

**Welche Auswirkungen hat der Klimawandel  
auf die Vegetation im bayerischen Teil des  
Spessarts?**

aktuelle Tendenzen und Prognosen

Zulassungsarbeit im Unterrichtsfach Geographie

Betreuung: Prof. Dr. Wetzel

Zweitbetreuung: Dr. Stojakowits

## **Vorwort**

Die Auswirkungen des Klimawandels sind mittlerweile überall auf dem Planeten deutlich zu beobachten. Die Erwärmung des Klimas hat dabei vielfältige Folgen: in den Gebirgen und Polargebieten schmelzen die Gletscher und Eisschilde, die Meerestemperaturen steigen an, die Temperaturen der Landoberflächen sogar nochmals stärker. Starkregenereignisse, Stürme oder Waldbrände, die Ökosysteme der Erde sind in einem immer stärkeren Ausmaß dem Klimawandel ausgesetzt. Noch nicht alle Zusammenhänge und Folgen sind dabei verstanden, trotzdem werden weiterhin in kurzer Zeit gigantische Mengen CO<sup>2</sup> freigesetzt. Wälder nehmen dabei eine doppelte Rolle im Klimawandel an: Bäume können auf der einen Seite einen Teil der Emissionen in Biomasse umwandeln und somit den stetig ansteigenden CO<sup>2</sup> Gehalt in der Atmosphäre abschwächen. Auf der anderen Seite sind Wälder und Waldökosysteme jedoch auch immer stärker von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen. Gerade die letzten drei Jahre haben dabei in Deutschland teilweise zu einem flächigen Absterben von Waldbeständen geführt. In der vorliegenden Arbeit sollen dabei die regionalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation untersucht werden. Der Spessart, als waldreiches Mittelgebirge, bietet dabei einen geeigneten Untersuchungsraum. Da sowohl Monitoringprojekte, als auch Klimaprojektionen häufig länderspezifisch vorliegen, beschränkt sich die Arbeit daher auf den bayerischen Teil des Untersuchungsgebietes.

Mein Dank geht hierbei insbesondere an Herrn Stöger von der bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft, sowie an Herrn Süß von der Forstschule Lohr, welche vor allem angesichts der mangelnden Datenlage zu dem Untersuchungsgebiet hilfreiche Ansprechpartner waren.

## **Abstract**

The negative impact of climate change becomes noticeable almost everywhere on the planet. This work analyses the effects climate change has on the vegetation in the Bavarian part of the Spessart, which is a low mountain range with the largest coherent mixed deciduous and coniferous forest in Germany. Most of the area covers the northwestern part of Bavaria, a small part reaches into Hess. Naturally nearly all of the nature park would be covered with beech except some special sites. Because of different historical land uses, today the forest is not only made up of beech but also of a large amount of oak, spruce and pine. At the present, the rising temperatures do not only cause a lengthened vegetation period. Regarding to the tolerance towards a warmer climate and the very dry last few years, the trees are weakened and some died, mostly because they have been attacked by pests which benefit from the changes. Currently, this concerns especially spruce and pine, both trees that would not be found in the natural vegetation of the Spessart. Nobody knows exactly, what the climate of the future will look like. While forestry often expects a temperature increase of 2°C until 2100, many of the climate projections show a warming of over 3°C. Statements about the future development of precipitation are very unreliable, but important for the plants. Even a warming of 2°C will have a strong impact on the vegetation of the Spessart. An important issue to tackle now is the question of which trees to plant in this commercial forest. Apart from a stronger focus on oaks and rare indigenous species, trees from warmer regions are currently very attractive to plant. Needless to say, the climate change will also have an impact on the indigenous biodiversity, how much depends on the strength of warming. Neophytes belong to the winners of climate change, while moist special sites have a particular risk. At the same time those locations have a great importance for the indigenous biodiversity. If the temperature exceeds 3°C until 2100 nobody knows which trees can grow in this future scenario. Furthermore many processes and interactions are not understood so far. The pace of climate change makes it very important to encourage research.

# Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	VII
Tabellenverzeichnis .....	IX
1 Der Klimawandel .....	1
2 Der Spessart- ein Überblick .....	2
2.1 Lage und Abgrenzung .....	2
2.2 Geologie .....	4
2.3 Böden .....	6
2.4 Höhenlage, Relief und Hydrologie .....	8
2.5 Klima .....	9
2.5.1 Niederschlag .....	11
2.5.2 Temperatur .....	12
3 Vegetation .....	12
3.1 Begriffe: natürliche Waldgesellschaft und Forstgesellschaft .....	12
3.2 Ursprüngliche Vegetation .....	14
3.3 Die natürlichen Waldgesellschaften .....	14
3.3.1 Hainsimsen-Buchenwald ( <i>Luzulo luzuloides-Fagetum</i> ) .....	17
3.3.2 Waldmeister-Buchenwald ( <i>Galio odorati-Fagetum</i> ) .....	19
3.3.3 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald ( <i>Stellario holostae-Carpinetum</i> ) .....	21
3.3.4 Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald ( <i>Galio sylvatici-Carpinetum</i> ) .....	22
3.3.5 Winkelseggen-Erlen-Eschenwald ( <i>Carici remotae-Fraxinetum</i> ) .....	24
3.3.6 Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald ( <i>Stellario nemori-Alnetum glutinosae</i> ) .....	25
3.3.7 Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwald ( <i>Carici elongatae-Alnetum glutinosae</i> ) .....	26
3.3.8 Weitere Waldgesellschaften: Edellaubholz- und Blockhangwälder .....	27
3.4 Die gegenwärtige Wald- und Forstvegetation des Spessarts .....	29
3.4.1 Die Auswirkungen auf die Waldlandschaft durch die Wirtschafts- und Siedlungsgeschichte .....	29
3.4.2 Die aktuelle Bestockung des Spessarts .....	32

3.4.2.1	Nördlicher Hochspessart (Kiefern-Fichten-Spessart).....	33
3.4.2.2	Südlicher Hochspessart und östlicher kollin-submontaner Spessart (Eichen-Buchen-Spessart).....	34
3.4.2.3	Westlicher bis südwestlicher kollin-submontaner Spessart (kollin- submontaner Kiefern-Spessart).....	36
3.4.2.4	Südöstlicher kollin-submontaner Spessart (Buchen-Eichen-Hainbuchen- Spessart).....	36
3.4.2.5	Die aktuelle Bestockung des kristallinen Vorspessarts .....	37
3.5	Vegetationskundliche Höhenstufengliederung des Spessarts .....	38
4	Der Klimawandel im Spessart- aktuelle Tendenzen .....	39
4.1	Der Klimawandel- regionale Tendenzen.....	39
4.1.1	Bisherige Veränderungen der Lufttemperatur.....	40
4.1.2	Bisherige Veränderung der Niederschläge.....	42
4.1.3	Starkniederschlag .....	44
4.1.4	Trockenheit.....	45
4.1.5	Stürme .....	49
4.1.6	Weitere meteorologische Kenngrößen .....	49
4.2	Der Einfluss auf die Vegetation .....	50
4.2.1	Veränderungen der Phänologie .....	51
4.2.2	Veränderung der Evapotranspiration.....	53
4.2.3	Spätfröste.....	53
4.2.4	Veränderung des Waldwachstums .....	54
4.2.4.1	Positive Wachstumstrends.....	54
4.2.4.2	Negative Wachstumstrends .....	55
4.2.5	Kronenzustand.....	58
4.2.6	Verfrühter Frucht- und Blattfall .....	60
4.2.7	Schädlinge .....	61
4.2.7.1	Borkenkäfer.....	62
4.2.7.2	Eichenprozessionsspinner .....	63
4.2.7.3	Prachtkäfer .....	63

4.2.7.4	Diplodia-Triebsterben .....	64
4.2.8	Sekundäreffekte.....	65
4.2.9	Baummortalität.....	65
4.2.10	Thermophilisierung der Waldvegetation.....	66
4.2.11	Neophyten .....	67
4.2.12	Folgerungen für die aktuelle Wald- und Forstvegetation des Spessarts....	68
5	Prognosen für die Zukunft.....	69
5.1	Die zukünftige Entwicklung des Klimas.....	70
5.1.1	Klimaprojektionen.....	70
5.1.2	Zukünftige Entwicklung der Temperatur .....	72
5.1.3	Zukünftige Entwicklung des Niederschlags.....	73
5.1.4	Weitere meteorologische Kenngrößen .....	75
5.2	Zukünftiges Klimarisiko für die wichtigsten Hauptbaumarten des Spessarts ...	76
5.2.1	Rotbuche.....	78
5.2.2	Fichte.....	80
5.2.3	Waldkiefer .....	81
5.2.4	Traubeneiche .....	83
5.2.5	Stieleiche .....	85
5.3	Zukünftige Veränderung der potenziell natürlichen Waldgesellschaften .....	86
5.3.1	Zonale Waldgesellschaften.....	87
5.3.2	Azonale Waldgesellschaften .....	89
5.4	Wandel in der Baumartenzusammensetzung .....	90
6	Fazit.....	93
	Literaturverzeichnis.....	96
	Anhang.....	111

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Spessarts .....	3
Abbildung 2: geologische Übersichtskarte des Spessarts .....	4
Abbildung 3: Bodenkundliche Übersichtskarte des Spessarts .....	6
Abbildung 4: Höhenstufen des Spessarts .....	8
Abbildung 5: Hydrographische Übersicht über den Spessart.....	9
Abbildung 6: Klimatönung Bayerns .....	10
Abbildung 7: Klimadiagramme Spessart .....	10
Abbildung 8: Mittlere Jahresniederschlagssummen Spessart .....	11
Abbildung 9: Einteilung der Vegetation nach menschlichem Einfluss.....	13
Abbildung 10: Die natürlichen Waldgesellschaften der WG 1 und 2.....	15
Abbildung 11: Hainsimsen-Buchenwald im Spessart über Buntsandstein .....	18
Abbildung 12: Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald im Uferbereich des Glasbaches....	21
Abbildung 13: Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald .....	23
Abbildung 14: Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald an der Hafenlohr .....	25
Abbildung 15: Verteilung historisch alter Waldstandorte im Spessart .....	30
Abbildung 16: Heutige Waldbedeckung im Spessart.....	31
Abbildung 17: Die aktuelle Bestockung im Buntsandsteinspessart.....	33
Abbildung 18: Untersuchungsgebiet und Regionen im Rahmen von KLIWA.....	40
Abbildung 19: Jahresmitteltemperatur in der Region Unterer Main.....	41
Abbildung 20: Ringdiagramm mit Trendangaben der mittleren Temperaturen (1931- 2015).....	42
Abbildung 21: Ringdiagramm mit relativen Trendangaben zum Gebietsniederschlag für das KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015).....	43
Abbildung 22: Entwicklung der Niederschlagsmengen an der Waldklimastation Rothenbuch (1989-2019).....	44
Abbildung 23: Ringdiagramm mit relativen Trendangaben des maximal eintägigen Gebietsniederschlags für das KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931- 2015).....	45
Abbildung 24: Mittlerer Trockenheitsindex im Referenzzeitraum 1971-2000 (links) und absolute Abweichung im Jahr 2018 (rechts) .....	46
Abbildung 25: mittlere Anzahl der Tage mit Wassermangel an der Waldklimastation Rothenbuch (1990-2019).....	47
Abbildung 26: Schüttung der Metzenbachquelle (1988-2020) .....	48
Abbildung 27: Phänologische Uhr für den Naturraum Sandsteinspessart .....	52
Abbildung 28: Entwicklung des relativen mittleren Radialzuwachses der Rotbuche.....	57
Abbildung 29: Entwicklung apikaler Triebblängen der Rotbuche.....	58

Abbildung 30: Durchschnittliche Nadel-/Blattverluste nach Wuchsgebieten im Jahr 2019 .....	59
Abbildung 31: Einschätzung der Gefährdungsöage des Buchdruckers Ende September (2015-2018).....	62
Abbildung 32: Modellkette der bayernweit ausgewerteten Klimaprojektionen.....	71
Abbildung 33: zukünftige Veränderung der mittleren Jahrestemperatur in der Region Unterer Main im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000 in °C.....	72
Abbildung 34: relative Veränderung des mittleren Gebietsniederschlags in der Region Unterer Main im Winterhalbjahr im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971- 2000 .....	74
Abbildung 35: relative Veränderung des mittleren Gebietsniederschlags in der Region Unterer Main im Sommerhalbjahr im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000 .....	74
Abbildung 36: Anbaurisiko Rotbuche im Spessart (2000-2100) .....	78
Abbildung 37: Klimahülle und Boxplot Rotbuche.....	79
Abbildung 38: Anbaurisiko Fichte (2000, 2050, 2071-2100).....	80
Abbildung 39: Klimahülle und Boxplot Fichte.....	81
Abbildung 40: Anbaurisiko Waldkiefer (2000, 2050, 2071-2100) .....	82
Abbildung 41: Klimahülle und Boxplot Waldkiefer .....	82
Abbildung 42: Anbaurisiko Traubeneiche (2000-2100) .....	83
Abbildung 43: Klimahülle und Boxplot Traubeneiche .....	84
Abbildung 44: Anbaurisiko Stieleiche (2000-2100) .....	85
Abbildung 45: Klimahülle und Boxplot Stieleiche .....	85
Abbildung 46: erwartete Flächenveränderung wichtiger potenziell natürlicher Waldgesellschaften in Bayern .....	87
Abbildung 47: Flächenveränderung des kollinen Hainsimsen-Buchenwaldes bei unterschiedlicher Erwärmung.....	88
Abbildung 48: Jahresdurchschnittstemperatur in Bayern 2071-2100 (WETTREG B1) ...	90
Abbildung 49: Durchschnittstemperaturen Europas 1950-2000 .....	91



## **Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Die hpnV-Einheiten im Spessart- nur Staatswald .....	15
Tabelle 2: Trends der Lufttemperatur für die KLIWA-Region Unterer Main in °C/ 85 Jahre (Mittelwerte 1931-2015) .....	41
Tabelle 3: Relative Trends der Gebietsniederschläge in %/85 Jahre in dem KLIWA- Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015) .....	43
Tabelle 4: Relative Trends der 1-tägigen maximalen Gebietsniederschläge in %/85 Jahre in dem KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015) .....	45
Tabelle 5: Mittelwert und Trend weiterer meteorologischer Kenngrößen (1931-2010) ...	50
Tabelle 6: Mittlere Nadel-/Blattverluste nach Regierungsbezirken in %.....	60

# 1 Der Klimawandel

Dass der Klimawandel und seine Auswirkungen auch in Deutschland nicht erst irgendwann in der Zukunft zu spüren ist, sondern bereits gegenwärtig (KLIWA 2016a:14), dürfte spätestens mit den heißen und trockenen Sommern 2018 und 2019 stärker in das öffentliche Bewusstsein gelangt sein (UBA 2019:6). Laut dem fünften Statusbericht des IPCC (2014:2) hat sich die globale Mitteltemperatur zwischen 1880 und 2012 um 0,85°C erhöht, jedes der letzten drei Jahrzehnte war dabei sukzessive wärmer, als die Jahrzehnte zuvor. Die Lufttemperatur an der Landoberfläche steigt dabei deutlich stärker an, als die globale Mitteltemperatur der Land- und Ozeanflächen, hier ist im Vergleich zu 1850-1900 in den Jahren 2006-2015 eine Erwärmung von 1,53°C zu verzeichnen (IPCC 2019:7), in Deutschland ist die mittlere jährliche Lufttemperatur von 1881-2018 um 1,5°C gestiegen (UBA 2019:19). Der Klimawandel ist eindeutig und dabei definitiv anthropogen bedingt. Die Treibhausgasemissionen werden jedoch immer noch nicht verringert, sondern sind die höchsten überhaupt (IPCC 2014:2). Dabei sind *„viele der seit den 1950er Jahren beobachteten Veränderungen [...] vorher über Jahrzehnte bis Jahrtausende nie aufgetreten“* (IPCC 2014:2). Damit gemeint sind, neben vielfachen weiteren Auswirkungen, die Erwärmung der Atmosphäre und der Ozeane, der Anstieg des Meeresspiegels und das Zurückgehen der Schnee- und Eismengen (IPCC 2014:2). In Deutschland treten bspw. neben einer ansteigenden Hitzebelastung, eine Beeinträchtigung der Wassernutzung, Starkregen und Sturzfluten, Hochwasser und Flussüberschwemmungen, ein Anstieg des Meeresspiegels und Sturmfluten sowie die Veränderung der Artenzusammensetzung und natürlicher Entwicklungsphasen auf (UBA 2019:7-8). Wälder zählen dabei, vor allem aufgrund der langen Produktionszeiträume (StMUV 2015:97), zu den Hauptbetroffenen des Klimawandels (StMUV 2016:68). Waldbesitzer und Förster stehen derzeit vor einer Herausforderung, wie sie noch nie dagewesen ist. Dabei fallen bereits heute nicht nur einzelne Bäume aus, es kommt zu flächigem Absterben. Gleichzeitig besteht mittlerweile häufig Ratlosigkeit bis hin zu Resignation wie hierauf reagiert werden soll und welche Baumarten sich für eine Wiederaufforstung eignen. Und obwohl es mittlerweile eine Reihe von Projekten und Forschungsvorhaben zu alternativen Baumarten gibt, ist vieles noch unbekannt (Pratsch, Lieberth 2019:10). Auch im Spessart machen steigende Jahresdurchschnittstemperaturen, veränderte Niederschlagsverteilungen sowie zunehmende Witterungsextreme dem Wald zu schaffen (Biermayer et al. 2012:4). Die Klimafolgenforschung ist allerdings insgesamt noch ein junges Forschungsfeld (Hickler 2014:210), es existieren bislang keine Untersuchungen über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation speziell im

Spessart. Generell stehen hierzu regionale Studien in dem topographisch stark gegliederten Bayern noch aus (Beierkuhnlein, Foken 2008:217).

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich daher mit den Auswirkungen des Klimawandels auf den bayerischen Teil des Spessarts. Hierbei soll zunächst ein Überblick über den Spessart gegeben werden, um dieses Waldgebiet räumlich, geologisch, pedologisch und klimatisch von anderen Gebieten Bayerns abgrenzen zu können. Anschließend wird auf die Vegetation eingegangen, hierbei soll sowohl die natürliche als auch die real vorzufindende Vegetation berücksichtigt werden. Schließlich soll aufgezeigt werden, welche Auswirkungen der Klimawandel schon heute auf das Waldgebiet hat. Dabei sollen zunächst Ergebnisse des Klimamonitorings, vor allem im Rahmen von KLIWA dargestellt werden, um regional einen Einblick in die bisherigen Veränderungen des Klimas zu erhalten, bevor auf die Auswirkungen auf die Vegetation eingegangen wird. Abschließend soll untersucht werden, wie sich das Klima zukünftig ändern und sich dies auf die Vegetation im Spessart auswirken könnte.

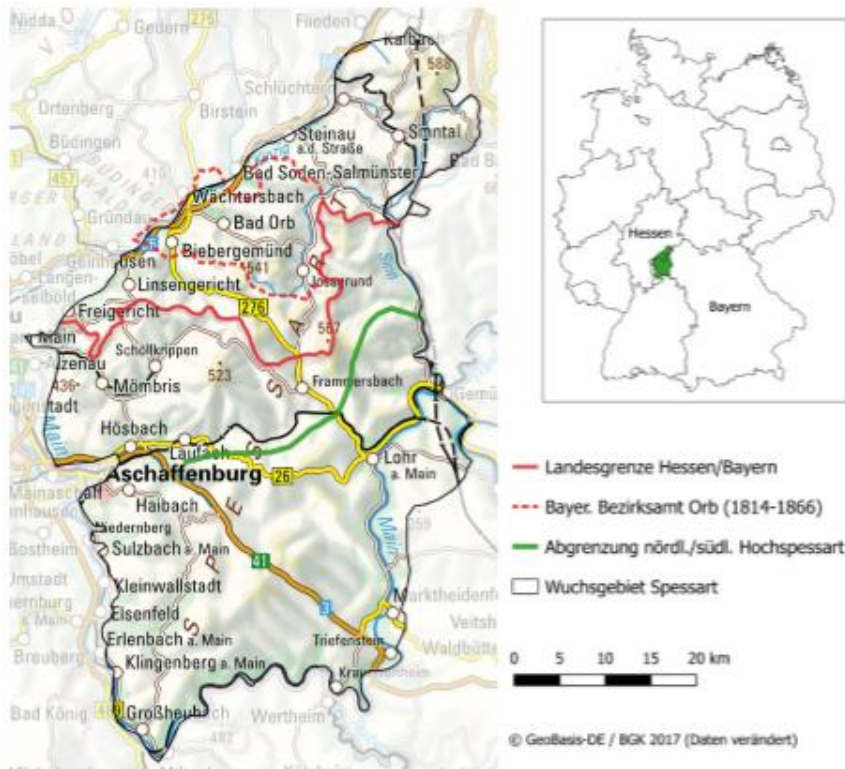
## **2 Der Spessart- ein Überblick**

Der Spessart wurde bereits im Nibelungenlied erwähnt (Gerndt 1976:315), der erste bedeutende deutsche niedere Roman, Christoffel von Grimmshausens „Simplicissimus“ (Meid 2013:147) spielt zu Teilen im Spessart, aber auch Wolfram von Eschenbach, Friedrich Schlegel, Wilhelm Hauff oder die Gebrüder Grimm wurden von dem Waldgebiet inspiriert (Gerndt 1976:315). Bekannt gemacht haben das Waldgebiet darüber hinaus nicht nur Räuber und Wirtshäuser, sondern auch alte Eichen und Buchenbestände (BaySF 2017:3). Im Folgenden wird zunächst die Lage des Spessarts geklärt und von den umgebenden Naturräumen abgegrenzt. Anschließend wird auf Geologie, Böden, Höhenlage, Relief und Hydrologie, sowie auf das dort herrschende Klima eingegangen.

### **2.1 Lage und Abgrenzung**

Der Spessart, etymologisch von „Spechtshart“, also „Spechtswald“, ist der älteste Naturpark Bayerns (Gerndt 1976:315), wobei die Angaben zur Ausweisung als Naturpark zwischen 1960 (Kaiser et al. 2019:2) und 1963 (Zerbe 1999:2) variieren. Dabei ist das Gebiet Teil der sich von Nordosten nach Südwesten ziehenden deutschen Mittelgebirgsschwelle (Meynen, Schmthüsen 1955:225) und erstreckt sich über die beiden Bundesländer Bayern und Hessen. Mit einer Fläche von 2258 km<sup>2</sup>, wobei etwa 75% zu Bayern und 25 % zu Hessen gehören (Archäologisches Spessart-Projekt 2020:o.A.), sowie einem Waldanteil von 70% (Kaiser et al. 2019:2), laut LfU (2011:2) im bayerischen Teil

sogar 85%, sind hier die größten zusammenhängenden Laubmischwälder Deutschlands zu finden (Kornder, Falk 2018:20).<sup>1</sup>



**Abbildung 1: Lage des Spessarts**

Quelle: Mölder et al. 2017:69

Das gesamte Gebiet wird von den Flüssen Main, Kinzig und Sinn umrahmt (Mölder et al. 2017:69). Im Norden grenzt der Spessart an Vogelsberg und Hohe Rhön, der Unterlauf der Sinn stellt die nordöstliche Begrenzung zur Südrhön dar. Südöstlich reicht das Waldgebiet bis zum Stufenrand der mainfränkischen Muschelkalkplatte. Im Südwesten trennt der dort scharf in den Buntsandstein eingeschnittene Untermain den Spessart vom Odenwald (Meynen, Schmithüsen 1955:230). Westlich vom Spessart fließt der Main in die Untermainebene, nordwestlich grenzen das Ronneberger Hügelland und der Büdinger Wald an (Zerbe 1999:30). Der Spessart umfasst also den Hauptteil des Mainvierecks (Meynen, Schmithüsen 1955:230).

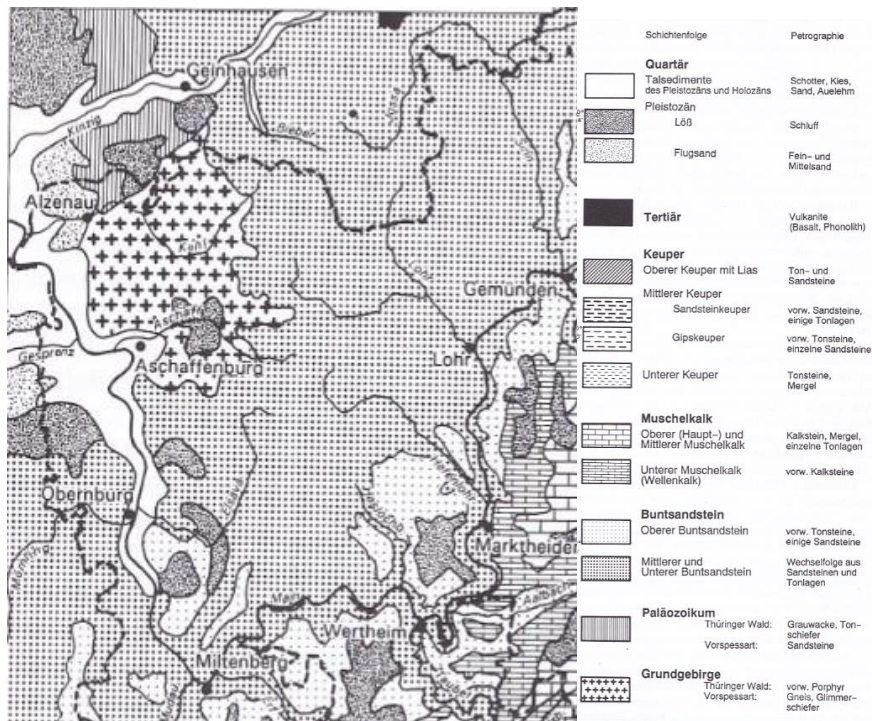
Der bayerische Teile des Spessarts, im Folgenden immer nur Spessart, ist östlich, südlich und westlich vom Mainviereck Lohr-Wertheim-Miltenberg-Aschaffenburg begrenzt, im Norden von dem Bundesland Hessen und im Nordosten durch die Sinn (Vanselow 1960:270). Laut LfU (2011:1) umfasst das Waldgebiet in Bayern die naturräumlichen Einheiten Vorspessart, Hochspessart, Spessart-Maintal und auch die Untermainebene.

<sup>1</sup> Die Angaben bzgl. der Fläche variieren. Laut Kaiser et al. (2019:2) beträgt die Fläche bspw. etwa 2450 km<sup>2</sup>, hiervon sind 1.710 km<sup>2</sup> auf bayerischer und 740 km<sup>2</sup> auf hessischer Seite. Laut Gerndt (1976:316) gehören 1168 km<sup>2</sup> zu Bayern und 265 km<sup>2</sup> zu Hessen.

Letztere wird jedoch sowohl bei Meynen und Schmithüsen (1955:230, 234) als auch bei Zerbe (1999:30) nicht mehr als Teil des Spessarts betrachtet. Auch forstwirtschaftlich wird diese als eigenes Wuchsgebiet ausgeklammert (Walentowski et al. 2004:10, vgl. Anhang). Daher soll die Untermainebene auch in der vorliegenden Arbeit nicht zum Spessart gezählt werden.

## 2.2 Geologie

Der Spessart lässt sich in geologischer Hinsicht grundsätzlich aufteilen in den kristallinen Vorspessart (Gerndt 1976: 316) mit Hahnenkamm (LfU 2011:1) im Westen (Murawski 1992:23) und den Hochspessart aus Buntsandstein (Gerndt 1976:316) im Süden und Osten (Murawski 1992:23).



**Abbildung 2: geologische Übersichtskarte des Spessarts**

Quelle: Müller 1996:62

Der überwiegende Teil des Spessarts in welchem das Grundgebirge durch die spätere Abtragung nicht erreicht wurde, wird vom Buntsandstein geprägt, welcher in der ältesten Abteilung der Trias entstanden ist. Dabei ist der größte Teil der Schichtenfolge, der Untere und Mittlere Buntsandstein, aus einheitlich nährstoffarmen Gesteinen mit geringen Tonanteilen aufgebaut, welche sich landwirtschaftlich nicht nutzen lassen. Lediglich der Obere Buntsandstein (Röttone), welcher vor allem am Ostrand des Spessarts ansteht und erheblich mehr Tonanteile aufweist, stellt etwas bessere Bedingungen für die Landwirtschaft dar (Müller 1996:265-267). In Redewendungen wie „*der Buntsandstein ist das Gestein des Spessarts*“ (Geyer 2002:105) wird im Grunde genommen nur auf die

charakteristischen Waldgebiete des Hochspessarts Bezug genommen (Geyer 2002:105). Die dichten, heute allerdings anthropogen überprägten Wälder, bzw. Forste, finden sich vor allem auf den, für die Landwirtschaft nicht brauchbaren, nährstoffarmen Böden des Unteren und Mittleren Buntsandsteins (Müller 1996:265). Des Weiteren sorgten die relativ verwitterungsresistenten Gesteine des Buntsandsteins dafür, dass diese Gebiete einer vollständigen Nivellierung entgangen sind (Geyer 2002:105).

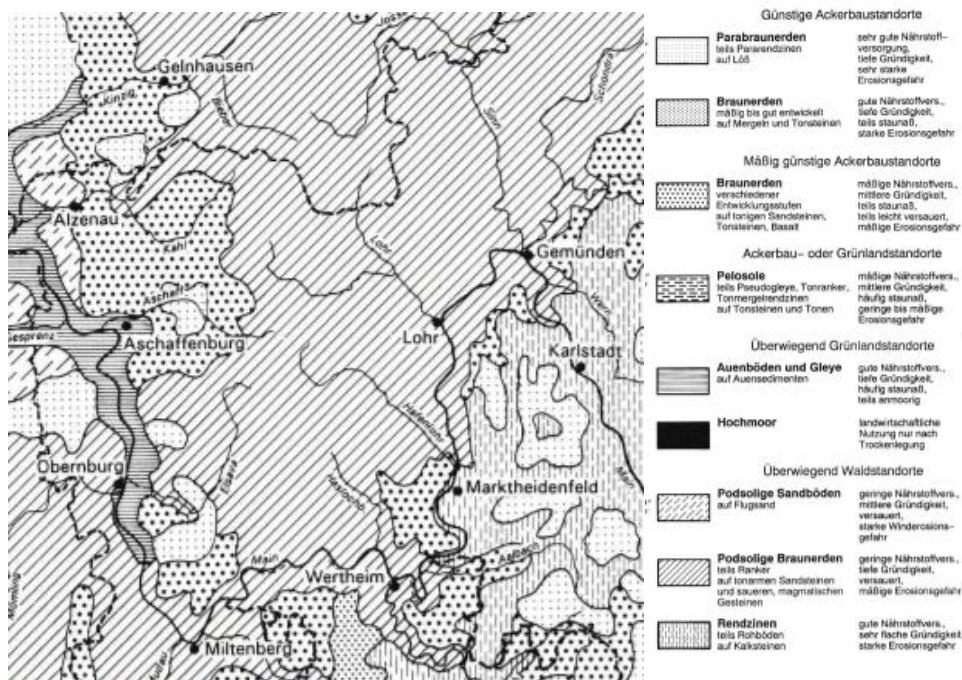
Aus der Untermainebene ragt im westlichen Teil des Spessarts als ausgeprägte Bruchstufe der kristalline Vorspessart mit einer Höhe von 200-300m empor (Gerndt 1976:316). Das relativ kleine Areal von etwa 300 km<sup>2</sup> (Geyer 2002:45) besteht überwiegend aus Quarzitschiefern, Gneisen und Graniten (Gerndt 1976:316), Abb.2 folgend aus Gneis und Glimmerschiefer, laut Meynen, Schmithüsen (1955:233) vorwiegend aus kristallinen Schiefern und gneisartigen Gesteinen. Der Teil des Grundgebirges, welcher hier an die Erdoberfläche tritt, ist wesentlich älter als der Buntsandstein. Die Gesteine entstanden vor über 300 Mio. Jahren während der variskischen Gebirgsbildung. Sichtbar sind diese hier aufgrund der Randlage des Vorspessarts am Oberrheingraben, wodurch das Gebiet so stark gehoben wurde, dass das ehemalige Deckgebirge vollständig abgetragen werden konnte. Entscheidend sind aus dem Blickwinkel der Landschaftsökologie jedoch vor allem die petrographischen Bedingungen dieser Gesteine. Aufgrund der in Gneisen enthaltenen hohen Glimmeranteile verwittern diese zu relativ fruchtbaren Böden. Dadurch kann hier, im Gegensatz zu den bewaldeten Buntsandsteingebieten, Ackerbau betrieben werden. Den Abschluss des Vorspessarts nach Nordwesten bildet der wiederum bewaldete Höhenzug des Hahnenkamms. Die hier vorkommende harte Quarzit-Glimmerschiefer-Serie liefert kaum fruchtbare Böden. Aufgrund der hohen Verwitterungsresistenz der Quarzite konnte dieser Bereich nicht so stark abgetragen werden, die Anhöhe blieb erhalten und bildet den Vorspessart im eigentlichen Sinn (Müller 1996:265-268).

Während der Kaltzeiten wurden zudem Löß und Flugsand äolisch über dem zu der Zeit weitgehend vegetationsfreiem Gelände abgelagert (Müller 1996:69). Mächtigere Löß- bzw. Lößlehmdecken finden sich vor allem im südöstlichen und südwestlichen Spessart (Zerbe 1999:37), aber auch an den Talflanken der Aschaff im Vorspessart (Murawski 1992:132). Neben diesen hat sich über große Teile des gesamten Gebiets ein Lößschleier gelegt (Zerbe 1999:37). Flugsand wurde aus den Flußablagerungen der Täler vom vorherrschenden Westwind Richtung Osten ausgeweht. Dieser wird aufgrund des höheren Gewichts nicht weit transportiert (Müller 1996:69) und kommt sowohl in flächenhafter Form, welche morphologisch nicht in Erscheinung tritt, sowie in Form von Dünen vor. Solche Dünen, welche eine Höhe von bis zu zehn Metern aufweisen und mehrere hundert Meter lang sein können, mit Auswehungen aus Kahl und Main, finden sich etwa nördlich und westlich von Alzenau (Murawski 1992:138-139). Für die Vegetation sind noch die

holozänen Auenbildungen von Bedeutung, welche im Maintal und den Nebenflüssen, welche eine breitere Talsohle aufweisen, entwickelt sind (Zerbe 1999:35).

### 2.3 Böden

Obwohl sich bei einem Vergleich von Abb. 2 und Abb. 3 natürlich eine Ähnlichkeit in Bezug auf die räumliche Verteilung von Geologie und Böden ergibt (Müller 1996:130), soll bei der Betrachtung der Böden grundsätzlich festgehalten werden, dass sich überall sehr kleinräumig eine große Vielfalt an Böden herausbildet, da die Kombinationsmöglichkeiten der für die Bodenbildung relevanten Geofaktoren, also neben den geologische Verhältnissen auch Relief, Verteilung des Oberflächen- und Grundwassers, Klima und Vegetation, sehr komplex sind. Bereits innerhalb eines Hanges finden sich daher unterschiedliche Bodentypen. All diese zu behandeln, wäre jedoch wenig zielführend, da sich eine nicht mehr überschaubare Anzahl an Ökotypen feststellen lassen würde (Müller 1996:48). Daher werden nur die wichtigsten Bodentypen dargestellt.



**Abbildung 3: Bodenkundliche Übersichtskarte des Spessarts**

Quelle: Müller 1996:134-135

Im Buntsandsteingebiet des Spessarts herrschen vor allem podsolige Braunerden vor (Müller 1996:290). Die Sandsteine des Buntsandsteins liefern hauptsächlich Quarz, daher zeichnen sich die Böden durch eine geringe Basensättigung und einen sehr geringen Nährstoffgehalt aus (Müller 1996:130). Das stark saure Bodenmilieu besitzt einen pH-Wert von 4-4,5 (Müller 1996: 292), laut Zerbe (1999:37) können in den podsolierten Horizonten die Werte sogar unter 3,0 sinken. Wie bereits erwähnt, können diese Flächen

landwirtschaftlich nicht genutzt werden, der Buntsandstein liefert bei der Verwitterung durch seinen Mangel an Feldspäten wenig Ausgangsmaterial für Tonminerale, daher finden sich hier Waldstandorte. Nur dort, wo ein höherer Anteil an Tonmineralien und damit eine bessere Nährstoffversorgung vorzufinden ist, lässt sich Ackerbau betreiben (Müller 1996:293-294). Diese mineralreicheren Böden finden sich über Röttonen (Zerbe 1999:35). In Abb. 3 sind hier Braunerden eingezeichnet, allerdings erwähnt Müller (1996:294), dass „im Bereich der Röttone [...] Pelosole verbreitet“ sind. In Abhängigkeit von der Waldbestockung und den Mineralbodenbedingungen reichen die Humusformen von Mull bis zum Rohhumus (Zerbe 1999:36), wobei es bei den überwiegend vorkommenden podsoligen Braunerden beim zumeist wenig zersetzten und durchmischten Moder bleibt. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass in den sandigen und sauren Böden Regenwürmer kaum existieren können, so dass nicht nur die Zersetzung des Humus zu Mull, sondern auch die Durchmischung der organischen mit den anorganischen Bodenbestandteilen gehemmt ist. Dies wiederum hat zur Folge, dass eine nichtbiologische Humifizierung überwiegt, so dass stickstoffarme Huminsäuren (Fluvosäuren) mit stark saurer Reaktion entstehen. Eine zusätzliche Verstärkung der Versauerung durch eine verstärkte Lieferung von Fluvosäure bei der Zersetzung der Streu bringen, neben bspw. Heidekraut (*Calluna vulgaris*), auch Fichtenaufforstungen mit sich. Die Säuren wiederum wirken als Hemmstoffe, so dass diese durch ihre chemische Struktur eine weitere Humifizierung von abgestorbenen Pflanzenteilen (oder auch Tieren) verlangsamen. Zudem reagieren Fluvosäuren mit Metallionen, welche sie lösen und damit mobilisieren. Metallionen zerstören die ohnehin bereits nicht übermäßig vorkommenden Tonminerale, so dass die Pufferwirkung und Austauschkapazität für Nährstoffe sinkt, wodurch die Bodenfruchtbarkeit abnimmt. Zusätzlich bewirken Niederschläge eine Auswaschung der gelösten Verbindungen in tiefere Bodenschichten, allerdings sind hier die Niederschläge nicht hoch genug, um eine vollständige Auswaschung zu bewirken. Jedoch wird ein Verlagerungs- und Auswaschungsprozess durch die geringen Ton- und hohen Sandanteile gefördert. Aufgrund dieser Aspekte kann sich in den Buntsandsteinböden der für die Bodenfruchtbarkeit entscheidende Ton-Humus-Komplex kaum aufbauen (Müller 1996:292-293).

Sowohl im kristallinen Vorspessart, als auch an steilen Talhängen des Buntsandsteins finden sich des Weiteren Ranker, welcher sich bezüglich des Nährstoffgehalts und der Versauerung kaum von den podsoligen Braunerden unterscheidet, daher sind diese Flächen ebenfalls Waldstandorte (Müller 1996:294). Der größte Teil des Vorspessarts wird von ackerbaulich nutzbaren tiefgründigen Braunerden eingenommen (Müller 1996:49). Laut Meynen, Schmithüsen (1955:235) sind diese aus glimmerreichen Schiefen entstanden. Als

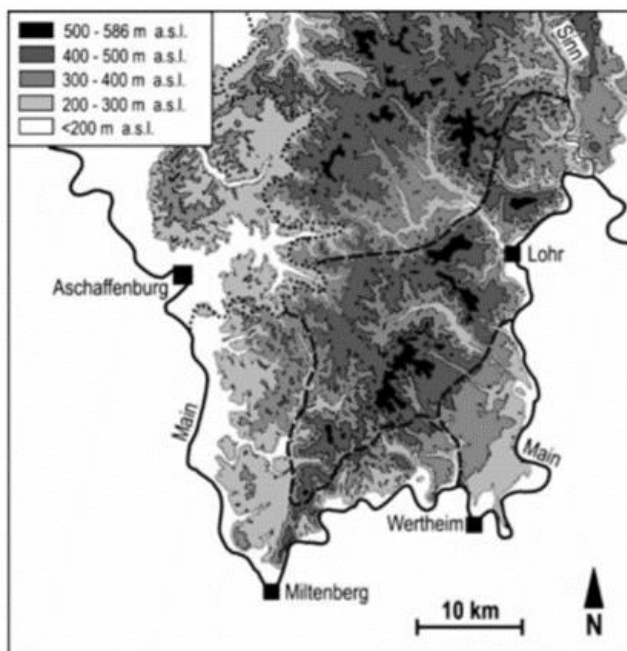


Humusform ist hier Mull vorzufinden (Müller 1996:139). Auf Quarzit finden sich jedoch auch sterile, steinig-sandige Böden (Meynen, Schmithüsen 1955:235).

Während sich auf den mit Löß bedeckten Gebieten die sehr fruchtbaren Parabraunerden ausbilden, welche landwirtschaftlich intensiv genutzt werden, entstehen auf Flugsand arme, schlecht nutzbare Böden (Müller 1996:70).

## 2.4 Höhenlage, Relief und Hydrologie

Die Höhenlagen (vgl. Abb. 4) reichen im Spessart von etwa 120 m ü NN im Maintal bis durchschnittlich etwa 580m ü NN im Hochspessart (Zerbe 1999:38), wobei der Geiersberg mit 586 m ü NN die höchste Erhebung darstellt (LfU 2011:1). Damit ist der Spessart der kollin-submontanen (<200m-350 m ü NN) und der submontanen Höhenstufe (<350 m ü NN-550 m ü NN) zuzuordnen (Walentowski et al. 2004:10), lediglich einige wenige Gipfel des Hochspessarts, wie etwa neben dem Geiersberg auch die Hohe Warte mit 572 m ü NN (Zerbe 1999:33), übertreffen die submontane Stufe (Walentowski et al. 2004:10).

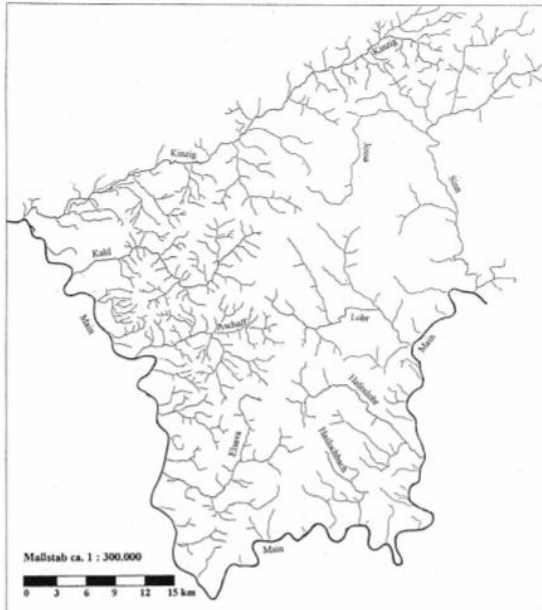


**Abbildung 4: Höhenstufen des Spessarts**

Quelle: Zerbe 2004:264

Das Relief im Gebiet des frei gelegten Grundgebirges, also des Vorspessarts, ist kleinkuppig und vielgestaltig (Meynen, Schmithüsen 1955:225). Besonders im Gebiet der oberen Kahl und der Aschaff (Vgl. Abb. 5), entwickelte sich durch die Abtragung „eine wechselvolle Kuppenlandschaft mit weit offenen Tälern und nur wenig ausgeprägten Hochflächenresten“ (Gerndt 1976:316). Die Taldichte ist dabei, entsprechend der geringen Durchlässigkeit der kristallinen Gesteine, relativ hoch. Entwässert wird der Vorspessart

überwiegend von den weit verzweigten Flusssystemen der Aschaff und der Kahl (Meynen, Schmithüsen 1955:234), beide münden in den Main (vgl. Abb. 5).



**Abbildung 5: Hydrographische Übersicht über den Spessart**

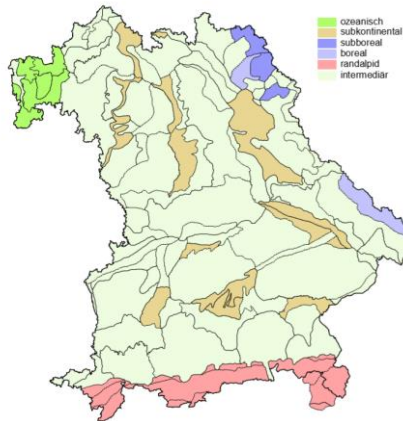
Quelle: Zerbe 1999:37

Der Buntsandsteinspessart hingegen zeichnet sich durch „großzügige, nur von scharfen Taleinschnitten unterbrochene und durch Gesteinsstufen gegliederte Flächen“ (Meynen, Schmithüsen 1955:225) aus. Der Hochspessart ist im Wesentlichen eine Hochfläche mit einheitlichen Höhen über weite Strecken (Müller 1996:280), zergliedert durch tief eingeschnittene Täler. Die Haupttalsysteme sind dabei, neben dem Maintal, die Abflüsse der Lohr und Hafenlohr, beide entwässern nach Osten in den Main, der Haselbach, welcher nach Süden in den Main entwässert, und zuletzt die Elsava und wiederum die Aschaff, beide entwässern im Westen in den Main (Zerbe 1999:35). Der Höhenrücken der Eselshöhe bildet dabei die von Nord nach Süd laufende Hauptwasserscheide (Wittmann 1972:6).

## 2.5 Klima

Der Spessart ist allgemein durch ein gemäßigt ozeanisches Klima gekennzeichnet (Gerndt 1976:317). Als grobe Kennzeichnung dieses Klimatypus kann mild und regenfeucht herangezogen werden (Gerndt 1976:317). Die Jahrestemperaturschwankungen sind gering, die Winter mild mit seltenem Schneefall, die Sommer kühl und regnerisch (Walentwoski et al. 2004:385). Im Vergleich zum bayerischen Landesdurchschnitt ist die Region Unterer Main zum größten Teil deutlich wärmer und trockener (LfU 2012a:3). Und auch unter den bayerischen Mittelgebirgen herrscht im Spessart das mildeste Klima. Allerdings bestehen

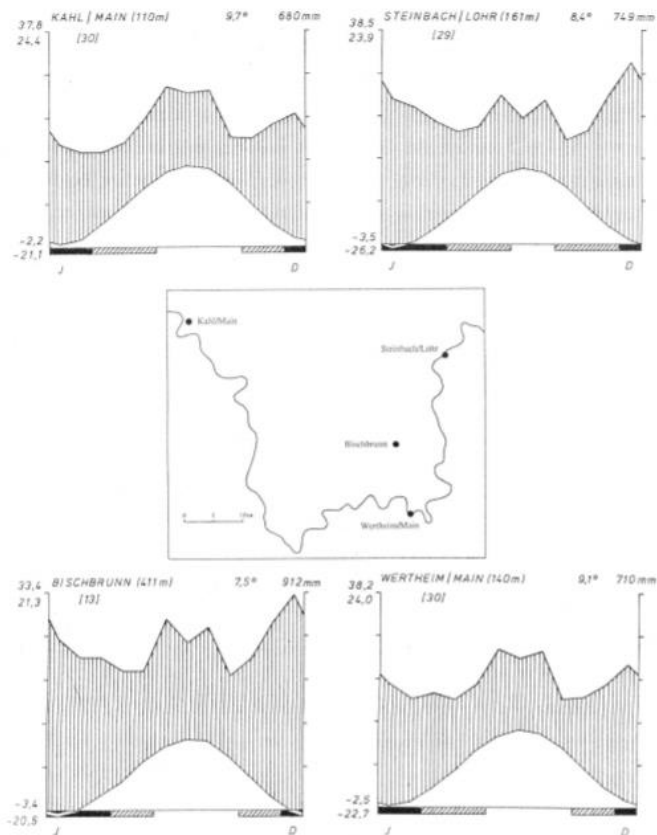
große Unterschiede zwischen dem kühlen und niederschlagsreichen Hochspessart und dem wärmestauenden Maintal (Gerndt 1967:317).



**Abbildung 6: Klimatönung Bayerns**

Quelle: Walentowski et al. 2001:14

Sowohl die Höhenunterschiede von 120 m ü NN im Maintal bis hin zu 580 m ü NN im Hochspessart als auch die Südwest-Nordost Ausrichtung des Gebirges verursachen hierbei einen Klimagradienten (Zerbe 2004: 263). Die Höhenlagen des Spessarts bilden klimatisch also eine Ausnahme (LfU 2012a:3).

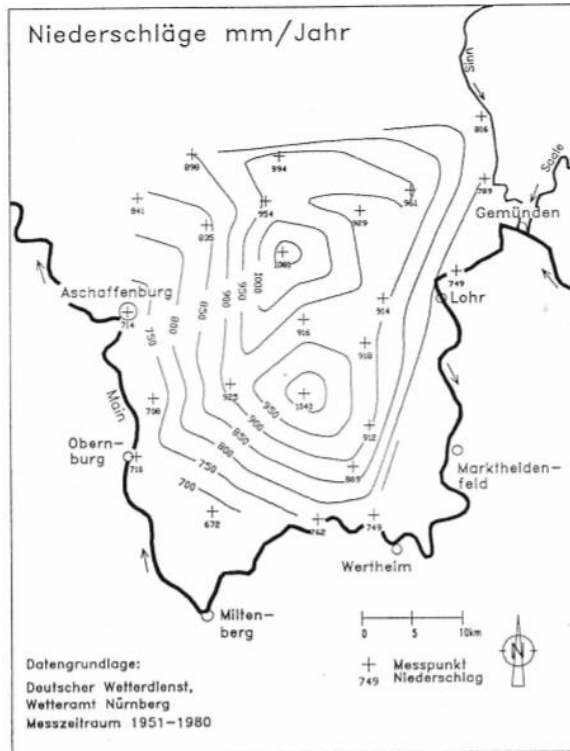


**Abbildung 7: Klimadiagramme Spessart**

Quelle: Zerbe 1999:41

### 2.5.1 Niederschlag

Besonders deutlich zeigen sich die Unterschiede zwischen den tieferen und höheren Lagen in Bezug auf die mittleren jährlichen Niederschlagssummen (Meynen, Schmithüsen 1955:232). Während in den niedrigen Lagen entlang des Maintals lediglich bis unter 700mm Jahresniederschlag fällt, erhalten die höchsten Erhebungen des Hochspessarts über 1000mm (Zerbe 1999:38). Der Ostrand des Spessarts erhält aufgrund der Lage im Lee wiederum geringere Niederschläge (Müller 1996:275).



**Abbildung 8: Mittlere Jahresniederschlagssummen Spessart**

Quelle: Zerbe 1999:40

Im Jahresverlauf zeigt sich (vgl. Abb. 7), dass die höchsten monatlichen Niederschlagssummen in den Wintermonaten Dezember und Januar, als auch während der Vegetationsperiode im Juli und August auftreten (Zerbe 1999:38). Laut Müller (1996:270) erhält der Spessart jedoch insgesamt die meisten Niederschläge im Winter, was darin begründet liegt, dass die Windrichtung im Frühsommer auf Nordwesten dreht, weshalb der Spessart nun im Windschatten des Vogelsberges liegt. Auch werden hier sommerliche Trockenperioden erwähnt, welche aufgrund der im Vergleich zur Rhön höheren Temperaturen und der damit einhergehenden höheren Verdunstung sogar dazu geführt hat, Bewässerungsweiden in den Spessarttälern anzulegen. Dies widerspricht allerdings der Einordnung, dass die Sommer regnerisch sind (Walentowski et al. 2001:11). Schließlich ist noch die Niederschlagsdepression des Nordspessarts auffällig, welcher ganzjährig im Regenschatten des Vogelsberges liegt (Müller 1996:270).

## **2.5.2 Temperatur**

Wie auch in Abb. 7 zu erkennen ist, beträgt die mittlere jährliche Lufttemperatur im Hochspessart etwa 7°C, in den niedrigen Lagen im Maintal dagegen 8-9°C. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur beträgt im Maintal 18°C, im Hochspessart ist diese mit 17,5°C etwas niedriger (Zerbe 1999:38). So betragen im Januar die Mittelwerte -1,5°C im Hochspessart und 0°C im Maintal, im Juli 15,5°C im Hochspessart und 18°C im Maintal. Während auf den Spessarthöhen der Tagesgang der Temperaturen, wesentlich durch die geschlossene Waldbedeckung bedingt, ausgeglichen ist, kommt es in den tief eingeschnittenen Tälern des Sandsteinspessarts zu deutlich stärkeren Temperaturschwankungen. Neben häufigen Kaltluftstauungen kommt es hier im Frühjahr zu Spätfrösten. In der offeneren Tallandschaft des Mains zeichnen sich die Sonnenhänge hingegen wiederum durch wärmere Temperaturen aus (Meynen, Schmithüsen 1955: 226-232).

## **3 Vegetation**

Im Folgenden soll nun die Vegetation des Spessarts beschrieben werden. Da die heute im Spessart vorherrschenden Forste mit einem Wald im ursprünglichen Sinn nicht mehr wirklich etwas gemeinsam haben (Müller 1996:265), folgt auf eine kurze Abgrenzung der Begriffe Wald- und Forstgesellschaft und einem Überblick über die nacheiszeitliche Waldentwicklung die Beschreibung der natürlichen Waldgesellschaften sowie der real vorzufindenden Vegetation. Vorab sei zudem erwähnt, dass die vegetationskundliche Erforschung des Spessarts erst relativ spät begonnen hat (Zerbe 1999:28), einen wichtigen Beitrag herbei liefert vor allem Zerbe, allerdings nur für den Buntsandsteinspessart. Die Beschreibung des Vorspessarts bleibt nach wie vor lückenhaft. Auch sei angemerkt, dass der Begriff Hochspessart sich hier nicht nur auf das Gebiet des Buntsandsteinspessarts bezieht, sondern im Sinne einer Höhenstufe verwendet wird, welche sich aufgrund klimatischer Bedingungen mittels der Vegetation eindeutig differenzieren lässt (Zerbe 1999:33).

### **3.1 Begriffe: natürliche Waldgesellschaft und Forstgesellschaft**

Die Begriffe „Waldgesellschaft“ und Forstgesellschaft“ werden in Bezug auf ihre Naturnähe unterschieden. Dabei zeigt Abb. 9 die unterschiedliche Einteilung der Begriffe verschiedener Autoren (Walentowski et al. 2001:2).

An dieser Stelle soll keine Diskussion über die unterschiedlichen Abgrenzungsmöglichkeiten erfolgen. Für diese Arbeit wichtig ist vor allem der Begriff der natürlichen Waldgesellschaft, welche als Weiser für das Standortpotenzial gilt

(Walentowski et al. 2004:6). Dabei ist diese „die Waldgesellschaft der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation eines Standortes“ (BMJV 2000:17).

	Tüxen (1956)	Falinski (1969)	Sukopp (1969, 1972)	Ellenberg (1963)	Seibert (1980)	Pfadenhauer (1976)	Dierschke (1984)	Knapp (1971)
Unwald		ursprünglich	ahemerob	unberührt natürlich		natürlich		
	Schlüßgesellschaft						natürlich bis naturmah	natürlich
Naturwald		natürlich	oligohemerob	naturmah bedingt naturmah		naturmah		
	1. Grades			bedingt naturfern			halbnatürlich	
Waldgesellschaft	2. Grades	halbnatürlich	mesohemerob			naturfern	naturfern	
	3. Grades	prosynanthrop	β - euhemerob					
Forstgesellschaft	4. Grades Ersatzgesellschaft	eusynanthrop	α - euhemerob polyhemerob	naturfremd künstlich	künstlich		künstlich	anthropogen
			metahemerob					

### Abbildung 9: Einteilung der Vegetation nach menschlichem Einfluss

Quelle: Walentowski et al. 2001:3

Der Begriff der potentiell natürlichen Vegetation geht auf Tüxen (1956) zurück. Seit dem war der Begriff nicht nur schon vielfach in der Diskussion, sondern hat zudem mehrere Modifikationen erfahren (Zerbe 1999:7).<sup>2</sup> Nach Tüxen (1956:5) handelt es sich um einen hypothetischen Zustand der Vegetation, welcher sich als schlagartig und voll entwickelt eingeschaltet vorzustellen gilt, wenn sämtliche menschliche Einwirkungen wegfielen. Ausschlaggebend ist das aktuelle Standortpotenzial, welches als veränderbar angesehen werden muss (Walentowski et al. 2001:4). So werden die abiotischen und biotischen Faktoren etwa durch nachhaltige anthropogene Eingriffe oder Sukzession verändert (Zerbe 1997a:3,7). Dies kommt mit dem Zusatz „heutige“ potenzielle Vegetation zum Ausdruck. Insgesamt ist wichtig, dass das aktuelle biotische Potenzial der Landschaft annähernd wiedergegeben werden soll (Müller 1996:83-84).

Die Abgrenzung von Wald und Forst ist meistens relativ unklar, was auch aus Abb. 10 ersichtlich ist. In der Vegetationskunde werden Gehölzbestände, welche stark vom Menschen beeinflusst sind, in Abgrenzung zu wenig beeinflussten Wäldern, als Forste bezeichnet. Als Differenzierungskriterien werden neben dem Grad der menschlichen Beeinflussung auch Baumartenzusammensetzung und die Naturnähe des Bestandes angeführt (Zerbe, Sukopp 1995:11-13). Im Grunde kann unter einem Forst „eine Ersatzgesellschaft des natürlichen Waldes, die aus der Anpflanzung von gesellschaftsfremden Baumarten hervorging, d.h. von Arten, die im Naturwald keine oder eine sehr geringe Rolle spielen“ (Ellenberg, Leuschner 2010:803) verstanden werden.

Schließlich soll noch der Begriff der ursprünglichen Vegetation erläutert werden. Mit ursprünglicher Vegetation ist hier eine historische, rekonstruierte Vegetation gemeint,

<sup>2</sup> Der Begriff soll hier nicht näher diskutiert werden. Für eine ausführlichere Diskussion hierzu vgl. z.B. Zerbe 1997a, Zerbe (1999:7-16), Müller (1996:82-84)

welche vom Menschen unbeeinflusst, bzw. wenig beeinflusst ist. Wiederum sei hier darauf verwiesen, dass der Begriff vielfach diskutiert und neu definiert wurde (Zerbe 1999:6-7).

### 3.2 Ursprüngliche Vegetation

Auf die nachezeitliche Kiefern-Birkenzeit folgte gegen 8000 v. Chr. die sogenannte Eichenmischwaldzeit. Der Spessart war hier ein Urwald, welcher zum größten Teil aus Traubeneichen bestand, beigemischt waren etwa Linde, Ulme, Birke, Aspe oder Salweide, im Unterstand Hasel (Vanselow 1960:270). Die Eichenmischwälder der späten Warmzeit wurden seit der älteren Nachwärmezeit ab ca. 800 v. Chr. von buchendominierten Wäldern abgelöst (Zerbe 1999:40), wobei die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) laut Vanselow (1960:271) bereits um 2000 v. Chr. in den Spessart eingewandert ist. Da diese als Schattholzart allen anderen Baumarten Mitteleuropas auf allen Standorten, mit Ausnahme zu nassen, zu trockenen, übermäßig nährstoffreichen oder zu kalten überlegen ist, gelangt diese Baumart unter vielfältigen Bedingungen zur Herrschaft. Daher ist die Rotbuche, mit Ausnahme von Sonderstandorten, unter natürlichen Bedingungen im gesamten mitteleuropäischen Raum beinahe allgegenwärtig (Ellenberg 1996:149). Auch für die vieldiskutierten Eichenbestände des Hochspessarts (Vanselow 1960:271) lassen sich als ursprüngliche Vegetation daher Buchenwälder rekonstruieren. Pollenanalytische Untersuchungen konnten bislang keine genaue Auskunft darüber geben, inwieweit Kiefer und Fichte ohne eine direkte oder indirekt Förderung des Menschen vorzufinden wären, allerdings gilt das Auftreten der Kiefer als Pionierart auf Flugsand als wahrscheinlich, pollenanalytische Untersuchungen im Vogelsberg nördlich des Spessarts liefern hingegen keine Hinweise auf ein Vorkommen von Fichten vor einer anthropogenen Einbringung (Zerbe 1999:40-50). Laut Zerbe (2004:264) sind weder Kiefer noch Fichte in der ursprünglichen Vegetation des Spessarts vorzufinden. Fest steht auch, dass sowohl Tanne als auch Lärche ausschließlich durch forstliche Tätigkeiten gefördert wurden (Zerbe 1999:42).

### 3.3 Die natürlichen Waldgesellschaften

Forstlich gesehen ist Bayern in verschiedene Wuchsgebiete gegliedert, dieser Gliederung folgt auch die forstliche Beschreibung der regionalen natürlichen Waldzusammensetzung Bayerns, die Karte befindet sich im Anhang. Der Spessart gehört hierbei dem Wuchsgebiet 2 (Spessart-Odenwald) an. Das Wuchsgebiet wird weiter differenziert in Wuchsbezirke, 2.1 ist der Grundgebirgsspessart, 2.2 der Buntsandsteinspessart. Eine weitere Unterteilung findet in Teilwuchsbezirke statt, 2.2/1 ist der Hochspessart, 2.2/2 der Nordspessart und 2.2/3 Mainspessart (Walentowski et al. 2001, vgl. auch Karte im Anhang).





In Abb.10 sind die natürlichen Waldgesellschaften der Wuchsgebiete 1 und 2 dargestellt. Vorteilhaft ist, dass wichtige Standortfaktoren dargestellt sind. Nachteilig ist hingegen, dass zwischen Spessart, Odenwald und Untermainebene nicht differenziert wird. Für den Spessart müssen daher einige Aspekte zusätzlich festgehalten werden:

Unklarheit besteht generell über die Natürlichkeit bzw. Entstehungsgeschichte der Eichen-Hainbuchenwälder. Zum einen können diese, wie auch Abb. 10 zu entnehmen ist, natürlicherweise auf Standorten vorkommen, welche für einen Buchenwald zu (wechsel-)feucht bzw. zu (wechsel-) trocken sind (Zerbe 1997a:4), oder auch in den für die Buche nachteiligen spätfrostgefährdeten Lagen (Ellenberg, Leuschner 2010:232). Zum anderen können die Eichen aber auch anthropogen bedingt sein, etwa wenn die Buche durch dauerhafte Mittelwaldnutzung zurückgedrängt wurde (Zerbe 1997a:4). Müller (1996:275) begründet ein potenziell natürliches Vorkommen der Eichen-Hainbuchenwälder am Ostrand des Spessarts aufgrund der im Vergleich zum Hochspessart geringeren Niederschläge (Lee), als auch der dort vorherrschenden höheren Temperaturen. Zerbe (1999:157) wendet ein, dass die Niederschlagsmengen im Spessart generell so hoch sind, dass die Buche nicht dauerhaft geschwächt werden kann. Prinzipiell enthalten die Böden im Bereich der Röttone, vorwiegend am Ostrand des Spessarts, höhere Tonanteile, weshalb es hier auch zu einer für die Buche nachteiligen Staunässe kommen kann, was wiederum ein Eichenvorkommen begünstigen würde (Müller 1996:275-276). Zerbe (1999:170) bestätigt, dass es für den hygrophytischen Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald schwierig ist, die Natürlichkeit der Vorkommen zu beurteilen. Allerdings wurde die Eiche auch am Ostrand des Spessarts aufgrund der besseren Böden und der damit einhergehenden früheren Besiedelung generell verstärkt durch den Menschen gefördert (Müller 1996:276). Auch Zerbe (1999:159,172) stellt sowohl für den Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald (*Galio sylvatici-Carpinetum*) als auch den Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario holostear-Carpinetum*) ein Vorkommen vor allem am Ostrand des Spessarts fest.

Bezüglich des Seggen-Buchenwaldes (vgl. Abb. 10) ist zu erwähnen, dass etwa der Blauseggen-Buchenwald, ein artenreicher Kalkbuchenwald, welcher dem Seggen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*) standörtlich und floristisch nahe steht (Zerbe 1999:144), als regionale Besonderheit auf basenreichen, kalkhaltigen Löß(lehm)- bzw. Tonböden zu finden ist (Zerbe 1997b:260). Wie in Kap. 2.3 beschrieben, sind die Böden des Buntsandsteinspessarts jedoch basenarm und stark sauer (Zerbe 1999:35). Tab.1 ist zu entnehmen, dass diese Waldgesellschaft auch nicht im kristallinen Vorspessart vorzufinden ist, auch wenn die Böden hier eine bessere Basenausstattung aufweisen (Walentowski et al. 2001:18). Da auch der Waldseggen-Buchenwald nur vereinzelt im Spessart vorkommt (Zerbe 1999:126) wird der Seggen-Buchenwald in dieser Arbeit nicht für den Spessart beschrieben. Gleiches gilt für den ebenfalls auf basenreichen Standorten vorkommenden

Waldgersten-Buchenwald (Ellenberg, Leuschner 2010:236,241), welcher laut Zerbe (1999:291) im Buntsandsteinspessart nicht vorzufinden und nach Tab.1 (*Hordelymno europaei-Fagetum*) nur sehr kleinflächig im kristallinen Vorspessart verbreitet ist.

Der Birken-Eichenwald (*Betulo pendulae-Quercetum petraeae*) wird bei Walentwoski et al. (2004:108) zwar noch zu den natürlichen Waldgesellschaften gezählt, es wird jedoch auch darauf hingewiesen, dass es sich um Ersatzgesellschaften des Hainsimsen-Buchenwaldes handelt, teilweise auch, bei besseren Standortbedingungen, des Waldmeister-Buchenwaldes (Sautter 2003:91). Zerbe (1999:93-94) ordnet daher den Birken-Eichenwald den Forsten zu, welche durch langanhaltende Nutzungseinflüsse, vor allem dauerhafte Niederwaldnutzung, generell aber auch aus Mehrfachnutzungen, wie etwa der Waldweide, Schäl- oder der Streunutzung geschaffen wurden. Auch in der vorliegenden Arbeit wird auf den Birken-Eichenwald, bzw. nach Zerbe (1999:86) Buchen-Birken-Traubeneichenforst (*Betulo-Quercetum petraeae*), daher erst im Abschnitt über die gegenwärtige Wald- und Forstvegetation des Spessarts (Kap. 3.4) eingegangen und nicht bei den natürlichen Waldgesellschaften.

Im Folgenden werden nun die wichtigsten natürlichen Waldgesellschaften des Spessarts beschrieben. Auf eine synsystematische Einordnung wird dabei verzichtet, entsprechende Übersichten finden sich in Oberdorfer (1992) oder für den Buntsandsteinspessart in Zerbe (1999:69-70).

### **3.3.1 Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo luzuloides-Fagetum*)**

Der Moderhumus-Buchenwald bzw. Hainsimsen-Buchenwald ist grundsätzlich abzugrenzen vom Mull-Buchenwald, dessen vielfältige Gesellschaften nährstoffreiche Kalk- und Lehmböden bedecken. Mull-Buchenwälder finden sich auf bodensauren Standorten über den in Kap 2.2 beschriebenen basenarmen Ausgangsgesteinen wie Sandsteinen, Graniten und Gneisen (Ellenberg 1996:199). Das Areal deckt sich im Spessart weitgehend mit dem des Buntsandsteins (Müller 1996:273), aber auch die Granite und Gneise des kristallinen Vorspessarts (Gernd 1976:316) bieten dem Hainsimsen-Buchenwald geeignete Standortbedingungen (vgl. Tab. 1). Die typische Humusform des Hainsimsen-Buchenwaldes, bzw. Moder-Buchenwaldes ist, wie bereits der Name vermuten lässt, Moder, seltener auch Rohhumus (Oberdorfer 1992:202), wie er für die im Buntsandsteingebiet überwiegend vorzufindenden podsoligen Braunerden typisch ist (Müller 1996:273).

Durch die bodensauren, nährstoffarmen Verhältnisse zeichnet sich dieser Waldtypus durch Artenarmut aus (Müller 1996:273). Der Hainsimsen-Buchenwald ist dabei insgesamt nicht nur der artenärmste unter den Buchenwäldern, sondern unter den Laubwaldgesellschaften im Allgemeinen (Oberdorfer 1992:202). Die Artenarmut bezieht sich jedoch vor allem auf

Bäume, Sträucher und krautige Gefäßpflanzen, andere Organismengruppen wie etwa Pilze finden sich hingegen in großer Artenzahl, die Buche ist ein artenreiches Pilzsubstrat (Walentowski et al. 2004:51). Die Armut unter den Bäumen, Sträuchern und krautigen Gefäßpflanzen rührt dabei nicht ausschließlich von den Bodenbedingungen her, hinzu kommt die Konkurrenzkraft der vorherrschenden Rotbuche (*Fagus sylvatica*), welche durch ihre Schattenwirkung lichtliebende Konkurrenten nicht mehr aufkommen lässt



**Abbildung 11: Hainsimsen-Buchenwald im Spessart über Buntsandstein**

Quelle: Zerbe 1999:133

(Oberdorfer 1992:202), selbst jedoch gut im Schatten gedeihen kann. Die Rotbuche ist die konkurrenzfähigste Baumart Mitteleuropas, was neben der Konkurrenzkraft im Kronenraum und im Unterstand auch in ihrem intensiven Feinwurzelsystem und in ihrer geringen Anfälligkeit gegenüber pilzlichen, als auch tierischen Schädlingen zum Ausdruck kommt (Walentowski et al. 2004:44). In Abhängigkeit von der Auflichtung des Kronendaches sowie den Nährstoff- und Feuchtebedingungen des

Bodens gedeiht eine spärliche bis flächendeckende Kraut- und Moosschicht (Zerbe 1999:74). Dabei herrscht in der Krautschicht die Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides* bzw. *albida*) vor (Müller 1996:273), daneben andere säuretolerante und anspruchslose Arten wie die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa* bzw. *Deschampsia flexuosa*), die Pillen-Segge (*Carex pilulifera*), die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) oder der Gewöhnliche Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*). Als Moose finden sich etwa das Schöne Widertonmoos (*Polytrichum formosum*) oder Einseitswendiges Kleingabelmoos (*Dicranella heteromalla*). Nur schwach ausgebildet ist eine Strauchschicht, welche zumeist von Buchenverjüngung aufgebaut ist (Zerbe 1999:73-74).

Im deutlich wärmeren und wintermilden Maintal finden sich Arten, welche ihren Verbreitungsschwerpunkt in bodensauren Eichenmischwäldern (*Quercion*-Arten u.a.) haben, weswegen sich die Hainsimsen-Buchenwälder der unteren Höhenlagen des Spessarts von jenen des Hochspessarts unterscheiden (Zerbe 1999:73). Daher lassen sich die Hainsimsen-Buchenwälder des Spessarts in eine kollin-submontane und eine montane Form unterteilen (Oberdorfer 1992:202) bzw. in einen Hügelland-Hainsimsen-Buchenwald und einen Bergland-Hainsimsen-Buchenwald (Walentowski et al. 2004: 50-54), wobei es sich hier jeweils nicht um eigene Assoziationen, sondern um Höhenformen handelt, da sie sich nicht durch eigene Kennarten, sondern nur durch Trennarten voneinander unterscheiden (Oberdorfer 1992:202).

Als Trennarten kommen in der Krautschicht der kollin-submontanen Höhenstufe u.a. der Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), das Maiglöckchen (*Convallaria majalis*), das Hainveilchen (*Viola riviniana*) oder die Gewöhnliche Goldrute (*Solidago virgaurea*) vor. Als Gehölze die Hainbuche (*Carpinus betulus*) und die Vogelkirsche (*Prunus avium*). Im Hochspessart ist das Auftreten dieser Arten, falls sie überhaupt vorzufinden sind, auf thermophytische Weg- bzw. Waldsäume begrenzt. Selbst an aufgelichteten Stellen kommen sie normalerweise nicht innerhalb der Bestände vor (Zerbe 1999:73).

Während Oberdorfer (1992:202) davon ausgeht, dass die Traubeneiche (*Quercus petraea*) der kollin-submontanen Stufe des Hainsimsen-Buchenwaldes ebenfalls natürlicherweise beigemischt ist, wendet Zerbe (1999:75) ein, dass dies nur schwer beurteilbar ist, da die Eiche über Jahrhunderte hinweg mehr oder minder indirekt durch verschiedenste Waldnutzungs- und Waldbewirtschaftungsformen, wie etwa durch die Niederwaldwirtschaft oder die Ausweisung als Jagd- oder Waldweidegebiete gefördert wurde. Walentowski et al. (2004:50) merkt an, dass die Traubeneiche in trockenen Randausbildungen die stärkste Konkurrenzbaumart zur Buche darstellt. So kann es, trotz Dominanz der Buche sein, dass „*der Hainsimsen-Buchenwald auf extremen Standorten in sonnseitigen Lagen durch den Buchen-Traubeneichenwald (Luzulu-Quercetum) abgelöst*“ (Seibert 1968:302) wird, dessen Verbreitung jedoch gering ist (Seibert 1968:302). Sicher ist, dass das Vorkommen der Traubeneiche im Hochspessart ausschließlich forstlich bedingt ist (Zerbe 1999:74). In der montanen Stufe des Hainsimsen-Buchenwaldes im Hochspessart ist die Rotbuche ansonsten die einzige Hauptbaumart (Walentowski et al. 2004:54).

Zerbe (1999:74-81) unterteilt das *Luzulu-Fagetum* in Abhängigkeit von weiteren kleinräumigeren Standorteigenschaften noch in vier weitere Untergesellschaften. Da hierbei vor allem die Krautschicht eine Rolle spielt und diese im Rahmen der Arbeit nicht so feingliedrig auf den Klimawandel untersucht werden kann, werden die weiteren Untergesellschaften hier nicht aufgeführt.

### **3.3.2 Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*)**

Der Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) oder Braunmull-Buchenwald findet sich im Vergleich zum Hainsimsen-Buchenwald auf Böden mit einer besseren Nährstoffversorgung (Zerbe 1999:115). Wie auch aus Tab. 1 ersichtlich wird, gedeiht dieser daher im kristallinen Vorspessart auf den Standorten mit tiefgründiger Braunerde (Walentowski et al. 2004:60), allerdings zudem auch auf Löß, bzw. Lößlehmböden im Gebiet des Buntsandsteinspessarts (Zerbe 1999:115). Die Wälder lassen sich bodenchemisch zwischen den Moderbuchenwäldern auf extrem sauren Standorten und Kalkbuchenwäldern auf Rendzinen und Pararendzinen einordnen, sie stehen also zwischen

beiden Extremen (Ellenberg, Leuschner 2010:262). Dies zeigt sich auch bezüglich der Artenvielfalt. So ist der Waldmeister-Buchenwald im Vergleich zum Hainsimsen-Buchenwald zwar mit deutlich mehr Arten ausgestattet, gegenüber dem Waldgersten-Buchenwald (*Hordelymo-Fagetum*), ein Kalkbuchenwald frischer Standorte, jedoch relativ artenarm, so dass auch vom artenarmen Waldmeister-Buchenwald gesprochen werden kann (Oberdorfer 1992:213,219). Da sich die Böden jedoch auch gut für den Ackerbau eignen, kommen die Wälder heute natürlicherweise kaum mehr vor (Ellenberg, Leuschner 2010:262). Die Waldgesellschaft zählt zu den am stärksten zurückgedrängten zonalen Waldgesellschaften Bayerns (Walentowski et al. 2004:61). Die Humusformen reichen von Mull bis zu mullartigem Moder (Zerbe 1999:115). Die Basensättigung ist im Unterboden relativ hoch, der Oberboden ist versauert. Bezüglich des Wasserhaushaltes benötigt der Waldmeister-Buchenwald mäßig frische bis sehr frische Standorte, es finden sich aber auch Vorkommen auf hangfeuchten und mäßig wechselfeuchten Böden (Walentowski et al. 2004:60).

Zu unterscheiden ist der Hügelland-Waldmeister-Buchenwald vom Bergland-Waldmeister-Buchenwald, wobei ersterer Arten aufweist, welche aus den Eichen-Hainbuchenwäldern übergreifen, während letzterer mit Arten aus den Gebirgsnadelwäldern (Walentowski et al. 2004:58) im Spessart nicht zu finden ist (Oberdorfer 1992:214).

Wiederum wird der Waldmeister-Buchenwald von der Rotbuche dominiert (Walentowski et al. 2004:60), wobei sich auch Beimischungen von Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) finden. Eine Strauchschicht ist nicht sonderlich ausgeprägt. Neben der Buchenverjüngung gedeihen an lichtereren Stellen einzelne Exemplare von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Hasel (*Corylus avellana*) (Zerbe 1999:111-117). Auch Eschen (*Fraxinus excelsior*) sind zu finden. Erwähnenswert ist zudem, dass unter den Bäumen die Esskastanie (*Castanea sativa*) im Vorspessart als alteingebürgerte Art sehr bezeichnend ist (Walentowski et al. 2004:60). Die Tanne (*Abies alba*) kommt hingegen natürlicherweise nicht vor (Oberdorfer 1992:214). Die Krautschicht ist im Unterschied zum Hainsimsen-Buchenwald stets flächendeckend ausgebildet. Das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) dient im Spessart der pflanzensoziologischen Abgrenzung zum Hainsimsen-Buchenwald (Zerbe 1999:110-115). Der Waldmeister (*Galium odoratum*) kommt im Waldmeister-Buchenwald des Spessarts jedoch nur selten vor.<sup>3</sup> Neben dem Einblütigen Perlgras findet sich in der Krautschicht mit großen Anteilen Sauerklee (*Oxalis acetosella*), daneben etwa auch Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) und Himbeere (*Rubus idaeus*). Arten, welche den Standort neben *Melica*

---

<sup>3</sup> Warum dem so ist, lässt sich nur schwer erklären (Zerbe 1999:119). Für mögliche Ursachen siehe Zerbe (1999:118-120).

*uniflora* als relativ basenreich ausweisen sind bspw. der Männliche Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*) oder das Maiglöckchen (*Convallaria majalis*). Eine Moosschicht ist nicht sonderlich ausgeprägt (Zerbe 1999:111-115).

Das *Galio odorati-Fagetum* mit der Beimischung von Eiche und Hainbuche ist hinsichtlich der Artenzusammensetzung dem *Galio sylvatici-Carpinetum* (vg. Kap. 3.3.4) teilweise relativ ähnlich, wobei der Waldmeister-Buchenwald noch stärker von der Buche beherrscht wird. Neben der beschriebenen typischen Variante existiert noch ein basenarmer Flügel, welcher etwa durch das Vorkommen der Drahtschmiele oder der Weißen Hainsimse angezeigt wird (Zerbe 1999:111-115).

### 3.3.3 Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario holosteeae-Carpinetum*)

Das Auftreten des Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwaldes (*Stellario holosteeae-Carpinetum*) (Oberdorfer 1992:161) ist eng an feuchte Standorte wie feuchte Mulden, feuchte Verebnungsflächen oder feuchten Talgrund gebunden (Walentowski et al. 2004:130).



**Abbildung 12: Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald im Uferbereich des Glasbaches**

Quelle: Zerbe 1999:135

Im Spessart gedeiht dieser daher an ganzjährig gut durchfeuchteten Standorten wie in direkter Nähe von Bächen oder in schwach geneigter, quelliger Hanglage (Zerbe 1999:169). Dabei können ganz unterschiedliche Bodentypen von dieser Waldassoziation bestockt sein, was sich dann sowohl in Wuchsleistung, als auch Artenzusammensetzung bemerkbar macht (Oberdorfer 1992:161). Wobei Walentowski et al. (2004:124) anmerkt, dass die Böden i.d.R. gut basen- und nährstoffversorgt sind (Walentowski et al. 2004:130). In jedem Fall

zeugt das Vorkommen anspruchsvoller Arten von einer guten Nährstoffversorgung auf Standorten mit Löß- bzw. Lößlehmbeeinflussung (Zerbe 1999:169).

Die Buche wird hier durch die hohe Bodenfeuchte verdrängt (Walentowski et al. 2004:124), so dass diese entweder gar nicht, oder nicht überwiegend am Aufbau der Baumschicht beteiligt ist, was auch die Abgrenzung zu den in floristisch enger Beziehung stehenden *Fagion*-Gesellschaften erleichtert (Zerbe 1999:164). Dadurch können sich andere Baumarten gegen die Konkurrenz der Buche durchsetzen. Typischerweise sind die Hauptbaumarten die sehr lichtbedürftige, jedoch neben Trockenheit auch Staufeuchte und Überschwemmungen ertragende Stieleiche (*Quercus robur*) und die Hainbuche (*Carpinus betulus*). Die Traubeneiche (*Quercus petraea*) tritt hingegen zurück, da die

Standorte für diese i.d.R. zu feucht sind (Walentowski et al. 2004:94,130). Im Spessart jedoch ist das *Stellario-Carpinetum* weniger durch Stieleiche und Hainbuche geprägt, sondern vielmehr durch Esche, Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Schwarzerle (Zerbe 1999:166-168). Die vorkommende Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) deutet bereits die standörtliche Nähe zum Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwald (*Pruno padis-Fraxinetum*) an (Walentowski et al. 2004:130,172). Als Nebenbauarten kommen als Beimischung stellenweise Hainbuche, Stieleiche und sogar Traubeneiche vor, des Weiteren Rotbuche und Fichte (Zerbe 1999:168), wobei letztere natürlicherweise eigentlich nicht vorkommen dürfte (Walentowski et al. 2004:130).

Unterschiedlich stark ausgeprägt ist eine Strauchschicht. Dabei finden sich vor allem die Hasel (*Corylus avellana*) und die Verjüngung der bestandsbildenden Baumarten. Eine Krautschicht ist meist üppig ausgeprägt. Dabei gedeihen u.a. neben der Großen Sternmiere (*Stellaria holostea*), Sauerklee (*Oxalis acetosella*) oder Einblütigem Perlgras (*Melica uniflora*) typische Bodenfeuchteanzeiger wie das Gewöhnliche Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) oder der Wald-Ziest (*Stachys sylvatica*). Auch eine Moosschicht ist vorhanden, in welcher etwa das Wellige Sternmoos (*Plagiomnium undulatum*) oder das Spitzblättrige Schönschnabelmoos (*Eurhynchium striatum*) zu finden sind (Zerbe 1999:169).

Wiederum differenziert Zerbe (1999:165-170) den Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung weiter. Angemerkt werden soll zudem, dass die Waldgesellschaft in Bayern natürlicherweise selten vorzufinden ist, die häufig durch Grünlandnutzung dezimierten Bestände sind daher besonders schützenswert (Walentowski et al. 2004:131).

#### **3.3.4 Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald (*Galio sylvatici-Carpinetum*)**

Der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald (*Galio sylvatici-Carpinetum*) findet sich vor allem auf Pelosol (Walentowski et al. 2004:126), wie er im Bereich der Rottöne zu finden ist (Müller 1996:294), laut Zerbe (1999:151) aber auch auf löß- bzw. löblehmbeeinflussten Böden. Die Standorte trocknen vor allem während der Wachstumszeit immer wieder aus (Walentowski et al. 2004:126), wobei die Frühjahrsfrische dabei eine untergeordnete Rolle spielt. Ebenso muss die Austrocknung des Bodens nicht jedes Jahr stattfinden, alle paar Jahre genügt. So kann es in „Trockensommern“ dazu kommen, dass die tonreichen Böden Schrumpfrisse aufweisen, worunter besonders die Rotbuchen leiden (Oberdorfer 1992:167). Die Basensättigung ist, zumindest im Unterboden, hoch (Walentowski et al. 2004:126). Mullartige Humusformen überwiegen (Zerbe 1999:151). In Tab. 1 ist zudem ersichtlich, dass der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald auch im kristallinen Vorspessart gedeiht. Seibert (1968:300) gibt als Bodentypen auch Braun- und Parabraunerden an, als Ausgangssubstrate zudem die Gneise und Glimmerschiefer des

Vorspeziart, was das Auftreten der Waldgesellschaft dort erklärt. Allerdings muss die Ausbreitung des *Galio sylvatici-Carpinetum* in der Karte von Seibert (1968:298), welche nur relativ grobe Informationen enthält, kritisch beurteilt werden (Zerbe 1999:28).

Auch hier können aufgrund der verminderten Konkurrenzkraft der Buche auf den nun zu trockenen Standorten lichtbedürftige Baumarten gut gedeihen (Walentowski et al. 2004:126). Im Spessart herrscht an diesen Standorten die Traubeneiche (*Quercus petraea*) vor, hinzu treten Stieleiche (*Quercus robur*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Winterlinde (*Tilia cordata*) (Zerbe 1999:150). Diese Wälder gehören, aufgrund der geringen Lichtkonkurrenz der Eichen, zu den holzarten- und strukturreichsten Wäldern in Bayern (Walentowski et al. 2004:126). Zu den verschiedenen Baumarten tritt eine vielfältige Strauchschicht, etwa mit verschiedenen Weißdorn-Arten (bspw. *Crataegus monogyna*), Hasel (*Corylus avellana*), Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra*) oder Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.), um nur einige zu nennen.



**Abbildung 13: Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald**

Quelle: Zerbe 1999:135

zwar keine hohen Deckungsprozente, trotzdem gedeihen insgesamt zahlreiche Arten (Zerbe 1999: 148-151).

Im Spessart gehören die Bestände des Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes zur „Vikariante mit *Lonicera periclymenum*“ (Oberdorfer 1992:168), welche an das Stellario-Carpinetum angrenzt (Oberdorfer 1992:168). Zerbe (1999:150) unterteilt das *Galio-sylvatici-Carpinetum* wiederum in drei Untergesellschaften.

Die Natürlichkeit der Vorkommen der Eichen-Hainbuchenwälder ist nicht vollständig geklärt (vgl. Kap. 3.3). Auf jeden Fall breitet sich der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald schon bei geringer anthropogener Einflussnahme aus (Zerbe 1999:148). Die Konkurrenzkraft der Buche ist durch die standörtlichen Verhältnisse eigentlich nicht so stark geschwächt, dass sie etwa in dem Ausmaß, wie es Seibert (1968:298) kartiert hat,

In der Krautschicht finden sich zahlreiche wärmeliebende und mäßige Trockenheit ertragende Arten, wie etwa die Berg-Segge (*Carex montana*), das Wald-Labkraut (*Galium sylvaticum*) oder das Nickende Perlengras (*Melica nutans*), welche bezüglich der Basenversorgung alle höhere Ansprüche an den Standort stellen (Zerbe 1999:148-150).

Laut Seibert (1968:300) kommt das namensgebende Wald-Labkraut im Spessart allerdings nicht vor. Die Moosschicht erreicht



durch die Eiche verdrängt werden könnte (Zerbe 1999:157). Insgesamt sollte daher Oberdorfer (1992:167) gefolgt werden: Überall dort, wo sich die Rotbuche nicht durchsetzen kann und die genannten Standortfaktoren zutreffen, könnte der Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwald hoch kommen.

### **3.3.5 Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*)**

Der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) gedeiht an quelligen Hängen, in Quellmulden und im Randbereich von Bächen und Rinnsalen. Dabei sind die Standorte sickernass und können auch kurzfristig überschwemmt sein, allerdings nie staunass, so dass eine ausgezeichnete Sauerstoffversorgung durch gute Durchlüftung gegeben ist. Der Mineralbodenhorizont ist stark vergleyt und weist eine feuchte bis nasse Humusauflage auf (Oberdorfer 1992:147).

In der Baumschicht finden sich im Spessart vor allem die Esche (*Fraxinus excelsior*) und der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), daneben auch die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), welche vor allem auf nährstoffarmen Böden besser als die beiden erstgenannten Arten gedeiht (Zerbe 1999:173-178), bzw. ebenso an Standorten mit verlangsamtem Wasserzug und nasserem, anmoorigem Boden (Walentowski et al. 2004:162). Neben der Beimischung von Hainbuche greift in die häufig nur kleinflächig ausgebildeten Bestände hin und wieder die Rotbuche aus den angrenzenden Buchenwäldern über. Eine Strauchschicht ist nur gering ausgebildet und besteht im Wesentlichen aus der Verjüngung des Baumbestandes. Daneben sind jedoch auch bspw. Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Trauben-Holunder (*Sambucus racemosa*) oder Hasel (*Corylus avellana*) zu finden. Eine Krautschicht ist üppig ausgebildet. Hygrophyten wie die Winkelsegge (*Carex remota*), der Hain-Gilbweiderich (*Lysimachia nemorum*) und der Berg-Ehrenpreis (*Veronica montana*) sind bezeichnend. Auch sind Arten des Verbandes der Auwälder (*Alno-Ulmion*) zu finden, so etwa das Große Hexenkraut (*Circaea lutetiana*). Am Boden gedeiht eine flächige Moosschicht mit zahlreichen Moosarten, bspw. das Spitzblättrige Schönschnabelmoos (*Eurhynchium striatum*), das Langblättrige Schönschnabelmoos (*Eurhynchium praelongum*) oder das Gemeine Kurzbüchsenmoos (*Brachythecium rutabulum*) (Zerbe 1999:173-177).

Der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald gehört heute nach Art. 13 d BayNatSchG zu den geschützten Wäldern und außerdem zum prioritären LRT 91E0 der FFH-RL (Walentowski et al. 2004:163). Obwohl dieser zu den artenreichsten Waldgesellschaften des Spessarts zählt, wurden im Zuge der Intensivierung der Landnutzung (etwa durch Entwässerung, Umwandlung zu Nadelholzforsten, Grünlandnutzung oder Quellfassungen) viele Bestände vernichtet oder stark abgewandelt (Zerbe 1999:178-179).

### 3.3.6 Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae*)

Der Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (*Stellario-nemori Alnetum glutinosae*) (Walentowski et al. 2004:178), bzw. Hainmieren-Schwarzerlenwald besiedelt die Ufer- und Überschwemmungsbereiche schnellfließender Bäche (Oberdorfer 1992:147) in sauren Sand- und Silikatgebieten (Walentowski et al. 2004:176,178). Im Spessart kommt die Gesellschaft an den oft nur wenige Meter breiten Uferstrandstreifen vor, wobei flächig ausgebildete Bestände selten sind (Zerbe 1999:185). Im Vergleich zum *Carici remotae-Fraxinetum* ist der Oberboden lockerer und trockener. Vergleichte Graue Paternia, welche im nasserem Flügel in Gley übergehen kann, ist dabei der typische Boden (Oberdorfer 1992:148). Übergänge zum Winkelseggen-Erlen-Eschenwald oder zum feuchten Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) können sich in Bachtaalmulden zum Talrand hin ergeben, heute zeichnen sich die Bereiche jedoch meist durch Grünlandnutzung aus (Walentowski et al. 2004:178).



**Abbildung 14: Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald an der Hafenlohr**

Quelle: Zerbe 1999:136

Die Baumschicht wird i.d.R. ausschließlich von der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) aufgebaut (Zerbe 1999:180). Ihr dicht verzweigtes Wurzelsystem ist an die mechanische Belastung bei Überschwemmungen optimal angepasst (Walentowski et al. 2004:178). Dadurch, dass dieses bis weit unter die Bachsohle vordringt, kann die Erle auch bei den instabilen Bodenverhältnissen der Uferzone gedeihen. Zudem kann sich die Erle hervorragend durch Stockausschlag regenerieren, was besonders einer Schädigung durch Hochwasser entgegenwirkt. Auf der anderen Seite hat dies auch zu einer niederwaldartigen Bewirtschaftung vieler Erlenwälder geführt, so dass eine generativ entstandene Erlenverjüngung im dichten Uferbereich nur sehr selten zu finden ist. An der Strauchschicht beteiligen sich u.a. vereinzelt Traubenkirsche (*Prunus padus*), Hasel (*Corylus avellana*), Rote Johannisbeere (*Ribes rubrum*), Ohr- und Bruchweide (*Salix aurita* und *S. fragilis*) oder Schwarzer- und Trauben-Holunder (*Sambucus nigra* und *S. racemosa*). In der üppigen, den Boden häufig vollständig bedeckenden Krautschicht finden sich neben der namensgebenden Waldsternmiere (*Stellaria nemorum*) viele Stickstoffanzeiger wie etwa Brennnessel (*Urtica dioica*), Brombeere und Himbeere (*Rubus fruticosus* agg. und *R. idaeus*), oder Kletten-Labkraut (*Galium aparine*). Das hier viele Stickstoffanzeiger gedeihen ist allerdings nicht auf anthropogene Stickstoffeinträge zurückzuführen. Vielmehr rührt dies aus den regelmäßigen Überschwemmungen und einer

raschen Mineralisation der organischen Substanz bei ausreichender Sauerstoffversorgung (Zerbe 1999:180-185). Eine Moosschicht ist unterschiedlich stark ausgeprägt, Welliges Sternmoos (*Plagiomnium undulatum*), Langblättriges Schönschnabelmoos (*Eurhynchium praelongum*) oder Gemeines Kurzbüchsenmoos (*Brachythecium rutabulum*) erreichen dabei höhere Deckungsanteile. Auf eine weitere Einteilung in Subgesellschaften, welche sich durch unterschiedlichen Wasserhaushalt auszeichnen, wird an dieser Stelle wiederum verzichtet (Zerbe 1999:185).

Wie auch der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald gehört der Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald zum prioritären LRT 91E0 der FFH-RL und zu den geschützten Wäldern nach Art.13 d BayNatSchG (Walentowski et al. 2004:179). Auwälder im Allgemeinen werden durch eine intensive Landnutzung, welche bis dicht an die Gewässer heranreicht, zurückgedrängt und vernichtet, woraus sich zahlreiche Umweltprobleme ergeben. Durch Flussbegradigungen, welche wiederum Hochwasserregulierungen und anderen Verbauungen nach sich ziehen, werden wertvolle Lebensräume für Tiere und Pflanzen, welche auf diese Feuchtbiotope angewiesen sind, zerstört (Zerbe 1999:186-187). Auch besitzen die Erlen-Ufergehölze eine wichtige Funktion in Bezug auf die Gewässerqualität, da sie als Nährstofffilter vor einem Düngereintrag aus der Landwirtschaft schützen und zudem als Sedimentfänger einer Verschlammung des Bachbetts entgegen wirken (Walentowski et al. 2004:179). Dies ist im Spessart besonders für die stark gefährdete Flussperlmuschel und die Bachforelle, dem Wirt ihrer Larve, von Bedeutung (LfU 2012b:2-4). Da es aktuell auch im Spessart nur noch wenige Reste der Erlenauwälder gibt, sollten diese in jedem Fall erhalten bleiben. Grundsätzlich abzulehnen sind Nadelholzaufforstungen in Auenbereichen, welche auch im Spessart oftmals auf den Flächen ehemals genutzter Wiesentäler vorgenommen wurden (Zerbe 1999:187).

### **3.3.7 Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwald (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*)**

Die Bruchwälder gehören zum Verband der *Alnion glutinosae*, welche innerhalb der Ordnung *Alnetalia glutinosae* eine eigene Klasse (*Alneta glutinosae*) bilden (Walentowski et al. 2004:198). Die Schwarzerlenbruchwälder gedeihen auf nassen, niedermoorartigen Böden, vorwiegend in tiefgelegenen (Vorkommen nicht über 500-600m ü NN) Niederungs- und Muldenlagen (Oberdorfer 1992:30). Zerbe (1999:195) gibt als Standort für den Spessart vernässte Talbereiche (z.B. Quellsümpfe) oder verlandete Altarme der Bäche an. Durch das Vorkommen von Bult-Schlenken-Komplexen kann der Wasserhaushalt (und damit die vorzufindenden Arten) auf kleiner Fläche stark variieren (Zerbe 1999:195). Der i.d.R. stark zersetzte Niedermoorortof weist eine mittlere bis gute

Basenversorgung auf (Walentowski et al. 2004:200). Die Böden sind relativ nährstoffreich (Oberdorfer 1992:30).

Die namensgebende und weitgehend konkurrenzlos die Baumschicht beherrschende Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) (Zerbe 1999:194) ist auch für den in Kap 3.3.6 beschriebenen Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald bezeichnend (Walentowski et al. 2004:198). Von diesem lässt sich der Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwald durch in der Krautschicht vorkommende Arten, wie etwa der namensgebenden Walzensegge (*Carex elongata*), sowie den *Alnion*- bzw. *Alnetalia*-Arten Sumpflappenfarn (*Thelypteris palustris*) und Sumpfreitgras (*Calamagrostis canescens*), abgrenzen. Andere Gehölzarten, etwa die Traubenkirsche (*Prunus padus*), sind nur selten vorzufinden. In der Strauchschicht, welche auch nur in aufgelichteten Beständen und dort mit geringen Deckungswerten gedeiht, kommen Faulbaum (*Frangula alnus*) und Stockausschläge der Erle vor. Weitere Arten der Krautschicht sind vor allem Staunässe ertragende Süß- und Sauergräser, neben der Walzensegge und dem Sumpfreitgras z.B. auch die Sumpfssegge (*Carex acutiformis*) oder die Waldsimse (*Scirpus sylvaticus*) (Zerbe 1999:192-195).

Der Schwarzerlenbruchwald ist generell durch Entwässerung und der damit einhergehenden Grundwasserabsenkung, durch Bachbegradigungen und anderen Veränderungen des natürlichen Bachlaufs, sowie die Umwandlung in Grünland selten geworden (Zerbe 1999:196) und stark gefährdet (Oberdorfer 1992:30). Dies gilt auch für den Spessart (Zerbe 1999:196). Der sehr sensible Waldstandort zählt wiederum zu den nach Art. 13d des BayNatSchG geschützten Wäldern, der Erhalt steht im Vordergrund, daneben auch die Neuschaffung durch eine Wiedervernässung (Walentowski et al. 2004:201). Dies ist nicht nur für die an das Feuchtbiotop gebundenen Tiere und Pflanzen von Bedeutung, sondern auch für die Sicherung und Stabilisierung des Wasserhaushaltes (bspw. die Selbstreinigung der Gewässer oder den Hochwasserschutz) (Zerbe 1999:196-197).

### **3.3.8 Weitere Waldgesellschaften: Edellaubholz- und Blockhangwälder**

Weitere im Spessart kleinflächig vorzufindende Waldgesellschaften sind der Birken-Silikatblockwald (Walentowski et al. 2004:11), bzw. Karpatenbirken-Ebereschens-Blockhangwald (*Betula pubescens*-*Sorbus aucuparia*-Gesellschaft) (Zerbe 1999:218), der Spitzhorn-Sommerlindenwald (Walentowski et al. 2004:11), bzw. Sommerlinden-Spitzhorn-Blockhangwald (*Tilia platyphyllos*-*Acer platanoides*-Bestand) (Zerbe 1999:222), sowie der Eschen-Bergahorn-Blockwald (*Fraxino-Acerium pseudoplatani*) (Walentowski et al. 2004:11), bzw. Eschen-Ahorn-Schatthangwald (Zerbe 1999:205).

Der Karpatenbirken-Ebereschens-Blockhangwald (in Tab. 1 nicht aufgelistet) stockt auf trockenen bis frischen, weitgehend feinerdearmen Block-Humusstandorten. Die edaphische Trockenheit, bedingt durch das Fehlen von Feinerde, wird durch die kühl-

humide lokalklimatische Situation abgeschwächt. Durch das Kluftsystem entstehen Kaltluftströme, zudem besteht Spätfrostgefahr. Auch zeichnen sich die Gesteinsoberflächen durch starke Temperaturgegensätze aus. Die Böden sind generell sauer, Humusformen sind Rohhumus oder rohhumusartiger Moder (Walentowski et al. 2004:298). Diese Waldgesellschaft ist vor allem im Nordspessart zu finden. Natürlicherweise dominant ist die Moorbirke (*Betula pubescens*) und die Karpatenbirke (*Betula pubescens* var. *glabrata*) (Zerbe 1999:218). Im Spessart gedeiht hier zudem die Traubeneiche (Walentowski et al. 2004:298). In der wenig deckenden Strauchschicht finden sich Verjüngungen der Eberesche und heute auch der Fichte (Zerbe 1999:218), letztere natürlicherweise hier nicht vorkommend (Walentowski et al. 2004:298). Breitblättriger und Gewöhnlicher Dornfarn (*Dryopteris dilatata* und *D. carthusiana*) wachsen zwischen der bodendeckenden Heidelbeere (Zerbe 1999:219). Die Moosschicht wird u.a. durch das Dreilappige Peitschenmoos (*Bazzania trilobata*) und das Bogige Krummstielmoos (*Camphylopus flexuosus*) geprägt (Walentowski et al. 2004:298), auf zeitweilig stagnierende Nässe deutet das flächig auftretende Torfmoos *Sphagnum capillifolium* hin (Zerbe 1999:219). Durch die schlechte Zugänglichkeit zeigen sich bei dieser Waldgesellschaft kaum Nutzungseinflüsse. Aufgrund des bedeutsamen Refugiums der Moorbirke ist die Gesellschaft wiederum nach Art. 13d BayNatG geschützt (Walentowski et al. 2004:299).

An stark bis sehr stark geneigten Hängen östlicher Expositionen gedeiht der Sommerlinden-Spitzahorn-Blockhangwald. Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*A. platanoides*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) sind hier in der Baumschicht vorherrschend. Die Traubeneiche ist ebenfalls zu finden, die Buche tritt nur im Randbereich auf. Neben den anspruchsvollen Edelbaumhölzern zeigen Goldnessel (*Lamium galeobdolon*) und Stinkender Storchschnabel (*Geranium robertianum*) bessere Nährstoffverhältnisse an. In der Moosschicht gedeiht u.a. Welliges Sternmoos (*Plagiomnium undulatum*). Insgesamt sind die Standorte subozeanisch und sommerwarm. Die Sommerlinde, welche sonst nur selten im Spessart vorzufinden ist, erreicht nirgends sonst so hohe Anteile wie hier (Zerbe 1999:223-224). Aufgrund der schlechten Zugänglichkeit sind die Nutzungseinflüsse gering. Zudem ist der Sommerlinden-Spitzahorn-Blockhangwald wiederum nach Art. 13d BayNatG geschützt (Walentowski et al. 2004:138-139).

An steilen Hängen mit Neigungen von etwa 30 Grad wächst der Eschen-Bergahorn-Blockwald. Dieser benötigt eine ganzjährig gute Wasserversorgung, daher gedeiht er an schattigen Hängen (Zerbe 1999:206). Die Böden sind lehmig bis tonlehmig (Walentowski et al. 2004:146), und liegen vor allem über dem Oberen Buntsandstein (Zerbe 1999:206). Generell ist der Eschen-Bergahorn-Blockwald humusreich mit kleinflächig wechselnden

Humusformen (Walentwoski et al. 2004:146). In der Baumschicht dominieren Edellaubhölzer wie Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Spitzahorn (*A. platanoides*), Bergulme (*Ulmus glabra*) und Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*). Bingelkraut (*Mercurialis perennis*) und Goldnessel (*Lamium galeobdolon*) sind bezeichnend für die flächendeckende Krautschicht. Generell kommt der Eschen-Bergahorn-Blockwald aber lokal nur sehr begrenzt vor (Zerbe 1999:205-207). Wiederum ist der Wald nach Art. 13d BayNatG geschützt (Walentwoski et al. 2004:147).

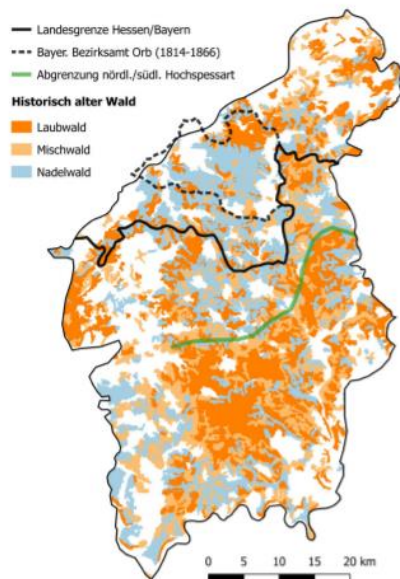
### 3.4 Die gegenwärtige Wald- und Forstvegetation des Spessarts

Der Spessart schien in früheren Jahrhunderten unheimlich und unergründlich (Gerndt 1976:315). Auch wenn sich der Spessart insgesamt durch einen hohen Waldanteil und wenig Ackerbau auszeichnet, bietet aufgrund der Geologie und Pedologie nur der landwirtschaftlich nicht nutzbare Kernbereich des zentralen Spessarts heute den Anblick eines undurchdringlichen Waldes. Doch selbst hier handelt es sich weniger um einen Wald, als vielmehr um Forste, welche die jahrhundertelangen Eingriffe des Menschen zeigen (Müller 1996:264-265). Die heutige Vegetationsdifferenzierung ist dabei nicht nur ein Resultat der natürlichen Standortverhältnisse, sondern überwiegend durch anthropogene Nutzung und Gestaltung geprägt (Zerbe 1999:42). Um die gegenwärtige Wald- und Forstvegetation nachvollziehen zu können, welche anschließend erläutert wird, soll daher vorab ein kurzer Überblick über die historische Nutzung des Spessarts gegeben werden.

#### 3.4.1 Die Auswirkungen auf die Waldlandschaft durch die Wirtschafts- und Siedlungsgeschichte

Während die Täler, v.a. von Main, Aschaff und Elz, bereits sehr früh besiedelt wurden, das Maintal über weite Strecken bereits zu vorrömischer Zeit, blieb der größte Teil des Hochspessarts in frühmittelalterlicher, merowingisch-karolingischer Zeit ungenutzt. Unter dem Einfluss des Erzbistums Mainz, an welches der Spessart um 982/983 übergegangen ist, erfuhr der nördliche Hochspessart eine Sonderentwicklung (Zerbe 1999:42-43), welcher allerdings heute größtenteils dem Bundesland Hessen angehört (Mölder et al. 2017:69). Der Nordspessart war bis in die zweite Hälfte des 13. Jahrhunderts durch Rodungs- und Siedlungstätigkeit geprägt, auch die ersten Waldglashütten entstanden am Rande des Nordspessarts im 12. Jahrhundert. Der übrige Teil war zunächst von territorialpolitischen Auseinandersetzungen mit den Grafen von Rieneck betroffen, was der Burgenbau erkennen lässt. 1271 war die Fehde beendet (Zerbe 1999:44). Der südliche Teil des Hochspessarts war im Anschluss daran das Hauptjagdgebiet der Mainzer Kurfürsten, was auch die Förderung der Eiche im südlichen Teil des Hochspessarts zur Folge hatte (Vanselow 1960:271). Daneben schützte die allgemeine Landflucht den Hochspessart vor

einer umfangreicheren Besiedelung bis zum Ende des 30jährigen Krieges (Zerbe 1999:44-45).



**Abbildung 15: Verteilung historisch alter Waldstandorte im Spessart**

Quelle: Mölder et al. 2017:70

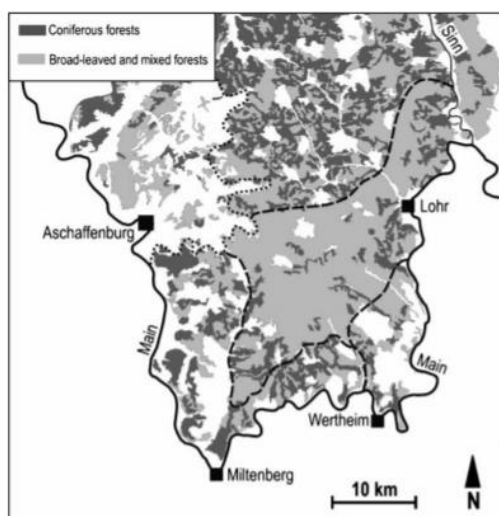
Nach dem 30-jährigen Krieg waren es vor allem die bereits im 15. Jahrhundert verstärkt gegründeten Glashütten (Vanselow 1960:272), welche die Siedlungs- und Waldentwicklung im Nordspessart bestimmten. Der damit verbundene wirtschaftliche Aufschwung im nördlichen Teil ging mit einem raschen Bevölkerungswachstum einher, was wiederum verstärkte Rodungen nach sich zog. Zum späten 18. Jahrhundert kam das Glashüttenhandwerk weitgehend zum Erliegen. Die Landwirtschaft stellt nun die entscheidende Ernährungsgrundlage für die Bevölkerung dar und der Nutzungsdruck auf die Waldstandorte nahm nochmals zu, so dass sowohl die Waldbestände wie auch der Waldboden durch Streunutzung und Waldweide im Nordspessart komplett übernutzt und gerodet worden waren. Der südliche Hochspessart hingegen unterlag der jahrhundertelangen Nutzung als Jagdgebiet mit den sogenannten „Forstordnungen“ durch Mainz, die u.a. Regelungen zur Jagd, Holznutzung, Viehweide und Rodungen enthielten, so dass sich hier kein übermäßiges Bevölkerungswachstum einstellte und der Spessart vor einem daraus resultierende Nutzungsdruck auf die Wälder bewahrt wurde. Die Förderung von Mastbäumen und die Schäden, welche hohe Wildbestände (v.a. auf die Waldstruktur) anrichten hatten hier allerdings auch Folgen. Besonders die berühmten, heute 300-400jährigen „Spessarteichen“<sup>4</sup> zeugen noch hiervon. 1814 ging der Spessart schließlich an Bayern über, zu einer Zeit, in der große Teile des südlichen Spessarts als „Wildpark“

<sup>4</sup> Über die genauere Entwicklung der Eiche im Spessart vgl. Vanselow 1960 und Mölder et al. 2017.

eingezäunt waren und insgesamt ein großer Eichenanteil vertreten war. Schließlich sei noch angemerkt, dass auch der Südspessart von Holz-Weide- und Streunutzung betroffen war. Bis in die 1950er Jahre wurde Streu aus dem Wald entnommen, was besonders auf den überwiegend vorkommenden basenarmen Standorten, auf welchen der Nährstoffkreislauf wesentlich durch die organische Auflage bestimmt wird, zur Zerstörung der Waldstandorte führte.

Die frühe Besiedelung im Maintal und auf den Lößflächen des südwestlichen und südöstlichen Spessarts geht neben der Begünstigung hinsichtlich des Klimas und den besseren geo- bzw. pedologischen Verhältnissen auch auf die verkehrspolitische Bedeutung des Mains, bzw. des Maintales zurück. Obwohl hierzu bislang nur wenige Untersuchungen vorliegen, ist davon auszugehen, dass die Kiefer als Bau- und Brennholz, daneben auch zur Pechgewinnung, hier bereits viel früher gefördert wurde. Auch zeugen etwa im Südwest-Spessart noch heute vorhandene Niederwaldstrukturen von zahlreichen „Bauernhecken“, worunter Waldland verstanden wird, welches durch die Bauern niederwaldig bewirtschaftet wurde und sich durch zwischenzeitlich eingeschobene Ackernutzung auszeichnet. Auch dem Weinbau kam aufgrund der wärmeren Lage eine Bedeutung zu.

Ab 1800 setzte das Zeitalter planmäßiger Forstwirtschaft ein. Im Nordspessart wurden die Flächen überwiegend (10 000 ha) mit Nadelholz, vor allem Kiefer und Fichte, aufgeforstet, woran sich auch bis heute nicht viel geändert hat. (Zerbe 1999:45-50). Im südlichen Bereich wurde der Wert der Eichenbestände entdeckt und diese daraufhin zunehmend ausgeschöpft. In der Folgezeit wurde die Eichenanzucht durch die bayerische Forstverwaltung intensiv gefördert (Vanselow 1960:274-278). Der Eichenreichtum des südlichen Spessarts resultiert also aus der gesamten Nutzungsgeschichte.



**Abbildung 16: Heutige Waldbedeckung im Spessart**

Quelle: Zerbe 2004:263



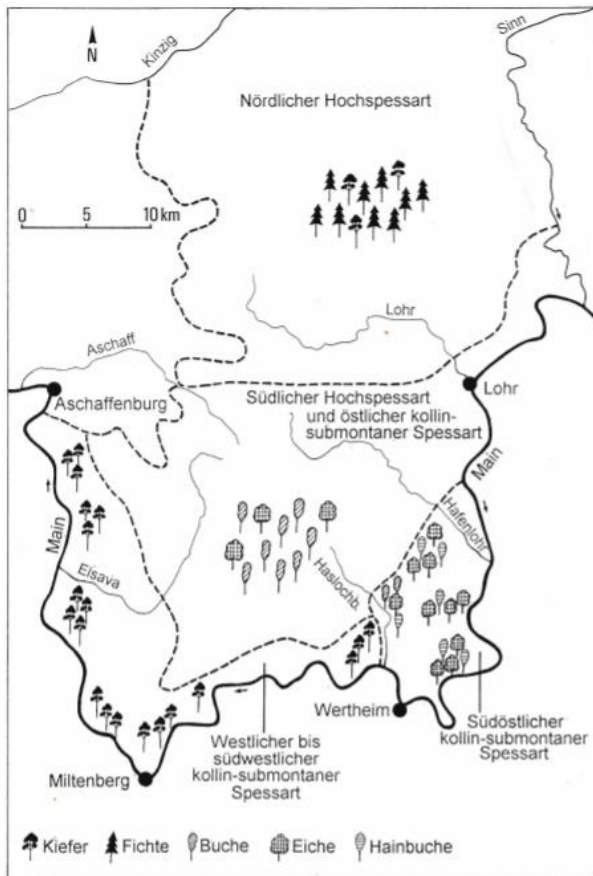
Die heutige Waldbedeckung (vgl. Abb. 16) spiegelt dabei natürlich auch die Siedlungsgeschichte wieder, welche allerdings auch mit anderen Faktoren verzahnt ist, wie z.B. den Böden. Ein vergleichsweise geringer Waldflächenanteil zeigt sich im westlichen, südwestlichen und südöstlichen Buntsandsteingebiet, im Maintal und dem kristallinen Vorspessart. Der Nordspessart zeichnet sich gegenüber dem Südspessart durch zahlreiche Rodungsinseln aus (Zerbe 1999:53-54), welche aufgrund der Siedlungstätigkeit, bzw. bäuerlichen Nutzung, und der frühindustriellen Holzentnahme für die Glashütten entstanden sind (Müller 1996:294). Zu erwähnen ist zudem, dass die Auen sowohl historisch als auch aktuell durch Grünlandnutzung geprägt sind. Wie bei der Entnahme der Waldstreu werden dabei durch die Entnahme des Mähgutes dem Boden Nährstoffe entzogen, was auf den nährstoffarmen Böden die Produktionskraft der Wiesen verringerte. Gedüngt wurden die Wiesen dabei kaum, der vorhandene Dünger wurde auf die Äcker ausgebracht. Schließlich sei noch vermerkt, dass die höheren Temperaturen im Vorspessart, sowie die dort verminderte Spätfrostgefahr, den Streuobstanbau begünstigen (Müller 1996:297-299).

#### **3.4.2 Die aktuelle Bestockung des Spessarts**

Die Waldlandschaft wurde zum einen über Jahrhunderte durch verschiedene Nutzungsarten, von welchen die wichtigsten beschrieben worden sind, verändert. Darüber hinaus zeigt sich auch der Einfluss der modernen Forstwirtschaft, vor allem durch unterschiedliche Typen der Nadelholzaufforstung, etwa mit Kiefer, Fichte, Douglasie, Lärche u.a. (Zerbe 1999:290).

Wie auch aus Abb. 16 hervorgeht, sind heute vor allem die landwirtschaftlich nicht nutzbaren Gebiete mit Wald bestockt (Müller 1996:266-267). Zerbe (1999:291) differenziert allein für den Buntsandsteinspessart 23 verschiedene Wald- und Forstgesellschaften der aktuellen realen Vegetation, die hier nicht alle im Einzelnen beschrieben werden können.

Das Gebiet des Buntsandsteinspessarts, welches mit einer Fläche von etwa 2092 km<sup>2</sup> den weitaus größten Teil des Spessarts ausmacht (Meynen, Schmithüsen 1955:230), kann jedoch aufgrund standörtlicher, kulturhistorischer und vegetationskundlicher Faktoren in vier Teilräume differenziert werden, welche sich sowohl hinsichtlich der abiotischen Standortverhältnisse als auch der Siedlungs- und Waldgeschichte, der aktuell vorherrschenden Landnutzung sowie der auf die Fläche bezogenen aktuell dominierenden Vegetationseinheiten der Forste und Wälder mit ihren jeweiligen Hauptbaumarten unterscheiden (Zerbe 1997b:262).



**Abbildung 17: Die aktuelle Bestockung im Buntsandsteinspessart**

Quelle: Zerbe 1999:294

Dies sind (vgl. Abb. 17) erstens der nördliche Hochspessart mit einem derzeit hohen Anteil an Fichten- und Kiefernforsten (Zerbe 1999:292), welcher sich jedoch überwiegend in Hessen befindet (Mölder et al. 2017:69). Zweitens der südliche Hochspessart und östliche kollin-submontane Spessart, heute überwiegend gekennzeichnet durch Buchen-, Buchen-Eichen- und Eichenbestände. Drittens der westliche bis südwestliche kollin-submontane Spessart, welcher sich durch Kiefernreinbestände und, neben der Forstwirtschaft, durch Landwirtschaft und lokalen Weinbau auszeichnet. Viertens der südöstliche kollin-submontane Spessart, in welchem, neben der Landwirtschaft, v.a. Eichen-Hainbuchen-, Buchen-Birken-Eichen- und Buchenbestände zu finden sind (Zerbe 1999:292-293). Nicht von Zerbe (1999) untersucht ist wiederum der kristalline Vorspessart, auf welchen jedoch auch eingegangen werden soll.

#### 3.4.2.1 Nördlicher Hochspessart (Kiefern-Fichten-Spessart)

Der nördliche Hochspessart ist aufgrund der historischen Übernutzung und Devastierung bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts mit Nadelholzaufforstungen bestockt worden. Heute sind hier Harzer-Labkraut-Fichtenforst (*Galio harcynici-Piceetum*) und Rotstengelmoos-Kiefernforst (*Pleurozio schreberi-Pinetum sylvestris*) vorzufinden (Zerbe 1999:295). Natürlicherweise würde hier der Hainsimsen-Buchenwald gedeihen. Durch die veränderten

Lichtbedingungen und die chemische Zusammensetzung der Streu, die sich in Nadelgehölzen bildet, verändern sich natürlich auch die begleitenden Pflanzengesellschaften im Unterwuchs (Müller 1996:295).

Zwar zeigt der Harzer-Labkraut-Fichtenforst mit Arten wie bspw. der Weißen Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Pillen-Segge (*Caex pilulifera*) oder dem Schönen Widertonmoos (*Polytrichum formosum*) floristisch-soziologische Beziehungen zum naturnahen Hainsimsen-Buchenwald, allerdings treten als Folge der generationsweisen, standort- und vegetationsverändernden Fichtenbestockung etwa auch das Harzer Labkraut (*Galium harcyenicum*), der Breitblättrige Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) oder das Verschiedenblättrige Kammkelchmoos (*Lophocolea heterophylla*) auf (Zerbe 1997b:259). Generell muss zu Fichtenforsten noch gesagt werden, dass sich die Artenanzahl mit dem Bestandsalter verändert. Während nach der Pflanzung in den noch dunklen Forsten die Artenanzahl an Höheren Pflanzen und Moosen sowie die Deckung der Kraut- und Mooschicht stark zurückgeht, erhöht diese sich wieder mit der forstlich bedingten Auflichtung in Abhängigkeit vom Bestandsalter (Zerbe 1999:229-230).

Neben den Reinbeständen mit Fichte (*Picea abies*) finden sich jene mit Kiefer (*Pinus sylvestris*). Der Roststengelmoos-Kiefernforst stockt meistens auf südlich bis westlich exponierten Hanglagen. Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) baut dabei flächenhaft die Krautschicht auf, welche zudem noch von der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) durchsetzt wird. Das Roststengelmoos (*Pleurozium schreberi*) ist bezeichnend für die Mooschicht. Im Gegensatz zu den Fichtenforsten, in welchen sich häufig allein die Fichte flächenhaft verjüngt, kommen in Kiefernforsten zudem Traubeneiche und Buche in der Kraut- und Strauchschicht vor (Zerbe 1997b:259). Auch für die Kiefernforste lassen sich in Abhängigkeit von Bestandsalter und Durchforstung unterschiedliche Artenanzahlen feststellen, jedoch bildet sich bei Kiefernforsten aufgrund des lichtdurchlässigen Kronendachs bereits wesentlich früher eine flächendeckende Kraut- und Mooschicht aus, als bei den Fichtenbeständen (Zerbe 1999:251-258).

#### 3.4.2.2 Südlicher Hochspessart und östlicher kollin-submontaner Spessart (Eichen-Buchen-Spessart)

Aufgrund der in Kap. 3.4.1 beschriebenen historischen Nutzung des südlichen Spessarts als Jagdrevier und der damit einhergehenden Verhinderung einer stärkeren Besiedelung (Zerbe 1999:298) dominieren hier aktuell Laub(misch)wälder. Als typische Waldgesellschaft der sauren Buntsandsteinböden ist der Hainsimsen-Buchenwald weit verbreitet, die Beimischung der Traubeneiche ist forstlich bedingt (Zerbe 1997b:259). Die sowohl indirekte als auch spätere direkte Förderung der Traubeneiche verhalfen der Baumart, einen bedeutenden Flächenanteil einzunehmen, was unter natürlichen

Bedingungen durch die hohe Konkurrenzkraft der Buche nicht möglich gewesen wäre. So benötigen vor allem die Eichenforste des Hochspessarts, genauer: die Heidelbeer-Eichenforste (*Vaccinium myrtillus-Quercus petraea*-Gesellschaft), eine besondere waldbauliche Pflege für die Entwicklung, ebenso wie die im östlichen kollin-submontanen Spessart zu findenden bodensauren Buchen-Birken-Traubeneichenforste (*Betulo-Quercetum petraeae*) (Zerbe 1999:298).

Die Krautschicht der Heidelbeer-Eichenforste ist durch das Auftreten von säuretoleranten Arten geprägt, wie etwa die oft flächeneckend auftretende Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) oder die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) (Zerbe 1997b:259). Während in der ersten Baumschicht die Traubeneiche (*Quercus petraea*) dominiert, erlangt in der zweiten Baum- und Strauchschicht die Buche deutliche Anteile. Beigemischt sind den Beständen zudem hin und wieder Lärche (*Larix decidua*), Kiefer (*Pinus sylvestris*), Fichte (*Picea abies*) und Strobe (*Pinus strobus*). Das Weißmoos (*Leucobryum glaucum*) verweist auf einen besonders nährstoffarmen Bereich innerhalb des Heidelbeer-Eichenforstes. Auf etwas bessere Standortverhältnisse lässt hingegen bspw. das Vorkommen von Buschwindrösschen (*Anemone nemorosa*) schließen (Zerbe 1999:100-101).

In den tieferen Lagen wird der Heidelbeer-Eichenforst durch die kollin-submontanen Eichenmischbestände, die Buchen-Birken-Traubeneichenforste (*Betulo-Quercetum petraeae*), abgelöst (Zerbe 1997b:259). In Kap. 3.3 wurde bereits erläutert, warum diese hier nicht bei den natürlichen Waldgesellschaften aufgeführt wurden. In der Baumschicht dieser für den Arten- und Biotopschutz sehr wichtigen Bestände (Walentowski et al. 2004:109) dominieren Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Stieleiche (*Quercus robur*) (Zerbe 1999:87), wobei erstere an sehr trockenen und letztere v.a. an wechselfeuchten Standorten zu finden ist (Walentowski et al. 2004:108). Die Kiefer (*Pinus sylvestris*) ist, forstlich bedingt, häufig beigemischt (Zerbe 1999:87), wobei in diesem Fall an sehr trockenen Felskörpern möglicherweise auch kleinstflächige natürliche Reliktorkommen zu vermuten sind (Walentowski et al. 2004:108). Das Auftreten der Birke (*Betula pendula*) ist an sehr lichte Bestände geknüpft. Hier gedeiht eine artenreiche Strauchschicht, in welcher häufig der Faulbaum (*Frangula alnus*) anzutreffen ist, zudem auch die Hasel (*Corylus avellana*), der Eingriffelige Weißdorn (*Crataegus monogyna*), die Schlehe (*Prunus spinosa*) und viele weitere. Die Krautschicht ist meist flächendeckend mit säurezeigenden und anspruchslosen Arten ausgeprägt (Zerbe 1999:91-92). Bezeichnend ist der Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*) (Sautter 2003:89) aber auch Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*) und Pillen-Segge (*Carex pilulifera*) sind bedeutend. In der Moosschicht ist u.a. das Schöne Widertonmoos

(*Polytrichum formosum*) vertreten. All diese Arten zeigen die enge floristische Beziehung zum bodensauren Hainsimsen-Buchenwald an (Zerbe 1999:92).

Der Buchen-Birken-Traubeneichenforst ist potenziell bis stark gefährdet (Sautter 2003:91) jedoch teilweise nach Art. 13d BayNatG geschützt. Von großer Bedeutung sind die Bestände nicht nur aus kulturhistorischer Sicht, sondern auch aufgrund des Arten- und Biotopschutzes (Walentowski et al. 2004:109). Insgesamt verkleinern sich die Flächen jedoch kontinuierlich, so dass deren Erhalt wohl nur in Form von „Freilandmuseen“ der Waldnutzung bei besonders repräsentativen Beständen möglich ist (Sautter 2003:91).

#### 3.4.2.3 Westlicher bis südwestlicher kollin-submontaner Spessart (kollin-submontaner Kiefern-Spessart)

Aufgrund der bereits in Kap. 3.4.1 beschriebenen Faktoren (Böden, Klima, verkehrspolitische Bedeutung des Mains), wurde dieses Gebiet im Vergleich zum Hochspessart wesentlich früher besiedelt. Ursprüngliche Nutzungsarten waren hier Niederwaldwirtschaft, Waldweide und Streunutzung, so dass die Waldstandorte an den Buntsandsteinhängen, sowie den Schwemmsandflächen des Mains, bereits vor der flächenhaften Aufforstung stark zerstört waren. Durch den Wechsel von Brache und Nutzung wurden Standortverhältnisse geschaffen, welche ideale Bedingungen für die Kiefer als Pioniergehölz darstellen. Der Roststengelmoos-Kiefernforst (*Pleurozium schreberi-Pinetum sylvestris*) ist hier heute dominant (Zerbe 1999:300). Im Unterschied zum bereits beschriebenen Roststengelmoos-Kiefernforst des nördlichen Hochspessarts treten in der kollin-submontanen Variante bspw. noch Arten wie der Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*) oder der Behaarte Ginster (*Genista pilosa*) hinzu (Zerbe 1997b:259-260).

#### 3.4.2.4 Südöstlicher kollin-submontaner Spessart (Buchen-Eichen-Hainbuchen-Spessart)

Der südöstliche Buntsandsteinspessart zeichnet sich durch ein reichhaltiges Mosaik aus vielen unterschiedlichen Wald- und Forstgesellschaften aus. Einerseits ist dies durch den Wechsel von sowohl basenreichen Löß- bzw. Lößlehmböden und basenarmen Buntsandsteinböden bedingt, andererseits durch historische Nieder- und Mittelwaldnutzung. Verbreitungsschwerpunkt besitzt hier das *Galio sylvatici-Carpinetum* (vgl. Kap. 3.3.4), zudem finden sich Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) (vgl. Kap. 3.3.2), Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario holosteeae-Carpinetum*) (vgl. Kap. 3.3.3), der kollin-submontane Buchen-Birken-Traubeneichenforst (*Betulo-Quercetum petraeae*) (vgl. Kap. 3.4.2.2) und der Perlgras-Fichtenforst (*Melica uniflora-Picea abies*-Gesellschaft) (Zerbe 1997b:260-261). Zumeist sind es kleine Waldflächen

innerhalb einer intensiv genutzten Ackerlandschaft, lediglich die zum Main abfallenden steilen Hänge sind überwiegend bewaldet (Zerbe 1999:302-303).

Da bisher noch nicht beschrieben, soll an dieser Stelle noch kurz auf den Perlgras-Fichtenforst (*Melica uniflora*-*Picea abies*-Gesellschaft) eingegangen werden, welcher auf Löß- bzw. Lößlehmböden im kollin-submontanen Spessart stockt. Neben der in der Baumschicht dominierenden Fichte findet sich eine schwach ausgeprägte, jedoch artenreiche Strauchschicht, meist aus der Verjüngung von Buche, Hainbuche, Traubeneiche, Bergahorn, Esche und Sträuchern, etwa dem Hasel oder dem Schwarzem- und Trauben-Holunder. In der Krautschicht kommt z.B. das Einblütige Perlgras (*Melica uniflora*) vor. Daneben häufig zahlreiche Arten der mesophytischen Laubmischwälder (*Fagetalia*-Arten), wodurch sich die Gesellschaft auch vom Harzer-Labkraut-Fichtenforst unterscheidet. Generell gehört die Gesellschaft zur Ordnung der mesophytischen Laubwälder, eine floristische Beziehung zu Nadelwäldern ist nur durch die Fichte und im Unterwuchs durch die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) gegeben. Auf eine ganzjährig gute Wasserversorgung durch den höheren Lehmgehalt des Bodens deuten das Wellige Sternmoos (*Plagiomnium undulatum*) und das Kriechsternmoos (*P. affine*) hin (Zerbe 1999:236-240).

Im Vergleich zum gesamten Natur- bzw. Kulturraum Buntsandstein-Spessart zeichnet sich dieser Teilraum durch eine sehr hohe Vegetations- und Artenvielfalt aus. Auch überregional gefährdete bzw. geschützte Arten haben hier ihren Verbreitungsschwerpunkt, bspw. das Maiglöckchen (*Convallaria majalis*), das Purpur-Knabenkraut (*Orchis purpurea*) oder die Schwarze Teufelskralle (*Phyteuma nigrum*) (Zerbe 1997b:262).

#### 3.4.2.5 Die aktuelle Bestockung des kristallinen Vorspessarts

Der Vorspessart ist ein buntes Mosaik aus Wiesen, Feldern, Waldparzellen und Siedlungen, zeichnet sich jedoch insgesamt durch Waldarmut und eine dichte Besiedelung aus. Lediglich der Hahnenkamm, welcher den Vorspessart im Westen und Nordwesten begrenzt, ist stärker bewaldet. Hier findet sich vor allem die Kiefer, die Böden sind aufgrund der Holzwirtschaft früherer Jahrhunderte dort stark verarmt, so dass anspruchsvollere Laubholzarten nicht mehr gedeihen können (Meynen, Schmithüsen 1955:233-235). Allerdings sind die Böden des Hahnenkamms auch aufgrund der hier vorzufindenden Quarzit-Glimmerschiefer-Serie von Natur aus kaum fruchtbar (Müller 1996:268). Im Allgemeinen finden sich kaum Daten zur aktuellen Bestockung des kristallinen Vorspessarts, vermutlich aufgrund der allgemeinen Waldarmut. Zerbe (1999:28) verweist zwar auf Untersuchungen in Buchenwaldbeständen des Vorspessarts, welche sich jedoch nur auf den Flattergras-Buchenwald auf entkalkten Lössböden beziehen (Rückert, Wittig 1984:89). Auch der Karte von Zerbe (2004:263) (vgl. Abb. 16) ist zu

entnehmen, dass im kristallinen Vorspessart durchaus Laub- und Mischwälder existieren, hieraus geht jedoch nicht hervor, um welche Baumarten es sich konkret handelt. In jedem Fall zeichnet sich der Vorspessart neben der Nutzung als Ackerland (Meynen, Schmithüsen 1955:235) aufgrund des wärmeren Klimas zudem durch den Anbau von Streuobst aus (Müller 1996:299).

### 3.5 Vegetationskundliche Höhenstufengliederung des Spessarts

Die unterschiedlichen Höhenlagen des Spessarts vom Maintal bis in den Hochspessart beeinflusst die Vegetation in den Wäldern, als auch in den Forsten. Mittels Höhentrennarten lässt sich der Spessart in den „kollin-submontanen Spessart“ und den „Hochspessart“ unterteilen. Die Maintallagen sowie den Unterlauf der größeren Nebenflüsse, welche sich klimatisch gegenüber dem Hochspessart durch höhere mittlere Jahrestemperaturen, geringere Niederschläge und eine stärkere Sommertrockenheit unterscheiden, bilden den kollin-submontanen Spessart. In den lichten Eichenmischbeständen der tieferen Lagen, dem submontanen Hainsimsen-Buchenwald und dessen Ersatzgesellschaften mit Fichte und Kiefer finden sich Trennarten, welche in den Hochlagen, auch nicht in den lichten Eichenforsten des Hochspessart, zu finden sind, bzw. hier stark zurücktreten. Dies sind bspw. Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), Maiglöckchen (*Convallaria majalis*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Esskastanie (*Castanea sativa*), Walnuss (*Juglans regia*), verschiedene Arten des Habichtskrautes (*Hieracium*-Arten) oder Hainveilchen (*Viola-raviniana*). Im Roststengelmoos-Kiefernforst kommt zudem Behaarter Gintser (*Genista pilosa*) vor. Generell findet sich im kollin-submontanen Spessart gegenüber dem Hochspessart ein erweitertes Gehölzartenspektrum, neben Esskastanie, Walnuss, Hainbuche und Vogelkirsche etwa auch Winterlinde (*Tilia cordata*) und Feldahorn (*Acer campestre*), was aus dem Wirkungsgefüge von naturräumlichen Gegebenheiten und Nutzungseinflüssen resultiert. Die kollin-submontane Form reicht dabei bis etwa 350 m ü NN, wobei an südexponierten Hanglagen die Arten auch in höhere Lagen vordringen können. Zugleich können die Gesellschaftsausbildungen des Hochspessarts an bestimmten Standorten mit entsprechend kühleren oder feuchteren Verhältnissen auch unter 250 m gedeihen. Allerdings ist die montane Stufe nicht besonders stark ausgeprägt. Zeigerarten wären Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*) und Quirlblättrige Weißwurz (*Polygonatum verticillatum*). Allerdings kommt *Polygonatum verticillatum* im Spessart nur selten vor und *Prenanthes purpurea* wurde im Spessart auch in Lagen um die 200m gefunden (Zerbe 1999:286-289).

## 4 Der Klimawandel im Spessart- aktuelle Tendenzen

Wie bereits in der Einführung erwähnt, ist in Deutschland die Temperatur zwischen 1881 und 2018 um 1,5°C gestiegen (UBA 2019:19). Dabei häufen sich die Meldungen über Extremjahre. Die Jahre 2015-2018 waren global die vier wärmsten seit dem Beginn systematischer Messungen (UBA 2019:18). 2015 war dabei in Bayern seit 1881 das zweitwärmste Jahr, nur das Jahr 2003 war wärmer (StMELF 2017:26), die heißen und trockenen Jahre 2018 und 2019 (StMELF 2019:4) sind hier noch nicht erfasst.

Im Folgenden werden zunächst regionale Veränderungen des Klimas im Gebiet des Spessarts beschrieben, im Anschluss daran deren Einfluss auf die Vegetation. Vorweg sei angemerkt, dass sich das Klima aus zahlreichen und über einen längeren Zeitraum gemittelten Kenngrößen zusammensetzt (LWF 2019:14), wobei der Betrachtungszeitraum mindestens 30 Jahre beträgt (KLIWA 2019a:13). Die aktuellen Veränderungen der Vegetation resultieren derzeit jedoch nicht nur aus der Erwärmung, besonders schwerwiegend sind die zunehmende Klimavariabilität und Anzahl von Extremereignissen (Wellstein, Beierkuhnlein 2011:4). Extremereignisse sind statistisch gesehen weniger belastbar als die Änderung von mittleren Zuständen (UBA 2019:22), daher können auch die Auswirkungen auf die Vegetation etwa der Jahre 2018 und 2019 nur als Tendenzen gedeutet werden.

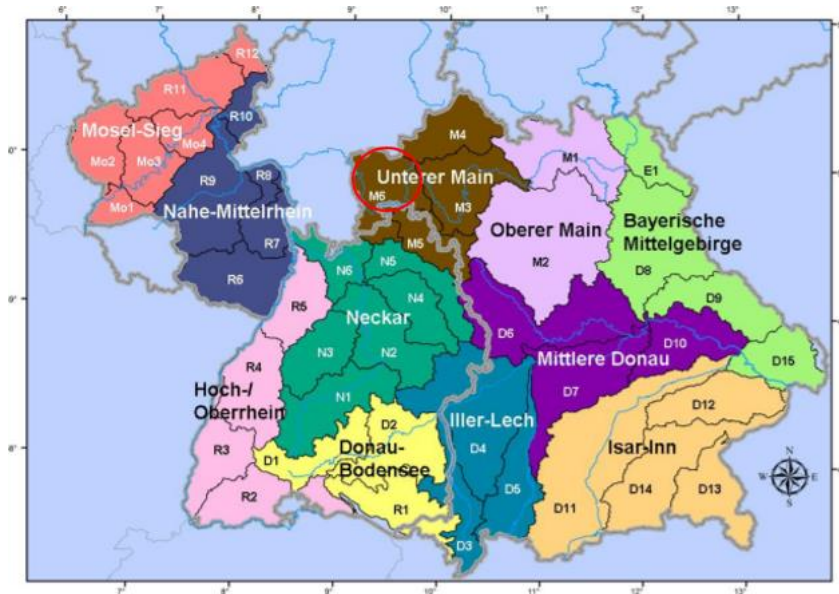
### 4.1 Der Klimawandel- regionale Tendenzen

Das Kooperationsprojekt KLIWA (Klimawandel und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft) hat durch die statistische Analyse langer Messzeitreihen von hoher Datenqualität die bisherigen Klimaveränderungen für Bayern, Baden-Württemberg und Rheinlad-Pfalz zusammen mit dem DWD ermittelt (LfU 2012c:2-5). Die Ergebnisse werden u.a. im KLIWA- Monitoringbericht, der letzte aus dem Jahr 2016, veröffentlicht. Insgesamt sind im Rahmen von KLIWA 11 KLIWA-Regionen und 44 KLIWA-Untersuchungsgebiete nach den verschiedenen Flussgebieten Süddeutschlands festgelegt worden. In Abhängigkeit von der betrachteten Kenngröße wird entweder die Region oder das Untersuchungsgebiet für die Auswertung und Darstellung der Gebietsmittelwerte gewählt (KLIWA 2016a:15).

Konkretisiert wird der Erkenntnisstand außerdem in Regionalberichten, wobei der aktuellste allerdings aus dem Jahr 2012 stammt. Zudem existiert keine genauere Auflösung für einzelne Landkreise oder Städte, da dies in Anbetracht der dabei stark ansteigenden Unsicherheiten nicht zweckmäßig ist (LfU 2012a:2). Für den Spessart ist dies jedoch insofern problematisch, weil die Region Unterer Main zwar deutlich wärmer und trockener ist als der bayerische Landesdurchschnitt, die Höhenlagen des Spessarts jedoch eine



Ausnahme bilden (LfU 2012a:2-3). Wie in Kap. 2.5 beschrieben ist der Hochspessart im Allgemeinen kühler als die niedrigeren Lagen, zudem liegen die Mainfränkischen Platten im Lee des Spessarts und der Rhön und erhalten daher weitaus weniger Niederschlag (Müller 1996:270). Während der Raum Würzburg zu den niederschlagärmsten Gebieten in ganz Bayern gehört, ist der Spessart generell ein niederschlagsreiches Gebiet (StMUV 2015:44).



**Abbildung 18: Untersuchungsgebiet und Regionen im Rahmen von KLIWA**

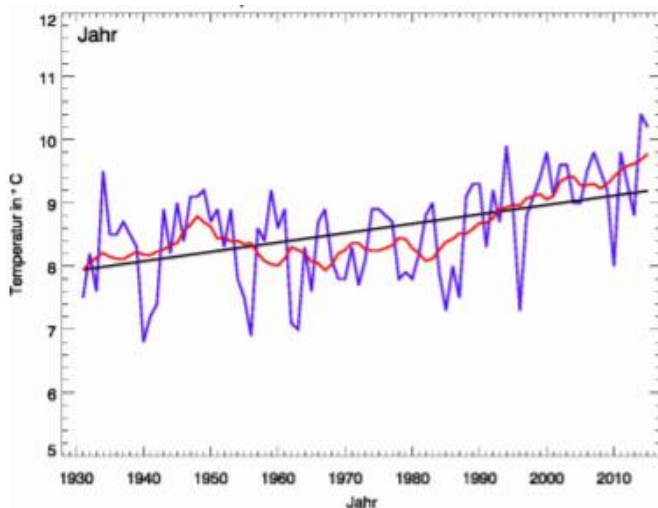
Quelle: KLIWA 2016a:16, eigene Veränderung durch Hervorhebung des Untersuchungsgebietes

Die Auswertung für den Niederschlag im Rahmen von KLIWA erfolgt aufgrund der großen räumlichen Unterschiede auch nicht mehr für die Regionen, sondern kleinräumiger für die Untersuchungsgebiete (KLIWA 2016c:6). Der Spessart liegt dabei im Untersuchungsgebiet M6 (KLIWA 2016a:16). Zusätzlich fließen, sofern vorhanden und zugänglich, Daten aus der Waldklimastation Rothenbuch mit in die Arbeit ein.

#### **4.1.1 Bisherige Veränderungen der Lufttemperatur**

Für die Region Unterer Main zeigen Abb. 19 und Tab. 2 eine signifikante Zunahme der Jahresmitteltemperaturen im Zeitraum 1931-2015 von 1,2°C (KLIWA 2016b:8). In allen KLIWA-Regionen zeigen sich bezüglich des Zeitreihenverlaufes der Jahresmitteltemperaturen ähnliche Tendenzen. Neben der Zunahme der Lufttemperatur fällt auf, dass sich wärmere Perioden mit etwas kälteren abwechseln. Seit Ende 1980 zeigt sich jedoch eine Periode vorwiegend überdurchschnittlich warmer Jahresmitteltemperaturen. In den letzten 25 Jahren waren dabei nur die Jahre 1996 und 2010 auffällig kühl, die Minima in den Zeitreihen vor 1960 wurden jedoch nie mehr erreicht. Die absoluten Jahreshöchsttemperaturen von etwa +2°C im Vergleich zum langjährigen Mittel 1961-1990 wurden im Jahr 2014 gemessen (KLIWA 2016a:18).

Allerdings sind die besonders heißen Jahre 2015 (StMELF 2017:26), 2018 und 2019 (StMELF 2019:4) in der Auswertung noch nicht enthalten. Von 2001-2015 lagen 14 von 15 Jahren über dem langjährigen Mittel (1961-1990). Die Mittlere Lufttemperatur im Zeitraum 2011-2015 beträgt für die Region 9,7°C und weicht vom Mittelwert 1961-1990 dabei um 1,5°C ab (KLIWA 2016a:18-19). Auch wenn der Hochspessart kühler ist als die niedrigeren Lagen (LfU 2012a:3), so ist auch hier eine Zunahme der Lufttemperatur eindeutig zu verzeichnen (Raspe et al. 2020:9).



**Abbildung 19: Jahresmitteltemperatur in der Region Unterer Main**

Quelle: KLIWA 2016b:22

Aus Tab. 2 und Abb. 20 geht hervor, dass die Temperaturzunahme besonders die Monate Dezember und Januar betrifft, diese verzeichnen von 1931-2015 eine Erwärmung von 2,3°C, wobei besonders der Dezember hoch signifikant ist. Im Sommerhalbjahr zeigen die Monate Juli und August die stärksten positiven Trends (KLIWA 2016a:22), mit einer signifikanten Zunahme von +1,3°C im Juli und einer hoch signifikanten Zunahme von +1,4°C im August. Der Monat September weist keinen positiven Gesamttrend auf, das Herbstquartal zeigt insgesamt den geringsten Trend (KLIWA 2016a:22). Signifikante Trends lassen sich zudem im Frühjahr in den Monaten März (+1,6°C) und April (+1,1°C) feststellen.

**Tabelle 2: Trends der Lufttemperatur für die KLIWA-Region Unterer Main in °C/85 Jahre (Mittelwerte 1931-2015)**

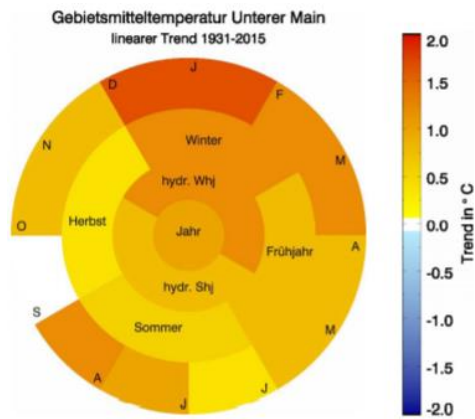
Quelle: KLIWA 2016b:10

Region	m ü. NN	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	WHJ	SHJ	Jahr
Unterer Main	319	+2,3	+1,4	+1,6	+1,1	+0,9	+0,6	+1,3	+1,4	+0,1	+1,0	+1,0	+2,3	+1,5	+0,9	+1,2

Signifikanz
S < 80 %
80 % ≤ S < 90 %
90 % ≤ S < 95 %
95 % ≤ S < 99 %
S ≥ 99 %

Insgesamt weisen die Winterhalbjahrestemperaturen in der Zeitreihe 1931-2015 mit +1,5°C einen hoch signifikanten Trend der Erwärmung auf. Im Vergleich zum

Sommerhalbjahr mit einer hoch signifikanten Erwärmung von  $+0,9^{\circ}\text{C}$  zeigt das Winterhalbjahr mit  $+1,5^{\circ}\text{C}$  einen stärkeren positiven Trend (KLIWA 2016a:21). Für die Vegetation von Bedeutung sind zudem neben dem Hitzesommer 2003 (KLIWA 2016a:19) der warm-trockene Sommer 2015 (StMELF 2017:26) sowie die trocken-heißen Sommer 2018 und 2019 (StMELF 2019:4).



**Abbildung 20: Ringdiagramm mit Trendangaben der mittleren Temperaturen (1931-2015)**

Quelle: KLIWA 2016b:22

#### 4.1.2 Bisherige Veränderung der Niederschläge

Laut KLIWA (2017:7) und Kopp (2018:66) zeigt sich für den Zeitraum 1951-2015 für den süddeutschen Raum noch kein langjähriger Trend bezüglich der Niederschlagshöhen. Vielmehr wechseln sich in dieser Zeitspanne Trocken- und Nassdekaden etwa alle sechs bis zehn Jahre ab. Die Jahresniederschlagsverteilung ist sehr stark von Zufälligkeiten geprägt, die Niederschlagsmenge eines Jahres ist unabhängig von jener des Vorjahres. So fallen bspw. in die trockene Dekade von 1971-1980 auch Nassjahre (KLIWA 2017:28). Auffallend ist jedoch die verhältnismäßig trockene jüngere Vergangenheit. Alle Jahre seit dem Jahr 2003, besonders seit 2011, zeichnen sich durch meist unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen aus (Kopp et al. 2018:66). Im Zeitraum von 2011-2015 war das Winterhalbjahr im Vergleich zu dem Zeitraum 1951-2010 im Mittel 15-21% trockener, das Sommerhalbjahr hingegen fiel nur geringfügig trockener aus (KLIWA 2017:7). Ob sich daher insgesamt eine Tendenz der Umverteilung des Gebietsniederschlagsmaximums vom Sommerhalbjahr in das Winterhalbjahr abzeichnet (StMUV 2016:15), hängt sehr stark von dem jeweils betrachteten Zeitraum und den betrachteten Einzelmonaten und hydrologischen Halbjahren ab (KLIWA 2017:7). In KLIWA (2016a:25) wird der Zeitraum 1931-2015 betrachtet, im Vergleich zur Lufttemperatur sind die hier aufgeführten Trends weniger signifikant und zeigen zudem eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität (StMUV 2016:15).

Für das Gebiet des Spessarts konnte im Zeitraum 1931-2015 eine nicht signifikante Zunahme der Niederschläge für das Winterhalbjahr um 5,5% festgestellt werden, wohingegen sich im Sommerhalbjahr eine schwach signifikante Abnahme von -12,9% abzeichnet (vgl. Tab. 3). Diese Abnahme während des Sommerhalbjahres wäre dann in allen Untersuchungsgebieten die höchste wobei alle anderen Angaben bis auf den Untersuchungsraum R1 (Bodensee), ebenfalls schwach signifikant oder nicht signifikant sind (KLIWA 2016a:27). Nicht signifikant ist auch die Abnahme von -4% während des Gesamtjahres (vgl. Tab. 3).

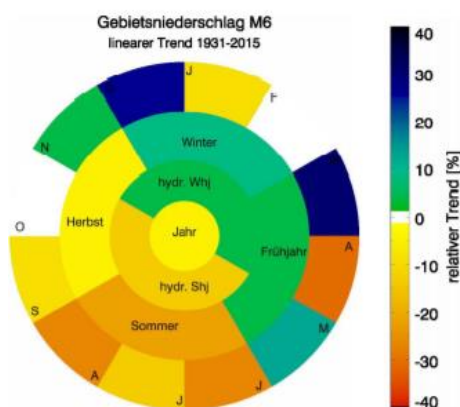
**Tabelle 3: Relative Trends der Gebietsniederschläge in %/85 Jahre in dem KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015)**

Quelle: KLIWA 2016c:11

Region	m ü. NN	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	WHJ	SHJ	Jahr
M6	295	-9,2	+1,4	+33,9	-36,7	+15,1	-29,9	-15,9	-28,1	-11,7	-2,0	+4,9	+32,2	+5,5	-12,9	-4,0

Signifikanz
S < 80 %
80 % ≤ S < 90 %
90 % ≤ S < 95 %
95 % ≤ S < 99 %
S ≥ 99 %

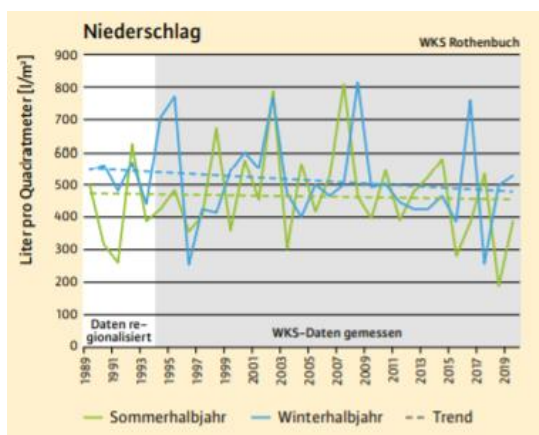
Einen Überblick über das Trendverhalten der mittleren Gebietsniederschläge in Bezug auf die jahreszeitliche Verteilung zeigt Abb. 21. Allerdings müssen hier wiederum die unterschiedlichen Signifikanzniveaus berücksichtigt werden, welche in Tab.3 dargestellt sind (KLIWA 2016c:6). So lässt sich vor allem für den Juni eine stark signifikante Abnahme des Niederschlags um -29,9% für den Zeitraum 1931-2015 feststellen. Eine schwach signifikante Abnahme für das Sommerquartal ist außerdem für den August um -28,1% angegeben. Für den Monat Dezember hingegen konnte eine schwach signifikante Zunahme des Niederschlags um +32,2% beobachtet werden. Zudem lässt sich im März eine schwach signifikante Zunahme um +33,9% feststellen, wohingegen im April eine schwach signifikante Abnahme des Niederschlags um -36,7% angegeben ist. Alle Angaben für den Herbst sind hingegen nicht signifikant.



**Abbildung 21: Ringdiagramm mit relativen Trendangaben zum Gebietsniederschlag für das KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015)**

Quelle: KLIWA 2016c:35

Bei der Betrachtung des Niederschlags der letzten 30 Jahre an der Waldklimastation Rothenbuch (vgl. Abb. 22) zeigt sich ebenfalls eine Abnahme der Jahresniederschläge, jedoch nehmen hier, entgegen dem KLIWA-Monitoringbericht (KLIWA 2016a:27), aktuell die Niederschläge vor allem während des Winterhalbjahres (November-April) ab. Im Sommerhalbjahr ist hingegen kein Trend feststellbar, jedoch lagen hier vier der letzten fünf Jahre deutlich unter dem langjährigen Mittel. Das niederschlagärmste Jahr der gesamten Zeitreihe war das Sommerhalbjahr 2018 (Raspe et al. 2020:9-10), wobei das Jahr 2018 insgesamt zu den niederschlagsärmsten Jahren seit 1881 zählt. In Bayern fielen, parallel zu der außergewöhnlichen Wärme, 20% weniger Niederschlag als in der Referenzperiode 1971-2000. Im Gebiet des Spessarts wurde sogar insgesamt eine Abweichung von -20- -30% zur gleichen Referenzperiode festgestellt (KLIWA 2019a:5-6).



**Abbildung 22: Entwicklung der Niederschlagsmengen an der Waldklimastation Rothenbuch (1989-2019)**

Quelle: Raspe et al. 2020:9

Insgesamt zeigt sich bezüglich der Niederschlagsmengen also noch kein eindeutiger Trend, vielmehr wechseln sich feuchte Dekaden mit trockeneren ab (KLIWA 2017:7), wobei vor allem seit 2003 unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen festzustellen sind (Kopp et al. 2018:73).

#### 4.1.3 Starkniederschlag

Im Rahmen des KLIWA Monitorings wurden zudem auch Starkniederschläge (halbjährliche Maximalwerte der eintägigen Gebietsniederschlagshöhe) untersucht. Die Trendverläufe sind hier nochmals deutlich uneinheitlicher als beim mittleren Gebietsniederschlag, da Starkniederschläge seltene Ereignisse darstellen, welche nur manchmal größere Gebiete umfassen, vor allem im Sommerhalbjahr.

Fast überall in Süddeutschland lässt sich im hydrologischen Winterhalbjahr von 1931-2015 eine Zunahme maximaler eintägiger Gebietsniederschlagshöhen beobachten. Im Bereich

des Spessarts (KLIWA-Untersuchungsgebiet M6) zeigt sich eine nicht signifikante Zunahme von +4,5% für diesen Zeitraum. Für das Sommerhalbjahr zeigen die Mehrzahl der Untersuchungsgebiete in Süddeutschland zunehmende Trends, für das Untersuchungsgebiet M6 jedoch eine signifikante Abnahme von -20,1% im Zeitraum 1931-2015 (KLIWA 2016a:29-30).

**Tabelle 4: Relative Trends der 1-tägigen maximalen Gebietsniederschläge in %/85 Jahre in dem KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015)**

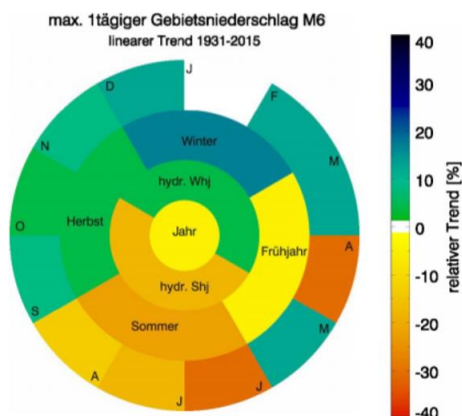
Quelle: KLIWA 2016c:12

Region	m ü. NN	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	WHJ	SHJ	Jahr
M6	295	+2,4	+13,4	+12,6	-32,7	+13,7	-36,4	-22,3	-16,4	+11,6	+4,6	+9,4	+14,1	+4,5	-20,1	-7,3

Signifikanz	S < 80 %	80 % ≤ S < 90 %	90 % ≤ S < 95 %	95 % ≤ S < 99 %	S ≥ 99,9 %

Über die jahreszeitliche Verteilung von Starkniederschlägen gibt Abb. 23 Auskunft. Tab.4 zeigt zudem wiederum die unterschiedlichen Signifikanzniveaus. Eine stark signifikante Abnahme von Starkniederschlägen im Zeitraum 1931-2015 zeigt sich mit -36,4% im Juni, eine weitere signifikante Abnahme mit -32,7% zudem im April. Alle anderen Angaben, sowie eine Abnahme im gesamten Jahr von 7,3% sind wiederum nicht signifikant.



**Abbildung 23: Ringdiagramm mit relativen Trendangaben des maximal eintägigen Gebietsniederschlags für das KLIWA-Untersuchungsgebiet M6 (1931-2015)**

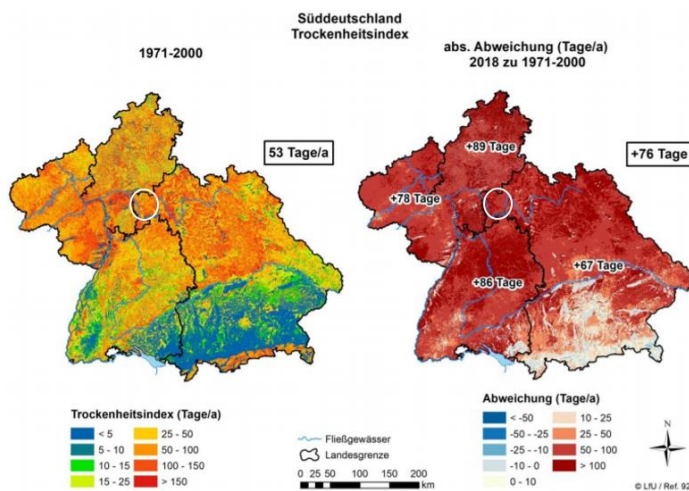
Quelle: KLIWA 2016c:35

#### 4.1.4 Trockenheit

Derzeit ist mit mehr als 17 Jahren eine außergewöhnlich lange Trockenperiode festzustellen (Raspe et al. 2020:10). Der Zeitraum von 2003-2015 war mit unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen verhältnismäßig trocken (Kopp et al. 2018:73), ebenso wie die Jahre 2018 und 2019, welche sozusagen als „ideales Anschauungsobjekt [...] für die möglichen Auswirkungen des Klimawandels betrachtet werden“ (Raspe et al. 2020:12) können.

Für den Wald entscheidend ist dabei nicht die aktuelle Niederschlagsituation, sondern das den Wurzeln zur Verfügung stehende Wasser im Boden, die nutzbare Feldkapazität. Wie groß die Speicherfähigkeit ist, hängt von der jeweiligen Porenzusammensetzung des Bodens ab. Bei sehr feinen Poren mit einem Durchmesser unter  $0,2\mu\text{m}$  ist das Wasser aufgrund der Kapillarkräfte der Bodenmatrix so stark gebunden, dass es die Wurzeln nicht aufnehmen können, da die Saugkräfte mit max. 15 bar nicht ausreichend sind. Bei mittel- und engen Grobporen, einer Porengröße bis zu  $50\ \mu\text{m}$ , wird das Wasser noch gegen die Schwerkraft gehalten und kann von den Wurzeln aufgenommen werden (Raspe et al. 2020:10). Die Buntsandsteinbereiche des Spessarts reagieren schnell auf Niederschlagsschwankungen, besonders die wenig tonhaltigen (Unterer und Mittlerer Buntsandstein) aufgrund ihres geringen Wasserspeichervermögens (Müller 1996:272). Die kristallinen Gesteine zeichnen sich hingegen durch eine geringe Durchlässigkeit aus (Meynen, Schmithüsen 1955:234).

Die Tage im Jahr, an welchen die nutzbare Feldkapazität 30% unterschreitet, also eine geringe Füllung des Bodenwasserspeichers vorliegt, werden durch den Trockenheitsindex beschrieben (KLIWA 2019a:10). Dabei kommt es bei einem Füllstand von weniger als 40% zu Trockenstress für die Pflanzen, bei weniger als 30% zu starkem Trockenstress (Raspe et al. 2020:11). Während der Trockenheitsindex in Süddeutschland (vgl. Abb. 24) im langjährigen Mittel (1971-2000) 53 Tage beträgt, hatte bspw. das Jahr 2018 einen Index von 129 Tagen, also 76 Tage häufiger eine Unterschreitung als die Referenzperiode.



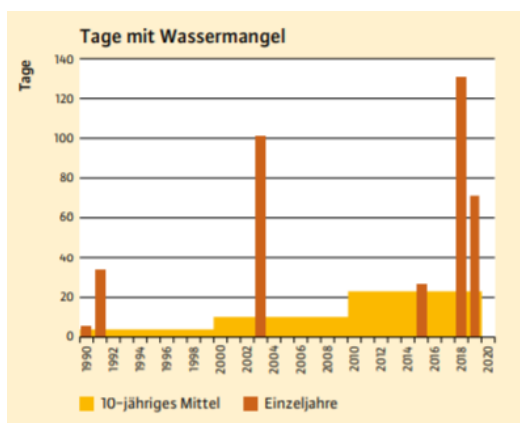
**Abbildung 24: Mittlerer Trockenheitsindex im Referenzzeitraum 1971-2000 (links) und absolute Abweichung im Jahr 2018 (rechts)**

Quelle: KLIWA 2019a:11, leichte Veränderung durch Hervorhebung des Untersuchungsgebietes

Die hohen Temperaturen während des Sommers führten zu einer starken Verdunstung. Zusammen mit dem Niederschlagsdefizit kam es so zu einer hohen Austrocknung der Böden (KLIWA 2019a:10). Im Gebiet des Spessarts liegt der Trockenheitsindex im

Referenzzeitraum bei 50-100 Tagen im Jahr, in einigen westlichen Bereichen bei 25-50 Tagen. Die absolute Abweichung betrug im Jahr 2018 50-100 Tage, in einigen Bereichen teilweise sogar über 100 Tage. Der Trockenheitsindex nahm seit Beginn der 1990er Jahre im gesamten Süddeutschen Raum zu (KLIWA 2017:54), was auf die höheren Temperaturen und damit eine höhere Verdunstung während des Sommerhalbjahres zurückzuführen ist. Das Jahr 2018 hatte dabei bisher mit Abstand die höchste Anzahl an Tagen seit 1951, wobei sogar das Jahr 2003 deutlich übertroffen worden ist (KLIWA 2019a:10).

Auch an der Waldklimastation Rothenbuch (vgl. Abb. 25) im niederschlagsreicheren Hochspeessart zeigt sich in den Trockenjahren 2003, 2015, 2018 und 2019 Wassermangel. Während im Zehnjahresmittel des Zeitraums 1990-2000 die Anzahl der Tage mit einem verfügbaren Bodenwasservorrat von unter 30% der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum vier Tage betrug, waren es 23 Tage im Zeitraum 2010-2020. Besonders lang anhaltender Trockenstress mit 131 Tagen mangelnder Wasserversorgung herrschte im Jahr 2018, gefolgt vom Jahr 2003 mit 100 Tagen und 2019 mit 71 Tagen. In allen anderen Jahren war die Wasserversorgung während der Vegetationszeit, bis auf kurzzeitige Einschränkungen wie im Jahr 2015, 1990 und 1991, ausreichend (Rapse et al. 2020:12).



**Abbildung 25: mittlere Anzahl der Tage mit Wassermangel an der Waldklimastation Rothenbuch (1990-2019)**

Quelle: Rapse et al. 2020:12

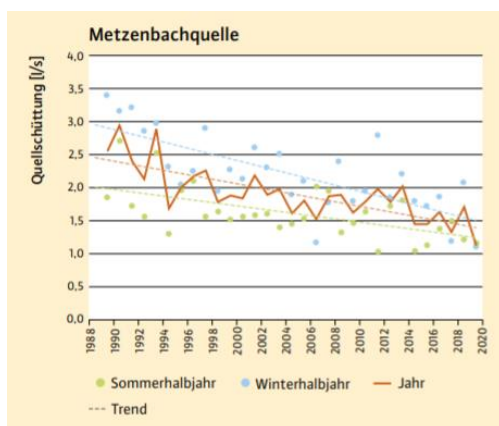
Von der Trockenheit sind natürlich auch die Grundwasserneubildung und die Quellschüttung betroffen. Bei einer größeren Porengröße als  $50\mu\text{m}$  versickert das Wasser, es kann nur noch von Kräften unter 0,06 bar gehalten werden und trägt dann zur Grundwasserneubildung bei. In einem nennenswerten Umfang findet eine Tiefensickerung erst statt, wenn die nutzbare Feldkapazität überschritten wird (Rapse et al. 2020:10). Dies ist aufgrund der Vegetationsruhe und niedrigeren Verdunstungsraten vor allem im Winterhalbjahr der Fall. Daher sind besonders die winterlichen Niederschläge wichtig für die Grundwasserneubildung (Kopp et al. 2018:67). Es ergibt sich eine typische



jahreszeitliche Schwankung der Grundwasserstände und Quellschüttungen mit einem Anstieg im Winter und einem Absinken im Sommer (KLIWA 2016a:48).

Im gesamten süddeutschen Raum zeigt seit dem Jahr 2003, analog zu den geringeren Niederschlägen, die Grundwasserneubildung überwiegend unterdurchschnittliche Werte auf. In den Jahren 2011-2015 führten vor allem die niederschlagsarmen Wintermonate zu einem deutlichen Rückgang, wobei sich im Zeitraum 1951-2010 analog zu den Niederschlagsschwankungen Dekaden mit Neubildungsreichen und Neubildungsarmen Perioden beobachten lassen (Kopp et al. 2018:70). Im Unterschied zur derzeitigen Situation wurden die Neubildungsarmen Perioden durch ausgeprägte Nassjahre wieder ausgeglichen. Mit dem Winterhalbjahr 2019/2020 setzt sich jedoch die seit 2003 andauernde Entwicklung fort (Raspe et al. 2020:10). Im Gebiet des Spessarts beträgt die relative Abweichung der Grundwasserneubildung in den Jahren 2011-2015 im Vergleich zu den Jahren 1951-2010 -50- -25%, in den nördlichen Bereichen -25- -10% (Kopp et al. 2018:71). Im Jahr 2018 ist eine relative Abweichung der Grundwasserneubildung im Vergleich zu den Jahren 1971-2000 von über -50% festzustellen (KLIWA 2019a:9).

Auch ist im Spessart im Vergleich zum übrigen Bayern auffällig, dass die Schwankungsbreite der jährlichen Werte höher ist, die Unterschiede zwischen Normal- und Extremjahren können hier besonders groß sein. Zudem fällt das Defizit mit 17% niedriger aus (Raspe et al. 2020:10-11). Neben den klimatischen Einflüssen zeigt sich hier, dass besonders die regionalen Untergrundeigenschaften eine weitere wichtige Rolle spielen. Im Hochspessart finden sich eher weniger oder wechselnd ergiebige Kluftwasserleiter (Neumann 2018:213). Die Buntsandsteine mit einer hohen Porendurchlässigkeit bewirken prinzipiell hohe Grundwasserneubildungen, gleichzeitig machen sich jedoch auch Niederschlags- und Evapotranspirationsschwankungen schneller bemerkbar (Harzer 2003:81-82). Der kristalline Vorspessart ist generell durch geringe Ergiebigkeiten gekennzeichnet (Neumann 2018:213).



**Abbildung 26: Schüttung der Metzenbachquelle (1988-2020)**

Quelle: Raspe et al. 2020:11

Die Abnahme der Grundwasserneubildung hat Auswirkungen auf den Grundwasserstand und auf die Quellschüttungen, welche in den letzten Jahren bayernweit zurückgegangen sind. Auch die Schüttung der Metzenbachquelle (vgl. Abb. 26) im Hochspessart zeigt seit 1989 einen klar negativen Trend sowohl für das Sommer- als auch für das Winterhalbjahr, wobei das Winterhalbjahr einen leicht stärkeren negativen Trend erkennen lässt (Raspe et al. 2020:11).

Trockenheitsereignisse werden von „Trocken-Großwetterlagen“ verursacht, welche Mitteleuropa vor feuchten Luftströmungen abschirmt. Ob sich die Trockenheitslage generell weiter verschärfen wird, ist derzeit noch unklar, denn klimatische Veränderungen lassen sich erst nach einem Beobachtungszeitraum von 30 Jahren belastbar nachweisen. Jedoch zeigt sich in der jüngeren Vergangenheit eine außergewöhnlich lange, relativ trockene Phase (KLIWA 2019a:6-13). Die fortlaufende Erhöhung der Lufttemperatur ist jedoch bereits nachgewiesen (IPCC 2014:2) und stellt eine wesentliche Steuerungsgröße im Wasserhaushalt dar. Aktuell kann zwar noch kein abschließendes Urteil getroffen werden, eine Tendenz scheint jedoch vorhanden zu sein (KLIWA 2019a:13).

#### **4.1.5 Stürme**

Eine der größten Gefahren für die Forstwirtschaft stellt die Sturmwurfgefahr dar (Beierkuhnlein, Foken 2008:210). Große Schäden verursachten dabei beispielsweise das Sturmtief Lothar im Jahr 1999 oder Kyrill 2007 (Hickler et al. 2014:179), des Weiteren etwa Vivien und Wiebke 1990. Im Vergleich zu den 1970er Jahren haben die Stürme zwar in den 1990er Jahren wieder zugenommen, eine Sichtung verschiedener Studien hat jedoch ergeben, dass in Bezug auf das Auftreten von Stürmen noch keine Aussage getroffen werden kann. Das ganze Spektrum von einer Abnahme über gleichbleibende Verhältnisse bis hin zu einer Zunahme ist dabei vertreten, was letztlich auch auf die Inhomogenität der Methoden und Datensätze zurückzuführen ist (Fröhlich 2011: 38-39). Zwar zeigt sich infolge von Stürmen eine Zunahme von Schadholzmengen, allerdings muss hierbei die Anfälligkeit der Wälder berücksichtigt werden, so dass dies nicht als Hinweis für ein häufigeres oder heftigeres Auftreten von Stürmen gewertet werden kann (Hickler et al. 2014:179-180).

#### **4.1.6 Weitere meteorologische Kenngrößen**

Mit dem Trend der Erwärmung zeigt sich außerdem eine signifikante Abnahme der Frost- und Eistage, sowie eine Zunahme der heißen Tage (StMUV 2016:17-18), an welchen das Maximum der Lufttemperatur mindestens 30°C beträgt (StMUV 2015:40). Dabei verzeichnet die Region Unterer Main im Mittel die geringste Anzahl an Eis- und Frosttagen im Vergleich zu den restlichen KLIWA-Regionen (StMUV 2016:19), was aufgrund des ozeanisch geprägten Klimas im Spessart (Gendt 1976:317) mit milden Wintern

(Walentowski et al. 2004:385) zu erwarten ist. Die Höhenlagen bilden hier wiederum eine Ausnahme (LfU 2012a:3).

Besonders die Eistage (vgl. Tab. 5) zeigen eine hoch signifikante Abnahme von acht Tagen im Zeitraum 1931-2010. Auch ist in dieser Region die Mittlere Anzahl der heißen Tage im Mittel bayernweit mit sieben Tagen pro Jahr am höchsten. Allerdings zeigt sich hier, zumindest in dem Zeitraum 1931-2010, kein signifikanter Trend einer Zunahme. Bei den Sommertagen ( $T_{max} > 25^{\circ}C$ ) ist im betrachtetem Zeitraum wiederum eine signifikante Zunahme von sieben Tagen festzustellen (StMUV 2016:19).

**Tabelle 5: Mittelwert und Trend weiterer meteorologischer Kenngrößen (1931-2010)**

Quelle: StMUV 2016:19, eigene leichte Veränderung

Indikator	Unterer Main	
	MW	Trend
Heiße Tage ( $T_{max} > 30^{\circ}C$ )	7	0
Sommertage ( $T_{max} > 25^{\circ}C$ )	38	+7
Frosttage ( $T_{min} < 0^{\circ}C$ )	92	-12
Eistage ( $T_{max} < 0^{\circ}C$ )	21	-8

■ nicht signifikant, 
 ■ signifikant, 
 ■ hoch signifikant

Berücksichtigt werden sollte hier, dass in den höheren Lagen des Spessarts kühlere Temperaturen vorherrschen. Des Weiteren sind bei den heißen Tagen nicht die letzten 10 Jahre aufgeführt. Dabei wären gerade diese, etwa für das Kiefernsterben ab dem Jahr 2015 (LWF 2019:44), welches in Kap. 4.2.7.4 betrachtet werden soll, von Bedeutung. So traten etwa im Zeitraum 2011-2015 überdurchschnittlich viele Hitzeperioden und extrem hohe Temperaturen auf (KLIWA 2016a:3).

## 4.2 Der Einfluss auf die Vegetation

Grundlegend sind zwei verschiedene Perspektiven zu berücksichtigen: einerseits dienen Wälder als Kohlenstoffsенке, andererseits leiden Wälder unter den Auswirkungen des Klimawandels (Seppälä 2009:27). In dieser Arbeit wird der zweite Aspekt untersucht. Steigende Temperaturen und zunehmende Extremereignisse, hier derzeit vor allem Trockenphasen, haben vielfältige Auswirkungen auf Waldökosysteme (StMUV 2016:68). Das Klima ist ein bedeutender Standortfaktor, Lufttemperatur und Niederschlag entscheiden maßgeblich über die Verbreitung der Baumarten (LWF 2019:14), Extremereignisse ziehen jedoch die größten Auswirkungen nach sich (StMUV 2016:70).

#### 4.2.1 Veränderungen der Phänologie

Seit Ende der 80er Jahre zeigen sich als Folge der Veränderung der Lufttemperatur deutliche Veränderungen der Phänologie (Beierkuhnlein, Foken 2008:103). Die Verschiebung phänologischer Phasen stellt daher wiederum einen Indikator für Temperaturänderungen dar, bei Verschiebungen über einen längeren Zeitraum ist dies als ein Indiz für den Klimawandel anzusehen (LfU 2014:6).

Das westliche Unterfranken (Kreise Miltenberg und Aschaffenburg) zeichnet sich durch den frühesten Vegetationsbeginn in ganz Bayern aus (LfU 2019a:37). In den höheren und kühleren Lagen tritt dieser im Allgemeinen später ein (LfU 2019a:37), daher kann auch davon ausgegangen werden, dass in den niedrigeren Lagen des Spessarts, v.a. im wärmeren Maintal (vgl. Kap 2.5) ein früherer Vegetationsbeginn festzustellen ist, als in den kühleren Hochlagen.

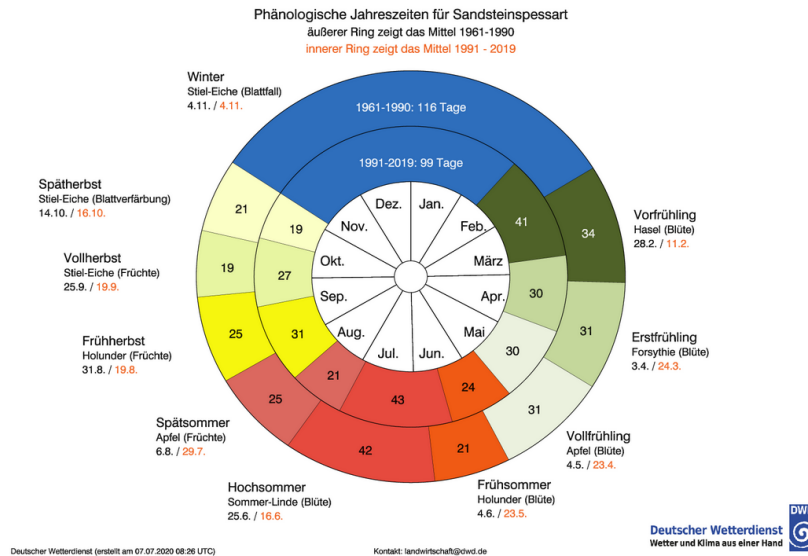
Eine kleinräumigere Untersuchung, aus welcher diese Unterschiede hervorgehen, gibt es für den Spessart allerdings noch nicht. Freundlicherweise hat der DWD für diese Arbeit eine phänologische Uhr für den Sandsteinspessart erstellt, auf welche hier im Folgenden eingegangen werden soll. In Deutschland gibt es seit 1951 eine große Anzahl an phänologischen Beobachtungsstationen (LfU 2014:7). Die phänologischen Daten des DWD stammen von ehrenamtlichen phänologischen Beobachtern, welche die Beobachtungen nach einheitlichen Richtlinien durchführen (DWD 2018). Zudem unterliegen alle Daten, sowohl die historischen, als auch die aktuellen, einer Qualitätsprüfung. Daten, welche hierbei als falsch eingestuft werden (ca. 2% pro Jahr) werden anschließend soweit wie möglich korrigiert. Die Daten sind dabei in der DWD-Datenbank frei zugänglich (Kaspar et al. 2015:2-3).<sup>5</sup> Für den kristallinen Vorspessart lassen sich aufgrund der Datenlage keine genauen Änderungstermine bezüglich der Eintrittsdaten beschreiben, aber natürlich verändert sich hier die Phänologie ebenfalls.

Genauer betrachtet werden hier nun vor allem die Veränderungen für den Beginn der phänologischen Jahreszeiten: Frühling (Vorfrühling, Haselnussblüte), Sommer (Frühsommer, Holunderblüte), Herbst (Fruchtreife des Schwarzen Holunders), Spätherbst (Blattfärbung der Stieleiche) und Winter (Blattfall der Stieleiche) (LfU 2014:29).

Aus Abb. 27 geht hervor, dass im Vergleich zum Mittel der Jahre 1961-1990 im Grunde sämtliche phänologische Phasen im Mittel der Jahre 1991-2019 früher eintreten, eine Ausnahme bildet der Spätherbst, welcher später eintritt. Der Vorfrühling tritt im Mittel 17 Tage früher ein und dauert zudem auch länger an, wodurch sich auch der Frühling insgesamt verlängert.

---

<sup>5</sup> Verwendeter Datensatz für den Sandsteinspessart vgl. Literaturverzeichnis



**Abbildung 27: Phänologische Uhr für den Naturraum Sandsteinspessart**

Quelle: DWD 2020, Grafik auf Anfrage

Der Sommerbeginn (Holunderblüte) tritt im jüngeren Zeitraum im Mittel 12 Tage früher ein, insgesamt bleibt die Länge des Sommers bis zum Frühherbst mit 88 Tagen jedoch unverändert. Der Herbstbeginn (Fruchtreife Holunder) verfrüht sich ebenfalls im Mittel um 12 Tage, der Beginn des Spätherbstes (Blattfärbung Stieleiche) hingegen verzögert sich im Mittel um zwei Tage. Der Beginn des Winters (Blattfall Stieleiche) setzt unverändert am 04.11 ein. Allerdings muss hier berücksichtigt werden, dass laut LfU (2014:29) die Daten zum Blattfall der Stieleiche erst seit 1991 beim DWD vorhanden sind, da dies in den alten Bundesländern zuvor nicht dokumentiert wurde. Für ganz Bayern konnte hier festgestellt werden, dass es einen Trend zur Verkürzung des Zeitraums zwischen Blattfärbung und Blattfall um ca. einen Tag/Dekade im Zeitraum 1991-2010 gibt, welcher jedoch statistisch nicht signifikant ist.

Angemerkt werden soll zudem noch, dass das LfU (2014:7-17) an ausgewählten Stationen des DWD eine Datenauswertung vorgenommen hat. Zwei der Stationen befinden sich im nördlichen Gebiet des bayerischen Sandsteinspessarts. Hierbei wurde auch eine Trendanalyse der Eintrittstermine der phänologischen Phasen im Zeitraum 1951-2010 durchgeführt und hinsichtlich der Signifikanz ( $p \leq 0,05$ =signifikant, zweiseitiger Test) überprüft. Für den Spessart lassen sich für diesen Zeitraum für den Frühlings-, Sommer-, und Spätherbstbeginn signifikante Veränderungen nachweisen. Für den Frühling und den Sommer jeweils ein verfrühter, für den Spätherbst ein verspäteter Eintritt. Allerdings lässt sich kein signifikanter Trend für eine Verschiebung des Herbstbeginns feststellen. Der Beginn des Winters wurde aufgrund der Datenproblematik nicht untersucht.

Als Indikator für das Ende der Vegetationsperiode bzw. den Beginn der Vegetationsruhe wird daher auch alternativ zum Blattfall der Stieleiche die Blattverfärbung der Stieleiche angegeben. Die gesamte Vegetationsperiode ist definiert als der Zeitraum zwischen Frühlingsbeginn (Holunderblüte) und Beginn der Vegetationsruhe (LfU 2014:29). Somit müssen, abweichend von den in Abb. 27 angegebenen 99 Tagen der Vegetationsruhe im Zeitraum 1991-2019, noch die 19 Tage des Spätherbstes der gleichen Periode addiert werden. Hieraus ergibt sich für den Spessart eine Vegetationsruhe von 118 Tagen im Mittel der Jahre 1991-2019. Für die Jahre 1961-1990 betrug die Länge der Vegetationsruhe im Mittel 137 Tage. Somit lässt sich insgesamt eine Verlängerung der Vegetationszeit im Spessart feststellen, wie dies auch in ganz Bayern der Fall ist (LfU 2014:33).

#### **4.2.2 Veränderung der Evapotranspiration**

Das wärmere Temperaturen zu einer erhöhten Verdunstung führen, ist bekannt (Müller-Kroehling et al. 2007:30). Wie komplex sich jedoch die Veränderungen in der Phänologie auswirken, zeigt eine Studie eines internationalen Forscherteams. In dieser wurde festgestellt, dass ein durch den Klimawandel ausgelöstes früheres Ergrünen der Vegetation, welches durch die Auswertung langjähriger Satellitenaufnahmen mittels Blattflächenindex für die nördliche Hemisphäre (zwischen 25° und 90°N) dokumentiert wurde, zu einer erhöhten Transpiration und somit zu einer geringeren Bodenfeuchte nicht nur im Frühling, sondern auch im Sommer führt. Ursache hierfür ist, dass das Wasser, das hierdurch zusätzlich verdunstet, nicht lokal wieder als Niederschlag zurück fällt, sondern mit den Westwinden weiter transportiert wird, und zwar von Europa nach Mittelsibirien. Diese Feststellung impliziert ein positives Feedback: Durch den vom Menschen verursachten Klimawandel ergrünt die Vegetation im Frühling früher, was zu einer geringeren Bodenfeuchte während des Sommers führt. Dies verschärft wiederum die durch den Klimawandel verursachten sommerlichen Hitzeextreme (Lian et al. 2020:1-7).

#### **4.2.3 Spätfröste**

Obwohl die Anzahl der Frosttage bereits abgenommen hat, wobei diese selbst im Hochspessart auch in der Vergangenheit im Vergleich zu den meisten anderen Gebieten Bayerns weitaus seltener auftraten (StMUV 2015:41-42) und im kristallinen Vorspessart generell die Spätfrostgefahr sehr gering ist (Müller 1996:299), steigt infolge einer verlängerten Vegetationsperiode prinzipiell auch das Risiko für Spätfröste. Dabei zeigt das Spätfrostereignis im Mai 2011, dass es besonders eine Frage des „timings“ ist, welche Folgen Spätfröste im Zusammenhang mit einem verfrühten Blattaustrieb haben (Menzel et al. 2015:1). Jede Baumart besitzt eine unterschiedliche Toleranz gegenüber Spätfrösten. Eine Übersicht bietet die LWF (2015:2). Besonders spätfrostempfindlich ist die im Spessart weit verbreitete Rotbuche, wobei festgestellt worden ist, dass ihre Toleranz hierbei

abhängig von der Herkunft ist. So zeigt sich etwa im südlicheren Bulgarien, dass die Rotbuche durch ein Spätfrostereignis ein viel stärker reduziertes Wachstum aufweist, als in Deutschland (Kreyling et al. 2011a:717). Trotzdem profitiert die Rotbuche aufgrund ihrer Spätfrostempfindlichkeit nicht von einer verlängerten Vegetationszeit, andere Baumarten könnten Konkurrenzvorteile erlangen (Beierkuhnlein, Foken 2008:110).

#### **4.2.4 Veränderung des Waldwachstums**

Die Verlängerung der Vegetationsperiode als Folge der Erhöhung der Lufttemperatur beeinflusst auch das Waldwachstum. Dies kann sich einerseits durch einen höheren Holzzuwachs äußern, andererseits verringern Trockenstress und Hitze wiederum die allgemeine Wuchsleistung, die Zuwachsraten sowie die Stabilität und Vitalität der Bäume (StMUV 2016:68).

##### **4.2.4.1 Positive Wachstumstrends**

Bezüglich des Holzzuwachses konnte in der zweiten Bundeswaldinventur für Bayern nachgewiesen werden, dass die ermittelten Zuwächse deutlich über früheren Ertragstafelschätzungen und Prognosen liegen und zwar für alle Baumarten. Die größten Zuwächse wurden dabei jedoch in Südbayern festgestellt. Als Gründe für den verstärkten Zuwachs werden neben einer Verlängerung der Vegetationsperiode jedoch auch andere Gründe angeführt, neben den großen Vorräten etwa die Verbesserung des Nährstoffhaushaltes der Böden durch die Einstellung der Streunutzung in den 50er und 60er Jahren und vermehrte Stickstoffeinträge aus der Luft. Auch wird betont, dass die Zuwächse wohl künftig wieder zurückgehen werden, vor allem bei Wassermangel zeigen sich starke Wachstumseinbrüche. Zudem schwanken die Zuwachsraten von Jahr zu Jahr erheblich (LWF 2005:37-39).

In einer Studie, basierend auf Daten aus Versuchsflächen in Bayern, welche seit 1870 fortwährend unter Beobachtung stehen, vier der zwölf Versuchsflächen für die Buche befinden sich im Spessart (Lohr, Mittelsinn, Rothenbuch, Hain), konnte für die hierbei untersuchten Baumarten Buche und Fichte ebenfalls ein beschleunigtes Wachstum festgestellt werden. Dabei ist sowohl der Größenzuwachs, der Zuwachs des Bestandsvolumens, als auch die Vorratsakkumulierung um 50-100% größer als noch vor 50 Jahren. Interessant dabei ist, dass die Waldbestände der Baum- und Bestandsallometrie nach wie vor folgen. Bei einer bestimmten Bestandshöhe verändert sich also bspw. das erreichte Volumen nicht, jedoch werden bestimmte Baum- und Bestandshöhen schneller erreicht. Die Entwicklungsphasen bleiben also gleich, jedoch werden diese heute in kürzerer Zeit durchlaufen, die Bäume und Bestände altern sozusagen schneller. Mittels zwei Wachstumssimulatoren (BALANCE und SILVA) konnte zudem nachgewiesen werden, dass die erhöhten Temperaturen und die verlängerte Vegetationsperiode alleine

nicht die Wachstumstrends erklären können. Hinzu treten besonders der Düngungseffekt einer gestiegenen N-Deposition auf den Versuchsflächen, sowie ein Anstieg der fotosynthetischen Aktivität durch eine gestiegene CO<sub>2</sub>-Konzentration. Für andere mitteleuropäische Arten, etwa Traubeneiche, Stieleiche oder Kiefer, wird ein noch stärkerer Wachstumstrend erwartet, da bei diesen Arten der Grenznutzen der Nährstoffimporte für das Wachstum höher ist. Ob sich aufgrund der Klimaveränderungen die derzeitigen positiven Wachstumstrends in negative umschlagen, wird hier als noch ungewiss beschrieben (Pretzsch et al. 2014:72-86). Hier sei jedoch bereits angemerkt, dass laut Beierkuhnlein, Foken (2008:205) keine positiven Rückkopplungen zu erwarten sind, neben Extremereignissen und Dürren auch aufgrund biotischer Schaderreger.

#### 4.2.4.2 Negative Wachstumstrends

Die Stickstoffeinträge in die Wälder sind seit Jahrzehnten zu hoch (Dietrich et al. 2018:8). Die Zuwächse der Bäume wurden aufgrund der Wachstumsbeschleunigung als Folge der hohen Stickstoffeinträge in den Ertragstabellen des letzten Jahrhunderts unterschätzt. Die Unterschätzung ist dabei auf den armen Waldstandorten wie dem Buntsandsteinspessart am stärksten. An solchen Standorten übertrifft dann auch der Düngungseffekt weitere Wachstumseffekte, wie eben eine Verlängerung der Vegetationsperiode. Für das verstärkte Wachstum werden auch andere Nährstoffe und auch Wasser in größeren Mengen benötigt. Falls diese nicht vorhanden sind, kommt es zu Nährstoffstörungen (Mellert 2010:198). Auch wirken sich die erhöhten Stickstoffeinträge auf die Artenzusammensetzung und Biodiversität der Wälder aus, es kommt zu einer Verdrängung der an nährstoffarme Standorte angepassten Arten und einer Zunahme von Stickstoffanzeigern. Folgen sind eine Homogenisierung und verminderte Biodiversität. Weitere Folgen sind eine Stickstoffsättigung des Waldökosystems, wobei der überschüssige Stickstoff mit dem Sickerwasser ausgetragen wird und so nicht nur das Grundwasser belastet, sondern auch zu einer zusätzlichen Versauerung der Waldböden beiträgt (Dietrich et al. 2018:9). Generell führen besonders auf den schwach gepufferten und sauren Waldböden dauerhaft zu hohe Nitratbelastungen zu Bodenversauerung und einer Verarmung des Bodens an wichtigen Nährstoffen. Im Extremfall kann die Versauerung wenig gepufferter Böden, wie im Falle des Buntsandsteins im Spessart, auch die Freisetzung von toxischen Ionen, etwa Aluminium und Schwermetalle, auslösen, welche wiederum schädigende Einflüsse auf den Wald besitzen. Auch kann eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber abiotischen und biotischen Schadfaktoren in Folge einer Stickstoffübersorgung entstehen. Wenn die negativen Faktoren überhand gewinnen, ist mit einer Zuwachsdepression zu rechnen (Mellert 2010:198-199). Bisher zeigt sich im Wuchsgebiet Spessart und Odenwald jedoch nur ein geringes bis leicht erhöhtes Risiko einer erhöhten Nitratkonzentration (Mellert et al. 2005:18). Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffemissionen, um die wachsenden



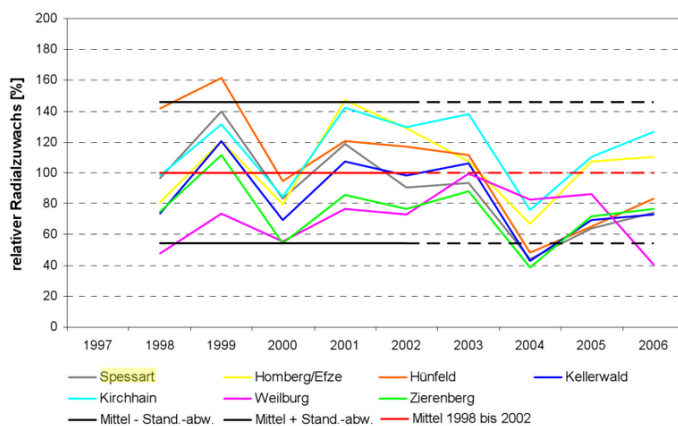
Risiken für den Wald zu minimieren, sind jedoch dringend erforderlich (Dietrich et al. 2018:10).

Festzuhalten ist außerdem, dass trotz einer erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration die Festlegung von Kohlenstoff in pflanzlicher Substanz mit einer erhöhten Temperatur häufig abnimmt. Grund hierfür ist, dass aufgrund der höheren Temperaturen und damit auch einer höheren Transpiration ein erhöhter Wasserbedarf verbunden ist. Wenn dieser nicht verfügbar ist, wird die Photosyntheserate verringert, da bei einer schlechteren Wasserversorgung die Pflanzen weniger CO<sub>2</sub> in ihre Blätter aufnehmen können. Als Folge hiervon werden die aufbauenden Prozesse limitiert, dadurch stehen weniger Stoffwechselprodukte für den pflanzlichen Biomasseaufbau zur Verfügung, die Erträge werden vermindert (Beierkuhnlein, Foken 2008:110). Ob daher in Verbindung mit dem derzeitigen Waldwachstum zukünftig tatsächlich die Kohlenstoffbindung der Wälder zunimmt (Pretzsch et al. 2014:86), ist in Anbetracht einer verminderten Wasserverfügbarkeit im Sommer (vgl. Kap. 4.1.4) und anderen Extremereignissen eher fraglich (Beierkuhnlein, Foken 2008:205).

Im Gegensatz zu den positiven Wachstumstrends merkt Klemmt et al. (2020:6) an, dass sich in jüngere Zeit durch den Klimawandel und Extremereignisse Zuwachsrückgänge vieler Baumarten bemerkbar machen. Verschiedene Baumarten unterscheiden sich in Bezug auf ein vermindertes Wachstum durch Wassermangel auch deutlich voneinander. Um die Wirkung extremer Trockenheit auf das Radialwachstum verschiedener Baumarten in Bayern zu untersuchen, wurde an elf Waldklimastationen eine retrospektive, dendrochronologische Untersuchung durchgeführt, wobei die trockenen Jahre 1947, 1976 und 2003 berücksichtigt wurden. Hierbei hat sich ergeben, dass Eichen allgemein die höchste Toleranz gegenüber Trockenheit aufweisen, der Radialzuwachs war nur wenig beeinflusst. Buchen zeigen sich zwar toleranter als Fichten, ihr Zuwachs reduzierte sich jedoch infolge der Trockenheit (Klemmt et al. 2018a:18-19). Auch eine andere Untersuchung an verschiedenen Standorten in Nordbayern bezüglich der Trockenstresstoleranz von Rotbuchen und Traubeneichen hat ergeben, dass die Rotbuche sensitiver auf Dürrejahre reagiert, während sich die Traubeneiche deutlich schneller erholt (Meinardus, Bräuning 2011:9-11). Fichten, als Flachwurzler, sind am wenigsten trockenresistent und verzeichnen die höchsten Produktionseinbußen. Interessant ist, dass Tannen, Douglasien und Kiefern in Bezug auf ihr Zuwachsverhalten als trockenresistenter eingestuft werden als Buchen (Klemmt et al. 2018a:18-19). Allerdings sollte hier, unabhängig vom Zuwachsverhalten, das mittlerweile zu beobachtende Kiefernsterben (vgl. Kap. 4.2.7.4) nicht außer Acht gelassen werden (Mette, Kölling 2020:14). Generell zeichnen sich auch die Folgejahre nach den Trockensommern durch Wachstumseinbußen aus. Weitere Unterschiede ergeben sich zudem aus dem Standort der Bäume: An den

klimatischen Rändern der jeweiligen Baumart zeigen sich besonders die beschriebenen Unterschiede im Dickenwachstum. Mit größer Nähe zu den Trockengrenzen der jeweiligen Art, steigen auch die Zuwachsverluste an (Klemmt et al. 2018a:18-19).

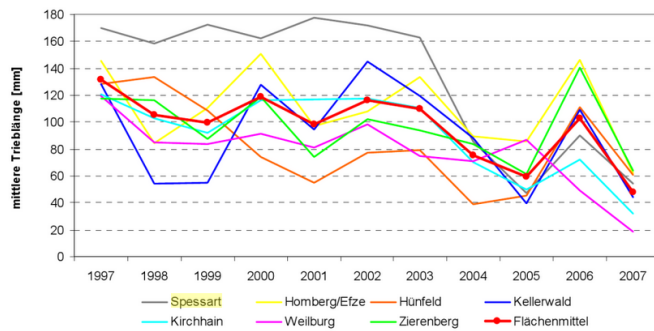
Auch im hessischen Gebiet des Spessarts wurde exemplarisch an der Rotbuche u.a. die Wachstumsdifferenzen bezüglich des Radialzuwachses, als auch des Höhenzuwachses in Folge des Trockenjahres 2003 analysiert. Die Ergebnisse lassen sich auf das bayerische Gebiet übertragen. Der Radialzuwachs (vgl. Abb. 28) ist dabei im Vergleich zum Mittel der Jahre 1998-2002 besonders während der Vegetationszeit im Jahr 2004, also ein Jahr nach der extremen Trockenheit eingebrochen. Im Jahr 2003 waren der größte Teil der Jahrringbreite bereits vor der anhaltenden Hitze und Trockenheit ausgebildet. In den Jahren 2005 und 2006 stieg der Radialzuwachs wieder an, das Ausgangsniveau wurde jedoch 2006 noch nicht wieder erreicht.



**Abbildung 28: Entwicklung des relativen mittleren Radialzuwachses der Rotbuche**

Quelle: Eichhorn et al. 2008:118

Die Auswirkungen der Trockenheit auf den Höhenzuwachs der Buchen (vgl. Abb. 29) zeigt in Analogie zum Radialzuwachs eine massive Wachstumsreduktion während der Vegetationszeit im Jahr 2004, da im Jahr 2003 auch der Höhentrieb bereits vor dem Einsetzen der Trockenphase abgeschlossen war. Anschließend verbesserte sich das Wachstum wieder, jedoch macht sich das verminderte Höhenwachstum länger bemerkbar, als der verminderte Radialzuwachs. So folgt auf einen verbesserten Höhentriebzuwachs im Jahr 2006 im Jahr 2007 wiederum ein verminderter Zuwachs, die Nachwirkungen machen sich also bis ins Jahr 2007 bemerkbar. Die Buchen auf dem nährstoffarmen Buntsandstein sind zudem stärker von der Trockenheit betroffen, als jene Bestände auf nährstoffreichen Standorten mit einer weitaus höheren nutzbaren Feldkapazität (Eichhorn et al. 2008:118-121). Generell vergingen drei bis sechs Jahre, bis sich wieder ein Normalwachstum eingestellt hat (Klemmt et al. 2018a:19).



**Abbildung 29: Entwicklung apikaler Triebblängen der Rotbuche**

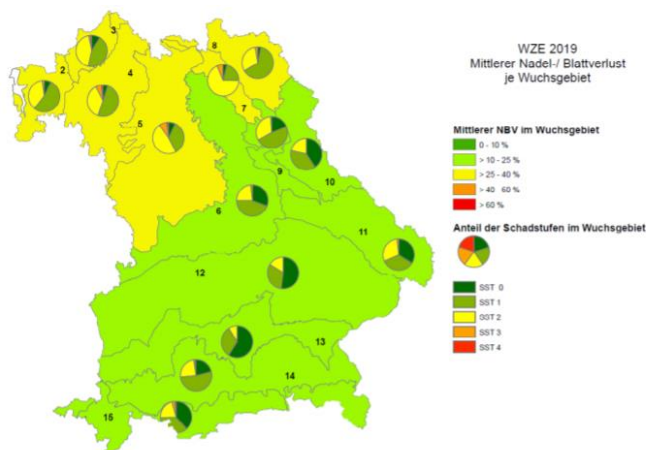
Quelle: Eichhorn et al. 2008:119

Neben den erhöhten Temperaturen war das Jahr 2003 zudem ein Mastjahr, was bei nahezu allen Baumarten zu einer zusätzlichen Belastung führte. Dies verursachte neben der Trockenheit ebenfalls verminderte Zuwachsraten (Raspe et al. 2004:11). Im Allgemeinen zeigen jedoch untersuchte Buchen- und Fichtenbestände in ganz Bayern in den letzten drei Jahrzehnten starke Zuwachsschwankungen, wobei Trockenheit wiederholt der Auslöser hierfür ist (Dietrich et al. 2018:10). Neben dem Jahr 2003 haben sich auch die besonders heißen und trockenen Jahre 2015 und 2018 negativ auf den Waldzustand ausgewirkt (LfU 2019b:41). Und auch im Jahr 2019 hat sich der Zustand der Waldbäume in Gesamtbayern insgesamt verschlechtert (StMELF 2019:4).

#### 4.2.5 Kronenzustand

Im Rahmen der Waldzustandserhebung werden seit 1983 an 314 Inventurpunkten in Bayern der Gesundheitszustand der Bäume begutachtet (Zimmermann et al. 2020:20). Über die Vitalität der Wälder gibt dabei besonders der Kronenzustand Auskunft (Dietrich 2011:9). Die Ursachen für eine stärkere Kronenverlichtung können vielfältig sein, allerdings haben der Wasserhaushalt und die klimatischen Bedingungen einen wichtigen Einfluss (Dobbertin et al. 2012: 334-335). So zeigen sich auch in ganz Bayern als Folge der Trockensommer 2003, 2015, 2018 und 2019 höhere Nadel- und Blattverluste (Wauer, Klemmt 2020:26). Die Waldzustandserhebung 2019 hat ergeben, dass sich bayernweit der Zustand aller erfassten Waldbäume im Jahr 2019 gegenüber 2018 verschlechtert hat. Generell sind in Nordbayern in den Jahren 2018 und 2019 höhere Nadel-Blattverluste zu verzeichnen als in Südbayern, wobei die höchsten mittleren Nadel-Blattverluste aller Baumarten in Mittelfranken, gefolgt von Unter- und Oberfranken festzustellen sind (StMELF 2019:6-8). Der Klimawandel wirkt sich laut Wauer und Klemmt (2020:26) besonders in Nordbayern aus, vor allem im Nordwesten. Insbesondere die fränkischen Trockengebiete (Fränkische Platte, Keuper und Jura) verdeutlichen den Unterschied zu Südbayern (StMELF 2019:8). Aus Abb. 30 geht hervor, dass die Mittleren Nadel-Blattverluste im Wuchsgebiet 2 (Spessart-Odenwald) im Jahr 2019 ebenfalls deutlich über

jenen Südbayerns liegen, allerdings zeigen sich hier etwas geringere Verluste als in den östlich des Spessarts liegenden trockeneren Gebieten. Zwar ist im Wuchsgebiet 2 die Schadstufe 0 kaum vorhanden, allerdings sind bei den hier überwiegend dargestellten Schadstufen 1 und 2 auch noch keine Baumschäden zu erwarten, dies wäre erst bei höheren Schadstufen (3 und 4, mehr als 60% Blattverlust) der Fall (Ellenberg, Leuschner 2010:208). Laut Thierfelder (2020) verursachten jedoch die Hitzewellen und Trockenperioden der Jahre 2015, 2018 und 2019 ernsthafte Schäden in den unterfränkischen Wäldern und zwar an allen Baumarten (Thierfelder 2020:10).



**Abbildung 30: Durchschnittliche Nadel-/Blattverluste nach Wuchsgebieten im Jahr 2019**

Quelle: StMELF 2019:9

Bei der Betrachtung der Hauptbaumarten sind die Mittelwerte des Nadel-Blattverlustes lediglich für die einzelnen Regierungsbezirke angegeben (vgl. Tab. 6), was wiederum eine gesonderte Betrachtung des Spessarts gegenüber der trockeneren Fränkischen Platte erschwert. Um jedoch einen Einblick in den Zustand der verschiedenen Baumarten zu erlangen, sollen hier trotzdem kurz die Ergebnisse des Jahres 2019 für den Bezirk Unterfranken dargestellt werden. Die größten Verluste zeigte im Jahr 2019 die Fichte, in Unterfranken weist diese Baumart bayernweit die größten Schäden auf. Die Eichen zeigen vor allem in den Fränkischen Trockengebieten einen schlechten Zustand, dementsprechend auch im Raum Unterfranken, wobei bei einer genaueren Differenzierung die Traubeneiche bessere Werte als die Stieleiche erreicht. Auch Buche und Kiefer zeigen in Unterfranken hohe Verluste. Bei der Buche sind die Verluste hier höher als in Mittelfranken und nur knapp unter jenen Oberfrankens, diese liegen allerdings über dem Wert für gesamt Bayern. Bei der Kiefer zeigen sich in Unterfranken hingegen niedrigere Verluste als in den anderen Gebieten Frankens (StMELF 2019:8-17). Die Tanne kommt im Spessart nur sehr selten vor (BWI 2012).

**Tabelle 6: Mittlere Nadel-/Blattverluste nach Regierungsbezirken in %**

Quelle: StMELF 2019:17

Baumart	Mittelwerte NBV nach Regierungsbezirken [%]							
	Bayern gesamt	Schw	Obb	Ndb	Ufr	Mfr	Ofr	Opf
alle Baumarten	24,7	18,0	19,6	19,1	30,2	32,5	31,6	20,4
Fichte	21,4	16,6	19,7	19,9	33,8	24,7	29,4	17,8
Tanne	19,9	15,9	25,1	18,5	(18,3)	(34,3)	(17,9)	16,8
Kiefer	31,6	24,6	23,9	28,3	28,5	36,3	36,0	20,6
Buche	23,5	23,5	18,7	15,0	28,2	24,4	29,3	26,8
Eiche	27,1	28,2	16,8	15,8	28,8	28,9	33,3	25,5
alle Nadelbäume	25,0	16,7	20,4	20,7	41,7	34,7	31,9	18,8
alle Laubbäume	24,2	20,9	18,1	14,3	29,3	27,2	30,7	25,8

Berücksichtigt werden sollte jedoch, dass das zugrundeliegende Rasternetz der Waldzustandserhebung relativ grobmaschig ist. So zeigen etwa Vergleiche von Folgejahren, wie 2019 zu 2018, lediglich tendenzielle Veränderungen und keine statistisch nachweisbaren Vitalitätseinschränkungen. Trotzdem geben die langjährigen Zeitreihen der Waldzustandserhebung Aufschluss darüber, und hier ebenfalls exemplarisch die Trockenjahre 2018 und 2019, dass im trockeneren Nordbayern eine Erwärmung tendenziell stärkere Effekte hat als in Südbayern (Wauer, Klemmt 2020:29). Auch eignet sich das Jahr 2019 für eine Beschreibung des Zustandes der einzelnen Baumarten, denn besonders solche Extremereignisse bestimmen wesentlich sowohl die Struktur, als auch die Mortalität in Waldökosystemen. Dürreereignisse treten seit dem Jahr 2003 häufiger auf (Zimmermann et al. 2020:23), die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Extremereignissen nimmt mit dem Klimawandel zu (Wellstein, Beiekuhnlein 2011:4).

Ellenberg und Leuschner (2010:208-209) merken jedoch auch an, dass durch die in den Waldberichten geschätzten Nadel- und Blattverluste nicht immer verlässlich auf Vitalitätseibußen eines Baumes geschlossen werden kann und die geschätzten Werte sich zudem häufig als unrealistisch erweisen. So konnte etwa kein signifikanter Zusammenhang zwischen den in der Waldzustandserhebung gemittelten Nadel- und Blattverlusten und dem mit Streukübeln gemessenen Blattflächenindex festgestellt werden. Die Waldzustandserhebung zum Kronenzustand findet des Weiteren jedes Jahr im Juli statt, so dass Schäden, welche sich im Spätsommer ereignen, noch nicht zu erkennen sind (Zimmermann et al. 2020:21), wie etwa vorzeitiger Blattfall (Raspe et al. 2004:11).

#### **4.2.6 Verfrühter Frucht- und Blattfall**

Auf Trockenheit reagieren Bäume zunächst damit, ihre Stomata langsam zu schließen, um die Transpiration herabzusetzen. Reicht dies nicht mehr aus, werfen Laubbäume ihr Laub vorzeitig ab (Raspe et al. 2016:7-8). Vorzeitiger Laubfall ist daher zunächst als eine vitale Baumreaktion zu bewerten, vorausgesetzt, die Knospen für den Wiederaustrieb sind bereits angelegt. Langjähriger Trockenstress jedoch führt zu nachhaltigen Schädigungen. An

einigen Waldklimastationen konnte in Folge der Trockenjahre ein verfrühter Laubfall festgestellt werden (Zimmermann et al. 2020:22). Für die Waldklimastation Rothenbuch im Hochspessart liegen hierbei lediglich Daten für die Eiche aus dem Jahr 2003 vor. Die Streumengen von Mitte August bis Mitte September lagen in diesem Jahr im Gegensatz zu den Streumengen anderer Stationen und Baumarten dort jedoch unter dem langjährigen Mittel (Raspe et al. 2004:12). Gründe hierfür könnten sein, dass der Hochspessart niederschlagsreicher ist als das wärmestauende Maintal (vgl. Kap. 2.5) und dass Eichen im Allgemeinen trockenheitstoleranter als Buchen sind (Ellenberg, Leuschner 2010:105). Um Aussagen speziell über den Spessart treffen zu können, wären daher weitere Daten auch über andere Baumarten relevant. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die langanhaltende Trockenheit auch im Spessart, vor allem in den niederschlagsärmeren Bereichen, zu verfrühtem Blattfall führt.

Neben einem verfrühten Blattfall zeigt sich in Folge von starker Trockenheit zudem ein verfrühter Fruchtfall. So wurde etwa im Jahr 2003 ebenfalls an der Waldklimastation Rothenbuch ein verfrühter Fruchtfall von Bucheckern und Eicheln festgestellt (Raspe et al. 2004:13). Festgestellt werden konnte zudem, dass die Buche seit Ende der 1980er-Jahre verstärkt und in kürzeren Abständen fruktifiziert. Als mögliche Ursachen werden neben der Witterung jedoch auch verstärkte Stickstoffzufuhren angegeben (Paar et al. 2011:26-29).

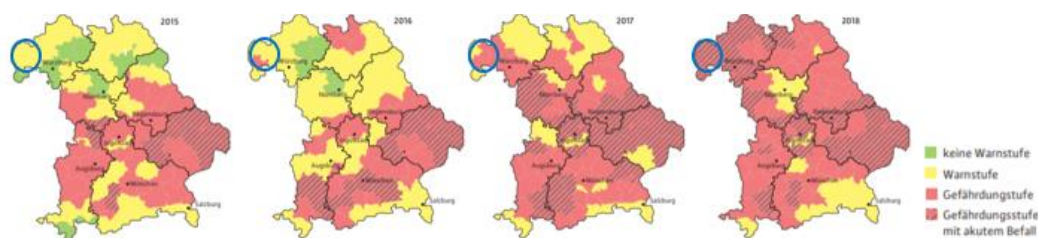
#### **4.2.7 Schädlinge**

Bisher ist es weitgehend unbekannt, welche Auswirkungen der Klimawandel auf die Schadorganismen im Wirkungsgefüge von Waldökosystemen besitzt (Petercord et al. 2008:36). Prinzipiell werden die Abwehrkräfte der Bäume gegen Schädlingsbefall durch Trockenheit und Dürre gesenkt, zudem wirken die wärmeren Temperaturen auf die Populationsdynamik vieler Schädlinge ein und können deren Vermehrung begünstigen (Blaschke, Immler 2007:24-25). Auch wenn Schädlinge natürliche „Gegenspieler“ haben, deren Reaktion auf den Klimawandel es ebenfalls zu berücksichtigen gilt (Köhl et al. 2017:197), so profitieren derzeit bestimmte Schädlinge von dem trocken-warmen Witterungsverlauf (Triebenbacher et al. 2019:57), neben Forstinsekten und Pilzen auch eingeführte Schaderreger (Beierkuhnlein, Foken 2008:211). In dieser Arbeit sollen aufgrund der Vielfalt nur einige Schädlinge exemplarisch beschrieben werden. Neben den im Folgenden beschriebenen Borkenkäfer, Eichenprozessionsspinner, Prachtkäfer und der Pilz *Sphaeropsis sapinea* wären bspw. auch noch die Massenvermehrung der die Eiche befallenden Schwammspinner in Unterfranken, das Auftretens der Lärchenmaniermotte, sowie der Rußigen Douglassenschütte (Triebenbacher et al. 2019:60) zu überprüfen, da beide Baumarten im Spessart einen Verbreitungsschwerpunkt besitzen (LWF 2019:45, 49). Das Vorkommen von Eschen ist im Spessart überwiegend nur auf den Sternmieren-Eichen-

Hainbuchenwald (vgl. Kap. 3.3.3), sowie auf den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (vgl. Kap.3.3.5) beschränkt, hier könnte weiterführend ebenfalls untersucht werden, inwieweit das durch *Hymenoscyphus pseudoalbidus* ausgelöste Eschentriebsterben (Bartha et al. 2014:51) auch im Spessart auftritt.

#### 4.2.7.1 Borkenkäfer

Die Auswirkungen warmer Jahre sind besonders gut an den Schäden durch Borkenkäfer zu beobachten (Blaschke, Immler 2007:24). Vor allem die beiden Arten Buchdrucker (*Ips typographus*) und Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) sind bei den Fichten von besonders großer Bedeutung (LWF 2020:1). Der Schwärmflug setzt in einem wärmeren Frühjahr etwa zwei Wochen früher als üblich ein, so dass mit der Verlängerung der Brutzeit das Risiko einer dritten Generation und mehreren Geschwisterbruten ansteigt (Blaschke, Immler 2007:24). Dies konnte etwa in den Jahren 2015-2018 bei beiden Arten beobachtet werden. Innerhalb von vier aufeinander folgenden Jahren konnten sich die beiden Borkenkäferarten stark vermehren (Petercord, Triebenbacher 2019:43). Aus Abb. 31 geht hervor, wie sich der Buchdrucker im Spessart in diesem Zeitraum ausgebreitet hat. Während dieser Ende September des Jahres 2015 noch keine Auswirkungen auf das Waldgebiet hatte, lässt sich im darauf folgenden Jahr bereits eine Gefährdungstufe im südlichen Teil feststellen. 2017 erweiterte sich das Gebiet, bis 2018 schließlich das gesamte Gebiet von einem akuten Befall betroffen war. Insgesamt besteht ein Zusammenhang zwischen Trockenheit und Befallssituation: Wassermangel schwächt die Fichten, was diese anfälliger für einen Befall macht (Gößwein, Lobinger 2016:14). Des Weiteren sorgen Stürme verstärkt für Schadholz, welches den Borkenkäfern zusätzlich als Nistplatz dient (Petercord, Triebenbacher 2019:43).



**Abbildung 31: Einschätzung der Gefährdungssäge des Buchdruckers Ende September (2015-2018)**

Quelle: Petercord, Triebenbacher 2019:44-45, leichte Veränderung durch Hervorhebung des Untersuchungsgebietes

Zwar spielen die rindenbrütenden Borkenkäferarten Buchenborkenkäfer und Kleiner Buchenborkenkäfer eigentlich nur eine untergeordnete Rolle, jedoch übernimmt der kleine Buchenborkenkäfer laut Blaschke und Immler (2007:24) aufgrund der günstigen Vermehrungsbedingungen eine zunehmende Rolle als Primärschädling, ebenso der Lärchenborkenkäfer. Auch breiten sich aufgrund der veränderten Umweltbedingungen

neue Borkenkäferarten aus, bspw. der Sibirisch-nordasiatische Nutzholzborkenkäfer (*Cyclorhipidion bodanus*) oder der Schwarze Nutzholzborkenkäfer (*Xyleborus germanus*). Neben den Schäden durch Primärbefall übertragen die beiden Borkenkäferarten darüber hinaus Pilze der Gattung *Ophiostoma*, von welchen einige Arten durch Verstopfen der Gefäße die Wasserleitung in die Krone unterbinden (Welkekrankheit) (Blaschke, Immler 2007:24-25). Dauerhafte Besiedelungen des *Xyleborus germanus* im Spessart sind bekannt (Blaschke, Bussler 2012:12). Dabei zeigen sich im Hochspessart bedingte Unterschiede bezüglich der Verbreitung: So wurde der Schwarze Nutzholzborkenkäfer aufgrund der günstigeren Klimabedingungen in Altenbuch (südexponierte Steilhänge, höhere Jahresmitteltemperatur) häufiger nachgewiesen, als im etwas kühleren Rothenbuch, obwohl sich in Altenbuch wesentlich geringere Mengen Totholz finden (Bussler et al. 2007:33).

#### 4.2.7.2 Eichenprozessionsspinner

Ursprünglich im mediterranen Raum beheimatet (Beierkuhnlein, Foken 2008:211), aber bereits 1782 als sehr seltene Art in Franken beschrieben, profitiert als wärmeliebende Schmetterlingsart der Eichenprozessionsspinner von den wärmeren Temperaturen. Dieser breitet sich seit Ende der 1990er Jahre immer weiter aus, es kommt zu Massenvermehrungen und teilweise flächigem Kahlfraß durch die Raupen. Auch im Spessart wurden bereits Gespinstnester nachgewiesen. Das extrem trockene und warme Jahr 2015 zählt dabei als Auslöser für die derzeitige Massenvermehrung. In den Jahren 2018 und 2019 nahmen die Populationsdichten stetig zu. Mehrjähriger Kahlfraß führt zu Vitalitätseinbußen und Absterben der Eichen. Auch sind geschädigte Bestände anfälliger für weitere Schädlinge wie Eichenprachtkäfer, Hallimasch oder Eichenmehltau. Auf der anderen Seite gewinnen Eichen jedoch immer mehr an Bedeutung, zeigen diese doch eine ausgesprochene Toleranz gegenüber Trockenheit und Hitze, sowie ein sehr hohes Regenerationspotenzial nach Schäden, bspw. durch Insektenfraß. Der zunehmende Befall stellt den Waldumbau somit vor eine weitere Herausforderung, auch da die Situation sich zukünftig wohl nicht entspannen wird (Lobinger, Wallerer 2020:38-41).

#### 4.2.7.3 Prachtkäfer

Prachtkäfer sind ebenfalls wärmeliebende Arten. Massenvermehrungen infolge von Trockensommern sind dabei schon seit langem bekannt. Zu erwähnen sind besonders der Buchenprachtkäfer (*Agrilus viridis*), die Blauen Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea* und *P. formaneki*), sowie der Zweipunkt-Eichenprachtkäfer (*Agrilus biguttatus*). Generell befallen Prachtkäfer Bäume nur, wenn diese entweder durch andere Insekten oder Trockenheit bereits geschwächt oder vorgeschädigt sind. Für eine vollständige Entwicklung benötigen die Käfer im Normalfall ein bis zwei Jahre, in besonders warmen



Jahren, wie etwa 2015, jedoch nur ein Jahr. So wird die Verbreitung von Prachtkäfern doppelt begünstigt, zum einen durch eine beschleunigte Entwicklung, zum anderen durch die Schwächung der Bäume infolge der Trockenheit. Nachdem die Larven aus den an der Rinde oder in Rindenrissen abgelegten Eiern geschlüpft sind, bohren sich diese durch die Rinde des Baumes und fressen sich durch Bast und Kambium durch, das Kambium wird dabei beim Fraß zerstört. Die Einbohrlöcher sind mit bloßem Auge kaum zu erkennen, zudem verbleibt das Bohrmehl in den Gängen, was es schwierig macht, einen Befall zu bemerken. Besonders schwer fällt dies bei Kiefern und Buchen, weil bei diesen Baumarten im Gegensatz zur Eiche Kronenteile nicht sofort Absterben (Gößwein et al. 2017b:14).

#### 4.2.7.4 Diplodia-Triebsterben

Infolge des Trockenjahres 2015 ist es zu einem „neuartigen“ Kiefernsterben gekommen (LWF 2019:44), besonders, neben Mittelfranken und der Oberpfalz, auch in Unterfranken (StMELF 2017:34). Die Kiefer (*pinus sylvestris*) besitzt eigentlich eine große ökologische Amplitude und ist in der Lage, auch besonders arme und trockene Randbereiche zu besiedeln, an welchen andere Baumarten nicht gedeihen könnten. Die Baumart leidet, aufgrund ihrer Fähigkeit sehr tief wurzeln zu können, vermutlich weniger unter Trockenheit, als vielmehr unter der verstärkt auftretenden großen Hitze. Sekundärschädlinge können die bereits geschwächten Bäume befallen und so zum Absterben dieser führen (Wauer et al. 2018:30). So etwa der Pilz *Sphaeropsis sapinea*, der Auslöser des Diplodia-Triebsterben (StMELF 2017:34). Der Erreger wurde zwar bereits schon im 19. Jahrhundert in Mitteleuropa beschrieben, jedoch waren gravierende Schäden auf deutlich wärmere Klimaregionen beschränkt (Petercord, Straßer 2017:9). Milde Winter, feuchtwarme Frühjahrswitterung und trockene Sommer tragen nun zu einer Verbreitung des Pilzes bei (StMELF 2017:34). Bereits innerhalb eines Jahres kann ein starker Befall zum Absterben des Baumes führen, auch werden Folgeschadorganismen, etwa Borken- oder Prachtkäfer, durch die Erkrankung gefördert, welche wiederum umfangreiche Schäden verursachen (Petercord, Straßer 2017:10). Schäden durch *Sphaeropsis sapinea* besonders an Schwarzkiefern (*Pinus nigra*), aber auch an anderen Kiefernarten, wurden in Franken bereits im Trockensommer 2003 festgestellt (Blaschke 2004:3) Laut Gößwein et al. (2017a:12) waren die Ursachen für das neuartige Kiefernsterben zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des Artikels noch nicht vollends geklärt, weshalb von der LWF das Projekt „Monitoring Kiefernsschäden“ gegründet worden ist. Nach Mette, Kölling (2020:17) liegt die Ursache in den warm-trockenen Sommern 2015, 2018 und 2019, wodurch die Kiefern zunächst geschwächt wurden und sich infolgedessen *Sphaeropsis sapinea* massiv vermehren konnte.

Die Kiefer wird durch den Klimawandel stetig anfälliger für alle möglichen Krankheiten. Neben einem Befall mit *Sphaeropsis sapinea* sind vor allem Kieferneule, Kiefernspanner und Nonne Primärschädlinge, hinzu treten Sekundärschädlinge, wie bspw. der in Kap 4.2.7.3 beschriebene Blaue Kiefernprachtkäfer oder auch der Zweizähnlige Kiefernborckenkäfer. In Folge des Klimawandels besiedelt in Bayern zudem die Kiefernmitstel, welche dem Baum zusätzlich Wasser und Nährstoffe entzieht und somit den Trockenstress in Dürrephasen zusätzlich erhöht, zunehmend die Waldkiefer (LWF 2019:44). Deren Verbreitungsschwerpunkt liegt bislang jedoch in Mittelfranken und der Oberpfalz (Triebenbacher et al. 2019:57).

#### **4.2.8 Sekundäreffekte**

Neben den günstigeren Lebensbedingungen für Schädlinge können durch den Klimawandel weitere Sekundäreffekte, etwa eine erhöhte Waldbrandgefahr oder veränderte Bodenbedingungen, eintreten (Beierkuhnlein, Foken 2008:210).

So kann eine Erwärmung beispielsweise die Verwitterungsraten der Oberböden erhöhen, was eine positive Auswirkung auf die Pufferung eingetragener Säuren hat. Auf der anderen Seite wird, bei ausreichender Feuchte, die Mineralisation der organischen Bodenkomponenten angeregt, eine erhöhte Stickstofffreisetzung, -auswaschung und Bodenversauerung wären hier negative Folgen (Hickler et al. 2014:178).

Waldbrände sind im Vergleich zu anderen Bundesländern wie etwa Brandenburg, in Bayern bisher noch von untergeordneter Bedeutung. Für die zunehmende Gefährdung durch Waldbrände ist neben langanhaltenden Trockenphasen etwa auch die Vegetationszusammensetzung von großer Bedeutung, die Kiefer gilt als besonders brandgefährdet (Schunk et al. 2009:30-31). Das Gebiet des Spessarts zählt allerdings zu einem der Gefährdungsschwerpunkte für Waldbrände innerhalb Bayerns (Kolb et al. 2014:51). Zündquellen sind dabei bisher weniger natürliche Ursachen wie Blitzschlag, sondern vor allem Fahrlässigkeit und Brandstiftung. Eine erhöhte Waldbrandgefahr wird allerdings in Zukunft erwartet, wobei die bisherigen Extremjahre wie 2003, in welchem deutschlandweit verstärkt Waldbrände auftraten, einen Blick auf die zukünftige Entwicklung bieten (Schunk et al. 2009:31).

#### **4.2.9 Baummortalität**

Da Mortalitätsraten schwierig zu ermitteln und die Gründe in der Regel nicht monokausal sind, liegen hierüber auch wenig Daten für Zentraleuropa vor (Etzold et al. 2016: 177-180) und speziell für den Spessart ohnehin nicht. In Politik und Medien wird derzeit jedoch schon von einem „Waldsterben 2.0“ gesprochen (Wauer, Klemmt 2020:27). Laut Klemmt et al. (2020:6) zeigen viele Baumarten in Bayern neben Zuwachsrückgängen und Vitalitätseinbußen derzeit eine gesteigerte Mortalität. Diese resultiert aus den heißen und

trockenen Sommern, wodurch die Bäume geschwächt und somit anfälliger für einen Schädlingsbefall sind (Mette, Falk 2020:33). So bspw. der Borkenkäferbefall an den Fichten im Spessart (vgl. Kap. 4.2.7.1), durch welchen in den vergangenen Jahren bayernweit riesige Mengen Schadh Holz entstanden sind (Straub, Seitz 2020:30), oder auch das Kiefernsterben (vgl. Kap. 4.2.7.4). Neben einer erhöhten Mortalitätsrate von Fichte und Kiefer zeigen sich in Nordbayern auch vermehrt absterbende bzw. tote Buchen. Als Hauptursache werden neben der Trockenheit die häufig auftretenden Extremtemperaturen der letzten Jahre vermutet (Straub, Seitz 2020:30-31). Wiederum ist davon auszugehen, dass absterbende Buchen in den niederschlagsreicheren und kühleren Bereichen des Spessarts derzeit noch von untergeordneter Bedeutung sind, allerdings sind die Einschätzungen zur Eignung der Buche im Klimawandel differenziert (LWF 2019:55).

#### **4.2.10 Thermophilisierung der Waldvegetation**

Prinzipiell lassen sich Vertikalwanderungen in Gebirgen aufgrund der weitaus kürzeren Entfernungen leichter nachweisen, als polwärts gerichtete Wanderungen, daher wird auch das derzeitige Höherwandern von Arten in Hochgebirgen bereits seit längerem erforscht (Hauck et al. 2019:206). Bei den Horizontalwanderungen zeigt sich hingegen noch ein uneinheitliches Bild. Rasterfeldinventuren aus dem Elbe-Weser-Gebiet und in Südschweden zwischen den 1930er und 2000er Jahren haben etwa für Waldgefäßpflanzen eine signifikante Zunahme von Arten mit höheren Temperaur- und Stickstoffzeigerwerten ergeben, gleichzeitig auch eine Abnahme von Arten mit niedrigen Zeigerwerten (Diekmann 2010:57). Generell zeigen sich in mehreren Regionen Mitteleuropas eine Zunahme von wärmeliebenderen Arten, welche entweder ihr Areal nach Norden ausgeweitet haben, oder innerhalb ihres Areals häufiger geworden sind (Hauck et al. 2019:211). Auf der anderen Seite konnten in bayerischen Buchenwaldregionen laut Jantsch et al. (2013:467-468) in der Krautschicht keine signifikante Zunahme thermophiler Arten festgestellt werden, Stickstoffeinträge überlagern hier Effekte der Klimaerwärmung. Auswertungen der Bodenvegetation an sechs bayerischen Waldklimastationen über 16 Jahre hinweg haben ergeben, dass Wärmeanzeiger und Artenzahlen zunehmen, hieran sei aber weniger eine Temperaturerhöhung beteiligt als kleinräumigere Störungen, welche nur indirekt mit klimatischen Veränderungen zusammenhängen. So führen bspw. Durchforstungen oder auch ein Borkenkäferbefall zu einer Zunahme von Wärmezeigern an den dann lichtereren Standorten, an welchen sich als Folge kleinräumig veränderte Temperatur-, Licht-, Feuchte- und Nährstoffverhältnisse ergeben (Löffler 2010:17-19).

Für den Spessart wäre es interessant zu untersuchen, inwieweit typische Trennarten der kollin-submontanen Lagen (vgl. Kap. 3.5) mittlerweile durch die Erwärmung bereits in den höheren Lagen weiter verbreitet sind. Zu nennen wären bspw. das Maiglöckchen (*Convallaria majalis*) oder der Salbei-Gamander (*Teucrium scorodonia*), welche zwar

auch an thermophytischen Wald- und Wegsäumen der montanen Lagen vorzufinden sind, jedoch nicht nach einer Auflichtung der Bestände (Zerbe 1999:73). Die Aussichten für Waldgesellschaften der montanen Lagen, welche nicht auf höher gelegene waldfreie Flächen wie in den Alpen ausweichen können, sind schlecht. Davon betroffen sind die fichten- und tannenreichen Hochlagengesellschaften des Bayerischen Waldes, Schwarzwaldes und Erzgebirges (Hickler et al. 2014:193), wo entsprechende Probleme zu finden sind. Für den Spessart spielen diese keine gravierende Rolle, da montane Lagen hier nicht sonderlich ausgeprägt sind (Zerbe 1999:289).

Fest steht in jedem Fall: Die Waldbodenvegetation ist an bestimmte Waldgesellschaften und Standortbedingungen gebunden (Ellenberg, Leuschner 2010:82). Ändern sich diese, ändert sich in der Folge auch die Waldbodenvegetation.

#### **4.2.11 Neophyten**

Von der natürlichen Ausbreitung südeuropäischer Arten Richtung Norden müssen Neophyten als absichtlich oder unabsichtlich eingeführte Arten anderer Erdregionen unterschieden werden. Da diese häufig besser auf sich ändernde Klimabedingungen reagieren, zählen Neophyten zu den Gewinnern des Klimawandels (Nehring 2016:164), allerdings ist es bisher in Deutschland noch nicht zum Verschwinden einheimischer Arten durch die Ausbreitung von Neophyten gekommen, jedoch zu einem Rückgang (Haase et al. 2014:98). Auch in der Waldvegetation Bayerns spielen Neophyten derzeit noch eine untergeordnete Rolle, allerdings sind in Bayern schon seit Längerem bestimmte Baumarten wie Douglasie, Roteiche, Spätblühende Traubenkirsche, Strobe, Walnuss, Hybrid-Schwarzpappeln, Ross- und Esskastanie etabliert (Ewald 2009:4). Und auch im Sinne eines klimatoleranten Waldumbaus werden nichtheimische Baumarten stetig interessanter (Schmidt 2019:28).

So wird bspw. die aus dem Nordwesten Nordamerikas stammende Douglasie (Ewald 2009:4) im Spessart bereits seit über 100 Jahren angepflanzt und wird im Hinblick auf den Klimawandel als wichtige Baumart angesehen (Albrecht 2008:39). Laut Nörr (2004:8) gehört die Douglasie im Spessart möglicherweise bereits zur potenziellen natürlichen Vegetation, wobei besonders diese Baumart in einem starken Spannungsfeld zwischen Forstwirtschaft und Naturschutz steht. Auf der einen Seite kommt die Douglasie mit sommerlichen Trockenperioden relativ gut zurecht (Höltermann et al. 2008:74), erzielt hohe Wachstumsleistungen und zeigt bisher eine geringe Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Schadinsekten (Nörr 2004:8), weshalb diese als Ersatzbaumart für die Fichte betrachtet wird. In Bezug auf die Schaderreger haben sich jedoch mittlerweile aus Nordamerika eingeschleppte Arten etabliert (LWF 2019:51-52). Die Streu ist wesentlich besser zersetzbar als die der Fichte, im Vergleich zu Laubbäumen führt diese jedoch zu

Stickstoffanreicherung und Versauerung der Böden (Nörr 2004:9). Auf der anderen Seite merkt Walentowski (2008:68) an, dass gerade im Spessart, einem Gebiet mit langer Laubholztradition, das Einbringen von Douglasien in Buchenwälder (bspw. *Luzulu-Fagetum*) kritisch zu sehen ist, denn hier kann der Anbau zum Verlust der biologischen Vielfalt führen, sofern die Ausgangsbedingung eine standortheimische Baumartenzusammensetzung aufweist. Im *Betulo-Quercetum petraeae* besteht potentiell die Gefahr einer Unterwanderung mit Douglasien-Naturverjüngung, wodurch der charakteristische Zustand beeinträchtigt werden kann (Walentowski et al. 2004:109). Naturschutzfachliche Einwände sind des Weiteren u.a. eine wenig ausgeprägte Interaktion mit der heimischen Tier- und Pflanzenwelt, das Potenzial zu Invasivität und eine mögliche Übertragung von Schädlingen auf heimische Arten (Höltermann et al. 2008:76).

Da diese Thematik später nicht noch einmal aufgegriffen werden soll, sei an dieser Stelle angemerkt, dass eine Zunahme von Neophyten mit der Intensität der Klimawandels stark korreliert. Dabei werden künftig einheimische Arten nicht nur durch die Temperaturerhöhung unter Druck geraten, sondern zudem mit veränderten Konkurrenzbedingungen auch durch ein Erstarben der Neophyten (Nehring 2016:165-169).

#### **4.2.12 Folgerungen für die aktuelle Wald- und Forstvegetation des Spessarts**

Derzeit gibt es kaum Daten und Untersuchungen, welche spezifisch für den Spessart die derzeitigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation beschreiben. Vielmehr sind dies großräumigere Untersuchungen, anhand derer sich jedoch verschiedene Aspekte für die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts folgern lassen können.

In den von Kiefern und Fichten geprägten Gebieten, laut Zerbe (1999:295-300) sind dies der nördliche Hochspessart und der westliche bis südwestliche kollin-submontane Spessart, müssten derzeit bereits im Vergleich zu dem vom Buchen und Eichen geprägten südlichen Hochspessart, dem östlichen kollin-submontanen Spessart und dem von unterschiedlichen laubreichen Wald- und Forstgesellschaften des südöstlichen kollin-submontanen Spessart (Zerbe 1999:295-303) stärkere Auswirkungen des Klimawandels zu erkennen sein, da die Fichten und Kiefern durch die Trockenheit, bzw. die Kiefer durch die Hitze, stark geschwächt und somit anfälliger für Schädlinge, in dem Fall Borkenkäfer und der Pilz *Sphaeropsis sapinea* sind (vgl. Kap. 4.2.7). Dabei kann es durchaus sein, dass die Kiefern- und Fichtenbestände in den höheren Lagen weniger Ausfälle zeigen, als in den tieferen, wärmeren und trockeneren Gebieten. Ob sich eine aktuelle Tendenz hin zu weniger vitalen Buchenbeständen im Spessart zeigt, lässt sich anhand der Datenlage nicht beurteilen. Angesichts der vermehrt absterbenden Buchen im nördlichen Bayern (Straub, Seitz 2020:30) zeigt sich jedoch, dass die Buche mit den aktuellen Entwicklungen nicht gut

zurechtkommt. Die Eichen weisen heute in den warm-trockenen Gebieten ebenfalls Schäden auf (StMELF 2020:4), die Stieleiche ist hiervon stärker betroffen als die Traubeneiche. Dies betrifft derzeit jedoch vor allem die Fränkische Platte, jedoch ist nicht ersichtlich, inwieweit auch die Eichen der tieferen und wärmeren Lagen des Spessarts betroffen sind. Neben dem Eichenprozessionsspinner verursacht vor allem der Befall mit Mehltau Schäden (StMELF 2019:8, 16). Es ist jedoch davon auszugehen, dass in den Heidelbeer-Eichenforsten (*Vaccinium myrtillus-Quercus petraea*-Gesellschaft) des kühleren Hochspessarts weitaus weniger Schäden festzustellen sind. Im Buchen-Birken-Traubeneichenforst (*Betulo-Quercetum petraea*) besteht die Gefahr, dass die als klimaresistenter zählende Douglasie die Gesellschaft unterwandert (Walentowski et al. 2004:109). Da sich der kristalline Vorspessart bis auf den Hahnenkamm generell durch Waldarmut auszeichnet (Meynen, Schmithüsen 1955:234), dürften sich hier aktuell vor allem Schäden an den dort vorkommenden Kiefernbeständen finden. Die niedrigeren Quellschüttungen und Grundwasserstände müssten im Grunde auch einen Einfluss auf die Vitalität der Bruch- und Auenwälder haben, im Spessart den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, den Waldstermieren-Schwarzerlen-Bachauenwald und den Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwald. Hygrophyte Arten sind durch den Klimawandel besonders gefährdet (Müller-Kroehling et al. 2007:31), genauer soll hierauf in Kap. 5.3.2 eingegangen werden.

Auch die Forstwirtschaft reagiert bereits auf den Klimawandel. In Anbetracht der Tatsache, dass in Teilen Unterfrankens teilweise mehrere Baumarten ausfallen, steht derzeit der Erhalt des Waldes im Vordergrund. Die Leitlinien für die Baumartenwahl im Klimawandel raten dabei zur intensiven Nutzung verschiedener heimischer Baumarten, sowie zu einer angemessenen Beteiligung alternativer Baumarten um das Risiko möglichst zu streuen (StMELF 2020:4-5).

## **5 Prognosen für die Zukunft**

Wie die bisherigen Ausführungen gezeigt haben, sind die Auswirkungen des Klimawandels im Spessart bereits zu spüren (Biermayer et al. 2012:4). Bäume erreichen, auch in den intensiv bewirtschafteten Forsten, ein Alter von mindestens 80 Jahren, viele jedoch ein weitaus höheres. Dies bedeutet, dass die Bäume neben dem aktuell kühleren, auch mit dem zukünftig wärmeren Klima zurechtkommen müssen. Dabei sind die Umtriebszeiten teilweise länger als die in Klimaszenarien beschriebenen Zeitspannen (Kölling 2008b:358). Im Folgenden soll zunächst die mögliche zukünftige Entwicklung des Klimas betrachtet werden, daran anschließend werden forstliche Prognoseinstrumente beschrieben, anhand derer das zukünftige Klimarisiko für die wichtigsten Hauptbaumarten des Spessarts

erläutert werden soll. Schließlich wird, je nach angenommener Temperaturerhöhung, auf verschiedene mögliche Entwicklungen der potenziell natürlichen Waldgesellschaften des Spessarts eingegangen, abschließend soll ein möglicher Wandel in der Baumartenzusammensetzung erläutert werden.

## 5.1 Die zukünftige Entwicklung des Klimas

Wie sich das Klima zukünftig verändern wird, kann nicht mit Sicherheit vorausgesagt werden (LfU 2012c:4). In dieser Arbeit soll vor allem die derzeit aktuellste regionale Klimaprojektion für die Region Unterer Main, diese stammt allerdings aus dem Jahr 2012 (LfU 2012a), beschrieben werden. Kleinräumigere und punktgenaue Auswertungen der derzeitigen Klimaprojektionen sind stark mit Unsicherheiten behaftet und werden derzeit noch nicht einzeln erstellt, die hohe Auflösung auf Karten täuscht eine hohe räumliche Genauigkeit vor die im Grunde nicht gegeben ist. Die Berechnungen der Gebietsmittelwerten existieren jedoch für die größeren Flussgebiete (LfU 2012c:4,8). Das hier aufgeführte Klimaprojektionsensemble beruht dabei auf den SRES-Emissionsszenarien, wobei ein großer Nachteil ist, dass die dort zugrundeliegenden sozioökonomischen Annahmen sehr schwer bzw. überhaupt nicht vorhersagbar sind. Neu entwickelt wurden die RCP-Szenarien (Representative Concentration Pathways), welche nicht von einer möglichen zukünftigen Menschheitsentwicklung und deren Emissionen ausgehen, sondern mehrere festgelegte und abgestufte Energiezunahmen, den Strahlungsantrieb, definieren, welche der Planet durch die Zunahme des Treibhauseffekts zusätzlich erhalten könnte. Hiermit soll zukünftig das bisherige Ensemble erweitert und damit die Bandbreite möglicher Veränderungen aufgezeigt werden (Komischke, Ebert 2013:82).

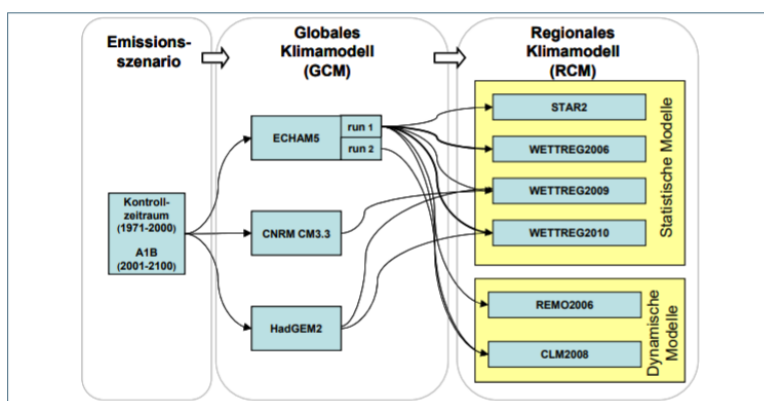
### 5.1.1 Klimaprojektionen

Um eine Vorstellung über die regionale Entwicklung des Klimas in der Zukunft zu erhalten, werden mittels der Modellkette „Emissionsszenario - Globales Klimamodell - Regionales Klimamodell“ regionale Klimaprojektionen erstellt und ausgewertet. Bei jedem einzelnen Modellschritt müssen dabei Annahmen aus dem naturwissenschaftlichen und gesellschaftlichen Bereich getroffen werden, welche jedoch alle mit Unsicherheiten behaftet sind. Zum einen resultiert dies aus Unsicherheiten im Hinblick auf die künftige Entwicklung, bspw. in Bezug auf Treibhausgasemissionen, Bevölkerungswachstum oder Landnutzungsänderungen, zum anderen sind derzeit noch nicht alle Prozesse im Klimasystem verstanden und können daher auch nicht abgebildet werden. Je nach Berücksichtigung unterschiedlicher Ausgangsbedingungen und Klimamodellen ergibt sich ein Spektrum unterschiedlicher Zukunftsbilder, ein Ensemble (LfU 2012c:3-4). Die Ergebnisse der Klimamodelle geben also weder zeitlich noch räumlich sichere Aussagen

über die Entwicklung des Klimas in der Zukunft, sondern „charakterisieren [...] einen szenarioabhängigen, möglichen mittleren Zustand des Klimas über einen langen Zeitraum (Klimastatistik)“ (LfU 2012a:5).

In Abhängigkeit einer angenommenen Entwicklung der Weltwirtschaft beschreiben Emissionsszenarien, welche Treibhausgas-Konzentrationen in der Zukunft möglicherweise in der Atmosphäre vorzufinden sind. Globale Klimamodelle können hierdurch die Klimaentwicklung in einem globalen Raster simulieren. Da die Auflösung jedoch für regionale Auswertungen zu gering ist, werden Regionale Klimamodelle benötigt, wobei sich bei deren Erstellung zwei Herangehensweisen unterscheiden lassen: erstens statistische Methoden, welche statistische Zusammenhänge zwischen großräumigen atmosphärischen Mustern und die Klimadaten vorhandener Messstationen nutzen. Diese eignen sich vor allem zur Ableitung von Klimaprojektionen bis etwa 2050. Zweitens dynamische regionale Klimamodelle, welche die physikalischen Zusammenhänge von Atmosphäre, Ozean und Landoberfläche allerdings nur für Gebietsausschnitte beschreiben. Die prozessorientierten Modelle eignen sich besser für die Simulation der in fernerer Zukunft ablaufenden Prozesse (LfU 2012c:3-4), sind jedoch aufgrund der zunehmenden Unsicherheiten nur als orientierende Aussagen zu betrachten (LfU2012a:5).

In Bayern bildet das SRES-Emissionsszenario A1B (vgl. Abb. 32) die Basis der Projektionen, des Weiteren werden drei Globalmodelle mit sechs Regionalmodellen unterschiedlich kombiniert (LfU 2012c:3,7), wodurch zum Zeitpunkt der Veröffentlichung im Jahr 2012 zehn regionale Klimaprojektionen mit systematischen Auswertungen für die Klimavariablen Temperatur und Niederschlag am LfU vorliegen. Hierdurch ergibt sich eine Bandbreite möglicher Klimaveränderungen der Zukunft (LfU 2012a:5).



**Abbildung 32: Modellkette der bayernweit ausgewerteten Klimaprojektionen**

Quelle: LfU 2012c:7

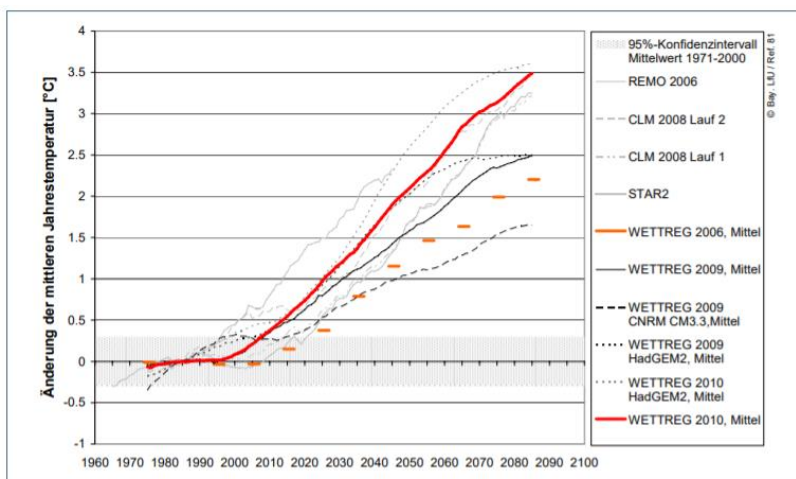
Im Rahmen von KLIWA liegen zum gleichen Zeitpunkt 13 ausgewertete Klimaprojektionen für die Region vor, außerdem auf der Basis eines zusätzlichen regionalen Klimamodells (Komischke, Ebert 2013:77), daher wird im folgenden Verlauf



der Arbeit bei Differenzen auch auf diese Daten zurückgegriffen. Um die Ergebnisse verschiedener Klimaprojektionen untereinander vergleichen und die simulierte Veränderung des Klimas beschreiben zu können, werden Klimaänderungssignale ermittelt (LfU 2012a:5). Hierfür wird das Simulationsergebnis der Vergangenheit (Kontrolllauf) mit den modellierten Klimakenngrößen eines zukünftigen Zeitraums verglichen und das Verhältnis angegeben, so dass auch mögliche Fehler eines Modells weitgehend umgangen werden können (LfU 2012c:8).

### 5.1.2 Zukünftige Entwicklung der Temperatur

Die Entwicklung der mittleren Jahreslufttemperatur zeigt eine deutliche Erwärmung für das Gebiet Unterer Main. In Abb. 33 sind die Entwicklungen als 30-jährige gleitende Mittel dargestellt, da die Jahreswerte natürlicherweise stark schwanken. Der graue Bereich berücksichtigt mit  $\pm 0,3^{\circ}\text{C}$  die natürliche Variabilität im Kontrollzeitraum 1971-2000, erst wenn das Änderungssignal diesen Bereich verlässt, kann von einer signifikanten Veränderung gesprochen werden.



**Abbildung 33: zukünftige Veränderung der mittleren Jahrestemperatur in der Region Unterer Main im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000 in  $^{\circ}\text{C}$**

Quelle: LfU 2012a:6

Das Änderungssignal der zehn ausgewerteten Klimaprojektionen reicht dabei für die nahe Zukunft (2021-2050) von  $+0,8^{\circ}\text{C}$  bis  $+1,9^{\circ}\text{C}$  im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000. Die Hälfte der Projektionen verzeichnet allerdings einen Anstieg von über  $+1,2^{\circ}\text{C}$ . Damit ähnelt die Temperaturerhöhung dem bayerischen Durchschnitt (LfU 2012a:6). Im Rahmen von KLIWA erreicht das Änderungssignal Werte von  $+0,8^{\circ}\text{C}$  und  $+2,0^{\circ}\text{C}$  im Vergleich zu demselben Zeitraum (Komischke, Ebert 2013:78). Mit einem weiteren deutlichen Anstieg der mittleren Temperatur ist bis 2100 zu rechnen (LfU 2012a:6). Wie stark die Erwärmung bis 2100 sein könnte, geht aus dem Regionalbericht allerdings nicht hervor. Im Rahmen des Projektes Klimazukunft Bayern (BayKLIZ) wurde für Bayern

mittels 31 regionalen Klimaprojektionen ermittelt, wiederum liegt das SRES-Emissionsszenario A1B zugrunde, dass 50% der Projektionen bis Ende des Jahrhunderts eine Erwärmung von +3,1°C zeigen, ebenfalls gegenüber dem Kontrollzeitraum 1971-2000 (StMUV 2016:20). Da die Temperaturzunahmen im Jahresdurchschnitt bayernweit zumeist homogen ausfallen (LfU 2012c:11), lassen sich für den Spessart ähnliche Trends erwarten. Laut dem aktuelleren Ensemble auf Grundlage der RCPs liegt die Temperaturzunahme in der fernen Zukunft (2071-2100) im Vergleich zum Referenzzeitraum (1971-2000) mit wenigen Ausnahmen sogar zwischen 3°C und 6°C (LfU 2020:9,31).

In Bezug auf die Entwicklung der Temperaturänderung im Jahresverlauf bis 2050 bestehen zwischen den Klimaprojektionen große Unterschiede, vor allem im Winter und Frühjahr betragen die Unterschiede bis zu 2°C, im Herbst und Sommer fallen die Differenzen hingegen geringer aus (LfU 2012a:7). Insgesamt zeigt sich in allen Jahreszeiten eine Temperaturzunahme, wobei der Großteil der Werte zwischen +0,5°C und +2,0°C liegt und die Erwärmung im Frühjahr etwas geringer ausfällt (Komischke, Ebert 2013:78). Analog zu den bereits in Kap. 4.1.1 bisher beschriebenen Temperaturveränderungen wird mit der stärksten Temperaturzunahme im Winter gerechnet. Daten bis 2100 liegen hier wiederum nicht vor.

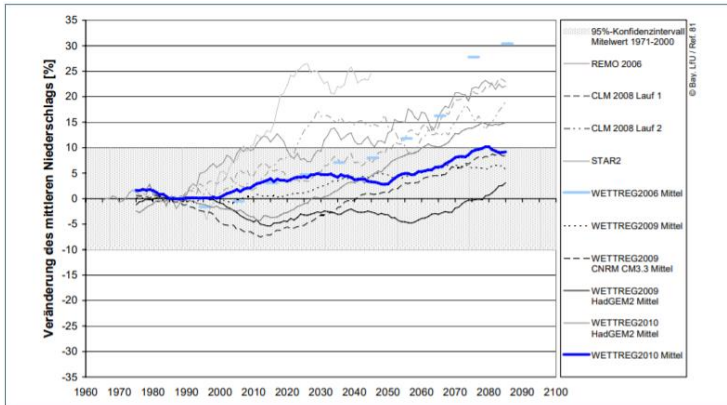
Des Weiteren verändert sich die Anzahl der Kenntage: Die jährlichen Eis- und Frostage mit Temperaturen unter 0°C werden abnehmen, die Anzahl heißer Tage mit Temperaturen über 25°C bzw. 30°C hingegen zu (LfU 2012a:7-8).

### **5.1.3 Zukünftige Entwicklung des Niederschlags**

Bei der Betrachtung der zukünftigen Veränderung des Niederschlags lassen sich nur bedingt übereinstimmende Tendenzen feststellen, das Änderungssignal fällt im Gebiet Unterer Main jedoch stärker aus als im bayerischen Durchschnitt. Abb. 34 zeigt die möglichen Niederschlagsveränderungen im Winterhalbjahr, Abb. 35 im Sommerhalbjahr, wobei die unterschiedlichen Charakteristiken der Änderungssignale des Niederschlags angezeigt werden. Die Variabilität des halbjährlichen Niederschlags im Kontrollzeitraum 1971-2000 wird durch den grau markierten Bereich von ±10% berücksichtigt. Dies bedeutet wiederum, dass erst von einer deutlichen Änderung ausgegangen werden kann, wenn ein Änderungssignal diesen Bereich verlässt. In Analogie zur Temperatur sind die Veränderungen ebenfalls als 30-jährige Mittel dargestellt, da der Niederschlag natürlicherweise eine sehr hohe Variabilität aufweist.

Bis 2050 ist im hydrologischen Winterhalbjahr zum Teil ein Anstieg des Gebietsniederschlags erkennbar, welcher bei einigen Projektionen außerhalb des 10%-Bereichs liegt. Insgesamt ist jedoch eine Zweiteilung beobachtbar: einerseits zeigen einige Projektionen bis 2050 eine deutliche Zunahme des Niederschlags, andererseits sind bei den

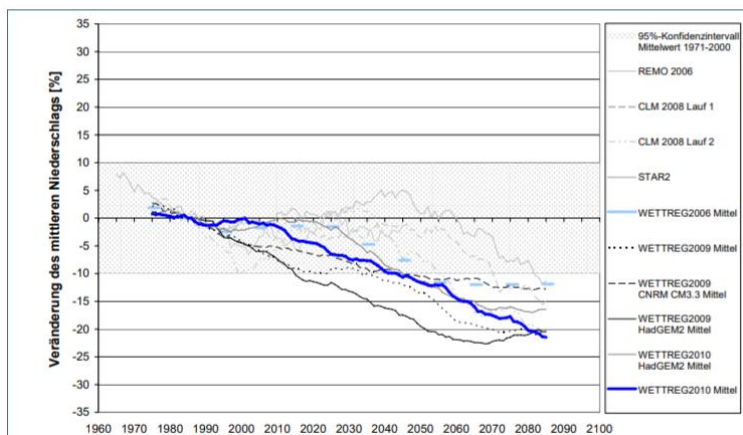
übrigen nur geringe Veränderungen erkennbar. Die Begründung, dass eine Niederschlagszunahme im Winter plausibel erscheint, da in der Vergangenheit bereits deutliche Zunahmen beobachtet worden sind (LfU 2012a:8), ist für den Spessart in Anbetracht der bereits in Kap. 4.1.2 beschriebenen derzeit zu beobachtenden Abnahme an der Waldklimastation Rothenbuch (Raspe et al. 2020:9) jedoch zu hinterfragen. Bis 2100 sind wiederum keine Daten in der Auswertung enthalten.



**Abbildung 34: relative Veränderung des mittleren Gebietsniederschlags in der Region Unterer Main im Winterhalbjahr im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000**

Quelle: LfU 2012a:9

Im hydrologischen Sommerhalbjahr werden die Niederschläge vermutlich wie in ganz Bayern abnehmen, wobei die Veränderungen erst in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts deutlicher werden. Die Tendenz zur Abnahme ist hier eindeutiger als bei den Winterniederschlägen (LfU 2012a:9). Die im Rahmen von KLIWA ausgewerteten 13 Klimaprojektionen unterscheiden sich bezüglich der Aussagen über eine Veränderung des Niederschlags nicht (Komischke, Ebert 2013:81).



**Abbildung 35: relative Veränderung des mittleren Gebietsniederschlags in der Region Unterer Main im Sommerhalbjahr im Vergleich zum Kontrollzeitraum 1971-2000**

Quelle: LfU 2012a:9

#### **5.1.4 Weitere meteorologische Kenngrößen**

Laut LfU (2012a:11) liegen regionale Auswertungen bezüglich der Veränderung von Starkniederschlägen, der Dauer von Trockenperioden oder der Länge der Vegetationsperiode noch nicht vor. Generell ist davon auszugehen, dass Trockentage im hydrologischen Sommerhalbjahr häufiger auftreten werden, vor allem Trockenperioden mit einer Dauer von mehr als sieben Tagen. Ergebnisse für den Winter sind hingegen weniger belastbar, wie bereits die Ausführungen zum Niederschlag gezeigt haben. Kurzzeitige und kleinräumige Starkniederschlagsereignisse lassen sich in Klimamodellen schwer abbilden, Aussagen über die Änderung advektiver Niederschläge sind prinzipiell möglich, jedoch noch nicht ausgewertet. Erwartet wird, dass der Energie- und Wassergehalt der Atmosphäre künftig zunimmt und hierdurch verstärkt mit Extremereignissen wie Starkniederschlägen zu rechnen ist (LfU 2012c:15-16). Wie bereits in Kap. 4.1.3 beschrieben worden ist, zeigen sich zumindest im Sommerhalbjahr für das Untersuchungsgebiet M6 derzeit allerdings abnehmende Trends. Auch neuere Untersuchungen zu Starkniederschlägen im Rahmen von KLIWA weisen auf starke Unsicherheiten in den Modellketten hin, so dass noch weitere Untersuchungen notwendig sind (KLIWA 2019b:31). Unsicherheiten bezüglich Starkniederschlagsereignissen resultieren auch daraus, dass die Atmosphäre durch wärmere Temperaturen prinzipiell zwar mehr Wasserdampf aufnehmen kann und das Potenzial für Starkniederschlag global steigt, letztlich aber durch Wetterlagen die Niederschläge regional sehr unterschiedlich verteilt werden (Pfahl et al. 2017:423). Wie bereits erwähnt, werden viele Effekte des Klimawandels derzeit noch untersucht oder sind noch nicht verstanden (LfU 2012c:4). Mann et al. (2018:1-6) konnten bspw. zeigen, dass sich die Verweildauer von Wetterlagen auf der nördlichen Atmosphäre aufgrund der schnelleren Erwärmung der Arktis und dem damit verbundenen geringeren Temperaturunterschied zwischen Tropen und Arktis erhöht hat. Auch zukünftig ist davon auszugehen, dass sich bestimmte Wetterlagen länger halten können. Extremereignisse werden mit dem Klimawandel zunehmen, allerdings sind gerade diese für die Vitalität des Waldes oft ausschlaggebenden Ereignisse in den regionalen Klimamodellen unzureichend dargestellt (Wellstein, Beierkuhnlein 2011:4). Schließlich finden auch stetig neue Erkenntnisse, wie die in Kap. 4.2.1 beschriebene verlängerte Vegetationsperiode, welche zu veränderten Verdunstungsverhältnissen führt (vgl. Kap. 4.2.2), Eingang in die Klimamodellierung (Lian et al. 2020:1), so dass die hier überwiegend verwendeten Daten aus dem zuletzt erschienenen Regionalbericht aus dem Jahr 2012 sicherlich eine Weiterentwicklung verlangen. Generell führen die bereits heute wahrnehmbaren Veränderungen der Phänologie, besonders ein verfrühter Vegetationsbeginn, auch zu einem erhöhten Spätfrostisiko, da in den ersten Frühjahrsmonaten die Frostgefahr trotz einer Erwärmung erhalten bleibt. Es wird damit

gerechnet, dass extrem frühe Eintrittstermine des Blattaustriebs zukünftig sehr viel häufiger auftreten und hierdurch das Risiko für Schäden durch Spätfröste allgemein zunimmt (Schleip et al. 2011:17-18).

## 5.2 Zukünftiges Klimarisiko für die wichtigsten Hauptbaumarten des Spessarts

Das für eine Baumart bestehende Risiko, auf einem bestimmten Standort vorzeitig auszufallen, wird mit Anbauriskokarten wiedergegeben. Dabei ergibt sich das Anbaurisiko aus dem Standortfaktor Boden, sowie aus Temperatur- und Niederschlagsverteilungen unter dem heutigen, als auch dem zukünftigen Klima. Ein Vorteil ist dabei, dass auch der standörtliche Wasserhaushalt implementiert ist (LWF 2019:18-22), besonders da die wenig tonhaltigen Buntsandsteinbereiche ein geringes Wasserspeichervermögen aufweisen, wodurch sich Niederschlagsveränderungen schnell bemerkbar machen (Müller 1996:272). Aktuell liegen im Bayerischen Standortinformationssystem BaSIS Anbauriskokarten für 21 Baumarten auf unterschiedlichen Standorten vor (StMUV 2016:68). Den Karten ist dabei das Anbaurisiko für die Gegenwart (1971-2000), sowie für die Zukunft (2071-2100) zu entnehmen, für Fichte und Kiefer zusätzlich noch das Anbaurisiko bis 2050. Der Klimaperiode 2071-2100 liegt dabei WETTREG Szenario B1 zugrunde, die Daten bis 2050 sind gemittelt und stellen eine Schätzung dar (Falk et al. 2013:10). Dabei gilt jedoch unbedingt zu berücksichtigen, dass WETTREG Szenario B1 ein sehr optimistisches ist, welches voraussetzt, dass die Emissionen rasch verringert werden, und die Weltbevölkerung im Jahr 2100 nicht sieben Milliarden übersteigt (Fröhlich et al. 2010:39). Viel wahrscheinlicher tritt jedoch das Szenario A1B ein (vgl. Kap. 5.1), hier erfolgt eine Anpassung an die Erfordernisse des Klimawandels nur langsam (Beierkuhnlein, Foken 2008:35). Szenario B1 zeigt insgesamt die geringste Erwärmung auf (Spekat et al. 2007:30-31). Im Bereich des Spessart beträgt die Erwärmung im WETTREG Szenario B1 der Jahre 2071-2100 im Vergleich zum Zeitraum 1961-1990 +1,7°C- +1,8°C, der Jahresniederschlag nimmt dort sogar um +0,1% - +4,0% zu (Fröhlich et al. 2010:40-41). Für Bayern insgesamt wird von einer Erwärmung von etwa 2°C bis zum Ende des Jahrhunderts ausgegangen (Falk et al. 2013:8). Dass dieses milde Szenario den Anbauriskokarten zugrunde liegt, ist durchaus kritisch zu sehen. Zum einen zeigen sich bereits heute Temperaturen, die diesen Temperaturwert überschreiten, wie etwa im Jahr 2014 (vgl. Kap. 4.1.1), in welchem die Temperaturen in den KLIWA-Regionen durchschnittlich +2°C über dem Mittel der Jahre 1961-1990 lagen (KLIWA 2016a:18). Zum anderen lassen sich bereits heute abnehmende Niederschlagstrends beobachten (vgl. Kap. 4.1.2). Schließlich zeigen über 50% der Projektionen unter dem Emissionsszenario A1B der in Kap. 5.1 beschriebenen Ensembleauswertung eine Erwärmung von +3,1°C bis

zum Ende des Jahrhunderts auf (StMUV 2016:20). Wie stark sich trotz allem eine Erwärmung von +2°C auf den Wald auswirkt, wird in Kap. 5.4 beschrieben. Letztlich gilt zu beachten, dass die Niederschläge zumindest im Sommerhalbjahr unter dem Szenario A1B vermutlich ab- und nicht zunehmen werden, während die „*Entwicklung im hydrologischen Winterhalbjahr noch mit Unsicherheiten behaftet*“ ist (LfU 2012a:11). Daher werden neben den Anbauriskokarten für die wichtigsten Baumarten des Spessarts zusätzlich Klimahüllen und Boxplots berücksichtigt.

Klimahüllen zeigen in einem Koordinatensystem aus Jahresniederschlagssumme und Jahrestemperatur jenen Bereich an, in welchem eine Baumart natürlicherweise gedeiht, sie sind „*eine Visualisierung der ökologischen Nische der Baumarten*“ (Kölling 2008a:806). Dabei kann mittels den Klimahüllen visualisiert werden, ob eine Baumart unter heutigen, als auch zukünftigen Klimabedingungen gedeihen kann, sie sind als ein erstes Hilfsmittel für einen klimagerechten Waldumbau anzusehen. Hierzu werden in dem Koordinatensystem neben der Klimahülle der jeweiligen Baumart auch die Klimahüllen des gegenwärtigen und zukünftigen Klimas dargestellt (Kölling 2007:1242-1243), wobei verschiedene Szenarien der Klimaforschung herangezogen werden können (Bolte et al. 2008:800). Das LWF verwendet für die Klimahüllen Bayerns zwei Zukunftsszenarien (2061-2080) mit jeweils unterschiedlich starker Erwärmung: erstens RCP 4.5 mit einer Erwärmung von +1,8°C, zweitens RCP 8.5 mit einer Erwärmung von +3,2°C, wobei die Daten aus dem Datensatz WorldClim 1.4 und den Klimamodellen MPI-ESM-LR stammen (LWF 2019:15). Allerdings sind aus den Klimahüllen wiederum die jeweiligen Bodeneigenschaften wie der Wasserhaushalt nicht ersichtlich (Bolte et al. 2008:800).

Ein weiterer Kritikpunkt an Klimahüllen ist u.a., dass diese nur die Jahresdurchschnittstemperaturen berücksichtigen, nicht jedoch welche Winter- oder Sommertemperaturen eine Art ertragen kann (Bolte et al. 2008:800), oder wie viel Sommerniederschläge eine Art benötigt. Daher werden die folgenden Ausführungen jeweils durch drei Boxplots ergänzt, welche die Minimum-Temperatur des kältesten Monats, die mittlere Temperatur des wärmsten Quartals sowie die mittleren Niederschlagssummen des wärmsten Quartals angeben. Der weiße Strich in der Mitte (vgl. Abb. 37) stellt dabei den Median dar, die grüne Box die mittleren 50% Werte und die Whiskers reichen bis zu jenem Punkt, welcher maximal bis zum 1,5-fachen Interquartilsabstand reicht. Damit werden auch, im Gegensatz zu den Klimahüllen, die extremeren Vorkommen dargestellt (LWF 2019:15-16).

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass neben erhöhten Temperaturen und veränderten Niederschlagsverhältnissen die bedeutsamsten Risiken von Extremereignissen, etwa Dürren, Stürmen, Frösten, insbesondere bei einem möglicherweise veränderten

Frostwechselregime (vgl. Kap. 4.2.3), ausgehen (Beierkuhnlein, Foken 2008:205). Sowohl die Anbaurisikoarten in BaSIS als auch die Klimahüllen verwenden jedoch nur die zukünftige Veränderung des mittleren Klimas, nicht die sich ebenfalls mit dem Klimawandel ändernden Witterungsextreme. Auch wenn einzelne Extremjahre einem Baum i.d.R. nicht schaden, so haben die Jahre 2018 und 2019 deutlich gemacht, dass viele Arten nicht überlebensfähig sind, wenn solche Extremjahre zukünftig der Normalität angehören (Mette, Falk 2020:30-33). Daher sollen im Folgenden zudem die jeweiligen Arteigenschaften hinsichtlich der Trockenheits- und Spätfrosttoleranz angesprochen werden. Zu den bedeutsamsten Risiken zählt darüber hinaus das verstärkte Auftreten von Schädlingen und Pathogenen. Mit dem Klimawandel können auch neue wärmeliebende Schaderreger auftreten, die Auswirkungen hiervon sind allerdings nicht berechenbar (Beierkuhnlein, Foken 2008:205). Jedoch soll auf bereits bekannte Schadorganismen, welche vom Klimawandel profitieren, eingegangen werden.

### 5.2.1 Rotbuche

Die Rotbuche bevorzugt feuchtes, ozeanisches und relativ wintermildes Klima (LWF 2019:54), welches im Spessart gegenwärtig vorherrscht (Gerndt 1976:317). Diese wäre in dem Waldgebiet natürlicherweise die dominierende Baumart im Hainsimsen-Buchenwald (Walentowski et al. 2004:10). Buchenbestände dominieren heute vor allem im südlichen Hochspessart und östlichen kollin-submontanen Spessart (Zerbe 1999:298, vgl. Kap. 3.4).

**1971-2000**

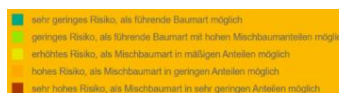


**2071-2100**



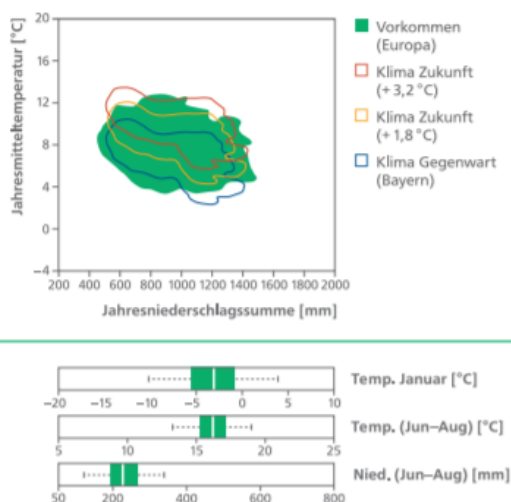
**Abbildung 36: Anbaurisiko Rotbuche im Spessart (2000-2100)**

Quelle: BaSIS (2020), Daten auf Anfrage von Herrn Stöger (LWF Freising)



Wenn von einem milden Szenario ausgegangen wird, besteht für die Rotbuche im Spessart auch noch im Jahr 2100 ein geringes Anbaurisiko (vgl. Abb. 36), im Vergleich zu den Jahren 1971-2000 besteht ein sehr geringes Risiko jedoch nur noch in den höchsten Lagen. Dies ist auch der Klimahülle für die Rotbuche zu entnehmen (vgl. Abb. 37). Bei einer

stärkeren Erwärmung von  $+3,2^{\circ}\text{C}$ , welche über 50% der Projektionen bis Ende des Jahrhunderts anzeigen (StMUV 2016:20, vgl. Kap. 5.1.2), kommt die Rotbuche jedoch in den warmen Regionen an ihre Grenzen (LWF 2019:54). Die mittlere Jahreslufttemperatur beträgt im Maintal ursprünglich  $8-9^{\circ}\text{C}$ , im Hochspessart  $7^{\circ}\text{C}$  (Zerbe 1999:38, vgl. Kap. 2.5.2). Hiermit wäre die Buche dann zukünftig besonders in den tieferen Lagen des Spessarts gefährdet, allerdings in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen, da höhere Temperaturen eher in Verbindung mit erhöhten Niederschlägen zu ertragen sind (LWF 2019:15).



**Abbildung 37: Klimahülle und Boxplot Rotbuche**

Quelle: LWF 2019:54

Allerdings fallen bereits heute in einigen Teilen des Spessarts im Bereich des Maintals unter  $700\text{mm}$  Jahresniederschlag (Zerbe 1999:38). Zudem werden in Zukunft verringerte Niederschläge während des Sommerhalbjahres erwartet (vgl. Kap. 5.1.3). Hinzu treten die bereits gegenwärtig spürbaren Trockenperioden (vgl. Kap. 4.1.4), welche zukünftig im Sommerhalbjahr vermutlich ebenfalls verstärkt auftreten werden (LfU 2012c:15, vgl. Kap. 5.1.4). Dies alles könnte dazu führen, dass die Bedingungen bei einer stärkeren Erwärmung dann vor allem in den niedrigeren Lagen des Spessarts außerhalb des Toleranzbereiches der Rotbuche liegen. Zumindest steht fest, dass die konkurrenzstarke Buche an zu trockenen Standorten ihre Konkurrenzkraft verliert, so dass sich anderen Baumarten (LWF 2019:54), etwa die Traubeneiche, durchsetzen können (Walentowski et al. 2004:50). Eine in englischen Laubmischwäldern durchgeführte Studie konnte zeigen, dass infolge starker Trockenheit die Traubeneiche gegenüber der Rotbuche Konkurrenzvorteile erlangt (Cavin et al. 2013:1424). Konkurrenzvorteile erlangen andere Baumarten zukünftig möglicherweise auch durch den mit der Erwärmung einhergehenden verfrühten Blattaustrieb, da die Rotbuche sehr anfällig gegenüber Spätfrösten ist (Beierkuhnlein, Foken 2008:110). Auch die Extremjahre 2018 und 2019 verminderten die



Vorkommenswahrscheinlichkeit der Buche in den tieferen Lagen des Spessarts stark. Wenn solche Sommer zukünftig verstärkt auftreten, kann der Anbau hier kritisch werden (Mette, Falk 2020:32-33).

Des Weiteren profitieren bestimmte Schädlinge, etwa der Buchen-Prachtkäfer von sommerlichen Trockenperioden. Auch tritt mit dem Buchenrindensterben eine schwerwiegende Komplexerkrankung auf (LWF 2019:54). Die zukünftige Eignung der Buche im Klimawandel wird generell sehr kontrovers diskutiert (Zang et al. 2011:106).

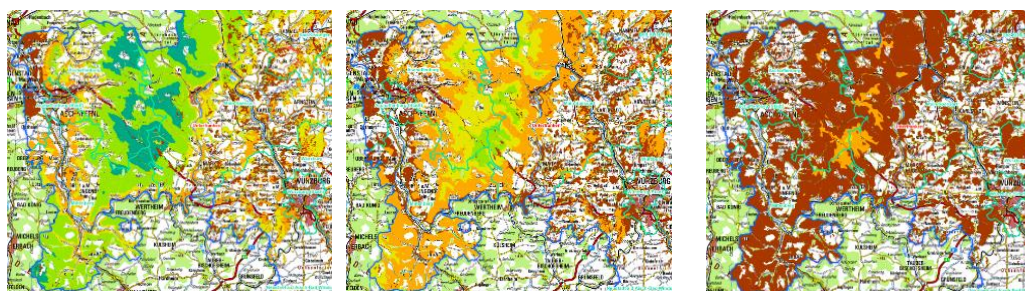
### 5.2.2 Fichte

Die Fichte würde im Spessart natürlicherweise nicht vorkommen (Zerbe 2004:264), wurde jedoch aus forstwirtschaftlichen Gründen über ihr natürliches Areal hinaus dort angebaut (LWF 2019:33). Die Fichte kommt im Spessart besonders im nördlichen Hochspessart vor, daneben auch im südöstlichen kollin-submontanen Spessart (Zerbe 1999:294, vgl. Kap. 3.4).

1971-2000

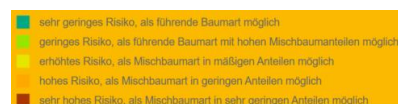
2050

2071-2100



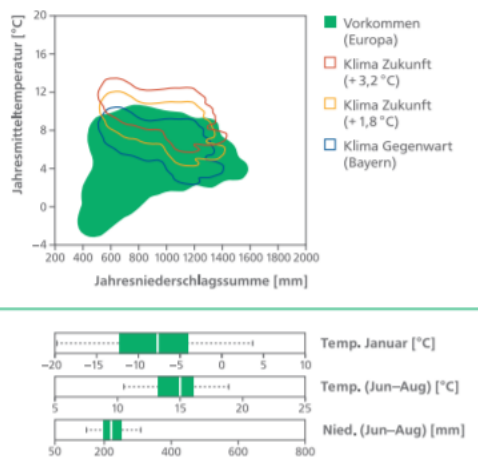
**Abbildung 38: Anbaurisiko Fichte (2000, 2050, 2071-2100)**

Quelle: BaSIS (2020), Daten auf Anfrage von Herrn Stöger (LWF Freising)



Bei der Fichte ist in Abb. 38 erkennbar, dass das Anbaurisiko im Spessart in den Jahren 1971-2000 überwiegend sehr gering bis gering ist, lediglich in einigen westlichen Bereichen besteht ein hohes Risiko. Bis 2050 weiten sich die Gebiete mit einem hohen Anbaurisiko stark aus. Dabei leidet die Fichte bereits heute unter den warmen und trockenen Sommern und dem damit einhergehenden Schädlingsbefall (vgl. Kap. 4.2.7.1), vor allem durch die Borkenkäferarten Buchdrucker und Kupferstecher (LWF 2019:36). Bis 2100 besteht dann großräumig ein sehr hohes Fichtenanbaurisiko. In Folge des Klimawandels besteht dies generell an jenen Standorten, an welchen die Fichte nicht in der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation vorzufinden wäre und wo die Fichte an ihrem Verbreitungsrand angebaut wurde. Die Baumart benötigt ein kühles, feuchtes,

kontinentales Klima (vgl. Abb. 39), durch wärmere Temperaturen verringert sich die Übereinstimmung der Klimahülle der Fichte mit jener Bayerns (LWF 2019:34-35).



**Abbildung 39: Klimahülle und Boxplot Fichte**

Quelle: LWF 2019:34

Die Fichte ist, als Flachwurzler (Beierkuhnlein, Foken 2008:213), eine dürr empfindliche Art, deren Wachstum stark von moderaten Sommertemperaturen und ausreichend Niederschlägen abhängig ist (Zang et al. 2011:105). Auch wenn der Hochspessart kühler und feuchter ist (LfU 2012a:3), so machen sich auch dort bereits heute Niederschlagsdefizite bemerkbar (vgl. Abb. 25). Unter der Annahme zukünftig verringerter Niederschläge während des Sommers und häufigeren Trockenperioden neben wärmeren Temperaturen (vgl. Kap. 5.1), befindet sich die Fichte im Spessart zukünftig außerhalb ihres Toleranzbereichs. Dabei geht das Anbaurisiko nicht nur auf zu hohe Sommertemperaturen, sondern auch zu hohe Wintertemperaturen zurück.

Neben den Borkenkäfern ist die Fichte schon heute sehr anfällig für eine ganze Reihe weiterer Schädlinge, etwa Nonne oder Hallimasch. Mit steigenden Temperaturen wird sich dieses Risiko nochmals verstärken (LWF 2019:35-36).

### 5.2.3 Waldkiefer

*Pinus sylvestris* ist besonders im nördlichen Hochspessart, sowie im westlichen bis südwestlichen kollin-submontanen Spessart anthropogen bedingt stark verbreitet (Zerbe 1999:294-300, vgl. Kap. 3.4), zudem auch im Gebiet des Hahnenkamms im kristallinen Vorspessart (Meynen, Schmithüsen 1955:235).

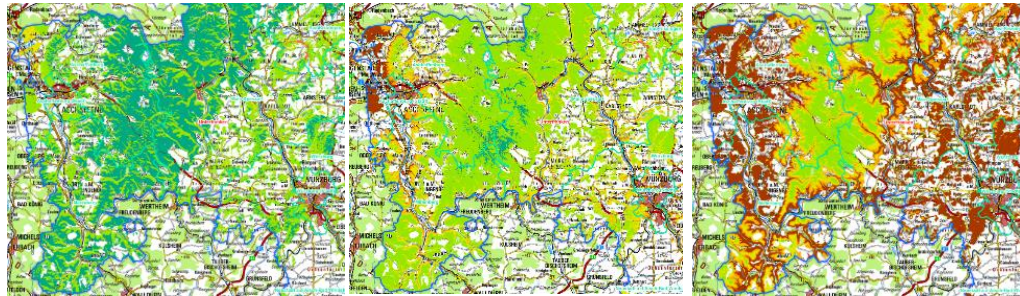
Das Anbaurisiko für die Waldkiefer im Spessart (vgl. Abb. 40) ist in den Jahren 1971-2000 überwiegend sehr gering, bis zum Jahr 2050 gering und im Vergleich zur Fichte weniger risikobehaftet. In den Jahren 1971-2100 besteht vor allem in den westlichen Gebieten ein sehr hohes Anbaurisiko, ansonsten ein geringes. Das zukünftige Anbaurisiko erhöht sich

analog zur Fichte wiederum dort, wo die Kiefer außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsareals angepflanzt wurde.

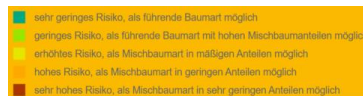
**1971-2000**

**2050**

**2071-2100**

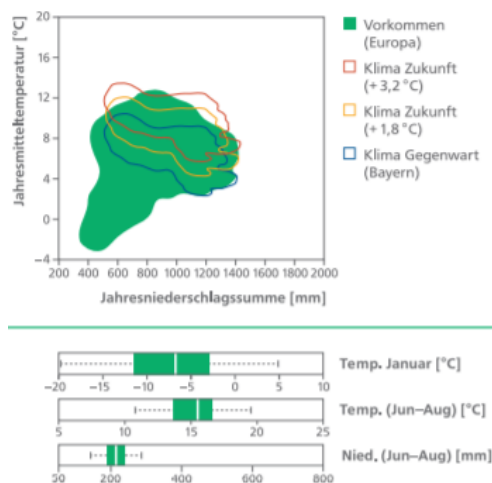


**Abbildung 40: Anbaurisiko Waldkiefer (2000, 2050, 2071-2100)**



Quelle: BaSIS (2020), Daten auf Anfrage von Herrn Stöger (LWF Freising)

Prinzipiell besitzt die Kiefer zwar eine breite klimatische Amplitude (vgl. Abb. 41), und erträgt neben extremen Bodenverhältnissen auch zeitweisen Wassermangel, bevorzugt gedeiht die Baumart allerdings in kontinental geprägten Klimaregionen (LWF 2019:41-42). Der Spessart ist jedoch ozeanisch geprägt (Gerndt 1976:317, vgl. Kap. 2.5). Hinzu kommt, dass für Kiefern Standorte mit milden Wintern, welche wärmere Januartemperaturen als  $-3^{\circ}\text{C}$  aufweisen, untypisch sind (LWF 2019:42). Allerdings betragen in den Maintallagen des Spessarts die Mittelwerte der Januartemperaturen  $0^{\circ}\text{C}$  (Meynen, Schmithüsen 1955:226, vgl. Kap. 2.5.2).



**Abbildung 41: Klimahülle und Boxplot Waldkiefer**

Quelle: LWF 2019:42

In den wärmsten Regionen Bayerns werden bis 2100 wiederum die Toleranzgrenzen bei einer stärkeren Erwärmung überschritten (LWF 2019:43), im Spessart besonders die niedrigen Lagen, folglich wären die Kiefernbestände im westlich-südwestlichen kollin-

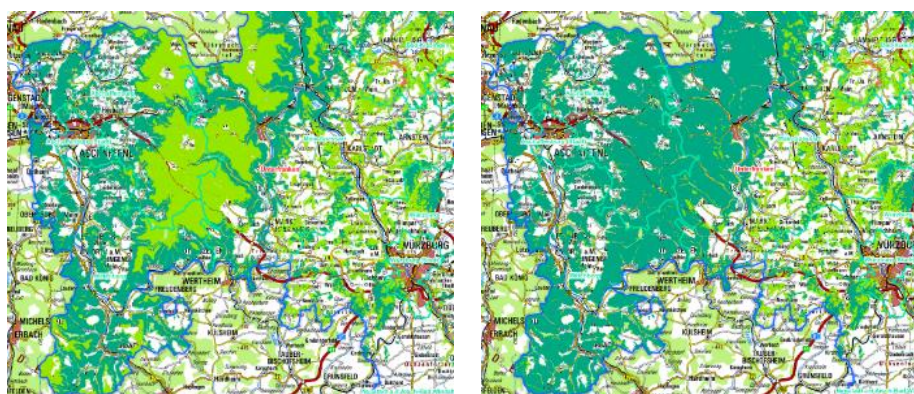
submontanen Spessart (Zerbe 1999:300) besonders betroffen. Die Baumart kommt vor allem mit hohen Sommertemperaturen nicht zurecht, was bereits heute (vgl. Kap. 4.2.7.4) Schäden verursacht (LWF 2019:43). Neben dem Pilz *sphaeropsis sapinea* wird bei einer weiteren Erwärmung bspw. auch mit der Einwanderung des KiefernprozeSSIONSSPINNERS gerechnet, die Baumart wird generell durch den Klimawandel stetig anfälliger für neue Krankheiten (LWF 2019:43-44).

#### 5.2.4 Traubeneiche

Die Traubeneiche hat im Spessart bayernweit einen Verbreitungsschwerpunkt (LWF 2019:61). Ob die Traubeneiche natürlicherweise in der kollin-submontanen Stufe des Hainsimsen-Buchenwaldes zu finden wäre, ist umstritten (Zerbe 1999:75). Zu finden ist die Art natürlicherweise an den für die Buche zu trockenen Standorten des Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes (Walentowski et al. 2004:126) im südöstlichen kollin-submontanen Spessart (Zerbe 1999:302). Forstlich bedingt wächst die Traubeneiche vor allem in den Heidelbeer-Eichenforsten des südlichen Hochspessarts und in den Buchen-Birken-Traubeneichenforsten des östlichen und südöstlichen kollin-submontanen Spessarts (Zerbe 1999:298-303).

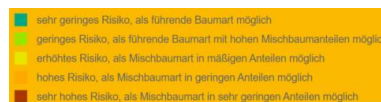
1971-2000

2071-2100



**Abbildung 42: Anbaurisiko Traubeneiche (2000-2100)**

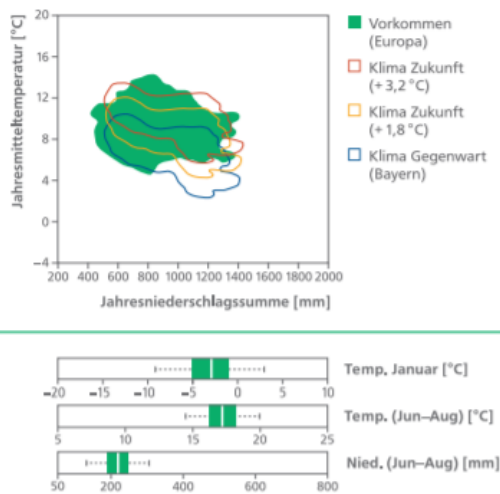
Quelle: BaSIS (2020), Daten auf Anfrage von Herrn Stöger (LWF Freising)



Bei dem den Anbaurisikokarten zugrunde liegendem milden Szenario mit einer Erwärmung von etwa 2°C (Falk et al. 2013:8), ist die Prognose für die Traubeneiche im Klimawandel bis 2100 positiv (LWF 2019:63). In den höheren Lagen des Spessarts verbessert sich das Anbaurisiko von gering zu sehr gering (vgl. Abb. 42).

Die Baumart kommt mit Trockenheit und Wärme gut zurecht (vgl. Abb. 43), ein wintermildes, sommerfeuchtes bis sommertrockenes Klima ist ideal, im Vergleich zur Stieleiche hat die Traubeneiche zudem einen höheren Wärmebedarf (LWF 2019:61-62),

kommt jedoch mit Spätfrost weniger gut zurecht als die Stieleiche, allerdings besser, als die Rotbuche (LWF 2015:2). Das Verbreitungsspektrum wird sich im Zuge einer Erwärmung zunächst verbessern (LWF 2019:62).



**Abbildung 43: Klimahülle und Boxplot Traubeneiche**

Quelle: LWF 2019:62

Da im kollin-submontanen Hainsimsen-Buchenwald die Traubeneiche in trockenen Randausbildungen die stärkste Konkurrenzbaumart der Buche darstellt (Walentowski et al. 2004:50), wäre es zukünftig möglich, dass die Traubeneiche die Rotbuche an solchen Standorten verdrängt. Hinzu kommt, dass in Folge des Klimawandels mit einer Zunahme standörtlicher Extreme (wechselfeucht, wechselfeucht) gerechnet wird, mit wechselfeuchten Standorten kommt die Traubeneiche gut zurecht (Klemmt et al. 2018b:14-15). Bei einer stärkeren Erwärmung von +3,2°C wird allerdings erwartet, dass die Toleranzgrenzen für die Traubeneiche in den wärmsten Regionen Bayerns überschritten werden (LWF 2019:62), dies könnte zukünftig für die tieferen und wärmeren Lagen des Spessarts zutreffen.

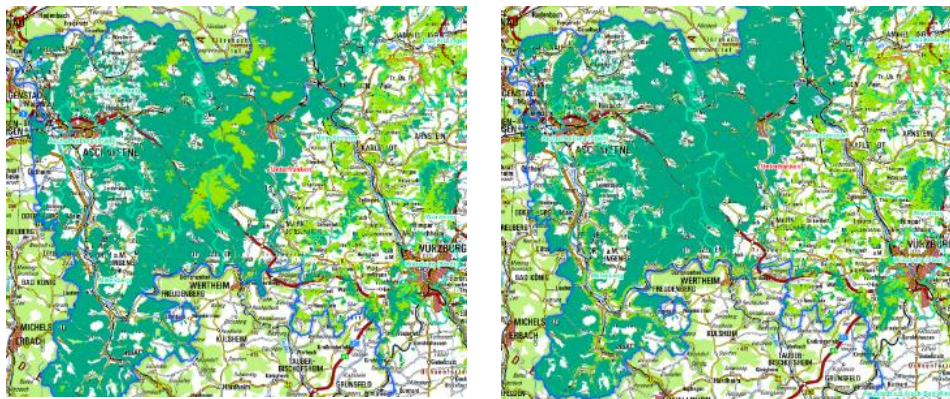
Auch profitieren bereits heute bestimmte Schädlinge, wie etwa der Eichenprozessionsspinner (vgl. Kap. 4.2.7.2), von den Auswirkungen des Klimawandels. Zu einem bestandsbedrohenden Eichensterben führt dies meist in Verbindung mit weiteren Schadorganismen wie dem Zweipunktigem Eichenprachtkäfer, Eichenmehltau oder abiotischen Schadfaktoren wie etwa Frost oder Dürre. Künftig können zudem neue Schaderreger einwandern, bspw. verursacht eine *Phytophthora*-Art in Nordamerika ein Eichensterben. Der Erreger wurde bereits nach Europa eingeschleppt, jedoch kam es bislang noch zu keiner Erkrankung (LWF 2019:64). Laut Hickler et al. (2014:176) ist „die Rolle der Eichenarten als mögliche Gewinner des Klimawandels [...] an eine erfolgreiche Kontrolle der wärmeliebenden Eichenschädlinge gekoppelt“.

### 5.2.5 Stieleiche

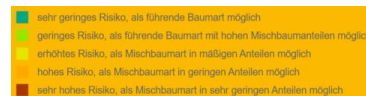
Die Stieleiche kommt im Spessart vor allem im Buchen-Birken-Traubeneichenforst vor (vgl. Kap. 3.4), welcher überwiegend in den kollin-submontanen Lagen des südöstlichen und östlichen Spessarts zu finden ist (Zerbe 1999:298,303). Im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald tritt die Stieleiche im Spessart zurück (vgl. Kap. 3.3.3), die Waldgesellschaft ist derzeit noch von Eschen, Bergahorn und Schwarzerlen bestimmt (Zerbe 1999:168).

1971-2000

2071-2100

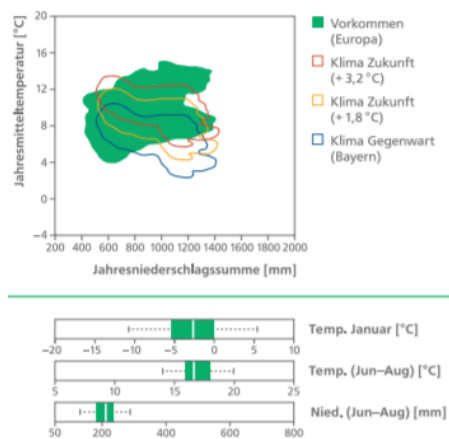


**Abbildung 44: Anbaurisiko Stieleiche (2000-2100)**



Quelle: BaSIS (2020), Daten auf Anfrage von Herrn Stöger (LWF Freising)

Auch die Stieleiche zeigt im Spessart bis 2100 ein sehr geringes Anbaurisiko und besitzt zudem eine größere klimatische Amplitude, als die Traubeneiche. Vor allem mit Wasserüberschuss kommt die Stieleiche besser zurecht (LWF 2019:58-59).



**Abbildung 45: Klimahülle und Boxplot Stieleiche**

Quelle: LWF 2019:58

In Bayern gedeiht die Stieleiche, ähnlich wie die Traubeneiche, an Standorten mit einem wintermilden, sommerfeuchtem bis sommertrockenem Klima, allerdings ist auch der kalt-trockene Bereich der Klimahülle für die Stieleiche typisch (LWF 2019:58). Die Baumart weist zudem eine geringe bis mäßige Spätfrostempfindlichkeit auf und ist hierbei toleranter, als Rotbuche oder Traubeneiche (LWF 2015:2). Wie bei der Traubeneiche werden sich die Bedingungen für die Stieleiche zunächst verbessern (LWF 2019:58). So kann es möglicherweise sein, dass die üblicherweise im Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald dominierende Stieleiche (Klemmt et al. 2018b:13) auch im Spessart zukünftig eine Hauptbaumart wird, da der Bergahorn schlecht mit Sommertemperaturen über 17°C zurechtkommt, die Esche derzeit vom Eschentriebsterben betroffen ist und die Schwarzerle feuchte Standorte benötigt, so dass diese nur im Falle auch zukünftig unveränderter Niederschläge mit dem Klimawandel zurechtkommt (LWF 2019:66,80,91). Im Vergleich zur Traubeneiche kommt die Stieleiche gut mit Standorten zurecht, an welchen mit zeitweiligem Wasserüberschuss zu rechnen ist. Wenn davon ausgegangen wird, dass zukünftig durch den Klimawandel standörtliche Extreme (Wechsell Trockenheit, Wechselfeuchtigkeit) zunehmen, so wird der Stieleiche besonders auf den wechselfeuchten Standorten künftig eine wichtige Rolle zukommen (Klemmt et al. 2018b:14). Bei einer stärkeren Erwärmung werden in den wärmsten Gebieten Bayerns die Toleranzgrenzen jedoch überschritten (LWF 2019:58). Wiederum könnte es sein, dass bei einer starken Erwärmung vor allem in den tieferen Lagen des Spessarts die Stieleiche nicht mehr gut gedeiht, abhängig ist dies sicherlich auch von der zukünftigen Entwicklung der Niederschläge.

Bezüglich der Schädlinge zeigen sich bei der Stieleiche die gleichen Tendenzen wie bei der Traubeneiche (LWF 2019:60, vgl. Kap. 5.2.4).

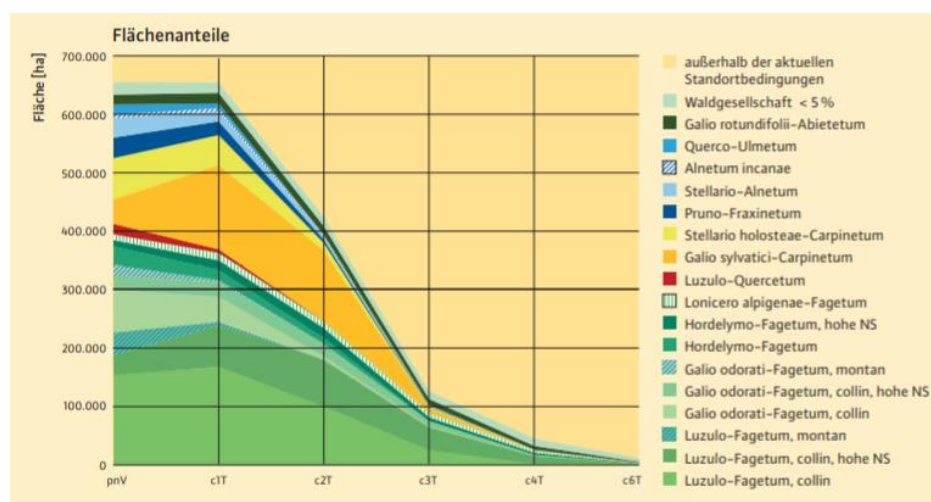
### 5.3 Zukünftige Veränderung der potenziell natürlichen Waldgesellschaften

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf die potentielle natürliche Vegetation zu untersuchen, wurde im Auftrag der Bayerischen Forstverwaltung an der Technischen Universität München das Forschungsprojekt „Modellierung der zukünftigen potenziellen natürlichen Vegetation in Bayern (z-pnV)“ durchgeführt. Abb. 46 zeigt bei unterschiedlichen Temperaturannahmen um 1°C-6°C (c1-c6) und einem angenommenen Niederschlagsrückgang um 10% gegenüber den Jahren 1961-1990 die zu erwartenden Flächenveränderung der wichtigsten natürlichen Waldgesellschaften in Bayern (Klemmt et al. 2018b:13). Wie in Kap. 3.3 beschrieben, dominiert im Spessart, mit Ausnahme von Sonderstandorten wie Auen oder Quellbereichen, natürlicherweise die Buche im Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo luzuloides-Fagetum*) (Walentowski et al. 2001:39), bzw.

kurz *Luzulo-Fagetum* (Zerbe 1999:73). Der Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) (vgl. Kap. 3.3.2) löst den Hainsimsen-Buchenwald auf Böden mit einer besseren Nährstoffversorgung, nämlich den Löß- bzw. Lößlehm Böden des Buntsandsteinspessarts (Zerbe 1999:115) und den tiefgründigen Braunerden des kristallinen Vorspessarts ab (Walentowski et al. 2004:60). Die Natürlichkeit der Eichen-Hainbuchenwälder im Spessart, genauer des Waldlabkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes (*Galio-sylvatici-Carpinetum*) und Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario holosteeae-Carpinetum*) wurde bereits in Kap. 3.4 diskutiert. Die Waldgesellschaften des Spessarts an Sonderstandorten, nämlich der Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (*Carici-remotae Fraxinetum*) (vgl. Kap. 3.3.5), Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (*Stellario nemori-Alnetum*) (vgl. Kap.3.3.3) und Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwals *Carici elongatae-Alnetum*) (vgl. Kap.3.3.7) (Walentowski et al. 2004:11), sind in Abb. 46 nicht dargestellt und werden daher im Anschluss zusammen mit den Blockwäldern gesondert betrachtet.

### 5.3.1 Zonale Waldgesellschaften

In Abb. 46 ist zu erkennen, dass bereits bei einem Temperaturanstieg von 1-2°C, wie es bereits heute zu beobachten ist, die Fläche des *Galio sylvatici-carpinetum* zunimmt (Klemmt et al. 2018b:13), welches auf Standorten mit Böden, welche während der Wachstumszeit immer wieder austrocknen, gedeiht (Walentowski et al. 2004:126). Hauptbaumart im Spessart ist hier die Traubeneiche (Zerbe 1999:150). Das *Stellario holosteeae-Carpinetum*, was an ganzjährig feuchte Standorte gebunden ist (Walentowski et al. 2004:124), nimmt hingegen flächenmäßig bei einer Erwärmung von 1 bis 2°C ab (vgl. Abb. 46).



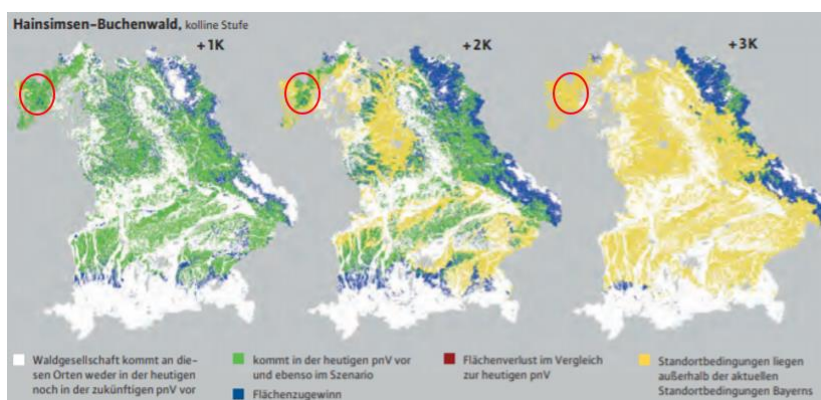
**Abbildung 46: erwartete Flächenveränderung wichtiger potenziell natürlicher Waldgesellschaften in Bayern**

Quelle: Klemmt et al. 2018b:13



Wenn Zerbe (1999:157-158) davon ausgeht, dass das *Galio sylvatici-Carpinetum* wahrscheinlich nicht natürlicherweise im Spessart auftritt, da das Klima Buchenwaldgesellschaften begünstigt, so wird sich dies im Zuge einer Erwärmung und dem häufigeren Auftreten von Trockenperioden während des Sommerhalbjahres (vgl. Kap. 5.1) wahrscheinlich ändern. Auch Müller-Kroehling et al. (2007:32) gehen davon aus, dass das *Galio-sylvatici Carpinetum* von einer Erwärmung profitieren wird. Zu begrüßen ist dies insofern, als dass das *Galio sylvatici-Carpinetum* sehr holzarten- und strukturreich ist, da Eichen lichtdurchlässiger sind als Buchen und so andere Mischbaumarten gedeihen können (Walentowski et al. 2004:126). Durch verschiedene Mischbaumarten kann die biologische Vielfalt erhöht und zugleich die Risiken im Klimawandel gesenkt werden, zukunftsfähige Wälder sollten generell aus mehreren Baumarten bestehen (Klemmt et al. 2018b:15). Auch kommen sowohl Stiel- und v.a. Traubeneiche mit den basen- und nährstoffarmen Bodenverhältnissen des Buntsandsteinspessarts (Müller 1996:130) gut zurecht (LWF 2019:58). Aus Abb. 46 ist jedoch ebenfalls ersichtlich, dass auch für die Eichen-Hainbuchenwälder die Flächenanteile bei einer Erwärmung von mehr als 2°C zurückgehen werden.

Für den Waldmeister-Buchenwald und vor allem den großflächig dominierenden Hainsimsen-Buchenwald ist ein Rückgang der Fläche bereits bei über einem Grad Erwärmung in Abb. 46 erkennbar. Der Hainsimsen-Buchenwald wird sich zukünftig aus den tieferen und wärmeren Gebieten zurückziehen (Fischer et al. 2018:48). Dies entspricht dem Höherwandern der Arten in Gebirgen (Hauck et al. 2019:206) und auch dem in Abb. 46 ersichtlichen Rückgang der montanen Form des Hainsimsen-Buchenwaldes, welcher im Spessart jedoch nicht sonderlich ausgeprägt ist (Zerbe 1999:289). Bei den Arten der montanen Waldgesellschaften, welche nicht auf höhere Flächen ausweichen können, sind die Prognosen im Klimawandel schlecht (Hickler et al. 2014:193).



**Abbildung 47: Flächenveränderung des kollinen Hainsimsen-Buchenwaldes bei unterschiedlicher Erwärmung**

Quelle: Fischer et al. 2018:48, leichte Veränderung durch Hervorhebung des Untersuchungsgebietes

Bei einer stärkeren Erwärmung, vor allem ab 3°C, jedoch auch bereits ab 2°C, nimmt die Fläche des Hainsimsen-Buchenwaldes stark ab (vgl. Abb. 47). Auffällig ist hierbei, dass im Unterschied zu den Anbauriskokarten in BaSIS (LWF 2019:55), bereits bei +2°C die Standortbedingungen des Hainsimsen-Buchenwaldes in den tieferen Lagen des Spessarts außerhalb der aktuellen liegen. Allerdings wird in Abb. 47 auch von keiner Änderung der Niederschläge ausgegangen (Fischer et al. 2018:48). Ab einer Erwärmung von 3°C wären alle Standortbedingungen im Spessart außerhalb der aktuellen.

Bisher können sich in Bayern Eichen nur auf wärmeren und niederschlagsärmeren Standorten gegenüber der konkurrenzstarken Buche durchsetzen (Klemmt et al. 2018b:12). Die Ausführungen zeigen, analog zu den in Kap. 5.2 beschriebenen Klimarisiken für die wichtigsten Hauptbaumarten, dass sich dies mit dem Klimawandel in Abhängigkeit der Intensität von Wärme- und Niederschlagsänderung zukünftig ändern könnte. In Abb. 46 ist jedoch auch der mit einer Temperaturerhöhung stark ansteigende vanillefarbene Bereich erkennbar, für diesen konnte bislang keine Einwertung getroffen werden (Klemmt et al. 2018b:13). Hier werden zukünftig Standortkonstellationen vorherrschen, wie sie gegenwärtig in wärmeren Regionen zu finden sind und bspw. Flaumeichenwälder begünstigen (Fischer et al. 2018:49).

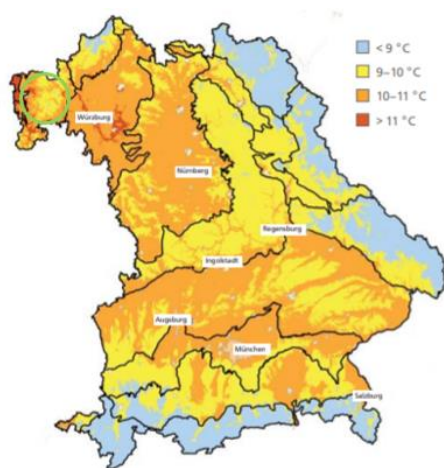
### **5.3.2 Azonale Waldgesellschaften**

Sonderstandorte nehmen im Spessart zwar eine geringe Fläche ein (vgl. Kap. 3.3), und sind auch durch den Menschen stark verändert worden, allerdings leben auf diesen eine enorm große Anzahl verschiedener Tier- und Pflanzenarten. Die Standorte haben eine große Bedeutung für die heimische Artenvielfalt (Müller-Kroehling 2019:13). Diese Artenvielfalt hängt von den Standortbedingungen ab, u.a. von Temperatur, dem lokalen Kleinklima und der Wasserverfügbarkeit. Ändern sich diese, besteht das Risiko, die heimische Artenvielfalt zu verlieren (Doyle, Ristow 2006:101). Besonders gefährdet sind im Zusammenhang mit dem Klimawandel wegen des hierdurch ausgelöstem zeitweisen Versiegen der Wasservorräte Arten, welche dauerhaft feuchte Standorte benötigen, also hygrophile Arten etwa der Bruch- und Sumpfwälder oder quelliger Lagen (Müller-Kroehling et al. 2007:31). Im Spessart betrifft dies den Winkelseggen-Erlen-Eschenwald (vgl. Kap. 3.3.5), sowie den Walzenseggen-Schwarzerlenbruchwald (vgl. Kap. 3.3.7). Auwälder, wie der Waldstermieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (Walentowksi et al. 2004:176, vgl. Kap. 3.3.6), welcher an den Ufer- und Überschwemmungsbereichen schnell fließender Bäche gedeiht (Oberdorfer 1992:147), sind laut Dichtl, Stöger (2020:28) besonders von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen. Laut Müller-Kroehling et al. (2007:31) stellt sich die Situation der Auwälder ambivalent dar: sofern Starkregenereignisse künftig häufiger auftreten, ergeben sich auch häufiger Überschwemmungen. Zusammen mit mehr Wärme wirkt sich dies tendenziell positiv auf die Artenvielfalt aus. Auf der anderen Seite

werden an solchen Standorten auch „Neophyten-Invasionen“ zunehmen. Ebenfalls negativ vom Klimawandel betroffen sind teilweise Blockwälder, besonders an kaltluftherzeugenden Blockhalden (Müller-Kroehling 2007:31), wie dem Karpatenbirken-Ebereschen-Blockhangwald (vgl. Kap. 3.3.8). Auch der Eschen-Bergahorn-Blockwald (vgl. Kap. 3.3.8), welcher ganzjährig eine gute Wasserversorgung benötigt, die gegenwärtig durch Quellaustritte gesichert ist (Zerbe 1999:206), wäre dann künftig gefährdet (Müller-Kroehling 2007:31). Gerade auf Blockstandorten ist jedoch der Kryptogamenschutz sehr wichtig. Das Bestandsklima muss eigentlich mit einer Dauerbestockung unbedingt erhalten bleiben, da sich unter den Moosarten streng stenöke, gegenüber einer Austrocknung sehr empfindliche Arten befinden (Walentowski et al. 2004:147).

#### 5.4 Wandel in der Baumartenzusammensetzung

Bereits bei dem milden Szenario (WETTREG B1) mit einer im Vergleich zu den anderen Szenarien „leichten“ Temperaturerhöhung von 2°C ergeben sich starke Veränderungen. Aktuell finden sich nirgends auf bayerischen Waldflächen Jahresdurchschnittstemperaturen über 10°C, nur ein Prozent weisen Jahresdurchschnittstemperaturen über 9°C auf. Zukünftig (vgl. Abb. 48) liegt das Maximum bei knapp 12°C, während 73% der Waldflächen Jahresdurchschnittstemperaturen über 9°C aufweisen (Kölling 2010:44).

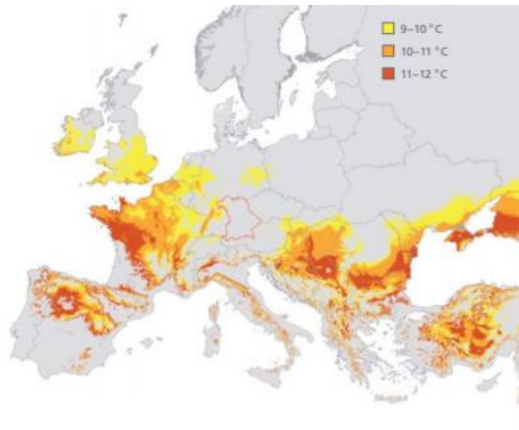


**Abbildung 48: Jahresdurchschnittstemperatur in Bayern 2071-2100 (WETTREG B1)**

Quelle: Kölling 2010:44, leichte Veränderung durch Hervorhebung des Untersuchungsgebietes

Laut Beierkuhnlein, Foken (2008:212) werden von der Erwärmung die heimischen Laubbaumarten profitieren, jedoch v.a. in Regionen mit ausreichender Wasserverfügbarkeit und der Voraussetzung, dass genügend Niederschläge während der Vegetationsperiode fallen. Prinzipiell sind Bäume auch in der Lage, sich an verändernde Umweltbedingungen anzupassen. Allerdings benötigen diese hierfür einige Generationen,

so dass eine Anpassung an den rasanten Klimawandel wohl schwierig wird (Aitken et al. 2008:95). Nach Kölling (2010:43) reicht das Erfahrungswissen innerhalb Bayerns bereits bei dem milden Szenario nicht annähernd aus, um dem Klimawandel in der Forstpraxis adäquat begegnen zu können. Vielmehr bedarf es eines Blickes in jene Regionen Europas, welche bereits heute Jahresdurchschnittstemperaturen von 9°C-12°C aufweisen (vgl. Abb. 49). Diese liegen etwa in Frankreich, in der Oberrheinebene oder in Ungarn, die Wälder dort unterscheiden sich deutlich von jenen Bayerns (Kölling 2010:43).



**Abbildung 49: Durchschnittstemperaturen Europas 1950-2000**

Quelle: Kölling 2010:44

So gibt es bspw. seit 2008 auf besonders trockenen Standorten in Südhessen Versuchsflächen, auf welchen mediterrane Eichenarten, nämlich die immergrüne Steineiche (*Quercus ilex*), die Ungarische Eiche (*Quercus frainetto*) und die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) angepflanzt wurden. Gezeigt hat sich, dass vor allem beim Anbau der Steineiche die Winter noch zu kalt sind, während Ungarische Eiche und Flaumeiche sich als winterhart erwiesen haben (Hickler et al. 2014:185). Besonders in den niedrigeren und wärmeren Lagen des Spessarts wären diese Arten künftig klimaresistenter als Buchen. In den tieferen Lagen der lichtereren Eichen-Hainbuchenwälder des Spessarts finden sich auch heute schon Esskastanie und Walnuss (Zerbe 1999:287), im Vorspessart ist die Esskastanie „alteingebürgert“ (Walentowski et al. 2004:60). Die Aussichten für die Esskastanie im Klimawandel sind gut, zudem integriert die Baumart sich gut in das Ökosystem (Heitz et al. 2018:47-49). Laut Zerbe (1999:302) könnte die Esskastanie etwa in die Kiefernbestände des westlichen bis südwestlichen kollin-submontanen Spessart eingebracht werden, die Baumart verjüngt sich dort natürlich. Auch die Walnuss profitiert von wärmeren Wintern (Fischer et al. 2013:73), die wenig kältetolerante Art besitzt jedoch höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung (LWF 2019:13). Der Anbau von Douglasien im Spessart wurde in Kap. 4.2.11 erläutert. An dieser Baumart sei exemplarisch erwähnt, wie wichtig die Berücksichtigung von Herkunftsunterschieden sowohl bei heimischen als auch in diesem Fall bei nichtheimischen Baumarten ist, denn auch innerhalb der Baumarten existieren

genetische Unterschiede: durch Adaption und Selektion sind Baumindividuen innerhalb der gleichen Art an spezifische Standortbedingungen wie Boden und Klima angepasst, lokale Provenienzen haben sich ausgebildet. Bei der Douglasie hat sich etwa gezeigt, dass sich die Küstendouglasie im Vergleich zur Inlandsdouglasie weitaus besser für den derzeitigen und zukünftigen Anbau eignet, die Inlandsdouglasie wächst demgegenüber schlechter und ist anfälliger für Pilzkrankungen. Generell sollte auf eine möglichst große genetische Diversität im Saatgut geachtet werden, so dass möglichst viele Anpassungsoptionen möglich sind (StMUV 2015:104).

Das Interesse nichtheimische Baumarten verstärkt anzupflanzen, um den Wald klimatoleranter umzugestalten, steigt. Allerdings ergeben sich hier Differenzen zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft. Während für die Forstwirtschaft etwa Wuchs- und Konkurrenzkraft, gutes Verjüngungspotenzial, sowie Vitalität und Schädlingsresistenz eine wichtige Bedeutung haben, so stehen im Naturschutz Risiken wie eine Verdrängung anderer Baumarten, Invasivität oder Insektenarmut im Zentrum. Der Anbau nichtheimischer Baumarten hat in jedem Fall ökologische Auswirkungen, daher bedarf es stets einer Risikoabschätzung und keinesfalls einer Pflanzung in Reinbeständen (Schmidt 2019:28-31). Nichtheimische Baumarten sollten daher nur heimischen Baumarten beigemischt werden, dabei sollte auch auf seltenere heimische Baumarten, bspw. Vogelkirsche (*Prunus avium*) oder Elsbeere (*Sorbus torminalis*) zurückgegriffen werden (Tretter et al. 2019:7-9). Ob ein naturnaher Waldbau, also die Pflanzung von Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften, eine geeignete Anpassungsstrategie darstellt (Brosinger, Tretter 2007:21-22), ist im Spessart eher fraglich, da hier (vgl. Kap. 3.3) fast ausschließlich die Buche dominieren würde (Walentowski et al. 2001:39), deren zukünftige Eignung (vgl. Kap. 5.2.1) jedoch kontrovers diskutiert wird (Zang et al. 2011:106). Berücksichtigt werden sollte natürlich auch bei der Rotbuche, dass die Baumart je nach Herkunft eine unterschiedliche Dürretoleranz aufweist (Kreyling et al. 2011b:13). Generell sollten im Zuge des Klimawandels vor allem Mischwälder angepflanzt werden (Schmidt 2019:31), da es derzeit kaum möglich ist, die Folgen des Klimawandel für Wälder oder auch einzelne Arten vorherzusagen, und somit ein Mischwald mit verschiedenen Altersklassen die derzeit beste Perspektive zu sein scheint (Hickler et al. 2014:209). Schließlich müssen natürlich auch die jeweiligen Standortansprüche geprüft werden (Tretter et al. 2019:7-9), gerade auf den armen Böden des Buntsandsteinspessarts (Müller 1996:130). Ein geeignetes Werkzeug hierfür ist die Patch-Tabelle, welche auch für seltene Baumarten Informationen zu den Bodenansprüchen visualisiert. Hiermit können auch die teilweise kleinräumig stark differenzierten Bodeneigenschaften berücksichtigt werden (Thurm, Falk 2019:32-33).

Neben der forstlichen Anpflanzung spielen auch natürliche Arealverschiebungen eine Rolle (vgl. Kap. 4.2.10). Hierbei ist von Bedeutung, ob die Wanderungsgeschwindigkeiten der Arten mit der Geschwindigkeit des Klimawandels mithalten können. Im Vergleich zu Wanderungsbewegungen der Vegetation nach den letzten Eiszeiten verläuft der Klimawandel jedoch weitaus schneller (Beierkuhnlein, Foken 2008:210). Erschwert wird eine Wanderung zudem durch die starke Fragmentierung der Landschaft. Schließlich ist die natürliche Baumartenzusammensetzung auch im Spessart vom Menschen stark beeinflusst worden (vgl. Kap. 3.4), die Wirtschaftswälder werden forstwirtschaftlich umgewandelt, nur sehr wenige Flächen bleiben sich selbst überlassen (Kölling 2008b:357-358).

Beschleunigt werden kann der Vegetationswandel durch das prognostizierte zukünftig steigende Risiko für Waldbrände, eine zunehmende Sturmintensität, sowie einen begünstigten Schädlingsbefall durch höhere Temperaturen (Hauck et al. 2019:224).

Insgesamt schwierig wird die Situation bei zukünftig nicht-analogen Klimaten. Das bedeutet, dass diese derzeit entweder sehr weit entfernt, oder gegenwärtig noch nicht vorzufinden sind (Ohlemüller et al. 2006:395). Bei einer stärkeren Erwärmung von 3°C-4°C ist es unvorstellbar, wie die Forstwirtschaft auf den Klimawandel reagieren soll (Kölling 2008b:361).

## **6 Fazit**

Das Ausmaß der Klimaveränderungen kann nicht exakt vorhergesagt werden (StMELF 2020:5), die Klimaprojektionen zeigen aufgrund verschiedener Modellansätze und Rahmenbedingungen unterschiedliche Ergebnisse an. Zudem sind noch nicht alle klimarelevanten Prozesse erforscht und verstanden (LfU 2020:6). Gleichzeitig hängen die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation im Spessart maßgeblich davon ab, wie stark und schnell der Klimawandel ablaufen wird, und damit, wie rasch es gelingt, den Ausstoß von Treibhausgasen zu verringern.

Zukünftig werden die Baumarten Fichte und Kiefer, welche im Spessart natürlicherweise ohnehin nicht vertreten wären, nicht mehr vorzufinden sein. Die Baumarten erweisen sich bereits gegenwärtig als nicht klimaresistent. Infolge der Trockenheit und Wärme sind die Baumarten geschwächt, es kommt zu Schädlingsbefall. Auch ist, je nach Intensität des Wandels und dem Auftreten von Extremereignissen davon auszugehen, dass die Flächen mit der natürlicherweise vorherrschende Hauptbaumart Rotbuche zurückgehen werden und stattdessen vermehrt Eichen, insbesondere Traubeneichen, vorzufinden sind. Viel hängt hier jedoch auch davon ab, wie sich die Schädlingssituation mit dem Klimawandel

verändert. In dem derzeit artenarmen Buchenwald kann das häufigere Vorkommen der lichtdurchlässigeren Eichen wiederum dazu führen, dass die Artenvielfalt erhöht wird, da verstärkt andere Baumarten gedeihen können. Neben Eichen wird zukünftig aber auch der Anteil seltener heimischer Baumarten, sowie neuer Baumarten aus anderen Regionen vorzufinden sein. Schwierig ist natürlich bei der Wahl von Bäumen aus südlicheren Gefilden, dass diese neben dem zukünftig wärmeren auch unter dem heutigen kühlen Klima gedeihen sollen, daher etwa auch eine gewissen Toleranz gegenüber Frösten aufweisen müssen. Im wärmeren Maintal ist dies sicherlich mit geringeren Risiken behaftet, als im kühleren Hochspessart. Im Wirtschaftswald hängt zunächst viel davon ab, welche Baumarten gegenwärtig gepflanzt werden, so dass diese mit dem ungewissen Klima der Zukunft zurechtkommen. Mit dem Wandel in der Baumartenzusammensetzung wird sich generell die Artenzusammensetzung im Spessart verändern, wie stark, hängt wiederum von dem Ausmaß der Klimaveränderung ab. Hinzu kommt, dass Pflanzenarten individuell sehr verschieden auf klimatische Veränderungen reagieren, viele Zusammenhänge sind derzeit noch nicht geklärt (Beierkuhnlein, Foken 2008:103-104). Ob Arten auf natürliche Weise mit der rasanten Erderwärmung ihr Areal verschieben können ist fraglich, weitere Faktoren wie die Fragmentierung der Landschaft erschweren dies. Es ist jedoch mit einem verstärkten Auftreten von Neophyten zu rechnen. Die Waldgesellschaften auf Sonderstandorten sind Hotspots der heimischen Artenvielfalt. Leider sind diese auf feuchten Standorten durch den Klimawandel besonders gefährdet, was sich negativ auf die heimische Artenvielfalt, besonders der hygrophilen Arten auswirken wird.

Dass viele Werkzeuge der Forstwirtschaft, wie BaSIS, oder die Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung von einer Temperaturerhöhung von „nur“ zwei Grad ausgehen (StMELF 2020:4), kann nur funktionieren, wenn das optimistische Szenario WETTREG B1 eintritt. Hierfür bedarf es allerdings schnelle und effiziente klimapolitische Maßnahmen, bei einer Temperaturerhöhung von über zwei Grad bis zum Ende des Jahrhunderts werden Anpassungsmaßnahmen kaum mehr möglich sein (StMUV 2015:97). Viele Prognosen deuten jedoch auf solch eine stärkere Erwärmung bis zum Ende des Jahrhunderts hin, auch wenn bereits diese zwei Grad starke Veränderungen verursachen. Daher ist es unumgänglich zu planen, wie im Falle einer stärkeren Erwärmung gehandelt werden soll. Auch sollten Extremereignisse verstärkt in forstliche Überlegungen einfließen, es sollte unbedingt darauf geachtet werden, dass die nun zu pflanzenden Baumarten Dürreereignisse ertragen können, gerade in den von Unterem und Mittlerem Buntsandstein geprägten Gebieten, in welchen sich Niederschlagsschwankungen schnell bemerkbar machen (Müller 1996:272).

Diese Arbeit gibt einen ersten Einblick in die aktuellen sowie zukünftigen Auswirkungen auf die Vegetation im Spessart durch den Klimawandel. Hierbei wurde jedoch bei Weitem

nicht alles berücksichtigt. Generell besteht die Schwierigkeit darin, dass zwar viele Studien zum Klimawandel und dessen Auswirkungen existieren, jedoch kaum auf regionaler Basis. Für den Spessart müssten des Weiteren etwa kleinräumigere Bodeneigenschaften untersucht werden, um zukunftsfähige Mischwälder an jeweils geeigneten Standorten anpflanzen zu können. Hierbei gilt es auch, weitere Faktoren zu berücksichtigen, bspw. können sich auch die jeweiligen Bodeneigenschaften mit dem Klimawandel verändern (Beierkuhnlein, Foken 2008:205). Auch sind viele Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation noch nicht bekannt oder mit starken Unsicherheiten behaftet. So existieren etwa bisher kaum Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Pilze (Hickler et al. 2014:204), die Ausbreitungskapazitäten der meisten Arten sind unbekannt, hierüber liegen nur Kenntnisse zu den Schlüsselarten, etwa forstlich genutzten Baumarten vor. Die Konkurrenzverhältnisse zwischen Pflanzenarten bei einem veränderten Klima sind ungeklärt, starke Ungewissheit besteht vor allem bezüglich der Effekte der zu erwartenden Witterungsextreme (Beierkuhnlein, Foken 2009:104, 107), wobei die Liste noch fast beliebig erweitert werden kann. Da die ersten Auswirkungen des Klimawandels schon deutlich zu erkennen sind, und Ratlosigkeit sowie Resignation (Pratsch, Lieberth 2019:10) keine Alternative zu auch zukünftig intakten Waldökosystemen darstellen, erscheint es dringend notwendig, weitere Forschung zu betreiben, insbesondere auch in kleineren und regionalen Bereichen. Dabei sollten nicht nur ökonomische Überlegungen mit einfließen, sondern auch ökologische und soziale um die Vielfältigen Waldfunktionen zu erhalten und die Artenvielfalt nicht noch weiter zu gefährden.



## Literaturverzeichnis

- Aitken S., Yeaman S., Holliday J., Wang T., Curtis-McLane (2008): Adaption, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. In: Evolutionary Applications 1, S. 95-111. DOI: 10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x.
- Albrecht L. (2008): Waldbau mit der Douglasie in Unterfranken. In: LWF Wissen. Die Douglasie- Perspektiven im Klimawandel 59, S. 39-43.
- Archäologisches Spessart-Projekt (2020): Der Spessart-eine Analyse.  
<https://www.spessartprojekt.de/spessart/der-spessart-eine-analyse/> (01.09.2020).
- Bartha B., Lenz H., Petercord R. (2014): Keine Entwarnung beim Eschentriebsterben. Freilandversuche und Resistenzzüchtungen sollen wirksame Wege der Bekämpfung der Eschenkrankheit aufzeigen. In: LWF aktuell. Was ist denn das? 101, S. 51-53.
- BaSIS (2020): Daten aus dem digitalen Standortinformationssystem zu den wichtigsten Hauptbaumarten. Freundliche Bereitstellung durch die LWF (Herrn Stöger), (07.05.2020).
- BaySF (Bayerische Staatsforsten) (Hg.) (2017): Der Spessart. Ein Magazin der Bayerischen Staatsforsten für die Region 12/2017 (3), S. 1-24.
- Beierkuhnlein C., Foken T. (2008): Klimawandel in Bayern. Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Bayreuth: Univ. Bayreuth.
- Biermayer G., Wellhausen K., Hahn S. (2012): Forstliche Klimaforschung: Kein Aktionismus, sondern notwendige Vorsorge. Überblick über vier Jahre angewandte Forschung im Klimaprogramm Bayern 2020. In: LWF aktuell. Forstliche Klimaforschung- den Wandel durchschauen 87, S. 4-7.
- Blaschke M. (2004): Was haben Marokko, Südafrika und Franken gemeinsam? Über das Auftreten eines Trockenheit liebenden Pilzes. In: LWF aktuell. Auswirkungen der Trockenheit 2003. Waldschutzsituation 2004 43, S. 3.
- Blaschke M., Immler T. (2007): Forstschädlinge profitieren vom Klimawandel. Klimaerwärmung stellt Waldschützer vor neue Herausforderungen. In: LWF aktuell. Wälder im Klimawandel 14(60), S. 24-26.
- Blaschke M., Bussler H. (2012): Borkenkäfer und baumschädigende Holzpilze in einem Höhengradienten des Bayerischen Waldes. In: Forstschutz Aktuell 54, S.10-15.

- Bolte A., Ibisch P., Menzel A., Rothe A. (2008): Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Was Klimahüllen uns verschweigen. In: AFZ-Der Wald 15., S. 800-803.
- Bussler H., Blaschke M., Dorka V., Loy H., Strätz C. (2007): Auswirkungen des Rothenbucher Totholz- und Biotopbaumkonzepts auf die Struktur- und Artenvielfalt in Rot-Buchenwäldern. In: Waldökologie online 4, S. 5-58.
- BMJV (Bundesministerium der Justiz und Verbraucherschutz) (Hg.) (2000): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Durchführung der Bundeswaldinventur II. In: Bundesanzeiger 52(146a), S.5-19.
- Brosinger F, Treter S (2007): Waldbau im Zeichen des Klimawandels. Anpassung durch Waldumbau und naturnahe Forstwirtschaft. In: LWF aktuell. Wälder im Klimawandel 60, S. 21-23.
- BWI (Bundeswaldinventur) (2012): Waldfläche nach Baumartengruppen und Wuchsgebieten. Spessart.  
<http://www.bundeswaldinventur.bayern.de/124751/index.php> (02.09.2020).
- Cavin L., Mountford E., Peterken G., Jump A. (2013): Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. In: Functional Ecology 27, S. 1424-1435. DOI: 10.1111/1365-2435.12126.
- Dichtl T., Stöger W. (2020): Auenwald im Klimawandel. Forstliche Forschung an Donau und Rhein. In: LWF aktuell: Wenn der Hahn zu ist-Wald im Trockenstress 126, S. 28-29.
- Diekmann M. (2010): Aktuelle Vegetationsveränderungen in Wäldern. Welche Rolle spielt der Klimawandel? In: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft 22, S. 57-65.
- Dietrich H. (2011): Den Klimawandel fest im Blick. Langjährige Informationen zu Kronenzustand und Vitalitätsentwicklung der Wälder sind im Klimawandel besonders nützlich. In: LWF aktuell. Einsichten in den Wald. Forstliches Umweltmonitoring 82, S. 9-11.
- Dietrich H., Raspe S., Zimmermann L., Wauer A., Köhler D., Schubert A., Stiegler J., Blum U., Kudernatsch T., Klemmt H. (2018): Umwelt und Standortbedingungen in raschem Wandel. In: LWF aktuell. Angezapft! Datenströme aus dem Wald. 2(117), S. 6-10.

- Dobbertin M, Hug C., Walthert L. (2012): Waldzustand in der Schweiz: Erfassung, Entwicklung und Einflussfaktoren. In: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 163(9), S. 331-342.
- Doyle U., Ristow M. (2006): Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 38(4), S. 101-107.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2018): Vorschriften und Betriebsunterlagen für phänologische Beobachter des Deutschen Wetterdienstes. 3. überarb. Aufl., Offenbach am Main: Selbstverlag des DWD.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2020): Phänologische Uhr für den Naturraum Sandsteinspessart. Grafik auf Anfrage. Verwendete Daten: [https://opendata.dwd.de/climate\\_environment/CDC/observations\\_germany/phenology/](https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/phenology/) (07.07.2020).
- Eichhorn J., Dammann I., Schönfelder E., Albrecht M., Beck W., Paar U. (2008). Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. 3. Bd., Göttingen, S. 109-134.
- Ellenberg H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. veränd. u. verb. Aufl., Stuttgart: Ulmer.
- Ellenberg H., Leuschner C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. neu bearb. u. erw. Aufl., Stuttgart: Ulmer.
- Etzold S., Wunder J., Braun S., Rohner B., Bigler C., Abegg M., Rigling A. (2016): Mortalität von Waldbäumen: Ursachen und Trends. In: Pluess A., Augustin S., Brang P. (Hg.): Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptionsstrategien. Bern: Haupt, S. 177-179.
- Ewald J. (2009): Neophyten in Bayerns Wäldern. Vegetationsaufnahmen der BZE belegen: Neophyten haben in der aktuellen Waldvegetation keine große Bedeutung. In: LWF aktuell. Schöne fremde Welt? Neue Arten in Bayern 73, S. 4-7.

- Falk W., Mellert K., Bachmann-Gigl U., Kölling C. (2013): Bäume für die Zukunft: Baumartenwahl auf wissenschaftlicher Grundlage. Anbaurisikoarten jetzt um Boden- und Reliefparameter ergänzt. In: LWF aktuell. Waldstandorte erfassen, beschreiben, bewerten 94, S. 8-11.
- Fischer A., Jantsch M., Müller-Kroehling S. (2013): Buchenwald-Lebensgemeinschaften im Klimawandel. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 185 (3/4), S. 71-81.
- Fischer H., Michler B., Fischer A. (2018): Die zukünftige pnV Bayern. Wie man sich Vorstellungen über die Standortsituation der Zukunft erarbeiten kann. In: LWF aktuell. Starke Eichen für stabile Wälder 119, S. 46-49.
- Fröhlich D., Zimmermann L., Schulz C. (2010): Klimawandelforschung: Nostradamismus, Futurologie und Wissenschaft. In: LWF aktuell. Holz-ein Rohstoff wächst in die Zukunft 77, S. 38-42.
- Fröhlich D. (2011): Stürmische Gesellen: Lothar, Kyrill und Co. Zur Problematik, die künftige Entwicklung von Wirbelstürmen abzuschätzen. In: LWF aktuell. Vom Schatten ins Licht 80, S. 38-40.
- Gerndt S. (1976): Unsere bayerische Landschaft. Ein Naturführer. Naturbild und Naturräume, Geologie, Flora und Fauna, Natur- und Landschaftsschutzgebiete. 3., neu bearb. Aufl., München: Prestel-Verlag.
- Geyer G. (2002): Geologie von Unterfranken und angrenzenden Regionen. Band 2. 1. Aufl., Gotha: Justus Perthes Verlag.
- Gößwein S., Lobinger G. (2016): Fichtenborkenkäfer und Trockensommer. Erfahrungen aus dem Trockenjahr 2003 ermöglichen eine Einschätzung der aktuellen Situation. In: LWF aktuell. Trockensommer 2015 110, S. 14-16.
- Gößwein S., Lemme H., Buras A., Schunk C., Menzel A., Straub C., Mette T., Taeger S. (2017a): Kieferschäden in Bayern. Projekt „Monitoring Kieferschäden“ sucht nach den Ursachen des neuartigen Kiefernsterbens. In: LWF aktuell. Baumkrankheiten auf der Spur 112, S. 12-13.
- Gößwein S., Lemme H., Petercord R. (2017b): Prachtkäfer profitieren vom Trockensommer 2015. Schwächung der Bäume begünstigt den Befall. In: LWF aktuell. Baumkrankheiten auf der Spur 112, S. 14-17.
- Harzer E. (2003): Grundwasserneubildungsdynamik im Buntsandstein des Spessarts. Ermittlung über die Durchströmung der ungesättigten Zone. Dissertation zur Erlangung des naturwissenschaftlichen Doktorgrades an der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Würzburg.

- Haase P., Hering D., Hoffmann A., Müller R., Nowak C., Pauls S., Stoll S., Straile D. (2014): Auswirkungen auf limnische Lebensräume. In: Mosbrugger V., Brasseur G., Schaller M., Stribrny B. (Hg.): Klimawandel und Biodiversität. Folge für Deutschöand. 2. Aufl., Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S. 91-105.
- Hauck M., Leuschner C., Homeier J. (2019): Klimawandel und Vegetation. Eine globale Übersicht. Berlin: Springer.
- Heitz R., Lüpke M., Brundke F., Hübner C. (2018): Die Edel- oder Esskastanie. Baum des Jahres 2018. In: LWF aktuell. Angezapft! Datenströme aus dem Wald 117, S. 47-49.
- Hickler Th., Bolte A., Hartard B., Beierkuhnlein C., Blaschke M., Blick Th., Brüggemann W., Dorow W., Fritze M., Greogor Th., Ibisch P., Kölling Ch., Kühn I., Musche M., Pompe S., Petercord R., Schweiger O., Seidling W., Trautmann S., Waldenspuhl Th., Walentowski H., Wellbrock N. (2014): Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In: Mosbrugger V., Brasseur G., Schaller M., Stribrny B. (Hg.): Klimawandel und Biodiversität. Folgen für Deutschland. 2. Aufl., Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft, S.164-221.
- Höltermann A., Klingenstein F., Ssymank A. (2008): Naturschutzfachliche Bewertung der Douglasie aus Sicht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). In: LWF Wissen. Die Douglasie- Perspektiven im Klimawandel 59, S. 74-80.
- IPCC (2014): Klimaänderung 2014: Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I,II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Deutsche Übersetzung durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle 2016. Bonn.
- IPCC (2019): Klimawandel und Landsysteme. IPCC-Sonderbericht über Klimawandel, Desertifikation, Landdegradierung, nachhaltiges Landmanagement, Ernährungssicherheit und Treibhausgasflüsse in terrestrischen Ökosystemen. Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle. Bonn.
- Jantsch M., Fischer A., Fischer H., Winter S. (2013): Shift in Plant Species Composition Reveals Environmental Changes During Last Decades: A Long-Term Study in Beech (*Fagus sylvatica*) Forests in Bavaria, Germany. In: Folia Geobot 48, S. 467-491.

- Kaiser O., Bruhn J., Salomon C. (2019): Jahresbericht 2019. Naturpark Spessart e.V.,  
Gemünden am Main.
- Kaspar F., Zimmermann K., Polte-Rudolf C., (2015): Überblick über die Geschichte der  
phänologischen Beobachtung und den Status der phänologischen Datenbank des  
Deutschen Wetterdienstes. In: DWD (Hg.): Phänologie-Journal. Mitteilungen für  
die phänologischen Beobachter 2015 (45), 1-4.
- Klemmt H., Wauer A., Lothar Z., Dietrich H., Rapse S. (2018a): Zu nass, zu trocken, zu  
windig. Witterungsextreme stressen unsere Wälder im Klimawandel. In: LWF  
aktuell. Angezapft! Datenströme aus dem Wald 117, S. 16-20.
- Klemmt H., Fischer H., Tretter S. (2018b): Die Eiche(n) im Klimawandel. Eine  
Einwertung auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes für Bayern. In: LWF  
aktuell. Starke Eichen für stabile Wälder 119, S. 12-15.
- Klemmt H., Falk W., Ruppert O., Rothkegel W., Janßen A., Tretter S. (2020): Der  
bayerische Weg zu zukunftsfähigen Wäldern. Baumartenwahl und  
Waldbaukonzepte im Klimawandel. In: LWF aktuell. Wald unter Druck 125, S.  
6-9.
- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2016a): Klimawandel in  
Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen  
Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen der Kooperation KLIWA.  
[https://www.kliwa.de/\\_download/KLIWA\\_Monitoringbericht\\_2016.pdf](https://www.kliwa.de/_download/KLIWA_Monitoringbericht_2016.pdf)  
(24.06.2020).
- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2016b): Klimawandel in  
Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen  
Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens  
KLIWA. Lufttemperatur. Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Regionen.  
[https://www.kliwa.de/\\_download/Lufttemperatur\\_KLIWA\\_MB\\_2016.pdf](https://www.kliwa.de/_download/Lufttemperatur_KLIWA_MB_2016.pdf)  
(25.06.2020).
- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2016c): Klimawandel in  
Süddeutschland. Veränderungen von meteorologischen und hydrologischen  
Kenngrößen. Klimamonitoring im Rahmen des Kooperationsvorhabens  
KLIWA. Niederschlag. Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-  
Untersuchungsgebiete.  
[https://www.kliwa.de/\\_download/Niederschlag\\_KLIWA\\_Monitoringbericht\\_2016.pdf](https://www.kliwa.de/_download/Niederschlag_KLIWA_Monitoringbericht_2016.pdf)  
(28.06.2020).

- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2017): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen (1951-2015). In: KLIWA-Berichte 21. [https://www.kliwa.de/\\_download/KLIWAHeft21.pdf](https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft21.pdf) (25.06.2020).
- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2019a): KLIWA-Kurzbericht. Das Jahr 2018 im Zeichen des Klimawandels? Viel Wärme, wenig Wasser in Süddeutschland. [https://www.kliwa.de/\\_download/Rueckblick2018.pdf](https://www.kliwa.de/_download/Rueckblick2018.pdf) (25.06.2020).
- KLIWA (Klimaveränderung und Wasserwirtschaft) (2019b): Starkniederschläge. Entwicklungen in Vergangenheit und Zukunft. Kurzbericht. [https://www.kliwa.de/\\_download/KLIWA-Kurzbericht\\_Starkregen.pdf](https://www.kliwa.de/_download/KLIWA-Kurzbericht_Starkregen.pdf) (24.08.2020).
- Kolb J., Zimmermann L., Lorz C. (2014): Allgemeine Waldbrandsituation in Bayern. Untersuchung der HSWT und der LWF identifiziert regionale Schwerpunkte und interpretiert am Beispiel Amorbach verschiedene Waldbrandindices. In: LWF aktuell. Hundertmal aktuell 100, S. 51-54.
- Komischke H., Ebert C. (2013): Regionale Klimaprojektionen bei KLIWA. In: 5. KLIWA-Symposium am 6. Und 7. Dezember 2012 in Würzburg. Fachvorträge Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. KLIWA-Berichte 19, S. 67-83.
- Kopp B., Baumeister C., Gudera T., Hergesell M., Kampf J., Morhard A., Neumann J. (2018): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen von 1951-2015. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 62(2), S. 62-76. DOI: 10.5675/HyWa\_2018,2\_1.
- Köhl M., Plugge D., Gutsch M., Lasch-Born P., Müller M., Reyer C. (2017): Wald und Forstwirtschaft. In: Brasseur G., Jacob D., Schuck-Zöller S. (Hg.): Klimawandel in Deutschland. Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Hamburg: Springer.
- Kölling C. (2007): Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. In: AFZ-Der Wald 23, S. 1242-1245.
- Kölling C. (2008a): Antworten auf 20 häufig gestellte Fragen. Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel. In: AFZ-Der Wald 15, S. 804-807.

- Kölling C. (2008b): Wälder im Klimawandel: Die Forstwirtschaft muss sich anpassen. In: Lozán J. (Hg.): Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken. Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. Hamburg: Universität Hamburg, S. 357-361.
- Kölling C. (2010): Jenseits der Erfahrung. Überfordert der Klimawandel Forstwirtschaft und Forstwissenschaft? In: LWF aktuell. Holz-ein Rohstoff wächst in die Zukunft 77, S. 43-45.
- Kornder R., Falk E. (2018): Eichenzentrum im Hochspessart. In: LWF aktuell. Starke Eichen für stabile Wälder 119, S. 20-21.
- Kreyling J., Thiel D., Lagy L., Jentsch A., Huber G., Konnert M., Beierkuhnlein C. (2011a): Late frost sensitivity of juvenile *Fagus sylvatic* L. differs between southern Germany and Bulgaria and depends on preceding air temperature. In: European Journal of Forest Research 131(3), S. 717-725. DOI: 10.1007/s10342-011-0544-y.
- Kreyling J., Huber G., Jentsch A., Konnert M., Nagy L., Thiel D., Wellstein C., Beierkuhnlein C. (2011b): Innerartliche Plastizität und lokale Anpassungen von Waldbäumen. In: LWF aktuell. Forschungsverbund FORKST. Ökosysteme im Wandel 85, S. 12-14.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2011): Entwurf einer kulturlandschaftlichen Gliederung Bayerns als Beitrag zur Biodiversität. Spessart. <https://www.lfu.bayern.de/natur/kulturlandschaft/gliederung/doc/01.pdf> (30.04.2020).
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2012a): Der Klimawandel in Bayern. Auswertung regionaler Klimaprojektionen. Regionalbericht Unterer Main. Augsburg.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2012b): Merkblatt Artenschutz Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*). [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwi39IbWu97pAhVDDewKHTKWD3QQFjADegQIAhAB&url=http%3A%2F%2Ffisch.wzw.tum.de%2Ffileadmin%2F\\_migrated%2Fcontent\\_uploads%2FMerkblatt\\_Perlmuschel.pdf&usg=AOvVaw2gtNhXbiloSLwUW9TboByH](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwi39IbWu97pAhVDDewKHTKWD3QQFjADegQIAhAB&url=http%3A%2F%2Ffisch.wzw.tum.de%2Ffileadmin%2F_migrated%2Fcontent_uploads%2FMerkblatt_Perlmuschel.pdf&usg=AOvVaw2gtNhXbiloSLwUW9TboByH) (31.05.2020).
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2012c): Der Klimawandel in Bayern. Auswertung regionaler Klimaprojektionen. Klimabericht Bayern. Augsburg.



- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2014): Beeinflusst der Klimawandel die Jahreszeiten in Bayern? Antworten der Phänologie. UmweltSpezial. Augsburg.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2019a): Pilotstudie „Klimawirkungskarten Bayern“. Umwelt Spezial. Augsburg.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2019b): Umweltbericht Bayern 2019. Augsburg.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2020): Das Bayerische Klimaprojektionsensemble. Audit und Ensemblebildung. Augsburg.
- Lian X., Piao S., Li L., Li Y., Huntingford C., Ciais P., Cescatti A., Janssens I., Peñuelas J., Buermann W., Chen A., Li X., Myneni R., Wang X., Wang Y., Yang Y., Zeng Z., Zhan Y., McVicar T. (2020): Summer soil drying exacerbated by earlier spring greening of northern vegetation. In: Science Advances 6(1), S. 1-11. DOI: 10.1126/sciadv.aax0255
- Lobinger G., Wallerer G. (2020): Eichenproessionsspinner: Zwischen Pflanzenschutz und Gesundheitsvorsorge. Akteure brauchen effiziente und situationsgerechte Handlungsoptionen für verschiedene Betroffenheitsszenarien. In: LWF aktuell. Im Wald erlebt-vom Wald bewegt 124, S. 38-41.
- Löffler H. (2010): Waldbodenvegetation und Klimawandel? LWF analysiert seit 1993 Veränderungen der Bodenvegetation auf bayerischen Waldklimastationen und wartet mit überraschenden Ergebnissen auf. In: LWF aktuell. Wald, ein Dach für nachhaltige Entwicklung 76, S. 17-19.
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2005): Die zweite Bundeswaldinventur 2002: Ergebnisse für Bayern. Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising: Lerchl Druck.
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2015): Spätfrostschäden-erkennen und vermeiden. Merkblatt 31, S. 1-3.
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2019): Praxishilfe Klima-Boden-Baumartenwahl. Freising, 109 S.
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2020): Buchdrucker und Kupferstecher an Fichte. Merkblatt 14 der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Freising.

- Mann M., Rahmstorf S., Kornhuber K., Steinman B., Miller S., Petri S., Coumou D. (2018): Projected changes in persistent extreme summer weather events: The role of quasi-resonant amplification. In: Science advances 4(10), S. 1-9. DOI: 10.1126/sciadv.aat3272.
- Meid V. (2013): Literatur des Barock. In: Beutin W., Beilein M. (Hg.): Deutsche Literaturgeschichte. Von den Anfängen bis zur Gegenwart. 8. Aufl., Stuttgart: Metzler, S. 103-150.
- Meinardus C., Bräuning A. (2011): Zur Trockenstresstoleranz von Eichen und Buchen. Erholungsreaktionen der Rotbuche und Traubeneiche nach Dürrejahre. In: LWF aktuell. Forschungsverbund FORKAST. Ökosysteme im Wandel 118(85), S. 9-11.
- Mellert K., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern. Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. In: Waldökologie online. AFSV-Berichte der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde 2005 (2), S. 4-24.
- Mellert K. (2010): Zuviel des Guten? Über die Gefährdung der Waldböden durch Stickstoffeinträge. In: Der kritische Agrarbericht 2010, S. 196-200.
- Menzel A., Helm R., Zang C. (2015): Patterns of late spring frost leaf damage and recovery in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in south-eastern Germany based on repeated digital photographs. In: Frontiers in plant science 6 (110), S. 1-13. DOI: <https://dx.doi.org/10.3389/fpls.2015.00110>.
- Mette T., Kölling C. (2020): Die Zukunft der Kiefer in Franken. Eine Zeitreise in den Klimawandel. In: LWF aktuell. Wald unter Druck 125, S. 14-17.
- Mette T., Falk W. (2020): Extreme Trockenheit-wie sie auf Vitalität und Anbaurisiko von Waldbäumen wirkt. Was passiert, wenn Witterungsextreme den Toleranzbereich von Waldbäumen überschreiten? In: LWF aktuell. Wenn der Hahn zu ist-Wald im Trockenstress 126, S. 30-34.
- Meynen, E., Schmithüsen J. (1955): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. 1. Lfg. 2., Bad Godesberg, S. 137-233.
- Mölder A., Nagel R., Meyer P., Schmidt M., Rumpf H., Spellmann H. (2017): Historischer Rückblick auf die Verjüngung von Eichen im Spessart des 19. Jahrhunderts. Bedeutung der angewandten Verfahren für die heutige Eichenwirtschaft. In: Forstarchiv 88 (3), S. 67-78.

- Murawski H. (1992): Nur ein Stein. Geologie des Spessarts. Neustadt a.d. Aisch. Museen der Stadt Aschaffenburg.
- Müller J. (1996): Grundzüge der Naturgeographie von Unterfranken. Landschaftsökologie, Landschaftsgenese, Landschaftsräumlicher Vergleich. Band 1. 1. Aufl., Gotha: Justus Perthes Verlag.
- Müller-Kroehling, Walentowski H., Bußler H. (2007): Waldnaturschutz und Klimawandel. Neue Herausforderungen für den Erhalt der Biodiversität. In: LWF aktuell. Wälder im Klimawandel 60, S. 30-33.
- Müller-Kroehling S. (2019): Sonderstandorte-Schatztruhen der Biodiversität. In: LWF aktuell. Im Wald wächst Vielfalt 122, S. 13-16.
- Nehring S. (2016): Invasive Arten profitieren vom Klimawandel. In: Lozán J., Breckle W., Müller R., Rachor E. (Hg.) (2016): Warnsignal Klima: Die Biodiversität. Unter Berücksichtigung von Habitatveränderung, Umweltverschmutzung und Globalisierung. Hamburg, S.164-169.
- Neumann J. (2018): Vulnerabilität von Grundwassersystemen Süddeutschlands. Ergebnisse von Stresstestuntersuchungen. In: 6. KLIWA-Symposium am 22. und 23. Mai 2017 in Baden-Baden. Fachvorträge Risiko Klima-Herausforderungen managen. KLIWA-Berichte 22, S. 211-218.
- Nörr R. (2004): 175 Jahre Douglasienanbau in Deutschland. Vom Exoten zur Wirtschaftsbaumart. In: LWF aktuell. Neue Arten in Bayern. Bereicherung oder Bedrohung für unsere Wälder? 45, S. 7-9.
- Oberdorfer E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch. A. Textband. 2., bearb. Aufl., Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- Ohlemüller R., Gritti E., Sykes M., Thomas C. (2006): Towards European climate risk surfaces: the extent and distribution of analogous and non-analogous climates 1931-2100. In: *Global Ecology and Biogeography* 15(4), S. 395-405.
- Paar U., Guckland A., Dammann I., Albrecht M., Eichhorn J. (2011): Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation der Buche. In: *AFZ-Der Wald* 6, S: 26-29.
- Pfahl S., O’Gorman P., Fischer E. (2017): Understanding the regional pattern of projected future changes in extreme precipitation. In: *Nature Climate Change* 7(6), S. 423-427. DOI: 10.1038/NCLIMATE3287.
- Petercord R., Veit H., Delb H., Schröter H. (2008): Forstinsekten im Klimawandel- alte Bekannte mit neuem Potenzial? In: *FVA-einblick: Wald und Klima* 1(2008), S. 36-39.

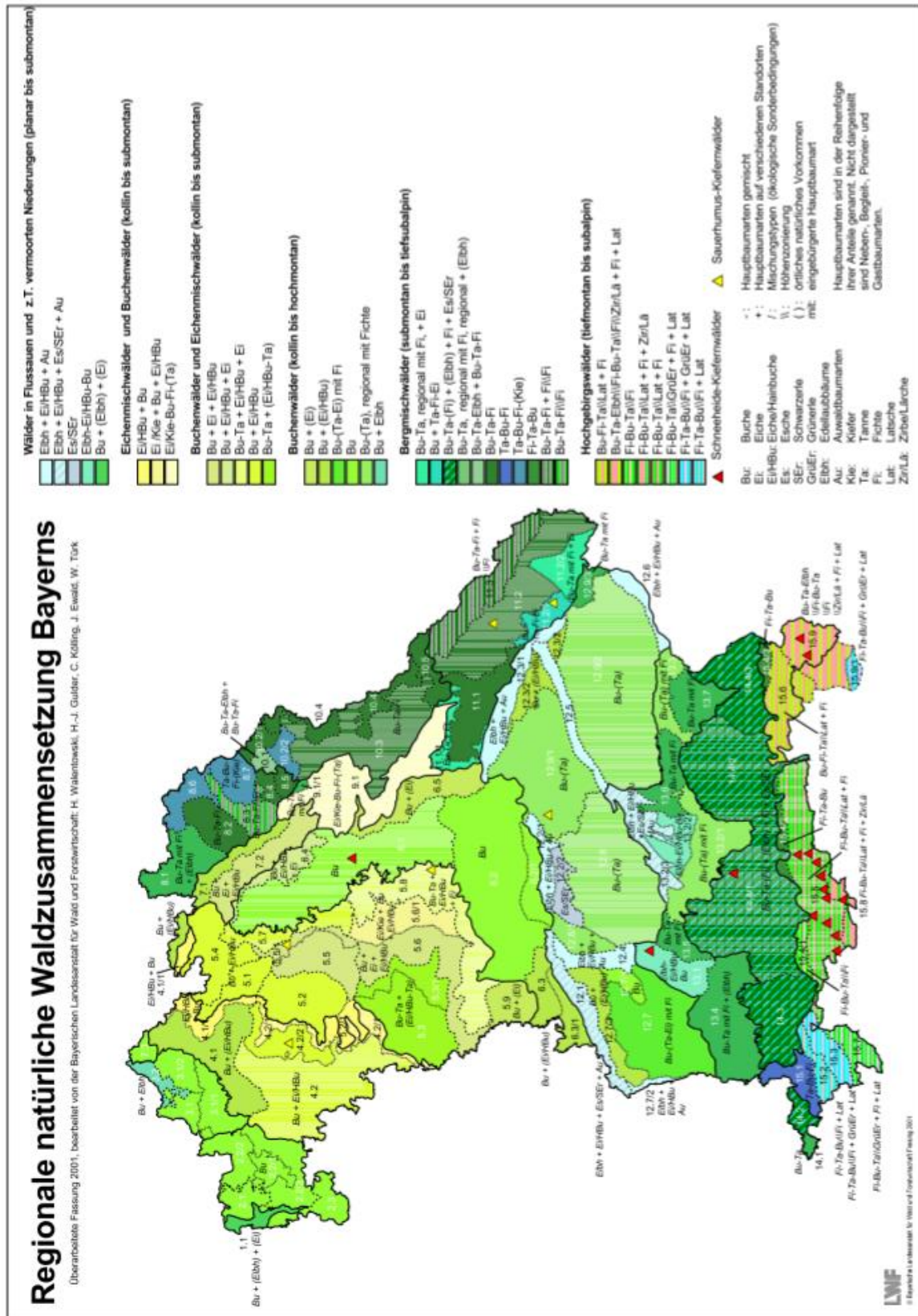
- Petercord R., Straßer L. (2017): Mit der Trockenheit kommt der Pilz. Diplodia-Triebsterben der Koniferen. In: LWF aktuell. Baumkrankheiten auf der Spur 112, S. 9-11.
- Petercord R., Triebenbacher C. (2019): Buchdrucker und Kupferstecher im Steilflug. Der Ausnahmesommer 2018 stärkt Fichtenborkenkäfer in ganz Bayern. In: LWF aktuell. Ohne Schutzwald gibt's kein Halten 120, S. 43-45.
- Pratsch S., Lieberth U. (2019): Klimakrise erfordert neue Antworten! In: LWF aktuell. Offene Türen für neue Baumarten 123, S. 10-13.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. (2014): Veränderte Dynamik von süddeutschen Waldbeständen seit 1870. In: LWF Wissen. Das forstliche Versuchswesen in Bayern 76, S.72-87.
- Raspe S., Schulz C., Kroll F. (2004): Wenn schon im Sommer tonnenweise Blätter fallen. Baumentwicklung und Streufall. In: LWF aktuell. Auswirkungen der Trockenheit 2003. Waldschutzsituation 2004 43, S. 11-13.
- Raspe S., Zimmermann L., Wauer A. (2016): Dem Wald den Puls gefühlt. Erste Ergebnisse aus dem forstlichen Umweltmonitoring zum Trockenjahr 2015. In: LWF aktuell. Trockensommer 2015 110, S. 6-9.
- Raspe S., Foullois N., Neumann J., Zimmermann L. (2020): Wasserversorgung für Wald und Mensch. Trends und Auswirkungen von Trockenjahren am Beispiel des Hochspessarts. In: LWF aktuell. Wenn der Hahn zu ist-Wald im Trockenstress 126, S. 9-13.
- Rückert E., Wittig R. (1984): Der Flattergras-Buchenwald im Spessart. In: Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 55, S. 85-93.
- Sautter R. (2003): Waldgesellschaften in Bayern. Vegetationskundliche und forstgeschichtliche Darstellung der natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften. Weinheim: Wiley-VCG Verlag.
- Schunk C., Leuchner M., Menzel A. (2009): Waldbrand. Historische, aktuelle und zukünftige Situation in Bayern. In: LWF aktuell. Maikäfer, Raupe und Co. Keine Pause für den Waldschutz 72, S. 30-31.
- Seibert P. (1968): Vegetation und Landschaft in Bayern. Erläuterungen zur Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern. In: Erdkunde 22 (4), S. 294-313.

- Seppälä R. (2009): Global Forest Sector: Trends, Threats and Opportunities. In: Freer-Smith P., Broadmeadow M., Lynch J. (Hg.): Forestry and Climate Change. Wallingford: CABI, S. 25-30.
- Schleip C., Cornelius C., Menzel A. (2011): Wenn der Maitrieb zum Märztrieb wird. Lehrstuhl für Ökoklimatologie der TU München untersucht extreme Wetterereignisse und ihre Auswirkungen in der Phänologie. In: LWF aktuell. Forschungsverbund FORKAST. Ökosysteme im Wandel 85, S. 15-18.
- Schmidt O. (2019): Nichtheimische Baumarten zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft. Keine Angst vor dem Fremden. Es gilt, die Vor- und Nachteile sachlich und vorurteilsfrei zu analysieren und zu bewerten. In: LWF aktuell. Offene Türen für neue Baumarten 123, S. 28-31.
- Spekat A., Enke W., Kreienkamp F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben. Endbericht, Umweltbundesamt.
- StMELF (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2017): Waldbericht 2017. München.
- StMELF (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2019): Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2019. München.
- StMELF (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2020): Baumarten für den Klimawald. Leitlinien der Bayerischen Forstverwaltung. München.
- StMUV (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz) (2015): Klima-Report Bayern 2015. Klimawandel, Auswirkungen, Anpassungs- und Forschungsaktivitäten. München.
- StMUV (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz) (2016): Bayerische Klima-Anpassungsstrategie. München.
- Straub C., Seitz R. (2020): Satelliten erfassen Waldschäden. Neue LWF-Projekte untersuchen Eignung satellitengestützter Fernerkundung zur Erfassung geschädigter Fichten und Buchen. In: LWF aktuell. Wald unter Druck 125, S. 30-32.

- Thierfelder S. (2020): Extremjahre im Laubwald. Entwicklungen und Maßnahmen in den Trockenjahren 2018/19 in Unterfranken. In: LWF aktuell. Wald unter Druck 125, S. 10-13.
- Thurm A., Falk W. (2019): Standortansprüche seltener Baumarten. In: AFZ-Der Wald 15, S. 32-35.
- Tretter S., Janßen A., Schölch M., Stimm B., Hübner C. (2019): „Trau! Schau! Wem?“. Nichtheimische Baumarten in der Forstwirtschaft. In: LWF aktuell. Offene Türen für neue Baumarten 123, S. 6-9.
- Triebenbacher C., Straßer L, Lemme H., Lobinger G., Bork K., Burgdorf N., Petercord R. (2019): Waldschutzsituation in Bayern 2019. Witterungsextreme bescheren den Wadbäumen extreme Belastungen. In: LWF aktuell. Im Wald wächst Vielfalt 122, S. 57-61.
- Tüxen R. (1956): Die heutige potentielle Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: Angewandte Pflanzensoziologie 13, S. 3-42.
- UBA (Umweltbundesamt) (2019): Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung.  
[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das\\_monitoringbericht\\_2019\\_barrierefrei.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf) (24.06.2020).
- Vanselow K. (1960): Die Waldbautechnik der Eiche im bayerischen Spessart in geschichtlicher Betrachtung. In: Forstw Cbl 79, S. 270–286. DOI: 10.1007/BF01815007.
- Walentowski H., Gulder H., Kölling C., Ewald J., Türk W. (2001): Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hg.): Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 32. Freising.
- Walentowski H., Ewald J., Fischer A., Kölling C., Türl W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz. Freising: Geobotanica.
- Walentowski H. (2008): Die Douglasie aus naturschutzfachlicher Sicht. In: LWF Wissen. Die Douglasie- Perspektiven im Klimawandel 59, S. 67-69.

- Wauer A., Mette T., Klemmt H. (2018): Quo vadis, Kiefer?. Waldzustandserhebung übernimmt langfristig Kiefernmonitoring in Mittelfranken. In: LWF aktuell. Angezapft! Datenströme aus dem Wald 117, S. 30-32.
- Wauer A., Klemmt H. (2020): Klimawandel aus Nord(west)en! Ergebnisse der WZE 2019 in Bayern zeigen Nord-Süd-Gefälle der Schäden. In: LWF aktuell. Wald unter Druck 125, S. 26-29.
- Wellstein C., Beierkuhnlein C. (2011): Wälder im Klimawandel. Interdisziplinäre Forschung über ökologische Folgen und Anpassungsoptionen. In: LWF aktuell. Forschungsverbund FORKAST. Ökosysteme im Klimawandel 85, S. 4-5.
- Wittmann, O. (1972): Geologische Karte von Bayern 1:25:0000. Erläuterungen zum Blatt Nr. 6022 Rothenbuch. München: Bayerisches Geologisches Landesamt.
- Zang C., Rothe A., Weis W., Pretzsch H. (2011): Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 182 (5/6), S. 98-112.
- Zerbe S., Sukopp H. (1995): Gehören Forste zur Vegetation? Definition und Abgrenzung eines vegetationskundlichen und kulturhistorischen Begriffes. In: Tuexenia 15, S. 11-24.
- Zerbe S. (1997a): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielstellung für den naturnahen Waldbau dar? In: Forstw. Cbl. 116, S. 1-16.
- Zerbe S. (1997b): Ableitung regionaler Waldentwicklungsziele aus Landschaftsgeschichte und aktueller Vegetation. In: Archiv f. Naturschutz und Landschaftsforschung 36(4), S. 253-270.
- Zerbe (1999): Die Wald- und Forstgesellschaften des Spessarts mit Vorschlägen zu deren zukünftigen Entwicklung. In: Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg 19, S. 1-354.
- Zerbe S. (2004): Influence of Historical Land Use on Present-day Forest Patterns: A Case Study in South-Western Germany. In: Scandinavian Journal of Forest Research 19(3), S. 261-273.
- Zimmerman L., Raspe S., Dietrich H., Wauer A. (2020): Dürreperioden und ihre Wirkung auf Wälder. Regelmäßige Erhebungen an den Standorten des forstlichen Umweltmonitorings dokumentieren trockenheitsbedingte Veränderungen. In: LWF aktuell. Wenn der Hahn zu ist. Wald im Trockenstress 126, S. 18-23.

# Anhang



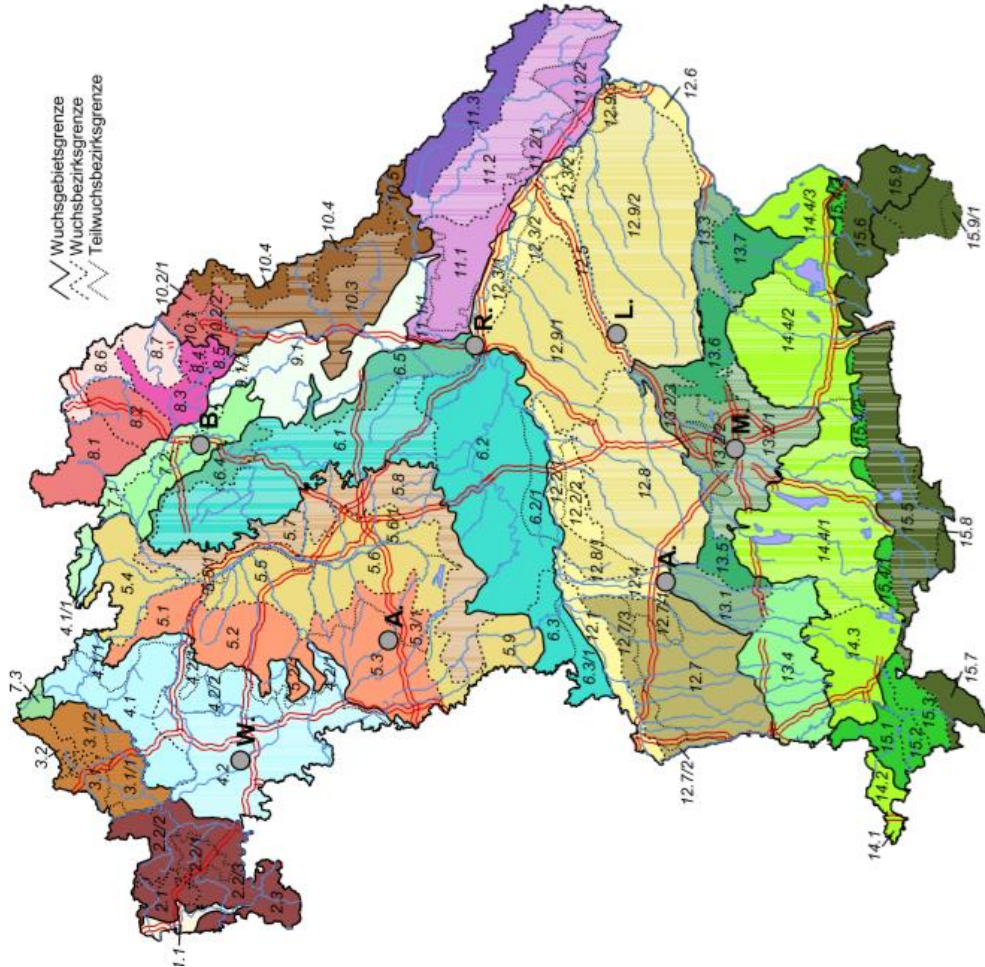
## Die regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns

Quelle: Walentowski et al. 2001: Anhang



# Forstliche Wuchsgebietgliederung Bayerns

Kreutzer und Foerstl 1978, Überarbeitung Gulder 2001



## Forstliche Wuchsgebietgliederung Bayerns

Quelle: Walentowski et al. 2001, Anhang

Wuchsgebiet	Wuchsbezirk	Teilwuchsbezirk
1 Unterraum	1 Unterraum	1.1
2 Speiser-Oberwald	1 Grenzgebietszone 2 Grenzgebietszone 3 Bayerischer Oberwald	2.1 2.2 2.3
3 Moos	1 Moos	3.1 3.1/1 3.1/2 3.2
4 Fränkische Pforte	1 Nördliche Fränkische Pforte 2 Südliche Fränkische Pforte	4.1 4.2 4.2/1 4.2/2
5 Fränkischer Kasper und Abornwald	1 Moos 2 Stadel 3 Fränkische Pforte 4 Leinwand-Hügelland 5 Nördliche Waldschneise 6 Südliche Waldschneise 7 Nördliche Abornwald 8 Südliche Abornwald	5.1 5.2 5.3 5.4 5.5 5.6 5.7 5.8 5.9
6 Fränkische Höhe	1 Nördliche Fränkische Höhe 2 Südliche Fränkische Höhe	6.1 6.2 6.3 6.4 6.5
7 Fränkisches Hügelland	1 Fränkisches Hügelland 2 Fränkisches Hügelland 3 Fränkisches Hügelland 4 Fränkisches Hügelland 5 Fränkisches Hügelland 6 Fränkisches Hügelland 7 Fränkisches Hügelland	7.1 7.2 7.3
8 Fränkischer Becken- und Hügelland	1 Fränkischer Becken- und Hügelland 2 Fränkischer Becken- und Hügelland 3 Fränkischer Becken- und Hügelland 4 Fränkischer Becken- und Hügelland 5 Fränkischer Becken- und Hügelland 6 Fränkischer Becken- und Hügelland 7 Fränkischer Becken- und Hügelland	8.1 8.2 8.3 8.4 8.5 8.6 8.7
9 Oberpfälzer Becken- und Hügelland	1 Oberpfälzer Becken- und Hügelland	9.1/1
10 Oberpfälzer Wald	1 Oberpfälzer Wald 2 Oberpfälzer Wald 3 Oberpfälzer Wald 4 Oberpfälzer Wald 5 Oberpfälzer Wald	10.1 10.2 10.3 10.4 10.5
11 Bayerischer Wald	1 Bayerischer Wald 2 Bayerischer Wald 3 Bayerischer Wald 4 Bayerischer Wald 5 Bayerischer Wald	11.1 11.2 11.3 11.4 11.5
12 Tertiäres Hügelland	1 Tertiäres Hügelland 2 Tertiäres Hügelland 3 Tertiäres Hügelland 4 Tertiäres Hügelland 5 Tertiäres Hügelland 6 Tertiäres Hügelland 7 Tertiäres Hügelland	12.1 12.2 12.3 12.4 12.5 12.6 12.7
13 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald	1 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 2 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 3 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 4 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 5 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 6 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald 7 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Abornwald	13.1 13.2 13.3 13.4 13.5 13.6 13.7
14 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete	1 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 2 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 3 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 4 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 5 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 6 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete 7 Schwäbisch-Bayerische Jungmoose und Moosgebiete	14.1 14.2 14.3 14.4 14.5 14.6 14.7
15 Bayerische Alpen	1 Bayerische Alpen 2 Bayerische Alpen 3 Bayerische Alpen 4 Bayerische Alpen 5 Bayerische Alpen 6 Bayerische Alpen 7 Bayerische Alpen 8 Bayerische Alpen 9 Bayerische Alpen	15.1 15.2 15.3 15.4 15.5 15.6 15.7 15.8 15.9

## **Eidesstattliche Erklärung**

Ich versichere, dass ich die vorliegende Arbeit ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen angefertigt habe, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden, sind als solche gekennzeichnet.

[Name, Vorname, Unterschrift]

[Ort, Datum]