

# Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel

## *Habitat changes in Bavaria's forests in the view of climate change*

Jörg EWALD

### Zusammenfassung

Der erwartete Klimawandel muss bei der Erhaltung und Pflege von Waldlebensräumen berücksichtigt werden. Bislang sind in der mitteleuropäischen Waldvegetation erstaunlich wenige Veränderungen (Verlängerung der Vegetationsperiode) der bereits eingetretenen Klimaerwärmung zuzuordnen und treten gegenüber den durch Nutzungswandel und Eutrophierung verursachten Vegetationsveränderungen zurück. In Bayern reagierten viele Bäume auf das Trockenjahr 2003 mit Zuwachseinbrüchen und Kronenschäden, um sich dann wieder zu erholen. Im westlichen Franken starben in den Folgejahren Fichten durch Borkenkäferbefall auf großen Flächen ab. Der seit dem 19. Jahrhundert belegte wiederholte Massenbefall in den kalten Hochlagen des Bayerischen zeigt andererseits, dass Fichten-Borkenkäfer unabhängig von der Klimaerwärmung auftreten. Die retrospektive Auswertung vorhandener Datenreihen und ein verstärktes Vegetationsmonitoring sind dringliche Aufgaben für die Wirkungsforschung.

Projektionen künftiger Wirkungen stützen sich auf Nischenmodelle, welche aus der Verschneidung von beobachteten Artvorkommen mit regionalisierten Klimavariablen abgeleitet werden. In der Verschneidung der Klimatischen wichtiger Baumarten mit Projektionen des erwarteten Klimas erweisen sich die heimischen Nadelbäume als besonders anfällig gegenüber der Erwärmung.

Die Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie werden hinsichtlich Verbreitung, Gefährdung und geeigneten Erhaltungsmaßnahmen bei Klimawandel klassifiziert. Dabei ergeben sich für zonale Nadelwälder und Moorwälder besonders ungünstige Prognosen.

### Summary

Climate change has to be considered in the conservation and management of forest habitats. So far surprisingly few vegetation changes such as the lengthening of the growing season can be attributed to warming and they appear negligible compared to land-use changes and eutrophication. Following the dry summer of 2003, many trees in Bavaria suffered from reduced growth and crown damage, from which they subsequently recovered. In the following years many Norway spruce stands in western Franconia were letally infested by bark beetles. However, repeated mass-infestations in the cold uplands of the Bohemian Forest since the 19<sup>th</sup> century demonstrate that spruce bark beetles are not necessarily triggered by warming. The retrospective analysis of existing data series and extended vegetation monitoring are pressing tasks.

Projections of future warming effects rely on niche models, which are constructed by intersecting observed species occurrences with regionalised climate data. Intersection of climatic niches of important tree species with projected climates demonstrates that native conifers are particularly vulnerable towards warming.

The forest habitat types of the FFH directive are grouped according to distribution, threats and management needs under climate change. Prospects for zonal coniferous forests and mire forests are particularly critical.

Der Klimawandel ist ohne Zweifel ein beherrschendes Thema in der angewandten Landschaftsökologie unserer Tage. Er ist zum Inbegriff der Globalisierung ökologischer Probleme und zum Prüfstein für die Fähigkeit der Menschheit zu nachhaltigem Wirtschaften geworden (PACHAURI & REISINGER 2007). Das Problem lässt sich von der globalen Perspektive auf ein kleines Land wie Bayern herunterbrechen (BEIERKUHNLEIN & FOKEN 2008). Bei dieser Aufgabe nimmt die Vegetationsökologie neben Klimatologie, Geographischen Informationssystemen und mathematischen Modellen eine Schlüsselposition ein. In diesem Aufsatz fasse ich den Kenntnisstand in Bezug auf Bayerns Wälder zusammen und versuche Konsequenzen für die Erforschung, das Management und den Schutz von Waldlebensräumen zu ziehen.

### Ist der Klimawandel schon spürbar?

Die Klimaerwärmung der letzten 100 Jahre ist als meteorologischer Trend (RAPP & SCHÖNWIESTE 1995) ebenso wie das dadurch verursachte Abschmelzen der Alpengletscher eine gut gesicherte Tatsache. Dagegen sind bislang erstaunlich wenige durch diese Erwärmung verursachte Vegetationsveränderungen eindeutig nachgewiesen.

Am besten gesichert ist die Verlängerung der Vegetationsperiode um durchschnittlich 10 Tage, insbesondere durch den früher einsetzenden Frühling (MENZEL 2000). Die nahe liegende Vermutung, diese Erwärmung sei zusammen mit der CO<sub>2</sub>-Düngung (BRUNOLD et al. 2001) eine Hauptursache des Zuwachsanstiegs in den Wäldern (SPIECKER et al. 1996), konnte allerdings nicht bestätigt werden.

Vielmehr führen KAHLE et al. (2008), gestützt auf eine breite Datenbasis, das gesteigerte Wachstum auf die Eutrophierung der Wälder durch Stickstoffeintrag und durch Erholung von vorindustriellen Nutzungen zurück. Dies bestätigt die Einschätzung des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), welches Lebensraumveränderung durch Landnutzung und Eutrophierung als Hauptbedrohung für die Biodiversität gemäßigter Wälder identifizierte.

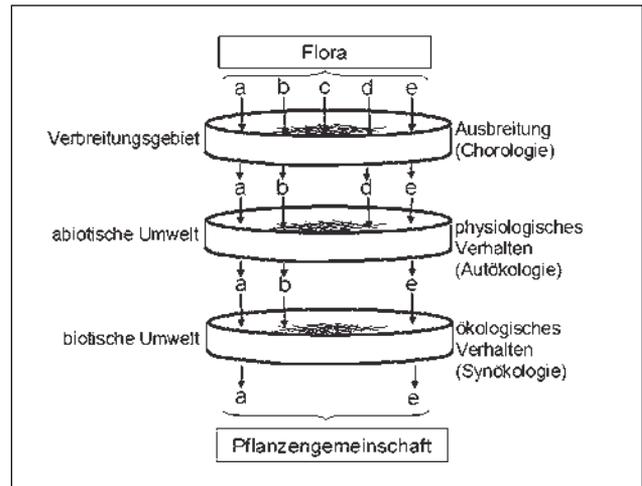
Nachweise von erwärmungsbedingten Vegetationsveränderungen liegen aus der Schweiz vor. So gilt die abnehmende Frosthäufigkeit als wichtige Randbedingung für die Ausbreitung immergrüner Neophyten-Gehölze (*Prunus laurocerasus*, *Laurus nobilis*, *Trachycarpus fortunei*) im Tessin (WALTHER 2000). Auch für das seit den 1980er Jahren anhaltende Kiefernsterben und die Ausbreitung von *Quercus pubescens* an den Trockenhängen des Wallis (RIGLING et al. 2006) sind zunehmende Hitze und Dürre plausible Erklärungen. Aus Bayern gibt es bislang jedoch keine vergleichbar überzeugenden Beispiele. Ob vermehrt in die Baumkronen kletternder Efeu (DIERSCHKE 2005) oder zunehmende Verjüngung der Stechpalme in Bergmischwäldern des Alpenrandes Folgen der Erwärmung sind, ist nicht ausreichend erforscht.

Es erscheint durchaus plausibel, das massenweise Absterben von Fichtenbeständen im relativ trockenen Mittelfranken (AMMER et al. 2006) mit der Klimaerwärmung in Verbindung zu bringen. Den betroffenen Waldbesitzern werden die Risiken des Fichtenanbaus dadurch schmerzlich bewusst. Bevor man indessen die Borkenkäfer *Ips typographus* und *Pityogenes chalcographus*, deren Populationswachstum durch längere Sommer gefördert wird, als Vollstrecker des Klimawandels betrachtet, muss man bedenken, dass dieselben Arten in den kalten Hochlagen des Böhmerwaldes nicht nur in der warmen Gegenwart, sondern bereits um 1870 Massenvermehrungen erlebten (HEURICH & FAHSE 2001).

Insgesamt gibt es überraschend wenig schlüssige Beweise für schon eingetretene Wirkungen der Erwärmung auf die Waldvegetation. Das liegt in gut erforschten Ländern wie Bayern sicher nicht am Fehlen von vegetationsökologischen Daten, an Hand derer langfristige und großräumige Trends wie die Eutrophierung klar ablesbar sind (FISCHER 1999, BERNHARDT-RÖMERMANN & EWALD 2006). Vielmehr muss man vermuten, dass die hohe räumliche und zeitliche Variabilität des Klimas die Detektion, die Überlagerung mit parallel ablaufenden Trends von Eutrophierung und Landnutzungswandel die ursächliche Zuordnung von Reaktionen in der Vegetation erheblich erschweren. Eine verbesserte Auswertung von vorhandenen historischen und rezenten Vegetationsaufnahmen (einschließlich Forstinventurdaten) und floristischen Kartierungen (ISERMANN et al. 2006) ist ebenso dringend notwendig wie die Etablierung und Fortführung von umfassenden Monitoringssystemen (POSCHLOD et al. 2007).

## Abschätzung künftiger Wirkungen der Klimaerwärmung

Wir können die Wirkungen des Klimawandels auf die Vegetation nur verstehen, wenn wir eine klare Vorstellung von den Mechanismen der Entstehung von Pflanzenbeständen haben. In Anlehnung an das Konzept des lokalen Artenpools (ZOBEL 1997) habe ich das Modell eines ökologischen Siebsatzes entwickelt, der das Zusammentreten von Arten zu Gemeinschaften als Ergebnis von drei nacheinander geschalteten Filtern beschreibt (Abb. 1).



**Abbildung 1:** Der ökologische Siebsatz als Modell der Entstehung von Pflanzengesellschaften durch die drei hintereinander geschalteten Filter Ausbreitung, physiologische und ökologische Potenz; a-e: Arten

Die erste Frage ist, welche Arten einen Wuchsort überhaupt erreichen können („dispersal limitation“, EHLÉN & ERIKSSON 2000). Dieser Filter umfasst neben der Differenzierung der kontinentalen Florenregionen auch kleinräumige Effekte wie die Besiedlung von (Habitat-Inseln) (JACQUEMYN et al. 2001). Sie ist stark von der Florengeschichte (RICKLEFS & LATHAM 1999), aber auch von der Ausbreitungsfähigkeit der pflanzlichen Diasporen (POSCHLOD et al. 1998) abhängig und kann, wie die Neophyten zeigen, durch den Menschen leicht, gewollt oder ungewollt, beeinflusst werden.

An zweiter Stelle steht die physiologische Kondition der Arten, das heißt ihre Ansprüche an die Ressourcen Wärme, Wasser und Nährstoffe und ihre Toleranz gegenüber Frost, Giftstoffen (vor allem Metallkationen) und Sauerstoffmangel. Es ist historisch bemerkenswert, dass hierfür in den fünfziger Jahren unabhängig voneinander ELLENBERG (1953) in Deutschland den Begriff „physiologische Potenz“ und HUTCHINSON (1957) in Amerika den Begriff „fundamental niche“ prägten. Experimentell werden sie in Reinkulturen untersucht (WALTER 1960, SCHLENKER 1968). Die Manipulation dieser Arteigenschaften durch Pflanzenzüchtung und Biotechnologie ist aufwändig.

In der wild wachsenden Vegetation vermögen sich nur jene Arten durchzusetzen, die der Konkurrenz durch andere Pflanzen und dem Einfluss von Herbivoren und Pathogenen gewachsen sind. ELLENBERG (1953) spricht von der „ökologischen Potenz“, HUTCHINSON (1957) von der „realised niche“ der Arten. In Wäldern ist die Schattentoleranz der Pflanzenarten (BAKER 1949, VALLADARES & NIINEMETS 2008) ein wichtiges Attribut in der Auseinandersetzung mit der biotischen Umwelt. Umgekehrt geht es im Waldbau vor allem um die Steuerung der intra- und interspezifischen Konkurrenz. Allgemeiner gesagt sind die biotischen Interaktionen einer Steuerung durch den Menschen durch die gezielte Änderung von Störungsregimen (forstliche Nutzung, Beweidung, Mahd, Brand) relativ leicht zugänglich (ATTI-WIL 1994).

Gemessen an den kargen Nachweisen bereits eingetretener Wirkungen macht die beispiellose Welle von Überlegungen, Projektionen, Szenarien und Risikoanalysen zu künftigen erwärmungsbedingten Vegetationsveränderungen nachdenklich. Zwischen dem Erkennen eines Klimatrends und gut begründeten Strategien der Vermeidung und Anpassung in Forstwirtschaft und Naturschutz liegen mehrere Quellen von Unsicherheit.

Der Unsicherheit der Klimaprognosen kann durch Verwendung eines optimistischen (zum Beispiel B1: + ca. 2 %) und eines pessimistischen Emissionsszenarios (zum Beispiel A1FI) Rechnung getragen werden (SPEKAT et al. 2006). Die fundamentale Nische, einschließlich des Anpassungspotenzials kann aus Herkunftsversuchen nur für die wichtigsten Wirtschaftsbaumarten abgeschätzt werden (KLEMMT & PRETZSCH 2008, KONNERT 2007). Für sehr häufig in Reinbeständen angebaute Baumarten wie die Fichte kann man hilfsweise den praktischen Anbau-erfolg evaluieren (KÖLLING et al. 2009).

Aus der Verschneidung von beobachteten Vorkommen und Umweltfaktoren werden realisierte Nischen berechnet, wobei die räumliche Auflösung von 10'-Rasterzellen (LAHTI & LAMPINEN 1999) bis hin zu 100-500 m<sup>2</sup> großen Vegetationsaufnahmen (EWALD 2001) reicht. Neben klimatologischen Variablen, die in der Regel aus Regionalisierungen gewonnen werden, gehen je nach Verfügbarkeit bodenkundliche Standortvariablen ein, die die Modellgüte erheblich verbessern können (COUDON & GÉGOUT 2006).

Die Modellbildung sucht den optimalen Mittelweg zwischen Vollständigkeit und wissenschaftlicher Sparsamkeit (Parsimonie). Bei der unvoreingenommenen Suche nach jener Kombination der verfügbaren Umweltvariablen mit der höchsten Vorhersagekraft für das Vorkommen einer Art (so genanntes „data mining“) erhält man leistungsfähige, aber oft schwer verständliche Nischenmodelle (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Sie bilden zwar die Korrelationsmuster in den verfügbaren Daten exakt ab, es

ist aber fragwürdig, ob diese Zusammenhänge auch jenseits des Datensatzes belastbar sind. Diese explorativen Verfahren liefern Hypothesen, die erst noch an neuen Daten getestet werden müssen. Im Gegensatz dazu beruhen mechanistische Modelle auf möglichst wenigen, allgemein gültigen Wirkungszusammenhängen (AUSTIN 2002). Dabei ist es sinnvoll, die Standortvariablen zu physiologisch aussagekräftigen Indexwerten (zum Beispiel Growing Degree Days, Transpirationsdifferenz, nutzbare Wasserspeicherkapazität, Nährstoffvorräte) zu aggregieren. Die Klimawandelforschung ist ohne Zweifel ein bedeutender Motor für die Etablierung einer neuen Generation von vegetations- und standortkundlichen Informationssystemen, die aus der Verschneidung von Punkt- und Flächendaten die für Nischenmodelle und räumliche Extrapolationen benötigten Grundlagen liefern (EWALD 2009).

Regionalisierte Standortdaten erlauben die objektivierte Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation (BRZEZIECKI et al. 1993). Der Projektion der künftigen pnV unter Klimaerwärmung, also der blockweisen Verschiebung ganzer Vegetationstypen, welche für die Schweiz eine Ausweitung von Eichenmischwäldern auf Kosten der Buche vorhersagte (BRZEZIECKI et al. 1995), sind Einzelartmodelle eindeutig vorzuziehen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

Für wichtige Hauptbaumarten hat KÖLLING (2007) basierend auf Karten der natürlichen Verbreitungsgebiete, Temperaturjahresmittel und Niederschlags-summe Klimahüllen berechnet. Die Verschneidung mit dem heutigen und dem im B1-Szenario projizierten Klima erlaubt eine Einschätzung der Anfälligkeit gegenüber Erwärmung (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007). Demnach sind Fichte, Kiefer, Lärche und Tanne in hohem, Buche, Bergahorn, Spitzahorn, Birke und Winterlinde in geringem Maße anfällig gegenüber dem in Deutschland erwarteten Klima, das mehr oder weniger weit außerhalb ihrer Klimahüllen liegen wird. Die natürlichen Areale von Eichen, Esche, Edelkastanie, Sommerlinde und Douglasie umfassen bereits heute Klimate, die den projizierten nahe kommen, so dass sie als unanfällig eingestuft werden.

---

### Beurteilung der Waldlebensraumtypen im Klimawandel

---

Mit welchen Veränderungen ist in den Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie zu rechnen und welche Managementmaßnahmen sind geeignet die Anpassung an die Klimaerwärmung zu fördern? Bei gegebenem Kenntnisstand können wir die Anfälligkeit der Hauptbaumarten (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007) und die Kohärenz der Lebensräume (TILLMANN 2005) als wichtige Steuergröße für die Fähigkeit der Pflanzenarten, ihr Areal durch Migration anzupassen, einschätzen. Aus der Kombination dieser Kriterien mit anderen fortwirkenden Gefähr-

**Tabelle 1:** Verbreitung, Gefährdung und Erhaltung der Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie

9110 Luzulo-Fagetum, 9130 Asperulo-Fagetum, 9120 Quercion robori-petraeae oder Ilici-Fagenion, 9410 Vaccinio-Piceetum, 4070\* Mugo-Rhododendretum hirsuti, 9420 Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald, 91E0\* Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae, 91F0 Ulmenion minoris, 91D0\* Moorwälder, 9180\* Tilio-Acerion, 9140 Subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 Cephalanthero-Fagion, 9160 Subatlantischer Eichen-Hainbuchenwald (*Carpinion betuli*), 9170 Galio-Carpinetum, 9190 Bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit *Quercus robur*, 91T0 Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder, 91U0 Kiefernwälder der sarmatischen Steppe;

x: trifft voll zu, (x): trifft teilweise zu, S: Sekundärsukzession nach Bruchfallen, P: Primärsukzession nach Erosion/Akkumulation; h: wärmebedingte Zunahme möglich

| LRT   | Verbreitung |        |        |        |                 | Gefährdungen |              |               |                  | Erhaltung        |                    |           |                     |               |
|-------|-------------|--------|--------|--------|-----------------|--------------|--------------|---------------|------------------|------------------|--------------------|-----------|---------------------|---------------|
|       | zonal       | Inseln | Linien | Punkte | nutzungsbedingt | Erwärmung    | Austrocknung | Eutrophierung | Nutzungsänderung | Nutzungsverzicht | naturnaher Waldbau | Waldumbau | historische Nutzung | Renaturierung |
| 9110  | x           |        |        |        |                 | (x)          |              | x             |                  | x                | x                  | x         |                     |               |
| 9130  | x           |        |        |        |                 | (x)          |              | (x)           |                  | x                | x                  | x         |                     |               |
| 9120  | (x)         | x      |        |        |                 | (x)          |              | x             |                  | x                | x                  | x         |                     |               |
| 9410  | x           | (x)    |        |        |                 | x            |              | (x)           |                  | x                |                    |           |                     |               |
| 4070* | x           | (x)    |        |        | S               | (x)          |              |               | S                | x                |                    |           |                     |               |
| 9420  | (x)         | x      |        |        |                 | x            |              | (x)           |                  | x                |                    |           |                     |               |
| 91E0* |             |        | x      |        |                 |              | x            |               |                  | x                | x                  | (x)       | (x)                 | x             |
| 91F0  |             |        | x      |        |                 |              | x            |               |                  | x                | x                  | (x)       | (x)                 | x             |
| 91D0* |             | (x)    |        | x      |                 | x            | x            | x             |                  | x                |                    |           |                     | x             |
| 9180* |             | (x)    |        | x      |                 |              |              |               |                  | x                |                    |           |                     |               |
| 9140  |             | (x)    |        | x      | S               | x            |              |               | S                | x                |                    |           |                     |               |
| 9150  |             | x      |        | (x)    | (x)             | ↑            |              | x             | x                | (x)              |                    |           | (x)                 |               |
| 9160  |             | x      |        | (x)    | x               |              |              | (x)           | x                |                  |                    |           | x                   |               |
| 9170  |             | x      |        | (x)    | x               | ↑            |              | x             | x                |                  |                    |           | x                   |               |
| 9190  |             | x      |        | (x)    | x               |              |              | x             | x                |                  |                    |           | x                   |               |
| 91T0  |             |        |        | x      | P               | x            |              | x             | x                |                  |                    |           | x                   |               |
| 91U0  |             |        |        | x      | P               | x            |              | x             | x                |                  |                    |           | x                   |               |

dungsursachen ergeben sich Gruppen von Lebensräumen mit ähnlichen Managementanforderungen.

In Tabelle 1 sind die Waldlebensraumtypen der FFH-Richtlinie nach ihrer flächigen Konfiguration in der Landschaft und spezifischen Gefährdungsursachen angeordnet. Da zonale Lebensraumtypen in den jeweiligen Höhenstufen eine mehr oder weniger durchgängige Matrix (kolline bis montane Buchenwälder, 9110, 9130) oder zusammenhängende Bänder und gruppierte Inseln (subalpine Nadelwälder, 9410, 4070, 9420) bilden, haben ihre Pflanzenarten vergleichsweise gute Chancen zu wandern. Ähnliches ist für die linear vernetzten Auwälder (91E0, 91F0) anzunehmen. Wenig Anpassungsspielraum durch Migration besteht bei insel- bis punktförmig verbreiteten Sonderstandorten wie Moorwäldern (91D0), Schluchtwäldern (9180) und Hochstauden-Buchenwäldern (9140), sofern nicht, wie bei den Trockenhang-Buchenwäldern (9150), eine Ausweitung der Lebensräume bei Erwärmung denkbar ist. Die Fläche nutzungsbedingter Eichen- (9160, 9170, 9190) und Kiefernwälder (91T0, 91U0) ist ausgehend von einer weiten Verbreitung in der historischen Kulturlandschaft auf Inseln und punktuelle Vorkommen geschrumpft. Allerdings sind manche typischen Arten noch als Relikte in den zonalen Lebensräumen vorhanden, so dass es ein Restitutionspotenzial bei Wiedereinführung der historischen Nutzungen gibt (WOHLGEMUTH et al. 2002, BERTILLER 2003).

Nach KÖLLING & ZIMMERMANN (2007) sind alle natürlichen Nadelwaldgesellschaften (Abb. 2, 3) einschließlich der Moorwälder (Abb. 4) durch Klimawandel besonders stark gefährdet (Tabelle 1). Im ostbay-



**Abbildung 2:** Subalpine Alpendost-Fichtenwälder (FFH-Lebensraumtyp 9410), Alpenrosen-Latschengebüsche (LRT 4070) und extensive Almflächen auf dem Karstplateau südlich der Hohen Kisten (Estergebirge, Lkr. Garmisch-Partenkirchen)



**Abbildung 3:** Hochsubalpiner Lärchen-Zirbenwald (FFH-Lebensraumtyp 9420) auf dem Karstplateau der Reiter Alm (Nationalpark Berchtesgaden)

erischen Grenzgebirge ist mit einem Verschwinden der subalpinen Fichtenstufe zu rechnen (BÄSSLER et al. in Druck). In den Bayerischen Alpen würde die Fichtenstufe selbst dann an Fläche verlieren, wenn sich ausgehend von Vorposten in Latschengebüschen der heutigen hochsubalpinen Stufe (EWALD & KÖLLING 2009, Abb. 2) neue Fichtenwälder entwickeln. Lärchen-Zirbenwälder (Abb. 3) gehören zu den am stärksten gefährdeten Lebensraumtypen Bayerns, insbesondere weil die Zirbelkiefer bereits heute die wärmeren Tallagen der Alpen meidet (EWALD & KÖLLING 2009). Der erwärmungsbedingte Verlust von Latschengebüschen könnte durch vermehrtes Brachfallen von Hochalmen kompensiert werden. In den subalpinen Habitaten ist bei Einwandern von Laubbaumarten der montanen Bergmischwälder mit einer Zunahme der Baumartenvielfalt und mit einer Abnahme der Moosartenvielfalt zu rechnen (EWALD 2008).

Auch die durch Eutrophierung schon heute stark gefährdeten Kiefernwald-Lebensräume haben bei Erwärmung kaum eine Perspektive in Bayern.

Unter den heimischen Nadelbaumarten halten ELLING & DITTMAR (2008) die Weißtanne für vergleichsweise tolerant gegenüber Wärme und Trockenheit, so dass sie als naturnaher Ersatz für die Fichte in Betracht kommt. Diese Einstufung wird durch die vorliegenden Klimahüllen der Weißtanne (KÖLLING & ZIMMERMANN 2007) nicht gestützt, was eine kritische Auswertung von Anbauversuchen und dendroökologische Untersuchungen vorzudringlich erscheinen lässt.

Das künftige Areal der mesophytischen Buchenwälder hängt davon ab, ob Verluste in den warm-tro-



**Abbildung 4:** Rauschbeeren-Waldkiefernwald (FFH-Lebensraumtyp 91D0 \*) in einem Übergangsmoor im Schönrammer Filz (Landkreis Berchtesgadener Land) (Foto: Knut Krause)

ckenen Tieflagen durch Ausbreitung in die heutige Fichtenstufe ausgeglichen werden können, wofür die Ausgangslage günstig, die geringe Ausbreitungsgeschwindigkeit der Buche (HUNTLEY 1991) jedoch ein Hindernis ist.

Während ihre Baumarten unanfällig gegenüber Erwärmung sein dürften, sind die verbleibenden Auwälder durch die Verminderung der klimatischen Wasserbilanz gefährdet. Die Klimaerwärmung könnte außerdem eine Invasion von Eschenahorn und Götterbaum, wie sie in den Donauauen bei Wien bereits beobachtet wird (KLIMO & HAGER 2000), fördern.

Moorwäldern unterliegen durch das Zusammentreffen von thermischen und hydrologischen Änderungen der stärksten Gefährdung (siehe oben).

Die submediterranen Pflanzenarten der thermophilen Eichen- und Buchenwaldlebensraumtypen könnten mitsamt auf Kosten der mesophilen Buchenwälder vom Klimawandel profitieren.

Unter Berücksichtigung von Verbreitungsmuster und Gefährdungen ergeben sich für die Waldlebensraumtypen folgende Erhaltungskonzepte, die als Leitbilder für die Managementplanung in FFH-Gebieten geeignet sind:

1. Die zonalen Buchenwälder können durch naturnahen Waldbau erhalten und durch Waldumbau mit Buche und Weißtanne vermehrt werden. In Altbeständen können durch Nutzungsverzicht (temporäre) Prozessschutzflächen geschaffen werden (KNAPP et al. 2008).
2. In den zonalen Nadelwäldern der subalpinen Stufe erscheint, sofern Waldschutzsituation und Schutzfunktionen dies zulassen, Nutzungsverzicht das beste Konzept, um möglichst lange Relikte dieser Lebensräume, nicht zuletzt als Habitate von Auerhuhn und Dreizehenspecht, zu erhalten. Wo Waldumbau nötig ist, könnte durch vorrangige Verwen-

dung der Weißtanne der Nadelwaldcharakter erhalten bleiben. Das Belassen von Stammholz unterstützt die Humusneubildung und die Schaffung von günstigen Kleinstandorten für die Fichtenverjüngung (BAIER & GÖTTLEIN 2006)

3. In den Auwäldern hat weiterhin die Wiederherstellung des Wasserhaushalts Vorrang. Die Erwärmung wird den Abbau standortfremder Nadelbaumstände zu Laubwald selbst ohne aktive Umbaumaßnahmen beschleunigen. Örtlich können historische Nutzungsformen wie Mittel- und Niederwald die Baumarten- und Strukturvielfalt erhöhen. An der bayerischen Donau könnten wie in den Auen bei Wien (KLIMO & HAGER 2000) Eschen-Ahorn und Götterbaum invasiv werden.
4. In Moorwäldern sind Wiedervernässung und Stabilisierung des Wasserhaushaltes vorrangig (PFA-DENHAUER 1999). Nutzungsverzicht ist wünschenswert, kann aber dort, wo Nadelbäume in Folge Austrocknung und Wiedervernässung von Borkenkäfern befallen werden, zu schwer lösbaren Konflikten mit dem Waldschutz führen.
5. Nutzungsverzicht ist auch in Buchenwäldern an trockenen und hochmontanen Sonderstandorten die beste Schutzstrategie. In Orchideen-Buchenwäldern können durch örtliche niederwaldartige Nutzungen thermophile Pflanzen und Tiere gefördert werden.
6. Der herausragende Naturschutzwert von Eichenmischwäldern muss auch künftig durch Erhaltung, Nachahmung oder Wiedereinführung der historischen Nutzung als Nieder-, Mittel- oder Hudewald gesichert werden (WOHLGEMUTH et al. 2002). Eine relative Förderung wärmeliebender Baumarten durch Schwächung der Buchenkonkurrenz im Klimawandel ist zwar denkbar, wird jedoch nicht zwangsläufig zur Wiederherstellung struktur- und artenreicher Eichenmischwälder führen.
7. Flechten- und Wintergrün-Kiefernwälder mit ihrer charakteristischen Tier- und Pflanzenwelt sind voraussichtlich nur durch planmäßige periodische Zerstörung ihres in Humusaufgaben gespeicherten Nährstoffkapitals im Zuge von landschaftspflegerischer Streunutzung (BEER & EWALD 2005, PRIETZEL & KAISER 2005), kontrollierten Bränden oder militärischer Nutzung zu erhalten.

Die vegetationsökologische Forschung ist aufgefordert, bestehende Lücken in der Aufbereitung und Auswertung der Evidenz für die bereits eingetretenen Wirkungen der Erwärmung zu schließen, das bestmögliche empirische Datenmaterial zur Eichung von Nischenmodellen zu liefern und die Entwicklung der Vegetation, insbesondere in den geschützten Lebensräumen des Natura 2000-Systems, intensiv zu dokumentieren. Vor dem Hintergrund der neuesten Forschungsergebnisse müssen alle Maßnahmen

im Zuge eines adaptiven Managements regelmäßig hinsichtlich der erwünschten Wirkungen überprüft werden (IBISCH & KREFT 2009). Dabei gebührt spontanen Entwicklungen, insbesondere der Umwandlung in andere naturnahe Lebensraumtypen, schon aus Kostengründen überall der Vorzug, wo sie nicht spezifische, prioritäre Schutzziele gefährden.

## Literatur

- AMMER, C., DULLY, I., FAISST, G., IMMLER, T., KÖLLING, C., MARX, N., HOLLAND-MORITZ, H., SEIDL, G., SEITZ, R., TRIEBENBACHER, C., WOLF, M. & WOLFERSTETTER, T. (2006): Hinweise zur waldbaulichen Behandlung von Borkenkäferkalamitätsflächen in Mittelfranken. – LWF Wissen 54, Freising.
- ATTIWILL, P. M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- AUSTIN, M. P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. – *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- BAIER, R. & GÖTTLEIN, A. (2006): Verjüngung der Fichte im naturnahen Bergmischwald und auf Schutzwald-Sanierungsflächen. – *AFZ/Der Wald* 15/2006: 820-823.
- BAKER, F. S. (1949): A revised tolerance table. – *Journal of Forestry* 47: 179-181.
- BÄSSLER, C., MÜLLER, J., HOTHORN, T., KNEIB, T., BADECK, F. & DZIOCK, F. (in Druck): Estimation of the extinction risk for high-montane species as a consequence of global warming and assessment of their suitability as cross-taxon indicators. – *Ecological Indicators*.
- BEER, A. & EWALD, J. (2005): Vegetationskundliche Untersuchungen rezent streugennutzter Kiefernwälder auf Binnendünen des niederbayerischen Tertiärhügellandes. – *Tuexenia* 25: 93-109.
- BEIERKUHNLEIN, C. & FOKEN, T. (2008): Klimawandel in Bayern. Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. – *Bayreuther Forum Ökologie* 113.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M. & EWALD, J. (2006): Einst zu wenig, heute zu viel: Stickstoff in Waldlebensgemeinschaften. – *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 66: 261-266.
- BRUNOLD, C., BALSIGER, P., BUCHER, J. & KÖRNER, C. (2001): Wald und CO<sub>2</sub>. – Haupt Verlag, Bern.
- BRZEZIECKI, B., KIENAST, F. & WILDI, O. (1993): A simulated map of the potential natural forest vegetation of Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 4: 499-508.
- BRZEZIECKI, B., KIENAST, F. & WILDI, O. (1995): Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 6: 257-268.
- COUDON, C. & GÉGOUT, J.-C. (2006): Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. – *Journal of Biogeography* 33: 1750-1763.

- DIERSCHKE, H. (2005):  
Zur Lebensweise, Ausbreitung und aktuellen Verbreitung von *Hedera helix*, einer ungewöhnlichen Pflanze unserer Flora und Vegetation. – *Hoppea* 66: 187-206.
- EHRLÉN, J. & ERIKSSON, J. (2000):  
Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. – *Ecology* 81: 1667-1674.
- ELLENBERG, H. (1953):  
Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. – *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 65: 351-362.
- ELLING, W. & DITTMAR, C. (2008):  
Die Weißtanne im Meinungswandel. – *AFZ/Der Wald* 5/2008: 234-238.
- EWALD, J. (2001):  
Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsökologischen Forschung. – *Berichte d. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 13: 53-69.
- EWALD, J. (2008):  
Plant species richness in mountain forests of the Bavarian Alps. – *Plant Biosystems* 142: 594-603.
- EWALD, J. (2009):  
Waldinformationssystem Nordalpen - WINALP sammelt Wissen zum Schutz der Bergwälder. – *Waldforschung aktuell* 30:45-46.
- EWALD, J. & KÖLLING, C. (2009):  
Wo der Wald an Grenzen stößt – Höhenverbreitung der Baumarten in den Nordalpen. *LWF aktuell* 71: 34-36.
- FISCHER, A. (1999):  
Floristical changes in Central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. – *EFI-Proceedings* 27: 53-64.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000):  
Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- HEURICH, M., REINELT, A. & FAHSE, L. (2001):  
Die Buchdrucker Massenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Nationalpark Bayerischer Wald Wissenschaftliche Reihe* 14: 9-48.
- HUNTLEY, B. (1991):  
How plants respond to climate change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. – *Annals of Botany* 67, Supplement 1: 15-22.
- HUTCHINSON, G. E. (1957):  
Concluding remarks. – *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-457.
- JACQUEMYN, H., BUTAYE, J. & HERMY, M. (2001):  
Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. – *Journal of Biogeography* 28: 801-812.
- IBISCH, P. L. & KREFT, S. (2009):  
Konzepte zur Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel. In: KORN, H., SCHLIEP, R. & STADLER, J. (Hrsg.): *Biodiversität und Klima – Vernetzung der Akteure in Deutschland V – Ergebnisse und Dokumentation des 5. Workshops*. – *BfN-Skripten* 252, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- ISERMANN, M., DIEKMANN, M. & EWALD, J. (2006):  
5. Workshop der Arbeitsgruppe Vegetationsdatenbanken zum Thema Dauerbeobachtung in Bremen. – *Tuexenia* 26: 397-398.
- KAHLE, H. P., KARJALAINEN, T., SCHUCK, A., AGREN, G. I., KELLOMÄKI, S., MELLERT, K., PRIETZEL, J., REHFUESS, K.-E. & SPIECKER, H. (HRSG., 2008):  
Causes and consequences of forest growth trends in Europe – results of the Recognition project. – *EFI Research Report*, European Forest Institute, Joensuu.
- KLEMMT, H.-J. & PRETZSCH, H. (2008):  
Langzeitmonitoring im Ökosystem Wald: Das waldwachstumskundliche Versuchsflächennetz in Bayern. In: Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): *Wie schnell verändert sich unsere Umwelt?* Pfeil Verlag, München, S. 57-68.
- KLIMO, E. & HAGER, H. (2000):  
The floodplain forests in Europe. *European Forest Institute research report* 10, Joensuu.
- KÖLLING, C. (2007):  
Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. – *AFZ/Der Wald* 23/2007: 1242-1245.
- KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P. & AMMER, C. (2009):  
Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80: 42-54.
- KÖLLING, C. & ZIMMERMANN, L. (2007):  
Die Anfälligkeit der Wälder Deutschlands gegenüber Klimawandel. – *Gefahrstoffe-Reinholdung der Luft* 6: 259-268.
- KONNERT, M. (2007):  
Bedeutung der Herkunft beim Klimawandel. – *LWF aktuell* 60: 38-39.
- LAHTI, T. & LAMPINEN, R. (1999):  
From dot maps to bitmaps – Atlas Flora Europaea goes digital. – *Acta Botanica Fennica* 162.
- MENZEL, A. (2000):  
Trends in phenological phases in Europe between 1951 and 1996. – *International Journal of Biometeorology* 44: 76-81.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005):  
Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. – *World Resources Institute*, Washington DC.
- PACHAURI, R. & REISINGER, A. (Hrsg., 2007):  
Climate Change 2007: Synthesis Report. – *Intergovernmental Panel on Climate Change*, Geneva.
- PFADENHAUER, J. (1999):  
Leitlinien für die Renaturierung süddeutscher Moore. – *Natur und Landschaft* 74: 18-29.
- POSCHLOD, P., AHLMER, W., DÜRHAMMER, O., JACKEL, A.-K., REISCH, C., RÖRMERMANN, C., SCHEUERER, M., TACKENBERG, O., BERGMEIER, E., BETTINGER, A., BORGMANN, P., EWALD, J., FINK, H., HAEUPLER, H., KLEYER, M., KLOTZ, S., KÜHN, I., MAY, R. & SCHÖNFELDER, P. (2007):  
NetPhyD – warum brauchen wir ein Netzwerk zur Phytodiversität Deutschlands? – *Floristische Rundbriefe Beiheft* 8: 33-64.
- POSCHLOD, P., KIEFER, S., TRÄNKLE, U., FISCHER, S. & BONN, S. (1998):  
Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. – *Applied Vegetation Science* 1: 75-90.
- PRIETZEL, J. & KAISER, K. O. (2005):  
De-eutrication of a nitrogen-saturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 461-471.
- RAPP, J. & SCHÖNWIESE, C. (1995):  
Trendanalyse der räumlich-jahreszeitlichen Niederschlags- und Temperaturstruktur in Deutschland 1891-1990 und 1961-1990. – *Annalen der Meteorologie* 31: 33-34.
- RICKLEFS R. E., LATHAM, R. E. & QIAN, H. (1999):  
Global patterns of tree species in moist forests: distinguishing ecological influences and historical contingency. – *Oikos* 86: 369-373.

- RIGLING, A., DOBBERTIN, M., BÜRGI, M., FELDMEI-  
CHRISTE, E., GIMMI, U., GINZLER, C., GRAF, U., MAYER,  
P., ZWEIFEL, R. & WOHLGEMUTH, T. (2006):  
Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. –  
Forum für Wissen 2006: 23-33.
- SCHLENKER, G. (1968):  
Kulturversuche mit Waldbodenpflanzen bei abgestufter  
Azidität und variierter Stickstoff-Form. – *Oecologia Plan-  
tarum* 3: 7-27.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2006):  
Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterla-  
gen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Kli-  
maszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETT-  
REG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen  
mit ECHAM5/MPI - OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES  
– Szenarien B1, A1B und A2. – Projektbericht im Rahmen  
des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und  
Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regio-  
naler Klimaszenarien für Deutschland“.
- SPIECKER, H., MIELIKÄINEN, K., KÖHL, M. & SKOVSG-  
AARD, J. P. (Hrsg., 1996):  
Growth trends in European forests. EFI Research Report  
5, European Forest Institute, Joensuu.
- TILLMANN, J. E. (2005):  
Habitat fragmentation and ecological networks in Euro-  
pe. – *Gaia* 14:119-123.
- VALLADERES, F. & NIINEMETS, Ü. (2008):  
Shade tolerance, a key plant feature of complex nature  
and consequences. – *Annual Review of Ecology, Evolu-  
tion and Systematics* 39: 237–57.
- WALTER, H. (1960):  
Einführung in die Phytologie. III. Grundlagen der Pflan-  
zenverbreitung. I. Teil: Standortlehre, 2. Aufl.. Ulmer Ver-  
lag, Stuttgart.
- WALTHER, G.-R. (2000):  
Laurophyllisation in Switserland. Dissertation Naturwis-  
senschaften ETH Zürich, Nr. 13561.
- WOHLGEMUTH, T., BÜRGI, M., SCHEIDEGGER, C. &  
SCHÜTZ, M. (2002):  
Dominance reduction of species through disturbance – a  
proposed management principle for central European fo-  
rests. – *Forest Ecology and Management* 166: 1-15.
- ZOBEL, M. (1997):  
The relative role of species pools in determining plant spe-  
cies richness: an alternative explanation of species coe-  
xistence. – *Trends in Ecology & Evolution* 12: 266-269.

**Anschrift des Verfassers:**

Prof. Dr. Jörg Ewald  
Hochschule Weihenstephan-Triesdorf  
Fakultät Wald und Forstwirtschaft  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3  
85354 Freising  
joerg.ewald@hswt.de

## Laufener Spezialbeiträge 2/09

**Vegetationsmanagement und Renaturierung –  
Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer**

ISSN 1863-6446 – ISBN 978-3-931175-87-0

Verkaufspreis 10,- €

Die Themenheftreihe „Laufener Spezialbeiträge“ (abgekürzt: LSB) ging im Jahr 2006 aus der Fusion der drei Schriftenreihen „Beihefte zu den Berichten der ANL“, „Laufener Forschungsberichte“ und „Laufener Seminarbeiträge“ hervor und bedient die entsprechenden drei Funktionen.

Daneben besteht die Zeitschrift „ANLIEGEN NATUR“ (vormals „Berichte der ANL“).

### Herausgeber und Verlag:

Bayerische Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege (ANL)

Seethalerstr. 6

83406 Laufen a.d.Salzach

Telefon: 08682/8963-0

Telefax: 08682 8963-17 (Verwaltung)

08682 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: [poststelle@anl.bayern.de](mailto:poststelle@anl.bayern.de)

Internet: <http://www.anl.bayern.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit zugeordnete Einrichtung.

### Schriftleitung:

Ursula Schuster, ANL

Telefon: 08682 8963-53

Telefax: 08682 8963-16

[Ursula.Schuster@anl.bayern.de](mailto:Ursula.Schuster@anl.bayern.de)

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Autoren verantwortlich. Die mit dem Verfassernamen gekennzeichneten Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung der Schriftleiterin wieder.

### Schriftleitung und Redaktion für das vorliegende Heft:

Ursula Schuster und Dr. Harald Albrecht,

Lehrstuhl für Vegetationsökologie,

Technische Universität München.

### Wissenschaftlicher Beirat:

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Ulrich Ammer, PD Bernhard Gill,

Prof. em. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber, Prof. Dr. Klaus Hackländer,

Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Prof. Dr. Dr. h. c. Alois Heißenhuber,

Prof. Dr. Kurt Jax, Prof. Dr. Werner Konold, Prof. Dr. Ingo Kowarik,

Prof. Dr. Stefan Körner, Prof. Dr. Hans-Walter Louis,

Dr. Jörg Müller, Prof. Dr. Konrad Ott, Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer,

Prof. Dr. Ulrike Pröbstl, Prof. Dr. Werner Rieß,

Prof. Dr. Michael Suda, Prof. Dr. Ludwig Trepl.

### Herstellung:

Satz: Hans Bleicher, Grafik · Layout · Bildbearbeitung,  
83410 Laufen

Druck und Bindung:

Korona Offset-Druck GmbH & Co.KG, 83395 Freilassing

### Erscheinungsweise:

unregelmäßig (ca. 2 Hefte pro Jahr).

### Urheber- und Verlagsrecht:

Das Heft und alle in ihm enthaltenen einzelnen Beiträge, Abbildungen und weiteren Bestandteile sind urheberrechtlich geschützt.

Jede Verwendung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der ANL und der AutorInnen unzulässig.

### Bezugsbedingungen/Preise:

Jedes Heft trägt eine eigene ISBN und ist zum jeweiligen Preis einzeln bei der ANL erhältlich: [bestellung@anl.bayern.de](mailto:bestellung@anl.bayern.de) oder über den Internetshop [www.bestellen.bayern.de](http://www.bestellen.bayern.de).

Auskünfte über Bestellung, Versand und Abonnement:

Annamarie Maier,

Tel. 08682 8963-31

Über Preise und Bezugsbedingungen im einzelnen:  
siehe Publikationsliste am Ende des Heftes.

### Zusendungen und Mitteilungen:

Manuskripte, Rezensionsexemplare, Pressemitteilungen, Veranstaltungsankündigungen und -berichte sowie Informationsmaterial bitte nur an die Schriftleiterin senden.

Für unverlangt Eingereichtes wird keine Haftung übernommen und es besteht kein Anspruch auf Rücksendung.

Wertsendungen (Bildmaterial) bitte nur nach vorheriger Absprache mit der Schriftleiterin schicken.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 2009

Band/Volume: [2\\_2009](#)

Autor(en)/Author(s): Ewald Jörg

Artikel/Article: [Veränderung der Waldlebensräume Bayerns im Klimawandel 26-33](#)