

## 3 AKTUELLE VERÄNDERUNGEN AUF DEN KONTINENTEN

Die beobachtete Erwärmung ist im unteren Bereich der Atmosphäre über den Kontinenten am stärksten. Im Jahr 2015 betrug im globalen Mittel die Erwärmung dort 1,33 °C über dem langfristigen Mittelwert von 1901-2000. Diese mittlere Abweichung – auch Anomalie genannt – besagt nicht, dass die Erwärmung überall gleich ist. In den Gebirgsregionen ist die Erwärmung deutlich höher. In der Arktischen Region kann die Erwärmung sogar Werte von 3 bis 4 °C über dem Mittelwert erreichen. In Deutschland war das wärmste Jahr 2014 mit einer mittleren Temperatur von 2,03 °C über dem langfristigen Mittelwert 1901-2000. Klimawandel bedeutet nicht nur Erwärmung, sondern auch Veränderung der Niederschläge und damit der Luft- und Bodenfeuchte. Die Folgen des Klimawandels sind bereits spürbar: die Gebirgsgletscher schmelzen, der Permafrostboden taut ab, Arten aus südlichen oder wärmeren Regionen breiten sich nach Norden aus: Hierzu gehören z.B. Zecken und Tigermücken. Für andere Arten wie für viele Nadelbäume wird es zu warm, und sie werden leichter durch Insekten wie Borkenkäfer und Schildläuse befallen, die sich aufgrund der höheren Temperaturen massenhaft in mehreren Generationen/Jahr entwickeln können. Oft wirkt der Klimawandel zusammen mit anderen Effekten auf die Biodiversität. Umweltgifte, Habitatzerstörung und Habitatfragmentierung durch die Städte, Strassenbau und andere Infrastrukturen wirken gleichzeitig auf die Biodiversität. Die Globalisierung trägt ebenfalls dazu bei. Mit dem globalen Warenaustausch werden fremde Arten sowie Krankheitserreger importiert. Die größten Biodiversitätsverluste erfolgen durch die Zerstörung der tropischen Regenwälder, um weitere Landwirtschaftsfläche zu schaffen. So gehen viele Arten verloren, bevor sie erkannt und beschrieben worden sind.

### 3.1 Aktuelle Biodiversitätsveränderungen in Hochgebirgen

UDO SCHICKHOFF

***Aktuelle Biodiversitätsveränderungen in Hochgebirgen:** Gebirgsregionen sind in den letzten Jahrzehnten einer überdurchschnittlich starken Klimaerwärmung sowie signifikanten Veränderungen der Landnutzung ausgesetzt. Die Erwärmung induziert in humiden Regionen eine Ausdehnung der Areale vieler Tier- und Pflanzenarten in höhere Lagen. Die mittlere Arealverschiebung beträgt rezent für verschiedenste taxonomische Gruppen etwa 11 m pro Dekade. Die Artenvielfalt auf Berggipfeln hat sich meist deutlich erhöht. Die graduelle Transformation alpiner Pflanzengesellschaften durch erhöhte Abundanz thermophiler Arten erfolgt jedoch auf Kosten kälteadaptierter Arten. Für die Mehrzahl der alpinen Waldgrenzen ist ein rezenter Anstieg dokumentiert, der teils klimabedingt ist, vielfach aber auf ein Auflassen der Alpweidenutzung zurückzuführen ist. Der in Gebirgen der Industrieländer zu beobachtende Rückgang der Nutzungsvielfalt resultiert in einer Abnahme der Artenvielfalt. In weniger entwickelten Gebirgsregionen ist rezent ein Trend zur Dezentralisierung im Ressourcenmanagement zu erkennen, der sich positiv auf die Bewahrung von Landschaftsqualität und Biodiversität auswirkt.*

***Current biodiversity changes in mountain environments:** In recent decades, mountain regions have been subjected to above-average climate warming and significant land use changes. Climate warming triggers an expansion of distribution ranges of many plant and animal species. Distributions of species of various taxonomic groups have recently shifted to higher elevations at a median rate of 11.0 meters per decade. Species richness on mountain summits has often significantly increased. The ongoing gradual transformation of alpine plant communities is associated with increased abundance of thermophilous species and a decline of cold-adapted species. The majority of alpine treelines shows a recent advance which is partly climatically induced, in many cases, however, caused by the abandonment of alpine pasture use. The decline of land use diversity in mountains of industrial countries results in a decrease of species diversity. Resource management in less developed mountain regions shows a current trend of decentralization with positive effects on the conservation of landscape quality and biodiversity.*

Hochgebirge zeichnen sich durch erhöhte Biodiversität relativ zum Umland aus. Bei den globalen Hotspots der Artenvielfalt, den Gebieten mit überdurchschnittlich hoher Artenzahl bei gleichzeitig erhöhtem Endemitenanteil, handelt es sich überwiegend um Gebirgsregionen. Der besondere Artenreichtum geht auf die hohe Geodiversität zurück, d.h. auf die kleinräumige Vielfalt von Habitaten und Standortbedingungen, die sich aus der Topographie und den steilen klimatischen und ökologischen Gradienten ergibt.

Entlang der Vertikalgradienten werden die Klima- und Lebenszonen gewissermaßen komprimiert, was in einer kleinräumig außergewöhnlichen Biodiversität resultiert. Räumliche Isolation, verbunden mit effektiven Reproduktionssystemen, sowie moderate Störungseinflüsse tragen zusätzlich zur erhöhten Vielfalt der Lebewelt in Hochgebirgen bei. Insbesondere tropische und subtropische Gebirgsregionen beherbergen hochdiverse und artenreiche Ökosysteme, hier liegen die globalen Zentren der Artenvielfalt.

Die Hochgebirgslandschaft mit Steilrelief, komplexer Topographie, kryosphärischen Systemen (Schnee, Gletscher, Permafrost), der Kompression der ökologischen Vertikalgradienten sowie spezifischen Mensch-Umwelt-Subsystemen ist besonders vulnerabel gegenüber Effekten des Klimawandels und den Folgewirkungen veränderter Landnutzung (GROVER et al. 2015, SCHICKHOFF 2011). Gebirgspflanzen und -tiere sind an relativ enge Amplituden von Temperatur und Niederschlag angepasst, bereits geringe Klimaänderungen können signifikante Auswirkungen haben (GRABHERR et al. 2010). Die Fragilität der Hochgebirgsökosysteme stellt zugleich eine Herausforderung für eine nachhaltige Landnutzung und das Management natürlicher Ressourcen dar. In globaler Sicht wirken sich Veränderungen der Landnutzung vor allem auf die Gebirgswälder und ihre Ökosystemdienstleistungen aus. In diesem Kapitel wird eine Übersicht des gegenwärtigen Kenntnisstandes zu den Effekten des Klima- und Landnutzungswechsels auf die Biodiversität in Hochgebirgen gegeben.

### Klimawandel und Biodiversität in Hochgebirgen

Die meisten Hochgebirgsregionen haben sich im 20. Jhd. überdurchschnittlich stark erwärmt. Im Himalaya wurde beispielsweise in den letzten 30-40 Jahren eine Erwärmung von bis zu 1,2 °C pro Dekade in größeren Höhenlagen festgestellt (SCHICKHOFF et al. 2016a). Die überdurchschnittliche Erwärmung in den Hochgebirgen wird sich in den nächsten Jahrzehnten fortsetzen (Abb. 3.1-1). In Österreich wird der Temperaturanstieg in der ersten Hälfte des 21. Jahrhunderts etwa 1,4 °C gegenüber dem heutigen Niveau betragen (APCC 2014). Für die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts prognostizieren die Klimamodelle für den Alpenraum wärmere und feuchtere Bedingungen im Winter und viel wärmere und trockenere Verhältnisse im Sommer.

Da die Geschwindigkeit des Klimawandels und der induzierten Veränderungen der abiotischen Umweltfaktoren die Anpassungsfähigkeit vieler Arten überfordern wird, sind Verluste an Biodiversität in Hochgebirgsregionen unvermeidlich (vgl. MORITZ & AGUDO 2013). Jede Art reagiert individuell unterschiedlich auf klimatische Veränderungen. Spezifische Ausbreitungsgeschwindigkeiten von sich neu etablierenden oder invasiven Arten sowie artspezifische Reaktionen z.B. auf verlängerte Wuchsperioden oder auf eine veränderte Spät-

frostgefährdung werden einen Wandel der Konkurrenzverhältnisse und somit der Artabundanz und -dominanz zur Folge haben. Neuartige Biozönosen werden entstehen, deren Struktur und Funktion indes auch von anderen anthropogenen Einflüssen wie Ressourcenübernutzung, stofflichen Belastungen oder Artenverschleppungen bestimmt sein wird.

Im Allgemeinen reagieren Arten auf den Klimawandel durch eine Verschiebung ihrer Verbreitungsgebiete oder, bei ausreichender phänotypischer Plastizität, durch eine in-situ-Anpassung an die neuartige Stresssituation (vgl. ANDERSON et al. 2012). Das Potenzial für eine Anpassung am Standort ist für Pflanzenarten im Hochgebirge gering, da Merkmale wie langsames Wachstum oder Nanismus (niedriger Wuchs) stark genotypisch verankert sind und die phänotypische Plastizität unter den harschen Klimabedingungen des Hochgebirges eingeschränkt ist. Deshalb ist es wahrscheinlicher, dass Arten als Reaktion auf die Erwärmung ihre Verbreitungsgebiete ändern. Nicht wenige alpine Arten besitzen jedoch klonale, relativ langsame Ausbreitungsstrategien, die das Potenzial einer Arealverschiebung beträchtlich einschränken können (KÖRNER 2003). Insbesondere für alpine und subnivale Arten ist es daher fraglich, ob die jeweiligen Migrationsraten ausreichen, um mit dem Klimawandel Schritt zu halten. Sowohl die Arealverschiebung in Richtung eines besser geeigneten Habitats als auch die Persistenz am Standort und das Konkurrieren mit einwandernden Arten impliziert einen potenziellen Verlust von Biodiversität. Arten, die in höhere La-

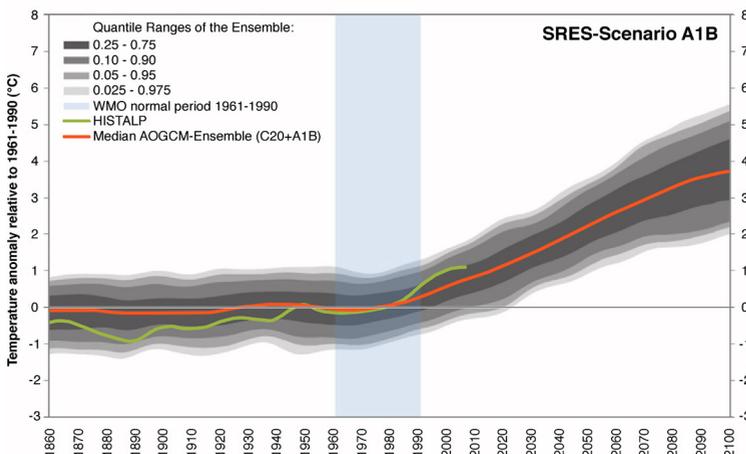


Abb. 3.1-1: Änderung des Jahresmittels der Lufttemperatur (30-jährig gefiltert) im Alpenraum bezogen auf das Mittel von 1961-1990 aus Klimamodellierungsdaten (IPCC 2007) und Messdaten. **Rot:** Median aus 15 globalen Klimamodellen, **grün:** HISTALP-Messdaten, **grau:** Streuung der Modelle (aus einer laufenden Untersuchung an der Abteilung für Klimaforschung, HISTALP; IPCC Data) (nach [www.zamg.ac.at](http://www.zamg.ac.at)).

gen hinaufwandern, üben einen Konkurrenzdruck aus auf dort bereits etablierte Arten, welche wiederum in nur sehr eingeschränktem Maße in die Höhe ausweichen können, wenn keine geeigneten Migrationskorridore oder keine geeigneten Habitate zur Verfügung stehen oder Nischenerfordernisse nicht realisiert werden können (GRABHERR et al. 1995). Eine höhenwärtige Verschiebung des Areals beinhaltet das Risiko, dass äquivalente Landoberflächen mit ähnlichen Habitatbedingungen nicht mehr zur Verfügung stehen. Dieses Risiko ist umso größer, je niedriger die Gipfelflur des jeweiligen Gebirgsraumes liegt (z.B. weisen die Randgebirge im Osten und Süden der Alpen nur geringe Gipfelhöhen auf). Infolgedessen sind hochalpine und subnivale Arten bei der gegenwärtigen Klimaerwärmung besonders vulnerabel. Ein hohes Aussterberisiko besteht für endemische Arten, deren Areal in Hochgebirgen oftmals auf eine Talschaft begrenzt ist und deren Populationen besonders leicht fragmentiert und ausgelöscht werden, beispielsweise durch einen Anstieg der Waldgrenze und den Verlust waldfreier Flächen in der alpinen Stufe (DIRNBÖCK et al. 2011). Migrationsprozesse in höhere Lagen werden längerfristig zur Auflösung gegenwärtiger Vegetationsmuster, zur drastischen Einschränkung von Verbreitungsgebieten, zu Populationsrückgängen und zu lokalem Aussterben von kälteliebenden Pflanzenarten führen (PAULI et al. 2014). Für fast die Hälfte der europäischen Gebirgspflanzen wird ein hohes Aussterberisiko angenommen (THULLER et al. 2005). Arten in Regionen mit zurückgehenden Niederschlägen sind einer höheren Gefährdung ausgesetzt (ENGLER et al. 2011), auch für viele Tierarten der Alpen werden hohe Arealverluste prognostiziert (BEIERKUHNEIN et al. 2014).

In Hochgebirgsregionen ist die Ausdehnung der Areale vieler Tier- und Pflanzenarten in höhere Lagen offensichtlich und für viele taxonomische Gruppen belegt (GONZALEZ et al. 2010). Arealexpansionen in größere Höhen als Reaktion auf günstiger werdende Klimabedingungen können rasch ablaufen und sind deutlich sichtbar, während Arealverkleinerungen oder lokales Aussterben an unteren Grenzen in Gebirgen als Reaktion auf ungünstiger werdende klimatische Verhältnisse das Ergebnis längerfristiger populationsökologischer Veränderungsprozesse sind (DULLINGER et al. 2012). So kann es zeitweilig zu einer Zunahme der Artenzahlen durch in höhere Lagen einwandernde Arten kommen. Da die Populationen auf dem Rückzug befindlicher Arten kühlerer (Hoch-)Lagen langfristigen Aussterbeprozessen unterliegen (»Aussterbeschuld«), werden sich die Artenzahlen mittel- bis langfristig wieder verringern, möglicherweise bis unter den Ausgangswert.

Die mittlere Arealverschiebung in höhere Lagen in Gebirgen beträgt rezent für verschiedenste taxonomische Gruppen etwa 11 m pro Dekade (CHEN et al. 2011). In den Gipfellagen der meisten europäischen Gebirge hat die Anzahl der Gefäßpflanzen in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen (Abb. 3.1-2; WIPF et al. 2013). Auf den Schweizer Alpengipfeln hat sich die Artenvielfalt im 20. Jhd. um über 80% erhöht (VITTOZ et al. 2009). Lediglich in von stärkerer Sommertrockenheit betroffenen mediterranen Gebirgen geht die Artenzahl leicht zurück (Abb. 3.1-3; PAULI et al. 2012). Auch für Moose ist ein deutlicher Anstieg der Höhenverbreitung (24 m pro Dekade) in den Alpen dokumentiert (BERGAMINI et al. 2009). Aufwärtswanderungen von Pflanzenarten gehen einher mit einer graduellen Transformation alpiner Pflanzengesellschaften durch erhöhte Abundanz thermophiler Arten auf Kosten kälteadaptierter Arten, die europaweit festgestellt wurde (GOTTFRIED et al. 2012). Mit zunehmendem Gletscherrückgang wird zudem eine verstärkte Besiedlung der eisfrei werdenden Gletschervorfelder festgestellt (ERSCHBAMER et al. 2008). In der Waldstufe europäischer Gebirge ist eine signifikante Höhenverschiebung des Optimalvorkommens von Pflanzenarten ermittelt worden, die im Mittel 29 m pro Dekade im 20. Jahrhundert betrug (LENOIR et al. 2008). In den Nordalpen hat sich über die letzten 150 Jahre insbesondere die Höhengrenze von Arten der Waldstufe deutlich nach oben verschoben (SCHMIDTLEIN et al. 2013).

Charakteristisch für die beobachteten Arealverschiebungen ist, dass die artspezifischen Wanderungsraten sehr unterschiedlich sind, was darauf hindeutet, dass das Zusammenwirken multipler interner artindividueller Eigenschaften die Reaktion auf die veränderten klimatischen Bedingungen steuert (vgl. LEROUX & MCGEOCH 2008). Asynchrone Reaktionen auf die externen Treibkräfte resultieren in »no-analogue communities« mit modifizierten Konkurrenzverhältnissen, in die zusätzlich verstärkt gebietsfremde Arten einwandern werden (PAUCHARD et al. 2016). Neuartige Biozönosen mit veränderten Dominanzverhältnissen, Konkurrenzbedingungen und Populationsdichten wirken sich zwangsläufig auf die funktionelle Vielfalt von Ökosystemen und damit auf die ökologische Funktionalität aus, die für die Bereitstellung ökologischer Serviceleistungen oder auch für die Resilienz gegenüber Störungen durch klimatische Veränderungen oder Extremereignisse entscheidend ist (SCHICKHOFF 2011).

Da die Höhenlage der oberen Waldgrenze primär durch Wärmemangel, d.h. durch unzureichende Summen von Luft- und Bodentemperaturen während der Vegetationszeit, bedingt ist, und während des Holozäns wiederholt durch Klimaoszillationen ausgelöste Wald-

grenzschwankungen auftraten, ist davon auszugehen, dass die Klimaerwärmung die Wachstumsbedingungen an der Waldgrenze verbessert, die Bestände sich verdichten und sich die Höhenlage der alpinen Waldgrenze in den Gebirgen der Erde längerfristig nach oben verlagert (HOLTMEIER & BROLL 2007; WIESER et al. 2014). Einige Studien dokumentieren einen Anstieg der Waldgrenze um 70-100 Höhenmeter, andere stellen dagegen kaum Veränderungen in der Höhenlage der Waldgrenze fest, jedoch verstärktes Baumwachstum, vermehrte Etablierung von Baumjungwuchs mit Sämlingen z.T. weit oberhalb der aktuellen Waldgrenze sowie eine Verdichtung der Bestände in den Waldgrenzökotonen (SCHICKHOFF et al. 2015, 2016b). In altbesiedelten Hochgebirgsregionen, z.B. in den Alpen, in denen Waldvernichtung, Weidenutzung, Bergbau und andere Landnutzungen die Waldgrenze seit Jahrtausenden herabgedrückt haben, sind Landnutzungsaufgabe und der allgemein nachlassende Nutzungsdruck die dominante Ursache für das Vorrücken der Waldgrenze (GHRIG-FASEL et al. 2007). Effekte auflassender Landnutzung und des Klimawandels sind jedoch schwer voneinander zu trennen und wirken oft zusammen.

Ein globaler Vergleich verschiedener Waldgrenzformen hat ergeben, dass diffuse, abrupte und inselförmige Waldgrenzen sowie solche mit vorgelager-

tem Krummholzgürtel jeweils eine unterschiedliche Reaktionsbereitschaft zeigen und offenbar ein Zusammenhang besteht zwischen der Waldgrenzform (dem räumlichen Muster) und der Dynamik (HARSCH et al. 2009, HARSCH & BADER 2011). Die Mehrzahl der diffusen Waldgrenzen sowie ein Drittel der Krummholz-Waldgrenzen zeigen ein Vorrücken, während sich abrupte und inselförmige Waldgrenzen als sehr persistent erweisen. In Anbetracht der komplexen Wechselwirkungen zwischen den die Klimaeinflüsse modulierenden Faktoren auf lokaler Ebene und der nicht-linearen Reaktionen ist es jedoch weiterhin eine offene Frage, inwieweit die Waldgrenzform benutzt werden kann, um die Waldgrendynamik vorherzusagen (SCHICKHOFF et al. 2016b).

### Effekte der Landnutzung auf Landschaft und Biodiversität in Hochgebirgen

Die Gebirgsräume der Erde sind heute weitgehend Kulturlandschaften, die im Zuge der globalen sozio-ökonomischen Transformationsprozesse des 20. Jhds. signifikanten Veränderungen unterlagen. Dabei zeichnen sich bei einem Vergleich von Gebirgsregionen in Industrieländern und in weniger entwickelten Ländern deutlich unterschiedlich gerichtete Veränderungsprozesse ab (SCHICKHOFF 2011): Während die Ersteren von der Extensivierung der traditionellen Landnutzung, Bergflucht und Nutzungsaufgabe bei gleichzeitiger Ausweitung des Tourismus (Transformation von der traditionellen Agrargesellschaft zur modernen Freizeitgesellschaft) geprägt werden, sind die Letzteren gekennzeichnet durch hohes Bevölkerungswachstum, Armut,

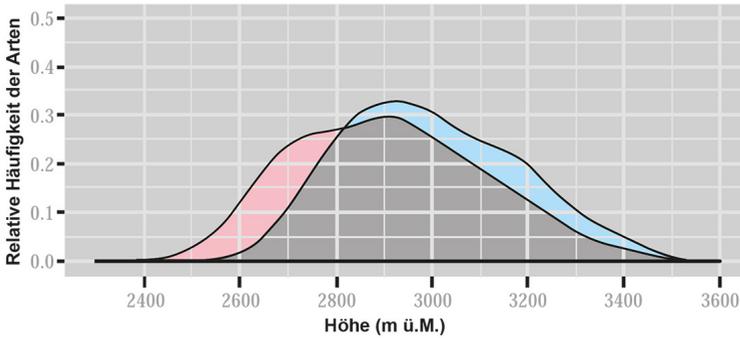


Abb. 3.1-2: Florenzwandel über die letzten 100 Jahre auf 150 Berggipfeln und Gebirgspässen im Südosten der Schweiz. Heute (blaue Fläche) wachsen deutlich mehr Pflanzenarten auf den Gipfeln als früher (rote Fläche), und die höchsten Vorkommen liegen heute rund 80 Meter weiter oben (nach www.slf.ch).

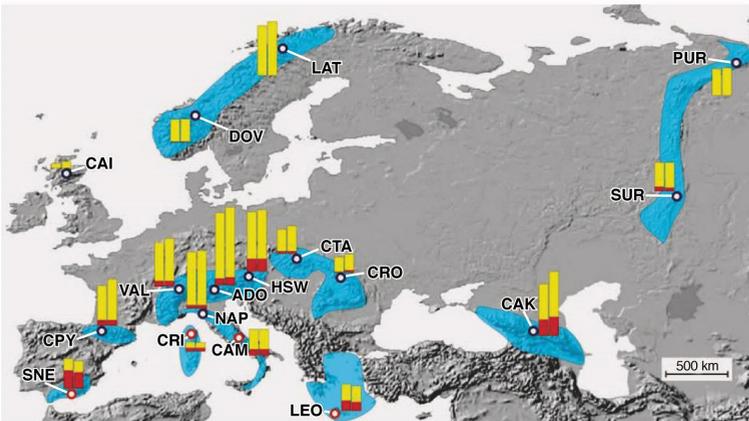


Abb. 3.1-3: Entwicklung der Artenzahlen von Gefäßpflanzen auf 17 europäischen Berggipfeln zwischen 2001 (linke Balken) und 2008 (rechte Balken), die Anteile von Endemiten sind in rot dargestellt. Temperate und boreale Berggipfel zeigen eine erwärmungsbedingte Zunahme, mediterrane Berggipfel eine Abnahme der Artenzahl, vermutlich aufgrund verringerter Wasserverfügbarkeit (nach PAULI et al. 2012).

Intensivierung der Landnutzung und zunehmende Integration in die Ökonomie der Tiefländer.

In den Alpen führt die weitverbreitete Auffassung der landwirtschaftlichen Nutzung, die in manchen Gebieten bis zu 70% der Nutzfläche beträgt (TASSER et al. 2005), zu einer umfangreichen natürlichen Wiederbewaldung in der montanen und subalpinen Stufe und damit zu einer Reduzierung von Landschaftsdiversität und Artenvielfalt. In der Schweiz hat die Waldfläche von 1985 bis 2006 um 8% zugenommen, insbesondere im Alpenraum (Abb. 3.1-4). Über die letzten 150 Jahre hat die Zunahme 35-46% betragen (BRÄNDLI 2000). Hohe Wiederbewaldungsraten wurden auch in anderen Alpenregionen festgestellt, insbesondere landwirtschaftliche Grenzertragsstandorte, darunter viele artenreiche Trockenwiesen und -weiden, werden aus der Nutzung genommen. Damit kehrt sich der über lange Zeiträume positive Effekt der Landnutzung auf Landschaft und Biodiversität um, der zunehmende Rückgang der Nutzungsvielfalt resultiert in einer Abnahme der Artenvielfalt, nicht zuletzt auch dadurch, dass auf den verbleibenden Nutzflächen eine Mechanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft stattfindet und viele Landschaftselemente verschwinden (STÖCKLIN et al. 2007). Diese Entwicklung kann nur aufgehalten werden, wenn eine möglichst hohe Vielfalt an traditionellen Landnutzungstypen aufrechterhalten wird.

Die Gebirgsregionen weniger entwickelter Länder waren dagegen bis zum ausgehenden 20. Jhd. bei hohem Bevölkerungswachstum in erster Linie von einer Intensivierung des Landnutzungsdrucks gekennzeichnet. Insbesondere die Gebirgswälder wurden in vielen tropisch-subtropischen Gebirgsländern deutlich dezimiert, was fortschreitender Landdegradierung durch erhöhte Bodenerosion und Sedimentfrachten Vorschub leistete und das Risiko von Naturgefahren wie Lawinen, Steinschlag oder Hangrutschungen vergrößerte (SCHICKHOFF 2011). In den tropisch-subtropischen Ländern mit nennenswerten Gebirgsanteilen war zwischen 1990 und 2010 ein Nettoverlust an Gesamtwaldflächen von über 2 Mio. ha a-1 zu verzeichnen, während in den außertropischen Gebirgsländern ein Nettogewinn an Gesamtwaldflächen in etwa derselben Größenordnung zu verbuchen ist (vgl. FAO 2013). Erst in jüngerer Zeit lässt sich in vielen Regionen, z.B. in vielen Himalaya-Hochtälern, eine Tendenz der Abwanderung der jüngeren Bevölkerung erkennen, die sich in den städtischen Zentren des Umlands bessere Ausbildungs-, Arbeitsplatz- und Verdienstmög-

lichkeiten erhofft oder auf Umweltkrisen im Gebirge reagiert (z.B. CHILDS et al. 2014). Der damit verbundene Rückgang der Landnutzungsintensität hat in der Regel positive Auswirkungen auf die Landschaftsqualität, da Vegetationsbedeckung und Waldflächen zunehmen und Prozesse der Landdegradierung wie Bodenerosion oder Hangrutschungen verlangsamt werden. Auch auf der Ebene der Artenvielfalt zeigen sich positive Effekte der Nutzungsexensivierung, wenn vorher durch Überweidung von Grasland oder unangepasste Landbautechniken hohe Verluste an Biodiversität eingetreten waren.

Die nicht nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen und nachfolgende Landdegradierung wird häufig mit der Unzulänglichkeit zentralisierter Bewirtschaftungssysteme in Zusammenhang gebracht, welche in der Regel in der Kolonialzeit etabliert worden sind und aufrechterhalten wurden. Im Himalaya haben sich inzwischen dezentralisierte Nutzungssysteme im Kontext der Waldbewirtschaftung erfolgreich etabliert. Mit dem ‚Community Forestry‘-Ansatz ist eine qualitative Verbesserung des Waldzustands und eine gesteigerte Erbringung von Ökosystemdienstleistungen sowie in vielen Fällen ein sozialer und ökonomischer Nutzen für die lokale Bevölkerung erzielt worden. Zugleich hat der Erfolg der Gemeindewaldbewirtschaftung zu einer landschaftsbildrelevanten Zunahme an Waldflächen geführt (SCHICKHOFF 2014) - ein wichtiger Beitrag zur Bewahrung von Landschaftsqualität und Biodiversität.

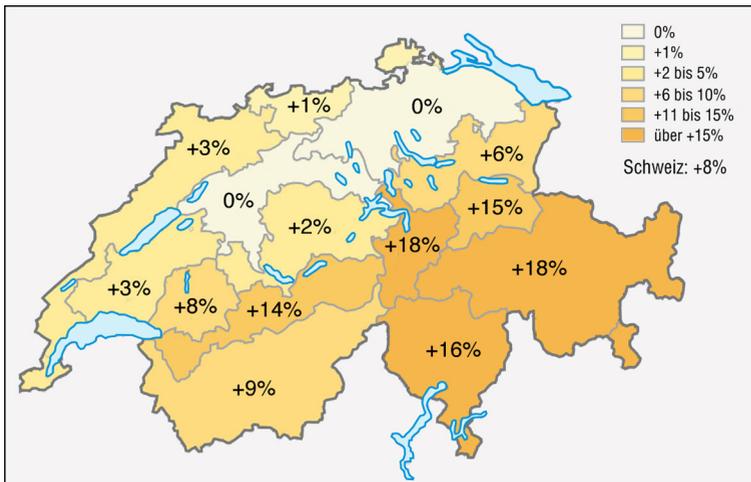


Abb. 3.1-4: Waldausdehnung in der Schweiz zwischen 1983/85 und 2004/06 in Prozent (nach Schweizerisches Landesforstinventar in [www.waldwissen.net](http://www.waldwissen.net)).

**Literatur**

- ANDERSON, J. T., A. M. PANETTA & T. MITCHELL-OLDS (2012): Evolutionary and ecological responses to anthropogenic climate change. *Plant Physiology* 160: 1728-1740.
- APCC (2014): Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC). Wien, Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.
- BEIERKUHNEIN, C., A. JENTSCH, B. REINEKING, H. SCHLUMPRECHT et al. (Hrsg.) (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora, Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 137. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- BERGAMINI, A., S. UNGRICH & H. HOFMANN, H. (2009): An elevational shift of cryophilous bryophytes in the last century – an effect of climate warming? *Diversity and Distributions* 15: 871-879.
- BRÄNDLI, U. B. (2000): Waldzunahme in der Schweiz – gestern und morgen. WSL Informationsblatt Forschungsbereich Landschaft 45: 1-4.
- CHEN, I. C., J. K. HILL, R. OHLEMÜLLER, D. B. ROY et al. (2011): Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333: 1024-1026.
- CHILDS, G., S. CRAIG, C. M. BEALL & B. BASNYAT (2014): Depopulating the Himalayan highlands: Education and outmigration from ethnically Tibetan communities of Nepal. *Mountain Research and Development* 34: 85-94.
- DIRNBÖCK, T., F. ESSL & W. RABITSCH (2011): Disproportional risk for habitat loss of high-altitude endemic species under climate change. *Global Change Biology* 17: 990-996.
- DULLINGER, S., A. GATTRINGER, W. THUILLER, D. MOSER et al. (2012): Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2: 619-622.
- ENGLER, R., C. F. RANDIN, W. THUILLER, S. DULLINGER et al. (2011): 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17: 2330-2341.
- ERSCHBAMER, B., R. NIEDERFRINIGER SCHLAG & E. WINKLER (2008): Colonization processes on a central Alpine glacier foreland. *Journal of Vegetation Science* 19: 855-862.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2013): State of the World's Forests 2013. FAO, Rome.
- GEHRIG-FASEL, J., A. GUISAN & N. E. ZIMMERMANN (2007): Tree line shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science* 18: 571-582.
- GONZALEZ, P., R. P. NEILSON, J. M. LENIHAN & R. J. DRAPEK (2010): Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 755-768.
- GOTTFRIED, M., H. PAULI, A. FUTSCHIK, M. AKHALKATSI et al. (2012): Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2: 111-115.
- GRABHERR, G., M. GOTTFRIED, A. GRUBER & H. PAULI (1995): Patterns and current changes in alpine plant diversity. In: CHAPIN, F. S. III & C. KÖRNER (eds.): *Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences*. Ecological Studies 113: 167-181. Berlin-Heidelberg.
- GRABHERR, G., M. GOTTFRIED & H. PAULI (2010): Climate change impacts in alpine environments. *Geography Compass* 4: 1133-1153.
- GROVER, V. I., A. BORSODORF, J. H. BREUSTE, P. C. TIWARI et al. (2015): *Impact of Global Changes on Mountains. Responses and Adaptations*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- HARSCH, M. A. & M. Y. BADER (2011): Treeline form – a potential key to understanding treeline dynamics. *Global Ecology and Biogeography* 20: 582-596.
- HARSCH, M. A., P. E. HULME, M. S. MCGLONE & R. P. DUNCAN (2009): Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters* 12: 1040-1049.
- HOLTMEIER, F. K. & G. BROLL (2007): Treeline advance – driving processes and adverse factors. *Landscape Online* 1: 1-21.
- KÖRNER, C. (2003): *Alpine Plant Life. Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. 2nd ed., Berlin-Heidelberg.
- LENOIR, J., J. C. GÉGOUT, P. A. MARQUET, P. DE RUFFRAY et al. (2008): A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320: 1768-1771.
- LE ROUX, P. C. & M. A. MCGEOCH (2008): Rapid range expansion and community reorganization in response to warming. *Global Change Biology* 14: 2950-2962.
- MORITZ, C. & R. AGUDO (2013): The future of species under climate change: resilience or decline? *Science* 341: 504-508.
- PAUCHARD, A., A. MILBAU, A. ALBIHN, J. ALEXANDER et al. (2016): Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biological Invasions* 18: 345-353.
- PAULI, H., M. GOTTFRIED, S. DULLINGER, O. ABDALADZE et al. (2012): Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336: 353-355.
- PAULI, H., M. GOTTFRIED & G. GRABHERR (2014): Effects of climate change on the alpine and nival vegetation of the Alps. *Journal of Mountain Ecology* 7 (Suppl.): 9-12.
- SCHICKHOFF, U. (2011): Dynamics of mountain ecosystems. In: MILLINGTON, A. C., M. A. BLUMLER & U. SCHICKHOFF (eds.): *Handbook of Biogeography*, pp. 313-337. Sage Publ., London.
- SCHICKHOFF, U. (2014): Die Bedeutung gemeinschaftlicher Wald- und Weidenutzung für die Entwicklung der Kulturlandschaft im Himalaya. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 26: 51-64.
- SCHICKHOFF, U., M. BOBROWSKI, J. BÖHNER, B. BÜRZLE et al. (2015): Do Himalayan treelines respond to recent climate change? An evaluation of sensitivity indicators. *Earth System Dynamics* 6: 245-265.
- SCHICKHOFF, U., SINGH, R. B. & MAL, S. (2016a): Climate change and dynamics of glaciers and vegetation in the Himalaya: An overview. In: SINGH, R. B., U. SCHICKHOFF & S. MAL [eds.]: *Climate Change, Glacier Response, and Vegetation Dynamics in the Himalaya. Contributions Toward Future Earth Initiatives*, pp. 1-26. Springer, Switzerland.
- SCHICKHOFF, U., M. BOBROWSKI, J. BÖHNER, B. BÜRZLE et al. (2016b): Climate change and treeline dynamics in the Himalaya. In: SINGH, R. B., U. SCHICKHOFF & S. MAL [eds.]: *Climate Change, Glacier Response, and Vegetation Dynamics in the Himalaya. Contributions Toward Future Earth Initiatives*, pp. 271-306. Springer, Switzerland.
- SCHMIDTLEIN, S., U. FAUDE, O. RÖSSLER, H. FEILHAUER et al. (2013): Differences between recent and historical records of upper species limits in the northern European Alps. *Erdkunde* 67: 345-354.
- STÖCKLIN, J., A. BOSSHARD, G. KLAUS, K. RUDMANN-MAURER, et al. (2007): *Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen*. vdf, Zürich.
- TASSER, E., U. TAPPEINER & A. CERNUSCA (2005): Ecological effects of land-use changes in the European Alps. In: HUBER, U. M., H. K. M. BUGMANN & M. A. REASONER (eds.): *Global Change and Mountain Regions. An Overview of Current Knowledge*, 409-420. Springer, Dordrecht.
- THUILLER, W., S. LAVOREL, M. B. ARAÚJO, M. T. SYKES et al. (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 102: 8245-8250.
- VITTOZ, P., N. DUSSEX, J. WASSEL & A. GUISAN (2009): Diaspore traits discriminate good from weak colonisers on high-elevation summits. *Basic and Applied Ecology* 10: 508-515.
- WIESER, G., F. K. HOLTMEIER & W. K. SMITH (2014): Treelines in a changing global environment. In: TAUSZ, M. & N. GRULKE (eds.): *Trees in a Changing Environment*. Springer, Dordrecht, pp. 221-263.
- WIPF, S., V. STÖCKLI, K. HERZ & C. RIXEN (2013): The oldest monitoring site of the Alps revisited: Accelerated increase in plant species richness on Piz Linard summit since 1835. *Plant Ecology & Diversity* 6: 447-455.

**Kontakt:**

Prof. Dr. Udo Schickhoff  
 CEN Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit  
 Institut für Geographie  
 Universität Hamburg  
 Udo.Schickhoff@uni-hamburg.de

Schickhoff, U. (2016): Aktuelle Biodiversitätsveränderungen in Hochgebirgen. In: Lozán, J. L., S.-W. Breckle, R. Müller & E. Rachor (Hrsg.). *Warnsignal Klima: Die Biodiversität*. pp. 107-112. Online: [www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de](http://www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de). doi: 10.2312/warnsignal.klima.die-biodiversitaet.17.