260	0,050	3	0,333	0,333	26	0,577	0,138	37	0,027	0,027	18	0,000	0,000	55	0,036	0,025	53	0,585	0,151
	Weidengebüsch	17	0,059	0,059	-	-	-	-	-	-	1	0,000	-	1	0,000	-	10	0,100	0,100	5	0,000	0,000
	Andere	869	0,214	0,019	37	0,054	0,054	356	0,183	0,022	198	0,066	0,025	39	0,026	0,026	99	0,040	0,020	140	0,721	0,086
Moore	Alle Vegetationstypen	2013	0,018	0,003	335	0,003	0,003	371	0,043	0,011	858	0,014	0,004	82	0,012	0,012	265	0,000	0,000	102	0,059	0,031
	Basisches Kleinseggenried	279	0,018	0,008	2	0,000	0,000	43	0,070	0,039	154	0,013	0,009	15	0,000	0,000	51	0,000	0,000	14	0,000	0,000
	Feucht- und Nasswiesen	286	0,010	0,006	57	0,000	0,000	15	0,067	0,067	195	0,010	0,007	9	0,000	0,000	8	0,000	0,000	2	0,000	0,000
	Grosseggenbestände	195	0,062	0,019	28	0,000	0,000	96	0,031	0,018	46	0,130	0,050	7	0,000	0,000	14	0,000	0,000	4	0,750	0,479
	Hochmoor	590	0,003	0,002	152	0,007	0,007	71	0,014	0,014	244	0,000	0,000	8	0,000	0,000	71	0,000	0,000	44	0,000	0,000
	Röhricht	70	0,057	0,028	4	0,000	0,000	43	0,093	0,045	7	0,000	0,000	11	0,000	0,000	2	0,000	0,000	3	0,000	0,000
	Saures Kleinseggenried	172	0,006	0,006	33	0,000	0,000	3	0,000	0,000	80	0,013	0,013	6	0,000	0,000	41	0,000	0,000	9	0,000	0,000
	Andere	421	0,021	0,008	59	0,000	0,000	100	0,040	0,020	132	0,008	0,008	26	0,038	0,038	78	0,000	0,000	26	0,115	0,085
	Alle Vegetationstypen	2798	0,018	0,002	504	0,016	0,006	359	0,095	0,015	653	0,005	0,003	436	0,009	0,005	577	0,000	0,000	269	0,000	0,000
	Kalkarme Gebirgsmagerrasen	883	0,000	0,000	28	0,000	0,000	-	-	-	329	0,000	0,000	97	0,000	0,000	255	0,000	0,000	174	0,000	0,000
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen	160	0,000	0,000	73	0,000	0,000	-	-	-	18	0,000	0,000	33	0,000	0,000	25	0,000	0,000	11	0,000	0,000
	Krautsäume	25	0,000	0,000	-	-	-	5	0,000	0,000	2	0,000	0,000	10	0,000	0,000	5	0,000	0,000	3	0,000	0,000
	Steppenrasen	196	0,015	0,009	-	-	-	1	0,000	-	-	-	-	157	0,019	0,011	35	0,000	0,000	3	0,000	0,000
	Trockenrasen	1232	0,031	0,005	373	0,021	0,008	291	0,089	0,017	228	0,013	0,008	112	0,009	0,009	195	0,000	0,000	33	0,000	0,000
	Andere	302	0,026	0,009	30	0,000	0,000	62	0,129	0,043	76	0,000	0,000	27	0,000	0,000	62	0,000	0,000	45	0,000	0,000

invasiven Neophytenarten auf. In den Mooren und den TWW wurden im Durchschnitt lediglich je 0.018 invasive Neophytenarten pro Plot gefunden (Tab. 12). Das Einjährige Berufkraut (*Erigeron annuus*) wurde in den TWW zwar in 41 Plots gefunden, allerdings mit meist nur sehr geringer Deckung ($< 1\%$). Es ist nicht bekannt, ob die geringe Zahl an invasiven Neophyten zumindest teilweise auf Bekämpfungsmassnahmen durch die Kantone oder die Bewirtschafter zurückzuführen ist.

Auch wenn man alle Neophyten betrachtet, also nicht nur die invasiven Arten, ändert der Gesamteindruck kaum: Die Auen weisen am meisten Neophyten auf, insbesondere auf der Alpensüdflanke, bei Mooren und TWW sind im Durchschnitt nur sehr wenige Neophytenarten auf den Plots zu finden (Abb. 36–38; Tab. 13).

Auch die mittlere Deckung der Neophyten über alle Plots der WBS war mit 1,13% (2,82% in Auen, 0,31% in Mooren und 0,45% in TWW) niedrig. Neophyten sind stellenweise aber problematisch: in 253 Plots erreichten sie eine Deckung von über 10% und in 39 Plots eine Deckung von über 50%.

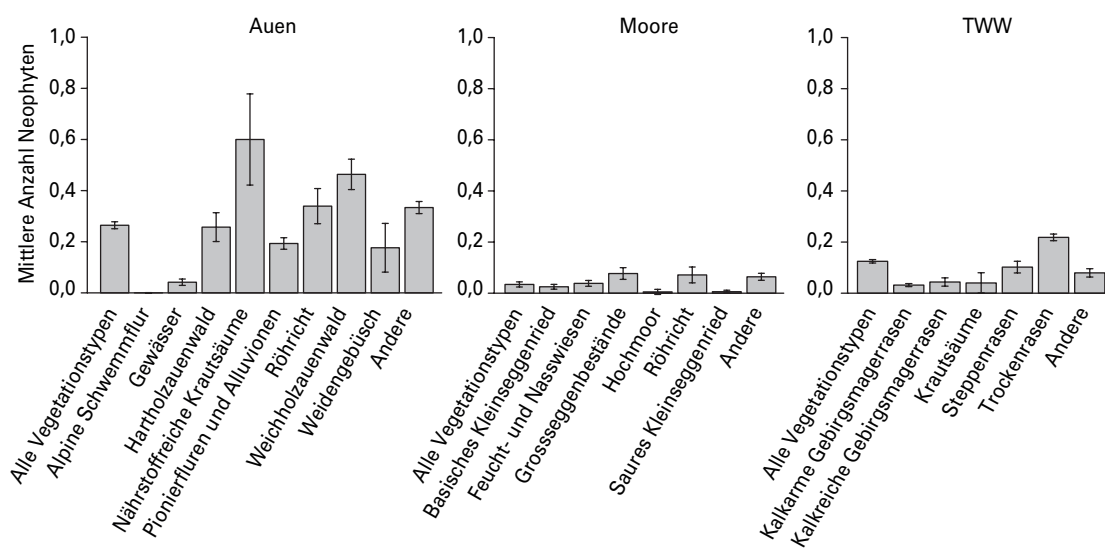


Abb. 36. Mittlere Anzahl Neophyten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen.

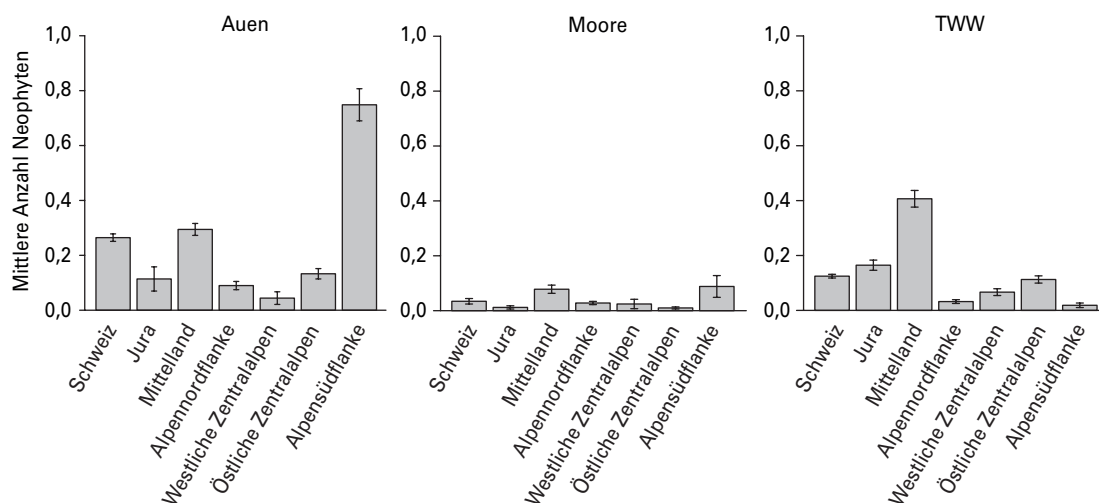


Abb. 37. Mittlere Anzahl Neophyten ($\pm$ Standardfehler) in Auen (2091 Plots), Mooren (2013 Plots) und TWW (2798 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen.

Tab. 13. Mittlere Anzahl der Neophytenarten (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots des jeweiligen Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Die Mittelwerte beziehen sich bei allen Biotopen nur auf Gefasspflanzen. N: Anzahl Objekte; X: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Anzahl Neophyten	Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
			N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE	N	X	SE
Auen		Alle Vegetationstypen	2091	0,26	0,01	79	0,11	0,04	676	0,29	0,02	490	0,09	0,02	136	0,04	0,02	384	0,13	0,02	326	0,75	0,06
		Alpine Schwemmflur	14	0,00	0,00	–	–	–	–	–	–	2	0,00	0,00	1	0,00	–	11	0,00	0,00	–	–	–
		Gewässer	336	0,04	0,01	31	0,00	0,00	131	0,04	0,02	58	0,00	0,00	18	0,00	0,00	53	0,02	0,02	45	0,18	0,07
		Hartholzauenwald	70	0,26	0,06	1	0,00	–	46	0,30	0,08	17	0,12	0,08	–	–	–	3	0,33	0,33	3	0,33	0,33
		Nährstoffreiche Krautsäume	40	0,60	0,18	1	0,00	–	16	0,63	0,20	9	0,11	0,11	1	0,00	–	9	0,11	0,11	4	3,00	0,91
		Pinoniefuren und Alluvionen	497	0,19	0,02	3	0,67	0,67	68	0,66	0,10	157	0,06	0,02	58	0,07	0,05	141	0,05	0,02	70	0,40	0,08
		Röhricht	56	0,34	0,07	3	0,00	0,00	33	0,27	0,08	11	0,36	0,15	–	–	–	3	0,33	0,33	6	0,83	0,31
		Weichholzauenwald	192	0,46	0,06	3	0,33	0,33	26	0,85	0,17	37	0,03	0,03	18	0,00	0,00	55	0,36	0,07	53	0,85	0,16
		Weidengebüsch	17	0,18	0,10	–	–	–	–	–	–	1	0,00	–	1	0,00	–	10	0,10	0,10	5	0,40	0,24
		Andere	869	0,33	0,02	37	0,16	0,07	356	0,26	0,03	198	0,13	0,03	39	0,05	0,04	99	0,19	0,04	140	1,02	0,10
Moore		Alle Vegetationstypen	2013	0,03	0,00	335	0,01	0,01	371	0,08	0,01	858	0,03	0,01	82	0,02	0,02	265	<0,01	0,00	102	0,09	0,04
		Basisches Kleinseggenried	279	0,03	0,01	2	0,00	0,00	43	0,12	0,05	154	0,01	0,01	15	0,00	0,00	51	0,00	0,00	14	0,00	0,00
		Feucht- und Nasswiesen	286	0,04	0,01	57	0,00	0,00	15	0,13	0,09	195	0,04	0,01	9	0,11	0,11	8	0,00	0,00	2	0,50	0,50
		Grosseggenbestände	195	0,08	0,02	28	0,00	0,00	96	0,04	0,03	46	0,17	0,06	7	0,00	0,00	14	0,00	0,00	4	0,75	0,48
		Hochmoor	590	0,01	0,00	152	0,01	0,01	71	0,01	0,01	244	0,00	0,00	8	0,00	0,00	71	0,00	0,00	44	0,00	0,00
		Röhricht	70	0,07	0,03	4	0,00	0,00	43	0,12	0,05	7	0,00	0,00	11	0,00	0,00	2	0,00	0,00	3	0,00	0,00
		Saures Kleinseggenried	172	0,01	0,01	33	0,00	0,00	3	0,00	0,00	80	0,01	0,01	6	0,00	0,00	41	0,00	0,00	9	0,00	0,00
		Andere	421	0,06	0,01	59	0,05	0,03	100	0,12	0,04	132	0,04	0,02	26	0,04	0,04	78	0,01	0,01	26	0,19	0,12
		Alle Vegetationstypen	2798	0,12	0,01	504	0,16	0,02	359	0,41	0,03	653	0,03	0,01	436	0,07	0,01	577	0,11	0,01	269	0,02	0,01
		Kalkarme Gebirgsmagerasen	883	0,03	0,01	28	0,00	0,00	–	–	–	329	0,03	0,01	97	0,03	0,02	255	0,05	0,01	174	0,01	0,01
TWW		Kalkreiche Gebirgsmagerasen	160	0,04	0,02	73	0,05	0,03	–	–	–	18	0,00	0,00	33	0,03	0,03	25	0,04	0,04	11	0,09	0,09
		Krautsäume	25	0,04	0,04	–	–	–	5	0,00	0,00	2	0,00	0,00	10	0,00	0,00	5	0,20	0,20	3	0,00	0,00
		Steppenrasen	196	0,10	0,02	–	–	–	1	0,00	–	–	–	–	157	0,08	0,02	35	0,17	0,06	3	0,33	0,33
		Trockenrasen	1232	0,22	0,01	373	0,20	0,02	291	0,45	0,03	228	0,05	0,01	112	0,08	0,03	195	0,22	0,03	33	0,00	0,00
		Andere	302	0,08	0,02	30	0,10	0,06	62	0,26	0,06	76	0,00	0,00	27	0,11	0,06	62	0,02	0,02	45	0,02	0,02



Abb. 38. Das Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) kann in Auen stellenweise dominieren (Foto: Helen Küchler).

2.4.9 Zustand Auendynamik

Der Indikator für Auendynamik kann Werte zwischen 0 (keine Dynamik) und 3 (grosse Dynamik) annehmen. Grössere Unterschiede finden sich zwischen den verschiedenen Vegetationstypen (Abb. 39; Tab. 14). Gewässer sowie Pionierfluren und Alluvionen weisen erwartungsgemäss die höchsten Werte auf. Diese Einheiten besitzen oft keine und nur eine sehr geringe Vegetationsdecke und Artenvielfalt. Der Wert des Indikators wird deshalb bei Pionierfluren und Alluvionen vor allem durch die abiotische Bodenbedeckung, also Wasser, Sand, Kies, Steine und Fels beeinflusst. Die übrigen Vegetationstypen unterscheiden sich kaum in ihrer Dynamik. Die tiefsten Werte weisen erwartungsgemäss die Hartholzauen auf.

Die mittlere Auendynamik zeigte kaum Unterschiede zwischen den Regionen (Tab. 14). Die Auen des Jura und der westlichen Zentralalpen sind am meisten dynamisch (Abb. 39), während die Auen des Mittellandes die geringste Dynamik aufweisen.

Tab. 14. Mittlere Auedynamik (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots im Aueninventar sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die Auen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; –: Vegetationstyp nicht vorhanden.

Biotoptyp	Vegetationstyp	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
		N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	2091	1,1	0,02	79	1,4	0,13	676	1,0	0,04	490	1,1	0,04	136	1,4	0,08	384	1,2	0,04	326	1,1	0,05
	Alpine Schwemmflur	14	0,7	0,05	–	–	–	–	–	–	2	0,5	0,07	1	0,9	–	11	0,7	0,05	–	–	–
	Gewässer	336	2,6	0,04	31	1,6	0,11	131	1,3	0,04	58	1,7	0,11	18	1,7	0,16	53	1,5	0,09	45	1,4	0,11
	Hartholzauenwald	70	0,5	0,03	1	0,7	–	46	0,5	0,04	17	0,4	0,04	–	–	–	3	0,6	0,08	3	0,6	0,14
	Nährstoffreiche Krautsäume	40	0,8	0,07	1	0,8	–	16	0,9	0,04	9	0,5	0,10	1	0,7	–	9	0,7	0,10	4	0,6	0,10
	Pinonierfluren und Alluvionen	497	1,7	0,03	3	1,7	0,16	68	1,6	0,05	157	1,6	0,05	58	1,7	0,08	141	1,4	0,05	70	1,6	0,06
	Röhricht	56	0,6	0,06	3	0,1	0,09	33	0,6	0,09	11	0,6	0,12	–	–	–	3	0,9	0,25	6	0,4	0,09
	Weichholzaunenwald	192	0,7	0,02	3	1,0	0,15	26	0,7	0,06	37	0,5	0,03	18	0,6	0,07	55	0,7	0,03	53	0,6	0,03
	Weidengebüsch	17	0,7	0,05	–	–	–	–	–	–	1	0,7	–	1	0,4	–	10	0,6	0,06	5	0,9	0,05
	Andere	869	0,5	0,01	37	0,4	0,04	356	0,4	0,02	198	0,4	0,02	39	0,7	0,05	99	0,6	0,02	140	0,5	0,03

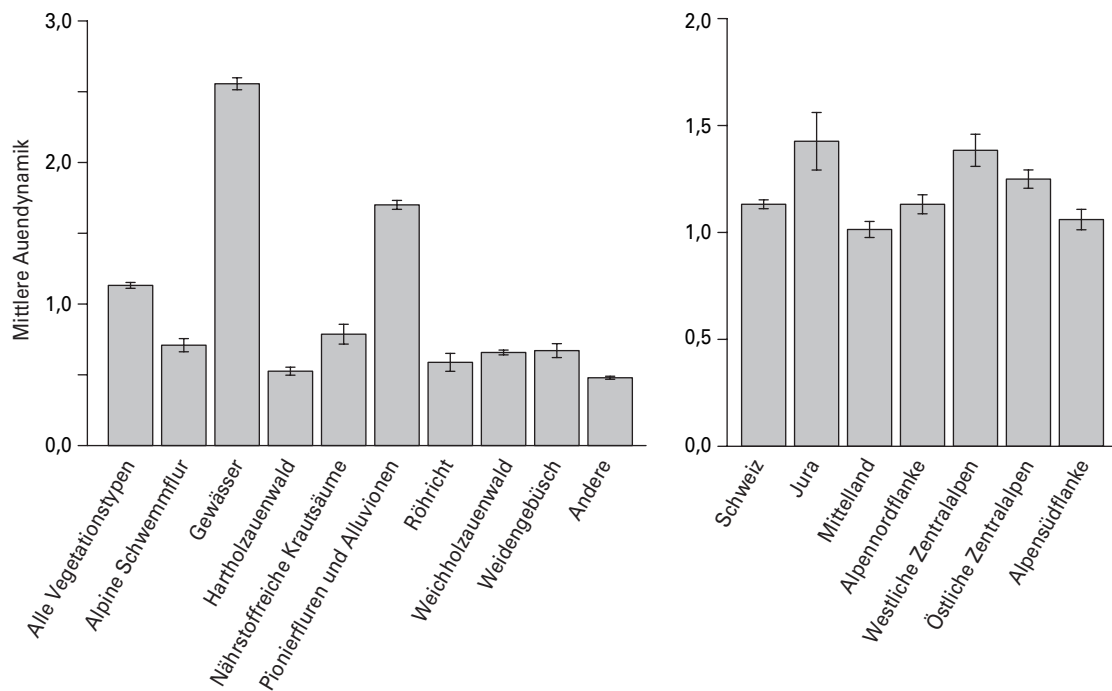


Abb. 39. Mittlere Auendynamik ($\pm$ Standardfehler) in den verschiedenen Vegetationstypen (links) und der Schweiz und ihren Regionen (rechts). Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N = 2091 Plots.

2.4.10 Zustand Unterschiedlichkeit

Die Unterschiedlichkeit war für alle drei Biotoptypen hoch (Abb. 40; Tab. 15). Die vielfältigen Auen zeigen erwartungsgemäss etwas höhere Werte für die Unterschiedlichkeit als Moore und TWW, sie sind also in ihrer Artenzusammensetzung noch weniger einheitlich als letztere.

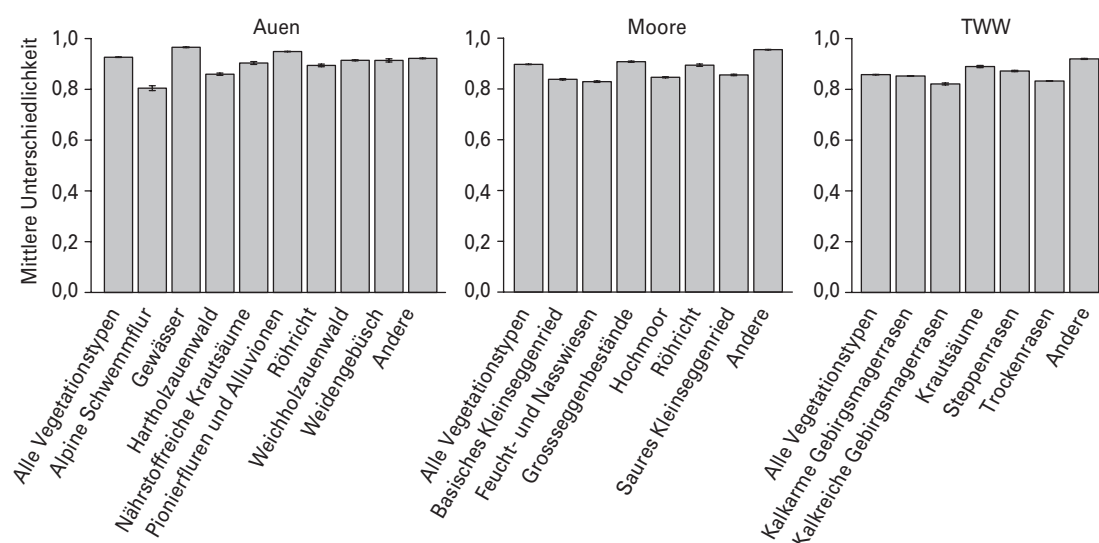


Abb. 40. Mittlere Unterschiedlichkeit in Auen (1635 Plots), Mooren (1939 Plots) und TWW (2796 Plots) in den verschiedenen Vegetationstypen der Schweiz. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Tab. 15. Mittlere Unterschiedlichkeit (durch Fettschrift hervorgehoben) sämtlicher Plots eines Biotoptyps sowie der Vegetationstypen in der Schweiz und den Regionen. Die Kategorie «Andere» beinhaltet weitere Vegetationstypen, die für die einzelnen Biotoptypen nicht typisch sind. N: Anzahl Objekte; $\bar{X}$: Mittelwert; SE: Standardfehler; -: Vegetationstyp nicht vorhanden oder nur ein Plot dieses Typs vorhanden. Die Berechnung des Standardfehlers war nur möglich, wenn mindestens drei Plots eines Vegetationstyps vorhanden waren.

Unterschiedlichkeit		Schweiz			Jura			Mittelland			Alpennordflanke			Westliche Zentralalpen			Östliche Zentralalpen			Alpensüdflanke		
Biotoptyp	Vegetationstyp	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE	N	$\bar{X}$	SE
Auen	Alle Vegetationstypen	1635	0,926	0,001	45	0,920	0,003	519	0,914	0,002	386	0,943	0,001	105	0,953	0,001	311	0,945	0,001	269	0,917	0,002
	Alpine Schwemmflur	14	0,805	0,010	-	-	-	-	-	-	2	0,647	-	1	-	-	11	0,787	0,010	-	-	-
	Gewässer	55	0,966	0,002	1	-	-	17	0,939	0,005	9	0,944	0,006	7	0,965	0,007	16	0,953	0,005	5	0,938	0,014
	Hartholzauenwald	69	0,860	0,004	1	-	-	45	0,841	0,006	17	0,853	0,011	1	-	-	3	0,909	0,022	3	0,824	0,017
	Nährstoffreiche Krautsäume	39	0,904	0,006	1	-	-	16	0,847	0,013	9	0,911	0,010	38	0,925	0,006	8	0,863	0,012	4	0,828	0,021
	Pinonierfluren und Alluvionen	374	0,949	0,001	1	-	-	59	0,900	0,005	109	0,935	0,002	18	0,898	0,009	110	0,909	0,004	57	0,927	0,003
	Röhricht	41	0,894	0,005	3	0,810	0,095	20	0,869	0,010	11	0,907	0,011	1	-	-	1	-	-	6	0,878	0,017
	Weichholzauenwald	190	0,914	0,002	2	0,941	-	25	0,915	0,004	37	0,878	0,007	-	-	-	55	0,844	0,007	53	0,899	0,003
	Weidengebüsch	17	0,914	0,006	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	10	0,887	0,012	5	0,879	0,013
	Andere	836	0,922	0,001	36	0,915	0,004	337	0,887	0,003	191	0,917	0,003	39	0,933	0,002	97	0,942	0,002	136	0,880	0,004
Moore	Alle Vegetationstypen	1939	0,897	0,001	331	0,903	0,002	327	0,917	0,002	850	0,893	0,001	73	0,922	0,003	262	0,901	0,002	96	0,905	0,004
	Basisches Kleinseggenried	278	0,838	0,003	2	0,725	-	43	0,816	0,004	154	0,776	0,003	15	0,763	0,013	51	0,812	0,005	13	0,817	0,008
	Feucht- und Nasswiesen	285	0,829	0,003	57	0,832	0,006	15	0,828	0,012	195	0,791	0,003	9	0,837	0,028	7	0,828	0,008	2	0,958	-
	Grosseggenbestände	191	0,907	0,002	27	0,871	0,007	94	0,855	0,005	45	0,909	0,004	7	0,886	0,019	14	0,860	0,020	4	0,867	0,029
	Hochmoor	587	0,846	0,002	151	0,798	0,005	70	0,886	0,004	244	0,804	0,004	8	0,756	0,034	71	0,822	0,005	43	0,805	0,007
	Röhricht	43	0,894	0,005	4	0,912	0,017	28	0,871	0,007	3	0,971	0,007	6	0,840	0,022	1	-	-	1	-	-
	Saures Kleinseggenried	171	0,855	0,003	33	0,820	0,007	3	0,809	0,028	80	0,808	0,004	6	0,835	0,019	40	0,849	0,004	9	0,887	0,010
	Andere	384	0,955	0,001	57	0,923	0,004	74	0,934	0,003	129	0,925	0,002	22	0,905	0,010	78	0,911	0,004	24	0,952	0,004
	Alle Vegetationstypen	2796	0,858	0,001	503	0,814	0,002	359	0,783	0,003	653	0,839	0,002	435	0,909	0,001	577	0,854	0,002	269	0,888	0,002
	Kalkarme Gebirgsmagerasen	883	0,853	0,001	28	0,787	0,008	-	-	-	329	0,812	0,002	97	0,868	0,003	255	0,805	0,003	174	0,859	0,003
TWW	Kalkreiche Gebirgsmagerasen	160	0,821	0,004	73	0,736	0,005	-	-	-	18	0,769	0,011	33	0,837	0,008	25	0,801	0,008	11	0,854	0,012
	Krautsäume	25	0,890	0,004	-	-	-	5	0,866	0,017	2	0,875	-	10	0,870	0,011	5	0,885	0,012	3	0,891	0,024
	Steppenrasen	196	0,872	0,003	-	-	-	1	-	-	-	-	-	157	0,859	0,003	35	0,809	0,007	3	0,625	0,023
	Trockenrasen	1232	0,833	0,001	373	0,782	0,002	291	0,775	0,003	228	0,796	0,003	112	0,867	0,003	195	0,815	0,003	33	0,834	0,006
	Andere	300	0,920	0,002	29	0,889	0,006	62	0,780	0,009	76	0,876	0,006	26	0,938	0,005	62	0,883	0,008	45	0,926	0,005

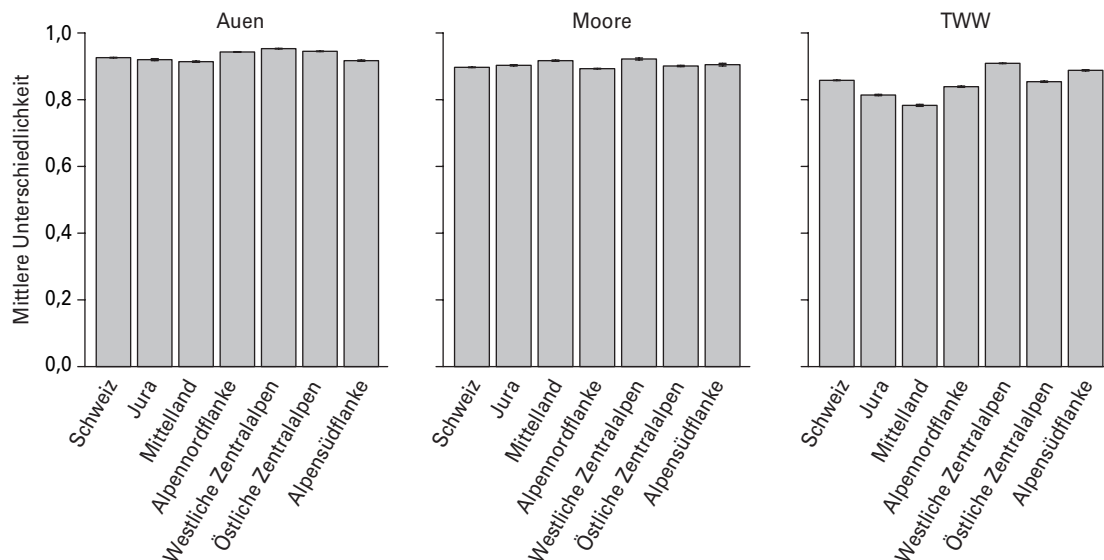


Abb. 41. Mittlere Unterschiedlichkeit in Auen (1635 Plots), Mooren (1939 Plots) und TWW (2796 Plots) in der Schweiz und ihren Regionen. Bei Auen und TWW beziehen sich die Mittelwerte nur auf Gefässpflanzen, bei Mooren auf Gefässpflanzen und Moose.

Die Regionen unterscheiden sich bei Auen und Mooren kaum (Abb. 41). Bei den TWW weist das Mittelland die geringsten Unterschiede auf, die TWW sind hier am ähnlichsten zusammengesetzt, die westlichen Zentralalpen weisen die grösste Unterschiedlichkeit bei den TWW auf.

Die Interpretation des Zustands der Unterschiedlichkeit ist erst in Zukunft sinnvoll (nach der Zweiterhebung der WBS), wenn Veränderungen der Unterschiedlichkeit in der Zeit bestimmt werden können. Es lässt sich dann zeigen, ob innerhalb der Biotope von nationaler Bedeutung Entwicklungen zu einer Homogenisierung stattfinden und welche Arten eine allfällige Homogenisierung bewirken.

2.5 Veränderungen Moore

Wie in Kapitel 2.1 dargestellt, konnten für einen Teil der Objekte der WBS-Stichprobe Veränderungen berechnet werden, da frühere Vegetationserhebungen auf Einheitsflächen vorlagen (KLAUS 2007; KÜCHLER *et al.* 2018). Die früher angewandte Einheitsflächen-Methode (KÜCHLER *et al.* 2018) unterscheidet sich aber wesentlich von der Methode zur Erhebung der 10 m²-Plots der WBS. Sie basierte auf einer Interpretation von Falschfarben-Infrarot-Luftbildern, auf welchen einheitlich erscheinende Vegetationsflächen als Einheitsflächen abgegrenzt wurden. Einheitsflächen sind in ihrer Form und Grösse unterschiedlich (Abb. 42). Eine Stichprobe der in den Jahren 1997-2008 bereits zwei Mal erhobenen Einheitsflächen wurde in den Jahren 2011 bis 2017 ein drittes Mal im Feld untersucht. Dabei wurde in jeder Einheitsfläche eine möglichst vollständige Artenliste der Gefässpflanzen und Moose erstellt und die Deckung der Arten wurden in einer vierstufigen Skala erfasst (Deckungsklasse 1: 0,01–<0,1%; 2: 0,1–<1%; 3: 1–<10%; 4: 10–100%). Da die Einheitsflächen verschieden gross sind, weichen die aufgefundenen Artenzahlen stärker voneinander ab als bei standardisierten 10 m²-Plots. Es wurden darum bei den Indikatoren, die auf Artenzahlen beruhen, nicht die Artenzahlen berücksichtigt, sondern die Anteile an der Gesamtartenzahl verwendet.

Insgesamt standen 744 Einheitsflächen in 94 Moorobjekten für Auswertungen zur Verfügung, die im Rahmen der WBS nochmals erhoben wurden (Abb. 43). Allerdings wiesen nur 690 Flächen bei mindestens einem Erhebungszeitpunkt typische Moorvegetation auf (Anhang C). Nur diese 690 Flächen wurden bei den Auswertungen berücksichtigt. Bei der Auswertung nach Vegetationstypen (Tab. 16 und 17) wurden jeweils alle Flächen berücksichtigt, die dem jeweiligen Vegetationstyp zumindest zu einem Zeitpunkt

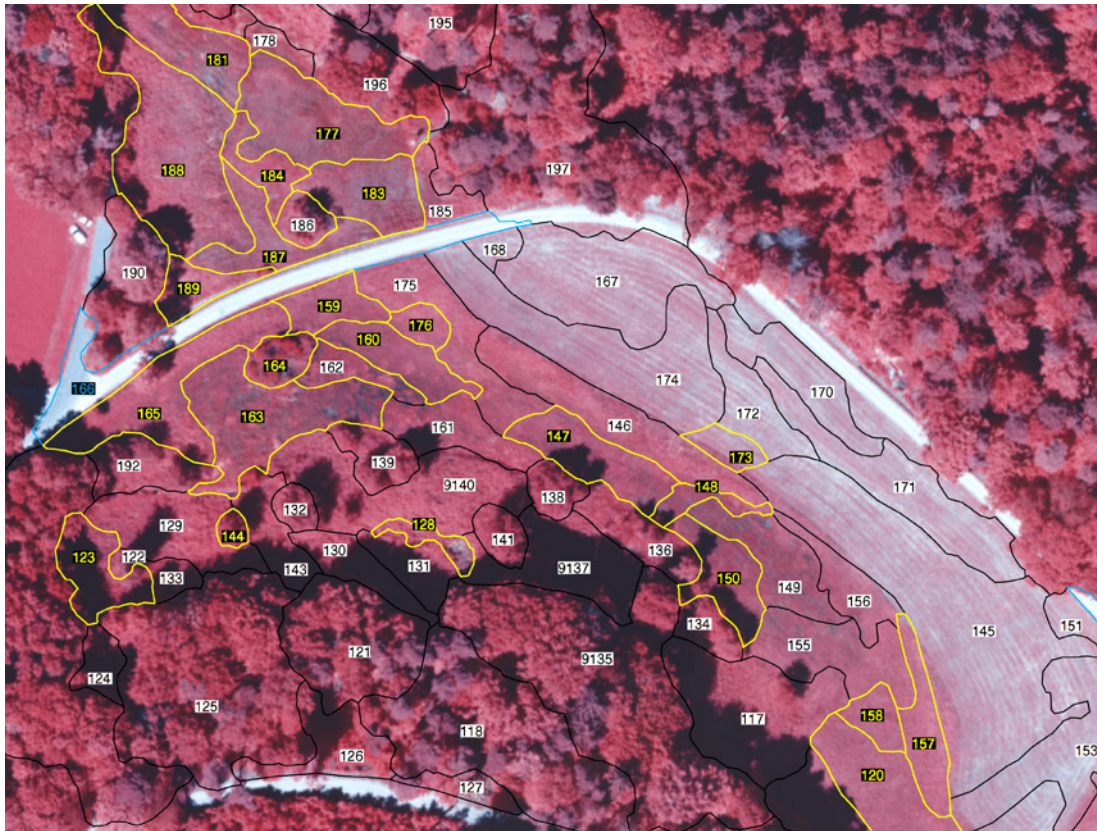


Abb. 42. Falschfarben-Infrarotluftbild mit abgegrenzten Einheitsflächen (Linien und Nummern). Die gelb umrandeten Flächen wurden in den Jahren 1997–2007 erhoben, ein kleiner Teil davon erneut zwischen 2011 und 2017.

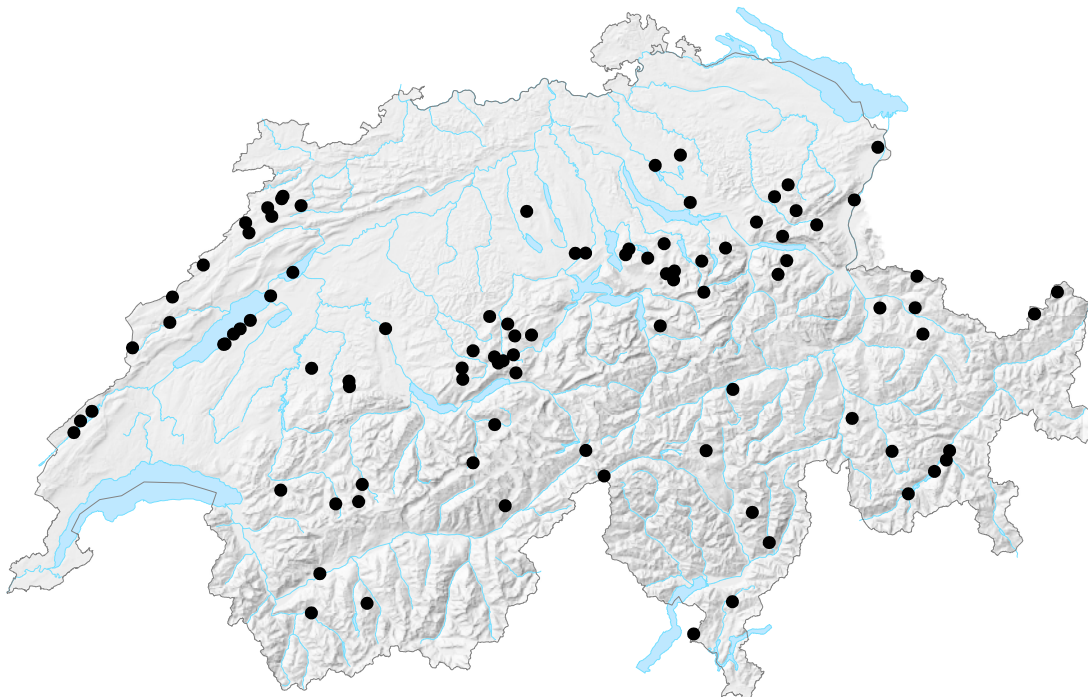


Abb. 43. Räumliche Verteilung der 94 Moorobjekte, in denen insgesamt 744 Einheitsflächen erneut erhoben wurden.

zugeordnet wurden. Die Einheitsflächen können somit in den Auswertungen mehrerer Vegetationstypen berücksichtigt worden sein. Mit der erneuten Erhebung im Rahmen der WBS standen somit pro Einheitsfläche drei Erhebungen für die statistische Auswertung zu Verfügung.

Veränderungen in den Einheitsflächen wurden mittels linearer gemischter Modelle ausgewertet (Erhebungsjahr: fester Effekt; Einheitsfläche und Interaktion zwischen Objekt und Erhebungsjahr: zufällige Effekte) für die Moore insgesamt und einzeln für die Hoch- und Flachmoore. Innerhalb der Flachmoore wurden folgende Vegetationstypen unterschieden: basische Kleinseggenriede, saure Kleinseggenriede, Feucht- und Nasswiesen, Grosseggenbestände und Röhrichte. Aufgrund der geringen Anzahl von Einheitsflächen pro Region wurden nur Auswertungen für die ganze Schweiz durchgeführt. Um auch nicht-lineare Beziehungen zwischen den Indikatoren und der Zeit zu berücksichtigen, wurden alle Modelle mit einem linearen und einem quadratischen Term der Zeit gerechnet. War der quadratische Term nicht signifikant, was meistens der Fall war, wurde er aus den Modellen entfernt.

Bei den Auswertungen wurden nur diejenigen Indikatoren berücksichtigt, die sich mit dem beschränkten Datensatz berechnen liessen. Es sind dies die Indikatoren Nährstoffe, Feuchtigkeit, Licht, Temperatur und Lebensraumspezialisten. Zusätzlich werden die Indikatoren Rote Liste-Arten und Neophyten in einer vereinfachten Darstellung aufgeführt, da sowohl Neophyten wie auch Arten der Roten Liste nur selten in Einheitsflächen vorkamen. Die Veränderung der Unterschiedlichkeit wird nicht dargestellt: diese war sehr gering.

2.5.1 Veränderungen ökologische Verhältnisse

Die Nährstoffzahl zeigte nur wenige signifikante Veränderungen (Tab. 16). Beispielsweise wurde in den Hochmooren eine geringe Zunahme der mittleren Nährstoffzahl festgestellt. Die Flachmoore als Ganzes blieben hingegen unverändert. Das trifft auch auf Grosseggenbestände zu, in denen die mittlere Nährstoffzahl einen Kurven-Verlauf zeigte (Tab. 16; Abb. 44).

Die Auswertung der Daten der Wirkungskontrolle Moorschutz (KLAUS 2007; KÜCHLER *et al.* 2018) zeigte eine deutliche Abnahme der mittleren Feuchtezahl und somit, dass zahlreiche Moore zwischen 1997 und 2007 trockener wurden. Diese negative Veränderung setzt sich seither fort. Die Feucht- und Nasswiesen und Röhrichte zeigten nur eine geringe Abnahme der Feuchtezahl, die zudem statistisch nicht signifikant war (Tab. 16; Abb. 45).

Auch die Lichtzahl sank fast ausnahmslos. Nur bei den sauren Kleinseggenrieden könnte sich in Zukunft eine Trendumkehr abzeichnen. Eine abnehmende Lichtzahl kann

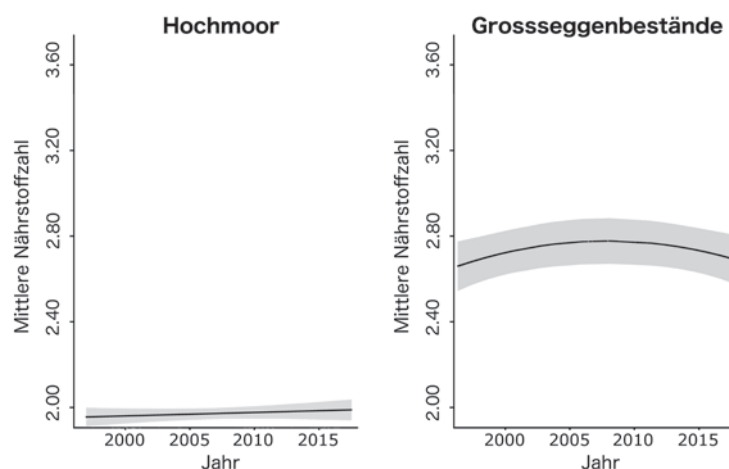


Abb. 44. Veränderungen der mittleren Nährstoffzahl in Hochmooren (links) und Grosseggenbeständen (rechts) in der ganzen Schweiz. Die dargestellten Trends sind statistisch signifikant (die grauen Bereiche zeigen den 95% Sicherheitsbereich an).

Tab. 16. Entwicklung mittlerer Zeigerwerte zwischen 1997 und 2017. Dargestellt sind die Steigungen (aus linearen gemischten Modellen) mit statistischen Signifikanzniveaus. Negative Werte zeigen eine Abnahme, positive eine Zunahme der mittleren Zeigerwerte über die Zeit an. In zwei Fällen war auch der quadratische Term signifikant. Der Kurvenverlauf ist in diesen Fällen durch die Vorzeichen des linearen und quadratischen Terms bestimmt. q: quadratischer Term;
*: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; NS: nicht signifikant; N: Anzahl Einheitsflächen.

		Nährstoffzahl		Feuchtezahl		Lichtzahl		Temperaturzahl	
	N	Steigung		Steigung		Steigung		Steigung	
Moore insgesamt	690	0,009	NS	-0,022	***	-0,020	***	-0,009	NS
Hochmoore	245	0,018	*	-0,031	***	-0,017	*	0,003	NS
Flachmoore	527	0,002	NS	-0,023	***	-0,022	***	-0,014	NS
Basisches Kleinseggenried	173	-0,001	NS	-0,027	**	-0,012	*	-0,013	NS
Feucht -und Nasswiesen	213	-0,001	NS	-0,007	NS	-0,016	**	0,001	NS
Grossseggenbestände	130	0,009	NS	-0,037	***	-0,021	**	-0,014	*
		-0,048	*(q)						
Röhricht	54	-0,014	NS	-0,008	NS	-0,026	*	-0,015	NS
Saures Kleinseggenried	102	0,000	NS	-0,040	*	-0,028	**	-0,006	NS
						0,041	*(q)		

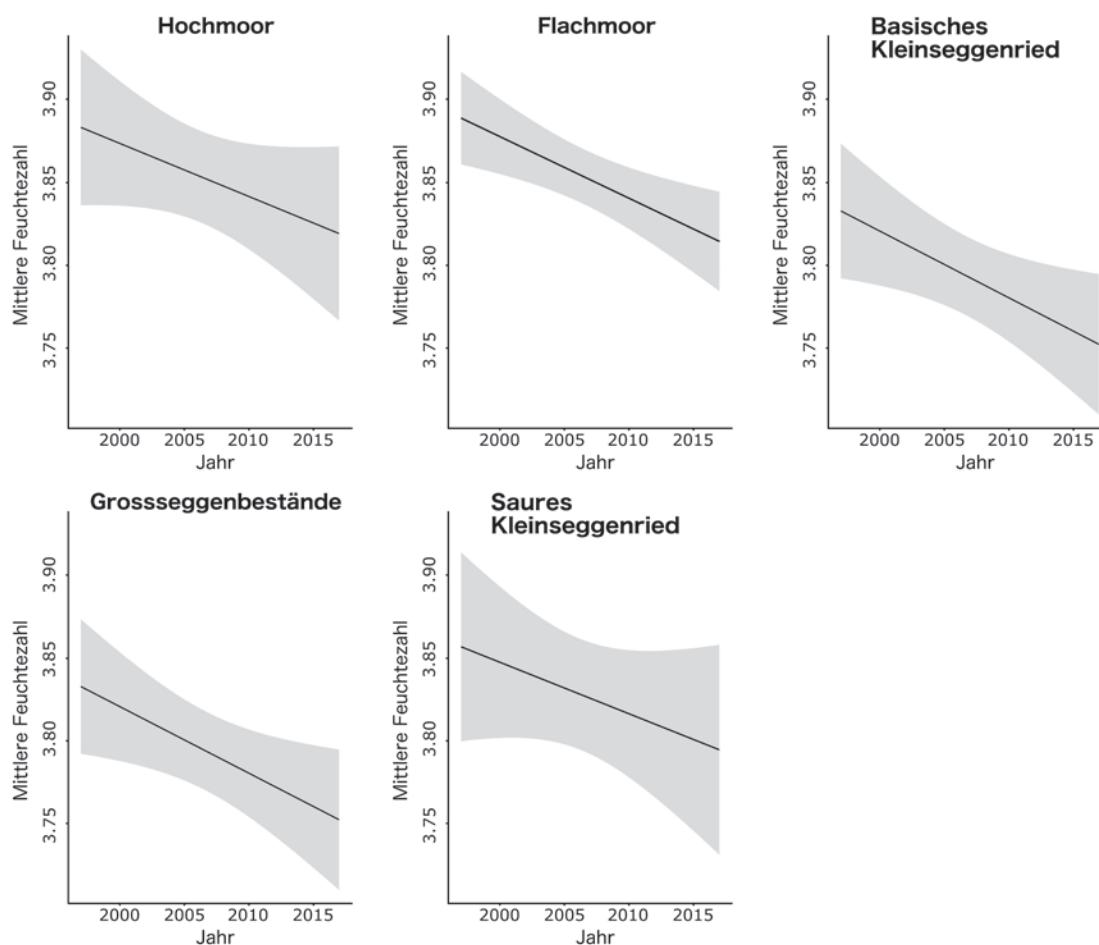


Abb. 45. Veränderungen der mittleren Feuchtezahl in Hochmooren (oben links), Flachmooren (oben Mitte), basischen Kleinseggenriedern (oben rechts), Grossseggenbeständen (unten links) und sauren Kleinseggenriedern (unten Mitte) in der ganzen Schweiz. Die dargestellten Trends sind statistisch signifikant (die grauen Bereiche zeigen den 95% Sicherheitsbereich an).

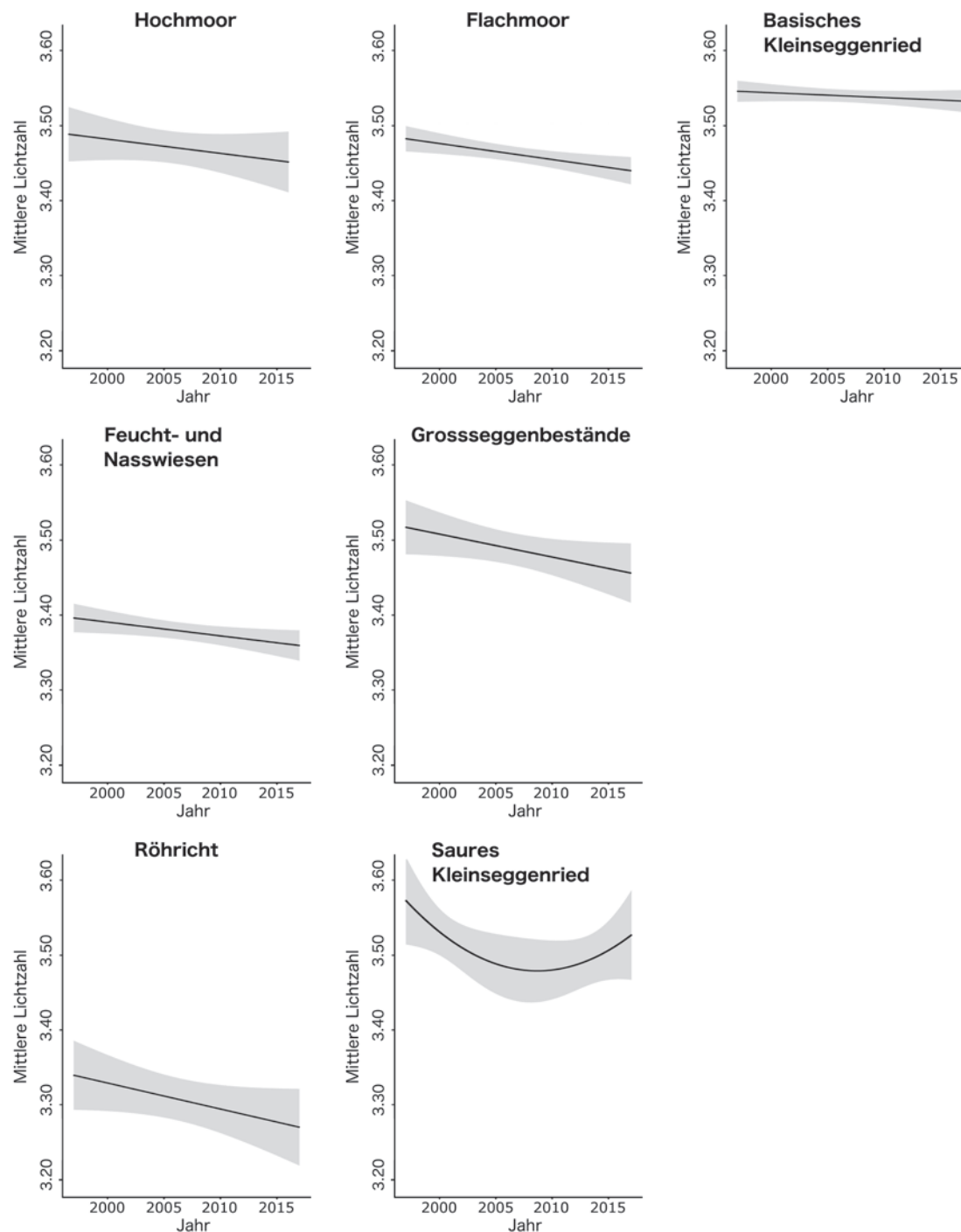


Abb. 46. Veränderungen der mittleren Lichtzahl in Hochmooren (oben links), Flachmooren (oben Mitte), basischen Kleinseggenrieden (oben rechts), Feucht- und Nasswiesen (Mitte links), Grossseggenbeständen (Mitte Mitte), Röhrriechten (unten links) und sauren Kleinseggenriedern (unten Mitte) in der Schweiz. Die dargestellten Trends sind statistisch signifikant (die grauen Bereiche zeigen den 95 % Sicherheitsbereich an).

einerseits auf eine Verbuschung und Verwaldung von Mooren hindeuten, andererseits auch auf das Aufkommen von dichter wachsender Vegetation als Folge von Düngung und mangelnder Pflege zurückgeführt werden (Tab. 16; Abb. 46).

Die Temperaturzahl zeigte nur bei den Grossseggenbeständen einen signifikanten Trend (Tab. 16). Dieser wies allerdings auf sinkende Temperaturen hin. Diese Veränderung der Temperaturzahl lässt sich als Nebeneffekt der sinkenden Lichtzahl verstehen, da lichtbedürftige Arten häufig Wärmezeiger sind.

2.5.2 Veränderungen Lebensraumspezialisten

In allen Vegetationstypen der Moore wurden steigende Gesamtartenzahlen und steigende Anzahlen der Lebensraumspezialisten (Moorarten) verzeichnet (Tab. 17). Diese Zunahmen können tatsächlichen Entwicklungen entsprechen, können aber auch rein methodisch, z. B. durch die grössere Erfahrung der FeldmitarbeiterInnen, bedingt sein, welche mit zunehmender Erfahrung mehr Arten finden.

Die Zunahme der Artenzahl ist nicht zwingend positiv zu bewerten. Bei natürlicherweise artenarmen Vegetationstypen, wie Hochmooren, Grossseggenbeständen oder Röhrichten, weisen erhöhte Artenzahlen oft auf Störungen hin (KÜCHLER *et al.* 2018). Auch bei artenreichen Beständen (Kleinseggenriede, Feucht- und Nasswiesen) kann eine Zunahme der Artenzahl auf die Einwanderung nicht erwünschter Arten zurückzuführen sein. Die Eigenschaften der neu dazugekommenen Arten sind daher wichtig.

Wird nur der Anteil der Lebensraumspezialisten an der Gesamtartenzahl pro Einheitsfläche betrachtet, nimmt deren Anteil in den Flachmooren ab. Innerhalb der Flachmoore zeigt sich vor allem bei den basischen Kleinseggenrieden und den Röhrichten ein negativer Trend, sowie etwas weniger deutlich bei den Grossseggenbeständen (Tab. 17; Abb. 47). In den Hochmooren ist keine Abnahme nachweisbar.

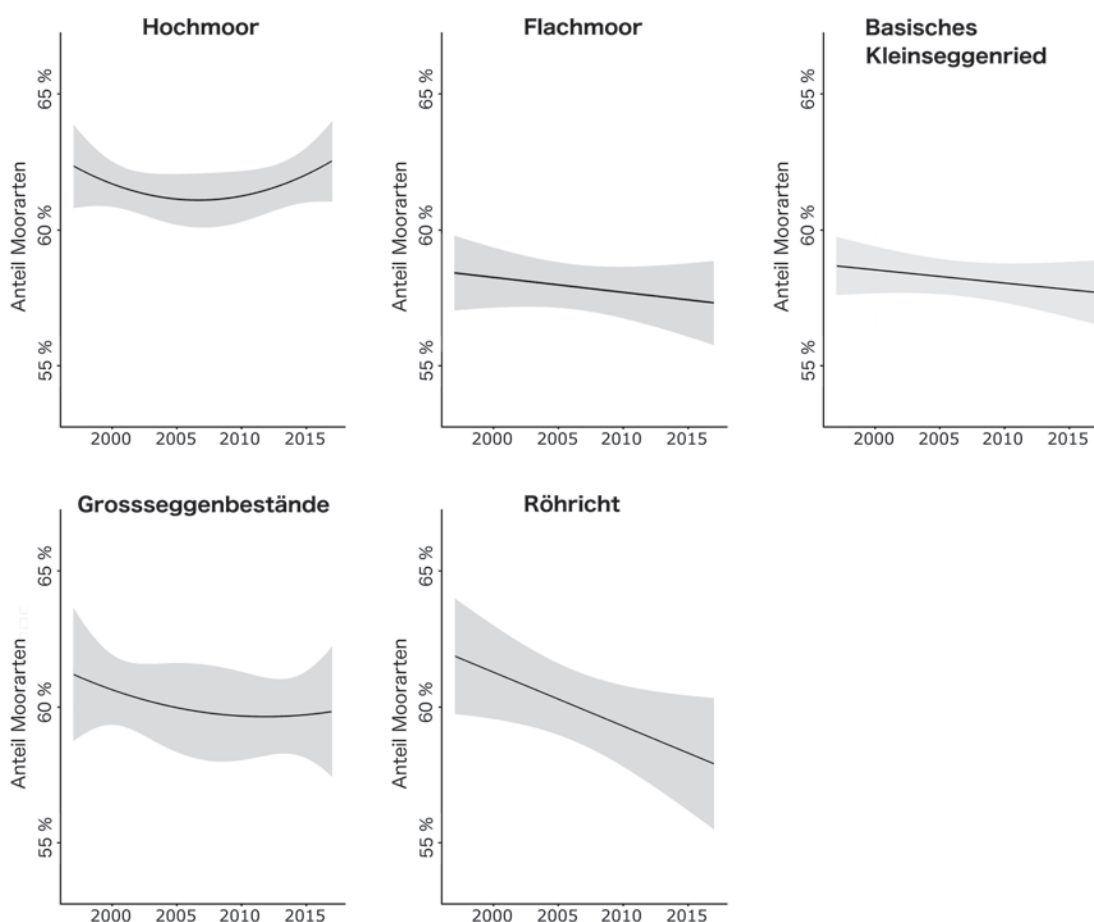


Abb. 47. Veränderungen des Anteils an Lebensraumspezialisten (Moorarten) in Einheitsflächen in Hochmooren (oben links), Flachmooren (oben Mitte), basischen Kleinseggenrieden (oben rechts), Grossseggenbeständen (unten links) und Röhrichten (unten Mitte) in der Schweiz. Die dargestellten Trends sind statistisch signifikant (die grauen Bereiche zeigen den 95 % Sicherheitsbereich an).

Tab. 17. Entwicklung der Gesamtartenzahl und naturschutzrelevanter Artengruppen zwischen 1997 und 2017. Dargestellt sind die Steigungen (aus linearen gemischten Modellen) mit statistischen Signifikanzniveaus. Negative Werte zeigen eine Abnahme, positive eine Zunahme über die Zeit an. **: $p \leq 0,01$; ***: $p \leq 0,001$; NS: nicht signifikant; N: Anzahl Einheitsflächen.

		Gesamtartenzahl			Anzahl Lebensraum-spezialisten		Anteil Lebensraum-spezialisten		Anzahl Rote Liste-Arten		Anteil Rote Liste-Arten	
	N	Steigung			Steigung		Steigung		Steigung		Steigung	
Moore	690	3,569	***		1,555	***	-0,013	*	0,215	*	-0,000	NS
Hochmoore	245	2,027	**		1,130	***	-0,100	*	0,359	***	0,002	NS
							0,026	***(q)				
Flachmoore	527	4,189	***		1,874	***	-0,013	*	0,263	**	0,003	NS
Basisches Kleinseggenried	173	4,825	***		2,138	***	-0,011	*	0,275	**	0,001	NS
Feucht- und Nasswiesen	213	4,381	**		1,830	***	-0,006	NS	0,138	*	0,000	NS
Grossseggenbestände	130	4,339	***		2,179	***	-0,017	**	0,445	**	0,010	*
							0,023	*(q)				
Röhricht	54	2,515	**		0,868	*	-0,039	*	0,211	NS	0,005	NS
Saures Kleinseggenried	102	4,209	***		2,114	***	-0,005	NS	0,357	**	0,001	NS

2.5.3 Veränderung Rote Liste-Arten

Arten der Roten Liste (SCHNYDER *et al.* 2004; BORNAND *et al.* 2016) sind meist selten. Entsprechend waren in allen drei Erhebungen oft keine (in 73 Einheitsflächen) oder nur ein bis zwei Arten der Roten Liste (149 Einheitsflächen) zu finden. In 93 Flächen kamen aber 10 oder mehr Arten der Roten Liste vor, das Maximum lag bei 21 Arten. Es handelte sich dabei um eine gestörte Hochmoorfläche mit zahlreichen Arten aus Kleinseggenrieden sowie Feucht- und Nasswiesen. Trotz der geringen Zahl an Arten der Roten Liste pro Einheitsfläche, sind einzelne Arten regelmässig in Mooren anzutreffen (Tab. 18). Insgesamt konnten in den Mooren 192 verschiedene Rote Liste-Arten nachgewiesen werden.

Generell veränderten sich die Anteile von Rote Liste-Arten an der Gesamtartenzahl pro Einheitsfläche nicht. Eine Ausnahme waren die Grossseggenbestände, bei denen eine statistisch signifikante, allerdings leichte Zunahme des Anteils von Rote Liste-Arten beobachtet wurde (Tab. 17).

2.5.4 Neophyten

Invasive Neophyten wurden in den Einheitsflächen in den Mooren sehr selten gefunden. Wir registrierten in den Mooren lediglich vier Arten der Schwarzen Liste (*Erigeron annuus* s.l., *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea* und *Prunus serotina*) und eine Art der Watch Liste (*Cornus sericea*) der Neophyten der Schweiz (BUHOLZER *et al.* 2014). In der überwiegenden Mehrzahl der zwischen 1997 und 2017 erstellten Vegetationsaufnahmen kamen gar keine invasiven Neophyten vor. In 31 Einheitsflächen fand sich in allen drei Erhebungen zusammen nur eine Art der Schwarzen Liste oder der Watch Liste und nur in einer Einheitsfläche fanden sich zwei Arten. Auch die Deckungen von Neophyten waren nur lokal von Bedeutung, nämlich in drei Aufnahmen mit einer Deckung von über 10%. Der häufigste invasive Neophyt war *Solidago gigantea* mit Vorkommen in insgesamt 26 Einheitsflächen.

Tab. 18. Die 20 häufigsten Arten (Moose und Gefässpflanzen) der Roten Listen (BORNAND *et al.* 2016; SCHNYDER *et al.* 2004), die in Einheitsflächen gefunden wurden. Es wird die Anzahl Einheitsflächen 1997–2017 angegeben, in denen eine Art gefunden wurde. N = 744 Einheitsflächen.

Arten		Anzahl Einheitsflächen 2011–2017
Gefässpflanzen		
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Scheidiges Wollgras	213
<i>Willemetia stipitata</i>	Kronlattich	149
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Gemeines Fettblatt	128
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Gewöhnliche Rauschbeere	128
<i>Sanguisorba officinalis</i>	Grosser Wiesenknopf	117
<i>Swertia perennis</i>	Moorenzian	88
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	82
<i>Carex pauciflora</i>	Wenigblütige Segge	77
<i>Potentilla palustris</i>	Blutauge	74
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Gemeine Moosbeere	68
<i>Pedicularis palustris</i>	Sumpf-Läusekraut	66
<i>Carex limosa</i>	Schlamm-Segge	58
<i>Carex pulicaris</i>	Floh-Segge	57
<i>Carex lasiocarpa</i>	Faden-Segge	52
Moose		
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Spitzblättriges Torfmoos	163
<i>Sphagnum magellanicum</i> aggr.	Magellans Torfmoos	148
<i>Polytrichum strictum</i>	Moor-Widertonmoos	141
<i>Sphagnum angustifolium</i>	Schmalblättriges Torfmoos	112
<i>Sphagnum russowii</i>	Derbes Torfmoos	86
<i>Sphagnum papillosum</i>	Warziges Torfmoos	49

2.6 Veränderungen Trockenwiesen und -weiden

Durch die Wiedererhebung von historischen Vegetationsaufnahmen können Aussagen zu Vegetations- und Umweltveränderungen gemacht werden (BAKKER *et al.* 1996; KAPFER *et al.* 2017). Allerdings wurden historische Vegetationsaufnahmen im Feld in der Regel nicht permanent markiert: exakt die gleiche Stelle wiederzufinden, ist also nicht möglich. Oftmals wurde der Aufnahmeort bei historischen Erhebungen nicht zufällig gewählt, sondern gutachterlich in besonders typische Ausprägungen eines Vegetationstyps gelegt. Ein räumliches Abweichen beim Wiederholen solcher historischen Aufnahmen kann deshalb zu nur scheinbaren Veränderungen führen, da die neuen Aufnahmen fast zwangsläufig in weniger typische Ausprägungen des Vegetationstyps zu liegen kommen. Vegetationsveränderungen in der Zeit können deshalb nicht von den Effekten ungenauer Lokalisierung (Georeferenzierung) getrennt werden. Zusätzlich können Bearbeitereffekte und Einflüsse des Aufnahmezeitpunkts auftreten. Solche scheinbaren Effekte müssen bei der Auswertung von wiederaufgenommenen historischen Vegetationsaufnahmen beachtet werden, um falsche Schlussfolgerungen zu vermeiden (ROSS *et al.* 2010; VERHEYEN *et al.* 2018).

Die Vegetationsaufnahmen der TWW-Testflächen (TFAs; Kap. 2.1) wurden in den Jahren von 1998 bis 2006 erstellt. Im Rahmen der WBS wurden 576 dieser TFAs zwischen 2011 bis 2017 wiederholt, wovon 538 TFAs nicht nur Koordinaten, sondern auch eine horizontale Genauigkeitsangabe aufwiesen. Diese 538 TFAs wurden für zeitliche Vergleiche verwendet. Die Aufnahmemethodik der TFAs wich von jener der WBS ab. Es wurden kreisförmige Plots mit einer Grösse von 28 m² und nicht von 10 m² aufgenommen. Deshalb wurde die Flächengrösse für die TFA-Wiederaufnahmen auch bei den WBS-Plots auf 28 m² erhöht. Die TFAs waren nicht zufällig, sondern gutachterlich gewählt, um die typische Vegetation eines Objektes abzubilden. Der Fokus lag nicht bei der Erfassung aller Arten, sondern bei ausgewählten Zielarten, sogenannten Schlüsselarten. Es wur-

den ausserdem oft nur Artengruppen und nicht Arten bestimmt (EGGENBERG *et al.* 2001). Deshalb wurden die Artenlisten der Wiederaufnahmen der WBS auf die früher erfassten Schlüsselarten und Artengruppen reduziert. Es konnten daher nicht alle Indikatoren für die Vegetation in TWW berechnet werden. Nicht berechnet wurden: Zahl der national prioritären und der Rote Liste-Arten, Zahl der Lebensraumspezialisten (die meisten Schlüsselarten sind Lebensraumspezialisten), Zahl der Neophyten und Unterschiedlichkeit. Letztere nimmt oft wegen der Zunahme von häufigen, unspezialisierten und weitverbreiteten Arten ab (GOSSNER *et al.* 2016). Hingegen wurden die mittleren Nährstoff-, Feuchte-, Licht- und Temperaturzeigerwerte (ohne Berücksichtigung der Deckung; Kap. 2.4) berechnet. Aufgrund der geringen Anzahl von Plots pro Region wurden die Auswertungen nur für die ganze Schweiz durchgeführt (538 Plots zu zwei Zeitpunkten; Kap. 2.1).

Die TFAs wurden ursprünglich nicht permanent markiert, sondern nur mittels GPS Koordinaten erfasst. Da die TFAs in typischer Vegetation ausgewählt wurden, kann das, wie oben erwähnt, bei Wiederaufnahmen zu scheinbaren Vegetationsveränderungen in der Zeit führen (z.B. Verschlechterung der Umweltbedingungen). Deshalb wurde zunächst mit linearen Modellen untersucht, ob signifikante Effekte der Präzision der Koordinatenerfassung bei der ursprünglichen TFA-Aufnahme (logarithmierter Wert) auf die Veränderung der Zeigerwerte über die Zeit vorhanden sind. Erst danach wurden die tatsächlichen Veränderungen der Zeigerwerte über die Zeit mittels gepaarter t-Tests untersucht.

Die Spannweite der Präzision der Koordinatenerfassung bei den ursprünglichen TFA-Aufnahmen reichte von 0,33 bis 4,98 m, mit einem Mittelwert von 1,48 m ($\pm 0,73$ SD). Die Präzision der Koordinatenerfassung hatte keinen Einfluss auf Veränderungen der mittleren Zeigerwerte (Tab. 19). Veränderungen der mittleren Zeigerwerte weisen somit tatsächliche Veränderungen der TWW aus.

Insgesamt lässt sich anhand der mittleren Zeigerwerte eine leichte und generelle Verschlechterung der ökologischen Bedingungen in den TWW über die ganze Schweiz feststellen. Die Flächen wurden leicht nährstoffreicher, feuchter und dunkler (Tab. 20). Die Temperaturzahl hat sich hingegen nicht statistisch signifikant verändert. Die festgestellten Veränderungen können durch fortschreitende Nutzungsaufgabe von Flächen erklärt werden, da durch Verbuschung Saumarten und Vergandungsarten mit höheren Nährstoff- und Feuchte- sowie niedrigeren Lichtzahlen in die TWW einwandern (BOCH *et al.* 2019a,b).

Tab. 19. Effekte der Präzision der GPS Koordinaten der ursprünglichen TFA-Aufnahmen auf Veränderungen der mittleren Zeigerwerte (538 Plotpaare). Präzision GPS: Steigungen aus den Regressionsmodellen.

Nährstoffzahl		Feuchtezahl		Lichtzahl		Temperaturzahl	
Präzision GPS	p	Präzision GPS	p	Präzision GPS	p	Präzision GPS	p
<0,001	0,996	0,018	0,072	0,003	0,678	−0,021	0,088

Tab. 20. Mittlere Zeigerwerte ($\pm$ Standardfehler) der Ersterhebung ($\bar{X}$ alt) und der Folgeerhebung ($\bar{X}$ neu) der TFAs sowie die Unterschiede zwischen den beiden Erhebungen (Δ Zeigerwert = neuer Wert minus alter Wert; p-Werte aus gepaarte t-Tests; 538 Plotpaare).

	$\bar{X}$ alt	SE	$\bar{X}$ neu	SE	Δ Zeigerwert	p
Nährstoffzahl	2,38	0,01	2,41	0,01	0,03	0,006
Feuchtezahl	2,33	0,02	2,38	0,02	0,05	0,021
Lichtzahl	3,82	0,01	3,80	0,01	−0,02	0,001
Temperaturzahl	3,10	0,03	3,10	0,03	0	0,950

2.7 Schlussfolgerungen Zustand und Biotopentwicklung anhand der Vegetationserhebungen

Der Grossteil der WBS-Vegetationsaufnahmen kann noch nicht hinsichtlich Veränderungen ausgewertet werden, da noch keine wiederholten Aufnahmen vorliegen. In Mooren und TWW lassen sich allerdings dank der im Rahmen der WBS wiederholten Aufnahme von Einheitsflächen und TFAs bereits gewisse Entwicklungen ableiten.

2.7.1 Zustand

Die Zustands-Indikatoren, die in Kapitel 2.4. auf Basis der erstmals erhobenen Plots berechnet wurden, zeigen wenige besondere Muster, sondern bestätigen im Wesentlichen die ökologischen und floristischen Verhältnisse in den Biotoptypen, den Vegetationstypen und den Regionen, wie diese aufgrund des vorhandenen Wissens für Auen, Moore und TWW in der Schweiz zu erwarten waren (DELARZE *et al.* 2015). Dies zeigt, dass mit den vorhandenen WBS-Indikatoren die ökologischen und floristischen Verhältnisse in der Schweiz und ihren Regionen richtig abgebildet werden und weist darauf hin, dass mit den WBS-Indikatoren in Zukunft Veränderungen in den Auen, Mooren und TWW verlässlich aufgezeigt werden können.

Trotzdem sind bei den Zustands-Indikatoren einige interessante Muster gefunden worden. Zum Beispiel wiesen innerhalb der TWW die an Lebensraumspezialisten reichsten Vegetationstypen (kalkarme und kalkreiche Gebirgsmagerrasen und Trockenrasen) nur wenige Arten der Roten Liste auf. Steppenrasen, die artenarm sind, wiesen dagegen am meisten Arten der Roten Liste auf. In den Auen wurden nur wenige Lebensraumspezialisten gefunden, kaum Arten der Roten Liste und ebenfalls praktisch keine prioritären Arten mit Ausnahme der alpinen Schwemmebenen, die am meisten prioritäre Arten innerhalb der Auen aufwiesen. (Invasive) Neopyhten wurden nur wenige in den Plots gefunden. Einzig in den Auen der Alpensüdflanke traten Neopyhten häufiger auf. Wenig überraschend war die Auendynamik im Mittelland waren am geringsten. Die Unterschiedlichkeit der Vegetation war zwischen den Regionen und Biotopen allgemein ähnlich hoch. Dies zeigt, dass die Biotope innerhalb und zwischen den Regionen vielfältig sind, verursacht durch Faktoren wie Bewirtschaftung, Höhenlage, Exposition, Geologie usw. Die mehrheitlich gemähten TWW im Mittelland waren am einheitlichsten.

Auffällig ist zudem, dass ein relativ grosser Anteil von Plots keinem der typischen Vegetationstypen der Biotope von nationaler Bedeutung zugeordnet werden konnte, insbesondere bei den Auen (41 % Plots). Dies zeigt, dass innerhalb der Biotope von nationaler Bedeutung (Objekt-Perimeter) auch viel nicht-typische Vegetation vorkommt. Dass diese bei einer Wirkungskontrolle erfasst wird, ist wichtig, da so auch positive Trends nachgewiesen werden können wenn sich diese nicht-typische Vegetation – zum Beispiel aufgrund von Renaturierungsmassnahmen – zu Biotop-typischer Vegetation entwickelt.

2.7.2 Veränderungen Vegetation

Die wichtigsten Veränderungen in TWW und Mooren sind in Tabelle 21 zusammengefasst. In Auen konnten keine Veränderungen analysiert werden, da keine wiederholten Vegetationsaufnahmen vorlagen.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus den Veränderungen in den TWW und Mooren sind:

- Hochmoore entwickelten sich in den letzten 20 bis 30 Jahren negativ: Sie wurden nährstoffreicher, trockener und schattiger.
- Die negativen Veränderungen in den Hochmooren weisen auf dieselbe Ursache hin: Die Hochmoore sind zu trocken. In vielen Hochmooren sind aktive Entwässerungen vorhanden. Trocknet der Torf in Hochmooren aus, werden Nährstoffe freigesetzt. Pflanzen mit einem höheren Nährstoffbedarf können sich ansiedeln und Gehölze

wegen der fehlenden Feuchtigkeit aufkommen. Dadurch werden die lichtliebenden Hochmoorpflanzen stärker beschattet.

- Fast alle Vegetationstypen der Flachmoore wurden seit den 1990er Jahren ebenfalls trockener und schattiger, zudem ging der Anteil an Lebensraumspezialisten leicht zurück.
- Diese negativen Veränderungen in Flachmooren weisen auf einen gestörten Wasserhaushalt aufgrund immer noch aktiver Entwässerungen oder auf Beeinträchtigungen im hydrologischen Einzugsgebiet sowie auf Nutzungsaufgabe hin (Kap. 3.3).
- Der Anteil Rote Liste-Arten veränderte sich in den meisten Moortypen nicht, in den Grossegggenbeständen nahm deren Anteil leicht zu.
- TWW veränderten sich in den letzten rund 15 Jahren negativ: Sie wurden nährstoffreicher, feuchter, dichter und schattiger. Als Ursachen für diese negativen Entwicklungen gelten Bewirtschaftungsaufgabe und nicht angepasste Bewirtschaftung (z. B. Bewässerung, Zufütterung, zu geringe oder zu hohe Beweidungsintensität usw.), welche zu einem Rückgang der typischen lichtliebenden, konkurrenzschwachen Pflanzenarten der TWW führen (BOCH *et al.* 2019a).

Moore verändern sich in der Schweiz insgesamt also weiterhin negativ (KLAUS 2007; BERGAMINI 2009; KÜCHLER *et al.* 2018), eine Trendumkehr zeichnet sich nicht ab. Die vorrangigste Massnahme im Moorschutz ist die Wiederherstellung des Wasserhaushalts der Moore (KÜCHLER *et al.* 2018): noch bestehende Entwässerungen und Drainagen müssen geschlossen und das hydrologische Einzugsgebiet von Mooren erhalten oder wiederhergestellt werden (GROSVERNIER *et al.* 2018). Ferner sind Nährstoffpufferzonen umzusetzen (BONNARD *et al.* 2019) und eine angepasste Bewirtschaftung sicherzustellen (BERGAMINI *et al.* 2009; RION *et al.* 2018).

Die Verordnung über den Schutz der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung ist erst seit 2010 in Kraft. Schutz- und Unterhaltsmassnahmen bei TWW sind noch nicht oder nur teilweise umgesetzt (BONNARD *et al.* 2019). Angesichts der negativen Entwicklungen in TWW ist ein schneller grundeigentümergebundener Schutz mit vertraglich geregelten Unterhaltsmassnahmen und angepasster Bewirtschaftung wichtig.

Tab. 21. Zusammenfassung und Bewertung der statistisch signifikanten Haupttrends in Mooren und TWW der Schweiz. Die Pfeilrichtung gibt die Richtung der Veränderung über die Zeit für die einzelnen Indikatoren, die Farbe die Bewertung der Veränderung an (rot: starke Verschlechterung; orange: mässige Verschlechterung; grün: Verbesserung). Grau eingefärbte Felder geben an, dass für dieses Biotop der betreffende Indikator nicht berechnet werden konnte; leere Felder zeigen nicht signifikante Entwicklungen an.

Biotop	Nährstoffe	Feuchtigkeit	Licht	Temperatur	Lebensraum-spezialisten	Rote Liste-Arten
Moore						
Hochmoore						
Flachmoore						
Basisches Kleinseggenried						
Feucht -und Nasswiesen						
Grossegggenbestände						
Röhricht						
Saures Kleinseggenried						
TWW						

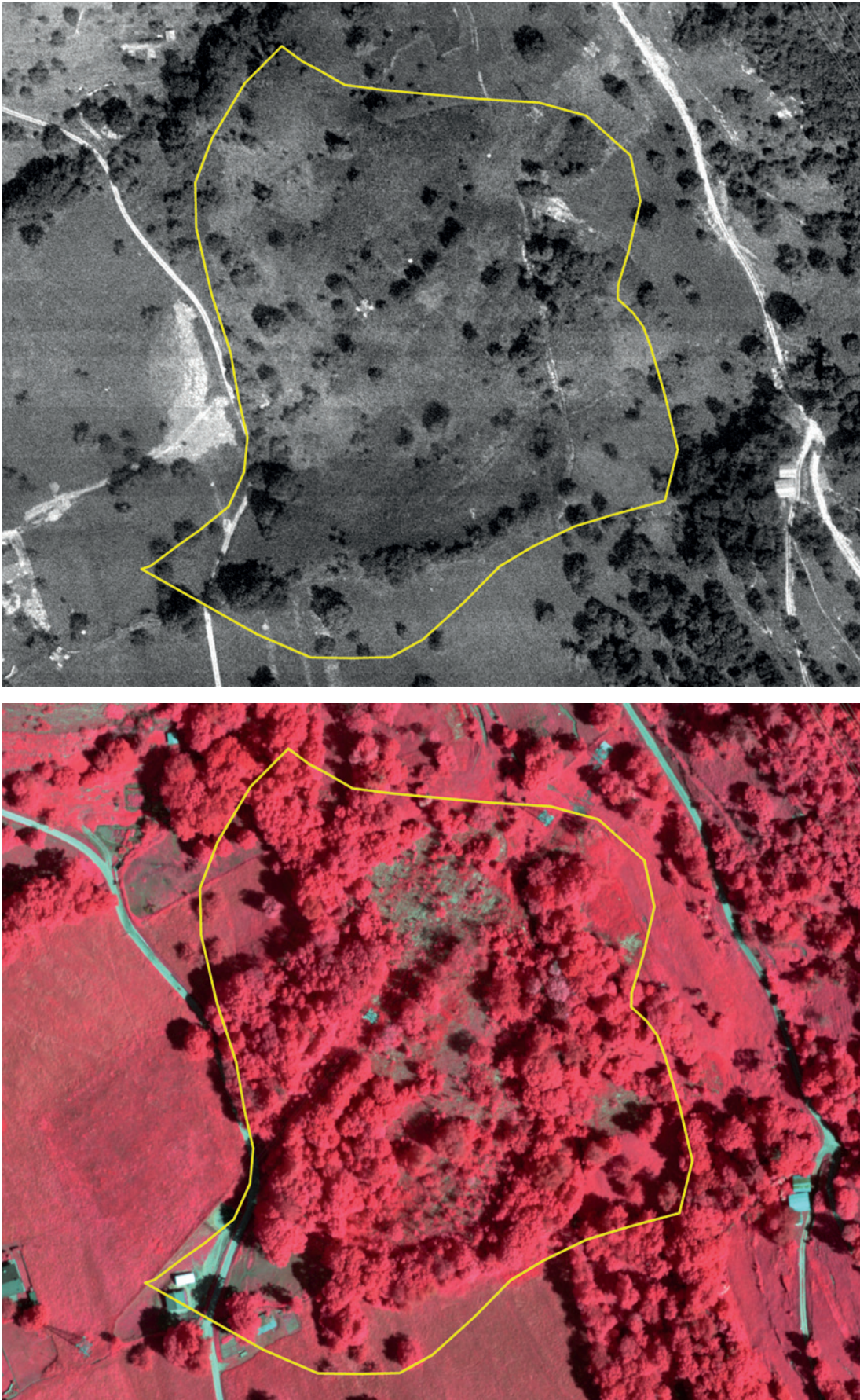


Abb. 48. Beispiel eines Flachmoors, das seit seiner Inventarisierung zu Beginn der 1990er Jahre (oben) stark mit Gehölzen zugewachsen ist (unten).

3 Fernerkundung

3.1 Erhebung und Bearbeitung der einzelnen Biotoptypen

In der Fernerkundung der WBS werden die Biotope von nationaler Bedeutung mittels Luftbildanalysen untersucht. Die Luftbildinterpretation wurde für alle Objekte der TWW, der Moor- und Auenobjekte (inkl. alpine Schwemmebenen und Gletschervorfelder) sowie für die ortsfesten Amphibienlaichgebiete durchgeführt. Da die Wanderobjekte bei den Amphibienlaichgebieten (z. B. im Betrieb stehende Kiesgruben) keine offiziellen Grenzen (Objektperimeter) haben, wurden diese nicht interpretiert. Es wurden möglichst neue Farbinfrarot-Stereo-Luftbilder für den heutigen Zustand 2010–2015 und Schwarzweiss-Luftbilder möglichst zeitnahe zur Inventarisierung der jeweiligen Biotope von nationaler Bedeutung verwendet. Veränderungen sind so nachweisbar.

Die Zeitspanne der Luftbilder zwischen der Erhebung auf aktuellen Luftbildern und der Erhebung auf den historischen Luftbildern war bei den Flachmooren mit durchschnittlich 23 Jahren und bei den Hochmooren mit 29 Jahren am grössten. Die kürzesten Zeitspannen waren bei TWW, Gletschervorfeldern und alpinen Schwemmebenen zu verzeichnen, mit im Durchschnitt zehn und weniger Jahren (Abb. 49).

Die Grenzen (Objektperimeter) der Biotope von nationaler Bedeutung richten sich nach den offiziellen Angaben im Datenzentrum Natur und Landschaft von 2012. Insgesamt wurden zwischen 2012 und 2017 5682 Objekte von nationaler Bedeutung interpretiert (Tab. 22).

Tab. 22. Anzahl der in Luftbildern interpretierten Objekte von nationaler Bedeutung pro Biotoptyp.

Biotoptypen	Anzahl
Amphibienlaichgebiete	742
Auen	283
Flachmoore	1171
Hochmoore	545
Trockenwiesen- und weiden (TWW)	2941
Total	5682

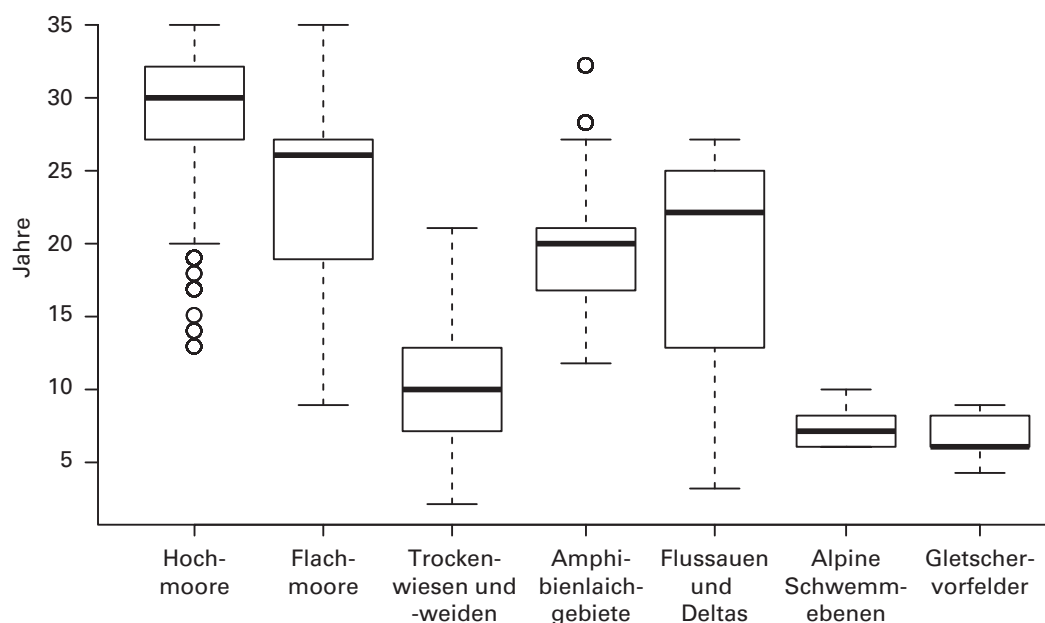


Abb. 49. Zeitspanne in Jahren zwischen den für die Interpretation verwendeten historischen und aktuellen Luftbildern für die verschiedenen Biotope von nationaler Bedeutung. Erklärungen Boxplots siehe Abbildung 8.

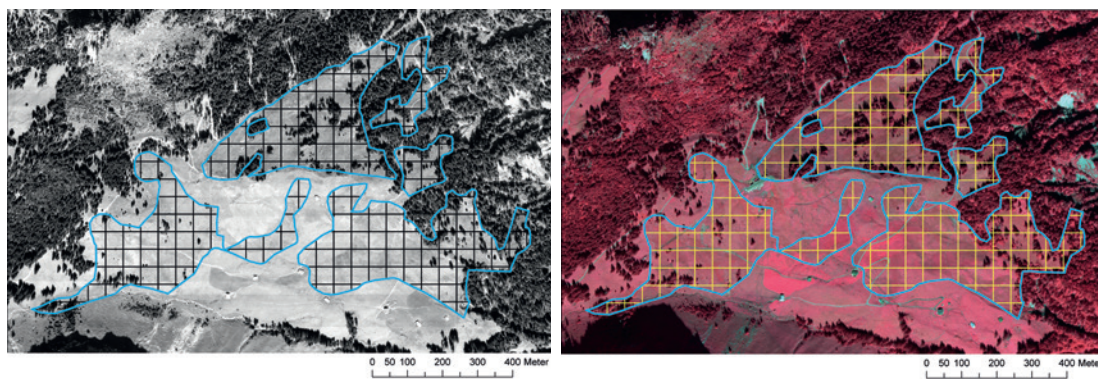


Abb. 50. Ein Raster mit einer Maschenweite von 50 x 50 m wurde über Amphibienlaichgebiete, Flachmoore, Hochmoore, TWW, alpine Schwemmebenen und Gletschervorfelder gelegt und die Deckung verschiedener Elemente in jeder Rasterzelle des historischen Schwarzweiss-Luftbilds nahe des Zeitpunkts der Inventarisierung (links) und dem aktuellen Farbinfrarot-Luftbild (rechts) interpretiert. Im Beispiel ist ein Flachmoor-Objekt dargestellt.

Für die Erfassung verschiedener Indikatoren (Anhang B) wurde über die Amphibienlaichgebiete (Kernzonen und Umgebungsflächen), Flachmoore, Hochmoore (Kernflächen und Umgebungsflächen), TWW, alpinen Schwemmebenen und Gletschervorfelder ein Raster von 50x50 m gelegt (Abb. 50). In jeder Rasterzelle wurden die Deckung der Gehölze, des offenen Bodens und des offenen Wassers geschätzt sowie das Vorhandensein von Infrastruktur ermittelt. Die Deckungen wurden in 11 Klassen (0%, 1–10%, 11–20%, 21–30%, 31–40%, 41–50%, 51–60%, 61–70%, 71–80%, 80–90%, 90–100%) geschätzt. Bei der Infrastruktur wurde das Vorkommen von Gebäuden und Strassen je Rasterzelle interpretiert. Als Strassen galten auch befahrbare, geschotterte Wege ab einer Breite von 2 m.

Bei den Auenobjekten wurde die Rasterinterpretation nur bei den alpinen Schwemmebenen und den Gletschervorfeldern angewendet. Bei den Flussauen, Deltas und Seeauen wurde mit möglichst aktuellen Luftbildern sogenannte Formationen kartiert (Tab. 23; Abb. 51). Als Grundlage für die Formationskartierung im Luftbild wurde die Vegetationskartierung der Auen-Inventarisierung aus dem Datenzentrum Natur- und Landschaft verwendet. Die Einheiten der Vegetationskartierung wurden anhand der Angaben des Handbuchs Erfolgskontrolle Auen (BONNARD *et al.* 2008) zu Formationen zusammengefasst. Vergleiche der auf Luftbildern abgegrenzten Formationen mit den terrestrischen Vegetationskartierungen sind allerdings mit grossen Unsicherheiten behaftet und werden deshalb hier nicht präsentiert. Erst nach Abschluss der zweiten Kartierung in Rahmen der WBS werden Entwicklungen der Formationen in Auen standardisiert bestimmbar sein.

Tab. 23. Kartierte Formationen in Flussauen, Deltas und Seeauen.

Formation	Beschreibung
Wasser	Offene Wasserflächen
Vegetationslose Aue	Vegetationslose oder nur sehr spärlich bewachsene Auensedimente
Gehölzfreie Aue	Auenflächen mit Krautvegetation
Weichholzaue	Weichholzaue mit Weiden, Schwarz- und Grauerle
Hartholzaue	Hartholzaue mit Eschen, Ulmen, Eichen usw..
Nichtauengebiete	Kulturland
Wälder ausserhalb	Nicht Auen-Wälder mit Buchen, Föhren usw..
Übrige Krautgesellschaften	Trockenwiesen und Fettwiesen
Fels und Geröll	Nackte bis wenig bewachsene steile Randbereiche der Auen, anstehender Fels
Bauten, künstliche Vegetation	Bauwerke und deren Umschwung, Strassen

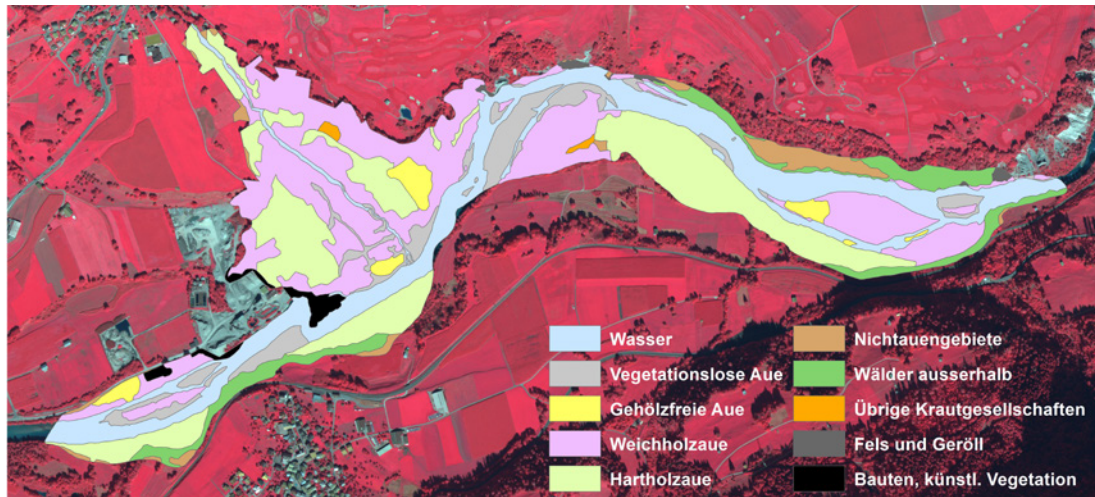


Abb. 51. Kartierung der Deltas, Seeufer und Flussauen nach Formationen am Beispiel einer Flussaue auf Basis eines Farbinfrarot-Luftbildes aus dem Jahr 2010.

3.2 Indikatoren

Im Folgenden werden die Veränderungen basierend auf den aus der Luftbildanalyse abgeleiteten Indikatoren der WBS aufgezeigt (Anhang B). Für die Berechnung der Gehölzdeckung, der Fläche des offenen Bodens und der Fläche des offenen Wassers je Biotoptyp und Region wurde die Flächengrösse der Rasterzellen (die Rasterzellen am Rand sind oft kleiner) mit dem Deckungsanteil der entsprechenden Zelle multipliziert und über das Objekt summiert. Die Anzahl interpretierter Rasterzellen und Objekte ist in Tabelle 24 aufgeführt. Für die jährliche Veränderung der Deckungen der Indikatoren wurde die Differenz zwischen aktueller und historischer Deckung gebildet und diese durch die Differenz der Jahrgänge der konkret verwendeten Luftbilder geteilt.

3.2.1 Veränderung Gehölzdeckung

In den Amphibienlaichgebieten nahm die Gehölzdeckung in der ganzen Schweiz um jährlich 2,48 ha ab, wobei der Rückgang in der Kernzone nur gut eine Hektare betrug (Tab. 25). Regional waren die Veränderungen allerdings verschieden, mit Rückgängen der Gehölzdeckung in den Kernzonen im Mittelland und den westlichen und östlichen Zentralalpen und Zunahmen im Jura und auf der Alpennordflanke.

In allen anderen Biotoptypen von nationaler Bedeutung hat seit ihrer Inventarisierung die Gehölzdeckung leicht zugenommen (Tab. 25). Die Gehölzdeckung nahm in den Schweizer Flachmooren jährlich um gesamthaft 11,78 ha zu, in den Kernflächen der Hochmoore um 2,44 ha und in den TWW um 12,88 ha.

Relativ zu den gesamten Biotopflächen war die Zunahme der Gehölzdeckung klein mit jährlich 0,06% in Flachmooren und TWW sowie 0,16% in den Kernflächen der Hochmoore (Tab. 26; Abb. 52). In den Hochmooren des Mittellands war die Gehölzdeckung allerdings abnehmend, und zwar vor allem in den Kernflächen. Die grösste jährliche Zunahme der Gehölzdeckung findet man bei den Hochmooren im Jura, sowohl in den Kernflächen wie auch in den Umgebungsflächen.

Bei den Flachmooren zeigt sich die absolut grösste Zunahme der Gehölzdeckung auf der Alpennordflanke (Tab. 25). Dies ist nicht überraschend, da diese Region auch den grössten Anteil an Flachmooren aufweist. Betrachtet man die jährlichen Veränderungen relativ zur Flachmoorfläche so waren die Zunahmen ausgeglichener über die Regionen verteilt. Die geringste relative Veränderung der Gehölzfläche in Flachmooren fand sich im Mittelland, die grössten im Jura, den westlichen Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke (Tab. 26).

Tab. 24. Anzahl der auf Luftbildern interpretierten Rasterzellen und Objekte. -: Biotoptyp nicht vorhanden.

Anzahl Objekte und Raster	Schweiz		Jura		Mittelland		Alpennordflanke		Westliche Zentralalpen		Östliche Zentralalpen		Alpensüdflanke	
	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen	Objekte	Rasterzellen
Inventar														
Amphibienlaichgebiete	742	84 618	83	10 150	458	53 799	109	11 036	10	944	26	1 288	67	7 401
Kernzone	742	41 535	83	3 923	458	25 432	109	6 514	10	617	26	830	67	4 213
Umgebungszone	532	43 083	74	6 221	329	28 367	78	4 522	8	327	17	458	35	3 188
Alpine Schwemmebenen	14	2 465	-	-	-	-	4	891	-	-	10	1 574	-	-
Gletschervorfelder	13	41 603	-	-	-	-	4	11 628	16	13 268	18	14 214	4	2 493
Flachmoore	1 171	141 944	42	3 854	293	23 643	644	100 128	17	800	129	10 790	61	2 729
Hochmoore	545	41 618	63	6 932	69	4 612	347	24 791	8	571	35	2 972	27	1 740
Kernflächen	544	13 540	63	3 010	69	1 105	346	8 169	8	109	35	809	27	13 540
Umgebungsflächen	524	28 078	62	3 922	67	3 507	333	16 622	8	462	33	2 163	27	1 402
Trockenwiesen und -weiden	2 941	161 239	549	33 005	350	5 261	998	52 022	275	18 235	565	43 043	217	9 673

Bei TWW fanden die grössten relativen Veränderungen auf der Alpensüdflanke statt, mit einer jährlichen relativen Zunahme von 0,13% der Gehölzdeckung (Tab. 26). Im Mittelland gab es die geringsten Veränderungen. Dort blieb die Gehölzdeckung seit der Inventarisierung praktisch unverändert.

Tab. 25. Jährliche absolute Veränderung der Gehölzfläche in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihrer Regionen in Hektaren. –: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpenord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	–2,48	0,08	–3,82	–0,05	–0,03	0,02	1,32
Kernzone	–1,04	0,43	–2,15	0,43	–0,03	–0,03	0,32
Umgebungszone	–1,43	–0,34	–1,67	–0,47	0,01	0,05	0,99
Alpine Schwemmebenen	0,05	–	–	–0,01	–	0,07	–
Gletschervorfelder	3,77	–	–	0,32	1,82	1,00	0,64
Flachmoore	11,78	1,32	0,72	8,36	0,20	0,66	0,52
Hochmoore	4,91	3,54	–0,47	0,89	0,11	0,47	0,37
Kernflächen	2,44	1,98	–0,20	0,50	0,01	0,13	0,02
Umgebungsflächen	2,46	1,56	–0,27	0,39	0,09	0,34	0,35
TWW	12,88	3,04	–0,01	2,11	1,95	4,06	1,72

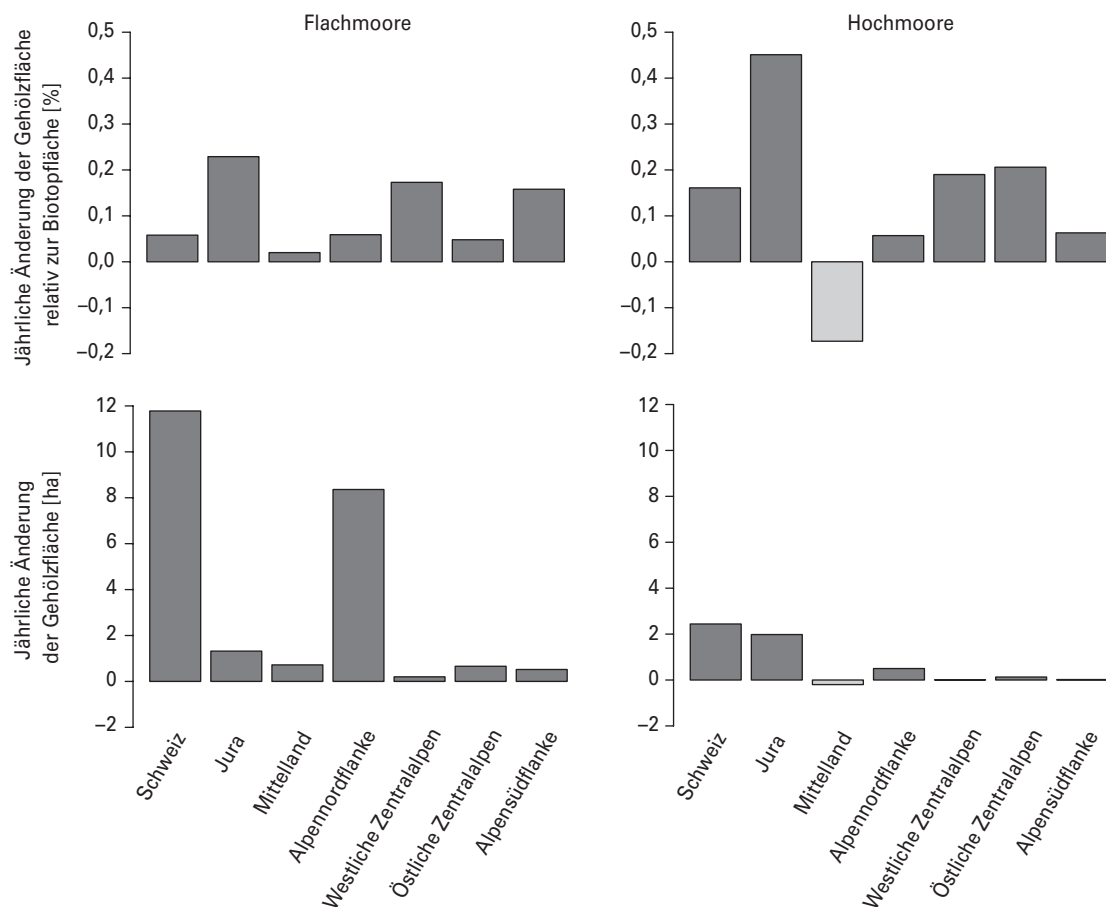


Abb. 52. Jährliche Veränderung der Gehölzdeckung in Flachmooren relativ zur Biotopfläche (links oben) und in den Kernflächen der Hochmoore (rechts oben). Absolute jährliche Veränderung der Gehölzdeckung in Flachmooren (links unten) und in den Kernflächen der Hochmoore (rechts unten) in Hektaren in der Schweiz und ihren Regionen. Dunkelgrau: Zunahme der Gehölzdeckung; hellgrau: Abnahme der Gehölzdeckung.

Tab. 26. Jährliche Veränderung der Gehölzdeckung relativ zur gesamten Biotopfläche in den verschiedenen Biototypen, der Schweiz und ihren Regionen in Prozent. –: Biototyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpen-nord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	–0,02%	0,01%	–0,04%	<0,01%	–0,02%	0,01%	0,10%
Kernzone	–0,02%	0,07%	–0,05%	0,04%	–0,03%	–0,03%	0,04%
Umgebungszone	–0,02%	–0,03%	–0,04%	–0,07%	0,02%	0,10%	0,18%
Alpine Schwemmebenen	0,01%	–	–	–0,01%	–	0,02%	–
Gletschervorfelder	0,04%	–	–	0,01%	0,06%	0,03%	0,12%
Flachmoore	0,06%	0,23%	0,02%	0,06%	0,17%	0,05%	0,16%
Hochmoore	0,09%	0,37%	–0,07%	0,03%	0,12%	0,12%	0,15%
Kernflächen	0,16%	0,45%	–0,17%	0,06%	0,19%	0,21%	0,06%
Umgebungsflächen	0,06%	0,31%	–0,05%	0,02%	0,11%	0,10%	0,16%
TWW	0,06%	0,07%	<0,01%	0,03%	0,08%	0,07%	0,13%

Tab. 27. Anzahl Objekte der Biotope von nationaler Bedeutung (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und –weiden, Amphibienlaichgebiete) mit und ohne Veränderung der Gehölzdeckung seit ihrer Inventarisierung. Zwischen den Biotopen lassen sich die Anteile der einzelnen Veränderungsklassen nicht direkt vergleichen, da die Zeitspannen zwischen historischen und neuen Luftbildern bei den verschiedenen Biotopen unterschiedlich sind (Abb. 49). Rückgang: Veränderung Gehölzdeckung < –5 %; keine Veränderung: Veränderung Gehölzdeckung zwischen –5 % bis 5 %; geringe Zunahme: Zunahme der Gehölzdeckung zwischen 5 % und 10 %; starke Zunahme: Zunahme der Gehölzdeckung > 10 %. Die Veränderung der Gehölzdeckung wurde relativ zur jeweiligen Fläche des Objekts gerechnet.

	Hochmoore	Flachmoore	TWW	Amphibien- laichgebiete
Rückgang	108	65	159	178
Keine Veränderung	258	889	2447	347
Geringe Zunahme	87	150	240	112
Starke Zunahme	91	67	95	105



Abb. 53. Anteile von Objekten der Biotope von nationaler Bedeutung (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und –weiden, Amphibienlaichgebiete) mit und ohne Veränderung der Gehölzdeckung seit ihrer Inventarisierung. Zwischen den Biotopen lassen sich die Anteile der einzelnen Veränderungsklassen nicht direkt vergleichen, da die Zeitspannen zwischen historischen und neuen Luftbildern bei den verschiedenen Biotopen unterschiedlich sind (Abb. 49). Orange: Anteil Objekte mit geringer Zunahme der Gehölzdeckung (5–10 %); rot: Anteil Objekte mit starker Zunahme der Gehölzdeckung (> 10 %); grün: Anteil Objekte mit geringer bis starker Abnahme der Gehölzdeckung (< –5 %); weiss: Anteil Objekte mit keiner oder nur sehr geringer Veränderung der Gehölzdeckung (–5 % bis 5 %). Die Veränderung der Gehölzdeckung wurde relativ zur jeweiligen Fläche des Objekts gerechnet.

Bei Hochmooren und Amphibienlaichgebieten zeigte knapp die Hälfte aller Objekte keine oder nur sehr geringe Veränderungen der Gehölzdeckung, bei den Flachmooren waren es hingegen 76 % und bei den TWW 83 % (Abb. 53; Tab. 27). Objekte mit Zunahmen der Gehölzdeckung waren in den Amphibienlaichgebieten ungefähr gleich häufig wie Objekte mit Abnahmen. Bei den anderen Biotopen zeigten mehr Objekte eine Zunahme als eine Abnahme der Gehölzdeckung. In den Hochmooren beträgt der Anteil an Objekten mit geringer bis starker Verbuschung 32,7 %, bei den Flachmooren 18,5 %, bei den TWW 11,4 % und bei den Amphibienlaichgebieten 29,2 %.

3.2.2 Veränderung offener Boden

Die grössten absoluten Veränderungen der Fläche des offenen Bodens fanden sich in den Gletschervorfeldern (Tab. 28). Bei den Gletschervorfeldern war die absolute jährliche Abnahme fast 72 ha, die jährliche relative Abnahme 0,81 % ihrer Gesamtfläche in der Schweiz (Tab. 29). Bei den alpinen Schwemmebenen war die absolute Abnahme mit jährlich 3,25 ha zwar deutlich geringer, die relative jährliche Abnahme mit 0,72 % aber ähnlich gross wie bei den Gletschervorfeldern (Tab. 29). Bei beiden Biototypen wurde der offene Boden mehrheitlich durch krautige Vegetation ersetzt, da weder die Gehölzdeckung noch der Anteil des offenen Wassers entsprechend zunahm. In den Gletschervorfeldern ist dies eine Folge der natürlichen Vegetationsentwicklung und wird nicht negativ bewertet. In den alpinen Schwemmebenen ist dies ebenfalls auf natürliche Vegetationsentwicklung oder auf einen negativ zu beurteilenden Verlust an Dynamik zurückzuführen.

Bei TWW hat bis auf die Regionen Jura und Mittelland der Anteil des offenen Bodens ebenfalls abgenommen. Die Abnahme war in den Regionen westliche Zentralalpen und Alpensüdflanke mit jährlich 2,33 ha beziehungsweise 1,70 ha am grössten (Abb. 54). Dies deutet auf dichtere Vegetation hin.

Die Veränderungen der Fläche des offenen Bodens war in den Hochmooren in allen Regionen sehr gering (Tab. 28). Die relative jährliche Veränderung mit 0,01 % war wenig grösser als in den Flachmooren (Tab. 29).

Bei Flachmooren der Alpennordflanke veränderte sich die Fläche des offenen Bodens zwar am stärksten mit einer jährlich Zunahme von 1,27 ha (Tab. 28; Abb. 54), die relative Zunahme war aber in den westlichen Zentralalpen grösser (Tab. 29). Zunahme des offenen Bodens deutet in diesem Biototyp in beiden Regionen auf erhöhte Erosion hin. Da auch die Gehölzdeckung in beiden Regionen zunahm, ging die krautige Vegetation entsprechend zurück.

In Amphibienlaichgebieten hat in den Kernzonen der Anteil an offenem Boden leicht abgenommen, am deutlichsten im Mittelland mit einer jährlichen Abnahme von 3,07 ha (Tab. 28).

Tab. 28. Jährliche absolute Veränderung des offenen Bodens in den verschiedenen Biototypen, der Schweiz und ihrer Regionen in Hektaren. –: Biototyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpennord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	–1,98	0,09	–2,57	0,12	–0,02	0,02	0,39
Kernzone	–2,17	–0,02	–3,07	–0,20	–0,03	0,06	1,09
Umgebungszone	0,19	0,10	0,49	0,32	0,02	–0,04	–0,70
Alpine Schwemmebenen	–3,25	–	–	–0,44	–	–2,81	–
Gletschervorfelder	–71,78	–	–	–14,92	–23,79	–29,63	–3,45
Flachmoore	0,83	–0,08	0,01	1,27	0,03	–0,41	<0,01%
Hochmoore	0,57	0,08	0,14	0,42	–0,03	–0,01	–0,03
Kernflächen	0,18	0,03	0,01	0,14	<0,01%	<0,01%	<0,01%
Umgebungsflächen	0,39	0,05	0,13	0,28	–0,03	–0,01	–0,03
TWW	–4,59	0,28	0,18	–0,53	–2,33	–0,48	–1,70

Tab. 29. Jährliche Veränderung der Fläche des offenen Bodens relativ zur gesamten Biotopfläche in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihren Regionen in Prozent. –: Biototyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpenord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	–0,01%	0,01%	–0,03%	0,01%	–0,01%	0,01%	0,03%
Kernzone	–0,03%	<0,01%	–0,07%	–0,02%	–0,03%	0,04%	0,15%
Umgebungszone	<0,01%	0,01%	0,01%	0,05%	0,03%	–0,08%	–0,13%
Alpine Schwemmebenen	–0,72%	–	–	–0,24%	–	–1,04%	–
Gletschervorfelder	–0,81%	–	–	–0,60%	–0,85%	–0,98%	–0,65%
Flachmoore	<0,01%	–0,01%	<0,01%	0,01%	0,03%	–0,03%	<0,01%
Hochmoore	0,01%	0,01%	0,02%	0,01%	–0,03%	<0,01%	–0,01%
Kernflächen	0,01%	0,01%	0,01%	0,02%	0,02%	0,01%	0,01%
Umgebungsflächen	0,01%	0,01%	0,02%	0,01%	–0,03%	<0,01%	–0,01%
TWW	–0,02%	0,01%	0,04%	–0,01%	–0,09%	–0,01%	–0,13%

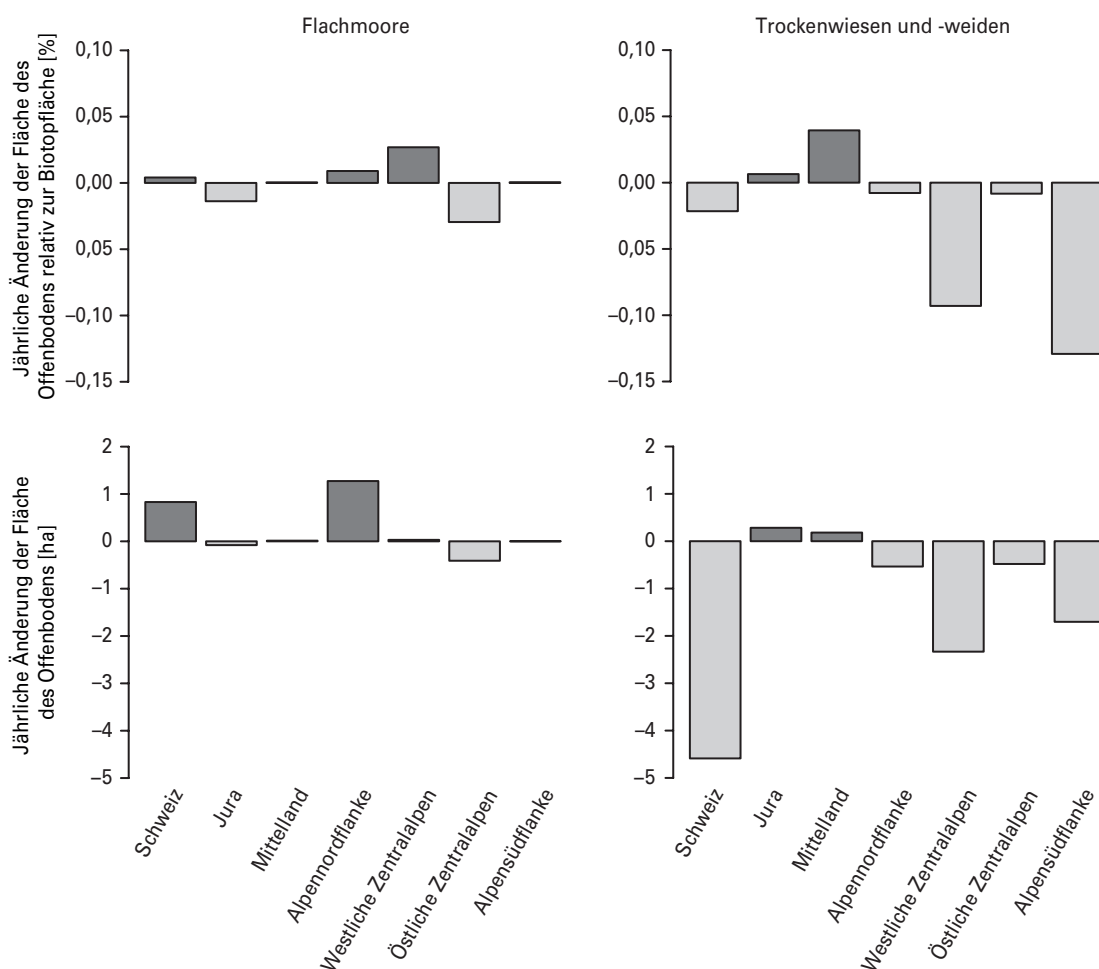


Abb. 54. Jährliche Veränderung der Fläche des offenen Bodens in Flachmooren relativ zur gesamten Biotopfläche (links oben) und in TWW (rechts oben). Absolute jährliche Veränderung des offenen Bodens in Flachmooren (links unten) und in TWW (rechts unten) in Hektaren in der Schweiz und ihren Regionen.

3.2.3 Veränderung offenes Wasser

Die grössten Veränderungen bei der Fläche des offenen Wassers fanden sich in Amphibienlaichgebieten. Ausser in den Regionen östliche Zentralalpen und Alpensüdflanke hat in allen Amphibienlaichgebieten die Wasserfläche zugenommen, am stärksten im Mittelland mit einer jährlichen Zunahme von 5,64 ha in den Kernzonen (Tab. 30). Dies entsprach fast den jährlichen Abnahmen von Gehölzdeckung und von offenem Boden in den Amphibienlaichgebieten im Mittelland und war vor allem auf die Veränderungen Kiesgruben zurückzuführen. Die Amphibienlaichgebiete der Alpensüdflanke zeigten die stärkste relative Abnahme der Wasserfläche, die mit 0,21 % fünfmal grösser war als in den östlichen Zentralalpen (Tab. 31; Abb. 55).

Im Gegensatz zu den Amphibienlaichgebieten ist die offene Wasserfläche in allen anderen Biotopen konstant geblieben. Einzig Flachmoore im Mittelland und Jura zeigten mit jährlichen Zunahmen von 3,08 ha beziehungsweise einer Zunahme von 0,09% relativ zu den Biotopflächen beziehungsweise 0,39 ha und 0,07% eine gewisse Zunahme an offenen Wasserflächen (Tab. 31).

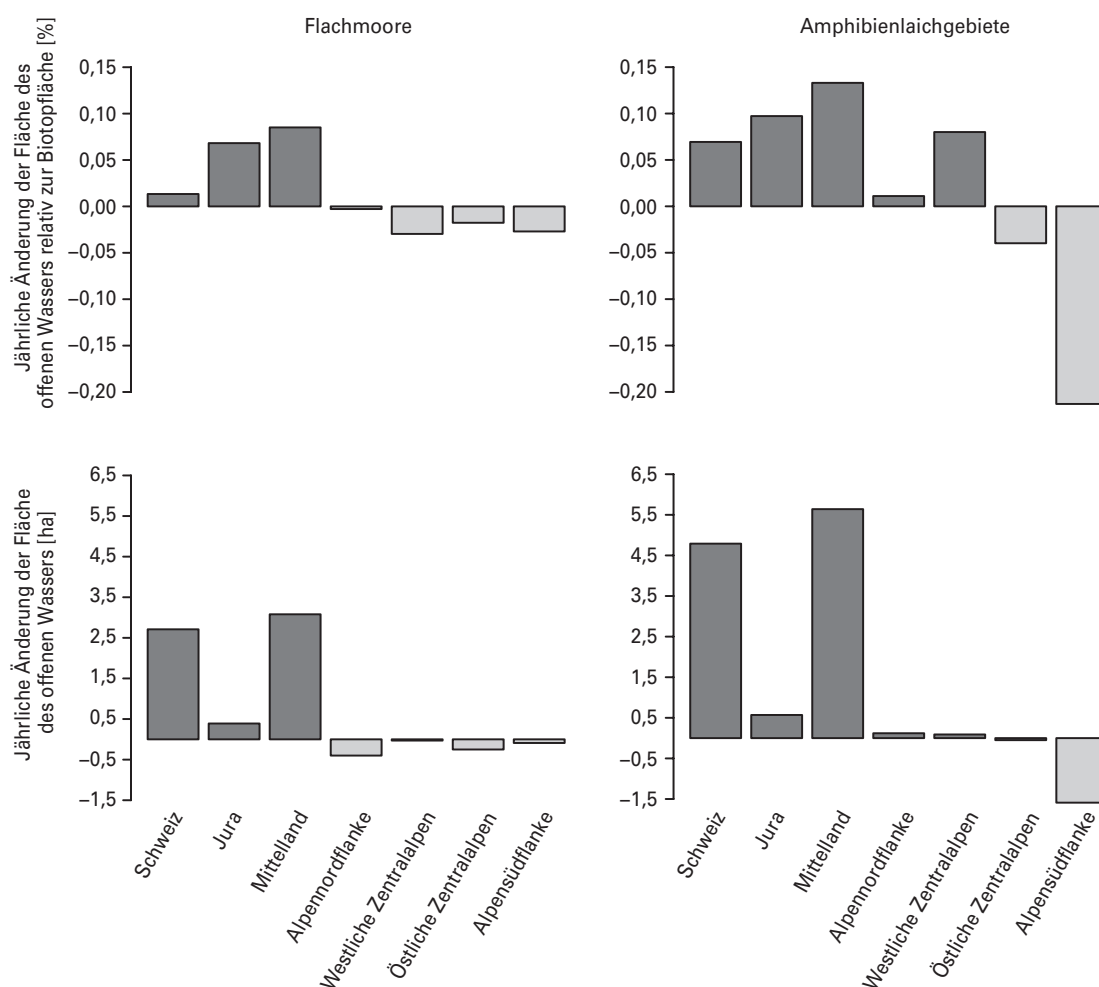


Abb. 55. Jährliche Veränderung der Fläche des offenen Wassers in Flachmooren relativ zur gesamten Biotopfläche (links oben) und in Kernzonen der Amphibienlaichgebiete (rechts oben). Absolute jährliche Veränderung der Gehölzdeckung in Flachmooren (links unten) und in Kernzonen der Amphibienlaichgebiete (rechts unten) in Hektaren in der Schweiz und ihren Regionen.

Tab. 30. Jährliche absolute Veränderung des offenen Wassers in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihrer Regionen in Hektaren. –: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpen-nord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	6,45	0,68	6,80	0,35	0,14	–0,06	–1,46
Kernzone	4,79	0,57	5,64	0,12	0,09	–0,05	–1,59
Umgebungszone	1,66	0,11	1,16	0,23	0,05	–0,01	0,13
Alpine Schwemmebenen	0,30	–	–	–0,11	–	0,42	–
Gletschervorfelder	0,56	–	–	–0,01	0,79	–0,22	–0,01
Flachmoore	2,71	0,39	3,08	–0,40	–0,03	–0,25	–0,09
Hochmoore	0,16	0,12	0,15	–0,07	0,03	–0,05	–0,01
Kernflächen	0,08	0,07	0,04	–0,01	<0,01	–0,01	<0,01
Umgebungsflächen	0,08	0,05	0,11	–0,06	0,02	–0,04	–0,01
TWW	0,24	0,01	0,03	0,15	–0,01	0,05	0,01

Tab. 31. Jährliche Veränderung der Fläche des offenen Wassers relativ zur gesamten Biotopfläche in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihren Regionen in Prozent. –: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittel- land	Alpen-nord- flanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüd- flanke
Amphibienlaichgebiete	0,05%	0,04%	0,08%	0,02%	0,09%	–0,04%	–0,11%
Kernzone	0,07%	0,10%	0,13%	0,01%	0,08%	–0,04%	–0,21%
Umgebungszone	0,02%	0,01%	0,03%	0,03%	0,12%	–0,03%	0,02%
Alpine Schwemmebenen	0,07%	–	–	–0,06%	–	0,15%	–
Gletschervorfelder	0,01%	–	–	<0,01%	0,03%	–0,01%	<0,01%
Flachmoore	0,01%	0,07%	0,09%	<0,01%	–0,03%	–0,02%	–0,03%
Hochmoore	<0,01%	0,01%	0,02%	<0,01%	0,03%	–0,01%	<0,01%
Kernflächen	0,01%	0,02%	0,03%	<0,01%	0,02%	–0,02%	–0,01%
Umgebungsflächen	<0,01%	0,01%	0,02%	<0,01%	0,03%	–0,01%	<0,01%
TWW	<0,01%	<0,01%	0,01%	<0,01%	<0,01%	<0,01%	<0,01%

3.2.4 Veränderungen Infrastruktur

Für diesen Indikator wurden die Interpretationen der Infrastrukturelemente Gebäude und Strassen getrennt ausgewertet. Dabei wurde für jedes der beiden Infrastrukturelemente die Zahl der Rasterzellen mit entsprechender Infrastruktur auf den aktuellen Luftbildern mit denjenigen auf den historischen Luftbildern verglichen. Bei Zunahmen sind also Rasterzellen neu mit einem Infrastrukturelement besetzt, bei Abnahmen sind entsprechend Elemente aus Rasterzellen verschwunden (beziehungsweise nicht mehr sichtbar).

Gebäude

Die jährlichen Zunahmen und Abnahmen der Rasterzellen mit Gebäuden waren in den verschiedenen Biotoptypen unterschiedlich. In der ganzen Schweiz haben die Gebäude in Amphibienlaichgebieten (Kernzone und Umgebungszone), Gletschervorfeldern, Hochmooren (Kernflächen und Umgebungsflächen) und TWW zugenommen. Einzig in Flachmooren waren die jährlichen Abnahmen grösser als die Zunahmen (Tab. 32). Bei alpinen Schwemmebenen sind die Rasterzellen mit Gebäuden konstant geblieben.

Bei den Amphibienlaichgebieten zeigten sich in den biogeographischen Regionen entweder schwache Zunahmen der Zahl der Rasterzellen mit Gebäuden (Jura, Mittelland, Alpennordflanke, Alpensüdflanke) oder praktisch keine Veränderungen (westliche und östliche Zentralalpen; Tab. 32).

In absoluten jährlichen Zunahmen und Abnahmen zeigen die Flachmoore auf der Alpennordflanke und im Mittelland die stärksten Veränderungen (Abb. 56). Bei den relativen Veränderungen in Bezug auf die Gesamttrasterzahl waren die Veränderungen jedoch ausgeglichen (Tab. 33; Abb. 57).

Bei den TWW war Zunahme an Rasterzellen mit Gebäuden grösser als die Abnahme an Rasterzellen (Tab. 33). In absoluten Veränderungen waren die Unterschiede zwischen den Regionen gering (Abb. 56). Bei den relativen Veränderungen waren die Zunahmen im Mittelland und auf der Alpensüdflanke allerdings ausgeprägt (Tab. 33; Abb. 57).

Strassen

Die jährlichen Zunahmen und Abnahmen der Rasterzellen mit Strassen sind höher als bei den Gebäuden (Tab. 34). In allen Biotoptypen und Regionen waren die jährlichen Zunahmen von Rasterzellen mit Strassen höher als die Abnahmen. Die grössten Zunahmen waren in den Amphibienlaichgebieten und den TWW zu verzeichnen. In den Amphibienlaichgebieten waren allerdings auch die grössten Abnahmen festzustellen,

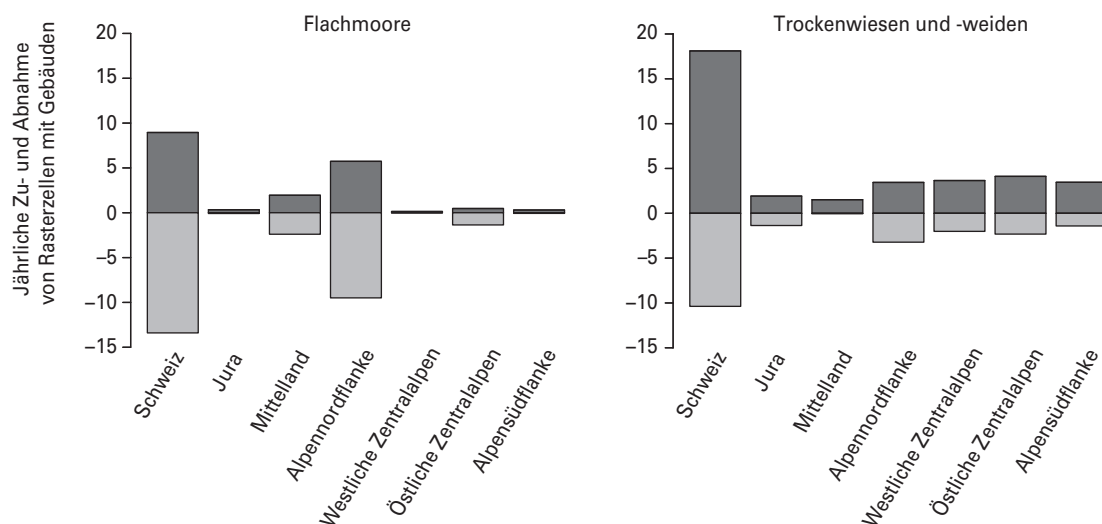


Abb. 56. Absolute jährliche Zunahmen (dunkelgrau) und Abnahmen (hellgrau) von Rasterzellen mit Gebäuden in Flachmooren und Trockenwiesen und -weiden in der Schweiz und ihren Regionen.

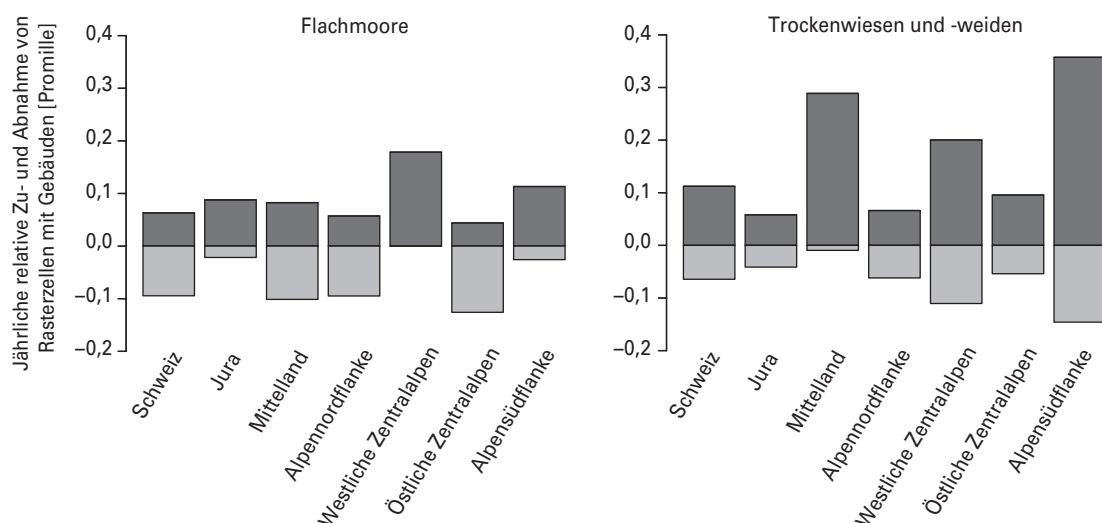


Abb. 57. Relative jährliche mit Zunahmen (dunkelgrau) und Abnahmen (hellgrau) von Rasterzellen (in Promille) mit Gebäuden in Flachmooren und Trockenwiesen und -weiden im Verhältnis zur Gesamtfläche in der Schweiz und ihren Regionen.

Tab. 32. Anzahl der jährlichen Zunahmen (Anzahl neu besetzte Rasterzellen; jeweils linke Spalte) und Abnahmen (Anzahl neu nicht mehr besetzte Rasterzellen; jeweils rechte Spalte) von Rasterzellen mit Gebäuden in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihrer Regionen. -: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz		Jura	Mittelland	Alpennordflanke		Westliche Zentralalpen		Östliche Zentralalpen		Alpensüdflanke			
Amphibienlaichgebiete	28,6	-18,9	2,6	-0,7	18,6	-12,1	3,1	-2,7	0,1	-0,3	0,2	-0,4	4,0	-2,8
	13,5	-9,5	1,2	-0,3	8,5	-5,7	1,9	-1,4	-	-0,1	-	-0,4	1,9	-1,5
	Umgebungszone	15,2	-9,5	1,4	-0,3	10,2	-6,4	1,2	-1,3	0,1	-0,2	0,2	0,0	2,1
Alpine Schwemmebenen	0,0	0,0	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	0,0	0,0	-	-
Gletschervorfelder	0,1	-0,9	-	-	-	-	0,0	-0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,4
Flachmoore	9,0	-13,4	0,3	-0,1	2,0	-2,4	5,7	-9,5	0,1	0,0	0,5	-1,4	0,3	-0,1
Hochmoore	3,8	-3,4	0,7	-0,9	0,6	-0,5	1,9	-2,0	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
	Kernflächen	0,9	-0,7	0,3	-0,3	0,0	-0,1	0,5	-0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Umgebungsflächen	2,9	-2,8	0,5	-0,6	0,6	-0,4	1,3	-1,7	0,1	0,0	0,3	0,0	0,0
TWW	18,1	-10,4	1,9	-1,4	1,5	-0,1	3,4	-3,2	3,7	-2,0	4,1	-2,3	3,5	-1,4

Tab. 33. Relativer Anteil der jährlichen Zunahmen (jeweils linke Spalte) und Abnahmen (jeweils rechte Spalte) von Rasterzellen mit Gebäuden in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihren Regionen in Promille. -: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpennordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpensüdflanke							
Amphibienlaichgebiete	0,34	-0,22	0,25	-0,06	0,35	-0,23	0,28	-0,24	0,12	-0,29	0,18	-0,33	0,54	-0,37
Kernzone	0,32	-0,23	0,29	-0,09	0,33	-0,23	0,30	-0,21	0,00	-0,18	0,00	-0,47	0,46	-0,36
Umgebungszone	0,35	-0,22	0,23	-0,05	0,36	-0,23	0,26	-0,29	0,34	-0,51	0,51	-0,08	0,65	-0,39
Alpine Schwemmebenen	0,0	0,0	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	0,0	0,0	-	-
Gletschervorfelder	<0,01	-0,02	-	-	-	-	0,0	-0,04	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,16
Flachmoore	0,06	-0,09	0,09	-0,02	0,08	-0,10	0,06	-0,09	0,18	0,00	0,04	-0,13	0,11	-0,03
Hochmoore	0,09	-0,08	0,11	-0,13	0,14	-0,10	0,08	-0,08	0,18	-0,06	0,13	-0,01	0,02	-0,02
Kernflächen	0,07	-0,05	0,09	-0,11	0,03	-0,10	0,07	-0,03	0,0	0,0	0,10	0,0	0,0	0,0
Umgebungsflächen	0,10	-0,10	0,12	-0,15	0,17	-0,11	0,08	-0,10	0,22	-0,08	0,15	-0,02	0,02	-0,02
TWW	0,11	-0,06	0,06	-0,04	0,29	-0,01	0,07	-0,06	0,20	-0,11	0,10	-0,05	0,36	-0,15

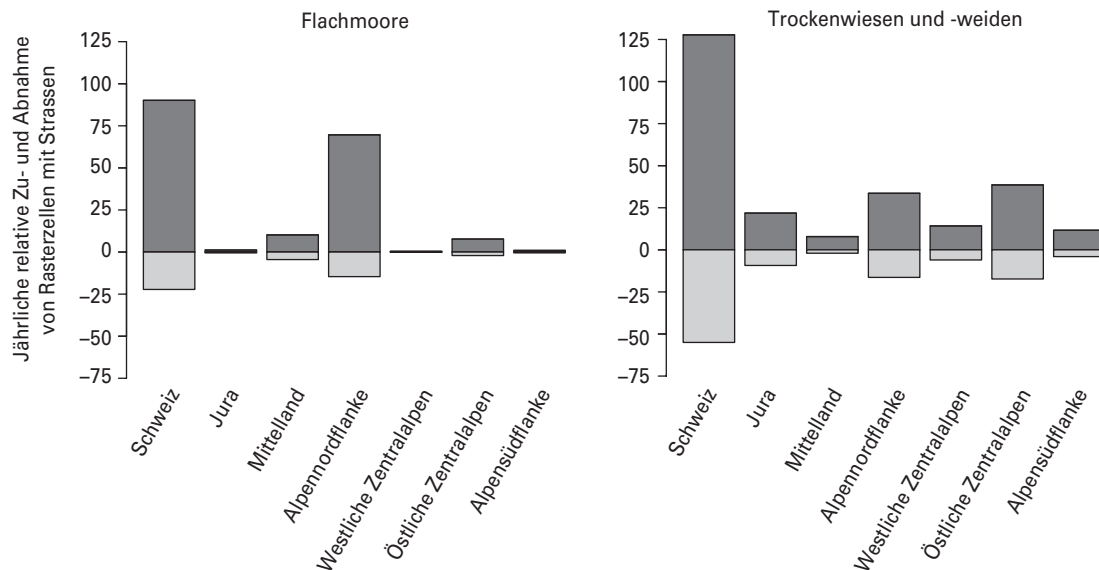


Abb. 58. Absolute jährliche Zunahmen (dunkelgrau) und Abnahmen (hellgrau) von Zellen mit Strassen in Flachmooren (links) und TWW (rechts) in der Schweiz und ihren Regionen.

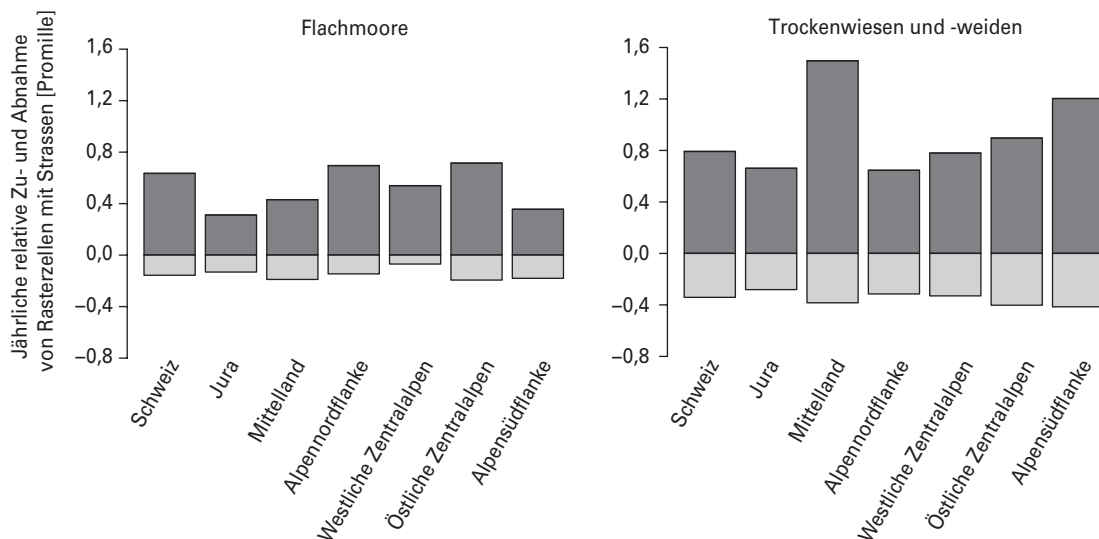


Abb. 59. Relative jährliche Zunahme der Rasterzellen (in Promille) mit Zunahmen (dunkelgrau) und Abnahmen (hellgrau) mit Strassen in Flachmooren (links) und TWW (rechts) im Verhältnis zu der Gesamtfläche in der Schweiz und ihren Regionen.

so dass sich die Bilanz kaum verändert (Tab. 34). Bei den TWW waren absolut betrachtet die jährlichen Zunahmen in den östlichen Zentralalpen und der Alpennordflanke am grössten (Abb. 58), relativ gesehen waren die Zunahmen bei Strassen im Mittelland und der Alpensüdflanke am grössten (Tab. 35; Abb. 59).

Auch in den Flachmooren haben Strassen zugenommen und zwar, absolut betrachtet, vor allem auf der Alpennordflanke (Tab. 34). Relativ betrachtet unterschieden sich die Regionen allerdings nur wenig (Tab. 35; Abb. 59).

In den Kernflächen der Hochmoore nahmen die Strassen ebenfalls zu, allerdings deutlich geringer als etwa in den Flachmooren oder TWW. Absolut und relativ betrachtet nahmen im Jura und auf der Alpennordflanke die Strassen in den Kernflächen der Hochmoore am stärksten zu (Tab. 34 und 35).

In vielen Objekten der Biotope von nationaler Bedeutung blieb die Zahl der Rasterzellen mit Strassen konstant (Abb. 60; Tab. 36). Anteile und Anzahlen der Objekte mit Zunah-

Tab. 34. Anzahl der jährlichen Zunahmen (Anzahl neu besetzte Rasterzellen; jeweils linke Spalte) und Abnahmen (Anzahl neu nicht mehr besetzte Rasterzellen; jeweils rechte Spalte) von Rasterzellen mit Strassen in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihrer Regionen. –: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz		Jura		Mittelland		Alpennordflanke		Westliche Zentralalpen		Östliche Zentralalpen		Alpensüdflanke	
Amphibienlaichgebiete	144,1	-130,8	17,6	-9,7	100,1	-87,0	10,9	-7,9	1,7	-1,1	0,7	-1,6	13,1	-23,5
Kernzone	64,0	-65,1	5,5	-4,1	41,9	-40,0	7,7	-4,7	0,8	-1,1	0,5	-1,6	7,5	-13,6
Umgebungszone	80,1	-65,7	12,1	-5,6	58,2	-47,0	3,2	-3,2	0,8	-0,1	0,2	0,0	5,6	-9,8
Alpine Schwemmebenen	1,3	-9,5	–	–	–	–	1,3	0,0	–	–	0,0	0,0	–	–
Gletschervorfelder	0,3	-9,5	–	–	–	–	0,0	0,0	0,3	-8,8	0,0	-0,5	0,0	-0,2
Flachmoore	90,1	-22,2	1,2	-0,5	10,2	-4,5	69,6	-14,6	0,4	-0,1	7,7	-2,1	1,0	-0,5
Hochmoore	24,9	-7,0	4,8	-1,3	2,6	-0,5	13,4	-3,3	1,0	-0,3	1,2	-0,7	1,8	-0,7
Kernflächen	4,8	-1,3	1,2	-0,4	0,2	-0,1	3,3	-0,6	0,0	-0,1	0,2	-0,2	0,0	0,0
Umgebungsflächen	20,1	-5,6	3,6	-0,9	2,4	-0,4	10,1	-2,8	1,0	-0,2	1,0	-0,5	1,8	-0,7
TWW	127,7	-55,0	21,8	-9,3	7,9	-2,0	33,6	-16,4	14,2	-6,0	38,6	-17,3	11,6	-4,0

Tab. 35. Relativer Anteil der jährlichen Zunahmen (jeweils linke Spalte) und Abnahmen (jeweils rechte Spalte) von Rasterzellen mit Strassen in den verschiedenen Biotoptypen, der Schweiz und ihren Regionen in Promille. –: Biotoptyp nicht vorhanden.

	Schweiz		Jura		Mittelland		Alpennordflanke		Westliche Zentralalpen		Östliche Zentralalpen		Alpensüdflanke	
Amphibienlaichgebiete	1,70	-1,55	1,73	-0,96	1,86	-1,62	0,99	-0,72	1,77	-1,18	0,53	-1,26	1,77	-3,17
Kernzone	1,54	-1,57	1,40	-1,06	1,65	-1,57	1,18	-0,72	1,35	-1,71	0,64	-1,91	1,78	-3,24
Umgebungszone	1,86	-1,53	1,94	-0,90	2,05	-1,66	0,71	-0,71	2,55	-0,17	0,35	-0,08	1,76	-3,08
Alpine Schwemmebenen	0,54	-3,85	–	–	–	–	1,50	0,0	–	–	0,0	-0,32	–	–
Gletschervorfelder	0,01	-0,23	–	–	–	–	0,0	0,0	0,03	-0,66	0,0	-0,04	0,0	-0,08
Flachmoore	0,64	-0,16	0,31	-0,13	0,43	-0,19	0,70	-0,15	0,54	-0,07	0,71	-0,19	0,36	-0,18
Hochmoore	0,60	-0,17	0,70	-0,19	0,56	-0,11	0,54	-0,14	1,82	-0,52	0,41	-0,24	1,03	-0,43
Kernflächen	0,36	-0,10	0,40	-0,13	0,14	-0,13	0,40	-0,07	0,00	-0,61	0,25	-0,20	0,0	0,0
Umgebungsflächen	0,71	-0,20	0,93	-0,24	0,70	-0,11	0,61	-0,17	2,25	-0,50	0,47	-0,25	1,27	-0,53
TWW	0,79	-0,34	0,66	-0,28	1,50	-0,38	0,65	-0,31	0,78	-0,33	0,90	-0,40	1,20	-0,41

Tab. 36. Anzahl Objekte der Biotop von nationaler Bedeutung (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und –weiden, Amphibienlaichgebiete) mit und ohne Veränderung der Anzahl Rasterzellen mit Strassen seit ihrer Inventarisierung. Zwischen den Biotopen lassen sich die Anteile der einzelnen Veränderungsklassen nicht direkt vergleichen, da die Zeitspannen zwischen historischen und neuen Luftbildern bei den verschiedenen Biotopen unterschiedlich sind (Abb. 49). Rückgang: Objekte mit mindestens 5 Rasterzellen mit Strassen weniger; keine Veränderung: Objekte mit Veränderung Anzahl Rasterzellen mit Strassen zwischen –4 und 4; geringe Zunahme: Objekte mit Zunahme der Anzahl Rasterzellen mit Strassen mindestens 5; starke Zunahme: Objekte mit Zunahme der Anzahl Rasterzellen mit Strassen mindestens 10.

	Hochmoore	Flachmoore	TWW	Amphibienlaichgebiete
Rückgang	1	14	27	50
Keine Veränderung	535	1021	2827	635
Geringe Zunahme	4	77	65	31
Starke Zunahme	4	59	22	26



Abb. 60. Anteile von Objekten der Biotop von nationaler Bedeutung (Hochmoore, Flachmoore, Trockenwiesen und -weiden, Amphibienlaichgebiete) mit und ohne Veränderung der Anzahl Rasterzellen mit Strassen seit ihrer Inventarisierung. Zwischen den Biotopen lassen sich die Anteile der einzelnen Veränderungsklassen nicht direkt vergleichen, da die Zeitspannen zwischen historischen und neuen Luftbildern bei den verschiedenen Biotopen unterschiedlich sind (Abb. 49). Orange: Objekte mit Zunahme der Anzahl Rasterzellen mit Strassen mindestens 5; rot: Objekte mit Zunahme der Anzahl Rasterzellen mit Strassen mindestens 10; grün: Objekte mit mindestens 5 Rasterzellen mit Strassen weniger; weiss: Objekte mit Veränderung Anzahl Rasterzellen mit Strassen zwischen –4 und 4.

men von Rasterzellen mit Strassen waren sehr unterschiedlich zwischen den verschiedenen Biotopen: In den Hochmooren nahmen Strassen in acht Objekten zu (1,5% aller Objekte), in Flachmooren in 136 Objekten (11,6%), in TWW in 87 Objekten (3,0%) und in Amphibienlaichgebieten in 57 Objekten (7,7%). Einzig in den Amphibienlaichgebieten war die Anzahl Objekte mit Zu- und Abnahmen von Rasterzellen mit Strassen praktisch ausgeglichen (Abb. 60; Tab. 36).

3.3 Schlussfolgerungen: Biotopentwicklung aufgrund Fernerkundung

Durch den Vergleich von Luftbildern zum Zeitpunkt der Inventarisierung der nationalen Biotop mit aktuellen Luftbildern können Veränderungen in Amphibienlaichgebieten, Mooren, TWW und Auen quantifiziert werden. Die deutlichsten Veränderungen wurden bei der Gehölzdeckung und teilweise bei der Infrastruktur gefunden. In Tabelle 37 werden die festgestellten Veränderungen zusammenfassend dargestellt und bewertet.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus den Veränderungen aufgrund der Luftbildanalysen sind:

- In Amphibienlaichgebieten (ohne Wanderobjekte wie Kiesgruben) haben sich die Gehölzdeckung und der Anteil an offenem Boden in den Kernzonen nicht oder kaum verändert
- Die Fläche offenen Wassers nahm in Amphibienlaichgebieten im Mittelland und Jura zu, auf der Alpensüdflanke allerdings ab. Diese Abnahme steht in Zusammenhang mit der dort festgestellten Zunahme an offenem Boden und deutet auf Austrocknung von temporären Gewässern hin, wie sie für Kreuzkröte und Gelbbauchunke wichtig sind.
- Bei der Infrastruktur in Amphibienlaichgebieten ergaben sich nur wenige Veränderungen: Die Zahl der Gebäude hat sich gesamthaft kaum verändert, Strassen nahmen in den Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke sogar ab.
- Die Gehölzdeckung nahm in Flachmooren in der Schweiz jährlich um fast 12 ha oder 16 Fussballfelder zu. In knapp 20% der Flachmoorobjekte nahm die Gehölzdeckung um mehr als 5% zu. Auf der Alpensüdflanke, im Jura und in den westlichen Zentralalpen ist die Zunahme der Gehölzdeckung am stärksten, was auf Nutzungsaufgabe oder fehlende Biotoppflege in diesen Regionen hinweist.
- Gebäude nahmen in Flachmooren in keiner Region zu, Strassen zeigten eine Zunahme auf der Alpennordflanke und in den östlichen Zentralalpen. Die Zunahmen in diesen beiden Regionen können teilweise auf lageungenaue Grenzen der Objekte vor der Inventarrevision 2017 zusammenhängen.
- In den Hochmooren des Juras und der westlichen und östlichen Zentralalpen nahm die Gehölzdeckung zu, im Mittelland hingegen ab. Die Zunahmen deuten auf eine nach wie vor gestörte Moorhydrologie hin, die Abnahmen im Mittelland auf erfolgreiche Renaturierungsmassnahmen und Entbuschungen.
- Neue Gebäude und Strassen innerhalb der Hochmoore hat es kaum gegeben; in den westlichen Zentralalpen haben die Strassen innerhalb der Hochmoore sogar abgenommen. Die Grenzen der Objekte werden bei der Infrastrukturplanung offenbar gut beachtet.
- Die jährliche Zunahme der Gehölzdeckung in den TWW der Schweiz war mit fast 13 ha ähnlich hoch wie in den Flachmooren. In gut 10% der TWW-Objekte nahm die Gehölzdeckung um mehr als 5% zu. Die stärkste Zunahme findet sich auf der Alpensüdflanke, was auf reduzierte Nutzung oder Nutzungsaufgabe schliessen lässt.
- Die Fläche des offenen Bodens in TWW nahm vor allem auf der Alpensüdflanke ab. Dies weist auf eine dichtere Vegetation hin und ist negativ zu bewerten, da dadurch lichtliebende, konkurrenzschwache Arten verdrängt werden. Die Entwicklung widerspiegelt fehlende Nutzung.
- Die Zunahme von Strassen in TWW im Mittelland, den östlichen Zentralalpen und auf der Alpensüdflanke weist auf eine ungenügende Umsetzung des Schutzes der TWW hin.
- Grosse Veränderungen der Fläche des offenen Bodens fanden sich in den Gletschervorfeldern und den alpinen Schwemmebenen. Bei den Gletschervorfeldern beträgt die absolute jährliche Abnahme des offenen Bodens fast 72 ha. Bei den alpinen Schwemmebenen war die absolute Abnahme mit jährlich 3,25 ha deutlich geringer, die relative jährliche Abnahme mit 0,72% aber ähnlich gross wie bei den Gletschervorfeldern. Bei beiden Biotoptypen wurde der offene Boden durch krautige Vegetation ersetzt. In den Gletschervorfeldern weist dies auf natürliche Vegetationsentwicklung hin und wird nicht negativ bewertet. In den alpinen Schwemmebenen zeigt die Abnahme entweder einen Verlust an Dynamik oder natürliche Vegetationsentwicklung an.

Insgesamt zeigen die Luftbildanalysen der WBS gewisse positive Entwicklungen (z. B. Zunahme dynamischer Formationen in den Flussauen der Alpennordflanke, verringerte Verbuschung in Hochmooren des Mittellands, keine Zunahmen von Gebäuden), doch überwiegen weiterhin negative Veränderungen. Insbesondere im Jura und einzelnen Regionen der Alpen lässt sich bei Hoch- und Flachmooren sowie TWW Verbuschung infolge Nutzungsaufgabe oder intakter Entwässerung feststellen. Hinweise auf neue Strassen fanden sich bei TWW und Flachmooren. Auch wenn diese allenfalls nur Randbereiche der Biotope von nationaler Bedeutung tangieren, ist diese Infrastruktur negativ zu bewerten, da sie beispielsweise die Moorhydrologie beeinträchtigt oder zu Nährstoffeinfuhr führen kann (KÜCHLER *et al.* 2018; GROSVERNIER *et al.* 2018).

Tab. 37. Zusammenfassung und Bewertung der Haupttrends in Amphibienlaichgebieten (nur Kernzone), Flachmooren, Hochmooren (nur Kernflächen) und TWW basierend auf Luftbildanalysen in der Schweiz und ihren Regionen. Die schwachen Trends in alpinen Schwemmebenen und Gletschervorfeldern werden nicht dargestellt. Die Pfeilrichtung gibt die Richtung der Veränderung über die Zeit für die einzelnen Indikatoren, die Farbe die Bewertung der Veränderung an (rot: starke Verschlechterung; orange: mässige Verschlechterung; grün: Verbesserung). Für die Bewertung der Veränderungen der Indikatoren wurden nur ihre relativen Veränderungen berücksichtigt. Grau eingefärbte Felder: betreffender Indikator konnte für dieses Biotop und diese Region nicht berechnet werden; leere Felder: keine deutlichen Entwicklungen.

Indikator	Schweiz	Jura	Mittelland	Alpen-nordflanke	Westliche Zentralalpen	Östliche Zentralalpen	Alpen-südflanke
Gehölzdeckung							
Amphibienlaichgebiete							
Flachmoore							
Hochmoore							
TWW							
Offener Boden							
Amphibienlaichgebiete							
Flachmoore							
Hochmoore							
TWW							
Offenes Wasser							
Amphibienlaichgebiete							
Flachmoore							
Hochmoore							
TWW							
Gebäude							
Amphibienlaichgebiete							
Flachmoore							
Hochmoore							
TWW							
Strassen							
Amphibienlaichgebiete							
Flachmoore							
Hochmoore							
TWW							



Abb. 61. Kreuzkröte in einem Amphibienlaichgebiet im Mittelland (Foto: Andreas Meyer).

4 Amphibienerhebungen

4.1 Erhebungen und Feldarbeiten

Um Veränderungen im Vorkommen und der Häufigkeit derjenigen Amphibienarten feststellen zu können, die zumindest für ihre Reproduktion auf stehende Gewässer angewiesen sind, wurde eine Stichprobe von 240 Objekten aus dem Inventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung gezogen (Abb. 62). Die Stichprobenobjekte wurden stratifiziert zufällig gezogen, sodass alle Regionen vertreten waren. Da im Alpenraum aber nur wenige Amphibienlaichgebiete vorhanden sind, ist die Stichprobe dort entsprechend klein. Die biogeographischen Regionen westliche Zentralalpen, östliche Zentralalpen und Alpennordflanke wurden deshalb bei den Auswertungen zur Region Alpen zusammengefasst.

Mit Ausnahme des Italienischen Springfroschs (*Rana latastei*) ist die Stichprobe für alle Arten für eine schweizweite Aussage gross genug. Für den Italienischen Springfrosch, der nur im Mendrisiotto vorkommt, gibt es ein spezielles von info fauna karch koordiniertes Monitoring, welches genaue Daten zum Status dieser Art in der Schweiz liefert. Für die wenigen Funde im Rahmen der WBS von *R. latastei* wurden deshalb keine Veränderungen berechnet, und die Art wurde auch bei den Berechnungen der Artzahlen nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt sind die beiden Salamanderarten (*Salamandra salamandra*, Feuersalamander, und *Salamandra atra*, Alpensalamander).

Die in der Schweiz vorkommenden Italienischen Laubfrösche wurden kürzlich von *Hyla intermedia* abgetrennt und als neue Art beschrieben (*H. perrini*; DUFRESNES *et al.* 2018). Wir verwenden hier noch den Namen *H. intermedia*. Die Wasserfrösche der Gattung *Pelophylax* werden als Gruppe zusammengefasst, da sie im Feld nicht voneinander zu trennen sind. Dies bedeutet, dass die einheimischen und invasiven Arten und Hybriden innerhalb dieser Gruppe nicht unterschieden werden. In der seit 2017 laufenden Zweiterhebung der WBS wird Umwelt-DNA als zusätzliche Methode eingesetzt. Dank dieser Methode wird es künftig möglich sein, genauere Angaben zu den Wasserfröschen zu machen.

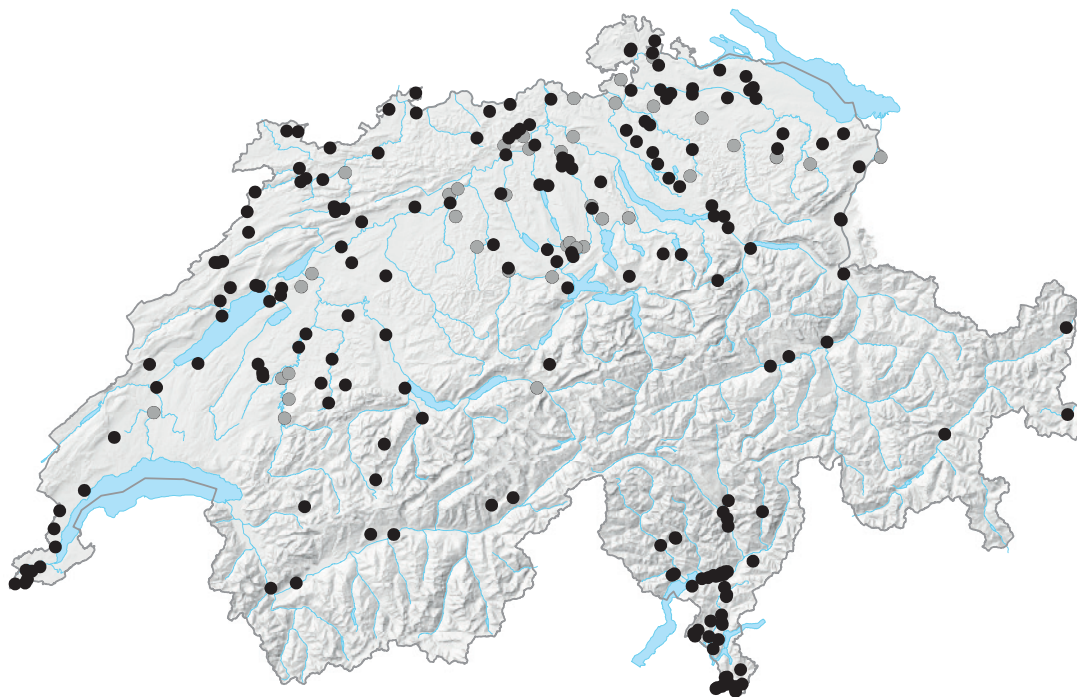


Abb. 62. Räumliche Verteilung der im Rahmen der WBS untersuchten Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung. Schwarz: ortsfeste Objekte; grau: Wanderobjekte.

Die Stichprobe der WBS-Ersterhebung enthält 200 ortsfeste Objekte (gemäss Anhang 1 Amphibienlaichgebiete-Verordnung) und 40 Wanderobjekte (z. B. noch in Betrieb stehende Kiesgruben; Anhang 2 Amphibienlaichgebiete-Verordnung).

Pro Jahr wurden 40 Objekte bearbeitet, die jeweils die Verteilung der Gesamtstichprobe abbilden. Um die Amphibienarten eines Objekts möglichst vollständig zu erfassen, wurden die tiefliegenden Objekt im Jahr ihrer Erhebung vier Mal besucht, die höher liegenden Objekte nur zweimal. Je ein Besuch fand in den Monaten März, April, Mai und Juni statt. Bei Objekten in grösserer Höhe richteten sich die Besuche nach dem Fortschreiten der Vegetation. Die Besuche dauerten je eine Stunde. Bei der Feldarbeit wurden alle Amphibienarten in allen Lebensstadien (Eier, Larven, Adulte, rufende Männchen) erfasst. Die FeldmitarbeiterInnen hatten den Auftrag, die Zahl der Individuen (alle Lebensstadien) zu zählen, so dass eine grobe Einteilung in Populationsgrössenklassen (wie in den Anhängen AlgV) möglich war (GROSSENBACHER 1988). Die FeldmitarbeiterInnen waren entweder RegionalvertreterInnen von info fauna karch oder erfahrene FeldherpetologInnen. Insgesamt waren pro Saison jeweils 15 bis 20 FeldmitarbeiterInnen im Einsatz.

Die bei der WBS angewandte Methode für die Erfassung der Amphibien wurde identisch bei den Feldarbeiten für die Rote Liste der Amphibien von 2005 verwendet (SCHMIDT und ZUMBACH 2005). Die Erfahrung zeigt, dass mit mehrfachen Besuchen die Nachweiswahrscheinlichkeiten für die einzelnen Amphibienarten in den Objekten hoch sind, so dass die in einem Objekt vorkommenden Arten mit hoher Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden (CRUICKSHANK *et al.* 2016).

4.2 Indikatoren

Für die Berechnung der Indikatoren wurden die Beobachtungen aller Besuche pro Objekt zu einem Wert zusammengefasst, so dass für jedes Objekt eine Liste der gefundenen Arten entstand. Dabei spielte es keine Rolle, welches oder welche Lebensstadien einer Art angetroffen wurden. Die Populationsgrössenklassen wurden für die Berechnung der Indikatoren nicht berücksichtigt.

Ausgangslage für die Berechnung der Veränderungen der einzelnen Indikatoren sind die dem Inventar der Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung (IANB) zugehörigen Objektblätter, die Bestandteil der Amphibienlaichgebiete-Verordnung (AlgV) sind. Auf den Objektblättern ist festgehalten, welche Arten in einem Objekt vorkommen und damit den Wert des Objekts begründen. Die Angaben zu den Amphibienvorkommen auf den Objektblättern stammen zum grössten Teil aus den frühen 1990er Jahren. Für den Vergleich mit dem heutigen Zustand wurde jeweils ausgewertet, welche der Arten, die auf den jeweiligen Objektblättern genannt sind, erstens auch heute noch vorkommen und zweitens welche Arten neu dazugekommen sind (entweder weil die Arten früher vorkamen, aber nicht erfasst wurden oder weil die Arten das Objekt neu besiedelt haben; im Folgenden als Neuentdeckungen bezeichnet). Im ersten Fall wurden Neuentdeckungen nicht berücksichtigt, im zweiten Fall schon. Zu den Schutzziele gemäss AlgV gehört insbesondere die Erhaltung und Förderung der Amphibienpopulationen, die den Wert des Objekts begründen. Die Anzahl Objekte, in denen eine Art gemäss AlgV vorkommt, unterscheidet sich von Art zu Art. Ziel ist es, 100% der Arten und Populationen zu erhalten. Wenn das Ziel vollumfänglich erreicht wird, ist die Anzahl in der WBS festgestellten Vorkommen gleich wie in der AlgV. Im ersten Fall oben kann mit diesem, in der AlgV formulierten Schutzziel, ein Objekt heute die gleiche Qualität haben wie in der AlgV oder sein Zustand wird schlechter. Positive Veränderungen bei der Anzahl Arten können nicht vorkommen. Im zweiten Fall oben können auch Neuentdeckungen als positive Effekte zum Beispiel durch Aufwertungen von Objekten oder aufgrund von Vernetzungsmassnahmen auftreten.

4.2.1 Veränderungen einzelner Amphibienarten

Da die Stichprobe der WBS so angelegt wurde, dass alle Arten genügend vertreten sind, kann bei den Amphibien eine Aussage für jede Art gemacht werden. Eine solche artspezifische Aussage erlaubt es den Kantonen, artspezifische Prioritäten zu setzen und gezielte Massnahmen zu planen.

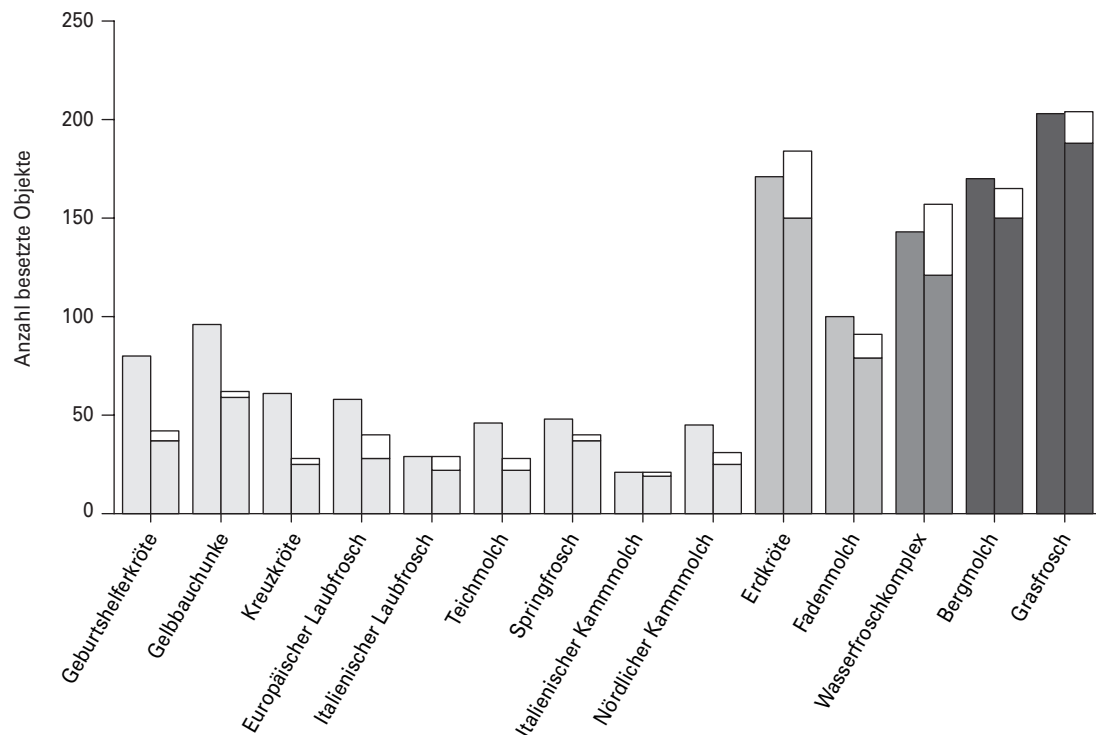


Abb. 63. Anzahl Objekte in der Schweiz, in denen eine Amphibienart gemäss Amphibienlaichgebiete Verordnung (AlgV) und gemäss den Erhebungen der WBS vorkommt. Insgesamt wurden 240 Objekte untersucht. Der linke Balken zeigt jeweils die Anzahl Vorkommen gemäss AlgV, der rechte Balken die in der WBS erfasste Anzahl Vorkommen. Der rechte Balken ist unterteilt: der eingefärbte Teil des Balkens zeigt die Anzahl Objekte ohne Neuentdeckungen, der obere weisse Teil zeigt die Anzahl Objekte mit Neuentdeckungen. Die Grautöne der Balken zeigen den Rote Liste-Status der jeweiligen Amphibienart an (von hellgrau nach dunkelgrau: EN: stark gefährdet; VU: verletzlich; NT: potentiell gefährdet; LC: nicht gefährdet).

Die Trends für 14 Amphibienarten wurden für die ganze Schweiz und für ihre Regionen (GONSETH *et al.* 2001) berechnet (Tab. 38). Zwischen den Regionen zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede bei den Veränderungen (Tab. 38). Die Entwicklung für die ganze Schweiz ist in Abbildung 63 dargestellt. Es zeigt sich, dass viele der auf den Objektblättern der AlgV genannten Amphibienpopulationen aus den Objekten verschwunden sind. Besonders dramatisch sind die Rückgänge bei den Arten, welche Abbaugelände wie Kiesgruben bewohnen, so etwa Kreuzkröte und Gelbbauchunke. Dies gilt aber auch für den Laubfrosch, den Teichmolch und den nördlichen Kammmolch.

Zu einem gewissen Teil, aber bei Weitem nicht vollständig, konnten die Verluste durch neu entdeckte Bestände kompensiert werden, dies vor allem bei den häufigen Arten, die viel geringere Verluste aufweisen, aber auch beim Italienischen Laubfrosch und dem Italienischen Kammmolch. Bei der Interpretation ist darauf zu achten, dass es sich auch um invasive Formen des Wasserfrosches handeln kann, die die Kompensation bewirken.

4.2.2 Veränderungen Anzahl Amphibienarten, stark gefährdeter Amphibienarten und Amphibien temporärer Gewässer

Die Indikatoren Anzahl Amphibienarten, Anzahl stark gefährdeter Amphibienarten und Anzahl Amphibien temporärer Gewässer beschreiben die Artenzahlen in Objekten. Wiederum wurde der Vergleich der Vorkommen gemäss AlgV (ohne Neuentdeckungen) und WBS (mit Neuentdeckungen) vorgenommen.

Der Indikator Anzahl Amphibienarten gibt Auskunft über die Veränderung der Gesamtartenzahl der Objekte. Der Indikator Anzahl stark gefährdeter Amphibien zeigt die

Tab. 38. Anzahl Vorkommen von 14 Amphibienarten gemäss Amphibienlaichgebiete-Verordnung (AlgV), die Anzahl Vorkommen der AlgV, die im Rahmen der WBS bestätigt werden konnten («WBS ohne Neuentdeckungen» (Schutzziel gemäss AlgV) und die gesamte Anzahl Vorkommen («WBS mit Neuentdeckungen») für die Schweiz und ihre Regionen in insgesamt 240 Objekten. Die Regionen Alpen, Jura und östliche Zentralalpen wurden in der Tabelle zur Region Alpen zusammengefasst. Die Sterne geben an, ob die Anzahl Vorkommen in den Spalten WBS mit und ohne Neuentdeckungen statistisch signifikant verschieden sind von denjenigen in der AlgV (Poisson t-Test). *: $p \leq 0,05$; **: $p \leq 0,01$; ***: $p \leq 0,001$.

Anzahl Vorkommen	Art	Schweiz			Jura			Mittelland			Alpen			Südalpen		
		AlgV	WBS		AlgV	WBS		AlgV	WBS		AlgV	WBS		AlgV	WBS	
			Neuentdeckungen	mit		Neuentdeckungen	mit		Neuentdeckungen	mit		Neuentdeckungen	mit		Neuentdeckungen	mit
Bergmolch	<i>Ichthyosaura alpestris</i>	170	150	165	33	27	29	101	93	102	34	28	30	2	2	4
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>	171	150*	184	32	32	36	83	71	94	30	26	29	26	21	25
Fadenmolch	<i>Lissotriton helveticus</i>	100	79	91	24	22	25	66	48	57	10	9	9	0	0	0
Geburtsheferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>	80	37***	42***	30	21	22	48	16***	18***	2	0	2	0	0	0
Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>	96	59***	62**	9	7	7	72	44**	47*	15	8	8	0	0	0
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>	203	188	204	32	31	35	103	99	108	36	36	36	32	22	25
Italienischer Kammmolch	<i>Triturus carnifex</i>	21	19	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	19	21
Italienischer Laubfrosch	<i>Hyla intermedia</i>	29	22	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	22	28
Kammmolch	<i>Triturus cristatus</i>	45	25*	31	6	4	4	34	17*	23	5	4	4	0	0	0
Kreuzkröte	<i>Epidalea calamita</i>	61	25***	28***	9	2	2	49	23**	26**	3	0	0	0	0	0
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	58	28***	40	5	4	4	51	23***	33*	2	1	2	0	0	0
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>	48	37	40	2	1	1	12	10	11	0	0	0	34	26	28
Teichmolch	<i>Lissotriton vulgaris</i>	46	22*	28*	4	2	3	31	15*	20	6	3	3	5	2	2
Wasserfrosch-Komplex	<i>Pelophylax aggr.</i>	143	121	157	11	7	17	88	80	97	10	8	12	34	26	31

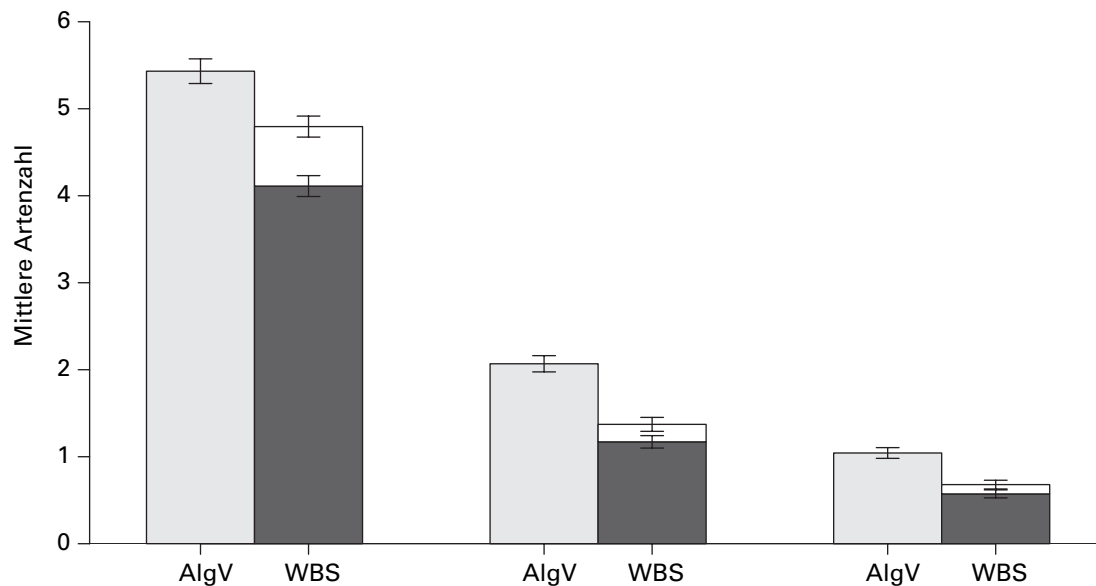


Abb. 64. Indikatoren Anzahl Amphibienarten (links), stark gefährdete Arten (EN; Mitte) und Anzahl Arten temporärer Gewässer pro Objekt (rechts). Dargestellt sind mittlere Artenzahlen ($\pm$ Standardfehler) gemäss Amphibienlaichverordnung (AlgV) und in der WBS. Insgesamt wurden 240 Objekte untersucht. Der linke Balken zeigt jeweils die Artenzahl gemäss AlgV, der rechte Balken die Artenzahl, die in der WBS festgestellt wurde. Der rechte Balken ist unterteilt: der grau eingefärbte Teil des Balkens zeigt die Artenzahl ohne Neuentdeckungen, der weisse Teil die Artenzahl mit Neuentdeckungen.

Veränderung der Anzahl Amphibienarten der Rote Liste-Kategorie EN (stark gefährdet). Der Indikator Anzahl spezialisierter Amphibien temporärer Gewässer beschreibt die Veränderung der Artenzahl der auf temporäre Laichgewässer spezialisierten Amphibienarten (Kreuzkröte, Gelbbauchunken, Laubfrosch und Italienischer Laubfrosch). Er gibt Auskunft über diesen für Amphibien besonders wichtigen Gewässertyp.

Die Anzahl Amphibienarten, die stark gefährdeten Arten sowie die Arten temporärer Laichgewässer haben sowohl in der ganzen Schweiz als auch in den einzelnen Regionen deutlich abgenommen (Tab. 39). Über die ganze Schweiz gesehen beträgt der Rückgang bei der Anzahl Amphibienarten 1,8 Arten (ohne Neuentdeckungen) beziehungsweise 0,9 Arten (mit Neuentdeckungen), bei den gefährdeten Arten 0,9 beziehungsweise 0,7 Arten und bei den Arten temporärer Laichgewässer 0,5 beziehungsweise 0,4 Arten pro Objekt (Abb. 64). Bedenkt man, wie wenige Amphibienarten im Durchschnitt pro Objekt zur Zeit der Inventarisierung vorkamen, nämlich weniger als sechs, so ist dieser Rückgang in allen Fällen als stark zu bezeichnen.

4.2.3 Vergleich AlgV, Rote Liste 2005 und WBS

Ein Teil der Objekte ($n=113$) der Stichprobe der WBS wurde mit der gleichen Methode bereits für die Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz von 2005 (SCHMIDT und ZUMBACH 2005) untersucht. Die Feldarbeiten dazu fanden in den Jahren 2003 und 2004 statt. Durch einen Vergleich der Daten der AlgV, der Roten Liste 2005 und der WBS lässt sich feststellen, wann Vorkommensverluste geschehen sind, ob die oben dargestellten negativen Entwicklungen bei einzelnen Arten beziehungsweise den Artenzahlen kontinuierlich sind oder ob zumindest bei einzelnen Arten eine Verlangsamung, Stabilisierung oder sogar Trendumkehr stattgefunden hat.

Die Muster für die Anzahl Amphibienarten, stark gefährdete Arten und Arten temporärer Gewässer zeigen alle die gleichen Entwicklungen (Tab. 40; Abb. 65 und 66). Es zeigt sich wiederum, dass in vielen Objekten Arten verschwunden sind, in denen sie

Tab. 40. Vergleich von mittleren Artenzahlen ($\pm$ Standardfehler; 113 Objekte) gemäss AlgV, der Roten Liste 2005 und der WBS für die Schweiz für die drei Indikatoren Anzahl Amphibienarten, stark gefährdete Arten und Arten temporärer Gewässer. Die Sterne geben an, ob die Artenzahlen in den Spalten Rote Liste und WBS statistisch signifikant verschieden sind von denjenigen in der AlgV (Poisson t-Test). **: $p \leq 0,01$; ***: $p \leq 0,001$.

Anzahl Arten	AlgV	Rote Liste		WBS	
Artengruppe		Neuentdeckungen		Neuentdeckungen	
		ohne	mit	ohne	mit
Amphibienarten	6,0 $\pm$ 0,18	4,2 $\pm$ 0,18***	4,4 $\pm$ 0,16***	4,8 $\pm$ 0,17***	5,1 $\pm$ 0,17**
Stark gefährdete Arten	2,5 $\pm$ 0,11	1,3 $\pm$ 0,10***	1,5 $\pm$ 0,09***	1,7 $\pm$ 0,11***	1,7 $\pm$ 0,11***
Arten temporärer Gewässer	1,2 $\pm$ 0,08	0,7 $\pm$ 0,06***	0,7 $\pm$ 0,06**	0,8 $\pm$ 0,07***	1,1 $\pm$ 0,09

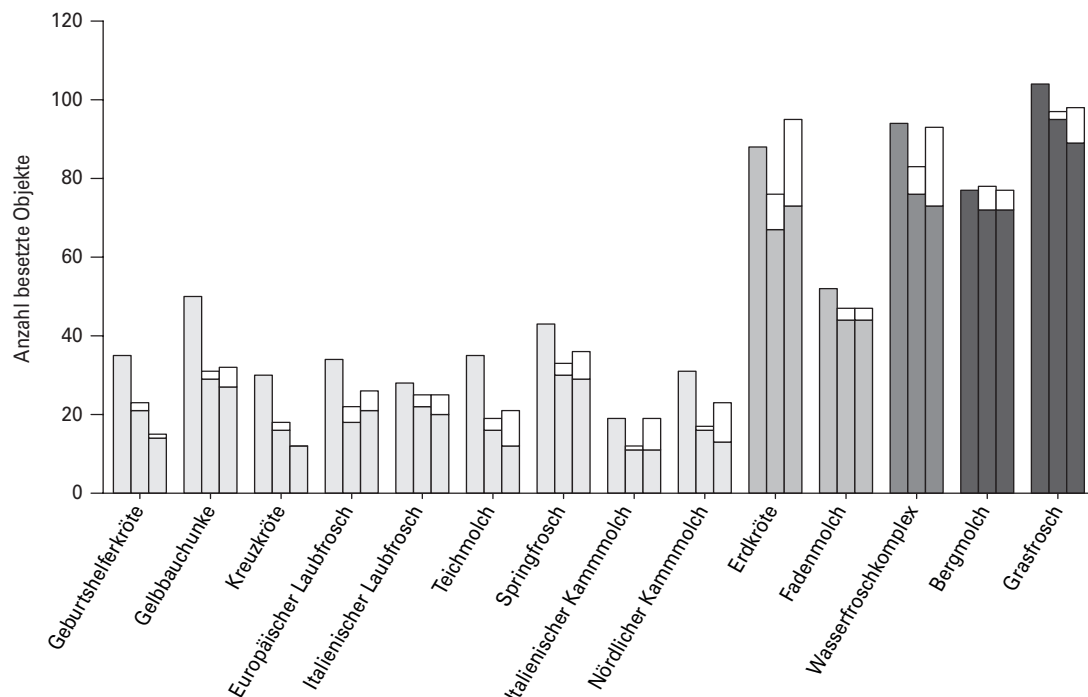


Abb. 65. Anzahl Vorkommen der Amphibienarten gemäss Amphibienlaichgebiete Verordnung (AlgV; jeweils linker Balken), gemäss Roter Liste 2005 (mittlerer Balken) und gemäss WBS (rechter Balken). Bei den Balken der Roten Liste und der WBS entsprechen die grau eingefärbten Teile der Balken der Anzahl Vorkommen ohne Neuentdeckungen, die weissen Teile den Neuentdeckungen. Die Grautöne der Balken zeigen den Rote Liste-Status der jeweiligen Amphibienart an (von hellgrau nach dunkelgrau: EN: stark gefährdet; VU: verletzlich; NT: potentiell gefährdet; LC: nicht gefährdet).

gemäss AlgV vorkommen sollten, dass aber auch Arten in Objekten neu entdeckt worden sind, wo früher keine Vorkommen bekannt waren. Diese Kompensation war in der Periode AlgV zur Roten Liste 2005 schwach und scheint in der Periode Rote Liste zu WBS stärker geworden zu sein (Tab. 40; Abb. 65).

Tatsächlich sind seit der im Jahr 2005 publizierten Roten Liste die Bestände vieler Arten nur mehr wenig zurückgegangen, haben sich stabilisiert oder es ist sogar eine leichte Aufwärtsentwicklung festzustellen, insbesondere wenn Neuentdeckungen mitberücksichtigt werden. Beim Laubfrosch (*Hyla arborea*) und der Erdkröte (*Bufo bufo*) scheint eine Trendumkehr stattgefunden zu haben: Heute kommen die Arten in mehr Objekten vor als zum Zeitpunkt der Roten Liste 2005. Bei der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) und der Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) halten die negativen Trends allerdings unvermittelt stark an.

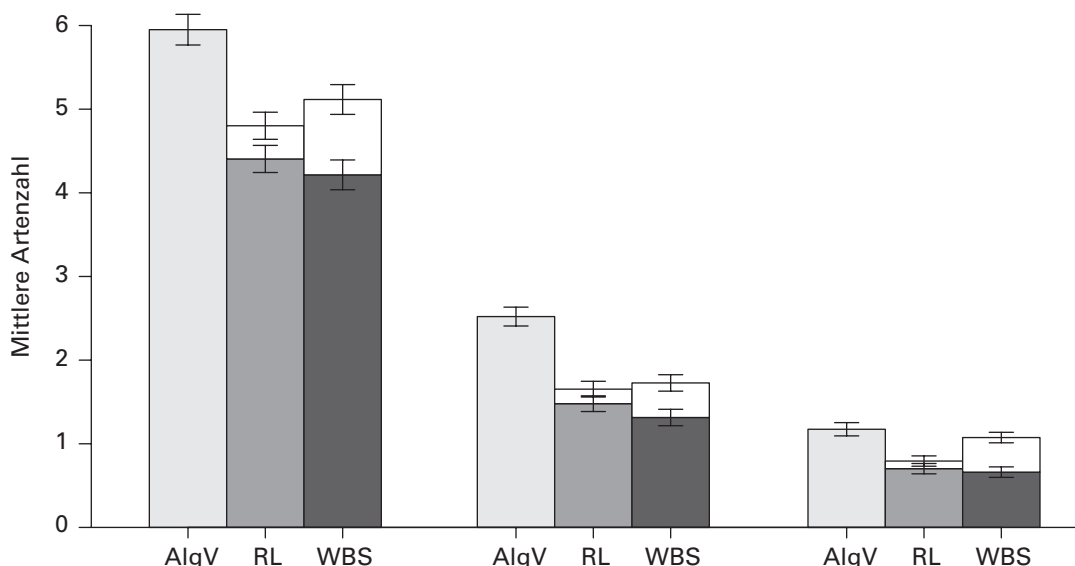


Abb. 66. Anzahl Amphibienarten (links), stark gefährdete Arten (Mitte) und Arten temporärer Gewässer (rechts) pro Objekt. Dargestellt sind mittlere Artenzahlen ($\pm$ Standardfehler) in den Objekten gemäss Amphibienlaichgebiete Verordnung (AlgV), gemäss Roter Liste 2005 und gemäss WBS. Bei den Balken der Roten Liste und der WBS entsprechen die unterschiedlich grau eingefärbten Teile der mittleren Artenzahl ohne Neuentdeckungen, die weissen Teile der mittleren Artenzahl mit Neuentdeckungen.

Die mittleren Artenzahlen pro Objekt gingen zwischen der AlgV und der Roten Liste 2005 stark zurück und zwar auch, wenn Neuentdeckungen berücksichtigt werden. Ohne Neuentdeckungen verlangsamte sich dieser Rückgang zwischen der Roten Liste 2005 und der WBS, mit Neuentdeckungen scheint sogar eine Trendumkehr möglich (Abb. 66). Die Zweiterhebungen der WBS wird zeigen, ob sich diese Entwicklungen auch in die Zukunft fortsetzen.

4.3 Schlussfolgerungen: Entwicklung Amphiben und Amphibienlaichgebiete

Die wichtigsten Resultate hinsichtlich der Entwicklung der Amphibienbestände in den Amphibienlaichgebieten von nationaler Bedeutung sind in Tabelle 41 zusammenfassend dargestellt und bewertet.

Die wichtigsten Resultate und Schlussfolgerungen aus den Amphibienerhebungen sind:

- Die Anzahl an Amphibienarten, die Zahl der stark gefährdeten Amphibienarten und die Zahl der Arten temporärer Gewässer sind stark zurückgegangen. Im Durchschnitt verschwand mindestens eine Art pro Amphibienlaichgebiet von nationaler Bedeutung innerhalb von weniger als dreissig Jahren – ein hohe Zahl, wenn man bedenkt, wie wenige Amphibienarten in einem Objekt durchschnittlich überhaupt vorkommen.
- Teilweise wurden die Verluste durch Neuentdeckungen abgeschwächt oder aufgehoben. Dies gilt in erster Linie für häufige Arten (Erdkröte, Bergmolch, Grasfrosch, Wasserfrosch-Komplex), bei denen man davon ausgehen kann, dass zumindest ein gewisser Teil schon zum Zeitpunkt der Inventarisierung im Objekt vorgekommen ist, aber übersehen wurde.
- Vergleiche mit Erhebungen aus den Jahren 2003 und 2004 zeigen, dass sich eine Stabilisierung oder gar Trendumkehr abzuzeichnen beginnt, auch bei seltenen Arten. Es ist aber zu früh, um Entwarnung zu geben, da sich diese Trends zuerst in der Zukunft bewahrheiten müssen.
- Nicht alle Arten zeigen allerdings eine Stabilisierung: Geburtshelferkröte und Kreuzkröte zeigen weiterhin starke Verluste.

Tab. 41. Zusammenfassung und Bewertung der Haupttrends in Amphibienlaichgebieten basierend auf Amphibienenerhebungen. Die Regionen Alpennordflanke, westliche Zentralalpen und östliche Zentralalpen wurden in der Tabelle zur Region Alpen zusammengefasst. Die Pfeilrichtung gibt die Richtung der Veränderung über die Zeit für die einzelnen Indikatoren, die Farbe die Bewertung der Veränderung an (rot: starke Verschlechterung; orange: mässige Verschlechterung). Grau eingefärbte Felder: betreffender Indikator konnte für diese Region nicht berechnet werden; leere Felder: keine deutlichen Entwicklungen.

Indikator	CH	Jura	Mittelland	Alpen	Südalpen
Veränderungen Artenzahlen					
Amphibienarten					
Stark gefährdete Arten					
Arten temporärer Gewässer					
Veränderungen Arten					
Bergmolch					
Erdkröte					
Fadenmolch					
Geburtshelferkröte					
Gelbbauchunke					
Grasfrosch					
Italienischer Kammmolch					
Italienischer Laubfrosch					
Kammmolch					
Kreuzkröte					
Laubfrosch					
Springfrosch					
Teichmolch					
Wasserfrosch-Komplex					

Ein zentrales Schutzziel der Amphibienlaichgebiete-Verordnung, nämlich die «Erhaltung und Förderung der Amphibienpopulationen, die den Wert des Objekts begründen» wurde nicht erreicht, da viele Objekte Amphibienarten verloren haben. Es zeigt sich aber auch, dass Neuentdeckungen in Objekten von nationaler Bedeutung möglich sind. Diese teilweise Kompensation der Verluste kann auf die vielfältigen und erfolgreichen Amphibienschutzbemühungen des Bundes, der Kantone und weiterer Akteure zurückgeführt werden. Auch wenn die Ergebnisse eine Stabilisierung mancher Bestände andeuten, gehen die Vorkommen einzelner Arten noch immer stark zurück.

Zwei Massnahmen zum Schutz der Amphibien stehen im Vordergrund. Erstens braucht es verstärkte Anstrengungen bei der Pflege der Objekte und der Anlage temporärer Gewässer. Zweitens muss die Vernetzung der Amphibienlaichgebiete im Rahmen der Ökologischen Infrastruktur verbessert werden. Dadurch können Amphibienbestände auf regionaler Ebene stabilisiert und nicht besetzte Objekte besiedelt werden (ZANINI *et al.* 2009).

5 Verdankungen

Zur Ersterhebung der WBS haben viele Personen beigetragen. Wir danken herzlich folgenden Personen:

BAFU: Glenn Litsios, Gabriella Silvestri, Sarah Pearson, Nicola Indermühle, Ramona Maggini, Olaf Zieschang

Begleit- und Fachgruppen: Leslie Bonnard, Stefan Eggenberg, Yves Gonseth, Gabriela Hofer, Urs Känzig, Tobias Kellenberger, Stephan Lussi, Daniela Pauli, Christian Roulier, Thomas Sattler, Martin Urech, Pascal Vittoz, Thomas Walter†, Lukas Wotruba, Adrian Zangger

Mitarbeitende Fernerkundung 2012–2017: Birgit Eben, Lucinda Laranjeiro Dos Santos, Anita Nussbaumer, Achilleas Psomas, Barbara Schneider, Larissa Roszbacher, Daniel Ubersax, Lars Waser

Feldmitarbeitende Vegetationserhebungen 2011–2017: Maude Baudraz, Rolf Hangartner, Daniel Hepenstrick, Alain Jotterand, Laurent Juillerat, Thomas Kiebacher, Daniel Knecht, Mary Leibundgut, Esther Meduna, Markus Meier, Niklaus Müller, Nadine Sandau, Norbert Schnyder, Julie Steffen

Feldmitarbeitende Amphibienerhebungen 2011–2016: Adrian Aebischer, Robin Arnoux, Sarah Althaus, Martin Attenberger, Jonas Barandun, Christophe Berney, Adrian Borgula, François Claude, Bernhard Egli, Antoine Gander, Martin Gassner, Corina Geiger, Kurt Grossenbacher, Marie-Louise Kieffer, Manuel Lingg, Mario Lippuner, Beatrice Lüscher, Tiziano Maddalena, Paul Marchesi, Gaetan Mazza, Audrey Megali, Claude Meier, Murielle Mermoud, Andreas Meyer, Ivo Moser, Jérôme Pellet, Niklaus Peyer, Petra Ramseier, Maria Rasmussen, Thomas Reich, Joggi Rieder, Hans Schmockler, Esther Schweizer, Manfred Steffen, Michael Stettler, Jacques Thiébaud, Ursina Tobler, Andreas Tschopp, Beat von Wyl, Remo Wenger, Andy Wyss, Flavio Zanini, Silvia Zumbach

WSL: Elizabeth Feldmeyer-Christe, Michael Gehrig, Jeannine Klaiber

infofauna karch: Jérôme Pellet

Wir danken weiter den Kantonen für die Betretbewilligungen zu den Biotopen von nationaler Bedeutung und allen Landbesitzern und Bewirtschaftern, die uns Erhebungen auf ihrem Land durchführen liessen.

6 Literatur

- BAFU, 2011: Liste der National Prioritären Arten. Arten mit nationaler Priorität für die Erhaltung und Förderung. BAFU, Bern. 132 S.
- BAFU, 2012: Strategie Biodiversität Schweiz. BAFU, Bern. 89 S.
- BAKKER, J.P.; OLFF, H.; WILLEMS, J.H.; ZOBEL, M., 1996: Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147–156.
- BERGAMINI, A.; PEINTINGER, M.; FAKHERAN, S.; MORADI, H.; SCHMID, B.; JOSHI, J., 2009: Loss of habitat specialists despite conservation management in fen remnants 1995–2006. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11: 65–79.
- BOCH, S.; PRATI, D.; MÜLLER, J.; SOCHER, S.A.; BAUMBACH, H.; BUSCOT, F.; GOCKEL, S.; HEMP, A.; HESSENMÖLLER, D.; KALKO, E.K.V.; LINSSENMAIR, K.E.; PFEIFFER, S.; POMMER, U.; SCHÖNING, I.; SCHULZE, E.-D.; SEILWINDER, C.; WEISSER, W.W.; WELLS, K.; FISCHER, M., 2013: High plant species richness indicates management-related disturbances, rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14: 496–505.
- BOCH, S.; BEDOLLA, A.; ECKER, K.T.; GINZLER, C.; GRAF, U.; KÜCHLER, H.; KÜCHLER, M.; NOBIS, M.P.; HOLDEREGGER, R.; BERGAMINI, A., 2019a: Threatened and specialist species suffer from increased wood cover and productivity in Swiss steppes. *Flora* 258: 151444.
- BOCH, S.; BEDOLLA, A.; ECKER, K.T.; GRAF, U.; KÜCHLER, H.; KÜCHLER, M.; HOLDEREGGER, R.; BERGAMINI, A., 2019b: Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *Tuexenia* 39: 315–334.
- BONNARD, L.; ROULIER, C.; THIELEN, R.; GSTEIGER, P.; COSANDEY, A.-C.; HAUSAMMANN, A.; RAST, S., 2008: Handbuch Erfolgskontrolle Auen. Service conseil Zones alluviales/Auenberatungsstelle, Yverdon-les-Bains und Bern.
- BONNARD, L.; HUNZIKER, C.; HAAS, R., 2019: Auswertung Kantonsumfrage Stand der Umsetzung der Biotope und Moorlandschaften von nationaler Bedeutung. BAFU, Bern. 29 S.
- BORNAND, C.; GYGAX, A.; JUILLERAT, P.; JUTZI, M.; MÖHL, A.; ROMETSCH, S.; SAGER, L.; SANTIAGO, H.; EGGENBERG, S., 2016: Rote Liste Gefäßpflanzen. BAFU, Bern. 178 S.
- BUHOLZER, S.; NOBIS, M.; SCHOENENBERGER, N.; ROMETSCH, S., 2014: Liste der gebietsfremden invasiven Pflanzen der Schweiz. www.infoflora.ch/de/neophyten/listen-und-infoblätter.html
- BUWAL, 1990: Inventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung. Entwurf für die Vernehmlassung. BUWAL, Bern. 79 S.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V., 2011: Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 222–228.
- CORDILLOT, F.; KLAUS, G., 2011: Gefährdete Arten in der Schweiz. Synthese Rote Listen, Stand 2010. BAFU, Bern: 111 S.
- CRUICKSHANK, S.S.; OZGUL, A.; ZUMBACH, S.; SCHMIDT, B.R., 2016: Quantifying population declines based on presence-only records for red-list assessments. *Conservation Biology* 30: 1112–1121.
- DELARZE, R.; GONSETH, Y.; EGGENBERGER, S.; VUST, M., 2015: Lebensräume der Schweiz. Ott, Bern. 456 S.
- DELARZE, R.; EGGENBERG, S.; STEIGER, P.; BERGAMINI, A.; FIVAZ, F.; GONSETH, Y.; GUNTERN, J.; HOFER, G.; SAGER, L.; STUCKI, P., 2016: Rote Liste der Lebensräume der Schweiz. Info Fauna, Neuenburg; Bureau d'études biologiques (BEB SA), Aigle; Info Flora, Bern. 33 S.
- DIEKMANN, M., 2003: Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- DIPNER, M.; VOLKART, G.; GODAT, S.; URECH, M.; SCHÄRRER, S., 2008: Entwicklung von Walliser Steppen seit Mitte des 20. Jahrhunderts. BAFU, Bern. 49 S.
- DUFRESNES, C.; MAZEP, G.; RODRIGUES, N.; BRELSFORD, A.; LITVINCHUK, S.P.; SERMIER, R.; LAVANCHY, G.; BETTO-COLLARD, C.; BLASER, O.; BORZÉE, A.; CAVOTO, E.; FABRE, G.; GHALI, K.; GROSSEN, C.; HORN, A.; LEUENBERGER, J.; PHILLIPS, B.C.; SAUNDERS, P.A.; SAVARY, R.; MADDALENA, T.; STÖCK, M.; DUBEY, S.; CANESTRELLI, D.; JEFFRIES, D.L., 2018: Genomic evidence for cryptic speciation in tree frogs from the Apennine peninsula, with description of *Hyla perrini* sp. nov. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6: 144.
- EGGENBERG, S.; DALANG, T.; DIPNER, M.; MAYER, C., 2001: Kartierung und Bewertung der Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. BUWAL, Bern. 252 S.
- ELLENBERG, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart: 1095 S.
- EWALD, K. C.; KLAUS, G., 2009: Die ausgewechselte Landschaft. Haupt, Bern.
- GONSETH, Y.; WOHLGEMUTH, T.; SANSONNENS, B.; BUTTLER, A., 2001: Die biogeographischen Regionen der Schweiz. BUWAL, Bern. 48 S.
- GOSSNER, M.M.; LEWINSOHN, T.; KAHL, T.; GRASSEI, N.F.; BOCH, S.; PRATI, D.; BIRKHOFFER, K.; RENNER, S.C.; SIKORSKI, J.; ARNDT, H.; BAUMGARTNER, V.; BLASER, S.; BLÜTHGEN, N.; BÖRSCHIG, C.; BUSCOT, F.; DIEKÖTTER, T.; JORGE, L.R.; JUNG, K.; KEYEL, A.C.; KLEIN, A.-M.; KLEMMER, S.; KRAUSS, J.; LANGE, M.;

- MÜLLER, J.; OVERMANN, J.; PAŠALIĆ E.; PENONE, C.; PEROVIĆ D.; PURSCHKE, O.; SCHALL, P.; SOCHER, S.A.; SONNEMANN, I.; TSCHAPKA, M.; TSCHARNTKE, T.; TÜRKE, M.; VENTER, P.C.; WEINER, C.N.; WERNER, M.; WOLTERS, V.; WURST, S.; WESTPHAL, C.; WUBET, T.; FISCHER, M.; WEISSER, W.W.; ALLAN, E., 2016: Land-use intensification causes homogenization of grassland communities across trophic levels. *Nature* 540: 266–269.
- GRAF, U.; WILDI, O.; FELDMEYER-CHRISTE, E.; KÜCHLER, M., 2010: A phytosociological classification of Swiss mire vegetation. *Botanica Helvetica* 120: 1–14.
- GRAF, U.; KÜCHLER, M.; BERGAMINI, A., 2014: Massnahmen zur Sicherung der Datenqualität bei den Vegetationserhebungen im Rahmen der Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz. WSL, Birmensdorf. 8 S.
- GROSSENBACHER, K., 1988: Verbreitungsatlas der Amphibien der Schweiz. *Documenta Faunistica Helvetica* 7: 1–207.
- GROSVERNIER, P.H.; MONTAVON, C.; URECH, M.; GSTEIGER, P.; STAUBLI, P., 2018: Espace marais: ein Hilfsmittel zur Festlegung hydrologischer Pufferzonen für Moorbiotope von nationaler Bedeutung. *N+L Inside* 4: 10–13.
- JUILLERAT, P.; BÄUMLER, B.; BORNAND, C.; GYGAX, A.; JUTZI, M.; MÖHL, A.; NYFFELER, R.; SAGER, L.; SANTIAGO, H.; EGGENBERG, S., 2017: Checklist 2017. www.infoflora.ch/de/flora/taxonomie/checklist.html.
- KAPFER, J.; HÉDL, R.; JURASINSKI, G.; KOPECKÝ, M.; SCHEI, F.H.; GRYTNES, J.-A., 2017: Resurveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science* 20: 164–171.
- KLAUS, G. (Red.), 2007: Zustand und Entwicklung der Moore in der Schweiz. BAFU, Bern. 97 S.
- KLAUS, G.; PAULI, D., 2012: Ökologische Infrastruktur 2020. Bausteine für den Aktionsplan Biodiversität. *Hotspot* 25: 7–9.
- KLAUS, V.H.; SCHÄFER, D.; KLEINEBECKER, T.; FISCHER, M.; PRATI, D.; HÖLZEL, N., 2017: Enriching plant diversity in grasslands by large-scale experimental sward disturbance and seed addition along gradients of land-use intensity. *Journal of Plant Ecology* 10: 581–591.
- Koordinationsstelle BDM, 2014: Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Beschreibung der Methoden und Indikatoren. BAFU, Bern. 104 S.
- KÜCHLER, M.; KÜCHLER, H.; BERGAMINI, A.; BEDOLLA, A.; ECKER, K.; FELDMEYER-CHRISTE, E.; GRAF, U.; HOLDEREGGER, R., 2018: Moore der Schweiz: Zustand, Entwicklung, Regeneration. Haupt, Bern. 258 S.
- LACHAT, T.; PAULI, D.; GONSETH, Y.; KLAUS, G.; SCHEIDEGGER, C.; VITTOZ, P.; WALTER, T., 2010: Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1990: Ist die Talsohle erreicht? Haupt, Bern. 435 S.
- LANDOLT, E.; BÄUMLER, B.; EHRHARDT, A.; HEGG, O.; KLÖTZLI, F.; LÄMMLER, W.; NOBIS, M.; RUDMANN-MAURER, K.; SCHWEINGRUBER, F.H.; THEURIULAT, J.-P.; URMI, E.; VUST, M.; WOHLGEMUTH, T., 2010: Flora Indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzahlen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt, Bern. 378 S.
- MAGURRAN, A.E., 2004: Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford: 256 S.
- MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L., 1999: Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453.
- MITCHELL, R.J.; HEWISON, R.L.; BRITTON, A.J.; BROOKER, R.W.; CUMMINS, R.P.; FIELDING, D.A.; FISHER, J.M.; GILBERT, D.J.; HESTER, A.J.; HURSKAINEN, S.; PAKEMAN, R.J.; POTTS, J.M.; RIACH, D., 2017: Forty years of change in Scottish grassland vegetation: increased richness, decreased diversity and increased dominance. *Biological Conservation* 212: 327–336.
- MORRISON, L.W., 2016: Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology* 9: 367–379.
- NILSSON, I.N.; NILSSON, S.G., 1985: Experimental estimates of census efficiency and pseudo-turnover on islands: error trend and between observer variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology* 73: 65–70.
- PANTKE, R., 2008: Pflanzengesellschaften der Schweiz. <https://www.wsl.ch/de/services-und-produkte/daten-monitoring-und-inventare/pflanzengesellschaften-der-schweiz.html>.
- RION, V.; GALLANDAT, J.-D.; GOBAT, J.-M.; VITTOZ, P., 2018: Recent changes in the plant composition of wetlands in the Jura Mountains. *Applied Vegetation Science* 21: 121–131.
- ROSS, L.C.; WOODIN, S.J.; HESTER, A.; THOMPSON, D.B.; BIRKS, H.J.B., 2010: How important is plot re-location accuracy when interpreting re-visitation studies of vegetation change? *Plant Ecology and Diversity* 3: 1–8.
- RIEDEL, S.; MEIER, E.; BUHOLZER, S.; HERZOG, F.; INDERMAUR, A.; LÜSCHER, G.; WALTER, T.; WINIZKI, J.; HOFER, G.; ECKER, K.; GINZLER, C., 2018: Methodenbericht ALLEMA: Arten und Lebensräume. *Umwelt Agroscopie Science* 57: 1–32.
- SCHMIDT, B.R.; ZUMBACH, S., 2005: Rote Liste der gefährdeten Amphibien der Schweiz. BAFU, Bern. 48 S.
- SCHNYDER, N.; BERGAMINI, A.; HOFMANN, H.; MÜLLER, N.; SCHUBIGER-BOSSARD, C.; URMI, E., 2004: Rote Liste der gefährdeten Moose der Schweiz. BUWAL, Bern. 99 S.

- SOCOLAR, J.B.; GILROY, J.J.; KUNIN, W.E.; EDWARDS, D.P., 2016; How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology und Evolution* 31: 67–80.
- TILLÉ, Y.; ECKER, K., 2014: Complex national sampling design for long-term monitoring of protected dry grasslands in Switzerland. *Environmental and Ecological Statistics* 21: 453–476.
- TISCHEW, S.; DIERSCHKE, H.; SCHWABE, A.; GARVE, E.; HEINKEN, T.; HÖLZEL, N.; BERGMEIER, E.; REMY, D.; HÄRDTE, W., 2018: Pflanzengesellschaft des Jahres 2019: die Glatthaferwiese. *Tuexenia* 38: 287–295.
- VERHEYEN, K.; BAŽÁNY, M.; CHEČKO, E.; CHUDOMELOVÁ, M.; CLOSSET-KOPP, D.; CZORTEK, P.; DECOCQ, G.; DE FRENNE, P.; DE KEERSMAEKER, L.; ENRÍQUEZ GARCÍA, C.; FABŠIČOVÁ, M.; GRYTNES, J.-A.; HEDEROVÁ, L.; HÉDL, R.; HEINKEN, T.H.; SCHEI, F.H.; HORVÁTH, S.; JAROSZEWICZ, B.; JERMAKOWICZ, E.; KLINEROVÁ, T.; KOLK, J.; KOPECKÝ, M.; KURAS, I.; LENOIR, J.; MACEK, M.; MÁLIŠ, F.; MARTINESSEN, T.C.; NAAF, T.; PAPP, L.; PAPP-SZAKÁLY, A.; PECH, P.; PETŘÍK, P.; PRACH, J.; RECZYŃSKA, K.; SÆTERSDAL, M.; SPICHER, F.; STANDOVÁR, T.; ŚWIERKOSZ, K.; SZCZĘŚNIAK, E.; TÓTH, Z.; UJHÁZY, K.; UJHÁZYOVÁ, M.; VANGANSBEKE, P.; VILD, O.; WOŁKOWYCKI, D.; WULF, M.; BAETEN, L., 2018: Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science* 29: 812–823.
- VITTOZ, P.; GUISAN, A., 2007: How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science* 18: 413–422.
- WILDI, O.; ORLÓCI, L., 1996: Numerical exploration of community patterns – a guide to the use of MULVA-5 2nd edition. SBP Academic Publishing, Amsterdam. 171 S.
- WILDI, O., 2016: Why mean indicator values are not biased. *Journal of Vegetation Science* 27: 40–49.
- WILSON, J.B.; PEET, R.K.; DENGLER, J.; PÄRTEL, M., 2012: Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802.
- WITTENBERG, R. (Hrsg.), 2006: Gebietsfremde Arten in der Schweiz. Eine Übersicht über gebietsfremde Arten und ihre Bedrohung für die biologische Vielfalt und die Wirtschaft in der Schweiz. BAFU, Bern. 154 S.
- ZANINI, F.; PELLET, J.; SCHMIDT, B.R., 2009: The transferability of distribution models across regions: an amphibian case study. *Diversity and Distributions* 15: 469–480.

7 Anhang

Anhang A: Schwellenwerte für die Bewertung der Veränderungen beziehungsweise Farbgebung der Pfeile in den Bewertungstabellen in der Zusammenfassung und in den Tabellen 21, 37 und 41..

Schwellenwerte Vegetation:

Nur statistisch signifikante Veränderungen werden bewertet. Ob eine Zu- oder Abnahme eines Indikators positiv oder negativ bewertet wird, hängt vom jeweiligen Indikator und dem betrachteten Biotop ab (z.B. Abnahme der Feuchtezahl in Mooren ist negativ, in TWW aber positiv).

Alle Indikatoren:

Negative Bewertung:

Steigung $\neq 0$: orange Pfeile

Steigung $\geq 0,2$ oder Steigung $\leq -0,2$: rote Pfeile

Positive Bewertung:

Steigung $\neq 0$: grüne Pfeile

Schwellenwerte Luftbilder Rasterinterpretation:

Im Modul Fernerkundung wurden alle Objekte von nationaler Bedeutung der Hoch- und Flachmoore, der Trockenwiesen und -weiden, der Gletschervorfelder, der alpinen Schwemmebenen und der Amphibienlaichgebiete flächendeckend auf den Luftbildern interpretiert. Die Grundgesamtheit ist deshalb bekannt, statistische Tests sind nicht nötig.

Gehölze, Wasser, offener Boden:

Negative Bewertung:

relative jährliche Veränderung $\geq 0,1\%$: orange Pfeile

relative jährliche Veränderung $\geq 0,3\%$: rote Pfeile

Positive Bewertung:

relative jährliche Veränderung $\geq 0,1\%$: grüne Pfeile

Gebäude, Strassen:

Negative Bewertung:

relative jährliche Veränderung $\geq 0,5\%$: orange Pfeile

relative jährliche Veränderung $\geq 1\%$: rote Pfeile

Positive Bewertung:

relative jährliche Veränderung $\geq 0,5\%$: grüne Pfeile

Schwellenwerte Amphibien:

Da bei jedem Indikator zwei Veränderungen zur Verfügung standen (mit und ohne Neuentdeckungen), mussten beide Veränderungen die unten aufgeführten Schwellenwerte übertreffen. Bei knappen Entscheidungen wurde vorsorglich entschieden, d.h. in Richtung einer Abnahme (Bsp. Fadenmolch Schweiz oder Springfrosch Schweiz).

Arten, Artenzahlen:

Negative Bewertung:

Veränderung $\geq 10\%$: orange Pfeile

Veränderung $\geq 20\%$: rote Pfeile

Positive Bewertung:

Veränderung $\geq 10\%$: grüne Pfeile

Anhang B: Aktuelle Indikatoren WBS.**Indikatoren basierend auf WBS Vegetationserhebungen**

Indikator	Datengrundlage	Beschreibung	Aussage	Bewertung	Anwendung	Kapitel
Nährstoffe	Vegetationserhebungen WBS, Zeigerwerte gemäss LANDOLT <i>et al.</i> (2010)	Deckung-gewichtete mittlere Nährstoffzahl pro Plot (10 m ²)	Nährstoffeintrag, Aushagerung	Zunahme in TWW und Mooren negativ; Bewertung in Auen je nach Vegetationstyp unterschiedlich	TWW, Moore, Auen	2.4.1
Feuchtigkeit	Vegetationserhebungen WBS, Zeigerwerte gemäss Landolt <i>et al.</i> (2010)	Deckung-gewichtete mittlere Feuchtezahl pro Plot (10 m ²)	Vernässung, Austrocknung	Zunahme in TWW negativ, in Mooren positiv; Bewertung in Auen je nach Vegetationstyp unterschiedlich	TWW, Moore, Auen	2.4.2
Temperatur	Vegetationserhebungen WBS, Zeigerwerte gemäss LANDOLT <i>et al.</i> (2010)	Deckung-gewichtete mittlere Temperaturzahl pro Plot (10 m ²)	Klimawandel	Zunahme in der Regel negativ	TWW, Moore, Auen	2.4.3
Licht	Vegetationserhebungen WBS, Zeigerwerte gemäss LANDOLT <i>et al.</i> (2010)	Deckung-gewichtete mittlere Lichtzahl pro Plot (10 m ²)	Zunahme und Abnahme der oberirdischen Biomasse; Verbuchung	Zunahme in TWW und Mooren positiv, Abnahme negativ; Bewertung in Auen je nach Vegetationstyp unterschiedlich	TWW, Moore, Auen	2.4.4
Lebensraumspezialisten	Vegetationserhebungen WBS, Lebensraumspezialisten gemäss DELARZE <i>et al.</i> (2015)	Anzahl Lebensraumspezialisten pro Plot (10 m ²)	Naturschutzwert	Zunahme positiv	TWW, Moore, Auen	2.4.5
Rote Liste-Arten	Vegetationserhebungen WBS, Rote Listen Gefässpflanzen (BORNAND <i>et al.</i> 2016) und Moose (SCHNYDER <i>et al.</i> 2004)	Anzahl gefährdete Arten pro Plot (10 m ²)	Naturschutzwert	Zunahme positiv	TWW, Moore, Auen	2.4.6
Nationale prioritäre Arten	Vegetationserhebungen WBS, Liste national prioritäre Arten gemäss BAFU (2011)	Anzahl prioritäre Arten pro Plot (10 m ²)	Naturschutzwert	Zunahme prioritärer Arten positiv	TWW, Moore, Auen	2.4.7
Invasive Neophyten	Vegetationserhebungen WBS, Arten der Schwarzen Liste und der Watch Liste (BUHOLZER <i>et al.</i> 2014)	Anzahl invasive Neophyten pro Plot (10 m ²)	Naturschutzwert	Nicht-Vorkommen und Abnahme positiv	TWW, Moore, Auen	2.4.8
Auendynamik	Vegetationserhebungen WBS und Deckungsschätzungen offenes Wasser, Sand, Kies, Steine und Fels, Zeigerwerte gemäss Landolt <i>et al.</i> (2010)	Deckungsgewichtete mittlere Ruderalzahl (Ruderalzahl = Anzahl «r» der dreistelligen Strategietypen in LANDOLT <i>et al.</i> 2011) pro Plot (10 m ²), wobei Wasser, Sand, Kies, Steine und Fels als Arten mit Ruderalzahl 3 behandelt werden	Veränderungen Dynamik	Zunahme positiv, Abnahme negativ	Auen	2.4.9
Unterschiedlichkeit	Vegetationserhebungen WBS	Mittlere, paarweise floristische Unterschiedlichkeit zwischen Plots (10 m ²). Unterschiedlichkeit berechnet als 1-Jaccard-Koeffizient	Homogenisierung, Vereinheitlichung der Vielfalt von Vegetationstypen	Abnahme der Unterschiedlichkeit in der Regel negativ (wenn gleichzeitig Rückgang der Lebensraumspezialisten stattfindet)	TWW, Moore, Auen	2.4.10

Anhang B: Fortsetzung

Indikatoren basierend auf WBS Fernerkundung

Indikator	Datengrundlagen	Beschreibung	Aussage	Bewertung	Anwendung	Kapitel
Gehölzdeckung	Luftbilder, Rasterinterpretation WBS	Schätzung der Gehölzdeckung in 10%-Schritten in 50x50 m grossen Rasterzellen. Geschätzt werden mit Sträuchern und Bäumen (> 0,5 m) bedeckte Flächen	Ökosystem	Zunahme negativ; Bewertung in Amphibienlaichgebieten, Gletschervorfeldern und alpine Schwemmebenen unterschiedlich	TWW, Moore, Amphibienlaichgebiete, Gletschervorfelder, alpine Schwemmebenen	3.2.1
Offener Boden	Luftbilder, Rasterinterpretation WBS	Schätzung der Deckung des offenen, nicht von Vegetation bedeckten Bodens in 10%-Schritten in 50x50 m grossen Rasterzellen	Ökosystem	Zunahme negativ in Mooren und TWW; Bewertung in Amphibienlaichgebieten, Gletschervorfeldern und alpine Schwemmebenen unterschiedlich	TWW, Moore, Amphibienlaichgebiete, Gletschervorfelder, alpine Schwemmebenen	3.2.2
Offenes Wasser	Luftbilder, Rasterinterpretation WBS	Schätzung der Deckung des offenen Wasserfläche in 10%-Schritten in 50x50 m grossen Rasterzellen	Ökosystem	In Mooren und Amphibienlaichgebieten Abnahme negativ, in TWW Zunahme negativ	Moore, TWW, Amphibienlaichgebiete	3.2.3
Gebäude	Luftbilder, Rasterinterpretation WBS	Schätzung der Anzahl 50 x 50 m grossen Rasterzellen mit Gebäuden	Naturschutzwert	Zunahme negativ	TWW, Moore, Amphibienlaichgebiete, Gletschervorfelder, alpine Schwemmebenen	3.2.4
Strassen	Luftbilder, Rasterinterpretation WBS	Schätzung der Anzahl 50 x 50 m grossen Rasterzellen mit Strassen	Naturschutzwert	Zunahme negativ	TWW, Moore, Amphibienlaichgebiete, Gletschervorfelder, alpine Schwemmebenen	3.2.4
Formationen	Luftbilder, Formationskartierung	Fläche unterschiedener Formationen (der Indikator wurde noch nicht berechnet)	Ökosystem	Zunahme der autotypischen Formationen positiv; Zunahme auenfremder Formationen negativ	Flussauen, Deltas und Seeauen	-

Indikatoren basierend auf WBS Amphibienerhebungen

Indikator	Datengrundlagen	Beschreibung	Aussage	Bewertung	Anwendung	Kapitel
Amphibienarten	Amphibien- erhebungen WBS	Anzahl Amphibienvorkommen (mit und ohne Neuentdeckungen)	Naturschutzwert	Keine Abnahme oder Zunahme positiv	Amphibienlaichgebiete	4.2.1
Zahl Amphibienarten	Amphibien- erhebungen WBS	Artenzahl pro Objekt (mit und ohne Neuentdeckungen)	Lebensraumqualität	Keine Abnahme oder Zunahme positiv	Amphibienlaichgebiete	4.2.2
Zahl spezialisierter Amphibien temporärer Gewässer	Amphibien- erhebungen WBS	Zahl der Arten pro Objekt, die auf temperäre Gewässer angewiesen sind (mit und ohne Neuentdeckungen)	Lebensraumqualität	Keine Abnahme oder Zunahme positiv	Amphibienlaichgebiete	4.2.2
Zahl stark gefährdeter Amphibienarten	Amphibien- erhebungen WBS	Zahl der stark gefährdeten Arten (EN) pro Objekt	Naturschutzwert	Keine Abnahme oder Zunahme positiv	Amphibienlaichgebiete	4.2.2

Anhang C: Definition der Vegetationstypen. Code und Name der Vegetationseinheiten gemäss DELARZE *et al.* (2015).

Biotoptyp	Code	Name	Vegetationstyp WBS
Hoch- und Flachmoore	2.2.4	Caricion lasiocarpae	Hochmoor
	2.4.1	Sphagnion magellanicum	Hochmoor
	6.5.1	Betulion pubescentis	Hochmoor
	6.5.2	Ledo-Pinion	Hochmoor
	6.5.3	Sphagno-Piceetum	Hochmoor
	2.1.2.1	Phragmition	Flachmoor/Röhricht
	2.1.2.2	Phalaridion	Flachmoor/Röhricht
	2.2.1.1	Magnocaricion	Flachmoor/Grosseggenbestände
	2.2.1.2	Cladietum	Flachmoor/Grosseggenbestände
	2.2.3	Caricion davallianae	Flachmoor/basisches Kleinseggenried
	2.2.5	Caricion bicolori-atrofuscae	Flachmoor/basisches Kleinseggenried
	1.3.2	Cratoneurion	Flachmoor/basisches Kleinseggenried
	2.2.2	Caricion fuscae	Flachmoor/Saures Kleinseggenried
	1.3.3	Cardamino-Montion	Flachmoor/Saures Kleinseggenried
	2.3.1	Molinion	Flachmoor/Feucht- und Nasswiesen
	2.3.2	Calthion	Flachmoor/Feucht- und Nasswiesen
	2.3.3	Filipendulion	Flachmoor/Feucht- und Nasswiesen
TWW	4.1.1	Alysso-Sedion	Steppenrasen
	4.1.3	Sedo-Veronicion	Steppenrasen
	4.1.4	Sedo-Scleranthion	Steppenrasen
	4.2.1.1	Stipo-Poion	Steppenrasen
	4.2.1.2	Cirsio-Brachypodion	Steppenrasen
	4.6.1	Covulvulo-Agropyron	Steppenrasen
	5.4.2	Juniperion sabinae	Steppenrasen
	4.2.2	Xerobromion	Trockenrasen
	4.2.3	Diplachnion	Trockenrasen
	4.2.4	Mesobromion	Trockenrasen
	4.5.1.3	Arrhenaterion salvietosum	Trockenrasen
	4.3.1	Seslerion	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen
	4.1.2	Drabo-Seslerion	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen
	4.3.2	Caricion firmae	Kalkreiche Gebirgsmagerrasen
	4.3.3	Caricion ferruginae	Kalkarme Gebirgsmagerrasen
	4.3.4	Elynion	Kalkarme Gebirgsmagerrasen
	4.3.5	Nardion	Kalkarme Gebirgsmagerrasen
	4.3.6	Festucion variae	Kalkarme Gebirgsmagerrasen
	4.3.7	Caricion curvulae	Kalkarme Gebirgsmagerrasen
	5.1.1	Geranion saguinei	Krautsäume
	5.1.2	Trifolion medii	Krautsäume
Auen	1.1	Stehende Gewässer	Gewässer
	1.2	Fliessgewässer	Gewässer
	2.1.2.1	Stillwasser-Röhricht	Röhricht
	2.1.2.2	Landröhricht	Röhricht

Anhang C: Fortsetzung

Biotoptyp	Code	Name	Vegetationstyp WBS
	2.1.4	<i>Glycerio-Sparganion</i>	Röhricht
	2.1.3	<i>Littorellion</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	2.5.1	<i>Nancyperion</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	2.5.2	<i>Bidention</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	3.2.1.0	<i>Alluvion ohne Vegetation</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	3.2.1.1	<i>Epilobion fleischeri</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	3.3.1.4	<i>Petasition paradoxi</i>	Pinonierfluren und Alluvionen
	2.2.5	<i>Caricion bicolori-atrofuscae</i>	Alpine Schwemmufer
	5.1.3	<i>Convolvulion</i>	Nährstoffreiche Krautsäume
	5.1.4	<i>Petasition officinalis</i>	Nährstoffreiche Krautsäume
	5.1.5	<i>Aegopodion + Alliarion</i>	Nährstoffreiche Krautsäume
	5.2.4	<i>Adenostylion</i>	Nährstoffreiche Krautsäume
	5.3.6	<i>Salicion elaeagni</i>	Weidengebüsch
	5.3.8	<i>Salicion waldsteiniana</i>	Weidengebüsch
	6.1.1	<i>Alnion glutinosae</i>	Weichholzauenwald
	6.1.2	<i>Salicion albae</i>	Weichholzauenwald
	6.1.3	<i>Alnion incanae</i>	Weichholzauenwald
	6.1.4	<i>Fraxinion</i>	Hartholzauenwald