



# Der Wald in Deutschland auf dem Weg in die Heißzeit

Vitalität und Schädigung in den  
Extremsommern 2018-2020

# Der Wald in Deutschland auf dem Weg in die Heizeit

## Vitalität und Schädigung in den Extremsommern 2018-2020

Eine Studie des Centre for Eonics and Ecosystem Management an der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde im Auftrag von Greenpeace

Veröffentlichung: November 2021

### Herausgeber

Centre for Eonics and Ecosystem Management  
Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde  
Alfred-Mller-Str. 1  
16225 Eberswalde

pierre.ibisch@hnee.de  
<https://www.centreforeconomics.org>



Centre for Eonics and  
Ecosystem Management



Hochschule  
für nachhaltige Entwicklung  
Eberswalde

### Autoren

Pierre L. Ibisch, Charlotte Gohr, Deepika Mann & Jeanette S. Blumröder

## Kein Geld von Industrie und Staat

Greenpeace ist eine internationale Umweltorganisation, die mit gewaltfreien Aktionen für den Schutz der Lebensgrundlagen kämpft. Unser Ziel ist es, Umweltzerstörung zu verhindern, Verhaltensweisen zu ändern und Lösungen durchzusetzen. Greenpeace ist überparteilich und völlig unabhängig von Politik, Parteien und Industrie. Mehr als 630.000 Fördermitglieder in Deutschland spenden an Greenpeace und gewährleisten damit unsere tägliche Arbeit zum Schutz der Umwelt.

### Impressum

Greenpeace e.V., Hongkongstrae 10, 20457 Hamburg, Tel. 040/3 06 18 - 0 **Pressestelle** Tel. 040/3 06 18 - 340, F 040/3 06 18-340, [presse@greenpeace.de](mailto:presse@greenpeace.de), [www.greenpeace.de](http://www.greenpeace.de) **Politische Vertretung Berlin** Marienstraße 19–20, 10117 Berlin, Tel. 030/30 88 99 - 0 **V.i.S.d.P** Jannes Stoppel **Foto** © Greenpeace, September 2021

Das vorliegende unabhängige Gutachten wurde vom *Centre for Ecnomics and Ecosystem Management* für Greenpeace e.V. erarbeitet.

In die Erarbeitung der methodischen Vorschläge sind Ergebnisse aus dem drittmittelfinanzierten Forschungsvorhaben des *Centre for Ecnomics and Ecosystem Management* an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde *Ökologische und ökonomische Bewertung integrierter Naturschutzmaßnahmen bei der Waldbewirtschaftung zur Sicherung von Ökosystemdienstleistungen und der Funktionsfähigkeit des Ökosystems Wald (Gläserner Forstbetrieb) - Teilprojekt 3: Ökologische Bewertung und Ökosystemdienstleistungen* (Bundesministerium für Bildung und Forschung; Förderkennzeichen 01LC1603C) eingeflossen. Daten zu den UNESCO-Welterbe-Buchenwäldern wurden mit Unterstützung des Projekts *LIFE Prognoses* bereitgestellt (*PRotection of Old Growth Forests in Europe: Natural heritage, Outline, Synthesis and Ecosystem Services* - LIFE20 PRE/BE/00011).

Prof. Dr. Dr. h.c. Pierre Ibisch ist *Professor für Naturschutz* sowie *Forschungsprofessor für Ökosystembasierte nachhaltige Entwicklung* am Fachbereich für Wald und Umwelt der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.

Die abgebildeten Thermographiebilder wurden mittels Drohnenbefliegung durch Greenpeace e.V. erhoben.

*Vorgeschlagene Zitierweise:*

***Pierre L. Ibisch, Charlotte Gohr, Deepika Mann & Jeanette S. Blumröder (2021). Der Wald in Deutschland auf dem Weg in die Hitzezeit. Vitalität, Schädigung und Erwärmung in den Extremsommern 2018-2020. Centre for Ecnomics and Ecosystem Management an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde für Greenpeace. Eberswalde.***

Kontakt:

Prof. Dr. Dr. h.c. Pierre Ibisch

[www.centreforecnomics.org](http://www.centreforecnomics.org)

Fachbereich für Wald und Umwelt

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

eMail: pierre.ibisch@hnee.de

Eberswalde, 16. November 2021

## Kernaussagen

- In den Extremjahren von 2018 bis 2020 kam es in Deutschland auf ca. 7 % der betrachteten Waldfläche zur Abnahme der Vitalität von Wäldern, Baumbeständen und Gehölzen. Auf fast 1 % der Fläche erfolgte eine starke Abnahme; hier starben die Bäume. Besonders betroffen sind Regionen mit großflächigen Fichten-Monokulturen.
- Die Waldschädigung setzte nicht erst 2018 ein. Tatsächlich weisen zwischen 2013 und 2020 mindestens 15 % einen Rückgang der Vitalitätswerte auf; bei den Nadelbaumforsten sind es sogar über 20 %.
- Nicht nur Fichten sind von der Waldkrise betroffen. Viele Kiefernforsten des Nordostdeutschen Tieflands stehen unter Umständen bereits kurz vor einem Kipppunkt.
- Einige der weniger oder forstlich gar nicht bewirtschafteten Laubmischwälder sind vergleichsweise deutlich besser durch die Extremjahre gekommen und zeigen zum Teil sogar trotz Dürre eine Zunahme der Vitalität.
- Die Forstwirtschaft trägt vielerorts eine Mitverantwortung für den Zustand der Wälder und Forsten. Hätte es in Deutschland größere, dichtere und weniger intensiv bewirtschaftete Laubwälder gegeben, und wären frühzeitig mehr Nadelbaummonokulturen entsprechend umgewandelt worden, wären die Waldlandschaften in den von Trockenheit betroffenen Gebieten jetzt mutmaßlich nicht so stark geschädigt.
- Große Hitze schädigt Wald in mehrfacher Hinsicht: neben der (a) direkten Schädigung von Gewebe der Pflanzen (z.B. ‚Verbrennungserscheinungen‘ an Borke und Blättern von Bäumen) ergibt sich eine (b) austrocknende Wirkung warmer Luft, und (c) die stärkere Verdunstung erhöht den Wasserstress. Am wärmsten Tag im Jahr 2019 wurden in lichten Kiefernforsten Temperaturen von über 40-45 °C erreicht.
- Forstliche Nutzung kann durch das Auflichten des Kronendachs und die Entfernung von Biomasse an heißen Tagen zu einer deutlichen Erwärmung des Waldes führen.
- Großkahlschläge – die regelmäßig zur Bekämpfung von Borkenkäfern umgesetzt werden - bewirken eine deutliche Erhöhung der Landschaftstemperaturen. Sie nehmen erheblichen Einfluss auf den Landschaftswasserhaushalt, die Bodendegradation und die Freisetzung von Treibhausgasen. Betrachtet man allein die jüngst sehr stark geschädigten und zum größeren Teil geräumten Flächen (ca. 1,2% der Nadelbaumforsten = ca. 96.000 ha) ergibt sich für den Zeitraum von 30 Jahren eine Netto-Emission von ca. 30 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten.
- Sollten diejenigen Nadelforsten in den nächsten Jahren absterben, welche bereits eine Schwächung aufweisen – 10 oder gar bis 40 % und mehr - und würden die üblichen Praktiken der Biomasseräumung auf den Waldkalamitätsflächen im bisherigen Maße fortgesetzt, ergäbe sich ein substanzieller Beitrag zur Freisetzung von Treibhausgasen.
- Die europäischen Natura 2000-Schutzgebiete bedeuten keinen effektiven Schutz von Wäldern. Die Verluste der Vitalität und die Zunahme des Wasserstresses innerhalb von Natura 2000-Wäldern sind relativ gesehen mindestens genauso groß wie außerhalb.
- Digitale, fernerkundungsbasierte Daten erlauben eine Beurteilung von Vitalität und Wasserstress mit relativ hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung und müssen dringend für die Analyse des Waldzustands benutzt werden.
- Entsprechende Daten erlauben auch die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der Wälder und können als Grundlage für die Honorierung von Ökosystemleistungen genutzt werden.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Kernaussagen</b> .....	<b>II</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>IV</b>
<b>Fotoverzeichnis</b> .....	<b>VI</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>VII</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Einführung</b> .....	<b>6</b>
1.1. Wendepunkt 2018 .....	6
1.2. Das aktuelle Klimawandel-Wald-Narrativ der Forstwirtschaft .....	7
1.3. Problemstellung .....	8
1.4. Methodisch-konzeptionelle Grundlage und Zielsetzung dieser Studie .....	10
<b>2. Hintergrund</b> .....	<b>12</b>
2.1. Wald in Deutschland .....	12
2.2. Klimawandel und Extremwitterung – Trends und Szenarien .....	16
<b>3. Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>21</b>
3.1. Veränderung der Vitalität .....	21
3.2. Trockenstress und Veränderung der Vitalität.....	32
3.3. Veränderung des Wassergehalts in der Vegetation bzw. Veränderung des Wasserstresses.....	33
3.4. Veränderung der Waldvitalität in Schutzgebieten.....	35
3.5. Erwärmung der Waldflächen durch Nutzung und Absterben von Bäumen sowie mikro- und mesoklimatische Folgewirkungen .....	40
3.6. Konsequenzen der Erwärmung der Waldökosysteme bzw. –flächen sowie Biomasseräumung für die Kohlenstoffbilanz der betroffenen Waldflächen .....	64
<b>4. Schlussbemerkungen</b> .....	<b>69</b>
<b>5. Material und Methoden</b> .....	<b>72</b>
<b>6. Literatur</b> .....	<b>78</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Verteilung von Wald in den verschiedenen Großlandschaften in Deutschland. ....	13
Abb. 2:	Lufttemperatur Sommer, Gebietsmittel über Deutschland (DWD 2021b). ....	19
Abb. 3:	Verteilung der Wälder in Deutschland mit ausgewählten bekannten Waldgebieten. ....	21
Abb. 4:	Dreijahres-Vitalitätsveränderung der Wälder in Deutschland und in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2018-2020. ....	22
Abb. 5:	Anteile der Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in den Großlandschaften Deutschlands zwischen 2018 und 2020 .....	23
Abb. 6:	Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen. ....	24
Abb. 7:	Waldgebiet in der Feldberger Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern (einschließlich FFH- Gebiet Wälder bei Feldberg mit Breitem Luzin und Dolgener See und NSG Heilige Hallen). A. Abweichung der <i>höchsten</i> NDVI-Werte vom Mittelwert. B. Abweichung der <i>geringsten</i> NDVI-Werte vom Mittelwert. ....	25
Abb. 8:	Zunehmende Erschließung und Auflösung eines geschlossenen Buchenhochwalds von 2009 bis 2020 in Hessen (Landkreis Waldeck-Frankenberg, westlich von Hobe). ....	27
Abb. 9:	Räumliche Verteilung der Achtjahres-Vitalitätsveränderung der Wälder in Deutschland und in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2013-2020.....	30
Abb. 10:	Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2013 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen.....	31
Abb. 11:	Mittelwerte der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland von 2013 bis 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Pro Jahr und Waldklasse sind die Standardabweichungen der Mittelwerte dargestellt .....	32
Abb. 12:	Chloroplethen-Karte von Bodenfeuchtigkeitsindex (durchschnittliche Dürre 2017-2020) und Veränderung der Waldvitalität (NDVI-Veränderung 2018-2020). ....	33
Abb. 13:	Dreijahres-Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) in den Wäldern Deutschlands bzw. in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2018- 2020. ....	34
Abb. 14:	Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen.....	34
Abb. 15:	Mittelwerte des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) von Waldflächen in Deutschland von 2013 bis 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen .....	35
Abb. 16:	Veränderung der Vitalität in den Waldgebieten, welche Teilgebiete der seriellen UNESCO- Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ einschließen. ....	36
Abb. 17:	Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 in den Kernzonen der Teilgebiete der seriellen UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ .....	36
Abb. 18:	Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten .....	40

Abb. 19: Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten .....	40
Abb. 20: Durchschnittliche Landoberflächentemperaturen in Deutschland an den heißesten Tagen des Jahres 2020. ....	43
Abb. 21: Zehn Temperaturbereiche zwischen – 10 und – 5 °C und 35 und 40 °C der Jahre 2002–2020 für das Untersuchungsgebiet, dargestellt als die Abweichung des mittleren Temperaturwerts pro Pixel.....	45
Abb. 22: Verhältnis des Koeffizienten (des linearen Modells Temperaturbereiche zu Landnutzungsanteil 50-100%) in 5 °C-Temperaturbereichen von – 10/– 5 °C zu 35/40 °C für unterschiedliche Landnutzungstypen.....	46
Abb. 23: Temperaturen unterschiedlicher Landnutzungstypen an heißen Tagen ( $\geq 30$ °C) im Untersuchungsgebiet .....	47
Abb. 24: Ausschnitt Westhessisches Berg- und Beckenland, Stadt Haiger, Hessen .....	48
Abb. 25: Mittelwerte der Oberflächentemperaturen der heißesten Tage (>20 °C) im Jahr 2020 in der Region Haiger, Hessen (min = 18.5 °C, max = 32.1 °C, mean = 23.4 °C).....	49
Abb. 26: Veränderung der Waldvitalität (NDVI), 2018-2020, in einer von verbreiteten Fichtenforsten sowie Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands.....	50
Abb. 27: Mittlere Landoberflächentemperaturen an heißen Tagen (mindestens 1 Pixel >30°C) des Jahres 2020 in einer von verbreiteten Fichtenforsten sowie Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands .....	51
Abb. 28: Beziehung von mittlerer Landoberflächentemperatur an heißen Tagen (mindestens 1 Pixel >30 °C; Abb. 26) des Jahres 2020 sowie Vitalitätsveränderung der Wälder in einer von verbreiteten Fichtenforsten und Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands. ....	51
Abb. 29: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme der Montabaurer Höhe mit abgestorbenen stehenden Fichten sowie kahlgeschlagenen Flächen; Montabaur, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).....	53
Abb. 30: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Forsts mit lebenden sowie abgestorbenen stehenden Fichten und kahlgeschlagenen Flächen; Elsoff, Bad Berleburg, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).....	54
Abb. 31: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Forsts mit lebenden und abgestorbenen stehenden Fichten sowie kahlgeschlagenen Flächen; Elsoff, Bad Berleburg, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).....	55
Abb. 32: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Großkahlschlag im Hochharz, Sachsen-Anhalt (Sommer 2021). ....	56
Abb. 33: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme einer ehemaligen Waldbrandfläche in Treuenbrietzen mit verbliebenen abgestorbenen Kiefern, Brandenburg.....	57
Abb. 34: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme einer ehemaligen Waldbrandfläche in Treuenbrietzen nach Kahlschlag, Räumung und Pflügung. Vegetation geprägt von spontan aufwachsenden Espen. ....	58
Abb. 35: Tageszeitliche Temperaturschwankungen am heißesten Tag des Jahres 2019, gemessen in kieferndominierten Probeflächen (n = 88) in Bodennähe.....	61
Abb. 36: Workflow für die Prozessierung der NDVI und NDWI Karten für Deutschland am Beispiel der Veränderung von 2018 bis 2020. ....	73
Abb. 37: Karte des Dürrezustandes in Deutschland .....	75

Abb. 38: Lage der Untersuchungsflächen (Mikroklima) .....	76
Abb. 39: Schematische Darstellung der Datenerhebung innerhalb eines Probekreises sowie Foto einer mikroklimatischen Messstation im Probekreiszentrum. ....	77

## Fotoverzeichnis

Foto 1: Baumfreie und vergrasende Waldfläche nach Kahlschlägen von geschädigten Nadelbaumforsten (Niedersachsen, Landkreis Northeim, bei Elvershausen, 24. April 2021; Foto: P.L. Ibisch). ....	14
Foto 2: Kahlgeschlagene Waldfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg bei Bromskirchen, 10. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch). ....	14
Foto 3: Kahlgeschlagene und vergrasende Waldfläche in einem Wasserschutzgebiet und in unmittelbarer Nähe zu einer Teilfläche des FFH-Gebiets Harzer Bachtäler (Sachsen-Anhalt, Landkreis Harz, bei Oberharz, 28. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch). ....	15
Foto 4: Kahlgeschlagene und flächig befahrene Waldfläche (Sachsen-Anhalt, Landkreis Harz, bei Oberharz, 28. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch). ....	15
Foto 5 & Foto 6: Kahlgeschlagene und flächig befahrene Waldfläche nach dem Abschieben des Oberbodens und dem Pflügen des skelettreichen Mineralbodens zur Vorbereitung der Baumpflanzung (Hessen, Landkreis Kassel, Reinhardswald im Weserbergland, 20. April 2021; Foto: P.L. Ibisch). ....	20
Foto 7: FFH-Gebiet Wälder bei Feldberg mit Breitem Luzin und Dolgener See, Mecklenburgische Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern. Abgestorbene Altbuche in der Nachbarschaft des Totalreservats Heiligen Hallen und Holzpolter nach entsprechenden Eingriffen. Stark aufgelichtete Wirtschaftsflächen, die unmittelbar an das Schutzgebiet angrenzen, wo der vor einigen Jahren noch vorhandene Altbuchenbestand flächig erloschen ist (vgl. Ibisch et al. 2021) (Foto: J.S. Blumröder, 29. Juni 2020). ....	26
Foto 8: Aufgelöster Buchenhochwald in Nachbarschaft zu vormals von Fichten bewachsenen Kahlschlagfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg, gesetzlich geschütztes Fließgewässer-Biotop westlich von Hobe) (Foto: P.L. Ibisch, 10.5.21). ....	28
Foto 9: Stark aufgelichteter Buchenhochwald in Nachbarschaft zu vormals von Fichten bewachsenen Kahlschlagfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg, bei Bromskirchen) (Foto: P.L. Ibisch, 10.5.21). ....	29
Foto 10: Geschädigter Buchenwald auf flachgründigem Muschelkalk in Südwestexposition, Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 17.7.19). ....	37
Foto 11: Partielle Erholung von Einzelbäumen im durch Trockenheit geschädigten Buchenwald am Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21). ....	38
Foto 12: Regeneration von geschädigtem Buchenmischwald auf Muschelkalk, Hohe Schrecke, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21). ....	38
Foto 13: Eine ehemalige Forststraße im Buchenwald am Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen, ist nach Jahrzehnten strengen Schutzes noch gut zu erkennen. (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21). Die ‚Erblast‘ historischer Nutzung und Degradation von Waldökosystemen ist bei der Beurteilung von Vulnerabilität und Schädigung unbedingt zu berücksichtigen. ....	39

Foto 14: Regeneration eines Laubwaldes unter abgestorbenen Fichten im Jungenwald, Saarland (Foto: P.L. Ibisch, 15. Oktober 2020). Hier werden die über Jahrzehnte erfolgende Zersetzung der toten Bäume und die entsprechenden CO<sub>2</sub>-Emissionen durch das Wachstum der geschützt aufwachsenden neuen Bäume mutmaßlich kompensiert – zudem bleiben die Bodenkohlenstoffvorräte vor Erwärmung und beschleunigtem Abbau bewahrt..... 66

Foto 15: Naturverjüngung im Totholz mit heimischen Laubbäumen im Schutze abgestorbener Nadelbäume, Jungenwald, Saarland (Foto: P.L. Ibisch, 15. Oktober 2021). ..... 66

Foto 16: Kahlschlag auf Steilhang über Fließgewässer bei Hillscheid (Rheinland-Pfalz (Foto: P.L. Ibisch, 29. April 2020). ..... 71

Foto 17: Vogelschutz nach Kahlschlag, Landkreis Northeim, Niedersachsen. (Foto: P.L. Ibisch, 24. April 2021).. ..... 87

## Abkürzungsverzeichnis

BMEL ..... *Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft*

BWI..... *Bundeswaldinventur*

CO<sub>2</sub>..... *Kohlenstoffdioxid*

et al. .... *und andere*

kgCm<sup>-2</sup> ..... *Kilogramm Kohlenstoff pro Quadratmeter*

l/m<sup>2</sup>..... *Liter pro Quadratmeter*

LST ..... *Oberflächentemperatur*

m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> ..... *Kubikmeter pro Hektar*

Natura 2000 ..... *Netz von Schutzgebieten in der Europäischen Union*

NDVI ..... *Normalized Difference Vegetation Index*

NDWI ..... *Normalized Difference Water Index*

Tg-C ..... *Teragramm Kohlenstoff*

UFZ ..... *Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung*

UNESCO..... *Organisation der Vereinten Nationen für Bildung, Wissenschaft und Kultur*

Vfm/ha ..... *Vorratsfestmeter pro Hektar*

## Zusammenfassung

1. Die **Sommer 2018-2020 waren die bislang extremsten in Deutschland**: Sie gehören zu den wärmsten seit Beginn der Wetteraufzeichnungen und waren überdurchschnittlich trocken. In einigen Regionen war nicht nur eine langanhaltende Dürre zu verzeichnen, sondern auch außergewöhnlich hohe Maximaltemperaturen. Einzigartig war zudem die zeitliche Aufeinanderfolge der extremen Jahre. In Deutschland brachen zum Teil landschaftsweise Baumbestände zusammen. Verschiedene Akteure begannen, von einem „Waldsterben 2.0“ zu sprechen. Allemaal herrscht weitgehend Einigkeit, dass **in Deutschland mit einer ausgeprägten „Waldkrise“ eine neue ökologische Epoche eingeleitet wurde**.
2. Die für das Waldmanagement zuständigen forstlichen Institutionen - das verantwortliche Bundeslandwirtschaftsministerium und die entsprechenden Landesministerien - legten bislang keine hinreichend komplexe und umfassende Analyse der Waldschädigung vor. Oftmals wird einseitig auf Auswirkungen des Klimawandels verwiesen, ohne etwa Einflüsse der Bewirtschaftung zu diskutieren.
3. Zu beklagen ist eine **mangelhafte bzw. nicht vorhandene Nutzung moderner Technologien zur Analyse und Darstellung der Waldschäden bei der jährlichen Waldzustandserhebung**. Was fehlt, sind vor allem transparente, aktuelle und satellitenbildgestützte Analysen und die digitale Verarbeitung und öffentliche Bereitstellung. Dies führt zu einer erheblichen **Intransparenz** - und das obwohl inzwischen umfangreiche Steuergelder für die Förderung von Waldbesitzer\*innen aufgewendet wurden.
4. Mit dieser Studie wird eine **erste fernerkundungsbasierte Analyse der extremwitterungsbedingten Waldschäden in Deutschland zwischen 2018 und 2020** vorgelegt. Dazu werden frei verfügbare Satelliten-Daten genutzt und ausgewertet. Konkret kommen international gebräuchliche Indices zur Anwendung, die Aussagen über den Zustand von (Wald-)Vegetation erlauben – und zwar der **Vitalitäts-Index NDVI** (*Normalized Difference Vegetation Index*) und der **Wasserstress-Index NDWI** (*Normalized Difference Water Index*). Außerdem werden **fernerkundungsbasierte Landoberflächentemperaturen** ausgewertet.
5. Die Analyse zeigt, dass es von 2018 bis 2020 in Deutschland auf einer Fläche von **11.823 km<sup>2</sup> zur Abnahme der Vitalität von Wäldern, Baumbeständen und Gehölzen kam. Dies entspricht ca. 7 % der betrachteten Waldfläche**. Auf fast 1 % der Fläche erfolgte eine starke Abnahme; hier starben die Bäume. In vielen Fällen wurden sie gefällt und von den Flächen geräumt. Dies bedeutet in Deutschland einen **Baumvitalitätsverlust historischen Ausmaßes**; in weiten Teilen des Landes werden die abgestorbenen Bestände großflächig kahlgeschlagen.

6. Besonders betroffen sind **Regionen mit großflächigen Fichten-Monokulturen**, in denen sich die Schäden in einer Weise konzentrieren, dass sich nicht nur das Landschaftsbild abrupt verändert, sondern auch von einem erheblichen Rückgang der Wald-Ökosystemleistungen auszugehen ist.
7. Bei der Bewertung des Vitalitätsverlusts kommt es allerdings auch auf den Betrachtungszeitraum an. Die **Waldschädigung setzte nicht erst 2018 ein**. Tatsächlich weisen **zwischen 2013 und 2020 15 %** (der 2018 vorhandenen Bestände) **einen Rückgang der Vitalitätswerte** auf; **bei den Nadelbaumforsten sind es sogar über 20 %**. Aber nicht nur Fichten sind von der Waldkrise betroffen. Viele **Kiefernforsten** des Nordostdeutschen Tieflands stehen ggf. bereits **kurz vor einem Kipppunkt**. Wenn davon ausgegangen wird, dass auch die Wälder ohne Veränderung der Vitalitätswerte geschwächt sind, weisen zwischen 2013 und 2020 sogar 60 % der Nadelforsten eine Schwächung auf.
8. Die Betrachtung der durchschnittlichen **Vitalitätswerte der Wälder über einen längeren Zeitraum in den Jahren 2013 bis 2020** ergibt **jährlich schwankende Werte bei einer niedrigeren Vitalität in Nadelwäldern**. Deutlich zeigt sich der **Einfluss des Hitzejahres 2018 auf die Vitalität von Nadelwäldern bzw. -forsten, die in den Jahren 2018-2020 klar absinkt**. Zwar ist eine verringerte Vitalität in und nach 2018 auch bei Laubwäldern aufgetreten, jedoch in einem geringeren Maße.
9. Der Abgleich mit Daten des UFZ-Dürremonitors zeigt u.a., dass **nicht allein die Dürre im Boden dafür entscheidend war, ob Bäume in den Extremjahren geschädigt wurden oder sogar abstarben**. Vielmehr spielte die Ausgangssituation der Waldbestände, die durch ihre waldbauliche Behandlung in der Vergangenheit geprägt ist, eine entscheidende Rolle.
10. Die Daten zum Wasserstress (NDWI) bestätigen die grundsätzlichen Muster des Vitalitätsverlustes. **Über 194.000 Hektar waren von 2018 bis 2020 durch einen starken Rückgang der Wassergehalt-Indexwerte gekennzeichnet und markieren die besonders schwer geschädigten oder bereits geräumten Waldflächen. Über 12 % der Nadelforsten waren in diesem kurzen Zeitraum von einer Zunahme des Wasserstresses betroffen (8,5 % der Laubwälder)**.
11. Es gibt deutliche **Hinweise, dass geschädigte Laubwälder ggf. vor allem solche sind, die nach einer stärkeren Nutzung und entsprechenden Auflichtung mit den Hitze- und Dürreereignissen zurechtkommen mussten**. Am Beispiel der **UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“** (Teilgebiete: Nationalpark Kellerwald, Nationalpark Hainich, Grumsin im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Serrahn im Müritznationalpark und Nationalpark Jasmund) wird gezeigt, dass einige der **weniger oder forstlich gar nicht bewirtschafteten Laubmischwälder vergleichsweise besser durch die Extremjahre gekommen sind**.

12. Ein schlechtes Zeugnis ist den europäischen Schutzgebieten auszustellen: Die **Verluste der Vitalität und die Zunahme des Wasserstresses innerhalb von Natura 2000-Wäldern sind relativ gesehen mindestens genauso groß wie außerhalb**. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die reguläre forstliche Nutzung – einschließlich der Anwendung von Großschirmschlägen und der Räumung von geschädigten Baumbeständen - meist uneingeschränkt auch in Natura 2000-Gebieten stattfindet.
13. **Die Datenanalyse lässt vermuten, dass - wenn es in Deutschland größere, dichtere und weniger intensiv bewirtschaftete Laubwälder gegeben hätte und frühzeitig mehr Nadelbaummonokulturen entsprechend umgewandelt worden wären - die Waldlandschaften in den von Trockenheit betroffenen Gebieten jetzt höchstwahrscheinlich nicht so stark geschädigt wären.**
14. Die Erhöhung von Durchschnitts- und Maximaltemperaturen gehört zu den ökologisch relevantesten Klimawandelfolgewirkungen für Ökosysteme und Menschen. Hitze führt zu Stress und dem Rückgang von Produktivität der Wälder oder gar zum Absterben der Bäume. **Vitale Wälder kühlen die Landschaft** – das heißt, sie bewahren sie vor extrem hohen Temperaturen. Umgekehrt gilt: **Der Verlust von Bäumen führt zu Erwärmung**. Eine **erste Temperaturkarte der heißen Tage des Jahres 2020** in Deutschland zeigt die geographische Verbreitung des Hitzestresses. Zum einen erwärmen sich Tagebaue, Siedlungen und Agrarlandschaften besonders stark. Zum anderen tragen aber auch kahlgeschlagene Waldkalamitätsflächen in ähnlichem Maße zur Erwärmung der Landschaft bei.
15. **Kahlschlagsflächen in Mittelgebirgen waren (zur Mittagszeit) bis über 23 °C wärmer als funktionstüchtige Wälder** in der Nachbarschaft. Die überdurchschnittliche Erwärmung von Kahlschlagflächen hält auch nach dem Einsetzen der Wiederbewaldung jahrelang an. Die entsprechenden forstlichen Praktiken verstärken somit die negativen Auswirkungen der Klimakrise, statt ihr entgegenzuwirken.
16. Die Befunde werden auch durch empirische Daten zum Temperaturregime in mehr oder weniger intensiv genutzten Wäldern gestützt. Das **Auflichten des Kronendachs und die Entfernung von Biomasse führen an heißen Tagen zu einer deutlichen Erwärmung** (2019: 10 % offeneres Kronendach -> ca. 0,5 °C höhere Maximaltemperaturen).
17. Am wärmsten Tag im Jahr 2019 wurden **in einem relativ lichten Brandenburgischen Kiefernbestand Spitzenwerte von mehr als 45 °C** gemessen, während die Höchsttemperaturen am selben Tag in den Buchenbeständen unter 35 °C blieben. Am selben Tag lag die Spanne zwischen niedrigsten und höchsten Temperaturen im untersuchten Buchenwald unter 20 °C, während die Schwankungen in den Kiefernbeständen bis zu 35 °C erreichten.

18. Das Mikroklimamanagement im Wald, mit dem Ziel kühlere und weniger schwankende Waldinnentemperaturen zu erzeugen, ist ein entscheidendes Element der ökosystembasierten Anpassung an den Klimawandel.
19. Eine hoch aufgelöste (30 m) Analyse von Waldvitalität und Landoberflächentemperaturen zeigt für den größten Teil einer Mittelgebirgsregion in der Mitte Deutschlands **eine deutliche negative Korrelation: Verlust von Vitalität und die Erhöhung der Temperatur hängen zusammen.**
20. **Die Verringerung der mit vitalem Wald bewachsenen Flächen kann in Deutschland erhebliche ökologische Auswirkungen mit sich bringen.** Dazu gehören v.a. Konsequenzen für den Landschaftswasserhaushalt. Es droht die Erhöhung von Wasserverlusten und zudem ggf. sogar auch ein Rückgang der Wasserzufuhr. Die Ergebnisse einer Studie<sup>1</sup> deuten darauf hin, dass Regionen, die im klimatologischen Sommer stärker von der westlichen Feuchtigkeitszufuhr aus dem Nordatlantik abhängen, im Durchschnitt während Hitzewellen eine dynamischere und weniger zuverlässige Niederschlagsverteilung aufweisen. Darüber hinaus **deutet ein einheitlich positiver Verdunstungsbeitrag der Wälder darauf hin, dass diese eine Schlüsselrolle bei der Aufrechterhaltung der Niederschläge während kritischer Hitzewellenperioden spielen könnten.** Entsprechend drohen erhebliche **positive Rückkopplungen, d.h. eine sich verstärkende Negativspirale: Trockenstressbedingter Baumverlust führt zur Erwärmung und Austrocknung, was die Verringerung von Niederschlägen und damit die Zunahme von Trockenstress zur Folge hat.**
21. **Die Räumung des Totholzes sowie die starke Erwärmung der Böden führt zur Freisetzung von erheblichen Mengen Kohlendioxid.** Die Kahlflächen werden für viele Jahre zur Quelle von Treibhausgasen. Vergleicht man geschädigte Fichtenforsten, auf denen sich das Holz abgestorbener Bäume langsam zersetzen darf und der Boden vor starker Erwärmung geschützt ist, wo sich mehr Feuchtigkeit hält und die Baumverjüngung besser aufwächst, mit solchen, auf denen das Stamm-Totholz komplett geräumt und der Nutzung zugeführt wird<sup>2</sup> und wo sich der Boden stark erwärmt und längerfristig größere Kohlenstoffmengen freisetzt, ergibt sich unter bestimmten Annahmen ein Unterschied von durchschnittlich 365,1 Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Hektar. Betrachtet man allein die jüngst sehr stark geschädigten und zum größeren Teil geräumten Flächen (ca. 1,2 % der Nadelbaumforsten = ca. 96.000 ha) ergibt sich für den Zeitraum von 30 Jahren eine Netto-Emission von ca. 30 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Sollte sich das Absterben v.a. von Nadelbaumforsten und die aktuelle Behandlungsweise der Fläche weiter fortsetzen (vgl.: Rückgang der Vitalität zwischen 2013 und 2020 in 20 % der Nadelbaumforsten;

---

<sup>1</sup> Pranindita et al. (2021)

<sup>2</sup> 23 % des Holzes gelangen dabei gemäß in der Literatur ermittelten Durchschnittswerte in den langfristigen Produktspeicher.

aktuell ca. 40 % der Nadelbaumforsten geschädigt oder geschwächt), **könnte eine der größten Treibhausquellen Deutschlands entstehen, die durch die staatliche Förderung zur Flächenräumung weiter angetrieben wird.**

22. Aus methodischer Sicht gilt festzuhalten: **Die flächendeckenden digitalen, fernerkundungsbasierten Daten erlauben eine Beurteilung des Waldzustandes mit relativ hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung.** Die Daten stehen sofort für die Analyse von Ursachen und Konsequenzen der Waldschädigung zur Verfügung und erlauben es, eine geeignete Transparenz herzustellen, um etwa die Situation vergleichbarer Wälder bezüglich Besitzarten und Bewirtschaftung zu untersuchen.
23. Die **digitalen Daten sind als objektive sowie kostengünstige Datengrundlage für die Honorierung von Waldökosystemleistungen geeignet, damit diejenigen Waldbesitzer\*innen unterstützt werden, die nachweislich besonders ökosystemschonend wirtschaften** bzw. wirtschafteten (vgl. *Konzept zur Förderung der Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen in Deutschland*).

# 1. Einführung

## 1.1. Wendepunkt 2018

Aktuell versuchen wir zu interpretieren, was es heißt, eine neue geologische Epoche nach den Wirkungen der Menschheit zu benennen: das Anthropozän, in der unsere Art zu einer der wichtigsten Naturkräfte geworden ist. Wir beeinflussen den Fortgang der biologischen Evolution, gestalten die Erdoberfläche um und setzen in nie dagewesenen Größenordnungen ökosystemfremde Stoffe frei. Wir verändern die Zusammensetzung der Atmosphäre und lösen einen menschengemachten Klimawandel aus, der geeignet ist, die Biosphäre und die Zivilisation in eine der schwersten Krisen zu stürzen. In der ersten Hälfte des 21. Jahrhunderts werden endgültig die Weichen gestellt. Längst geht es aber nicht mehr darum, eine möglicherweise drohende Krise abzuwenden, denn sie entfaltet sich bereits. Die aktuell auch in einer weiteren Öffentlichkeit immer deutlicher wahrgenommene Klimakrise verändert maßgeblich die Rahmenbedingungen für die zukünftige Entwicklung der Ökosysteme und damit die Lebensgrundlage der Menschheit.

Die extremen Witterungen der Jahre seit 2018 markieren einen Wendepunkt insofern, als dass sie weltweit und in Deutschland nicht nur neue Klimarekorde bedeuteten, sondern zudem auch massive Veränderungen in Ökosystemen wie etwa in den Wäldern hervorriefen. In Deutschland brachen zum Teil landschaftsweise Baumbestände zusammen und verschiedene Akteure begannen, von einem „Waldsterben 2.0“ zu sprechen. Der Begriff ist nicht zutreffend, da nicht die Waldökosysteme, sondern lediglich Einzelbäume oder Baumbestände absterben, aber in der Regel auch auf Kalamitätsflächen eine Regeneration zeigen. Zumindest herrscht weitgehend Einigkeit, dass in Deutschland mit einer heftigen „Waldkrise“ eine neue ökologische Epoche eingeleitet wird. Deutschland ist eines der walddreichen Länder Mittel- bzw. Westeuropas, und der Wald spielt nicht allein kulturell eine wichtige Rolle, sondern auch ökonomisch. Dabei geht es nicht nur um seine Bedeutung als Holzlieferant und Grundlage für die Forstwirtschaft und nachgelagerte Gewerke, sondern um eine größere Palette von Ökosystemleistungen, die von der Gesellschaft mehr oder weniger gut erkannt werden. Wald ist Erholungs- und Naturerlebnisraum und beeinflusst die Gesundheit der Bevölkerung in mutmaßlich stärkerem Maße, als dies allgemein wahrgenommen wird. Wälder stabilisieren den Landschaftswasserhaushalt und das regionale Klima. Viele Waldgebiete spielen als Destinationen eine Hauptrolle im naturbasierten Tourismus.

Allerdings ist das Waldmanagement weiterhin überwiegend in den Händen von forstlichen Akteuren, die einzig mit der Baumernte bzw. der Vermarktung und Verarbeitung von Holz ihr Geld verdienen. Die Industrialisierung von Holzproduktion und –verarbeitung hat auch im Wald Folgen gehabt, die sowohl sozioökonomische und politische als auch ökologische Aspekte betreffen. Die privaten Waldbesitzer\*innen und die entsprechenden Verbände von deren Interessenvertretungen sowie auch die Maschinen- und Dienstleisterindustrie haben

ein deutliches politisches Gewicht und nahmen auch in jüngster Zeit starken Einfluss auf weitreichende Entscheidungen etwa zur staatlichen Unterstützung und Förderprogrammen im Wald. Niemals zuvor wurden in Deutschland in vergleichbarem Umfang finanzielle Mittel für den Wald bzw. für Waldbesitzer\*innen zur Verfügung gestellt wie nach 2019.

Die schnell eingetretenen, schweren und großflächigen Schädigungen der Wälder sowie die ökonomische Betroffenheit von Waldbesitzer\*innen führten dazu, dass Entscheidungen etwa zur monetären Förderung getroffen wurden, ohne dass eine angemessene fachlich-wissenschaftliche Aufarbeitung der Situation vorlag. Eine ergebnisoffene Ursachenanalyse der Waldschädigung unter Beteiligung aller verfügbarer Datenquellen und unter Einbeziehung diverser Fachdisziplinen wäre genauso nötig gewesen, wie die Erarbeitung einer ganzheitlichen Strategie zum Umgang mit den Schäden.

Es kam zwar zu verschiedenen auch parlamentarischen Befassungen mit dem Wald und zur Ausrichtung sogenannter Nationaler Waldgipfel, doch hat vor allem das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft nur stark gefiltertes bzw. eingeschränktes Wissen in die Entscheidungsprozesse einbezogen (Ibisch et al. 2020).

## 1.2. Das aktuelle Klimawandel-Wald-Narrativ der Forstwirtschaft

Etliche forstliche Akteuer\*innen – auch unter Mitwirkung von forstwissenschaftlichen Vertreter\*innen - formulieren ein Klimawandel-Wald-Narrativ, in der die Forstwirtschaft eine Hauptrolle als Opfer und auch als Retter spielt, sie jedoch nicht als Verursacher oder Verstärker der aktuellen Waldkrise reflektiert wird.

- Der Klimawandel sei jetzt plötzlich sehr wirkmächtig geworden. Man habe nicht ahnen können, dass dies so schnell gehe.
- Durch die überraschende Hitze und Dürre würden sich die Borkenkäfer stark vermehren, die nun deshalb noch effektiver bekämpft werden müssten. Deshalb sei es wichtig, alle mutmaßlich von Käfern betroffenen Bäume möglichst schnell zu fällen und - im Sinne des sogenannten „Waldschutzes“ - als „Schadholz“ von den Waldflächen zu räumen.
- Diese Aufräumarbeiten seien auch wichtig, um möglichst schnell neue Wälder begründen zu können.
- Würde man nun nicht aktiv eingreifen und Bäume pflanzen, gäbe es in Zukunft keine oder die falschen Bäume, die entweder ökonomisch nicht wertvoll oder ökologisch nicht angepasst seien. Unter anderem würden nach den geschädigten Fichten wieder nur Fichten nachwachsen.
- Nicht nur den Nadelbaummonokulturen gehe es schlecht, sondern auch den naturnahen Laubwäldern. Heimische Bäume würden zusehends vom Klimawandel überfordert, deshalb müsse man auch Arten aus anderen Regionen der Erde anpflanzen, um einen „klimaresilienten“ Wald einzurichten.

- Es wäre grundfalsch, evidenzbefreit und ausschließlich ‚romantisch‘ begründet, auf die Selbstorganisation und natürliche Resilienz von Waldökosystemen zu setzen. Überhaupt sei genutzter und aktiv gestalteter Wald leistungs- und anpassungsfähiger als ein sich selbst entwickelnder. Insbesondere wäre es auch aus Klimaschutzgründen besser, Schadholz zu räumen und neuen Wald anzupflanzen.

### 1.3. Problemstellung

Keine der für das Waldmanagement zuständigen forstlichen Institutionen, weder das verantwortliche Bundesministerium noch die entsprechenden Landesministerien legten bislang eine hinreichend komplexe und umfassende Analyse der Waldschädigung vor. Im Waldbericht des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) vom Juni 2021 etwa erfolgte eine Berichterstattung über Schäden auf Grundlage der Meldungen der Bundesländer, ohne dass räumlich explizite Informationen vorgelegt wurden. Deutlich wird auch in diesem Bericht eine mangelhafte bzw. nicht vorhandene Nutzung moderner Technologien bei Analyse und Darstellung der Waldschäden. Dies betrifft v.a. satellitenbildgestützte Analysen und die digitale Verarbeitung und öffentliche Bereitstellung. Unvollständige Analysen und nicht publizierte Daten führen hier zu einer erheblichen Intransparenz, obwohl inzwischen umfangreiche Steuergelder für den Wald aufgewendet werden. Allerdings wird die volkswirtschaftliche Bedeutung des Waldes mit seinen versorgenden, kulturellen und regulierenden Ökosystemleistungen mutmaßlich eklatant unterschätzt.

Auf Grundlage des oben erwähnten Klimawandel-Wald-Narrativs wird im Waldbericht (2021) festgestellt: *„Die Folgen des Klimawandels haben in den letzten Jahren deutliche Spuren in den deutschen Wäldern hinterlassen. Die Kalamitäten der letzten Jahre führten zu den stärksten Waldschäden und zur schwersten Krise der Forstwirtschaft seit Beginn der Bundesrepublik Deutschland“*. Eine kritische Reflexion möglicher Beiträge der Forstwirtschaft zur aktuellen Wald- bzw. Forstkrise erfolgt genauso wenig wie eine echte Ursachenanalyse. So liegen keine Daten darüber vor, ob und wie die extremwitterungsbedingten Schädigungen von vorherrschenden waldbaulichen Modellen oder der Nutzungsintensität auf den Flächen beeinflusst wurden.

Bemerkenswert sind auch Ausführungen zum Waldboden: *„Der Waldboden ist für das Ökosystem Wald und seine zahlreichen Ökosystemleistungen von zentraler Bedeutung. Er ist Wurzelraum für Waldbäume und die zugehörige Flora und zugleich Lebensraum für Tiere, Pilze und Mikroben etc., Wasserspeicher und –lieferant, CO<sub>2</sub>-Speicher und -Senke in Einem. Wälder schützen den Boden. Mit ihrem Wurzelwerk fixieren Waldbäume, Sträucher und Bodenpflanzen den Boden bis in Bodentiefen von einem Meter und mehr. Dadurch sichern sie die Böden vor Erosion. Umgekehrt ist ein gesunder Waldboden die Grundlage für das Waldwachstum. Um die Waldböden bestmöglich zu schützen, muss eine bodenschonende und reduzierte Befahrung bei der Waldbewirtschaftung umgesetzt werden“*. Leider fehlt in diesem

Zusammenhang eine Darstellung und Bewertung der vorherrschenden und mit Steuermitteln geförderten Praktiken zum Umgang mit den Waldschäden und den Waldböden. Tatsächlich kommt es aktuell auf Abertausenden von Hektar Waldfläche zu Kahlschlägen der bedrohten, absterbenden oder toten Bäume. Es gibt bislang seitens der Fachministerien und ihrer nachgeordneten Behörden oder Beiräte allerdings keinerlei differenzierte Positionierung zu den flächigen Kahlschlägen und Räumungen, die inzwischen in vielen Bundesländern zu beobachten sind. Die vermeintliche Prüfung der ökologischen Nachhaltigkeit wird an Zertifizierer delegiert, ohne dass die entsprechenden Standards den Umgang mit großflächigen Kalamitäten regeln sowie eine wissenschaftliche Absicherung vorliegt, dass die Zertifizierung tatsächlich zu positiven Effekten im Ökosystem führt. Evidenz liegt vor, dass mit der Motivation sanitärer Prävention Kahlschläge auch in Biodiversitäts- und Wasser-Schutzgebieten durchgeführt werden.

Weiterhin fehlt eine Abschätzung der aktuellen und zukünftigen Wirkungen der konventionellen forstlichen Praktiken auf das Entwicklungspotenzial der Waldökosysteme in der Klimakrise. Trotz umfangreicher internationaler Literatur zum Thema bleibt von forstlichen Akteuren in Deutschland unbeantwortet, welche Risiken für Böden, das Mikroklima, die Biodiversität und die Regeneration der Wälder aus dem aktuellen Umgang mit den Flächen resultieren. Es gibt keinerlei Abschätzung zur Beeinflussung der zukünftigen Vulnerabilität. Dies ist auch angesichts der mit dem Wald verbundenen Erwartungen – etwa im Kontext des Klimaschutzes oder der Bereitstellung von Holz für den Bau oder die energetische Nutzung als extrem problematisch zu betrachten. Ebenso besorgniserregend ist die unzureichende Informationsgrundlage für die Entwicklung von Strategien sowie die Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen.

Insbesondere die Tatsache, dass so viele forstliche Akteur\*innen betonen, wie sehr sie von Klimawandelwirkungen überrascht worden seien, lässt aufmerken. Letztlich sind die bislang beobachteten Folgen für den Wald schon vor über 15 Jahren intensiv diskutiert worden; insbesondere der Jahrtausendsommer 2003 war seinerzeit eigentlich als Warnsignal verstanden worden, geriet dann aber zusehends in den Hintergrund, weil der Wald scheinbar unerschütterlich ‚seinen Dienst tat‘. Gerade nach der Veröffentlichung der Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2011/2012 freuten sich viele Forstakteur\*innen über den Holzzuwachs sowie die vermeintliche Gesundheit des Waldes und betonten dabei das bislang noch ungenutzte Potential der Ressource Holz, die in weitaus höheren Mengen zur Verfügung stehen würde<sup>3</sup>. Warnungen vor dem Klimawandel und dem Zusammenwirken mit weiteren Stressfaktoren wurden nicht erhört (Ibisch & Blumröder 2020).

---

<sup>3</sup> Vgl. BMEL 2014: „Die dritte Bundeswaldinventur 2011/2012 (BWI) liefert erfreuliche Nachrichten: Der Anteil der Laubbäume ist gestiegen. Die Wälder sind vielfältiger und naturnäher strukturiert. Wir finden mehr Totholz – auch eine wichtige Grundlage für Biodiversität. Unsere Waldfläche ist konstant geblieben. Es wächst mehr Holz nach, als wir nutzen“.

Aktuell liegt der Verdacht nahe, dass viele wiederum die Gefährlichkeit der Klimakrise und die Grenzen der forstlich-waldbaulichen Steuerbarkeit bzw. technischen Kontrollierbarkeit menschgemachter Forsten und Plantagen erheblich unterschätzen. In diesem Zusammenhang geht es nicht allein um das Ignorieren von Fakten und Erfahrungen, sondern auch um das Unterschätzen der eigenen „blinden Flecken“, also dem bis jetzt ungeahnten Nichtwissen, über die Dynamik des Klimawandels und seiner Interaktion mit den Ökosystemen (Ibisch et al. 2012). Deshalb ist es auch bedeutsam, die Verstärkung der Folgen von Klimaveränderungen und Extremwetterereignissen im Wald durch forstliche Praktiken besser zu verstehen und zu bedenken.

#### 1.4. Methodisch-konzeptionelle Grundlage und Zielsetzung dieser Studie

Die vorliegende Studie soll einen Beitrag zur Analyse und Bekanntmachung der in Deutschland aufgetretenen extremwetterungsbedingten Waldschäden zwischen 2018 und 2020 leisten.

Dazu werden frei verfügbare fernerkundungsbasierte Daten genutzt und ausgewertet. Konkret werden Indices verwendet, die Aussagen über den Zustand von (Wald-)Vegetation erlauben – und zwar den *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) und den *Normalized Difference Water Index* (NDWI) (ausgewählt wurden die Maximal-Werte des Index pro Pixel in den Monaten Mai bis September eines Jahres; Details siehe Methodenteil).

Der NDVI erlaubt Aussagen über die „Grünheit“ des Kronendachs und damit über die Vitalität des Waldes – v.a., wenn gezielt Daten aus der Vegetationsperiode bzw. von wärmeren Tagen ausgewertet werden. Er wird regelmäßig auch zur Beurteilung von Klimawandelwirkungen wie Hitzewellen und Dürren auf Wälder verwendet (z.B. Rita et al. 2019). Der 1996 eingeführte NDWI erlaubt Aussagen zum Wassergehalt in der Vegetation bzw. umgekehrt über den Wasserstress (EOS 2021). Der NDWI reagiert empfindlich auf Veränderungen des Flüssigwassergehalts der oberen Vegetationsschicht; atmosphärische Aerosolstreuungseffekte sind schwach, und deshalb ist der NDWI weniger empfindlich gegenüber atmosphärischen Effekten als der NDVI (Gao 1996).

Besonders aussagekräftig sind sowohl im Falle von NDVI wie NDWI die Veränderungen über die Zeit. Eine abrupte Absenkung der Indices zeigt Baumsterben oder gar Baumverlust an. So können gerade auch die flächigen Absterbeereignisse und Räumungen festgestellt werden.

Nur im Falle eines deutlichen Anwachsens der Vitalitätswerte kann sicher davon ausgegangen werden, dass ein Wald gesund ist und tatsächlich auch wächst und reift. Dies gilt für die Wälder in Deutschland auch vor dem Hintergrund der Tatsache, dass sie sich meist weit entfernt von ihrem potenziellen Biomassestatus befinden.

Weltweit zeigen steigende NDVI-Werte in gesunden Wäldern ohne Niederschlagsrückgang vermutlich auch einen Effekt des steigenden CO<sub>2</sub>-Gehalts in der Atmosphäre an (z.B. Krakauer

et al. 2017), auch der Temperaturanstieg kann einen Effekt haben (Ichii et al. 2002). Weltweit zeigten zwischen 1982 und 2015 34 % der globalen Landflächen einen Ergrünungstrend – auch Europa gehörte zu den Gebieten mit steigenden NDVI-Werten (Yang et al. 2019) und steigender Vegetations-Produktivität (EEA 2021). Relevant ist u.a. auch (in Nord- bzw. Mitteleuropa) die Verlängerung der Vegetationsperiode und ein erhöhter Energieinput durch verlängerte Sonnenscheindauer (vgl. u.a. Julien et al. 2006). Es wird aber bereits beobachtet, wie andere Klimawandelwirkungen bedingen, dass der positive Effekt der Verlängerung der Vegetationsperiode nicht so groß ist, wie zuweilen angenommen wurde (Kern et al. 2020).

Mehr oder weniger unveränderte Vitalitätswerte der Wälder in Deutschland bedeuten aktuell also mutmaßlich, dass die Ökosysteme zwar noch eine gewisse Widerstandsfähigkeit bewiesen haben, aber letztlich entgegen eines längerfristigen Trends stagnieren.

Grundsätzlich geht es mit dieser Studie auch um ein Plädoyer dafür, dass derartige Satellitendaten regulär und regelmäßig für das nationale Waldmonitoring sowie für die Bewertung der Leistungsfähigkeit der Wälder in Deutschland genutzt werden (vgl. Schuldt et al. 2020). Dies hat im Kontext der zukünftigen Honorierung von Ökosystemleistungen des Waldes und möglichen Bewertungssystemen eine besondere Relevanz (vgl. Ibisch et al. 2021).

Bewusst werden alle Waldflächen und Baumbestände in die Untersuchung einbezogen – und zwar auch außerhalb der juristisch als Wald definierten Flächen. Im Kontext der zukünftigen Waldentwicklung und der ökosystembasierten Klimawandelanpassung sind auch Gehölze z.B. auf Agrarflächen oder in urbanen Bereichen von Bedeutung. Insofern fließen in die Analyse alle Flächen mit mindestens 50 % Bedeckung durch Bäume ein (siehe Methodik).

Grundsätzlich ist es ein wichtiges Ziel, erste Analysen für ein besseres Verständnis der räumlich-ökologischen Verteilung der Waldschädigung vorzulegen, um eine bessere Ursachenanalyse und Strategieentwicklung zu unterstützen.

Dabei geht es unter anderem um die Rolle der Nadelforsten und auch von Schutzgebieten. Dabei soll ein Blick vor allem auf die europäischen Schutzgebiete (Natura 2000) und die streng geschützten Laubmischwälder gerichtet werden („Buchenwald-Nationalparks“, Teil-Flächen der europäischen UNESCO-Natur-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas / *Ancient and Primeval Beech Forests of the Carpathians and Other Regions of Europe*“).

Die hier präsentierten Ergebnisse sollen zudem zur Vorbereitung weitergehender Untersuchungen der durch die Waldschädigung und die forstlichen Räumarbeiten entstehenden Kahlflecken dienen. Neben der Ursachenanalyse soll untersucht werden, wie der aktuelle Umgang mit den Waldflächen die Waldökosysteme weiter schwächt.

## 2. Hintergrund

### 2.1. Wald in Deutschland

Der Waldbericht 2021 des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft stellt fest: *„Mit einem Waldflächenanteil von rund 32 Prozent (11,4 Millionen Hektar) ist Deutschland eines der walddreichsten Länder Europas. Seit 1990 konnte die Waldfläche um mehr als 200.000 Hektar ausgeweitet werden. Von den 11,4 Millionen Hektar Wald in Deutschland sind 48 Prozent Privatwald und 19 Prozent im Eigentum der Kommunen. Die übrigen Wälder sind im Eigentum der Länder (29 Prozent) und des Bundes (4 Prozent)“* (BMEL 2021).

An dieser Stelle ist zusätzlich festzuhalten und zu präzisieren:

- Die **Waldfläche an sich sagt nichts über die Zusammensetzung des Baumbestands, die Intaktheit oder die Funktionstüchtigkeit der Wälder aus**. Der ehemals und potenziell flächig verbreitete Waldökosystem-Komplex ist in Deutschland im Laufe der Geschichte nicht nur zurückgedrängt, sondern auch durch Landnutzung, Urbanisierung und Infrastruktur stark fragmentiert worden. Zur „externen“ **Fragmentierung** tritt eine „interne“, die von der Forstwirtschaft zu verantworten ist. Sie entsteht durch die Anlage und den Ausbau von Forstwegen und –straßen, die oftmals für Schwerlastfahrzeuge ausgelegt sind, sowie die Feinerschließung durch permanente Rückegassen und Schneisen.
- Die **Feinerschließung** bewirkt v.a. in intensiv bewirtschafteten Monokulturen nicht nur entsprechende dauerhafte Bodenschädigungen durch Verdichtung (mit Folgewirkungen u.a. für Durchlüftung, Sauerstoffgehalt, Wasseraufnahme und –speicherkapazität, Bodenleben) und die Entstehung von Waldbrandsituationen mitten im Wald (mit entsprechenden mikroklimatischen Veränderungen und dem Eindringen von Nichtwaldarten ins Waldesinnere), sondern auch den Verlust von Fläche, auf der Bäume wachsen und ökologisch wirksam werden können. Vor allem in Nadelbaum-Monokulturen mit Rückegassenabständen von ca. 20 Metern kann das ohne Weiteres 15-20 % der Waldfläche betreffen.
- In den meisten ökologischen Großlandschaften Deutschlands (siehe Abb. 1) befinden sich die verbliebenen **Wälder in einem sehr naturfernen Zustand**. So würden etwa in den tieferen und mittleren Höhenlagen nirgendwo Nadelwälder überwiegen. Die Nadelwälder sind überwiegend gepflanzte Forsten, die sich durch eine ausgeprägte Strukturarmut auszeichnen (u.a. Monokulturen, wenige Schichten, homogene, überwiegend gleichaltrige Bestände).
- Zu den legal definierten Waldflächen kommen in Deutschland **zusätzliche mit Bäumen bewachsene Flächen** hinzu, die im Zuge einer ganzheitlichen Betrachtung der Landschaftsökosysteme und ihrer Funktion eine genauere Beachtung verdienen. Dies können z.B. Parks in Städten sein, Alleen entlang von Straßen aber auch Gehölze in der Agrarlandschaft, welche durchaus eine größere Bedeutung für die Biodiversität und Funktionstüchtigkeit auch der Wälder haben können.



**Abb. 1: Verteilung von Wald in den verschiedenen Großlandschaften in Deutschland (Großlandschaften: vgl. BfN 2003/2017; Waldfläche 2018 nach: Waldarten nach Copernicus 2018; siehe Methodik). In vielen Regionen sind ein geringer Waldanteil und die starke Zersplitterung der Waldfläche in mehr oder weniger kleine Waldinseln gut zu erkennen.**

- In praktisch allen Wäldern und Regionen wurde die Baumbiomasse stark verringert. Gemäß der Bundeswaldinventur und dem Alternativen Waldzustandsbericht liegt der Biomassevorrat bei 50-60% und damit deutlich unter den Möglichkeiten eines natürlichen Waldökosystems (BWI-3: Vorrat durchschnittlich bei 336 Vfm/ha bei einer Annahme von durchschnittlich 600 Vfm/ha in Naturwäldern; BMEL 2014). In noch größerem Umfang wurde die Menge des natürlicherweise vorhandenen Totholzes reduziert.
- Selbst wenn sich die legal definierten Waldflächen in den letzten Jahrzehnten vergrößert haben, bedeutet dies nicht, dass sie überall mit Bäumen bewachsen sind. Vielmehr sind gerade auch in den letzten Jahren in etlichen Bundesländern die Flächen angewachsen, auf denen etwa nach Kalamitäten keine oder nur kleine Jungbäume zu finden sind, oder wo sich nach Kahlschlag und Biomasseräumung u.a. Gräser sehr stark ausgebreitet haben (Fotos 1-2).
- Im Zuge der konventionellen „sanitären“ Behandlung von Waldflächen kommt es aktuell in einem noch nie dagewesenen Ausmaß zur Befahrung und Schädigung von Waldböden (vgl. z.B. Foto 4).



**Foto 1: Baumfreie und vergrasende Waldfläche nach Kahlschlägen von geschädigten Nadelbaumforsten (Niedersachsen, Landkreis Northeim, bei Elvershausen, 24. April 2021; Foto: P.L. Ibisch).**



**Foto 2: Kahlgeschlagene Waldfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg bei Bromskirchen, 10. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch).**



**Foto 3: Kahlgeschlagene und vergrasende Waldfläche in einem Wasserschutzgebiet und in unmittelbarer Nähe zu einer Teilfläche des FFH-Gebiets Harzer Bachtäler (Sachsen-Anhalt, Landkreis Harz, bei Oberharz, 28. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch).**



**Foto 4: Kahlgeschlagene und flächig befahrene Waldfläche (Sachsen-Anhalt, Landkreis Harz, bei Oberharz, 28. Mai 2021; Foto: P.L. Ibisch).**

## 2.2. Klimawandel und Extremwitterung – Trends und Szenarien

So wie es vor Jahrzehnten projiziert wurde, wirkt der anthropogene globale Klimawandel inzwischen in vielfältiger Weise auf diverse Klimaparameter in Europa bzw. Deutschland. Zu der fortschreitenden Erwärmung kommt es v.a. zu einer **Verstärkung von Extremereignissen** und dadurch immer häufiger auch zu Situationen, die für Menschen und Natur neuartig sind. Büntgen et al. (2021) stellten fest, dass die Abfolge der jüngsten europäischen Sommerdürren seit 2015 in den letzten 2.110 Jahren ohnegleichen gewesen ist. Zwar seien Dürren in der Vergangenheit auch schon ausgeprägt gewesen, aber bei niedrigeren Temperaturen.

Selbst wenn jetzt sehr schnell effektive Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt würden, *„sieht es so aus, dass die globale Erwärmung noch für längere Zeit voranschreiten wird und zwar in einem Ausmaß, mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit und in solche Temperaturbereiche hinein, dass die bevorstehende Situation für die heutigen Ökosysteme als völlig neuartig gelten muss. Die Produktivität ist rückläufig, und die Bedingungen, die derzeit als extrem empfunden werden, könnten in naher Zukunft das neue "Normal" darstellen“* (Ibisch 2020, darin zitiert: Hari et al. 2020, Scharnweber et al. 2020).

Im Jahr 2015 stellten Christidis et al. fest, dass **extreme Hitzeereignisse** in Europa, die in den frühen 2000er Jahren zweimal pro Jahrhundert auftraten, nunmehr voraussichtlich zweimal pro Jahrzehnt auftreten könnten. Sie bezogen sich auf vorherige Warnungen, dass schwere Hitzewellen in den 2040er Jahren alltäglich werden könnten. Tatsächlich zeigten sie, dass sich für den extremeren Schwellenwert, der im Jahr 2003 beobachtet wurde, die Wiederkehrzeit von Tausenden von Jahren im späten zwanzigsten Jahrhundert auf etwa hundert Jahre in etwas mehr als einem Jahrzehnt verringerte. Tatsächlich übertraf dann der Hitzesommer 2018 das Rekordjahr 2003.

Christidis & Stott (2021) zeigten auch die Veränderungen der ökologisch überaus relevanten **Sommertrockenheit** in Europa: *„Wir verwenden zwei Dürre-Indizes, die im Vergleich zum vorindustriellen Klima definiert sind: einen, der nur auf Veränderungen der Niederschlagsmenge beruht, und einen, der auch die Auswirkungen der Temperatur über Veränderungen der potenziellen Evapotranspiration berücksichtigt. Beide Indizes deuten darauf hin, dass sich die europäischen Sommer bereits über die Variabilität hinaus deutlich verändert haben und sich in Zukunft noch verstärken werden, was zu weit verbreiteten trockeneren Bedingungen führen wird, die im Süden noch extremer sind. Betrachtet man nur die Auswirkungen der Niederschläge, so zeigt sich ein deutlicher Kontrast zwischen einer Verschiebung hin zu feuchteren Bedingungen im Norden und trockeneren im Süden des Kontinents sowie eine allgemeine Zunahme der Variabilität. Berücksichtigt man jedoch auch die Auswirkungen der Erwärmung, so werden die feuchten Trends im Norden weitgehend überdeckt, was zu immer trockeneren Sommern im größten Teil des Kontinents führt. Historische Index-Trends sind bereits in den Beobachtungen zu erkennen, während Modelle darauf hindeuten, dass die extrem trockenen Bedingungen des vorindustriellen Klimas im Süden bis zum Ende des Jahrhunderts normal werden“* (Übersetzung aus dem Englischen,

Christidis & Stott 2021). Für einige Gebiete in Mitteleuropa zeigt die Studie, dass der Sommerniederschlag von 1950 bis 2018 um durchschnittlich bis zu 1 mm pro Jahr abgenommen hat.

Hinzu tritt die **veränderte zeitliche Verteilung der Niederschläge**. Die Zunahme von Starkregenereignissen mit hohem Oberflächenabfluss – wie er bei den katastrophalen Flutereignissen im Sommer 2021 in Westdeutschland eindrücklich deutlich wurde – senkt zusätzlich die für die Vegetation langfristig verfügbare Wassermenge. Das Problem wird dann erheblich verschärft, wenn gleichzeitig die Infiltrationsrate und die Wasserspeicherfähigkeit der Böden durch vorherige Befahrung reduziert werden.

Auch hier kommen Attributionsstudien zu klaren Befunden: *„Der Klimawandel hat die Intensität des maximalen 1-Tages-Regenereignisses in der Sommersaison in dieser großen Region um etwa 3 bis 19 % erhöht, verglichen mit einem globalen Klima, das 1,2 °C kühler ist als heute. Für das 2-Tages-Ereignis ist der Anstieg ähnlich. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein solches Ereignis heute im Vergleich zu einem 1,2 °C kühleren Klima eintritt, hat sich für das 1-Tages-Ereignis in der Großregion um einen Faktor zwischen 1,2 und 9 erhöht. Für das 2-Tages-Ereignis ist der Anstieg ähnlich. Diese Zahlen beruhen auf einer Bewertung, die Beobachtungen, regionale Klimamodelle und sehr hoch aufgelöste Klimamodelle, die Konvektion direkt simulieren, einbezieht. Die Änderungen der Intensität und Wahrscheinlichkeit sind bei der auf Beobachtungen basierenden Bewertung größer als bei allen Modellen. In einem Klima, das 2 °C wärmer ist als in der vorindustriellen Zeit, würden die Modelle darauf hindeuten, dass die Intensität eines eintägigen Ereignisses um weitere 0,8 bis 6 % und die Wahrscheinlichkeit um einen Faktor von 1,2 bis 1,4 zunehmen würde. Für das 2-Tage-Ereignis ist der Anstieg ähnlich“* (übersetzt aus dem Englischen; World Weather Attribution 2021).

Die **Sommer 2018-2020** waren die bislang extremsten in Deutschland. Sie gehören zu den wärmsten seit Beginn der Wetteraufzeichnungen und waren überdurchschnittlich trocken. In einigen Regionen war nicht nur eine langanhaltende Dürre zu verzeichnen, sondern auch außergewöhnlich hohe Maximaltemperaturen. Einzigartig war auch die zeitliche Aufeinanderfolge der extremen Jahre.

2018 *„präsentierte sich als das wärmste und sonnigste Jahr seit Beginn regelmäßiger Aufzeichnungen. Auch gehörte es zu den niederschlagsärmsten Jahren seit 1881. Von April bis November verliefen alle Monate ausnahmslos zu warm, zu trocken und sonnenscheinreich. (...) Mit 10,4 Grad Celsius (°C) lag im Jahr 2018 der Temperaturdurchschnitt um 2,2 Grad über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990. Gegenüber der Vergleichsperiode 1981 bis 2010 betrug die Abweichung nach oben 1,8 Grad. 2018 übertraf damit den bisherigen Rekordhalter 2014 um 0,1 Grad und ist das wärmste Jahr seit Messbeginn 1881. (...) Das Jahr 2018 erreichte mit rund 590 Litern pro Quadratmeter (l/m<sup>2</sup>) nur 75 Prozent seines Klimawertes von 789 l/m<sup>2</sup>. Damit gehört es zu den niederschlagsärmsten*

*seit Beginn regelmäßiger Messungen 1881. Von Februar bis November blieben zehn Monate in Folge zu trocken. Den insgesamt wenigsten Regen und Schnee erhielten einige Orte in Sachsen-Anhalt und Thüringen mit nur rund 250 l/m<sup>2</sup>“ (DWD 2018; vgl. DWD 2020a).*

Der Sommer 2019 war heißer, aber etwas niederschlagsreicher (89,8 % der Referenz 1981-2010 vs. 71,6 % in 2018 vs. 86,9 % in 2020; DWD 2020b, 2021a). Hervorhebenswert ist die erstmalige Überschreitung der 40 °C-Grenze an drei aufeinanderfolgenden Tagen im Juli 2019. 2020 war ebenfalls extrem, allerdings wechselten sich trockene und nassere Monate ab, in den Monaten Juni und Juli blieb die hochsommerliche Hitze aus (DWD 2021a).

Die Klimakrise und die Veränderung der verschiedenen Klimaparameter können zur Beurteilung der ökologischen Wirkungen nicht isoliert vom Zustand der Vegetation und der Böden betrachtet werden. Für Trockengebiete wurde bereits gezeigt, dass Wasser und Vegetation in wasserbegrenzten Ökosystemen stark interagieren; entsprechend können Veränderungen zu stark nichtlinearen Auswirkungen führen (Tietjen et al. 2009). Die klimatische Trockenheit kombiniert sich mit einer edaphischen; umgekehrt vermag die Wasserspeicherfähigkeit von Böden die klimatische Trockenheit in einem gewissen Maße zu kompensieren (Mellert et al. 2018). Wie gut Wälder auch auf sandigen Mineralböden oder solchen mit einem hohen Gesteinsanteil gedeihen können, hängt wesentlich vom mehr oder weniger humusreichen Oberboden ab, der wiederum auch ein Resultat der Reifung von (Wald-)Ökosystemen ist. Wenn die Bearbeitung von geschädigten Waldflächen mit dem Abtragen von Oberboden und letztlich einer Skelettierung verbunden ist – siehe Foto 5-6 aus dem Reinhardswald – steigt auf sehr lange Zeit die Empfindlichkeit des Ökosystems gegenüber klimatischer Trockenheit.

Die Klimawandelprojektionen für Deutschland zeigen in den schlechtesten aller Fälle für das Ende des Jahrhunderts eine Erwärmung der Sommertemperaturen gegenüber der Periode 1971-2000 von bis 5-6 °C (DWD 2021a; vgl. Abb. 2), die alle Ökosysteme überfordern dürfte. Es sind Schlüsselziele, die globale Erwärmung aufzuhalten, aber auch in Deutschland Temperaturspitzen möglichst zu begrenzen.

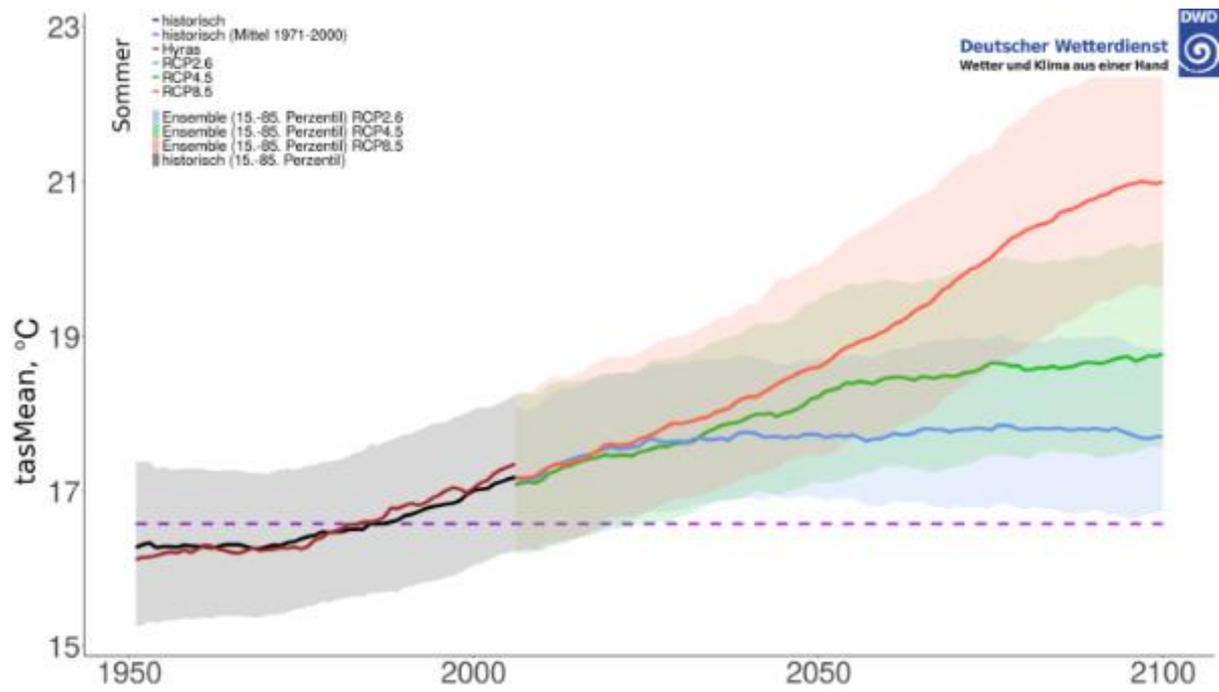


Abb. 2: Lufttemperatur Sommer, Gebietsmittel über Deutschland (DWD 2021b).



**Foto 5 & Foto 6: Kahlgeschlagene und flächig befahrene Waldfläche nach dem Abschieben des Oberbodens und dem Pflügen des skelettreichen Mineralbodens zur Vorbereitung der Baumpflanzung (Hessen, Landkreis Kassel, Reinhardswald im Weserbergland, 20. April 2021; Foto: P.L. Ibisch).**

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Veränderung der Vitalität

Von 2018 bis 2020 kam es in Deutschland auf einer Fläche von 11.823 km<sup>2</sup> zur Abnahme der Vitalität von Wäldern, Baumbeständen und Gehölzen. Dies entspricht ca. 7 % der betrachteten Waldfläche. Im Waldzustandsbericht der Bundesregierung wird in dem Dreijahreszeitraum 2018 bis 2020 von 2.770 km<sup>2</sup> geschädigter Waldfläche ausgegangen (BMEL 2021).

Auf fast 1 % der Fläche erfolgte eine starke Abnahme, d.h. ein Absterben und/oder Fällen bzw. Räumen von Bäumen. Dies bedeutet in Deutschland einen Baumvitalitätsverlust historischen Ausmaßes. Ungefähr ein Drittel der Wälder zeigte relativ unveränderte Grünheitswerte (NDVI), was allerdings im Zusammenhang von langfristigen Trends des Ergrünnens eine Stagnation und so auch eine gewisse Schwächung anzeigt.

Die mehr oder weniger starke Schwächung der Bäume bzw. ihr Absterben konzentriert sich räumlich auf bestimmte Landschaften. Besonders betroffen sind Regionen mit großflächigen Fichten-Monokulturen, in denen sich die Schäden in einer Weise konzentrieren, dass sich nicht nur das Landschaftsbild abrupt verändert, sondern auch von einem erheblichen Rückgang der Wald-Ökosystemleistungen auszugehen ist.

Abb. 4 zeigt, dass einige der größten Waldkomplexe in den Großlandschaften der Westlichen und Östlichen Mittelgebirge betroffen sind. Die Schädigung strahlt u.a. ins Nordostdeutsche Tiefland aus, wo auch die vorherrschenden Kiefern-Monokulturen bereits unter Druck geraten sind.

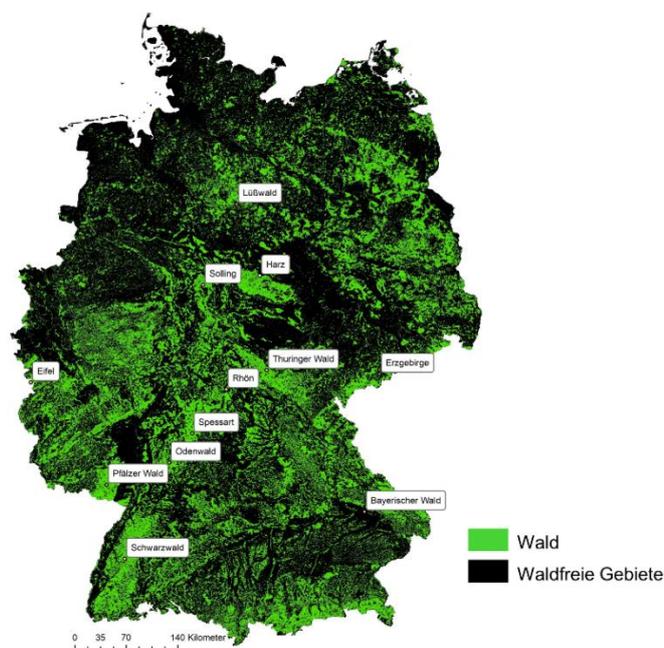
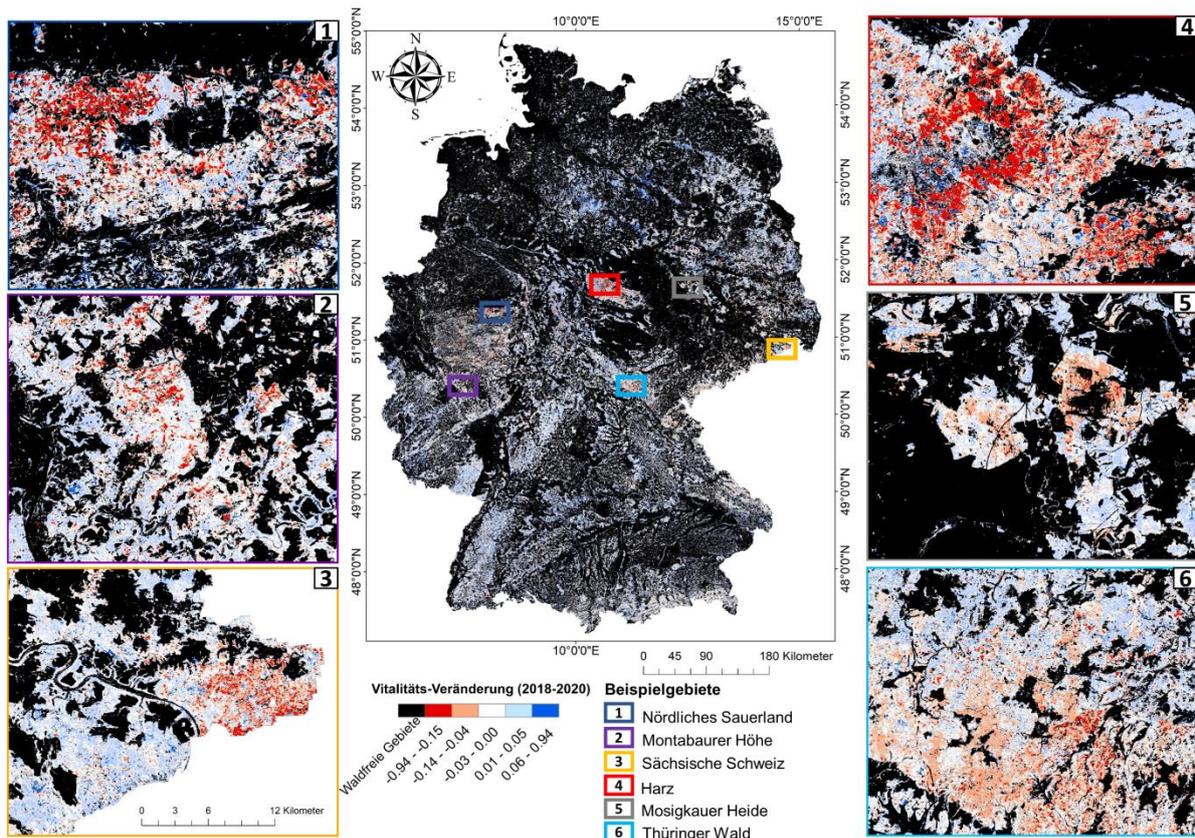
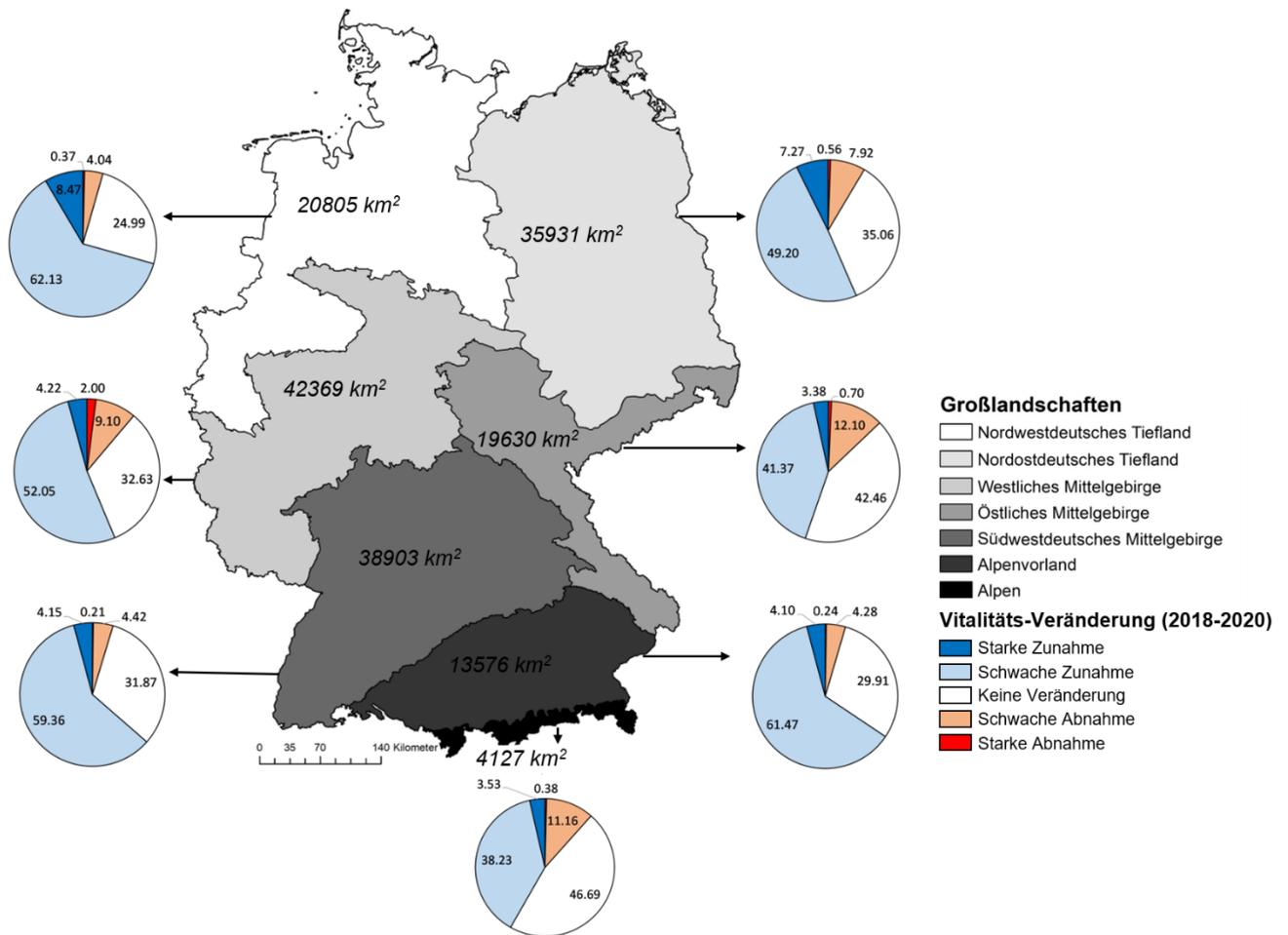


Abb. 3: Verteilung der Wälder in Deutschland mit ausgewählten bekannten Waldgebieten.



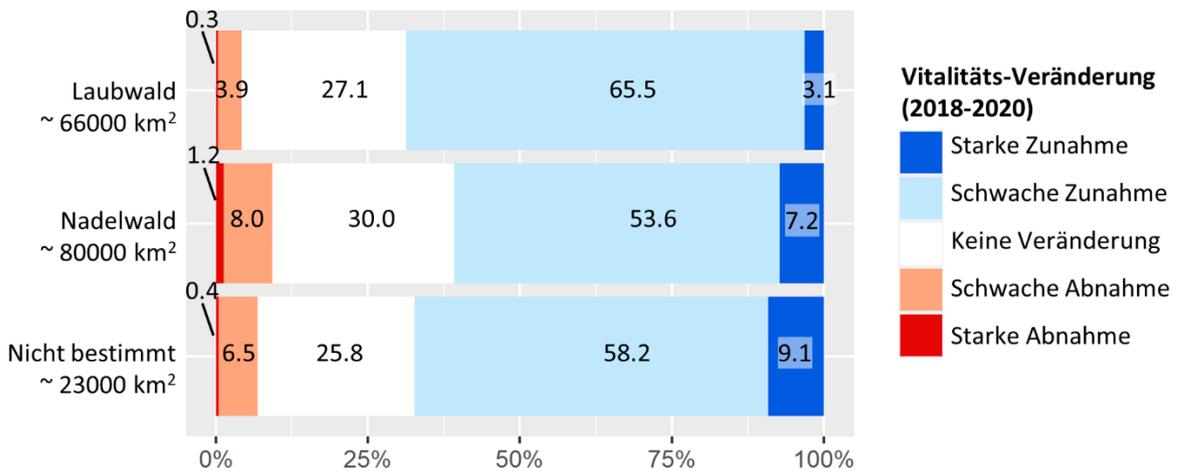
**Abb. 4: Dreijahres-Vitalitätsveränderung der Wälder in Deutschland und in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2018-2020.**

Aufschlussreich ist auch die Analyse der Waldschäden in den verschiedenen Großlandschaften Deutschlands (Abb. 5). Das größte flächige Ausmaß starker Schädigung wird im Westlichen Mittelgebirge beobachtet, wo auch schon in früheren Jahren ausgeprägte Kalamitäten auftraten, aber nunmehr ist auch das Östliche Mittelgebirge deutlich betroffen. Die höchste Vitalität über den Zeitraum 2018-2020 zeigte sich gemäß der Analyse bislang noch im Nordwestdeutschen Tiefland und im Südwestdeutschen Mittelgebirge.



**Abb. 5:** Anteile der Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in den Großlandschaften Deutschlands zwischen 2018 und 2020. Die Zahlen innerhalb der Karte geben die räumliche Ausdehnung der Großlandschaften an. Die Zahlen in den Diagrammen stellen die prozentualen Anteile der Vitalitätsveränderung in der jeweiligen Großlandschaft dar.

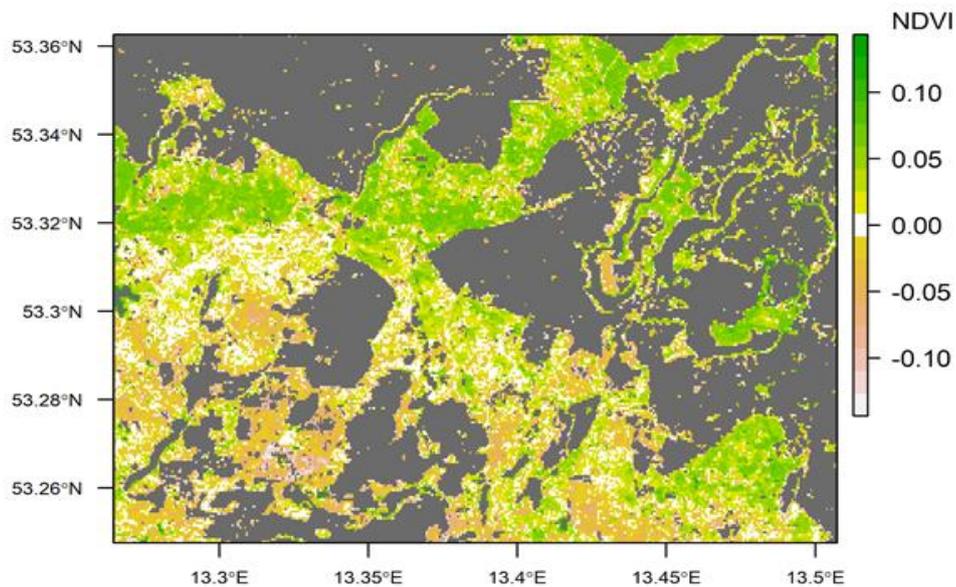
Es sind größere Anteile der Nadelforsten von starker Schädigung betroffen als Laubwälder (Abb. 6). Wenn auch die bezüglich der Vitalität stagnierenden und damit auch geschwächten Flächen berücksichtigt werden, ergibt sich, zusätzlich zu den auf 9,2 % der Fläche mehr oder weniger geschädigten Bäumen, eine Schwächung von einem weiteren Drittel der Bestände. Im Falle der Laubwälder sind 4,3 % deutlich geschädigt sowie weniger als ein Drittel geschwächt. Auffällig ist, dass es bei den Nadelwäldern einen größeren Anteil mit deutlicher Zunahme der Vitalität gibt (7,2 %).



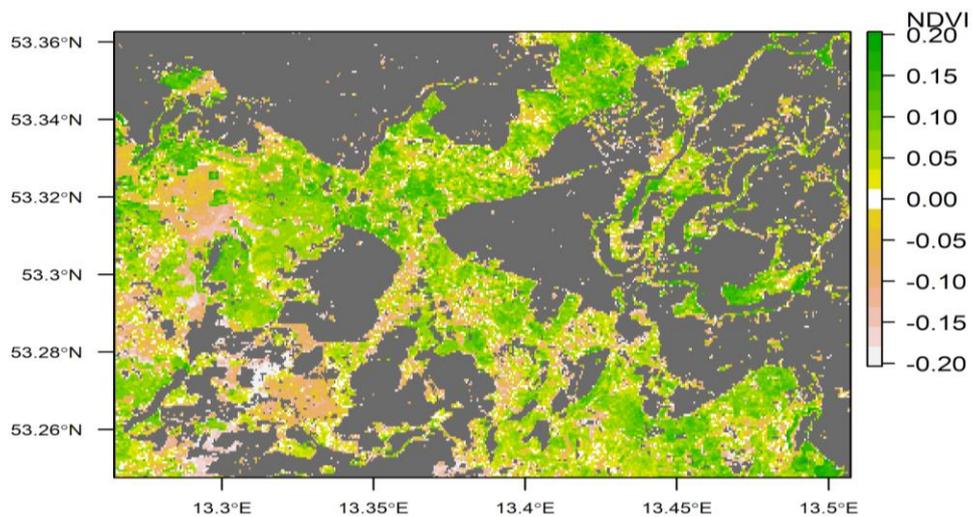
**Abb. 6:** Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen.

Fallstudien deuten darauf hin, dass geschädigte Laubwälder vor allem solche sind, die nach einer stärkeren Nutzung und entsprechenden Auflichtung mit den Hitze- und Dürreereignissen zurechtkommen mussten: Im Falle der Wälder der Feldberger Seenlandschaft (inkl. des Naturschutzgebiets der Heiligen Hallen) konnte gezeigt werden, dass die geschlossenen alten (und streng geschützten) Buchenwälder im Jahr 2020 deutlich höhere NDVI-Werte aufwiesen als die stark aufgelichteten (Abb. 7; Ibisch et al. 2021); der Befund ergibt sich sowohl bezüglich der höchsten (Abb. 7A), als auch der niedrigsten (Abb. 7B) Vitalitäts-Pixelwerte im Sommer 2020 – also nach den vorangegangenen Extremsommern. Gerade die minimalen Pixelwerte sind von Interesse, da sie den Zustand der jeweils schwächsten Waldbereiche darstellen. In ganz Deutschland war in den jüngsten Jahren zu beobachten, dass ältere Buchenwälder aus waldbaulichen bzw. nutzungsbedingten Gründen stark aufgelichtet worden waren und hier die älteren Reliktbäume besonders empfindlich auf Hitze und Dürre reagierten: siehe Abb. 8, Fotos 7-9. Die Schädigung wird mutmaßlich auch noch durch die Nachbarschaft zu neu angelegten Kahlfeldern verstärkt. Entsprechende Befunde existieren zumindest für andere Waldregionen (Blumröder et al. 2020). Auf vielen Flächen ist eine weiter anhaltende Verschlechterung der freigestellten Einzelbäume zu erwarten, sollten sich die zukünftigen klimatischen Bedingungen ähnlich gestalten wie von 2018 bis 2020.

A.



B.



**Abb. 7: Waldgebiet in der Feldberger Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern (einschließlich FFH-Gebiet Wälder bei Feldberg mit Breitem Luzin und Dolgener See und NSG Heilige Hallen). A. Abweichung der *höchsten* NDVI-Werte vom Mittelwert. B. Abweichung der *geringsten* NDVI-Werte vom Mittelwert.**

(Werte der NDVI Karte der Mittelwerte der Sommermonate 2020: min = 0,07; max = 1; DURCHSCHNITT = 0,86). (Nicht-Wald-Gebiete sind grau. Datengrundlage: NDVI: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020. Waldmaske: Treecover 2000 less forest loss 2001-2019. Landsat, NASA; 30 m; Hansen et al. 2013). Aus: Ibisch et al. (2021).



**Foto 7: FFH-Gebiet Wälder bei Feldberg mit Breitem Luzin und Dolgener See, Mecklenburgische Seenplatte, Mecklenburg-Vorpommern. Abgestorbene Altbuche in der Nachbarschaft des Totalreservats Heiligen Hallen und Holzpolter nach entsprechenden Eingriffen. Stark aufgelichtete Wirtschaftsflächen, die unmittelbar an das Schutzgebiet angrenzen, wo der vor einigen Jahren noch vorhandene Altbuchenbestand flächig erloschen ist (vgl. Ibisch et al. 2021) (Foto: J.S. Blumröder, 29. Juni 2020).**



2009



2018



2020

**Abb. 8: Zunehmende Erschließung und Auflösung eines geschlossenen Buchenhochwalds von 2009 bis 2020 in Hessen (Landkreis Waldeck-Frankenberg, westlich von Hobe).**



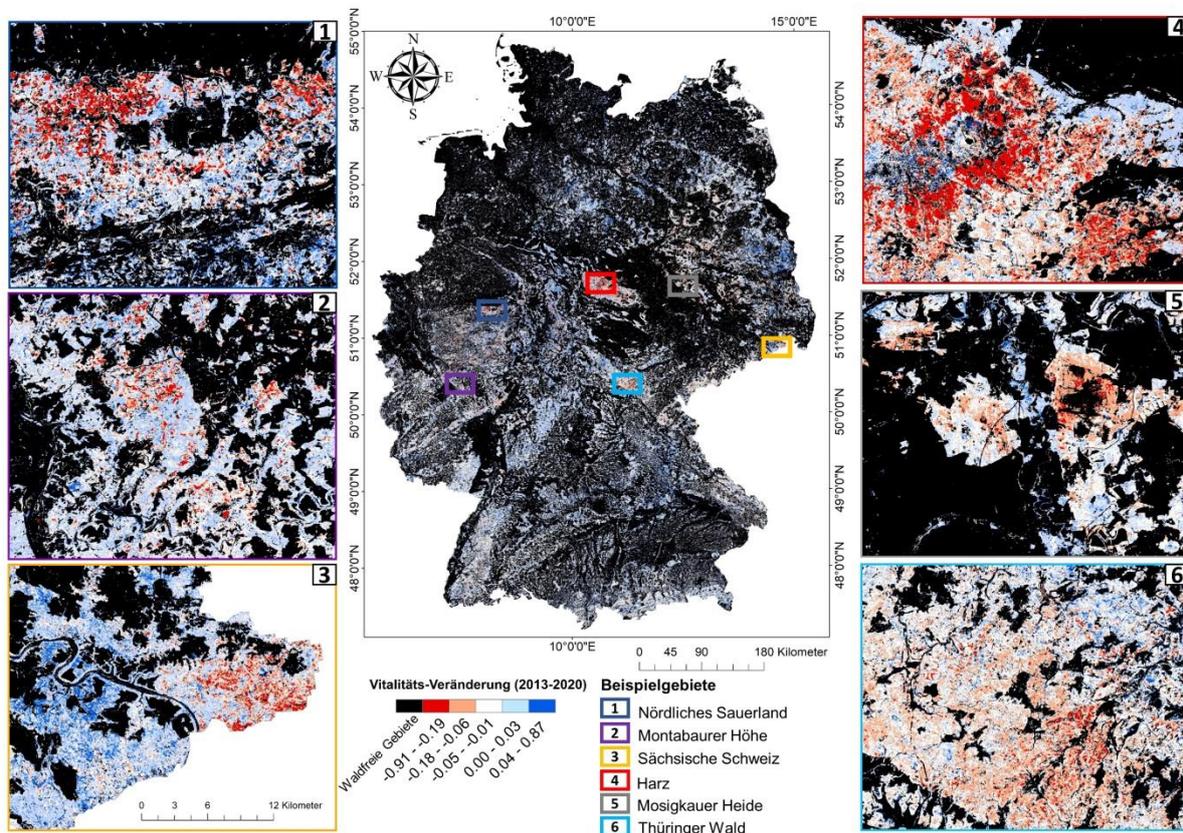
**Foto 8: Aufgelöster Buchenhochwald in Nachbarschaft zu vormalig von Fichten bewachsenen Kahlschlagfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg, gesetzlich geschütztes Fließgewässer-Biotop westlich von Hobe) (Foto: P.L. Ibisch, 10.5.21).**



**Foto 9: Stark aufgelichteter Buchenhochwald in Nachbarschaft zu vormals von Fichten bewachsenen Kahlschlagfläche (Hessen, Landkreis Waldeck-Frankenberg, bei Bromskirchen) (Foto: P.L. Ibisch, 10.5.21).**

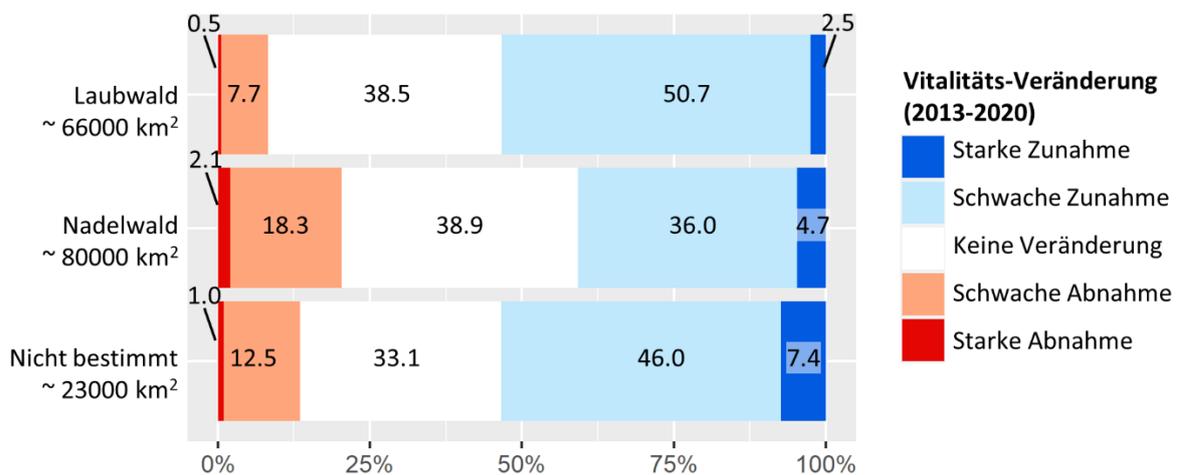
Es ist von Bedeutung, dass auch in den Regionen, die stark von Baum-Schädigungen betroffen sind und wo mutmaßlich der Effekt von Hitze und Dürre ausgeprägter war, als in anderen Gebieten, durchaus Waldflächen existieren, die eine Vitalitätszunahme aufweisen. Dies allein deutet auf ein komplexeres Geschehen hin bzw. auf eine differenzierte Vulnerabilität der Wälder in Regionen, die denselben klimatischen Einflüssen ausgesetzt sind. Neben standörtlichen Gegebenheiten und unterschiedlichen Waldarten oder auch Bewirtschaftungsweisen kommt zudem ein Einfluss des Betrachtungszeitraums in Frage. Da die Vitalitätswerte im extrem trockenen Jahr 2018 unter Umständen besonders niedrig ausfielen, könnten höhere Werte, die eine Stabilisierung andeuten, auch auf eine leichte Erholung in den beiden Folgejahren hinweisen. 2019 war bekanntermaßen etwas niederschlagsreicher, und im Jahr 2020 wechselten trockene und feuchtere Monate.

Deshalb sollen auch die Vitalitätsveränderungen über einen längeren Zeitraum betrachtet werden. Abb. 9 zeigt – unter Wahrung der gleichen Methodik, Flächenkulisse und Vitalitätsklassen – die Veränderung von 2013 bis 2020.



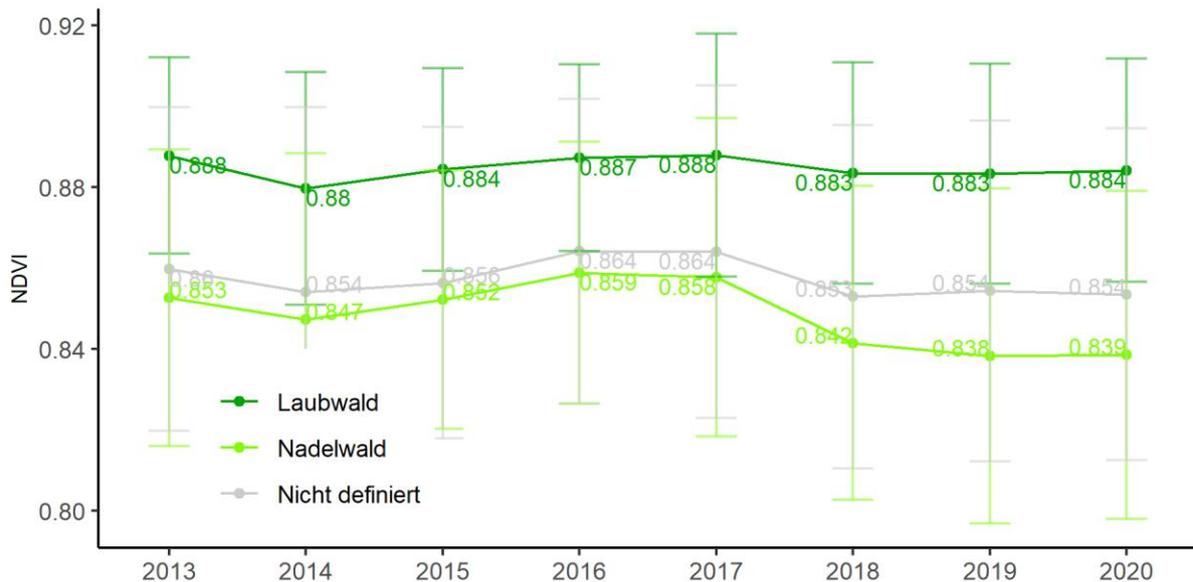
**Abb. 9: Räumliche Verteilung der Achtjahres-Vitalitätsveränderung der Wälder in Deutschland und in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2013-2020. (identische Flächenkulisse wie bei Analyse 2018-2020: zur besseren Vergleichbarkeit mit Bezug auf die Waldfläche 2017, also ohne Berücksichtigung von Flächen mit Baumbiomasseverlust zwischen 2013-2017).**

Hier zeigen sich erwartungsgemäß v.a. für die starke Schädigung die gleichen räumlichen Muster. Auffällig ist allerdings tatsächlich, dass in dieser Darstellung mehr Flächen von einer Vitalitätsabnahme betroffen sind. Tatsächlich weisen zwischen 2013 und 2020 15 % der Flächen einen Rückgang der Vitalitätswerte auf (statt 7 % im Dreijahreszeitraum 2018-2020) (Abb. 10). Im Falle der Nadelbaumforsten sind es sogar über 20 % der Flächen. Besonders deutlich wird dies an den westlichen Kiefernforsten im Nordostdeutschen Tiefland. Hier ist es in vielen Beständen längerfristig zu einem Vitalitätsrückgang gekommen, der in der kurzfristigen Betrachtung nicht hervortritt. Das könnte zum einen auf eine gewisse Resilienz hindeuten, sollte aber auch als Warnsignal verstanden werden. Viele Kiefernforsten des Nordostdeutschen Tieflands stehen ggf. bereits kurz vor einem Kipppunkt. Wenn davon ausgegangen werden kann, dass auch die Wälder ohne Veränderung der Vitalitätswerte geschwächt sind, weisen zwischen 2013 und 2020 sogar ca. 60 % der Nadelforsten eine Schwächung auf. Im Falle der Laubmischwälder gab es 2013-2020 lediglich auf ca. 8 % der Fläche eine Verringerung der Vitalität (ca. 4 % von 2018-2020).



**Abb. 10: Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2013 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen. (identische Flächenkulisse wie bei Analyse 2018-2020: zur besseren Vergleichbarkeit mit Bezug auf die Waldfläche 2017, also ohne Berücksichtigung von Flächen mit Baumbiomasseverlust zwischen 2013-2017).**

Interessant ist die Betrachtung der durchschnittlichen Vitalitätswerte der Wälder über einen längeren Zeitraum (Abb. 11). Die Werte von Laub- und Nadelwald liegen in den Jahren 2013 bis 2020 zwischen 0,8 und 0,92, wobei eine Differenz zwischen Laub- und Nadelwäldern von 0,045 bis 0,028 sichtbar ist. Deutlich zeigt sich der Einfluss des Hitzejahres 2018 auf die Vitalität von Nadelwäldern, die in den Jahren 2018-2020 klar absinkt. Zwar ist eine verringerte Vitalität in und nach 2018 auch bei Laubwäldern aufgetreten, jedoch in einem viel geringeren Maße.



**Abb. 11:** Mittelwerte der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland von 2013 bis 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Pro Jahr und Waldklasse sind die Standardabweichungen der Mittelwerte dargestellt. Für die Interpretation der Ergebnisse bedeutsam ist die Tatsache, dass jeweils Flächen mit abgestorbenen Bäumen jedes Jahr ausgeschieden wurden. Es gibt also keine Beeinflussung der Zeitreihe durch kahle Kalamitätsflächen.

### 3.2. Trockenstress und Veränderung der Vitalität

Sollten allein klimawandelbedingte Extreme für die Schädigungen der Wälder verantwortlich sein, müsste es eine eindeutige Korrelation etwa zwischen Dürre und dem Rückgang der Vitalität geben. Entsprechend wurde in einer Analyse getestet, ob es eine Beziehung zwischen Vitalitätsveränderung 2018-2020 sowie der durchschnittlichen Dürre 2017-2020 gibt (Dürre auf der Grundlage des Bodenfeuchtigkeitsindex des UFZ-Dürremonitors, Zink et al. 2016).

Abb. 12 zeigt eine entsprechende Chloroplethen-Karte, in der die Kombination von Bodenfeuchtigkeit und Vitalitätsveränderungen als Farbkombinationen dargestellt werden. Grüntöne etwa zeigen Gebiete mit Vitalitätszunahme ohne ausgeprägte Dürre. Dunkle Brauntöne heben Gebiete hervor, in denen die Vitalitätszunahme mit außergewöhnlich starker Dürre übereinstimmen. Wiederum zeigen rötliche und helle Brauntöne einen Vitalitätsverlust ohne ausgeprägte Dürre. Es gibt kaum Abnahme von Vitalität in Gebieten, wo keine Dürre herrschte (gelb), aber es gibt durchaus Wälder, deren Vitalität trotz Dürre zugenommen hat. Dies sind u.a. Flächen mit nachwachsenden Laubwäldern.

Es gibt mehrere Gründe dafür, dass keine einheitliche Beziehung zwischen Dürre und Vitalitätsveränderung existiert. Zum einen schwächen auch andere klimakrisenbezogene Treiber jenseits der Trockenheit die Vitalität (z.B. Hitze). Zum anderen gibt es bekanntermaßen die Abhängigkeit von der waldbaulichen Situation: Nadelbaumbestände – v.a. Fichten – sind in den Extremjahren auch bei weniger ausgeprägter Dürre abgestorben,

und in Schwerpunktgebieten der Dürre gibt es ohne Weiteres auch Laubmischwälder, die nicht stark geschädigt wurden.

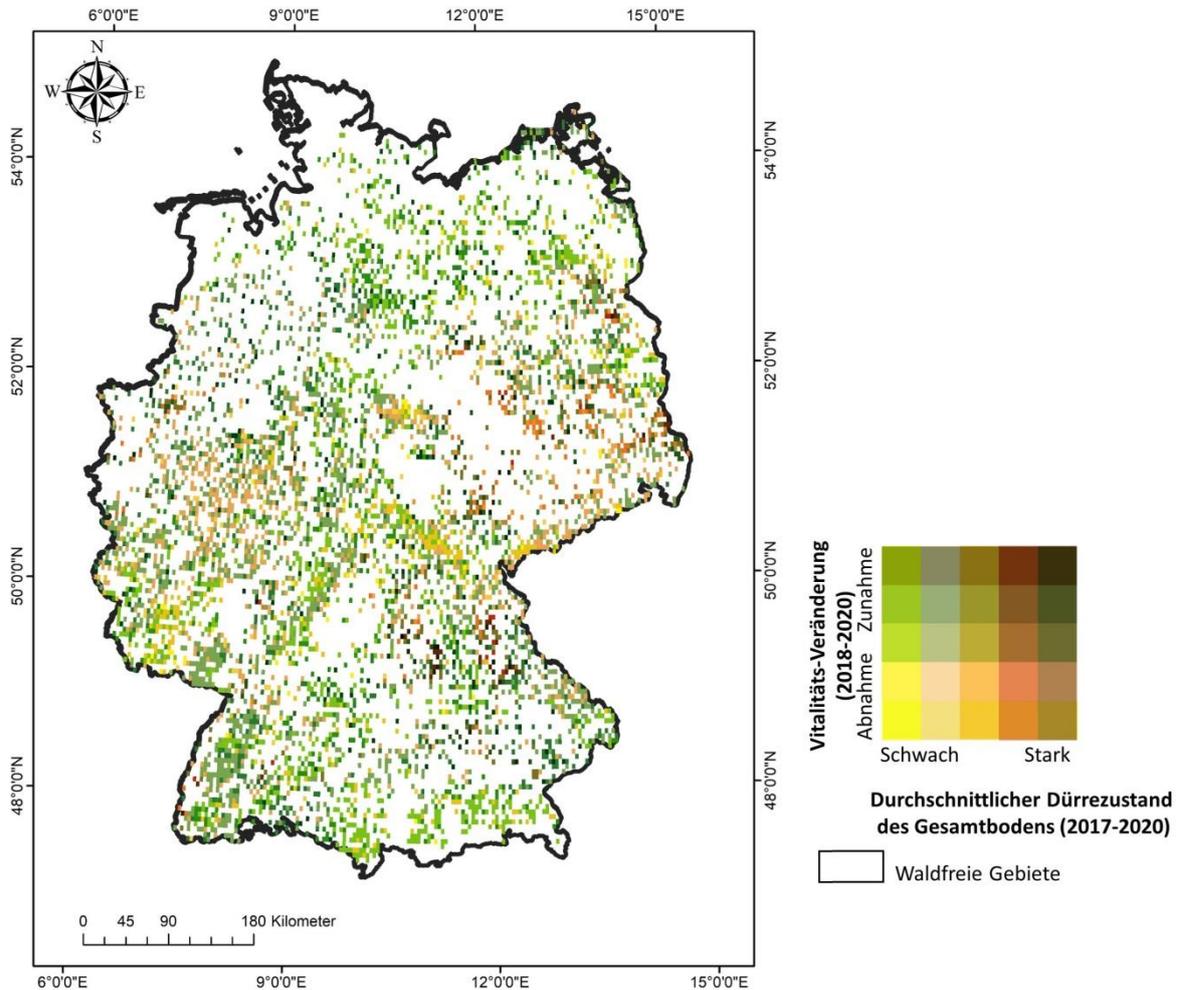


Abb. 12: Chloroplethen-Karte von Bodenfeuchtigkeitsindex (durchschnittliche Dürre 2017-2020) und Veränderung der Waldvitalität (NDVI-Veränderung 2018-2020).

### 3.3. Veränderung des Wassergehalts in der Vegetation bzw. Veränderung des Wasserstress

Die regionalen Hotspots des Wasserstress ( [starke] Abnahme des NDWI) (Abb. 11) entsprechen denjenigen der Abnahme der Vitalität (NDVI). Über 194.000 Hektar waren von 2018 bis 2020 durch einen starken Rückgang der Indexwerte gekennzeichnet und markieren die schwer geschädigten oder gar geräumten Waldflächen. Über 12 % der Nadelforsten waren in diesem kurzen Zeitraum von einem Rückgang betroffen (8,5 % der Laubwälder) (Abb. 12).

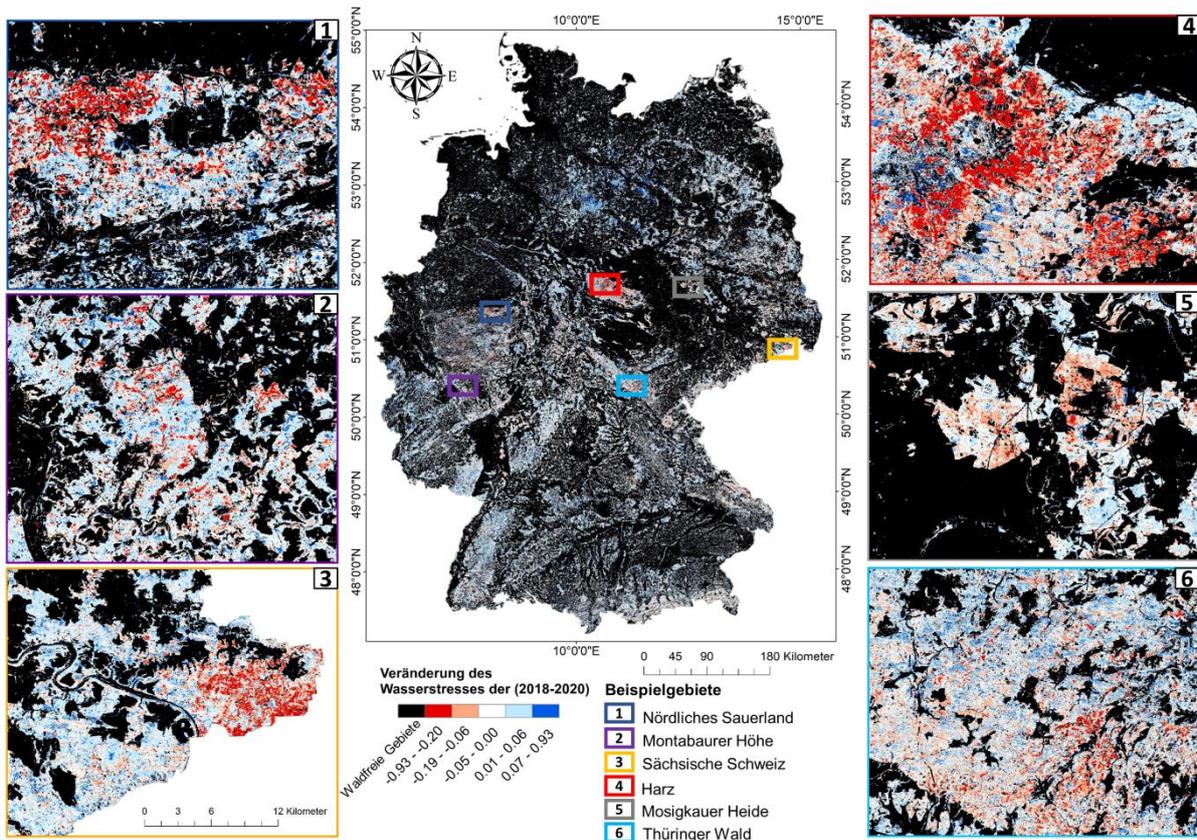


Abb. 13: Dreijahres-Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehaltes (NDWI) in den Wäldern Deutschlands bzw. in besonders von Schädigungen betroffenen Beispielgebieten, 2018-2020.

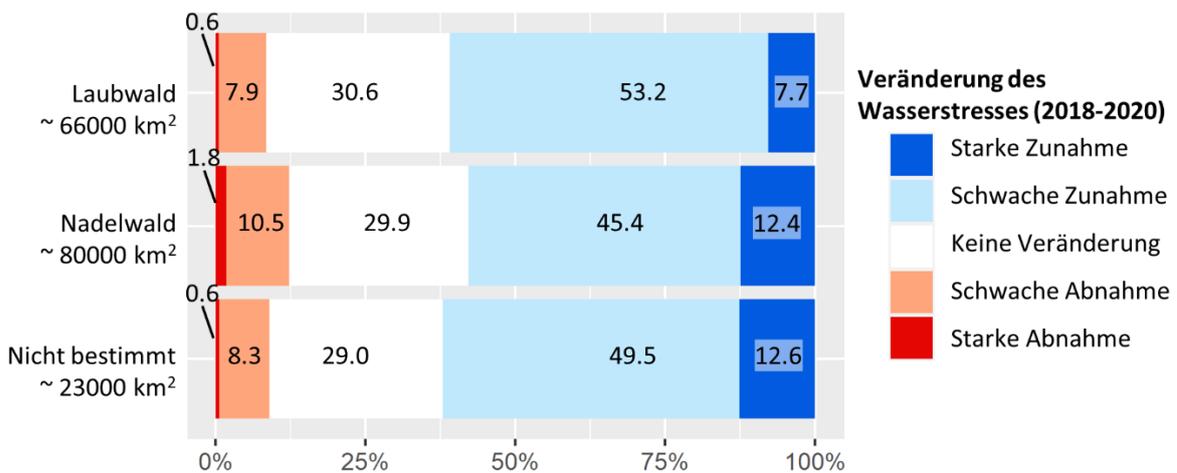
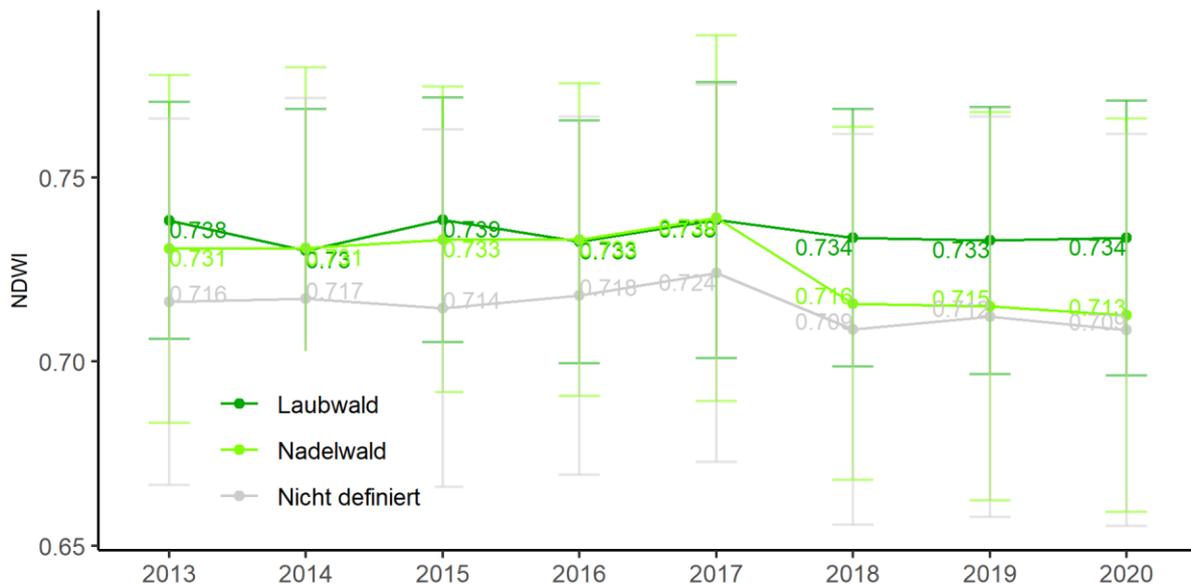


Abb. 14: Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehaltes (NDWI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen.

Die Mittelwerte des (Kronenraum-)Wassergehaltes (NDWI) von 2013 bis 2020 in Laub- und Nadelwäldern liegen zwischen 0,65 und 0,8 und sind in den Jahren 2013-2017 bei allen Waldtypen in einem ähnlichen Bereich. Wie bei der Zeitreihe der Vitalität (NDVI) zeigt sich ein

deutlicher Einfluss des Hitzejahres 2018 auf den Wassergehalt von Nadelwäldern, die deutlich absinkt und auf niedrigerem Niveau verbleibt. Zwar ist ein verringerter Wassergehalt in und nach 2018 auch bei Laubwäldern aufgetreten, jedoch wie bei der Vitalität in einem viel geringeren Maße. Bemerkenswert, dass im Jahr 2014 ein leicht niedrigerer Wert auftrat.



**Abb. 15:** Mittelwerte des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) von Waldflächen in Deutschland von 2013 bis 2020 unterschieden nach Laubwald-, Nadelwald- und unbestimmten Waldflächen. Pro Jahr und Waldklasse sind die Standardabweichungen der Mittelwerte dargestellt. Für die Auswahl der Flächen pro Jahr siehe Methodenteil. Für die Interpretation der Ergebnisse bedeutsam ist die Tatsache, dass jeweils Flächen mit abgestorbenen Bäumen jedes Jahr ausgeschieden wurden. Es gibt also keine Beeinflussung der Zeitreihe durch kahle Kalamitätsflächen.

### 3.4. Veränderung der Waldvitalität in Schutzgebieten

Auch in den Großlandschaften, die 2018-2020 stark von Hitze und Dürre betroffen waren, gibt es Waldflächen, die sich durch eine Steigerung der Vitalität auszeichnen. Da es deutliche Hinweise gibt, dass intensiv genutzte Wälder besonders stark unter der Extremwitterung gelitten haben, lohnt eine genauere Untersuchung von seit längerer Zeit geschützten Wäldern.

Abb. 13-14 heben die Regionen hervor, in denen sich die bedeutenden Buchenwald-Schutzgebiete Deutschlands befinden, welche zur UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ gehören: Nationalpark Kellerwald, Nationalpark Hainich, Grumsin im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, Serrahn im Müritz Nationalpark und Nationalpark Jasmund. Der Kartenausschnitt des Serrahnteils des Müritz Nationalparks umfasst auch den ältesten Buchenwald Deutschlands, das NSG Heilige Hallen in der Feldberger Seenlandschaft.

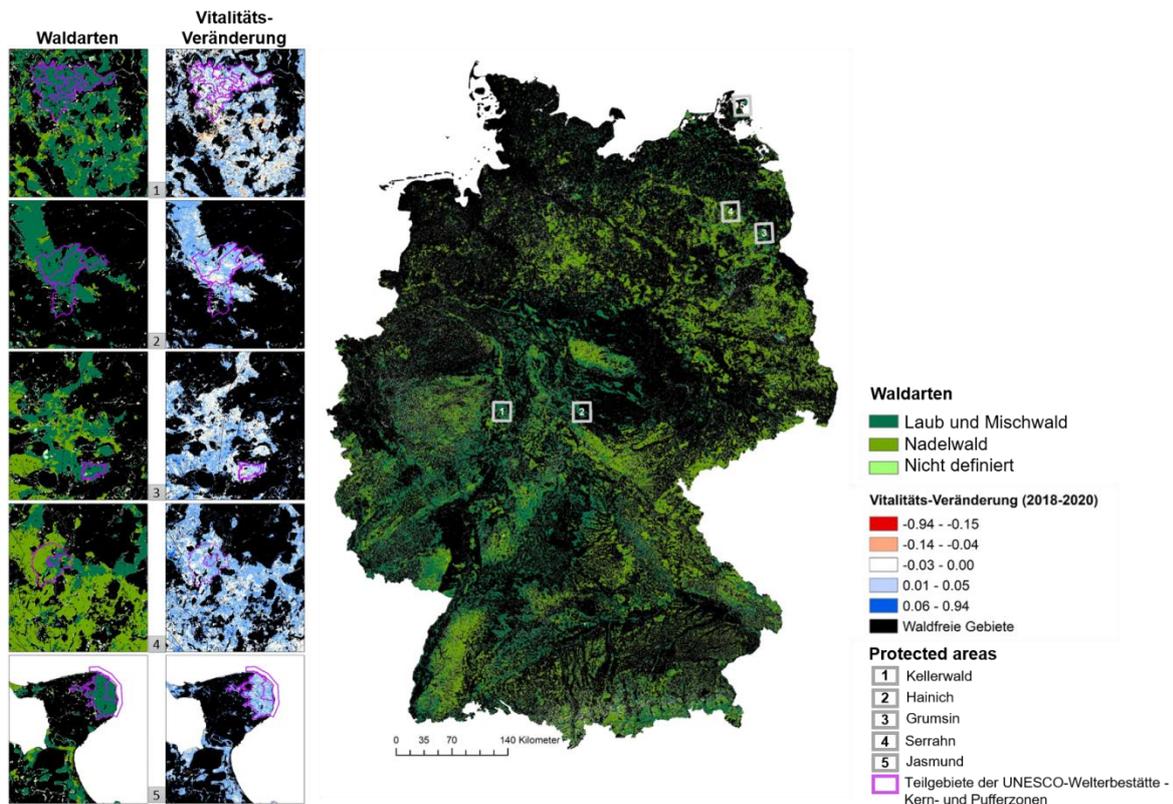


Abb. 16: Veränderung der Vitalität in den Waldgebieten, welche Teilgebiete der seriellen UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“ einschließen.

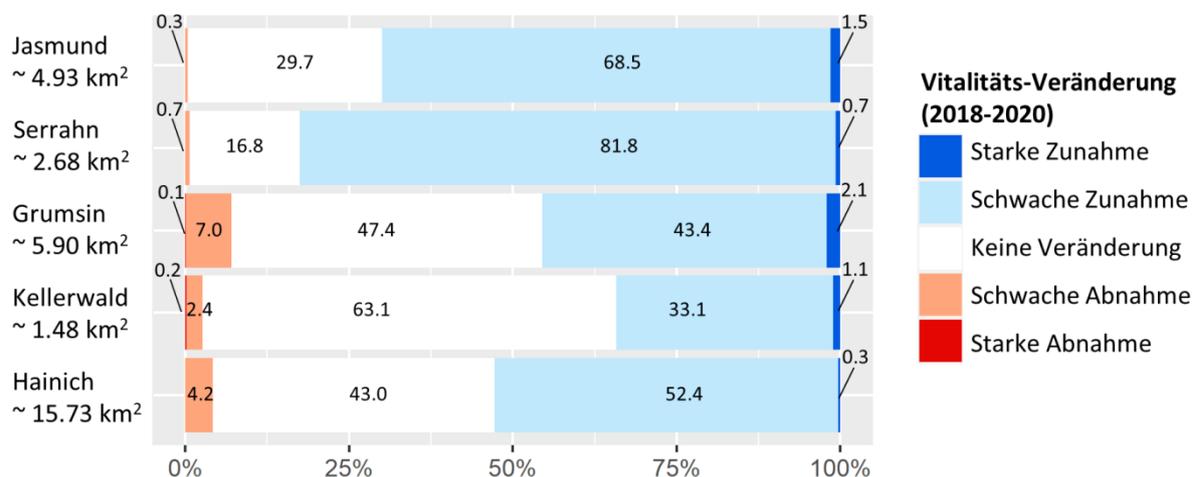


Abb. 17: Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 in den Kernzonen der Teilgebiete der seriellen UNESCO-Welterbestätte „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen.

Es wird deutlich, dass größere Anteile der Laubwälder in einigen der ausgewählten Regionen von 2018-2020 einen zumindest leichten Anstieg der Vitalität aufweisen. Im Falle des Jasmund-Nationalparks dürfte die puffernde Wirkung der See dazu beigetragen haben, dass Schädigung und Schwächung deutlich unterdurchschnittlich ausgefallen sind. Der Serrahn-Buchenwald liegt inmitten eines größeren Waldgebiets, so dass die Pufferzone vermutlich einen gewissen Schutz vor Hitze und Trockenheit bietet. Der Grumsin-Buchenwald ist vergleichsweise klein und liegt in direkter Nachbarschaft zu sich stärker erwärmenden

Nichtwaldflächen und weist einen höheren Anteil von Flächen auf, die von einer (schwachen) Vitalitätsabnahme betroffen sind. Der Kellerwald ist deutlich geschwächt und weist einen vergleichsweise geringen Anteil von Flächen mit Vitalitätszunahme auf.

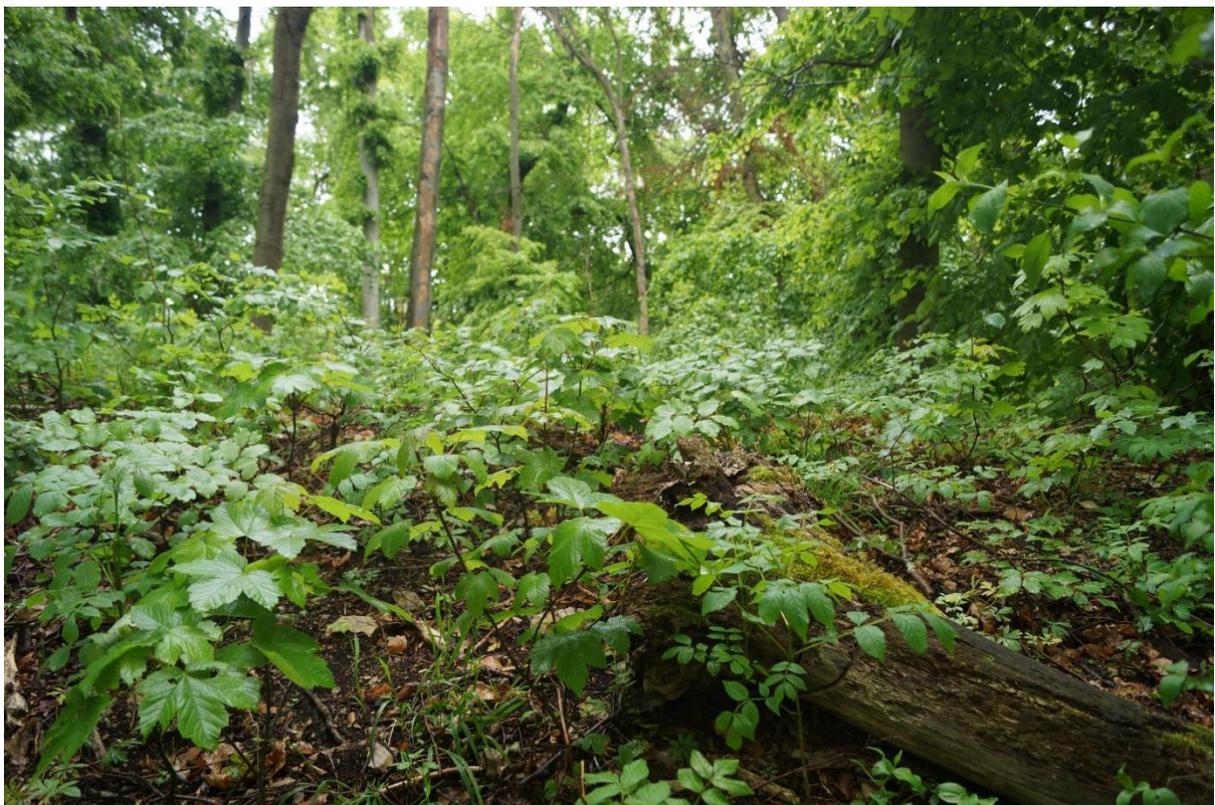
In der Kernzone des Hainich-Nationalparks, der sich inmitten einer stark von Trockenheit betroffenen Region befindet und wo v.a. auf extremeren Standorten (z.B. Burgberg und Eichenberg auf flachgründigen Kalkstandorten; Fotos 10, 13) eine Schädigung von Buchen verzeichnet wurde, zeigt mehr als die Hälfte der Waldflächen sogar eine leichte Zunahme der Vitalität. Einige Bereiche, die eine deutliche Vitalitätsabnahme zeigen, sind zudem auch vom Absterben von Fichten im Nationalpark betroffen. Allzu leichtfertig wurde in jüngster Zeit von manchen Akteuren kolportiert, dass man an den Wäldern des Hainich erkennen könne, dass alte Buchenwälder in Deutschland keine Chance mehr hätten. Tatsächlich zeigten die Buchenmischwälder an den extremen Standorten in Thüringen, in denen v.a. 2018/2019 Schädigungen zu verzeichnen waren (z.B. auch Hohe Schrecke), inzwischen vielfältige Resilienz-Reaktionen (Fotos 11-12). Nicht alle Buchen, die etwa 2018 mitten in der Vegetationsperiode ihre Blätter verloren, waren oder sind abgestorben. Tatsächlich war vielerorts – wie auch von den fernerkundungsbasierten Daten suggeriert – 2020/2021 eine gewisse Erholung beobachtbar. Außerdem waren auch niemals Buchen von flächigem Absterben betroffen wie die Fichten in den gepflanzten Monokulturen. Allemal zeigt sich im Unterwuchs der stärker aufgelichteten Wälder eine deutliche Regeneration. Zuweilen wird auch übersehen, dass selbst in streng geschützten Nationalparks in der Vergangenheit Nutzung und Infrastruktur die natürliche Resistenz und Resilienz herabgesenkt haben kann (vgl. Foto 13).



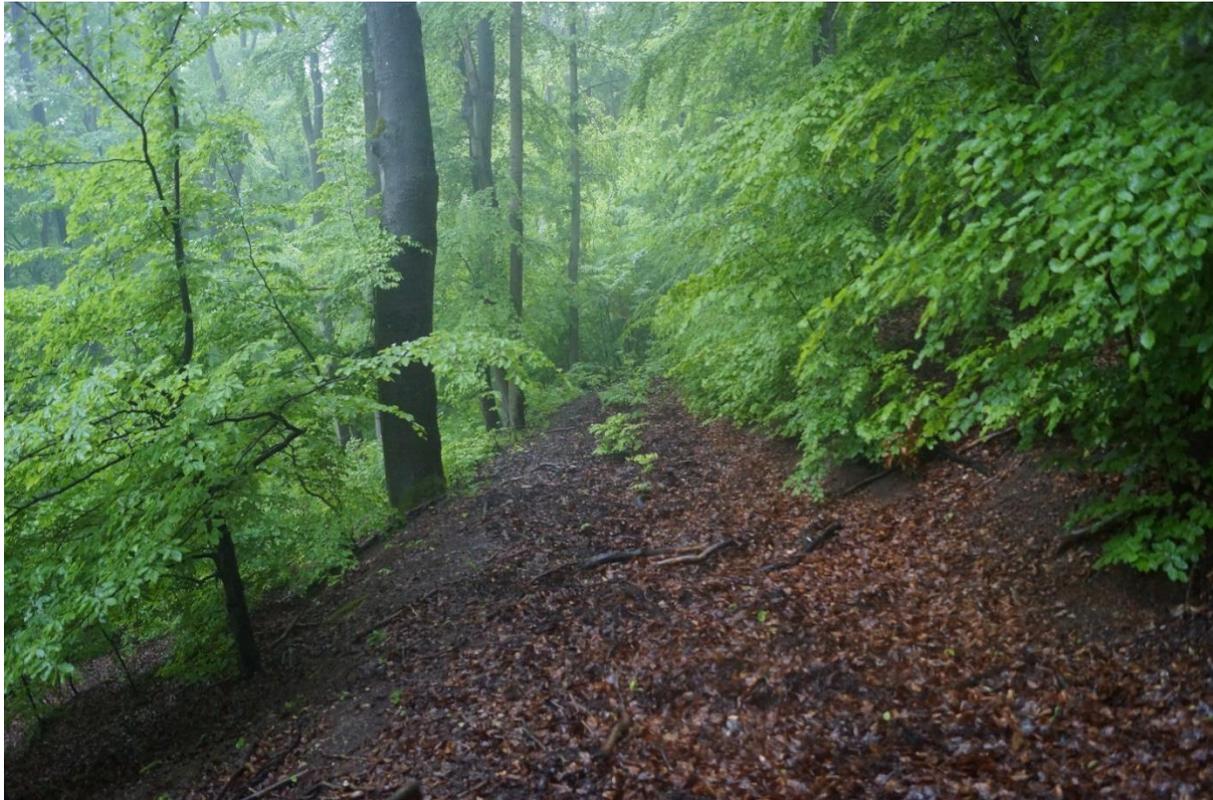
**Foto 10: Geschädigter Buchenwald auf flachgründigem Muschelkalk in Südwestexposition, Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 17.7.19).**



**Foto 11: Partielle Erholung von Einzelbäumen im durch Trockenheit geschädigten Buchenwald am Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21).**



**Foto 12: Regeneration von geschädigtem Buchenmischwald auf Muschelkalk, Hohe Schrecke, Thüringen (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21).**



**Foto 13:** Eine ehemalige Forststraße im Buchenwald am Eichenberg, Nationalpark Hainich, Thüringen, ist nach Jahrzehnten strengen Schutzes noch gut zu erkennen. (Foto: P.L. Ibisch: 21.5.21). Die ‚Erblast‘ historischer Nutzung und Degradation von Waldökosystemen ist bei der Beurteilung von Vulnerabilität und Schädigung unbedingt zu berücksichtigen.

Eine wichtige Frage liegt nahe: Wären die Waldlandschaften in den von Trockenheit betroffenen Gebieten jetzt nicht von derartig katastrophalen Schäden betroffen, wenn es in Deutschland ausgedehntere dichte und weniger intensiv bewirtschaftete Laubwälder gegeben hätte und frühzeitig mehr Nadelbaummonokulturen in Laub- oder Laubmischwälder umgewandelt worden wären? Viel spricht für eine entsprechende These.

Ernüchternd sind in diesem Zusammenhang die Befunde in vielen Schutzgebieten. Dies betrifft die Wälder innerhalb von europäischen Schutzgebieten, den Natura 2000-Gebieten: Die Verluste der Vitalität und die Zunahme des Wasserstresses in Natura 2000-Wäldern sind mindestens genauso groß wie außerhalb (Abb. 15-16). Der Grund hierfür dürfte sein, dass in den Natura 2000-Wäldern forstlich mehr oder weniger genauso intensiv gewirtschaftet wie außerhalb. Tatsächlich sind auch FFH-Gebiete sogar von Kahlschlägen und flächigen Räumungen betroffen (nach eigenen Beobachtungen u.a. in den Gebieten Montabaurer Höhe in Rheinland-Pfalz [Abb. 29] oder Harzer Bachtäler in Sachsen-Anhalt [Foto 3]; beide Gebiete sind zudem Wasserschutzgebiete).

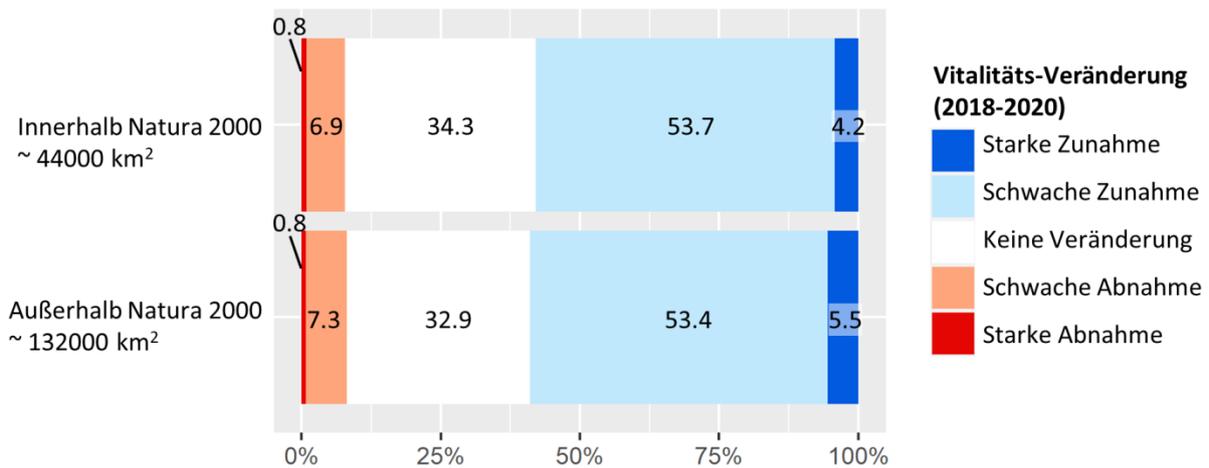


Abb. 18: Veränderung der Vitalität (NDVI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen.

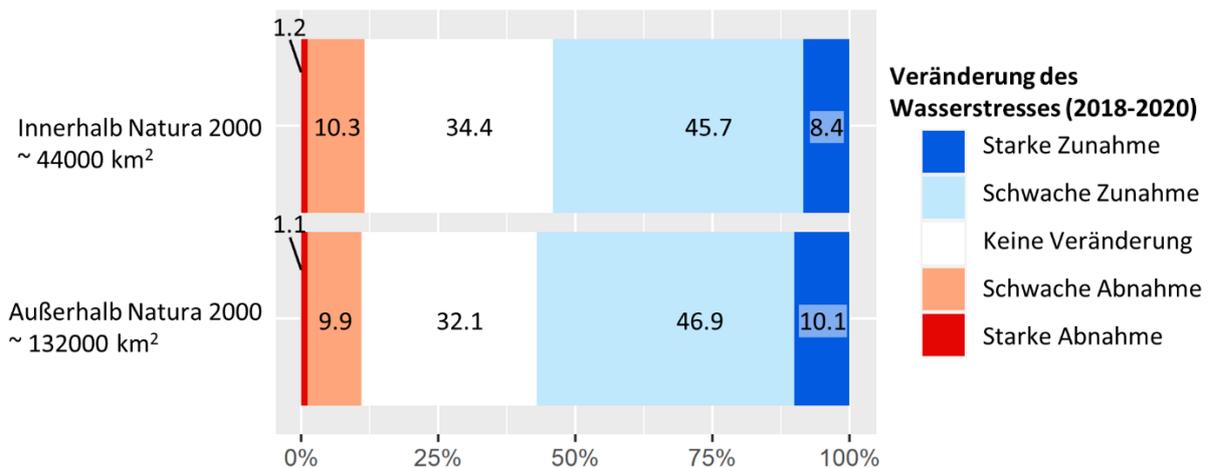


Abb. 19: Veränderung des (Kronenraum-)Wassergehalts (NDWI) von Waldflächen in Deutschland zwischen 2018 und 2020 innerhalb und außerhalb von Natura 2000-Gebieten. Durch Rundungen kann die Summe von 100 % abweichen.

### 3.5. Erwärmung der Waldflächen durch Nutzung und Absterben von Bäumen sowie mikro- und mesoklimatische Folgewirkungen

Die Erhöhung von Durchschnitts- und Maximaltemperaturen gehört zu den ökologisch relevantesten Klimawandelfolgewirkungen für Ökosysteme und Menschen. Neben den direkten schädigenden Hitzeeinwirkungen etwa auf Pflanzengewebe steht dabei auch die Austrocknung im Vordergrund. Die Auswirkungen von Temperaturextremen auf die Pflanze ergeben sich aus der Kombination von kombinierten hohen Lufttemperaturen und dem steigenden atmosphärischen Wasserdampfbedarf – wärmere Luft nimmt mehr Wasser auf und wirkt dadurch austrocknend (Hatfield & Prueger 2015). Das Problem des steigenden Dampfdruckdefizits wurde bereits mit erhöhter Baum mortalität in Verbindung gebracht (Breshears et al. 2013; Williams et al. 2013), aber es wurde ihm lange Zeit eine geringere

Aufmerksamkeit zuteil als den direkten Temperaturwirkungen oder dem Rückgang von Niederschlägen (Grossiord et al. 2020).

Es ist schon lange gut bekannt, dass bestimmte Vegetationstypen niedrigere Oberflächentemperaturen aufweisen, und dies steht im Einklang mit modernen Konzepten der Ökosystemthermodynamik. Reifere Ökosysteme geben ihre Energie mit geringerer Exergie ab und haben niedrigere Oberflächentemperaturen (z. B. Schneider und Kay 1994, Maes et al. 2011).

Anhand der Oberflächentemperaturen haben Hesslerová et al. (2018) herausgearbeitet, wie die Temperatur in Gebieten des Nationalparks Sumava, in denen die Wälder kalamitätsbedingt zusammengebrochen sind, angestiegen ist. Sie weisen auch darauf hin, dass die höheren Oberflächentemperaturen zur Erzeugung von fühlbarer Wärme anstelle von Evapotranspiration führen, was die Wälder abkühlt. Die fühlbare Wärme treibe zudem turbulente Luftmassenbewegungen in der Atmosphäre an. Die aufsteigende warme Luft transportiert Wasserdampf in die Atmosphäre (Advektion) und trocknet somit die Landschaft aus. Die Wassermenge, die durch Advektion in die Atmosphäre transportiert wird, kann wesentlich größer sein als die Menge, die sonst von Bäumen verdunstet wird. Es handelt sich buchstäblich um "Luftflüsse", die unsichtbar die Landschaft entwässern (Hesslerová et al. 2018). Besonders kritisch ist der Wasserverlust bei langanhaltenden Trockenperioden, da er sich im Sinne einer positiven Rückkopplung negativ auf den verbleibenden Baumbestand auswirkt: Der Verlust an verfügbarem Wasser führt zu einer nachhaltigen Abnahme der Produktivität und Vitalität der Vegetation (siehe auch Abschnitt 3.5.).

Bekanntermaßen sind die thermodynamischen Prozesse in Ökosystemen eng mit ökohydrologischen Funktionen verbunden, die die Gewinnung, das Recycling und die Speicherung von Wasser im Ökosystem unterstützen (Ellison et al. 2017). Hinzu kommen noch nicht vollauf verstandene, aber offenkundig überaus relevante Wirkungen von kühlen Wäldern auf den Niederschlag. Sheil (2018) weist darauf hin, dass von feuchten Oberflächen verdunstendes Wasser, einschließlich des von der Vegetation aufgefangenen und gehaltenen Wassers, eine wichtige Quelle für atmosphärische Feuchtigkeit ist. Es gäbe theoretische Gründe für die Annahme, dass diese Feuchtigkeit eher lokal recycelt wird als jene aus der Transpiration (van der Ent et al. 2014). In jedem Fall übersteige die Gesamtemission von Wasserdampf aus Wäldern (Transpiration und Verdunstung aus anderen Quellen zusammengenommen) typischerweise diejenige aus anderer Vegetation und sogar aus offenen Gewässern.

Die Kühlungswirkung von Wald ergibt sich aus der Dissipation von Strahlungsenergie entlang der Nahrungsketten, aus der Verdunstungskühlung sowie durch die kurzfristige Speicherung von Wärmeenergie in der thermischen Masse (z.B. lebende und tote Biomasse, Boden). Die

physiologisch und ökologisch relevante Kühlungswirkung erfolgt tagsüber v.a. zu Tageszeiten und Jahreszeiten, in denen besonders hohe Temperaturen erreicht werden. Die Kühlungswirkung bedeutet selbstverständlich nicht, dass eingestrahlte Energie bzw. Wärme ‚eliminiert‘ wird. Vom System aufgenommene Energie wird zum größeren Teil zeitverzögert wieder abgegeben (z.B. nächtliche Wärmeabstrahlung) bzw. durch Verdunstung aus dem System in die Atmosphäre abgeführt. Das heißt, dass die Kühlungswirkung keinesfalls einen Beitrag zur Reduktion der globalen Klimakrise leistet – allerdings mildert sie die Folgewirkungen von Hitze und Austrocknung in den Ökosystemen selbst sowie z.B. auch in Siedlungen.

Die Hitze-Inseleffekte von Siedlungen mit ausgedehnten überbauten Flächen sind gut bekannt (z.B. Su et al. 2010, Feizizadeh & Blaschke 2013). Angesichts der fortschreitenden Klimakrise mit extremeren Witterungen nimmt die Bedeutung von kühlenden Landschaftselementen deutlich zu. Die Verringerung von Temperaturspitzen, die Kühlungsleistung von Wäldern und damit auch die Reduktion der Verdunstung und von Wasserverlust sind nicht nur für die Stabilität der Ökosysteme selbst bedeutsam, sondern auch für die Gesamtlandschaft und den Landschaftswasserhaushalt (Gohr et al. 2021). Die Kühlungsfunktion ist besonders ausgeprägt, wenn Wälder dicht und biomassereich sind, und der relative Kühlungseffekt ist bei hohen Temperaturen stärker ausgeprägt (De Frenne et al. 2019; Norris et al. 2012; Zellweger et al. 2019). Die Erhaltung kühlerer gesunder Wälder ist außerdem für die Bewahrung mikroklimatischer Refugien für zahlreiche von der Klimakrise akut bedrohter Organismen bedeutsam (Suggitt et al. 2011).<sup>4</sup>

Das Landschaftstemperrégime ist im Zusammenhang mit der Klimakrise also nicht nur wegen der entsprechenden regulierenden Ökosystemleistungen für den Menschen, sondern auch für die Funktionstüchtigkeit der Ökosysteme von größter Bedeutung. Deshalb soll im Folgenden dargestellt werden, wie Waldflächen zur Kühlung der Landschaft beitragen bzw. inwiefern Waldveränderungen zu Einbußen der Kühlungs- und Pufferungskapazität führen.

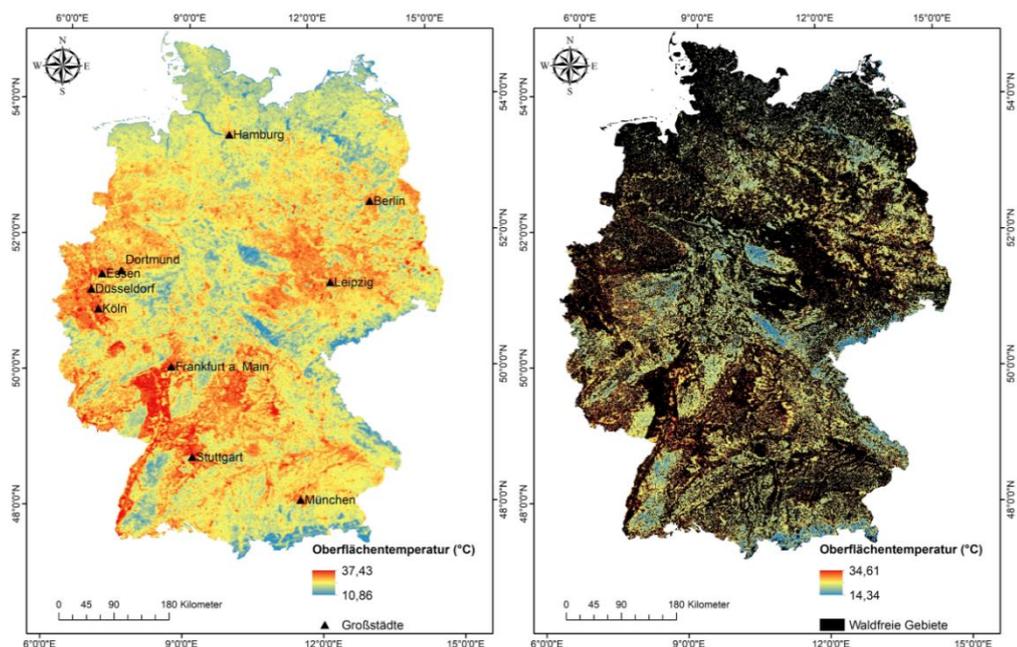
#### Befunde aus der Analyse von fernerkundungsbasierten Landoberflächentemperaturen

Eine Temperaturkarte der heißen Tage des Jahres 2020 in Deutschland (Abb. 20) zeigt die geographische Verbreitung des Hitzestresses, welchem die Ökosysteme (und Menschen) ausgesetzt waren. Wie zu erwarten sind größere Temperaturunterschiede zwischen Berg- und Tiefland zu verzeichnen. Die tiefsten Durchschnittstemperaturen der heißesten Tage belaufen sich auf <11°C und die höchsten auf über 37°C. Zu den deutlich wärmsten Regionen gehören die weitgehend waldfreien Regionen etwa des oberrheinischen Tieflands, am Niederrhein oder im Bereich der Lössbörden östlich des Harzes.

---

<sup>4</sup> Text unter 3.5. bis hier, zum Teil neu zusammengestellt, aus Ibisch et al. (2021); siehe auch Gohr et al. (2021).

Die größten relativ kühlen Räume sind die Waldgebiete im Alpenraum, aber auch in verschiedenen Mittelgebirgen. Die kältesten Waldgebiete hatten eine Temperatur von ca. 14°C und die wärmsten von über 34°C. Noch treten größere, relativ kühle Waldblöcke im Harz und im Thüringer Wald deutlich hervor. Es zeigt sich hier aber bereits der Verlust an Baumbiomasse; Kahlfächen, die nach der Räumung von Kalamitätsflächen entstanden sind, heben die Landoberflächentemperatur, was selbst bei relativ geringer Auflösung erkennbar ist. Dies ist auch in westdeutschen Regionen, die besonders schwer vom Absterben von Fichten betroffen sind (z.B. Sauerland, Siegerland), überaus deutlich.



**Abb. 20: Durchschnittliche Landoberflächentemperaturen in Deutschland an den heißesten Tagen des Jahres 2020.**

Die kältesten Waldgebiete im Tiefland liegen erwartungsgemäß im Norden – und zwar vor allem dort, wo die Landschaften von ausgedehnteren Waldgebieten geprägt werden (v.a. Wälder der Mecklenburgischen Seenplatte). Kleinere Waldinseln im Offenland erwärmen sich stärker als größere zusammenhängende Waldgebiete. Dies gilt selbstverständlich insbesondere für Waldfragmente, die in eine sehr warme Offenland-Matrix eingebettet sind. Die entsprechenden negativen thermischen Randeffekte schwächen kleine Waldgebiete deshalb nicht nur durch die unmittelbaren Hitzewirkungen am Waldrand. Sich stark erwärmende Gesamtlandschaften bedeuten für naturnahe Ökosystemrelikte einen erhöhten Hitze- und Trockenstress. Dieser Stress erhöht sich mit zunehmender Erwärmung des Klimas überproportional stark (vgl. Gohr et al. 2021; umgekehrt fällt die relative Kühlung von Wäldern und Gewässern in höheren Temperaturbändern stärker aus).

## Quantifizierung des Einflusses von Wald auf das Landschaftstemperaturregime<sup>5</sup>

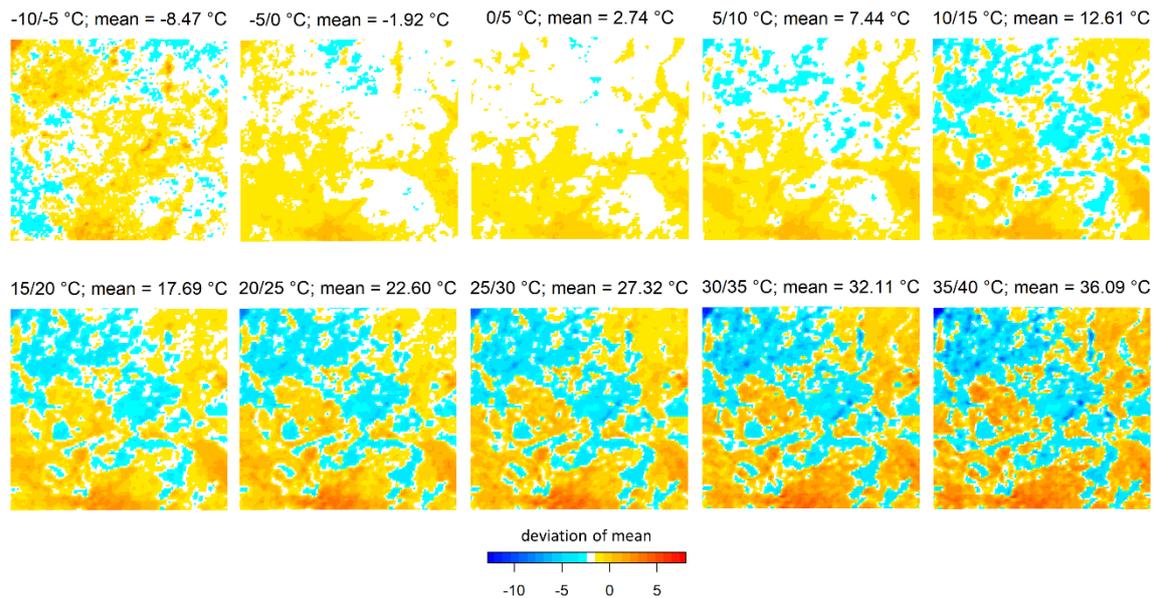
Steigende Temperaturen sind eine der gefährlichsten Folgen des Klimawandels und gefährden sozioökonomische Systeme (Chen et al. 2020), Ökosystemfunktionen (Fisher et al. 2017) und die menschliche Gesundheit (Vicedo-Cabrera et al. 2021, Luber & McGeehin 2008; Mora et al. 2017). Diese Erkenntnisse erhöhen die Bedeutung regulierender Ökosystemleistungen, wie z.B. die Minderung von lokalen Temperaturen und Temperaturspitzen. Während der positive Einfluss von Wäldern und Feuchtgebieten bzw. Gewässern auf das (Mikro-)klima allgemein bekannt und anerkannt ist (u.a. Blumröder et al. 2021, Alkama and Cescatti 2016, Bonan, 2008, Bright et al. 2017, Frenne et al. 2019; Zellweger et al., 2019), wurde ihr konkreter Beitrag zur regionalen Landschaftskühlung bislang nicht genau bewertet. Für eine Studie in Nordostdeutschland wurde eine satellitenbasierte Methode entwickelt, die die Wirkung von unterschiedlichen Landnutzungstypen auf die Oberflächentemperaturen in der Landschaft quantifiziert.

Für die Analysen wurde ein rund 11.000 km<sup>2</sup> großes Gebiet im nordostdeutschen Tiefland gewählt. Das Gebiet umfasst einen Landnutzungsgradienten, der die Metropole Berlin im Süden und die Mecklenburgische Seenplatte im Norden einschließt und dadurch verschiedene, unterschiedlich große Waldökosysteme, Gewässer, aber auch landwirtschaftliche Flächen sowie weitere urbane Bereiche in ländlicheren Regionen abdeckt.

Abbildung 21 zeigt das Gebiet in zehn Temperaturkarten aus dem Zeitraum 2002-2020, aufgeteilt nach aufgetretenen mittleren Temperaturen in der Landschaft in zehn Temperaturbereiche (-10/-5 °C bis +35/+40 °C). Deutlich zu erkennen sind die hohen Temperaturen im Ballungsraum Berlin (im Süden der Karten). Besonders interessant sind die mit steigenden Temperaturen relativ immer kühleren Wald- und Wasserflächen (in den Karten in blau). Im heißesten Temperaturbereich mit im Landschaftsmittel 35/40 °C, waren Wälder und Feuchtgebiete um bis zu 20,8 °C kühler als die maximale Oberflächentemperatur im Untersuchungsgebiet (44.1 °C). Es zeigte sich, dass die urbanen Räume deutliche ‚Hitzefflecken‘ und landwirtschaftliche Flächen mehr oder weniger ausgedehnte ‚Wärmeinseln‘ darstellen, während Wälder und vor allem Gewässer deutlich kühler sind. Dieser Effekt stellt sich umso stärker dar, je wärmer die betrachteten Temperaturbereiche sind. In diesem Gebiet zeigte sich: Je höher der Anteil von Wäldern und Gewässern, desto stärker ist ihre kühlende Wirkung – vor allem an heißen Tagen. Kleinere Waldgebiete zeigten wiederum höhere Temperaturen und eine geringere Vitalität als größere Wälder.

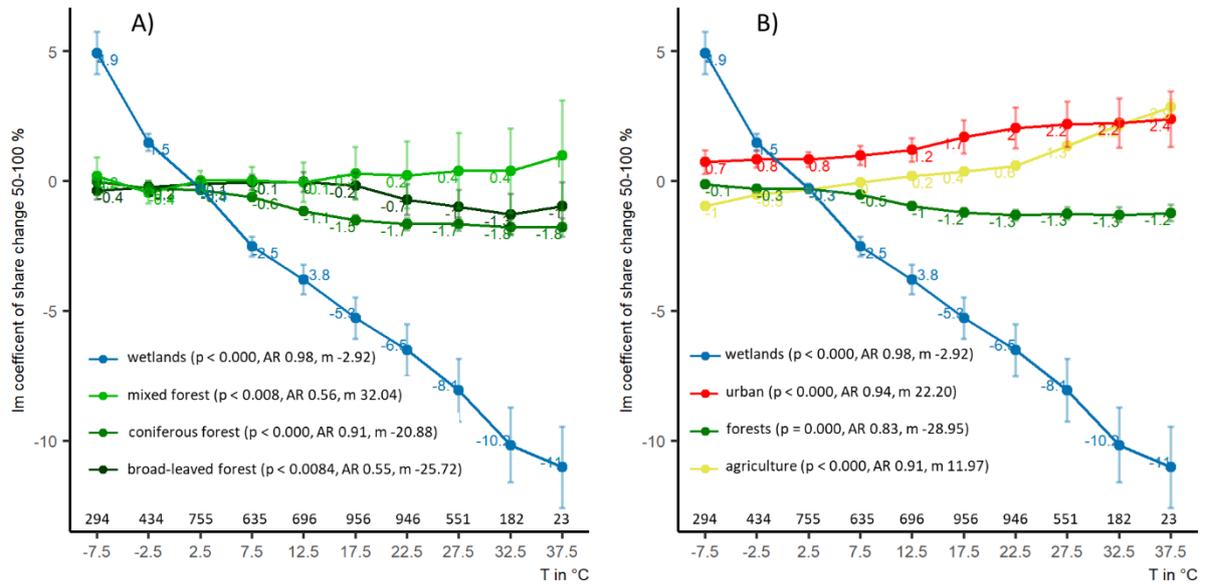
---

<sup>5</sup> Auf Grundlage der wissenschaftlichen Publikation von Gohr et al. (2021).



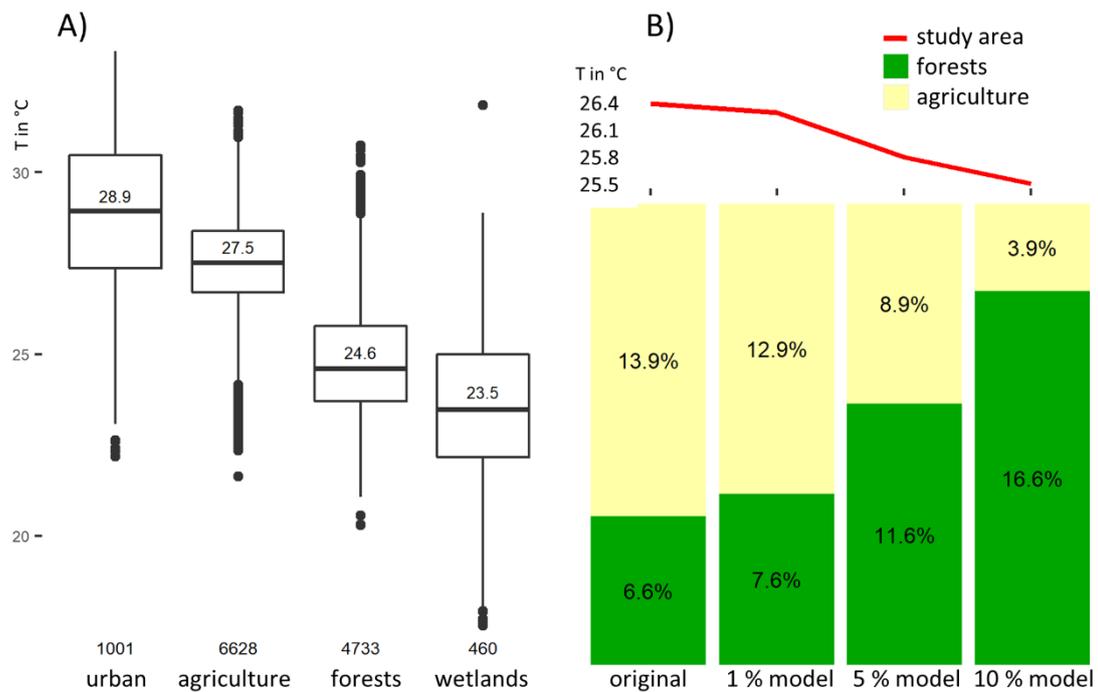
**Abb. 21: Zehn Temperaturbereiche zwischen – 10 und – 5 °C und 35 und 40 °C der Jahre 2002–2020 für das Untersuchungsgebiet, dargestellt als die Abweichung des mittleren Temperaturwerts pro Pixel. Der jeweilige Mittelwert jedes Temperaturbereiches ist weiß dargestellt, negative Abweichungen (Temperaturen kühler als das Mittel) blau und positive Abweichungen (Temperaturen wärmer als das Mittel) rot. (Gohr et al. 2021)**

Für die Untersuchung des Verhältnisses zwischen dem Anteil eines Landnutzungstyps und der Oberflächentemperatur wurden die linearen Modelle eines Landnutzungstyps von Temperaturen bei Anteilen von 50 bis 100 % an einer Fläche von 1 x 1 km des Mittels der heißesten Tage im Untersuchungsgebiet verwendet. Dabei weisen die verschiedenen Waldökosystemtypen unterschiedliche Muster auf. Bei jeweils gleichem Flächenanteil zeigten Laubwälder etwas geringere Oberflächentemperaturen im Vergleich zu Nadelwäldern. Die zusätzliche Kühlungsleistung von Nadelwäldern bei steigendem Flächenanteil war jedoch größer als diejenige von Laubwäldern, blieb aber dennoch unter dem Niveau (geringere Temperaturen bei hohem Flächenanteil) der Laubwälder. Demnach ist die absolute Kühlungsleistung von Laubwäldern insgesamt höher als die von Nadelwäldern. Dies stimmt mit Ergebnissen einer europaweiten (Schwaab et al. 2020) sowie einer US-amerikanischen Studie überein (Novick & Katul 2020). Das oben beschriebene Verfahren wurde auch für die jeweiligen Temperaturbereiche angewendet (Abb. 22). Mit steigenden Temperaturen wiesen Gewässer stark negative Werte und Wälder schwach negative Werte auf (also tiefe Temperaturen bei hohen Temperaturen in der Landschaft). Landwirtschaftliche Flächen und urbane Gebiete hingegen zeigten einen Anstieg der Werte mit steigenden Landschaftstemperaturen (Abb. 23 B).



**Abb. 22: Verhältnis des Koeffizienten (des linearen Modells Temperaturbereiche zu Landnutzungsanteil 50-100%) in 5 °C-Temperaturbereichen von -10/- 5 °C zu 35/40 °C für unterschiedliche Landnutzungstypen. Die 95 % Konfidenzintervalle der linearen Modelle werden für jeden Landnutzungstyp-Koeffizienten im jeweiligen Temperaturbereich angezeigt. Die Anzahl der Tage pro Temperaturbereich sind auf der X-Achse dargestellt. „p“ steht für Wahrscheinlichkeit, „AR“ für den *adjusted-R-squared* Wert und „m“ für die Neigung des linearen Modells. A) Diagramm der verschiedenen Waldtypen und Gewässer. B) Diagramm der zusammengefassten Landnutzungstypen: Gewässer, urbane Gebiete, Wälder und landwirtschaftlich geprägte Gebiete.**

Bei der Betrachtung der heißesten Tage (Tage mit Tageshöchsttemperatur  $\geq 30$  °C im Untersuchungszeitraum, für die Jahre 2002-2020) lagen die Temperaturen in Wäldern im Mittel fast 4 °C unter den Temperaturen städtischer Gebiete und im Mittel ca. 3 °C unter Temperaturen auf landwirtschaftlichen Flächen (Abb. X A). Die Modellierung einer theoretischen Umwandlung von 10 % der Agrarflächen im Untersuchungsgebiet in ‚durchschnittlichen Wald‘ ergab, dass sich die durchschnittliche Temperatur an Hitzetagen um 0,9 °C reduzieren würde (Abb. 23 B).



**Abb. 23: A) Temperaturen unterschiedlicher Landnutzungstypen an heißen Tagen ( $\geq 30$  °C) im Untersuchungsgebiet. Die Anzahl der Pixel ist auf der X-Achse angegeben. Der Median jedes Landnutzungstyps ist im Boxplot angegeben. B) Bedeckungsgrade und Temperaturveränderungen im Untersuchungsgebiet für drei Modelle. Die Balken zeigen die modellierten Szenarien, bei denen landwirtschaftlich genutzte Fläche (in Gelb) durch 1, 5 und 10 % Wald ersetzt würde. Der Liniengraph zeigt die sinkende Durchschnittstemperatur der Landschaft an heißen Tagen bei sich vergrößernder Waldfläche.**

Außerdem konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Vitalität der Vegetation und der Kühlungswirkung festgestellt werden. Je vitaler ein Waldökosystem ist, desto ausgeprägter ist seine Kühlungsleistung, wobei die effektive Kühlung wiederum dazu beiträgt, den Hitzestress unter Extremsommertemperaturen abzumildern, was sich dadurch positiv auf die Vitalität der Vegetation auswirken kann. Somit kann auf lokaler Ebene Klimawandeleffekten entgegengewirkt werden. Mit ihnen verbundene Risiken werden reduziert.

Die Studie zeigt, dass die Landschaftstemperatur von der Zusammensetzung der Landnutzungstypen abhängig ist. Die Kühlungsfunktion von Wäldern und Gewässern in der Landschaft an heißen Tagen ist durch ihre ökohydrologischen Funktionen zu erklären, die die Aufnahme, Verarbeitung und Speicherung von Wasser in den Ökosystemen unterstützen (Ellison et al. 2017). Evaporation, Transpiration und Schatten (in Wäldern) sichern die lokale Kühlung während des Tages (Ellison et al. 2017, Maes et al. 2011, Shen et al. 2020). Jedoch kann eine verringerte Bodenfeuchte durch Hitzeextreme die Temperaturregulierungsfunktionen beeinträchtigen (Teuling et al. 2010). Zusammenfassend ist die Temperaturregulierung von Wäldern und Gewässern in der Landschaft abhängig von unterschiedlichen lokalen und regionalen Faktoren wie Evaporation, Albedo, und Energieumwandlung, sowie von überregionalen Funktionen wie

Landnutzungstypenkomposition und Wolken (Wu et al. 2021, Shen et al. 2020, Bright et al. 2017, Zeng et al. 2017, Bonan 2008, Benayas et al. 2008, Zaitchik et al. 2006, Schneider & Kay, 1994). Die thermischen Effekte von Wäldern und Gewässern können als Potenzial für eine ökosystembasierte Anpassung an durch Klimawandel herbeigeführten Hitzestress verstanden werden (e.g. Kupika et al. 2019, Nanfuka et al. 2020). Die entsprechenden Ökosystemfunktionen müssen in Zielsysteme des Landschaftsmanagements integriert werden. Ziele und Anreize sollten geschaffen werden, um diese Funktionen zu unterstützen (Lusiana et al. 2017). Die in der Studie vorgestellte Quantifizierung der Kühlung der Landschaft mit satellitenbasierten Oberflächentemperaturdaten können für Analysen in Landschaften der gemäßigten Breiten ohne Weiteres übernommen werden.

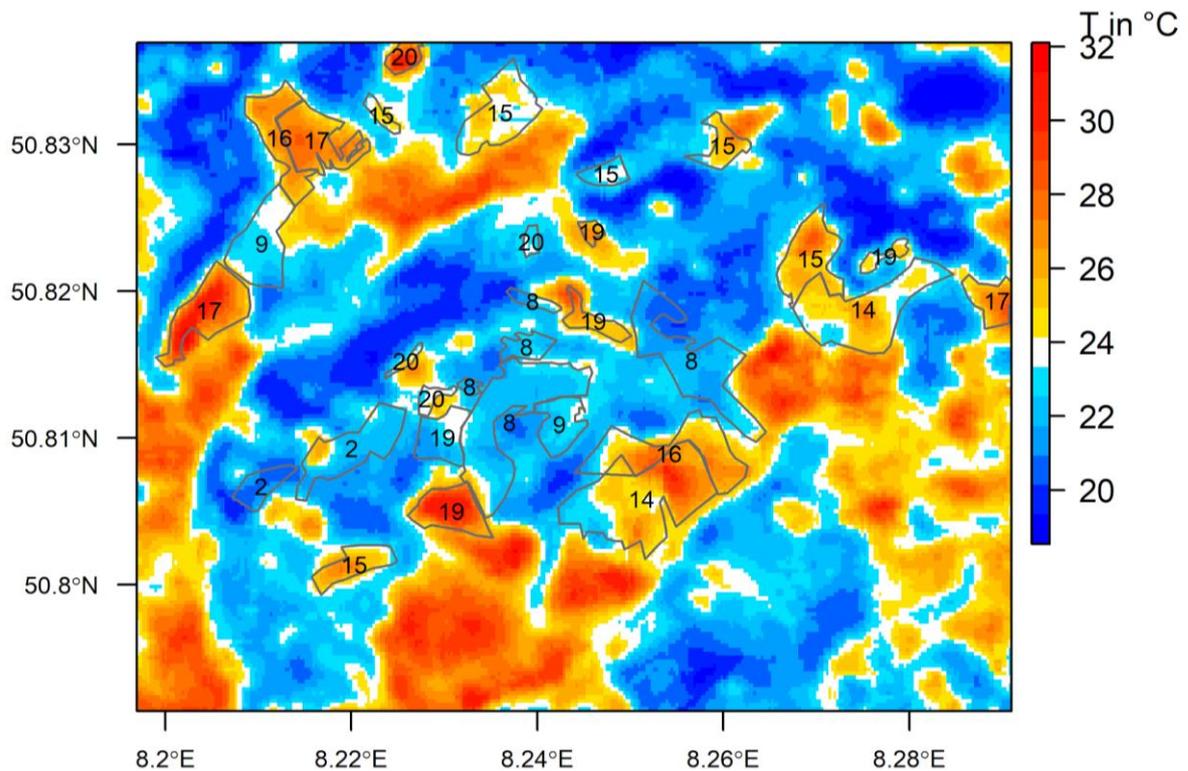
### Erwärmung und Kahlschläge im Detail

Die zeitlich-räumlichen Veränderungen der Landoberflächentemperaturen durch Kahlschläge und flächige Baumräumungen können also mit Hilfe von Fernerkundungsdaten im Detail und mit guter Auflösung nachvollzogen werden. Eine von Kahlschlägen stark geprägte Waldlandschaft in Haiger, Hessen (Abb. 24), wurde exemplarisch bzgl. der mittleren Temperaturen der heißesten Tage im Jahre 2020 untersucht (hier > 20 °C; Abb. 25; aus Ibisch et al. 2021).



**Abb. 24:** Ausschnitt Westhessisches Berg- und Beckenland, Stadt Haiger, Hessen. (Aufnahme Juli-Oktober 2020. Datenquelle: Sentinel S2 SR, Copernicus, 10 m Auflösung. Projektion: WGS 84).

Es ist deutlich zu erkennen, dass Kahlschläge der letzten Jahre (ca. 2014-2020) hohe mittlere Temperaturen verzeichnen. Diese können sich in Temperaturbereichen von Ortschaften und landwirtschaftlichen Flächen bewegen. Ebenso sind ältere Kahlschläge früherer Jahre (2002-2009) in Teilen nahe dem Mittelwert der Region und nicht so kühl wie Waldflächen, die nicht gerodet wurden (Abb. 25). In diesem Falle hat es mehr als 6 Jahre gedauert, bis Waldsukzessionsflächen nach Kahlschlag wieder eine relative Kühlungsleistung entwickeln. Die Oberflächentemperatur und damit der Beitrag zur Landschaftserwärmung scheinen insbesondere von größeren Kahlschlägen auszugehen<sup>6</sup>.



**Abb. 25:** Mittelwerte der Oberflächentemperaturen der heißesten Tage (>20 °C) im Jahr 2020 in der Region Haiger, Hessen (min = 18.5 °C, max = 32.1 °C, mean = 23.4 °C). (Mittelwert in Weiß, niedrige Temperaturen blau abgestuft und hohe Temperaturen rot abgestuft. Grau umrandete Gebiete zeigen manuell ausgewählte Kahlschläge und Kalamitätsflächen. Die dazugehörigen Zahlen zeigen die Jahreszahl (z.B. 19 für 2019) der Oberflächenveränderung (z.B. Kahlschlag) an. Datengrundlage: Landsat 8, NASA; 30 m; Ermida et al. 2020).

<sup>6</sup> Absatz wie auch Abb. 24-25 aus Ibisch et al. (2021) entnommen.

## Zusammenhang von Landoberflächentemperaturen und Veränderung der Vitalität von Wäldern

Für eine Beispielregion, die Teile von Nordrhein-Westfalen (u.a. Oberbergischer Kreis), Rheinland-Pfalz (u.a. Bad Berleburg, Elsoff) und Hessen (u.a. Bromskirchen) umfasst (vgl. Fotos 2, 8-9 und Abb. 29-31), wurde im Detail untersucht, inwiefern die Vitalitätsveränderung des Waldes von 2018-2020 mit Landoberflächentemperaturen korreliert (Abb. 26-28).

### Vitalitäts-Veränderung 2018-2020

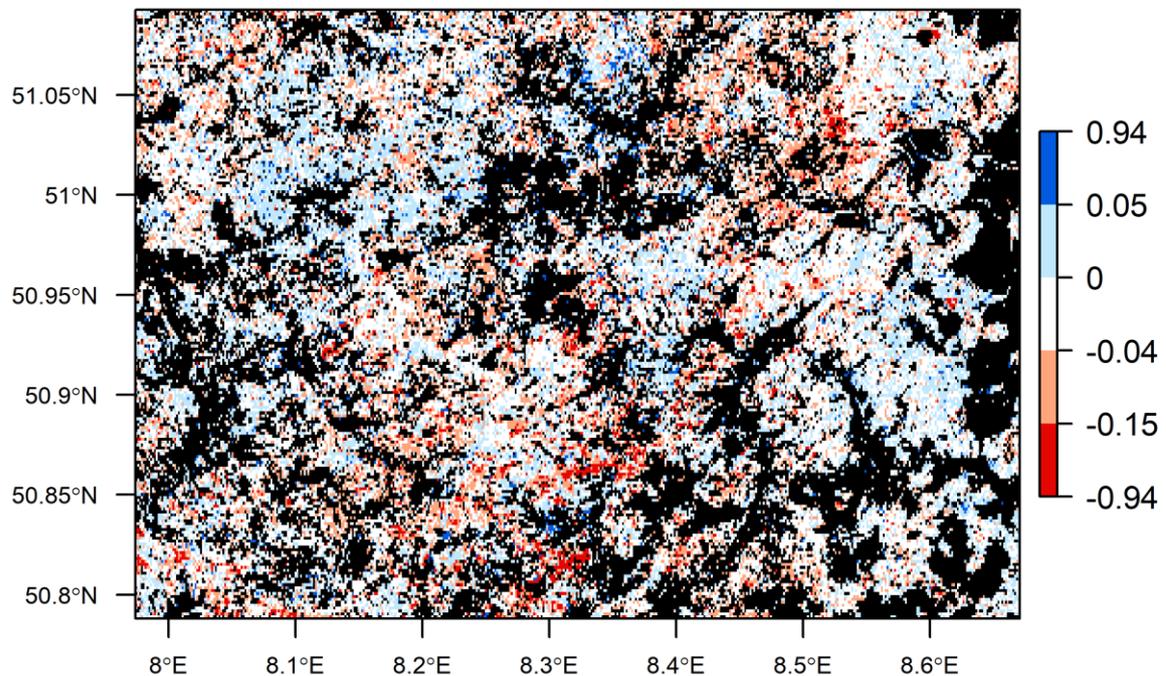
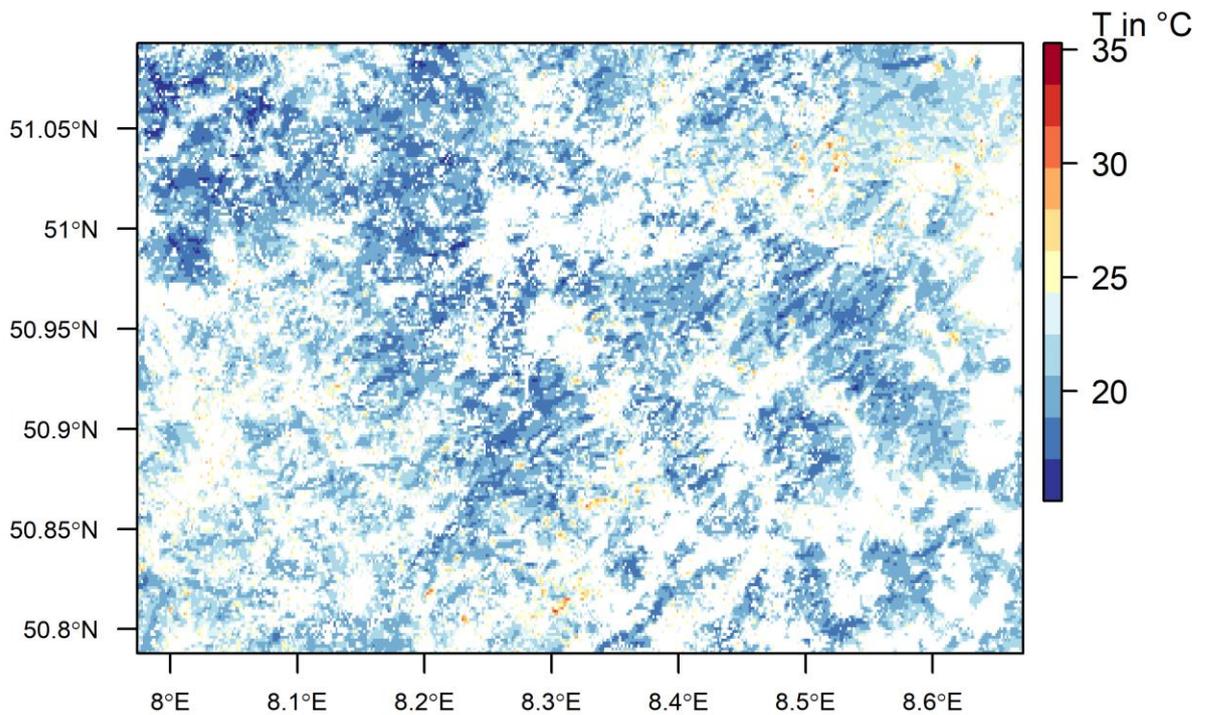
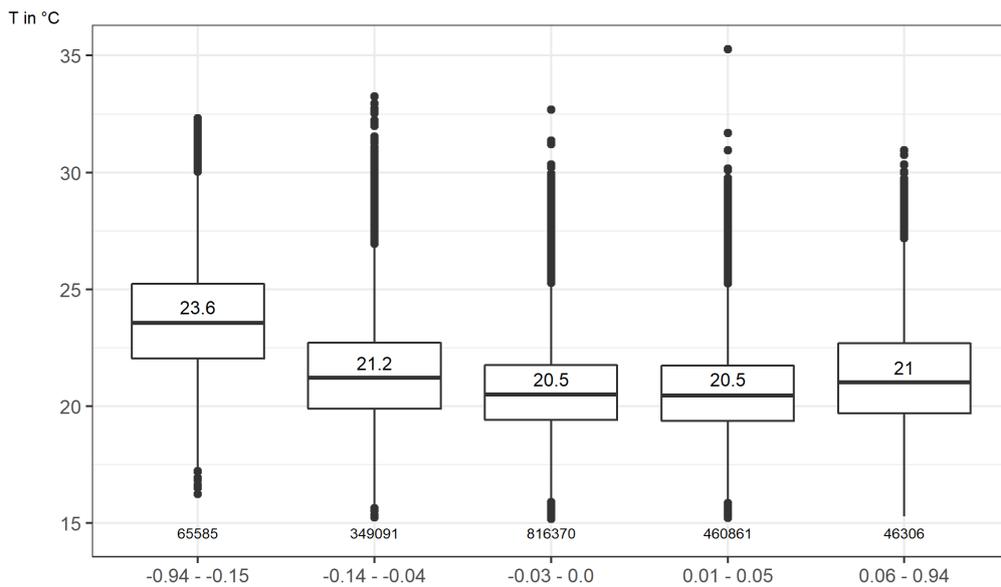


Abb. 26: Veränderung der Waldvitalität (NDVI), 2018-2020, in einer von verbreiteten Fichtenforsten sowie Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands.

Die Pixel, die durch eine besonders starke Abnahme der Vitalität gekennzeichnet sind, sind oft Gebiete mit den jüngsten Großkahlschlägen bzw. Flächenräumungen (z.B. im Nordosten des Untersuchungsgebiets – Kahlschläge in Waldeck-Frankenberg). Entsprechend ist es zu erwarten, dass hier höhere Temperaturen verzeichnet werden. Tatsächlich ist ein klares Temperatursignal besonders für die niedrigste Vitalitätskategorie zu erkennen (Abb. 28).



**Abb. 27:** Mittlere Landoberflächentemperaturen an heißen Tagen (mindestens 1 Pixel >30°C) des Jahres 2020 in einer von verbreiteten Fichtenforsten sowie Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands (vgl. Abb. 26).



**Abb. 28:** Beziehung von mittlerer Landoberflächentemperatur an heißen Tagen (mindestens 1 Pixel >30 °C; Abb. 26) des Jahres 2020 sowie Vitalitätsveränderung der Wälder in einer von verbreiteten Fichtenforsten und Kahlschlägen geprägten Beispielregion in der Mitte Deutschlands.

## Drohngestützte thermographische Aufnahmen<sup>7</sup>

Drohngestützte thermographische Aufnahmen bestätigen grundsätzlich die satellitenbasierten Befunde. Kahlschläge erwärmen sich sehr stark im Vergleich zu Waldflächen (Abb. 29-34). Die Infrarotaufnahmen sind im Detail nur begrenzt zuverlässig, offenbaren aber wichtige Muster und Tendenzen. Die Fehlertoleranz kann bis  $\pm 2$  °C betragen; die erfassten Oberflächentemperaturen werden u.a. von der substratspezifischen Emissivität, dem Aufnahmewinkel und der Aufnahmedistanz beeinflusst. Die Bilder, die an unterschiedlichen mehr oder weniger warmen Tagen (im Jahr 2021) in unterschiedlichen Regionen in verschiedenen Höhenlagen aufgenommen wurden, sind nur beschränkt untereinander vergleichbar.

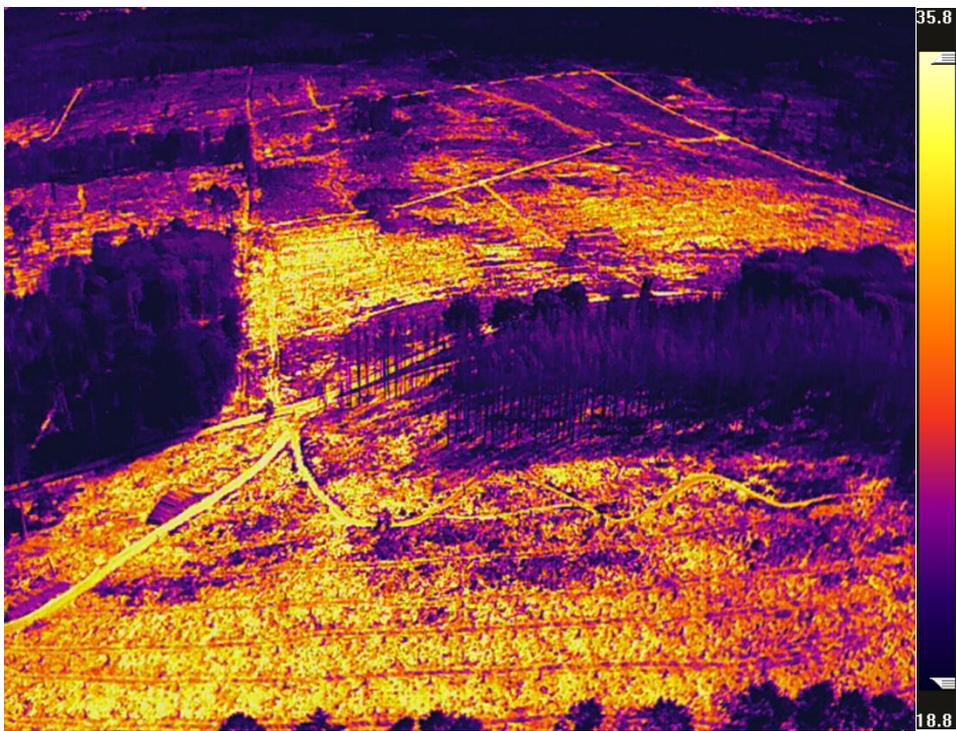
Abb. 29 zeigt einen Teil des Wasserschutzgebiets Montabaurer Höhe in Rheinland-Pfalz. Die Temperaturdifferenz zwischen lebenden Baumgruppen und Bereichen der Kahlfäche beträgt bis zu 17 °C (bei einer Maximaltemperatur von bis zu 35,8 °C). Es ist deutlich erkennbar, dass sich vegetationslose, verdichtete Wege und Fahrspuren besonders stark erwärmen. Bedeutsam ist, dass abgestorbene Bestände von Fichten immer noch zu den eher kühleren Landschaftsstrukturen gehören. Dies bestätigen auch die Aufnahmen eines vergleichbaren und nicht allzu fernen Gebiets im Westerwald bei Elsoff (Abb. 30-31). Hier ist eine Temperaturdifferenz von bis zu 10-15 °C zu beobachten. Es fällt auf, dass liegendes Totholz relativ stark abstrahlt. Ökologisch bedeutsam ist in diesem Zusammenhang, dass liegendes Totholz auf Kalamitätsflächen sich zwar oberflächlich stark erwärmt, aber den Boden deshalb effektiv vor einer entsprechenden Wärmebelastung schützt.

Auf einer Großkahlschlagsfläche im Hochharz (Abb. 32) betrug die Temperaturdifferenz sogar bis zu 20 °C zwischen verbleibenden Baumgruppen und bestimmten Bereichen der Freifläche.

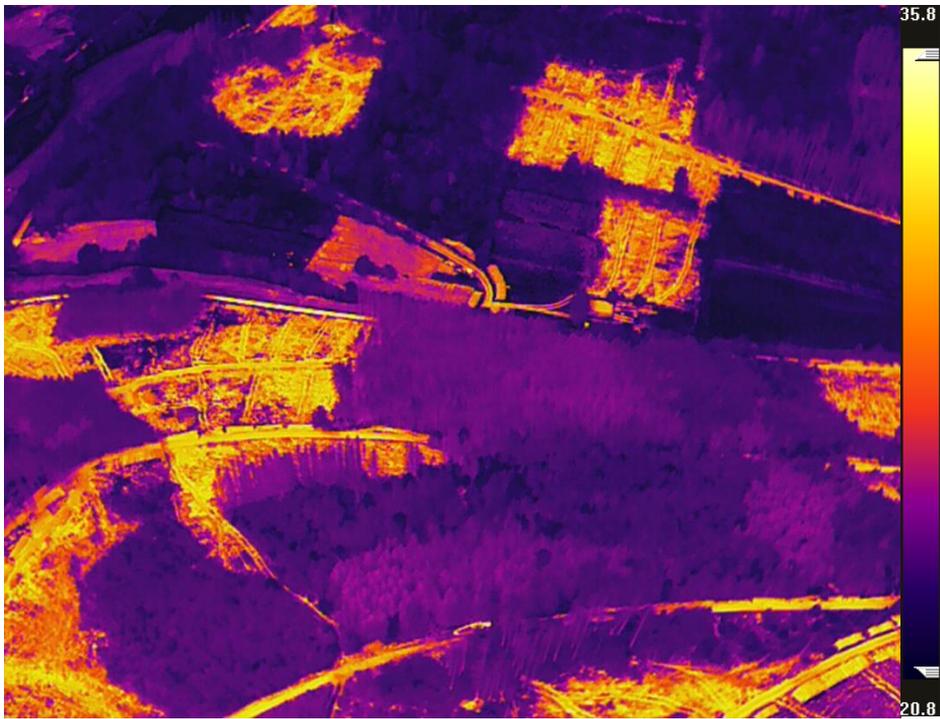
Eine vergleichbare Differenz ist auf einer ehemaligen Waldbrandfläche (Feuer 2018) in Treuenbrietzen, Brandenburg, festgestellt worden (Abb. 33-34). Auf den gezeigten Ausschnitten sind allerdings keine lebenden Waldflächen zu sehen. Vielmehr sind die heißen Bereiche (bis fast 50 °C) im Bereich der Wege und der nach dem Brand geräumten sowie gepflügten Sandböden ohne Vegetationsbedeckung zu erkennen. Bemerkenswert ist, dass es unmittelbar vor dem Aufnahmetag ergiebigen Niederschlag gegeben hatte. Die Sohlen der Furchen des gepflügten Bereichs sowie die Fahrspuren auf den Wegen weisen einen erhöhten Wassergehalt und deshalb niedrigere Temperaturen als die weniger wassergesättigten Böden auf. Abb. 34 zeigt, dass spontan sich einstellende Sekundärvegetation – hier v.a. von Espen dominiert – schon kurze Zeit nach dem Brand (hier: 3 Jahre) zur Kühlung der Fläche beiträgt.

---

<sup>7</sup> Auf der Grundlage von im Rahmen von Drohnenbefliegungen generierten Oberflächentemperatur-Daten, die von Greenpeace, bereitgestellt wurden.



**Abb. 29:** Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme der Montabaurer Höhe mit abgestorbenen stehenden Fichten sowie kahlgeschlagenen Flächen; Montabaur, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).



**Abb. 30:** Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Forsts mit lebenden sowie abgestorbenen stehenden Fichten und kahlgeschlagenen Flächen; Elsoff, Bad Berleburg, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).

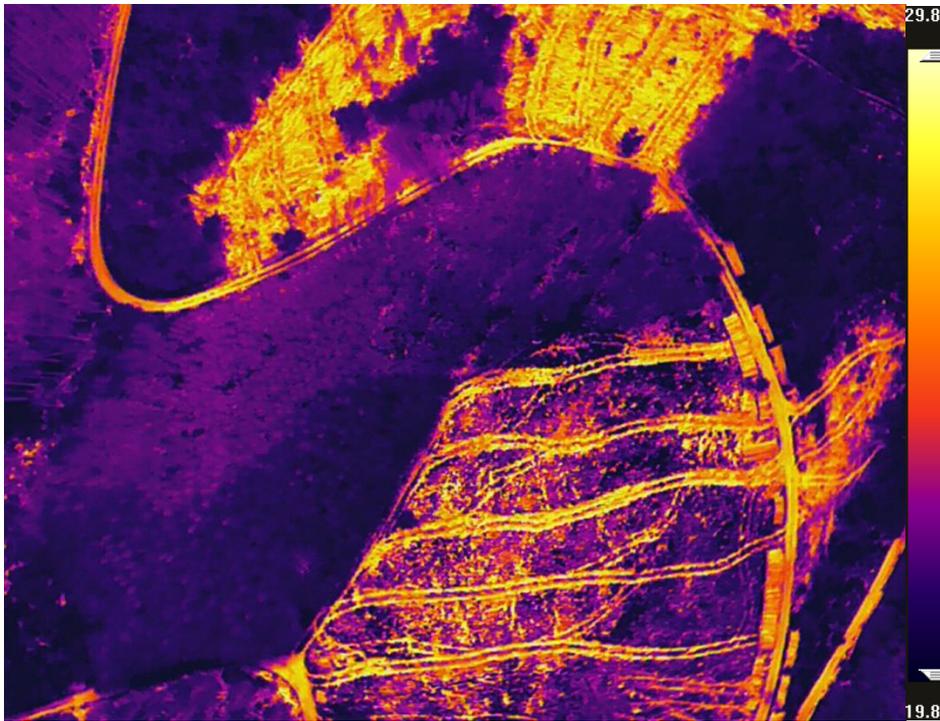


Abb. 31: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Forsts mit lebenden und abgestorbenen stehenden Fichten sowie kahlgelagerten Flächen; Elsoff, Bad Berleburg, Rheinland-Pfalz (Sommer 2021).

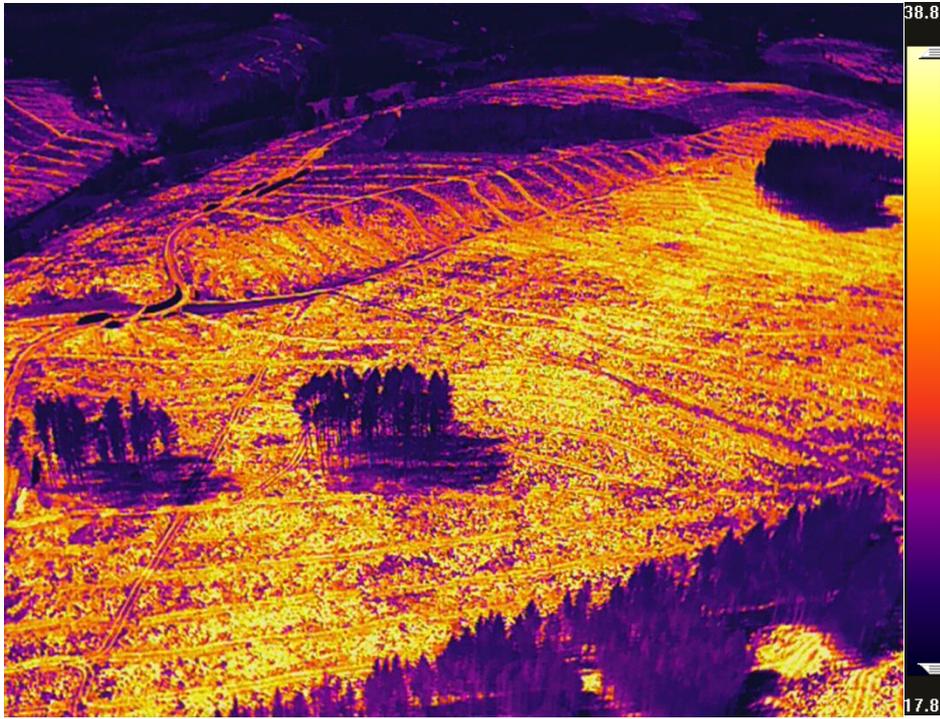


Abb. 32: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme eines Großkahlschlag im Hochharz, Sachsen-Anhalt (Sommer 2021).

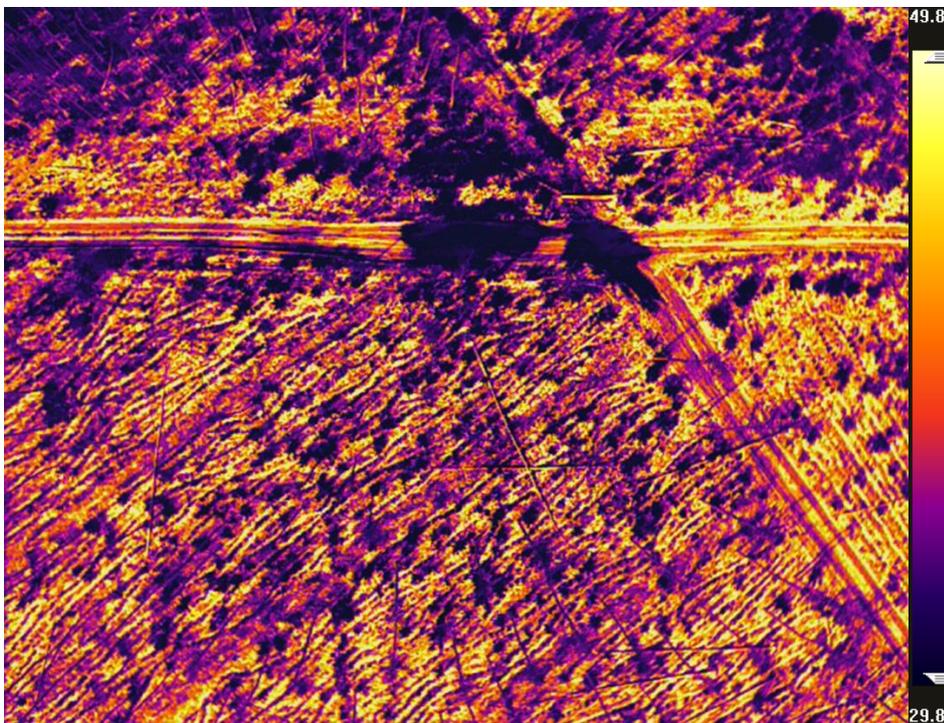


Abb. 33: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme einer ehemaligen Waldbrandfläche in Treuenbrietzen mit verbliebenen abgestorbenen Kiefern, Brandenburg.

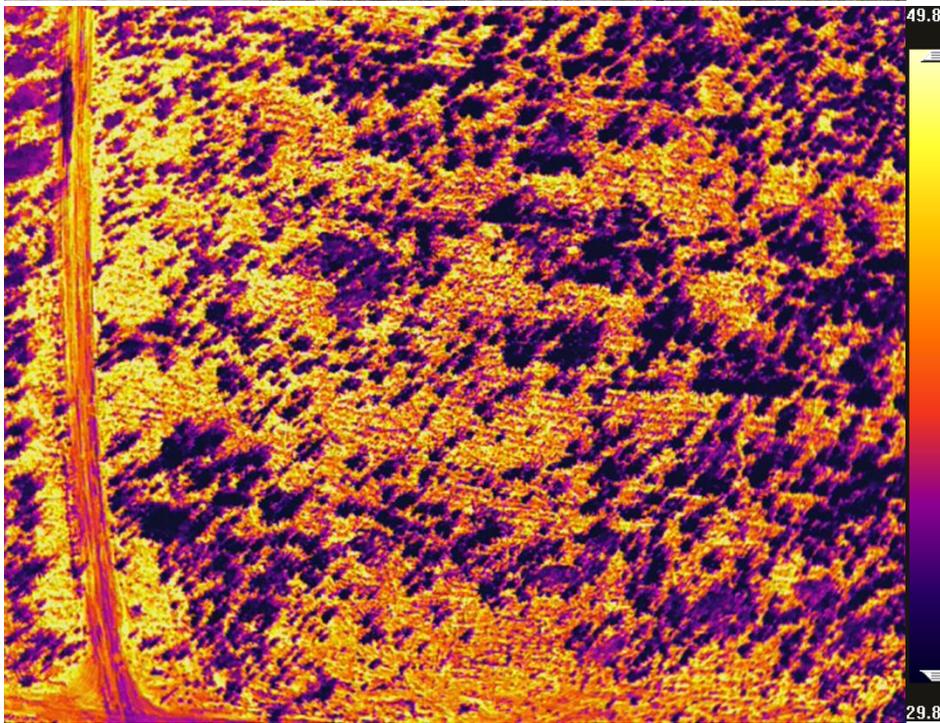


Abb. 34: Drohnengestütztes Luftbild sowie Infrarotaufnahme einer ehemaligen Waldbrandfläche in Treuenbrietzen nach Kahlschlag, Räumung und Pflügen. Vegetation geprägt von spontan aufwachsenden Espen.

## Bodengestützte mikroklimatische Analysen<sup>8</sup>

Die derzeit als „extrem“ wahrgenommenen Klimabedingungen (Büntgen et al., 2021) könnten in naher Zukunft als „normal“ gelten (Hari et al., 2020; Scharnweber et al., 2020). Es ist daher von großem Interesse, inwiefern die forstliche Bewirtschaftung (v.a. Durchforstung und Auflichten von Waldbeständen) das Potenzial hat, die negativen Auswirkungen von Hitzewellen in Waldbeständen zu verstärken.

Aus jüngeren Studien wurde teilweise gefolgert, dass Durchforstungen die Auswirkungen von Trockenheit verringern können (Ameztegui et al. 2017, D'Amato et al. 2013, DelRío et al. 2017, Gebhardt et al. 2014, Giuggiola et al. 2013, 2016, Ma et al. 2010, Primicia et al. 2013, Simonin et al. 2007, Sohn et al. 2016). Allerdings sind die entsprechenden Befunde keineswegs so eindeutig, wie zuweilen dargestellt. Der Nutzen der Durchforstung hängt von den lokalen Klimabedingungen ab und kann nicht verallgemeinert werden (Ameztegui et al. 2017). Offensichtlich muss sie in Zeiten häufig wiederkehrender trockener und heißer Jahre kritischer reflektiert werden, wenn nämlich Niederschläge für längere Dürreperioden ausbleiben. Dann können sich potenzielle Vorteile der Durchforstung in einen Nachteil verwandeln, weil höhere Wasserverluste durch Verdunstung zum entscheidenden Stressor in Wäldern werden, die stärkerer Hitze ausgesetzt sind. Es ist auch bekannt, dass Waldöffnungen und Lichtungen die Umgebungs- und Bodentemperaturen erhöhen, was sich wiederum negativ auf die Wasserverfügbarkeit auswirkt, insbesondere in niederschlagsarmen Zeiten (Redding et al. 2003). Je größer die Öffnungen des Kronendachs sind, desto höher die Luft- und Bodentemperatur (Latif & Blackburn, 2010). An Waldrändern kann die Bodenfeuchtigkeit ähnlich hoch sein wie in offenen Gebieten (Erdős et al., 2019).

Die mikroklimatische Regulationsfähigkeit der Wälder ist also von zentraler Bedeutung. Hierbei geht es v.a. um eine Abschwächung der sommerlichen Spitzentemperaturen, das Absenken der Durchschnittstemperaturen und eine Pufferung von Temperaturschwankungen. Eine offene Frage war, in welchem Ausmaß Waldeigenschaften, die direkt durch Waldbewirtschaftung (z.B. Durchforstung, Holzernteintensität und Naturschutz) beeinflusst werden, die mikroklimatische Regulation unter extremen klimatischen Bedingungen in außergewöhnlich heißen Perioden beeinflussen. Dazu wurden in einer Studie in Norddeutschland (Blumröder et al. 2021) Temperaturindikatoren in den beiden extrem heißen und trockenen Sommern 2018 und 2019 (siehe z.B. Buras et al. 2020, Kornhuber et al. 2019, Vogel et al. 2019) in Wäldern Norddeutschlands untersucht. Außerdem wurden in Kiefern- und Buchenwäldern entlang eines Nutzungsgradienten Temperaturmesswerte erhoben und ausgewertet.

---

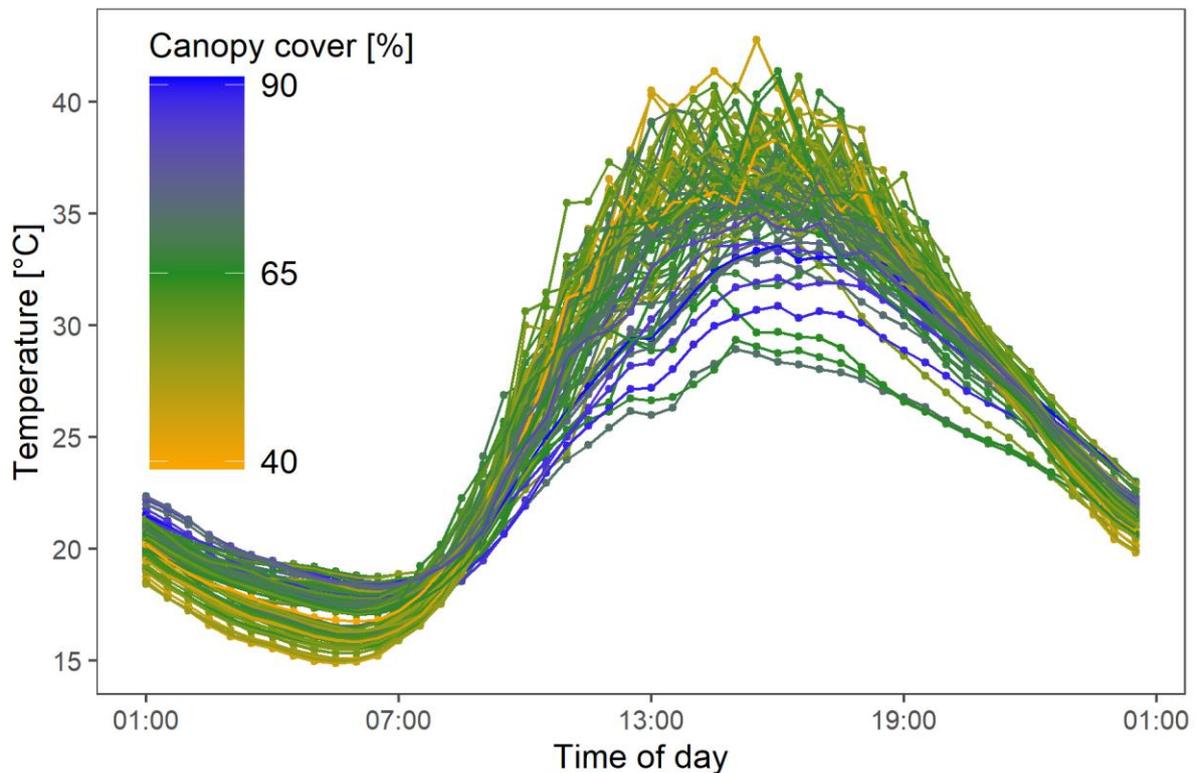
<sup>8</sup> Auf der Grundlage der wissenschaftlichen Publikation von Blumröder et al. (2021).

In beiden Jahren wurden die höchsten Maximaltemperaturen in Bodennähe und in 1,3 m Höhe in einem Kiefernbestand mit einem relativ geringen Vorrat ( $177 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) gemessen. Gleichzeitig waren die Maximaltemperaturen in einem Buchenbestand mit relativ hohem Vorrat ( $>565 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) um  $9 \text{ }^\circ\text{C}$  niedriger. Im Jahr 2019, als auch Daten zum Kronenschluss in die Analyse einfließen, war der Kronenschluss ebenfalls ein signifikanter Einflussfaktor auf die Maximaltemperatur, genauso wie die Anzahl der gefälltten Bäume. Über beide Untersuchungsjahre und alle Probeflächen hinweg stieg die Temperatur um  $0,21\text{-}0,34 \text{ }^\circ\text{C}$  in Bodennähe und um  $0,09\text{-}0,17 \text{ }^\circ\text{C}$  in 1,3 m pro 100 Bäume pro Hektar, die in der Vergangenheit gefällt wurden. Im Jahr 2019, als auch der Kronenschlussgrad in der Analyse berücksichtigt wurde, zeigte dieser einen signifikanten Einfluss auf die Maximaltemperatur (in allen untersuchten Datensätzen). Zwischen Waldbeständen, die sich in ihrem Kronenschlussgrad um 10 % unterscheiden, ergab sich eine Differenz der Maximaltemperatur von  $0,46 \text{ }^\circ\text{C}$  (einschließlich Kiefern- und Buchenbestände, gemessen in 1,3 m) bzw.  $0,35 \text{ }^\circ\text{C}$  (nur Kiefernbestände, gemessen in 1,3 m). In Bodennähe war die Maximaltemperatur  $0,53 \text{ }^\circ\text{C}$  (Kiefern- und Buchenbeständen) bzw.  $0,41 \text{ }^\circ\text{C}$  (in Kiefernbeständen) höher.

Auch der Biomassevorrat nimmt Einfluss auf das Temperaturregime. Probekreise mit einem Unterschied von  $100 \text{ m}^3$  weniger Vorrat pro Hektar zeigten eine  $0,31\text{-}0,33 \text{ }^\circ\text{C}$  bzw.  $0,15\text{-}0,27 \text{ }^\circ\text{C}$  höhere Maximaltemperatur in Bodennähe in 1,3 m (einschließlich aller Probeflächen). In Kiefernreinbeständen zeigte sich, dass je dichter ein Waldbestand bestockt ist, desto niedriger ist die Höchsttemperatur.

Ein geschlossener Wald hat eine bessere Kühlkapazität (Verhinderung relativ hoher Temperaturen) und auch größere Pufferkapazität (Verringerung der Temperaturschwankungen). Bei Berücksichtigung aller Untersuchungsflächen (Buchen- und Kiefernbestände) zeigte sich, dass die Temperaturschwankungen (in 1,3 m Höhe) überdurchschnittlich hoch waren, wenn der Kronenschluss unter 65 % lag.

Die höchste Tagesmitteltemperatur im Jahr 2019 wurde am 26. Juni gemessen ( $26,6 \text{ }^\circ\text{C}$ , berechnet über alle Datenlogger). An diesem Tag unterschieden sich die Spitzenwerte der Temperatur in Kiefernbeständen mit relativ dichtem und offenem Kronendach ( $72 \text{ } \%$  vs.  $46 \text{ } \%$ ) in Bodennähe erheblich – und zwar um mehr als  $13 \text{ }^\circ\text{C}$  (Abb. 35). Betrachtet man nur Kiefernbestände, beeinflusste der Kronenschluss die Temperatur im Tagesverlauf signifikant ( $p < 0,05$ ).



**Abb. 35: Tageszeitliche Temperaturschwankungen am heißesten Tag des Jahres 2019, gemessen in kieferndominierten Probeflächen (n = 88) in Bodennähe.**

Die höchste Spitzentemperatur im Jahr 2019 wurde am 30. Juni in einem Kiefernbestand gemessen ( $177 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) und überschritt  $45 \text{ }^\circ\text{C}$ , während die Höchsttemperaturen am selben Tag in den Buchenbeständen unter  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  blieben. Am selben Tag lag die Spanne zwischen Mindest- und Höchsttemperaturen in Buchenbeständen unter  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ , während die Schwankungen in den Kiefernbeständen bis zu  $35 \text{ }^\circ\text{C}$  erreichten.

Waldbewirtschaftung hat einen erheblichen Einfluss auf die Fähigkeit von Wäldern, Temperaturspitzen, Durchschnittstemperaturen und Temperaturschwankungen abzumildern. Für die Abmilderung von Maximaltemperaturen im Waldinneren ist die Offenheit des Kronendachs der entscheidende Faktor, aber auch die Menge der gefällten Bäume ist von großer Bedeutung, und beide Variablen werden direkt durch die Waldbewirtschaftung gesteuert (im Hinblick auf die Verringerung der Holzernteaktivitäten und die Entwicklung dichter, mehrschichtiger Waldbestände). Auch andere Studien zeigen, dass eine Verringerung des Kronenschlussgrades zu einem Anstieg der Waldinnentemperatur führt (z.B. Thom et al. 2020, Kong et al. 2014).

In den beiden Rekordhitzejahren 2018 und 2019 zeigten dichtere und weniger durchforstete Wälder eine bessere Mikroklimaregulation. Eine effektive Waldbewirtschaftung, die auf eine kontinuierliche Waldbedeckung und komplexere Strukturen anstelle von homogenen,

gleichaltrigen Monokulturen abzielt, ermöglicht somit eine Stabilisierung der mikroklimatischen Bedingungen im Waldinneren und wirkt extremen makroklimatischen Bedingungen entgegen, die im Zuge des Klimawandels vermehrt auftreten werden. Die Kühlungseigenschaft von Wäldern trägt zur Klimaregulation in der weiteren Landschaft bei und beeinflusst die Wasser- und Kohlenstoffkreisläufe positiv (Ellison et al. 2017). Die Regulation des Mikroklimas kann daher Klimawandeleffekte abmildern (Thom et al. 2020).

Auf Grundlage der Ergebnisse wird empfohlen, Erwärmungs- und Verdunstungseffekte im Waldinneren zu minimieren, indem die Schaffung künstlicher Lücken im Kronendach durch waldbauliche Maßnahmen, einschließlich intensiver Durchforstung und Kahlschlag, sowie die Einrichtung von Straßen und Rückegassen reduziert bzw. vermieden wird. In diesem Zusammenhang muss die Fragmentierung der Wälder durch Straßen und Infrastruktur sowie die Öffnung des Kronendachs durch den Bau oder die Instandhaltung von Rückegassen und Waldwegen diskutiert werden. Die reguläre und regelmäßige Durchforstung bzw. Holzernte in deutschen Wirtschaftswäldern findet in der Regel alle 5 Jahre statt, wobei Rückegassen mit 20-40 m Abstand zueinander in den Wald geschlagen werden. Durch die damit einhergehende Öffnung des Kronendachs entstehen interne Waldränder und potenzielle Randeffekte innerhalb eines Waldgebiets, die die mikroklimatische Regulationsfähigkeit verringern können und das Risiko von Hitze- und Trockenstress von den Rändern ins Waldinnere erhöhen (Duncan et al. 2019, Reed et al. 1996). Straßeninfrastruktur verursacht höhere Luft- und Kronentemperaturen sowie Sättigungsdefizite (Delgado et al. 2007, Pohlman et al. 2007). Eine erhöhte Baum mortalität an den Waldrändern deutet auf ein höheres Stressniveau in Zeiten von Wasserknappheit und Hitze hin (Brun et al. 2020).

Die Anpassung der Waldbewirtschaftung an den Klimawandel bedeutet in erster Linie, die Empfindlichkeit der Bäume gegenüber Dürreereignissen so weit wie möglich zu verringern. Extrem niedrige Niederschläge und hohe Temperaturen, erschöpfte Bodenfeuchtigkeit und erhöhte Verdunstung waren für die jüngsten Frühjahrstrockenperioden in Mitteleuropa verantwortlich und werden vermutlich aufgrund der durch den Klimawandel bedingten Phänomene der atmosphärischen Zirkulation langfristig anhalten (Ionita et al. 2020). Den Ergebnissen der Studie (von Blumröder et al. 2021) zufolge bieten ein hoher Vorrat und ein dichtes Kronendach eine Versicherung gegen Hitze- und Dürreereignisse. Dies steht im Gegensatz zu einer Förderung der Durchforstung als Bewirtschaftungsstrategie zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel und zur Verringerung der damit verbundenen Auswirkungen von Dürren.

Mikroklimamanagement im Wald, mit dem Ziel kühlere und weniger schwankende Waldinnentemperaturen zu erzeugen, ist ein entscheidendes Element der ökosystembasierten Anpassung an den Klimawandel.

Es wird empfohlen, das Kronendach so dicht wie möglich und zwar bei mindestens 80 % Deckung zu halten. Dies kann durch geringe Eingriffsintensitäten, Zwischenschichten (z.B. einheimischen Laubbaumarten in Zwischen- und Unterstand) erreicht werden, mit dem Ziel mehrschichtige, ungleichaltrige Bestände zu schaffen.

Der Zielkonflikt zwischen einer ausreichenden Lichtverfügbarkeit für das Wachstum der Baumverjüngung, die notwendig ist, damit sich der Wald zu einem widerstandsfähigeren Ökosystem entwickeln kann, und der Notwendigkeit, den schützenden Schatten aufrechtzuerhalten, wird unter den Bedingungen des Klimawandels immer deutlicher, insbesondere in extrem heißen und trockenen Jahren. Von zentraler Bedeutung ist das Risiko, dass extreme Hitze, Bodentrockenheit oder auch direkte Sonneneinstrahlung (die bei freigestellten Buchen zum Sonnenbrand führen kann) den Erfolg der Waldentwicklung gefährden können.

Die Regulierung von Mikro- und Mesoklima durch Waldökosysteme ist eine wichtige Funktion und Leistung, die wiederum andere Leistungen des Ökosystems beeinflusst (Tuff et al. 2016). Die sozioökonomische Bedeutung von Wäldern geht weit über die Holzproduktion hinaus und ist auch für die menschliche Gesundheit und Erholung von hoher Bedeutung. Daher sollte Waldbewirtschaftung eine stärkere Verantwortung für die Regulation des Mikroklimas übernehmen, um die negativen Auswirkungen der makroklimatischen Klimakrise nicht weiter zu verschärfen, sondern ihr entgegenzuwirken.

#### Potenzielle regionale Klimaveränderungen durch Waldvegetationsverlust

Nicht allein die Reduktion der Landschaftskühlung verdient eine genauere Betrachtung, sondern auch weitere ökohydrologische Implikationen. Hier geht es v.a. um den potenziellen Verlust des Feuchtigkeitsrecyclings.

Pranindita et al. (2021) untersuchten vor dem Hintergrund atmosphärischer Blockaden 20 europäische Hitzewellen zwischen 1979 und 2018. Der verringerte Beitrag des Ozeans zur Feuchtezufuhr werde durch Wasser aus terrestrischen Quellen ersetzt, die innerhalb der Regionen und vom östlichen euroasiatischen Kontinent recycelt würden. Die Ergebnisse dieser Studie deuteten tatsächlich darauf hin, dass Regionen, die im klimatologischen Sommer stärker von der westlichen Feuchtigkeitszufuhr aus dem Nordatlantik abhängen, im Durchschnitt eine dynamischere und weniger zuverlässige Niederschlagsverteilung während Hitzewellen aufwiesen. Darüber hinaus sei wahrscheinlich, dass ein einheitlich positiver Verdunstungsbeitrag der Wälder eine Schlüsselrolle bei der Aufrechterhaltung der Niederschläge während kritischer Hitzewellenperioden spielen könnte. Da für die Zukunft häufigere und intensivere Hitzewellen in Europa vorhergesagt würden, könnten terrestrische Quellen, insbesondere Wälder, eine immer wichtigere Rolle bei der Abmilderung der schwerwiegenden sozioökonomischen Auswirkungen spielen, die sich aus der Kombination von Trockenheit und extremem Hitzestress ergeben. Die in dieser Studie festgestellte

zusätzliche Feuchtigkeit aus terrestrischen Quellen sei zwar kurzlebig und dynamisch, aber angesichts der kritischen Bedeutung von feuchtigkeitsarmen Perioden bei Hitzewellen von Relevanz. Diese Studie deutet auf die potenzielle Rolle terrestrischer Feuchtigkeitsquellen bei der Bewältigung von Hitzewellen hin, da sie in kritischen Perioden die dringend benötigte Feuchtigkeit liefern.

Vor diesem Hintergrund ist der fortschreitende Verlust von mit Bäumen bewachsenen Waldflächen bzw. die Ausbreitung von sich stark erhitzenden und austrocknenden Kahlfleichen noch einmal deutlicher kritischer zu betrachten.

### 3.6. Konsequenzen der Erwärmung der Waldökosysteme bzw. –flächen sowie Biomasseräumung für die Kohlenstoffbilanz der betroffenen Waldflächen

Die ökologischen Folgen von Kahlfleichen sind vielfältig und gut dokumentiert (siehe hierzu auch eine Zusammenstellung von Befunden aus der Literatur in Ibisch 2020). In Deutschland wird die Problematik seit über 100 Jahren diskutiert. Leider kommt es aktuell durch den übereilten Umgang mit den Kalamitätsflächen, die aus dem historischen Fehler der massiven Aufforstung mit Fichten außerhalb ihres natürlichen Areals resultieren, zu einer völlig neuartigen Dynamik.

Zwar gab es auch in vergangenen Jahrzehnten oder gar Jahrhunderten Kahlschläge im Wald, aber diese geschahen in einer anderen klimatischen, nämlich kühleren und insgesamt wohl auch feuchteren Situation. Entsprechend kam es in Deutschland noch nie zu einem derartig großen Verlust von Bäumen und dem Rückgang von Waldvitalität, während die Flächen gleichzeitig von Rekordhitze und –dürre betroffen waren. Außerdem bedeuten auch die großmaßstäbige maschinelle Befahrung und Bearbeitung der Flächen eine historisch völlig neuartige Situation. Die forstlich getriebene Erwärmung der Waldökosysteme und die Biomasse-Räumung immer größerer Flächen in Deutschland ist deshalb in mehrfacher Hinsicht beunruhigend. Relevant ist nicht allein die (Zer-)störung der landschaftskühlenden Systeme, die angesichts der unvermeidbaren Effekte der globalen Erwärmung dringender denn je benötigt werden. Zu beachten ist zudem die ungünstige Wirkung auf den Landschaftswasserhaushalt. Letztlich ist aber die zusätzliche Schwächung der ohnehin überaus vulnerablen Wälder das größte Problem, da ökologische Rückkopplungseffekte eine weitere Eskalation bewirken können.

Ein wichtiger Aspekt ist in diesem Zusammenhang auch die **Freisetzung von Bodenkohlenstoff auf Kahlschlägen** (z.B. Lacroix et al. 2016, Fujii et al. 2021) bzw. ohnehin durch Erwärmung von Waldböden. Die starke Erwärmung der kahlen Flächen bedeutet eine empfindliche Störung des Bodenlebens und den beschleunigten Abbau von Biomasse und biogenen organischen Stoffen im Boden; die entsprechende gesteigerte Atmung und Mineralisierung gehen selbstverständlich mit der Emission von Treibhausgasen einher.

Physischer Schutz des Bodens kann die Schädigung des Bodenmikrobioms sowie der Bodenkohlenstoffvorräte mildern, ungünstig wirkt zusätzlich die Austrocknung der Böden (vgl. z.B. Melillo et al. 2017, Li et al. 2019, Domeignoz-Horta et al. 2020, Liu et al. 2020, Soong et al. 2021, Wan et al. 2021).

Eine globale Auswertung vieler Studien kam zum Ergebnis, dass die Reaktionen die relevanten Kohlenstoff- und Stickstoffwerte des Pflanzen-Boden-Mikroorganismen-Systems auf die Erwärmung mit zunehmender Dauer und zunehmender Intensität deutlicher werden (Sun et al. 2022). Betroffen sind von Erwärmung auch die Feinwurzeln, was wiederum Folgen nicht nur für die Vitalität von Pflanzen, sondern auch für das Bodenmikrobiom haben dürfte: In einer neuen Studie (Ofiti et al. 2021) zeigte sich die Abnahme der Feinwurzelmasse mit der Erwärmung über das gesamte Bodenprofil, begleitet von einem geringeren pflanzlichen Input sowie einem beschleunigten Abbau von aromatischen Verbindungen und pflanzlichen Fettsäuren im Unterboden. Damit wurde auch in diesem Zusammenhang gezeigt, dass die Erwärmung die mikrobielle Zersetzung von pflanzlichen Stoffen beschleunigt und mehr abgebautes organisches Material zurücklässt.

Achat et al. (2015) hatten am Beispiel Europas bereits darauf hingewiesen, dass Forstnutzung negative Einflüsse auf den Bodenkohlenstoff haben kann: Intensive Ernten führten zu Bodenkohlenstoff-Verlusten in allen Waldbodenschichten; alles deutete darauf hin, dass intensive Biomasseernten eine wichtige Quelle für den Kohlenstofftransfer aus den Wäldern in die Atmosphäre darstellen könnten (142-497 Tg-C), wodurch die Rolle der Waldböden als Kohlenstoffsенke teilweise neutralisiert werde.

Im Falle von Waldböden in den deutschen Alpen zeigten wiederholte Messungen von 1976 bis 2010 und von 1987 bis 2011, dass durch Erwärmung ein Rückgang der organischen Kohlenstoffvorräte im Oberboden um 14 % zu verzeichnen war (Prietz et al. 2016). Der Rückgang des Bodenkohlenstoffs erfolgte während eines Zeitraums, in dem die sechsmonatigen Sommertemperaturen deutlich anstiegen, wobei die stärksten Rückgänge an Standorten mit großen Veränderungen der Jahresmitteltemperatur auftraten. Die organischen Kohlenstoffvorräte gingen am stärksten zurück - im Durchschnitt um 32 % - in Waldböden mit anfänglichen organischen Kohlenstoffvorräten im Oberboden von mehr als 8 kg C m<sup>-2</sup>, die überwiegend auf kalkhaltigem Grundgestein zu finden sind. An zwei von Kiefern bewachsenen Standorten in Süddeutschland war der Beginn des neuen Jahrtausends ein Wendepunkt für wichtige biogeochemische Prozesse: Die Versauerung des Oberbodens ging in eine Realkalinisierung über, die Akkumulation organischer Substanz im Boden wurde gestoppt und ging wahrscheinlich in eine Verarmung über (Prietz et al. 2020).



**Foto 14: Regeneration eines Laubwaldes unter abgestorbenen Fichten im Jungenwald, Saarland (Foto: P.L. Ibisch, 15. Oktober 2020). Hier werden die über Jahrzehnte erfolgende Zersetzung der toten Bäume und die entsprechenden CO<sub>2</sub>-Emissionen durch das Wachstum der geschützt aufwachsenden neuen Bäume mutmaßlich kompensiert – zudem bleiben die Bodenkohlenstoffvorräte vor Erwärmung und beschleunigtem Abbau bewahrt.**



**Foto 15: Naturverjüngung im Totholz mit heimischen Laubbäumen im Schutze abgestorbener Nadelbäume, Jungenwald, Saarland (Foto: P.L. Ibisch, 15. Oktober 2021).**

Der Verlust von organischem Bodenkohlenstoff ist wiederum nicht allein vor dem Hintergrund der Treibhausgasemissionen besorgniserregend, sondern auch wegen der rückkoppelnden Verbindung mit dem Verlust der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens: Werner et al. (2020) kommen zu dem Schluss, dass die Verringerung des organischen Bodenkohlenstoffs aufgrund der Bodenerwärmung die Wasserhaltefähigkeit sowie die hydrologische und thermische Pufferung verringern kann, wodurch sich der Boden weiter erwärmt und der Bodenkohlenstoff abnimmt.

Die **Biomasseräumung der deutschen Waldkalamitätsflächen leistet deshalb einen substanziellen Beitrag zur Freisetzung von Treibhausgasen**. Zum einen wurden in den letzten Jahren in Deutschland große Holz Mengen für eine Nutzung von mehr oder weniger kurzlebigen Holzprodukten auf den (internationalen) Markt gebracht. Zudem führt die massive physische und thermische Schädigung von großen Waldflächen zu einem bislang nicht bewerteten Verlust von Bodenkohlenstoff. Mehrere Effekte müssen bei einer Berechnung der entsprechenden Emissionen oder auch der forstlich bedingten Nicht-Kohlenstoffspeicherung betrachtet werden:

1. Verlust der Kohlenstoffspeicherung im Totholz im Ökosystem und Überführung von lediglich einem Teil des Holzes in langfristige Produktspeicher (im besten Falle ca. 23 %; Pingoud et al. 2003; in den vergangenen Jahren zur Zeit der „Schadholz“-Schwemme mutmaßlich deutlich weniger). Das Totholz zersetzt sich auch, benötigt dafür aber viele Jahre (je nachdem, wie schnell es Bodenkontakt hat und welches Klima vorherrscht).
2. Verlust der Kohlenstoffauswaschung aus Totholz in tiefere Bodenspeicher (32 %; Lagomarsino et al. 2021).
3. Freisetzung des Bodenkohlenstoffs (vgl. u.a. Achat et al. 2015, Lacroix et al. 2016), welche insbesondere bei starker Erwärmung des Bodens anwächst (siehe oben).
4. Emissionen aus der Maschinennutzung: Diese werden in Abhängigkeit des ursprünglichen Vorrats bzw. auf Grundlage der ermittelten Biomassevorräte berechnet (Lijewski et al. 2017).
5. Verschlechterte Neusequestrierung von Ökosystemkohlenstoff durch schlechtere Wuchsbedingungen auf kahlen, biomassegeräumten Flächen und die Schädigung des Bodenmikrobioms sowie die Verringerung der Wasserrückhaltefähigkeit (vgl. u.a. Lee et al. 2002, Bernal et al. 2016) im Vergleich zu von Kahlschlag und Räumung verschonten Flächen (vgl. Fotos 14-15).
6. Verhinderung von Baumwachstum und entsprechender Sequestrierung auf den von Rückegassen und Forstwegen eingenommenen Flächen; bei einem regelmäßigen Rückegassenabstand von 20 Metern und einer Breite von 4 Metern kann diese Fläche ca. 20 % betragen (Averdiek et al. 2013).

Vor allem die Punkte 2-6 werden in den üblichen Bewertungen der Kohlenstoffbilanz forstlicher Nutzung meist ganz vernachlässigt. Auf Kalamitätsflächen kann es in einem Zeitraum zu einer erheblichen Freisetzung von Treibhausgasen kommen, wenn die absterbenden oder toten Bäume geräumt und die Böden entsprechend freigelegt werden<sup>9</sup>. Stattdessen wird häufig mit einer angenommenen Substitution von Emissionen gerechnet, welche allerdings bislang in den meisten Fällen fragwürdig ist. Ein Substitutionseffekt liegt nämlich nur vor, wenn Holzprodukte nachweislich eine globale Reduzierung der Verwendung von Nicht-Holz-Produkten zur Folge haben – dies kann etwa in Deutschland aktuell nicht angenommen werden, da zum einen die langlebigen Holzprodukte wie Dachstühle und Möbel auch zuvor schon aus Holz gefertigt wurden und somit keine anderen Rohstoffe ersetzen. Auch die energetische Nutzung von Holz als Brennholz war in Deutschland bereits verbreitet und wird daher fossile Rohstoffe nicht ersetzt haben (siehe auch Harmon 2019; Leturcq 2020). Vielmehr war der großmaßstäbige Export des sogenannten „Käfer-Holzes“ ins Ausland mit zusätzlichen Emissionen verbunden; der Anteil der Verwendung in langlebigen Produkten dürfte eher niedriger ausgefallen sein als 23 %.

Werden nun die groben und konservativen Berechnungen auf die geschädigten deutschen Waldflächen übertragen, ergäben sich bei Annahme von Holzbiomasse von durchschnittlich 440 m<sup>3</sup>/ha (Fichten) und einer stark geschädigten und biomasseberäumten Fläche von 96.000 ha (1,2 % von starker NDVI Abnahme auf der Fläche von Nadelwäldern von insgesamt 80.000 km<sup>2</sup>) und Berücksichtigung der Punkte 1-6 (mit entsprechenden Werten aus der zitierten Literatur) allein für die zwischen 2018-2020 geschädigten Forsten in den nächsten 30 Jahren Emissionen von ca. 35.141.806 t CO<sub>2</sub> Äquivalenten, also knapp 1,2 Millionen t CO<sub>2</sub> Äquivalente/Jahr<sup>10</sup>.

Aktuell erscheint nicht unrealistisch, dass kurzfristig noch größere Anteile der Fichtenforsten absterben und von Waldbesitzenden geräumt werden.

Es gibt also hinreichend Indizien für die dringende Empfehlung, dass die Kohlenstoffbilanz des Waldes in Deutschland dringend völlig neu zu bewerten ist.

---

<sup>9</sup> Rechenbeispiel: Nach einem Zeitraum von 30 Jahren und bei Berücksichtigung von Zersetzungsraten nach Harmon et al. (2020) ergibt sich durch die Nicht-Beräumung einer Fichten-Borkenkäferkalamitätsfläche im Vergleich zur beräumten Variante eine Differenz der Kohlenstoffmenge, welche in die Atmosphäre gelangt ist bzw. im Waldspeicher verblieben ist. Ausgehend von einer Fichtenkalamitätsfläche, die einen ursprünglichen Derbholz-Vorrat von 440 m<sup>3</sup>/ha aufweist, bleiben nach 30 Jahren im Vergleich zur Räumungsvariante pro Hektar 194 t CO<sub>2</sub> Äquivalente zusätzlich im Waldspeicher vorhanden. Hinzu kommen durch den Verzicht auf Maschineneinsatz 0,93 t CO<sub>2</sub> Äquivalente, 36 t CO<sub>2</sub> Äquivalente durch den zusätzlichen Bewuchs auf Rückegassen, 129 t CO<sub>2</sub> Äquivalente Bodenkohlenstoff, der durch Verzicht von Kahlschlags-Sanitärhiebs nicht aus dem Boden freigesetzt wird und 51 t CO<sub>2</sub> Äquivalente durch das verbesserte Wachstum von Bäumen auf nicht-kahlgeschlagenen Flächen. Abzüglich eines angenommenen Anteils am Kalamitätsholz von 23 %, der in den langfristigen Produktspeicher geht (50 Jahre; 45 t CO<sub>2</sub> Äquivalente), ergibt sich durch Nicht-Räumung die vermiedene Emission von insgesamt 366 t CO<sub>2</sub> Äquivalenten.

<sup>10</sup> Delta aus der Bewahrung des Totholzes statt Ernte (in t CO<sub>2</sub> Äquivalenten): 18.585.438; Delta aus Baumwachstum auf Rückegassen (16%): 3.425.280; Maschineneinsatz: 89.211; Freisetzung von Bodenkohlenstoff: 12.384.048; verschlechterte Regeneration: 4.932.480 abzüglich 23% langlebiger Produktspeicher (-4.274.651).

## 4. Schlussbemerkungen

Wälder und Forsten in Deutschland sind in einem kritischen Zustand. Eine Überwachung mit bestmöglicher zeitlicher und räumlicher Auflösung ist zwingend erforderlich. Hierfür sind **flächendeckende digitale fernerkundungsbasierte Daten** sehr gut geeignet. Sie können als Grundlage für die **Analyse von Ursachen und Konsequenzen der Waldschädigung** benutzt werden und eine geeignete **Transparenz** herstellen, um etwa die Situation vergleichbarer Wälder in unterschiedlichen Besitzarten zu vergleichen. Hier geht es auch darum, jeweils von anderen Flächen zu lernen und zu verstehen, wo unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen Schädigungen vermieden werden konnten. Dafür ist es auch wichtig, dass entsprechende Daten erarbeitet oder bereitgestellt werden (z.B. Bewirtschaftungsformen, Intensität der Holznutzung, Baumartenzusammensetzung).

Auch Schuldt et al. (2020) stellten bereits fest: *„Unsere Bewertung zeigte die Grenzen der derzeitigen europäischen bodengestützten Maßnahmen zur räumlich kontinuierlichen Überwachung der Auswirkungen von Trockenheit auf Waldwachstum und -sterblichkeit, die für die mechanistische und ökologische Interpretation der Folgen extremer Klimaereignisse von entscheidender Bedeutung ist. (...) Obwohl diese Flächen kontinuierlich relevante Parameter für die Bewertung der Auswirkungen von Trockenheit überwachen, ist ihre Zahl leider begrenzt. Um jedoch zu verstehen, wie Standortmerkmale, Bewirtschaftungspraktiken, Artenidentität und Gemeinschaftszusammensetzung bei der Bestimmung der Trockenheitsanfälligkeit von Bäumen oder Waldbeständen zusammenwirken, werden physiologisch aussagekräftige Stressvariablen mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung benötigt. Neuartige, auf Fernerkundung basierende Verfahren, die sich zur Bewertung des Wasserzustands von Bäumen als maßstabsübergreifender Indikator für das Mortalitätsrisiko eignen, sind in dieser Hinsicht vielversprechend.“*

Es ist angesichts der komplexen räumlich-zeitlichen Entwicklung der Waldschädigungen und der freien Verfügbarkeit von diversen fernerkundungsbasierten Datensätzen völlig unverständlich, dass diese nicht längst regelmäßig von Bund und Ländern für Wald-Monitoring und Berichterstattung eingesetzt werden. Am Thünen-Institut wurde 2018 eine entsprechende Arbeitsgruppe eingerichtet (Thünen-Institut 2021).

Die digitalen Daten sind als **objektive sowie kostengünstige Datengrundlage für die Honorierung von Waldökosystemleistungen** geeignet (vgl. Gutachten Ibisch et al. 2021: Konzept zur Förderung der Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen in Deutschland). Es gibt klare Argumente dafür, dass in der Zukunft vorrangig diejenigen Waldbesitzer\*innen zu fördern sind, denen es gelingt, trotz extremer Witterungsbedingungen stabile bzw. vitale und funktionstüchtige Wälder zu erhalten. Technisch ist es auf jeden Fall möglich, diese Wälder zu identifizieren und quantitativ zu bewerten.

**Geschwächte Wälder sind unbedingt vor einer Verstärkung ihrer Vulnerabilität zu bewahren.** Dies bedeutet, dass etwa Vitalitäts- und Wasserstressdaten unbedingt für die Planung der Waldnutzung bzw. das Verhängen von temporären **Moratorien** zu nutzen sind. Die **Waldentwicklung hin zu resilienteren Laubmischwäldern** muss konsequent verfolgt werden und ist wichtiger als kurzfristig noch zu erzielende Einnahmen. Die „Masse“ und die Prozesse des Waldes ist für diese Entwicklung zu nutzen. Dies bedeutet, dass etwa ein **substanzieller Teil der Biomasse v.a. in geschwächten und abgestorbenen Wäldern und Forsten in Bodenschutz und –aufbau sowie die bestmögliche Bewahrung eines Wald-Mikroklimas zu investieren** ist. Hierzu bedarf es Förderprogrammen, die Waldbesitzenden ermöglichen auf die Nutzung von Schadholz zu verzichten. Die flächige Kahlliegung von Waldflächen ist umgehend zu verbieten bzw. dürfte bereits jetzt in den meisten Fällen gesetzeswidrig sein.



Foto 16: Kahlschlag auf Steilhang über Fließgewässer bei Hillscheid (Rheinland-Pfalz (Foto: P.L. Ibsch, 29. April 2020).

## 5. Material und Methoden

### Vitalität und Wassergehalt

Für die Untersuchung der Vitalität und des Wassergehaltes des Kronendachs in Deutschland wurden verschiedene, frei verfügbare Satellitendaten verwendet (Tab. 1). Die Vorverarbeitung der Geodaten erfolgte mit der Google Earth Engine und mit RStudio v1.4, statistische Analysen und kartographische Darstellungen mit RStudio und ArcMap v10.7.

**Tab. 1: Übersicht der in der Analyse verwendeten Satellitendaten.**

Satellitendaten	Räumliche Auflösung	Zeitliche Auflösung	Parameter	Bänder und Wellenlängen	Produkt
Landsat 7 ETM+ SR <sup>1</sup>	30 m	16 Tage, ~ 10 Uhr	NDVI (B4,B3), NDWI (B4, B7)	B3: RED 0.63-0.69 $\mu\text{m}^2$ B4: NIR 0.77-0.90 $\mu\text{m}^3$ B7: SWIR 2.08-2.35 $\mu\text{m}^4$	Kombination aus Landsat 7 und 8: Karten für 2018 und 2020 mit dem pro Pixel Maximalwert für NDVI und NDWI im Zeitraum Mai-September des Jahres
Landsat 8 OLI SR <sup>1</sup>	30 m	16 Tage, ~ 10 Uhr	NDVI (B4,B5), NDWI (B5,B7)	B4: RED 0,636-0,673 $\mu\text{m}^2$ B5: NIR 0.851-0.879 $\mu\text{m}^3$ B7: SWIR 2,107-2,294 $\mu\text{m}^4$	Karte für 2020 mit dem Mittelwert pro Pixel der heißesten Tage
MODIS Auqa	1 km	1 Tag, ~ 13:30 Uhr	LST	B31 und B32, 10.8–12.3 $\mu\text{m}$	Karte für 2020 mit dem Mittelwert pro Pixel der heißesten Tage

<sup>1</sup> SR – surface reflectance, <sup>2</sup> RED – rotes band, <sup>3</sup> NIR – nahinfrarot band, <sup>4</sup> SWIR – kurzwelliges infrarot band

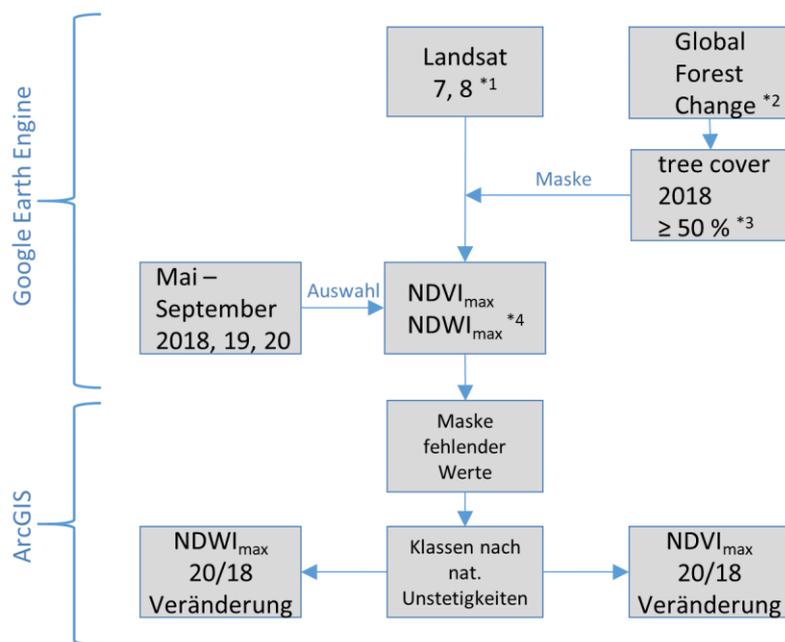
Räumliche Informationen über die Waldbedeckung in Deutschland beruhen auf dem Datensatz der Maryland University (Hansen et al. 2013) (Tab. 2, Abb. 36). Mit einer räumlichen Auflösung von 30 m x 30 m und einem Grenzwert von  $\geq 50\%$  Baumbedeckung pro Pixel wurde eine Waldbedeckungskarte für 2018 erstellt (Abb. 36). Die Anteile der verschiedenen Waldtypen basieren auf den CORINE Landbedeckungsdaten (Copernicus 2018) und wurden unter anderem für die definierten Großlandschaften in Deutschland (Bundesamt für Naturschutz 2017) quantifiziert (Tab. 2, Abb. 36).

**Tab. 2: Übersicht der in der Analyse verwendeten räumlichen Datensätze.**

Datensatz	Räumliche Auflösung	Zeitraum der Fertigstellung	Parameter	Produkt
Waldbedeckung <sup>1</sup>	30 m	2000	Waldbedeckung 2000	Karte der Flächen mit 50-100 % Waldbedeckung im Jahr 2000
Waldverlust <sup>1</sup>	30 m	Jährlich, 2001-2020	Jährlicher Waldverlust	Karte der Flächen mit Waldverlust für die Jahre 2001-2020
Landbedeckung <sup>2</sup>	100 m	2012, 2018	Waldarten 2012, 2018	Karten der Waldflächen von Laub-, Nadel- und Mischwald

Dürremonitor <sup>3</sup>	4 km	Täglich aktualisiert	Bodenfeuchteindex	Karte des Bodenfeuchteindex des Oberbodens <sup>3</sup>
Großlandschaften <sup>4</sup>	NA	2017	Überordnung von Naturräumen	Karte der neun Großlandschaften
Schutzgebiete <sup>5</sup>	NA	2021	Schutzgebiete	Karte der Natura 2000 Flächen Stand Ende 2019

<sup>1</sup> (Hansen et al. 2013); <sup>2</sup> (Copernicus 2018); <sup>3</sup> (Zink et al. 2016); <sup>4</sup> (Bundesamt für Naturschutz 2017); <sup>5</sup> (European Environment Agency 2019);



\*1 vorprozessierte Daten, maskierte Wolken, basierend auf Ermida et al. 2020  
 \*2 Baumbedeckung 2000 und Baumbedeckungsverlust 2001-2017, basierend auf Hansen et al. 2013  
 \*3 Baumbedeckung 2018 mit  $\geq 50\%$  Baumbedeckung pro Pixel, basierend auf Hansen et al. 2013  
 \*4 Maximaler VI Wert pro Pixel der Zeitreihen Mai - September für die Jahre 2018,19,20 für NDVI und NDWI

**Abb. 36: Workflow für die Prozessierung der NDVI und NDWI Karten für Deutschland am Beispiel der Veränderung von 2018 bis 2020.**

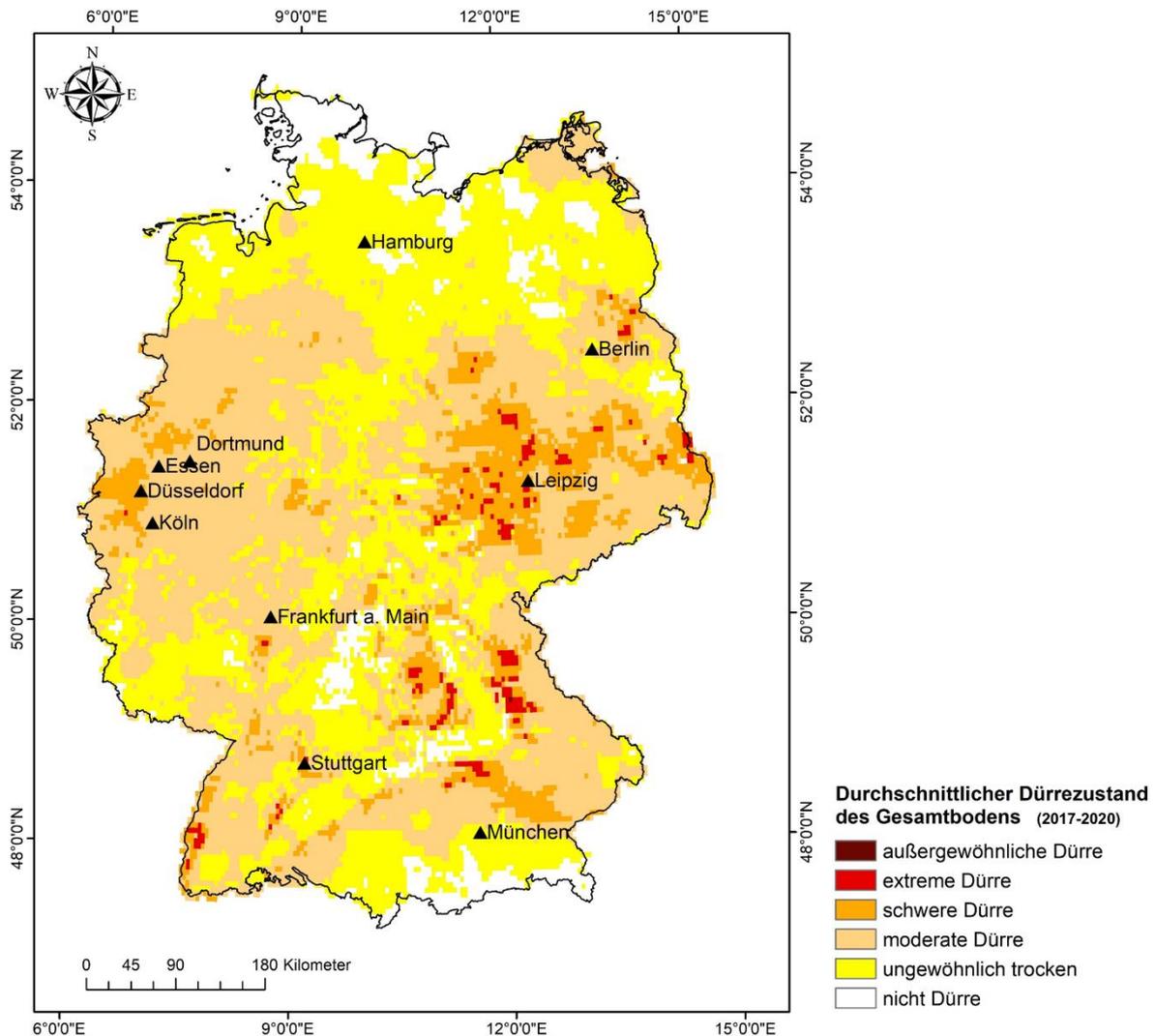
Für die Untersuchung der definierten Waldgebiete in Deutschland kamen satellitenbasierte Daten zur Vitalität und zum Wassergehalt zur Anwendung. Zugrundeliegende Indices sind der NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), abgeleitet aus dem nahen Infrarot und dem sichtbaren Licht und der NDWI (Normalized Difference Water Index, Definition nach (Gao 1996)), abgeleitet aus dem nahen Infrarot und kurzwelligem Infrarot (Tab. 1). In den Landsat 7 und 8 Zeitreihen von 2018 und 2020 wurden von Wolken oder Wolkenshatten bedeckte Pixel mit dem vom CFMASK-Algorithmus generierten Pixel-Qualitätsband ausmaskiert (Ermida et al. 2020). Ausgewählt wurden die Maximal-Werte der Indexe pro Pixel in den Monaten Mai bis September eines Jahres. Für die Karten der Veränderungen von Vitalität und Wassergehalt in baumbestanden Gebieten (Stand 2018) wurden die Jahre 2020 mit 2018

und 2020 mit 2013 sowohl für NDVI als auch für NDWI verschnitten (vgl. Abb. 4, 9, 13). Die Karten der Veränderung wurden mit dem Jenks-Caspall-Algorithmus nach „natürlichen“ Klassen unterteilt (möglichst kleine Unterschiede innerhalb der Klasse und große Unterschiede zwischen den Klassen). Die Anteile der Veränderungen für Vitalität und Wassergehalt zwischen 2018 und 2020, sowie 2013 und 2020, wurden für Großlandschaften, Waldarten, Natura 2000-Gebiete und Kernzonen der UNESCO Buchenwald-Gebiete ausgewertet (Tab. 2; vgl. Abb. 5, 6, 10, 14, 16, 17, 18, 19).

Die Zeitreihen des NDVI und NDWI 2013 bis 2020 basieren auf Analysen der oben beschriebenen Landsat-Daten. Ausgewählt wurden pro Jahr Pixel mit >50 % Waldbedeckung ohne Waldverluste aus vorangegangenen Jahren (Tab. 2). Für die Jahre 2013 bis 2017 wurden die Landnutzungsdaten CORINE 2012 für die Lokalisierung der Bedeckung unterschiedlicher Waldtypen verwendet, für die Jahre 2018 bis 2020 wurden die Landnutzungsdaten CORINE 2018 genutzt. Aus allen Pixeln eines jeweiligen Waldtypen pro Jahr wurde der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet (vgl. Abb. 11, 15).

### **Vitalität und Dürre**

Um Zusammenhänge der Vitalität der Vegetation und der Bodenfeuchte in Deutschland zu untersuchen, wurden die Daten des Dürremonitors (Zink et al. 2016) verwendet. Für den Vergleich wurde aus den Daten des Bodenfeuchteindex des Gesamtbodens in monatlicher Auflösung von 2017 bis 2020 der Mittelwert des Indexes aus den Monaten April bis Oktober der Jahre 2017 bis 2020 pro Pixel berechnet. Die entstandene Karte (Abb. 37) wurde mit der Karte der auf 4 km skalierten Karte der Vitalitätsveränderung von 2018-2020 (vgl. Abb. 4) in einer bivariaten Chloropletenkarte verschnitten und zeigt ihre proportionalen Zusammenhänge auf (vgl. Abb. 12).

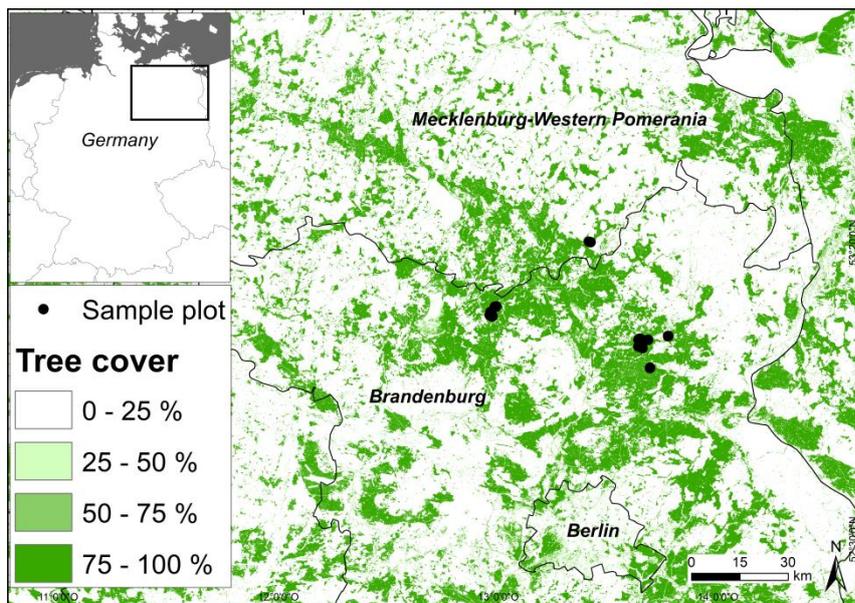


**Abb. 37:** Karte des Dürrezustandes in Deutschland. Dargestellt ist der Mittelwert des Bodenfeuchteindex des Gesamtbodens der Monate April bis Oktober der Jahre 2017 bis 2020 pro Pixel. Datengrundlage: Dürremonitor (Zink et al. 2016).

Die Karte der durchschnittlichen Landoberflächentemperaturen in Deutschland an den heißesten Tagen des Jahres 2020 (vgl. Abb. 20) basiert auf vorprozessierten MODIS Oberflächentemperaturdaten (Tab. 1). Zunächst wurde für jeden Tag des Jahres 2020 der Maximalwert der Temperatur in Deutschland bestimmt. Anschließend wurde aus allen Tagen mit Werten  $\geq 30$  °C in ganz Deutschland eine Karte mit den Mittelwerten pro Pixel der heißesten Tage erstellt. Die gleiche Methode wurde für eine Beispielregion in Hessen zwischen Siegen und Marburg angewandt, jedoch mit Landsat-Daten (Tab. 1) als Basisdaten. Somit ist für die Beispielregion mit einer räumlichen Auflösung von 30 m ein visueller Vergleich der Veränderung der Vitalität in Wäldern (vgl. Abb. 26) mit den mittleren Oberflächentemperaturen an heißen Tagen (vgl. Abb. 27) möglich. In der quantitativen Auswertung wurden beide Datensätze mit Hilfe von Boxplots visualisiert (vgl. Abb. 28).

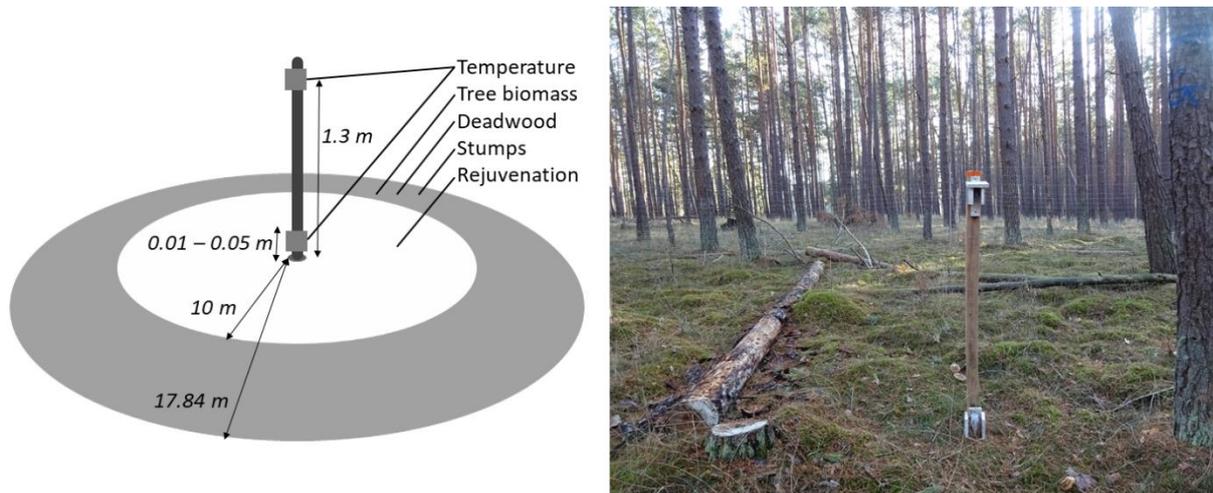
## Mikroklimatische Analysen

Das Untersuchungsgebiet liegt im nordöstlichen Tiefland Deutschlands (Abb. 38). Die untersuchten Waldbestände sind hauptsächlich Kiefernmonokulturen (*Pinus sylvestris*), aber auch Kiefernbestände mit Laubbaumarten als Zwischenschicht sowie Buchenbestände (*Fagus sylvatica*). Die Wälder wurden in der Vergangenheit unterschiedlich stark bewirtschaftet oder auch nicht bewirtschaftet (z.B. regelmäßige Durchforstungen; Holzernte; Vergrößerung des Volumens von frischem Totholz durch Fällung; Pflanzungen; keine Eingriffe seit 20 bis 70 Jahren). Die dadurch resultierenden, unterschiedlichen Bestandeigenschaften stellen einen Gradienten der Bewirtschaftungsintensität dar, der in Bezug auf das vorherrschende Mikroklima analysiert wurde.



**Abb. 38:** Die Untersuchungsflächen befinden sich im nordöstlichen Tiefland von Deutschland und gehören zur größten verbliebenen Waldlandschaft in Norddeutschland. Baumbestand in 2000 in grün (Hansen et al., 2013).

Auf permanenten Probekreisen wurden mikroklimatische Messstation aufgebaut, in deren direktem Umkreis weitere Waldindikatoren erfasst wurden (Abb. 39, links).



**Abb. 39:** Schematische Darstellung der Datenerhebung innerhalb eines Probekreises (links) sowie Foto einer mikroklimatischen Messstation im Probekreiszentrum (rechts).

Die Temperatur wurde in 1,3 m Höhe über dem Boden und auf Bodenhöhe mit Datenloggern gemessen. Alle Datenlogger wurden nach Norden ausgerichtet und befanden sich in einer weißen Schutzhütte, um sie vor direkter Sonneneinstrahlung zu schützen (Abb. 39, rechts). Die Messgeräte dokumentieren in einem 30-minütigen Intervall zeitlich synchronisiert die jeweiligen Temperaturmesswerte zwischen Mai und Oktober.

Für jedes Jahr wurden die heißesten Tage (Tage mit einer Durchschnittstemperatur über 20 °C - dies ergab 45 Tage im Jahr 2018 und 39 Tage im Jahr 2019) ausgewählt und die folgenden mikroklimatischen Indikatoren berechnet:

- Maximaltemperatur.
- Die *relative Temperaturkühlungskapazität* (RTC) ist die Kapazität zur Absenkung der Tagesmitteltemperaturen.
- Die *relative Temperaturpufferungskapazität* (RTB) stellt die Kapazität zur Stabilisierung von Temperaturschwankungen.

Bei den durch die Waldbewirtschaftung (wie das Fällen von Bäumen und die Entnahme von Baumbiomasse) beeinflussten Indikatoren, die in dieser Studie berücksichtigt wurden, handelt es sich um den Kronenschlussgrad, Vorrat, die Bestandsdichte (Stand Density Index, SDI), die Anzahl der gefälltten Bäume, das Totholzvolumen und die Verjüngungsdichte (Anzahl der Bäume dünner als 6 cm in 1,3 m Höhe). In der weiteren Analyse wurde ermittelt, ob und in welchem Ausmaß eine Veränderung der Waldbestandsparameter sich auf die mikroklimatischen Indikatoren auswirkt.

## 6. Literatur

- Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., & L. Augusto (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5 (15991). <https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Alkama, R., & A. Cescatti. (2016). Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science* 351 (6273): 600–604. <https://doi.org/10.1126/science.aac8083>.
- Ameztegui, A., Cabon, A., Cáceres, M. de, & L. Coll (2017). Managing stand density to enhance the adaptability of Scots pine stands to climate change: A modelling approach. *Ecological Modelling*, 356, 141–150. doi:10.1016/j.ecolmodel.2017.04.006.
- Averdiek, A., Engwer, M., & H. von Dressler (Hg.) (2013). GIS-gestützte Zustandserfassung von Befahrungslinien in einem Landesforst und einem Privatwald. DBG. [https://eprints.dbges.de/958/1/DBG\\_Tagung\\_2013\\_Averdiek\\_Engwer.pdf](https://eprints.dbges.de/958/1/DBG_Tagung_2013_Averdiek_Engwer.pdf)
- Benayas, J.M.R., Bullock, J.M., & A.C. Newton (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6 (6): 329–36. <https://doi.org/10.1890/070057>.
- Bernal, B., McKinley, D. C., Hungate, B. A., White, P. M., Mozdzer, T. J., & J. P. Megonigal (2016). Limits to soil carbon stability; deep, ancient soil carbon decomposition stimulated by new labile organic inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 85-94.
- Blumröder, J. S., Hoffmann, M. T., Ilna, O., Winter, S., Hobson, P. R., & P. L. Ibisch (2020). Clearcuts and related secondary dieback undermine the ecological effectiveness of FSC certification in a boreal forest. *Ecological Processes*, 9(1), 1-9.
- Blumröder, J.S., Härdtle, W., May, F., & P.L. Ibisch (2021): Forestry contributed to warming of forest ecosystems in northern Germany during the extreme summers of 2018 and 2019. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(3), e12087.
- Bonan, G.B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444–49. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>.
- Breshears, D.D., Adams, H.D., Eamus, D., McDowell, N., Law, D.J., Will, R.E., A.P. Williams, & C.B. Zou (2013). The critical amplifying role of increasing atmospheric moisture demand on tree mortality and associated regional die-off. *Frontiers in Plant Science*, 4, 266.
- Bright, R. M., Davin, E., O'Halloran, T., Pongratz, J., Zhao, K., & A. Cescatti (2017). Local temperature response to land cover and management change driven by non-radiative processes. *Nature Climate Change*, 7(4), 296–302. <https://doi.org/10.1038/nclimate3250>.
- Brun, P., Psomas, A., Ginzler, C., Thuiller, W., Zappa, M., & Zimmermann, N. E. (2020). Large-scale early-wilting response of Central European forests to the 2018 extreme drought. *Global Change Biology*, 26, 7021–7035. doi:10.1111/gcb.15360.
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) (2015): *Schutzgebiete in Deutschland*. <https://geodienste.bfn.de/schutzgebiete?lang=de>.
- Bundesamt für Naturschutz, (BfN) (2017). *Naturräume und Großlandschaften Deutschlands*. <https://geodienste.bfn.de/schutzgebiete?lang=de>.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014). *Waldbericht der Bundesregierung 2014*. Bonn. [https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/bundeswaldinventur3.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/bundeswaldinventur3.pdf?__blob=publicationFile&v=3).

- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2021). *Waldbericht der Bundesregierung 2021*. Bonn. [https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldbericht2021.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=9](https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/waldbericht2021.pdf?__blob=publicationFile&v=9).
- Büntgen, U., Urban, O., Krusic, P. J., Rybníček, M., Kolář, T., Kyncl, T. et al. (2021). Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nat. Geosci.*, 14(4), pp.190–196. doi:10.1038/s41561-021-00698-0.
- Buras, A., Rammig, A., & C. S. Zang (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17, 1655–1672. doi:/10.5194/bg-17-1655-2020.
- Chen, J., Liu, Y., Pan, T., Ciais, P., Ma, T., Liu, Y., Yamazaki, D., Ge, Q. & J. Peñuelas (2020). Global Socioeconomic Exposure of Heat Extremes under Climate Change. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123275.
- Christidis, N., Jones, G. S., & P. A. Stott (2015). Dramatically increasing chance of extremely hot summers since the 2003 European heatwave. *Nature Climate Change*, 5(1), pp. 46–50. doi:10.1038/nclimate2468.
- Christidis, N. & P.A. Stott (2021). The influence of anthropogenic climate change on wet and dry summers in Europe. *Science Bulletin*, 66 (8), pp. 813–823. doi:10.1016/j.scib.2021.01.020.
- Copernicus (2018). *Corine Land Cover 2018 - Copernicus Land Monitoring Service* [Data Set]. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2018>.
- Copernicus (2000). *Corine Land Cover 2000 - Copernicus Land Monitoring Service* [Data Set]. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2000>.
- D’Amato, A. W., Bradford, J. B., Fraver, S., & B. J. Palik (2013). Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological Applications*, 23, 1735–1742. doi:10.1890/13-0677.1.
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodriguez-Sanchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., & J. Lenoir (2019). Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5), 744-749.
- Del Río, M., Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Löf, M., & R. Ruiz-Peinado (2017). A review of thinning effects on Scots pine stands: From growth and yield to new challenges under global change. *Forest Syst.*, 26, eR03S. doi:10.5424/fs/2017262-11325.
- Delgado, J. D., Arroyo, N. L., Arévalo, J. R., & J.M. Fernández-Palacios (2007). Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*, 81, 328–340. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.01.005.
- Deutscher Wetterdienst (2018). *Deutschlandwetter im Jahr 2018*. [https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2018/20181228\\_deutschlandwetter\\_jahr2018\\_news.html](https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2018/20181228_deutschlandwetter_jahr2018_news.html).
- Deutscher Wetterdienst (2020a). *Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2018*. Offenbach am Main. [www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag\\_node.html](http://www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag_node.html), <https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/klimastatusbericht.html>.
- Deutscher Wetterdienst (2020b). *Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2019*. Offenbach am Main. [www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag\\_node.html](http://www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag_node.html), <https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/klimastatusbericht.html>.
- Deutscher Wetterdienst (2021a). *Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2020*. Offenbach am Main. [www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag\\_node.html](http://www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag_node.html), <https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/klimastatusbericht.html>.

- Deutscher Wetterdienst (2021b): *Klimaprojektionen für Deutschland. Gebietsmittel über Deutschland, Lufttemperatur* (Sommer). [https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaforschung/klimaprojektionen/fuer\\_deutschland/bilder/tasmean\\_saisonal\\_summer\\_gebietsmittel.html?nn=17770](https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaforschung/klimaprojektionen/fuer_deutschland/bilder/tasmean_saisonal_summer_gebietsmittel.html?nn=17770).
- Domeignoz-Horta, L.A., Pold, G., Liu, X.-J.A., Frey, S.D., Melillo, J.M., & K.M. DeAngelis (2020). Microbial diversity drives carbon use efficiency in a model soil. *Nature Communications*, 11, 3684. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17502-z>.
- Earth Observing System (2021): NDWI. <https://eos.com/make-an-analysis/ndwi/>.
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarsa, D., ..., & C. A. Sullivan (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51-61.
- Erdős, L., Krstonošić, D., Kiss, P., Bátor, Z., Tölgyesi, C., & Ž. Škvorc (2019). Plant composition and diversity at edges in a semi-natural forest-grassland mosaic. *Plant Ecology*, 2020, 279–292. doi:10.1007/s11258-019-00913-4.
- Ermida, S. L., Soares, P., Mantas, V., Götsche, F.-M. & I. F. Trigo (2020). Google Earth Engine open-source code for land surface temperature estimation from the Landsat series. *Remote Sensing*, 12(9), 1471. <https://doi.org/10.3390/rs12091471>.
- European Environment Agency (EEA) (2020). *Indicator Assessment: Vegetation productivity*. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-productivity-dynamics/assessment>.
- European Environment Agency (EEA) (2019). *Natura 2000*. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/nationally-designated-areas-national-cdda-16>.
- Feizizadeh, B., & T. Blaschke (2013). Examining urban heat island relations to land use and air pollution: Multiple endmember spectral mixture analysis for thermal remote sensing. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 6(3), 1749-1756.
- Fisher, J. B., Melton, F., Middleton, E., Hain, C., Anderson, M., Allen, R., McCabe, M.F., ..., & E.F. Wood (2017). The future of evapotranspiration: Global requirements for ecosystem functioning, carbon and climate feedbacks, agricultural management, and water resources. *Water Resources Research*, 53(4), 2618–26. <https://doi.org/10.1002/2016WR020175>.
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., & T. Kosaki (2021). Effects of clearcutting and girdling on soil respiration and fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen in a Japanese cedar plantation. *Forest Ecology and Management*, 498, 119520.
- Gao, B. C. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.
- Gebhardt, T., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Schulz, C. & C. Ammer (2014). The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197, 235–243. doi:10.1016/j.agrformet.2014.05.013.
- Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., & A. Rigling (2013). Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 310, 827–835. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.030.
- Giuggiola, A., Ogée, J., Rigling, A., Gessler, A., Bugmann, H. & K. Treydte (2016). Improvement of water and light availability after thinning at a xeric site: which matters more? A dual isotope approach. *New Phytologist*, 210, 108-121. <https://doi.org/10.1111/nph.13748>
- Gohr, C., J.S. Blumröder, D. Sheil & P.L. Ibisch (2021). Quantifying the mitigation of temperature extremes by forests and wetlands in a temperate landscape. *Ecological Informatics*, 66, 101442.

- Grossiord, C., Buckley, T. N., Cernusak, L. A., Novick, K. A., Poulter, B., Siegwolf, R. T., ..., & N. G. McDowell (2020). Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226(6), 1550-1566.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, A.A.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V. Goetz, S.J., & T.R. Loveland (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–53. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.
- Hari, V., Rakovec, O., Markonis, Y., Hanel, M., & R. Kumar (2020). Increased future occurrences of the exceptional 2018-2019 Central European drought under global warming. *Scientific Reports*, 10(1), 12207. doi:10.1038/s41598-020-68872-9.
- Harmon, M. (2019). Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. *Environmental Research Letters*, 14. doi: 10.1088/1748-9326/ab1e95.
- Harmon, M. E., Fath, B. G., Yatskov, M., Kastendick, D., Rock, J. & C. W. Woodall (2020). Release of coarse woody detritus-related carbon: a synthesis across forest biomes. *Carbon balance and management*, 15(1). <https://doi.org/10.1186/s13021-019-0136-6>.
- Hatfield, J. L., & J. H. Prueger (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4-10.
- Hesslerová, P., Huryňa, H., Pokorný, J., & J. Procházka (2018). The effect of forest disturbance on landscape temperature. *Ecological Engineering*, 120, 345-354.
- Ibisch, P. L. (2020). *Ökologischer Zustand und Umbau der Wälder zur Förderung von Klimaresilienz und Biodiversität. Schriftliche Stellungnahme als Einzelsachverständiger zur 89. Sitzung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit des Deutschen Bundestags*, Mittwoch, 25. November 2020.
- Ibisch, P.L., Welle, T., Blumröder, J.S., Wohlleben, T., & Sommer, Jörg (2020). *Eckpunkte zur Waldstrategie 2050 Kommentierung der Positionen des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft*. ePaper - Centre for Economics and Ecosystem Management/HNEE, Naturwald Akademie, Deutsche Umweltstiftung, Wohllebens Waldakademie. Eberswalde, Berlin, Lübeck, Wershofen. 42 S. [https://www.researchgate.net/publication/343879449\\_Eckpunkte\\_zur\\_Waldstrategie\\_2050\\_Kommentierung\\_der\\_Positionen\\_des\\_Wissenschaftlichen\\_Beirats\\_fur\\_Waldpolitik\\_des\\_Bundesministeriums\\_fur\\_Ernahrung\\_und\\_Landwirtschaft](https://www.researchgate.net/publication/343879449_Eckpunkte_zur_Waldstrategie_2050_Kommentierung_der_Positionen_des_Wissenschaftlichen_Beirats_fur_Waldpolitik_des_Bundesministeriums_fur_Ernahrung_und_Landwirtschaft).
- Ibisch, P.L. Geiger, L., & F. Cybulla (2012). *Global change management: knowledge gaps, blindspots and unknowables*. Nomos, Sinzheim.
- Ibisch, P.L., Blumröder, J.S., Gohr, C., & L. Schmidt (2021). *Konzept zur Förderung der Funktionen und Leistungen von Waldökosystemen in Deutschland*. Centre for Economics and Ecosystem Management an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde für die Bundestagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen. Eberswalde, Berlin.
- Ibisch, P. L. ,& J. S. Blumröder (2020). Waldkrise als Wissenskrise als Risiko. *Universitas*, 888, 20–42.
- Ichii, K., Kawabata, A., & Y. Yamaguchi (2002). Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990. *International Journal of Remote Sensing*, 23(18), 3873–3878. doi:10.1080/01431160110119416.
- Ionita, M., Nagavciuc, V., Kumar, R., & O. Rakovec (2020). On the curious case of the recent decade, mid-spring precipitation deficit in central Europe. *Npj Climate and Atmospheric Science*, 3(49), 1–10. doi:10.1038/s41612-020-00153-8.

- Julien, Y., Sobrino, J.A., & W. Verhoef (2006). Changes in land surface temperatures and NDVI values over Europe between 1982 and 1999. *Remote Sensing of Environment*, 103(1), 43–55. doi:10.1016/j.rse.2006.03.011.
- Kern, A., Marjanović, H. & Z. Barcza (2020). Spring vegetation green-up dynamics in Central Europe based on 20-year long MODIS NDVI data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287, 107969. doi:10.1016/j.agrformet.2020.107969.
- Kong, F., Yin, H., James, P., Hutyrá, L.R., & H.S. He (2014). Effects of spatial pattern of greenspace on urban cooling in a large metropolitan area of eastern China. *Landscape and Urban Planning*, 128, 35–47. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.04.018
- Kornhuber, K., Osprey, S., Coumou, D., Petri, S., Petoukhov, V., Rahmstorf, S., & L. Gray (2019). Extreme weather events in early summer 2018 connected by a recurrent hemispheric wave-7 pattern. *Environmental Research Letters*, 14(054002), 1–7. doi:10.1088/1748-9326/ab13bf.
- Krakauer, N., Lakhankar, T., & J. Anadón (2017). Mapping and attributing normalized difference vegetation index trends for Nepal. *Remote Sensing*, 9(10), 986. doi:10.3390/rs9100986.
- Kupika, O. L., Gandiwa, E., Nhamo, G., & S. Kativu (2019). Local ecological knowledge on climate change and ecosystem-based adaptation strategies promote resilience in the Middle Zambezi Biosphere Reserve, Zimbabwe. *Scientifica*, e3069254. <https://doi.org/10.1155/2019/3069254>.
- Lacroix, E. M., Petrenko, C. L., & A. J. Friedland (2016). Evidence for losses from strongly bound SOM pools after clear cutting in a Northern hardwood forest. *Soil Science*, 181(5), 202–207. <https://doi.org/10.1097/SS.000000000000147>.
- Lagomarsino, A., De Meo, I., Agnelli, A. E., Paletto, A., Mazza, G., Bianchetto, E., & R. Pastorelli (2021). Decomposition of black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) deadwood and its impact on forest soil components. *Science of the Total Environment*, 754, 142039, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142039>.
- Latif, Z. A., & G. A. Blackburn (2010). The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology*, 54, 119–129. doi:10.1007/s00484-009-0260-1.
- Lee, J., Morrison, I. K., Leblanc, J.-D., Dumas, M. T., & D. Cameron (2002). Carbon sequestration in trees and regrowth vegetation as affected by clearcut and partial cut harvesting in a second-growth boreal mixedwood. *Forest Ecology and Management*, 169(1-2), 83–101. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00300-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00300-6).
- Leturcq, P. (2020). GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. *Sci. Rep.*, 10, 20752. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8>.
- Li, J., Frey, S. D., Wang, G., Mayes, M. A., Allison, S. D., & J. M. Melillo (2019). Reduced carbon use efficiency and increased microbial turnover with soil warming. *Global Change Biology*, 25, 900–910.
- Lijewski, P., Merkiś, J., Fuć, P., Ziółkowski, A., Rymaniak, Ł., & W. Kusiak (2017). Fuel consumption and exhaust emissions in the process of mechanized timber extraction and transport. *Eur. J. Forest Res.*, 136, 153–160. doi:10.1007/s10342-016-1015-2.
- Liu, X.J.A., Pold, G., Domeignoz-Horta, L.A., Geyer, K.M., Caris, H., Nicolson, H., Kemner, K.M., Frey, S.D., Melillo, J.M., & K.M. DeAngelis (2021). Soil aggregate-mediated microbial responses to long-term warming. *Soil Biology and Biochemistry*, 152, 108055. doi:10.1016/j.soilbio.2020.108055.
- Luber, G., & M. McGeehin (2008). Climate change and extreme heat events. *American Journal of Preventive Medicine*, 35(5), 429–35. <https://doi.org/10.1016/j.amepre.2008.08.021>.

- Lusiana, B., Kuyah, S., Öborn, I., & M. van Noordwijk (2017). *Typology and metrics of ecosystem services and functions as the basis for payments, rewards and co-investment. Coinvestment in ecosystem services: Global Lessons from payment and incentive schemes*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Ma, S., Concilio, A., Oakley, B., North, M., & J. Chen (2010). Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecology and Management*, 259, 904–915. doi:10.1016/j.foreco.2009.11.030.
- Maes, W. H., Pashuysen, T., Trabucco, A., Veroustraete, F., & B. Muys (2011). Does energy dissipation increase with ecosystem succession? Testing the ecosystem exergy theory combining theoretical simulations and thermal remote sensing observations. *Ecological Modelling*, 222(23-24), 3917-3941.
- Melillo, J. M., Frey, S. D., DeAngelis, K. M., Werner, W. J., Bernard, M. J., Bowles, F. P., ..., & A. S. Grandy (2017). Long-term pattern and magnitude of soil carbon feedback to the climate system in a warming world. *Science*, 358(6359), 101-105.
- Mellert, K. H., Lenoir, J., Winter, S., Kölling, C., Čarni, A., Dorado-Liñán, I., ..., & J. Ewald (2018). Soil water storage appears to compensate for climatic aridity at the xeric margin of European tree species distribution. *European Journal of Forest Research*, 137(1), 79-92.
- Mora, C., Dousset, B., Caldwell, I. R., Powell, F. E., Geronimo, R. C., Bielecki, C. R., ..., & C. Trauernicht (2017). Global risk of deadly heat. *Nature Climate Change*, 7(7), 501-506. <https://doi.org/10.1038/nclimate3322>.
- Nanfuka, S., Mfitumukiza, D. & A. Egeru (2020). Characterisation of ecosystem-based adaptations to drought in the central cattle corridor of Uganda. *African Journal of Range & Forage Science*, 37(4), 257–67. <https://doi.org/10.2989/10220119.2020.1748713>.
- Norris, C., Hobson, P., & P.L. Ibsch (2012). Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 562-570.
- Novick, K. A., & G. G. Katul (2020). The duality of reforestation impacts on surface and air temperature. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(4), e2019JG005543.
- Ofiti, N.O.E., Zosso, C.U., Soong, J.L., Solly, E.F., Torn, M.S., Wiesenberg, G.L.B., & M.W.I. Schmidt (2021). Warming promotes loss of subsoil carbon through accelerated degradation of plant-derived organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 156, 1–10.
- Pingoud, K., Perälä, A.-L., Soimakallio, S., & A. Pussinen (2003). *Greenhouse gas impacts of harvested wood products: Evaluation and development of methods*. VTT tiedotteita, 2189. VTT Technical Research Centre of Finland.
- Pohlman, C.L., Turton, S.M., & M. Goosem (2007). Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica*, 39, 62–71. doi:10.1111/j.1744-7429.2006.00238.x.
- Pranindita, A., Wang-Erlandsson, L., Fetzer, I., & A. Teuling (2021). Moisture recycling and the potential role of forests as moisture source during European heatwaves. *Clim Dyn.*, <https://doi.org/10.1007/s00382-021-05921-7>
- Prietzl, J., Falk, W., Reger, B., Uhl, E., Pretzsch, H., & L. Zimmermann (2020). Half a century of Scots pine forest ecosystem monitoring reveals long-term effects of atmospheric deposition and climate change. *Glob. Change Biol.*, 26(10), 5796-5815, <https://doi.org/10.1111/gcb.15265>.
- Prietzl, J., Zimmermann, L., Schubert, A., & D. Christophel (2016). Organic matter losses in German Alps forest soils since the 1970s most likely caused by warming. *Nature Geosci.*, 9, 543–548.

- Primicia, I., Camarero, J. J., Imbert, J. B., & F. J. Castillo (2013). Effects of thinning and canopy type on growth dynamics of *Pinus sylvestris*: inter-annual variations and intra-annual interactions with microclimate. *Eur. J. Forest Res.*, 132, 121–135. doi:10.1007/s10342-012-0662-1.
- Redding, T. E., Hope, G. D., Fortin, M., Schmidt, M. G., & W. G. Bailey (2003). Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, 83, 121–130. doi:10.4141/S02-010.
- Rita, A., Camarero, J. J., Nolè, A., Borghetti, M., Brunetti, M., Pergola, N., ..., & F. Ripullone (2020). The impact of drought spells on forests depends on site conditions: the case of 2017 summer heat wave in southern Europe. *Global Change Biology*, 26(2), 851-863.
- Scharnweber, T., Smiljanic, M., Cruz-García, R., Manthey, M., & M. Wilmking (2020). Tree growth at the end of the 21st century-the extreme years 2018/19 as template for future growth conditions. *Environmental Research Letters*, 15(7), 074022. doi:10.1088/1748-9326/ab865d.
- Schneider, E.D. & J.J. Kay (1994). Complexity and thermodynamics: towards a new ecology. *Futures*, 26(6), 626-647.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., ..., & A. Kahmen (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 45, 86-103. doi:10.1016/j.baae.2020.04.003.
- Schwaab, J., Davin, E. L., Bebi, P., Duguay-Tetzlaff, A., Waser, L. T., Haeni, M., & R. Meier (2020). Increasing the broad-leaved tree fraction in European forests mitigates hot temperature extremes. *Scientific Reports*, 10(1), 1-9.
- Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1), 1-22.
- Shen, X., Liu, B., Jiang, M., & X. Lu (2020). Marshland loss warms local land surface temperature in China. *Geophysical Research Letters*, 47(6), e2020GL087648. <https://doi.org/10.1029/2020GL087648>.
- Simonin, K., Kolb, T. E., Montes-Helu, M., & G. W. Koch (2007). The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine forest stand during and after extreme drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143, 266–276. doi:10.1016/j.agrformet.2007.01.003.
- Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J. & J. Bauhus (2016). Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Applications*, 26, 2190–2205. doi:10.1002/eap.1373.
- Soong, J. L., Castanha, C., Hicks Pries, C. E., Ofiti, N., Porras, R. C., Riley, W. J., Schmidt, M.W.I., & M.S. Torn (2021). Five years of whole-soil warming led to loss of subsoil carbon stocks and increased CO<sub>2</sub> efflux. *Sci. Adv.*, 7, eabd1343. doi:10.1126/sciadv.abd1343.
- Su, W., Gu, C., & G. Yang (2010). Assessing the impact of land use/land cover on urban heat island pattern in Nanjing City, China. *Journal of Urban Planning and Development*, 136(4), 365-372.
- Suggitt, A. J., Gillingham, P.K., Hill, J.K., Huntley, B., Kunin, W.E., Roy, D.B., & C.D. Thomas (2011). Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos*, 120(1), 1-8.
- Sun, Y., Wang, C., Chen, H. Y., Liu, Q., Ge, B., & B. Tang (2022). A global meta-analysis on the responses of C and N concentrations to warming in terrestrial ecosystems. *CATENA*, 208, 105762. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105762>.
- Teuling, A. J., Van Loon, A. F., Seneviratne, S. I., Lehner, I., Aubinet, M., Heinesch, B., ..., & U. Spank (2013). Evapotranspiration amplifies European summer drought. *Geophysical Research Letters*, 40(10), 2071-2075. <https://doi.org/10.1002/grl.50495>.

- Thom, D., Golivets, M., Edling, L., Meigs, G.W., Gourevitch, J.D., Sonter, L. J., ..., & W.S. Keeton (2020). The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal–temperate North America. *Global Change Biology*, 25(7), 2446-2458.
- Thünen-Institut (2021): *Fernerkundung Wald*.  
<https://www.thuenen.de/de/wo/querschnittsgruppen/fernerkundung-wald/>.
- Tietjen, B., Jeltsch, F., Zehe, E., Classen, N., Groengroeft, A., Schiffers, K., & J. Oldeland (2010). Effects of climate change on the coupled dynamics of water and vegetation in drylands. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, 3(2), 226-237. doi:10.1002/eco.70.
- Tuff, K. T., Tuff, T., & K. F. Davies (2016). A framework for integrating thermal biology into fragmentation research. *Ecology Letters*, 19, 361–374. doi:10.1111/ele.12579.
- Van der Ent, R. J., Wang-Erlandsson, L., Keys, P. W. & H. H. G. Savenije (2014). Contrasting roles of interception and transpiration in the hydrological cycle–Part 2: Moisture recycling. *Earth System Dynamics*, 5(2), 471-489.
- Vicedo-Cabrera, A. M., Scovronick, N., Sera, F., Royé, D., Schneider, R., Tobias, A., ... & A. Gasparrini (2021). The burden of heat-related mortality attributable to recent human-induced climate change. *Nature Climate Change*, 11(6), 492-500.
- Vogel, M. M., Zscheischler, J., Wartenburger, R., Dee, D., & S.I. Seneviratne (2019). Concurrent 2018 hot extremes across Northern Hemisphere due to human-induced climate change. *Earth's Future*, 7(692-703). doi:10.1029/2019EF001189.
- Wan, X., Chen, X., Huang, Z., & H. Y. H. Chen (2021). Global soil microbial biomass decreases with aridity and land-use intensification. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 1056–1069. <https://doi.org/10.1111/geb.13282>.
- Werner, W.J., Sanderman, J. & J.M. Melillo (2020). Decreased soil organic matter in a long-term soil warming experiment lowers soil water holding capacity and affects soil thermal and hydrological buffering. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(4), <https://doi.org/10.1029/2019JG005158>.
- Williams, A.P., Allen, C.D., Macalady, A.K., Griffin, D., Woodhouse, C.A., Meko, D.M., ..., & N. G. McDowell (2013). Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate Change*, 3(3), 292-297.
- World Weather Attribution initiative (2021): *Heavy rainfall which led to severe flooding in Western Europe made more likely by climate change*. <https://www.worldweatherattribution.org/heavy-rainfall-which-led-to-severe-flooding-in-western-europe-made-more-likely-by-climate-change/>.
- Wu, Y., Xi, Y., Feng, M. & S. Peng (2021). Wetlands cool land surface temperature in tropical regions but warm in boreal regions. *Remote Sensing*, 13(8), 1439. <https://doi.org/10.3390/rs13081439>.
- Yang, Y., Wang, S., Bai, X., Tan, Q., Li, Q., Wu, L., ..., & Y. Deng (2019). Factors affecting long-term trends in global NDVI. *Forests*, 10(5), 372.
- Zaitchik, B.F., Macalady, A.K., Bonneau, L.R., & R.B. Smith (2006). Europe's 2003 heat wave: a satellite view of impacts and land–atmosphere feedbacks. *International Journal of Climatology*, 26(6), 743-769.
- Zellweger, F., Coomes, D., Lenoir, J., Depauw, L., Maes, S. L., Wulf, M., ..., & P. De Frenne (2019). Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 28(12), 1774-1786.
- Zeng, Z., Piao, S., Li, L. Z., Zhou, L., Ciais, P., Wang, T., ..., & Y. Wang (2017). Climate mitigation from vegetation biophysical feedbacks during the past three decades. *Nature Climate Change*, 7(6), 432-436. <https://doi.org/10.1038/nclimate3299>.

Zink, M., Samaniego, L., Kumar, R., Thober, S., Mai, J., Schäfer D., & A. Marx (2016). The German Drought Monitor. *Environmental Research Letters*, 11(7), 074002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/074002>.



Foto 17: Vogelschutz nach Kahlschlag, Landkreis Northeim, Niedersachsen. (Foto: P.L. Ibisch, 24. April 2021).