

Modellierung der Einzelbaummortalität im Hessischen Ried unter besonderer Berücksichtigung von Grundwasserveränderungen

Jörg Ahner und Matthias Schmidt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung A, Grätzelstr.2, 37079 Göttingen

Abstract

Since over 40 years the forests in southwest Hesse (Hessisch Ried) show a poor vitality and a high risk of mortality. The area is subject to several unfavourable effects on tree growth like the kerosin emission by the nearby Frankfurt Airport and outbreaks of several pests like the May beetle. But the extensive withdrawal of groundwater has been assumed to be the key factor that effects tree mortality in this area. Hence, the aim of this investigation is to quantify the effects of several potential factors that determine tree mortality in the Hessisch Ried with a focus on groundwater withdrawal. The data base consists of 130 specific monitoring areas, 2 growth and yield trials and 21 plots of the national forest health monitoring network. Species specific survival-models were developed for oak, beech and pine using an extended version of the *Cox-proportional-hazard-model* that allows for the estimation of effects for time-varying covariates and non-linear model effects applying penalised smoothing splines. The results and a sensitivity analysis that illustrates the effects of varied predictor variables on the survival probability are presented exemplarily for the oak model: Survival probability is increasing with increasing relative dbh, increasing dbh, increasing available water capacity and increasing groundwater level. The survival probability decreases from sandy soils over loam to clay soils and reaches a maximum at a reference groundwater level in 1951 of around 2.5 m below ground.

Einleitung

Die Wälder im Hessischen Ried liegen in unmittelbarer Nähe zum Ballungsraum Rhein-Main. Aufgrund des starken Wirtschaftswachstum in der Metropolregion waren und sind diese Wälder einer zunehmenden und überdurchschnittlichen Umweltbelastung ausgesetzt. Neben einer ansteigenden Luftbelastung scheint sich vor allem die übermäßige Nutzung des Grundwassers negativ auf die Wälder ausgewirkt zu haben (ALTHERR 1971, PRIES et al. 1999). So wurde bereits seit Ende der 1960er Jahre eine erhöhte Mortalität im Vergleich zu anderen hessischen Wäldern beobachtet. Zu Beginn der 1990er Jahre verschärfte sich die Situation durch Orkanshäden, massiven Schwammspinnerbefall und Maikäfergradationen, was in der Folge zum Auflösungsprozess ganzer Waldbestände führte. Auch der Waldzustandsbericht belegt seit 1984 die überdurchschnittlichen Waldschäden in der Region (PAAR et al., 2010). Neben diesen allgemeinen Einschätzungen, die teilweise auf quantitativer Grundlage aber auch gutachterlichen Einschätzungen basieren, fehlten bisher jedoch Ursache-Wirkungs-Analysen. Ziel dieses Beitrages ist es daher, die Effekte der verschiedenen potentiellen Einflussgrößen soweit wie möglich voneinander zu trennen und zu quantifizieren. An der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) wurde zu diesem Zweck ein statistisches Modell zur Prognose von Überlebenszeiten von Einzelbäumen im hessischen Ried parametrisiert. Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem potentiellen Effekt der Grundwasserabsenkungen zu: 1) Indizien wie die zeitliche Koinzidenz mit Grundwasserabsenkung deuten auf einen Zusammenhang zur erhöhten Mortalität hin. 2) Der Grundwasserstand ist eine Komponente die relativ kurzfristig mit regionalen Bewirtschaftungsmaßnahmen zu beeinflussen wäre. 3) Wenn ein Zusammenhang zwischen Überlebenszeiten und Grundwasserabsenkungen besteht, kann davon ausgegangen werden, dass der projizierte Klimawandel oder eine weiter intensivierte Wasserentnahme zu einer weiteren Erhöhung der Mortalität führen. 4) Wenn ein Zusammenhang zwischen Überlebenszeiten und Grundwasserabsenkungen besteht, werden Entscheidungsunterstützungssysteme benötigt, die einen Vergleich verschiedener Handlungsoptionen für die Wasserbewirtschaftung unter unterschiedlichen Klimaprojektionen ermöglichen.

Datengrundlage

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von rund 27.600 ha. Es wird im Norden durch den Main, im Osten durch den Odenwald, im Süden durch die Landesgrenze zu Baden-Württemberg und im Westen durch den Rhein begrenzt (Abb. 1). Als Bodensubstrate treten hauptsächlich Hochflutablagerungen sowie Flug- und Terrassensande auf (RIEBELING und HOCKE 1988). Die Wuchszone wird nach KNAPP (1948) in die zentrale Eichen-Mischwald-Zone eingestuft. Für die Klimaperiode von 1961 – 1990 berechnete SUTMÖLLER (unveröffentl.) eine Jahresmitteltemperatur von $T = 10,1\text{ }^{\circ}\text{C}$, eine durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme von $N = 771\text{ mm}$ und eine mittlere potentielle Verdunstung von $\text{pot}V = 624\text{ mm/Jahr}$. Die durchschnittlichen Werte für die forstliche Vegetationszeit vom 1. Mai bis 30. September betrugen für das Temperaturmittel $T_{\text{veg}} = 16,6\text{ }^{\circ}\text{C}$, die Niederschlagssumme $N_{\text{veg}} = 371\text{ mm}$ und für die potentielle Verdunstung $\text{pot}V_{\text{veg}} = -99\text{ mm}$. Die tatsächliche Vegetationszeit dauert nach PRIES et al. (1999) i. d. R. von Mitte April bis Mitte Oktober und beträgt somit häufig mehr als 180 Tage.

Als waldwachstumskundliche Datengrundlage standen 130 Forstökologische Weiserflächen, zwei Versuchsflächen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt sowie 21 Stichprobenpunkte der Waldzustandserhebung (WZE) zur Verfügung. Die Anlage der Weiserflächen erfolgte zwischen 1976 und 1994 und konzentrierte sich auf die Region Gernsheimer/Jägersburger Wald sowie Bürstädter/Lorscher Wald. Für die Weiserflächen sind die geklumppte Lage (Abb. 1) und die sehr unregelmäßigen Intervalllängen zwischen den einzelnen Aufnahmen (1-19 Jahre) charakteristisch. Die geklumppte Lage resultiert teilweise in geringen regionalen Gradienten bezüglich des Grundwasserstandes bzw. dessen Veränderungen. Auch wird mit zunehmender Intervalllänge die Zuordnung von Absterbeursachen immer schwieriger und eine exakte Datierung des Absterbezeitpunktes auf einzelne Kalenderjahre ist unmöglich. Einige Weiserflächen wurden ohne Schlusserhebung aufgrund widriger Umstände (z. B. nach den Windwürfen durch die Winterstürme Vivien und Wiebke 1990/91) aufgegeben. Die vorerst letzte Aufnahme erfolgte auf den meisten Flächen 2010. Die WZE-Flächen wurden 1984 im 4 x 4 km Raster angelegt und werden seit 1994 im jährlichen Rhythmus aufgenommen. Für die drei untersuchten Hauptbaumarten Eiche, Buche und Kiefer wurden die Einzelbaumvariablen 'BHD', 'relativer BHD' in Relation zum Grundflächenmittelstamm und die Standorts- und Bestandesvariablen 'Bodensubstrat', 'nutzbare Feldkapazität', 'Grundwasserstand zu einem Referenzzeitpunkt', 'Grundwasserstand zum Erhebungszeitpunkt', 'Bestandesdichte', 'Dichte der Maikäferengerlinge im Jahr 2009' sowie die

'jährliche Witterung' erfasst und aufbereitet (Tab. 3).

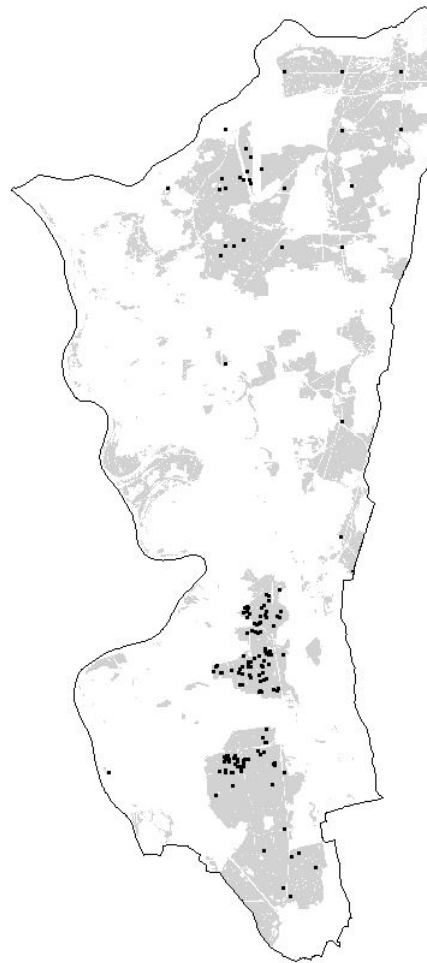


Abb. 1: Lage der Weiser- und Versuchsflächen sowie der WZE-Punkte im Untersuchungsgebiet; (Waldflächen grau hinterlegt).

Die unabhängigen Variablen umfassen somit sowohl zeitlich veränderliche Größen als auch solche, die über der Zeit konstant sind. Die abhängige Variable 'Baumstatus' ist binär und kann die Ausprägungen 'abgestorben' und 'nicht abgestorben' annehmen. Die Ausprägung 'abgestorben' kennzeichnet das Ereignis das untersucht werden soll, nämlich die Mortalität von Einzelbäumen, die auf Wuchs- und Standortbedingungen und deren Veränderungen zurückgeführt werden kann. Reguläre Nutzungen oder aber eine kalamitätsbedingte Mortalität aufgrund von Stürmen werden daher ebenfalls als 'nicht abgestorben' kodiert, da sie nicht unter das definierte Ereignis fallen. Weitere kalamitätsbedingte Ausfälle aufgrund von z. B. Maikäferfraß sind als 'abgestorben' kodiert, da die Daten mit Ausnahme der sturmbedingten Ausfälle und der regulären Nutzungen keine Informationen zu den verschiedenen Ausfallgründen enthalten. Auch ist es kaum möglich, die als Komplex wirkenden Faktoren zu trennen. Die Mortalität kann somit als für das Untersuchungsgebiet spezifische Mortalität bezeichnet werden, die um die sturmbedingten Ausfälle und die regulären Nutzungen bereinigt ist. Dabei werden eventuelle Vorschädigungen durch Standortveränderungen, die z. B. zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Sturmwurf führen, vernachlässigt. Wurden dagegen für genutzte Bäume starke Vorschädigungen in den vorangegangenen Aufnahmen dokumentiert, so wurden diese Bäume als 'abgestorben' kodiert. Beispiele dafür sind die Kaft'sche Baumklasse 5 oder die Trockenastklasse 5, die nach einem internen Schlüssel der hessischen Servicestelle für Forsteinrichtung und Naturschutz (ULLRICH, schriftl. Mitteilung) für fast vollständig abgestorbene Kronen vergeben wurde.

Aufgrund der vorzeitigen Aufgabe einiger Flächen, der regulär und kalamitätsbedingt durchgeführten Nutzungen und damit verbundener Unsicherheit bei der Zuordnung vieler fehlender Bäume in die Kategorien 'abgestorben' oder 'nicht abgestorben' (bzw. regulär genutzt), kann davon ausgegangen werden, dass die Anzahl der tatsächlichen Ausfälle insgesamt unterschätzt wurde. Der Datensatz der Eiche weist die höchste Anzahl an Beobachtungen auf (Tab. 1) und deckt auch die größten Datenbereiche für die untersuchten unabhängigen Variablen, insbesondere die Grundwasserstände ab (Tab. 3). Im Folgenden werden daher die Ergebnisse am Beispiel der Eiche beschrieben.

Tabelle 1: Anzahl der aufgenommenen Bäume, Beobachtungen, Parzellen und der abgestorbenen Bäume getrennt nach Baumart.

Baumart	Eiche	Buche	Kiefer
Bäume	5.712	2.159	6.459
Beobachtungen	23.216	7.386	21.032
Abgestorbe Bäume	1.578	244	687
Parzellen	116	75	73

Die Datenaufbereitung für die Analyse der Überlebenszeiten unter Berücksichtigung zeitabhängiger Kovariablen erfolgte analog der Form, wie sie von FOX (2002) im Rahmen soziologischer Untersuchungen beschrieben wurde. Es wurde pro Baum und Beobachtungsintervall ein Datensatz mit allen potentiellen Kovariablen und seinem binären Status ('nicht abgestorben' bzw. 'abgestorben') generiert. Jedes Aufnahmeintervall ist durch das Alter des jeweiligen Baumes zum Beginn und Ende definiert. Das mittlere Aufnahmeintervall betrug ca. 4 Jahre.

Der BHD-Wert entspricht der Messung am Ende des Untersuchungsintervalls. Für die Bäume aus dem WZE-Kollektiv lagen nur Messungen zu bestimmten Zeitpunkten vor. Für die Zuordnung der BHD's zu den jährlichen Aufnahmeintervallen wurde daher eine Datenergänzung notwendig. Dafür wurde zwischen den BHD zweier Messzeitpunkte linear interpoliert. Lag für einen Baum nur ein Messwert vor, wurden die fehlenden BHD-Werte anhand des durchschnittlichen Zuwachses der übrigen Bäume der gleichen Art auf der jeweiligen Fläche ermittelt. Wurden auf den WZE-Flächen bereits abgestorbene Bäume gefunden, wurde ihr BHD nachträglich gemessen und dem jeweiligen Absterbejahr zugeordnet. Bei Stämmen ohne Rinde erfolgte ein Zuschlag, der sich an den Werten der baumartenbezogenen pauschalen Rindenabzüge der Handelsklassensortierung (HKS, 1997) orientierte. Der relative BHD ist der jeweilige BHD in Relation zum Grundflächenmittelstamm der zugehörigen Parzelle bzw. des Inventurplots im jeweiligen Aufnahmeintervall.

Eine Feinsubstratkartierung des Hessischen Rieds schied 182 verschiedene Profiltypen aus, von denen 38 auf den untersuchten Flächen vorkamen. Betrachtet wurde die Mächtigkeit der Hauptsubstrate, bis zu einer Profiltiefe von 140 cm, was in etwa den unteren Rahmen für die effektive Durchwurzelungstiefe älterer Bestände (> 45 Jahre) nach RAISSI et al. (2001) widerspiegelt. Diese 38 Profile ließen sich zu drei Bodensubstratgruppen zusammenfassen. Die Unterteilung erfolgte in 'Sande': Standorte mit Reinsanden und schwach lehmigen Sanden mit geringer Wasserspeicherefähigkeit (nutzbare Feldkapazität nFK < 140 mm auf 140 cm Tiefe); 'Tone': Standorte mit Tonschichten, die eine Mächtigkeit von ≥ 60 cm aufweisen und 'lehmige Standorte': alle übrigen Standorte, die einen mehr oder weniger starken lehmigen Anteil im Substrat aufweisen. Die Einteilung der Standorte in die drei genannten Klassen deckt sich grob mit den Angaben von RIEBELING und HOCKE (1988). Die Belegung der Kategorie Bodensubstrat weist für den umfangreichen Datensatz der Eiche eine sehr ungleichmäßige Verteilung auf (Tab.2).

Tabelle 2: Anzahl der aufgenommenen Bäume, Beobachtungen, Parzellen und der abgestorbenen Bäume getrennt nach Bodensubstratklasse für die Eiche.

Bodensubstratklasse	Sand	lehmige Standorte	Tone
Bäume	405	5.180	127
Beobachtungen	2.134	19.904	1.178
Abgestorbe Bäume	48	1.482	48
Parzellen	11	101	4

Für jedes Leitprofil der Bodenkarte lagen horizontbezogene Angaben zum Substrat, Skelettgehalt und zur Lagerungsdichte vor. Auf Grundlage dieser Parameter wurde von SUTMÖLLER (unveröffentl.) die nutzbare Feldkapazität ebenfalls für eine Tiefe von 1,4 m nach den Vorgaben der Kartieranleitung 5 (AG BODEN 2005) berechnet.

Für 23 ausgewählte Kalenderjahre standen flächige Simulationen der Grundwasserstände zur Verfügung (BRANDT-GERDES-SITZMANN Umwelt GmbH). Hinzu kamen fünf simulierte Grundwasserstände vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie für ausgewählte Höchst- bzw. Tiefststände. Auf dieser Basis wurden flächige Grundwasserstände für den gesamten Zeitraum von 1951 bis 2007 mittels linearer Interpolation in jährlicher Auflösung, d. h. auch für Kalenderjahre ohne Simulationswerte, berechnet. Für die Jahre 2008 und 2009 lagen keine Daten vor. Aufgrund der Messwerte einiger örtlicher Pegelstände, wurde für diese beiden Jahre der Mittelwert der Jahre 2006 und 2007 unterstellt. Im Fall der Weiserflächen wurden die Werte anschließend für die Charakterisierung der mehrjährigen Beobachtungsintervalle für die jeweilige Periode gemittelt.

Zur Einschätzung ob und wie stark ein Waldbestand eine Grundwasserabsenkung erfahren hat, ist ein Referenzwert nötig. Nach Einschätzung der Projektgruppe 'Grundwasser' von Hessenforst, erfolgten die ersten nennenswerten Grundwasserabsenkungen Mitte der 1950er Jahre (KLUGE, mündl. Mitteilung). Aufgrund dieser Einschätzung wurden in einem ersten Schritt die Grundwasserstände des Jahres 1951 als Referenzwert für alle Bestände, deren Hauptbestand zu diesem Zeitpunkt 30 Jahre oder älter war, festgelegt. Für jüngere Bestände, die 1951 z. T. noch nicht existierten, wurde angenommen, dass sie sich den geänderten Standortbedingungen anpassen

können, wenn diese Änderungen vor Erreichen des Alters 30 auftreten. Ihnen wurde daher als Referenzwert der Grundwasserstand des Jahres zugeordnet, indem sie 30 Jahre alt waren. Die Festlegung der Altersgrenze auf das Alter 30 beruht auf Aussagen der regionalen Forstwirtschaftler. Sie beschreiben, dass viele Bestände im Alter zwischen 20 und 30 Jahren in ihrer juvenilen Wachstumsdynamik nachlassen und sich erst anschließend standörtliche Differenzen in Wachstum und Mortalität bemerkbar machen (GRÜNEKLEE, mündl. Mitteilung). Letztlich resultiert die Notwendigkeit der Verwendung eines Referenzwertes aber auch daraus, dass die Weiserflächen erst deutlich zeitverzögert zu den ersten Grundwasserabsenkungen angelegt wurden.

Tabelle 3: Verteilungen des Alters und der metrischen Variablen deren Effekte auf die Mortalität der Eiche untersucht wurden.

Variable	min	25% Quantil	Median	75% Quantil	max
Alter [Jahre]	36	81	95,5	114	185
BHD [cm]	6	23,4	30,6	39,9	96,1
relativer BHD	0,35	0,86	1,01	1,19	2,75
nFK (140 cm) [mm]	71	173,3	187,4	190,1	208,5
Grundwasserstand zum Erhebungszeitpunkt [cm u. Flur]	80	415,8	476,4	549,6	2313
Grundwasserstand zum Referenzzeitpunkt [cm u. Flur]	79	184	214	247	1609

Zur Beschreibung der Bestandesdichte wurde die Grundfläche (m²/ha) genutzt. Für die WZE-Punkte konnte keine Grundfläche bestimmt werden, da das verwendete Monitoringkonzept keinen Flächenbezug herstellt. Demzufolge konnten die Auswertungen zur Bestandesdichte nur mit einem Teildatensatz bzw. ohne die WZE-Daten erfolgen. Eine Datengrundlage, die das Vorkommen und die Dichte von Maikäferengerlingen auf den einzelnen Beobachtungsflächen im zeitlichen Verlauf der letzten 30 Jahre quantitativ beschreibt, war nicht verfügbar. Jeder Weiserfläche konnte somit lediglich die für das Jahr 2009 modellierte Maikäferdichte zugewiesen werden, die mittels eines räumlich expliziten Regressionsmodells geschätzt wurde (PAPE et al., unveröffentlicht).

Zur quantitativen Beschreibung des Witterungsverlaufes wurde der Ariditätsindex nach DE MATONNE (1926) berechnet. Verwendet wurden verschiedene Bilanzierungsmethoden mit dem Bezugszeiträumen Vegetationszeit und Gesamtjahr. Getestet wurden ebenfalls Varianten, bei denen die Werte von einem oder mehreren vorhergehenden Jahren berücksichtigt wurden. Je nach Bezugszeitraum wurde dementsprechend nur ein Teildatensatz mit einer Intervalllänge von maximal 1, 2 oder 3 Jahren für die Prüfung von Witterungseffekten verwendet.

Bei der Beurteilung der umfangreichen Datengrundlage muss beachtet werden, dass die Beobachtungen geklumpt von relativ wenigen Flächen stammen, die nicht systematisch über das Ried verteilt sind (Abb. 1). Somit sind trotz der breiten Spreitung der Datenbereiche bestimmte Variablenkombinationen nur schwach oder überhaupt nicht mit Beobachtungen belegt.

Methode – Die Überlebenszeitanalyse

Die Überlebenszeitanalyse (survival analysis) wurde als Teilgebiet der Statistik primär für die Analyse von Überlebenszeiten in medizinischen Studien und für industrielle Zuverlässigkeitstests entwickelt. Grundsätzlich ist sie aber auf alle Fragestellungen anwendbar, bei denen das Auftreten eines definierten 'Ereignisses' in Abhängigkeit von der Zeit und ggf. weiteren Faktoren untersucht wird (SACHS und HEDDERICH 2006, S.609). Je nach Anwendungsgebiet existieren deshalb synonyme Begriffe wie Überlebenszeit-, Ereigniszeit-, Verweildauer- oder Zuverlässigkeitsanalyse.

Eine häufig angewandte Methode zur Schätzung von Überlebenswahrscheinlichkeiten sind binäre logistische Regressionsmodelle (ĎURSKÝ 1997, HAUSCHILD und HEIN 2008, VARGAS-LARETTA et al. 2010). Aufgrund der zum Teil stark unterschiedlichen Aufnahmeintervalle wurde auf die Anwendung eines binären logistischen Regressionsmodells verzichtet, da sich die modellierten Eintrittswahrscheinlichkeiten nicht auf einen einheitlichen Bezugszeitraum beziehen würden und damit nicht interpretierbar wären. Die Methodik der Überlebenszeitanalyse unter Berücksichtigung zeitabhängiger Kovariablen und von Intervallzensierungen lässt dagegen variierende Beobachtungsintervalle zu (THERNEAU u. GRAMBSCH 2000). Die Daten von Überlebenszeiten weisen dabei bestimmte Eigenschaften wie Nichtnegativität und die Schiefe der Häufigkeitsverteilung auf. Mit verallgemeinerten Regressionsmodellen (GLM, GAM) sind derartige Daten prinzipiell auswertbar, jedoch erschwert zusätzlich die Zensierung der Überlebenszeiten ihre Anwendung. Als Zensierung wird die Eigenschaft bezeichnet, dass die Lebenszeiten einzelner Individuen aus verschiedenen Gründen nicht vollständig beobachtet werden können. Die verschiedenen Arten der Zensierung lassen sich wie folgt beschreiben (KNEIB, 2006) (Abb. 2).

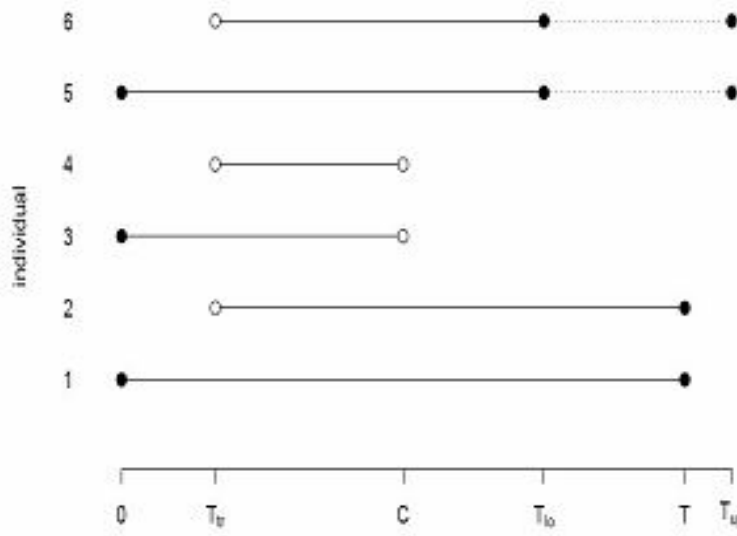


Abb. 2: Die verschiedenen Arten der Zensierung nach KNEIB (2006)

Die Beobachtung für das Individuum 1 ist unzensiert, da es von Beginn an (Zeitpunkt 0) bis zum Ereigniseintritt wie z.B. einem Absterben (T) unter Beobachtung steht. Fall 2 tritt erst später unter Beobachtung und ist damit 'linkszensiert'. Dagegen ist die Beobachtung des Falls 3 'rechtszensiert', da das Individuum zum Zeitpunkt C lebend aus dem beobachteten Kollektiv ausscheidet. In Fall 4, als Kombination von Fall 2 und 3, ist die Beobachtung 'rechts- und linkszensiert'. Ist der genaue Todeszeitpunkt nicht bekannt und fällt in einen durch T_{lo} und T_{up} begrenzten Zeitraum, so spricht man von 'intervallzensierten' Beobachtungen (Fall 5) oder wie im Fall 6 von 'Links- und Intervallzensierung'.

Im verwendeten Datenmaterial kamen die Fälle 'linkszensiert', 'rechts- und linkszensiert' sowie 'links- und intervallzensiert' vor.

Liegen wie im vorliegenden Beitrag zusätzlich Zeitreihen für einzelne Individuen vor, so wird die häufig auftretende zeitliche Autokorrelation in der Überlebenszeitanalyse explizit berücksichtigt, während dies in der Anwendung verallgemeinerter Regressionsmodellen zusätzlich spezielle Methoden erfordern würde. Im Mittelpunkt der Überlebenszeitanalyse steht die Verteilung der nicht-negativen Zufallsvariable T , welche die Zeit beschreibt, zu der ein definiertes Ereignis eintritt. In diesem Fall ist T das 'Baualter zum Zeitpunkt des Absterbens' und t bezeichnet die spezielle Realisierung von T . STAUPENDAHL (2009) beschreibt, in Anlehnung an GLOMB (2007), wichtige parametrische Funktionen mit deren Hilfe die Verteilung von T charakterisiert werden kann.

Die Dichtefunktion $f(t)$ beschreibt die Häufigkeitsverteilung der Ereignisse und lässt sich im Fall annähernd stetig gemessener Zeit schreiben als

$$f(t) = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{P(t \leq T < t + \Delta t)}{\Delta t}, \quad \text{mit } t \geq 0. \quad (1)$$

Die Verteilungsfunktion $F(t)$ als Integral der Dichtefunktion beschreibt dann die Wahrscheinlichkeit, dass ein Ausfall bis zum Zeitpunkt t stattgefunden hat.

$$F(t) = P(T \leq t) = \int_0^t f(x) dx \quad (2)$$

Eine entscheidende Größe bei der Beschreibung von Überlebenszeiten ist das Komplement von $F(t)$ die Überlebensfunktion $S(t)$. Sie gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass ein ausgewähltes Individuum den Zeitpunkt t überlebt, bzw. der Tod (das Ereignis) erst nach dem Zeitpunkt t eintreten wird.

$$S(t) = P(T > t) = 1 - F(t) = \int_t^{\infty} f(x) dx \quad (3)$$

Von Interesse ist auch die Wahrscheinlichkeit dafür, dass das Ereignis zu einem bestimmten Zeitpunkt auftritt, sofern es bis dahin noch nicht aufgetreten ist (bedingte Ausfallwahrscheinlichkeit). Die Dichte dieser Wahrscheinlichkeit heißt Risikofunktion $h(t)$ (auch Hazardfunktion oder Hazardrate) und ist definiert durch:

$$h(t) = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{P(t \leq T < t + \Delta t | T \geq t)}{\Delta t} = \frac{f(t)}{S(t)}. \quad (4)$$

Die Hazardrate kann größer als 1 sein und stellt somit keine Wahrscheinlichkeit dar. Stattdessen kann sie als latente Variable (d. h. als nicht direkt beobachtbare Variable) interpretiert werden, die eine 'momentane Neigung' zum Zustandswechsel unter jenen Objekten beschreibt, die bis zum Zeitpunkt t noch keinen Zustandswechsel erfahren haben (LUDWIG-MAYERHOFER 2009). Die Abbildung 3 illustriert die Zusammenhänge der beschriebenen Funktionen, die jeweils unmittelbar voneinander ableitbar sind, an einem fiktiven Beispiel.

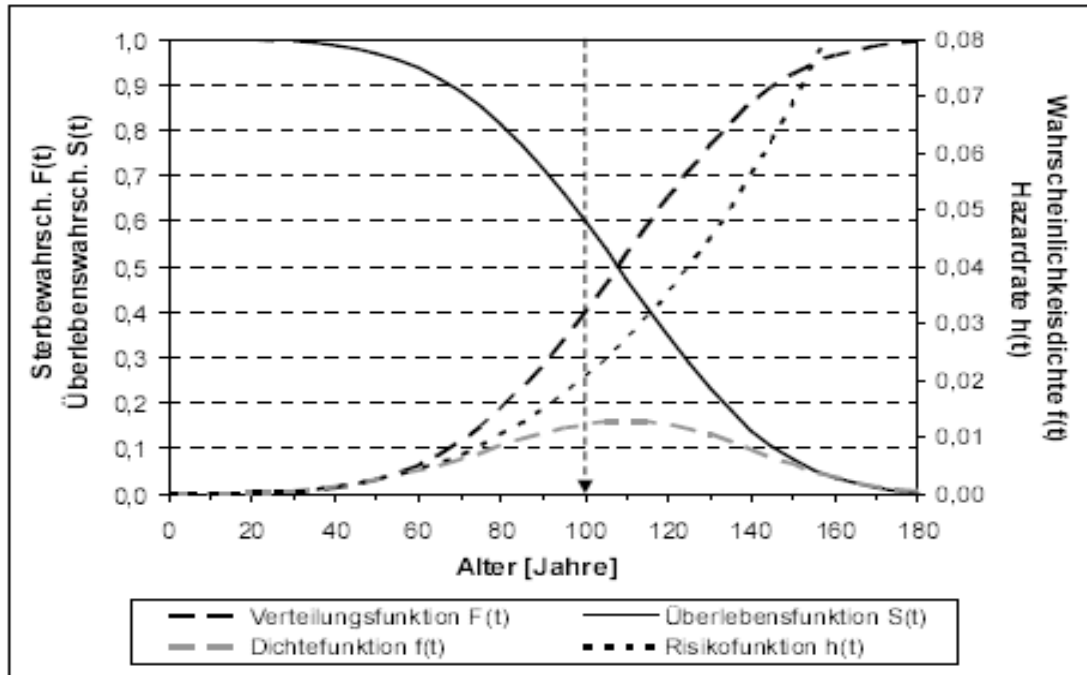


Abb. 3: Dichte- und Verteilungsfunktion einer Weibull-verteilten Zufallsvariablen T und die sich daraus ergebende Risiko- und Überlebensfunktion (STAUPENDAHL 2011).

Bei der Beschreibung der Verteilung von T wird grundsätzlich in parametrische und nicht-parametrische Modelle unterschieden. Während bei den parametrischen Modellen eine bestimmte theoretische Wahrscheinlichkeitsverteilung angenommen wird, deren Parameter zu schätzen sind, entfällt bei nicht-parametrischen Modelle die Verteilungsannahme.

Ein einfaches nicht-parametrisches Modell stellt die Schätzung der Überlebenszeit $\hat{S}(t)$ durch das von KAPLAN und MEIER (1958) eingeführte Verfahren der Multiplikation der beobachteten Einzelwahrscheinlichkeiten dar.

$$\hat{S}_{KM}(t) = \prod_{i: t_i \leq t} \left(1 - \frac{d_i}{n_i} \right) \quad (5)$$

Dabei steht t_i für die aufsteigend sortierten Ausfallzeiten, d_i für die Anzahl der ausgefallenen Bäume zum Zeitpunkt t_i und n_i für die Anzahl der bis zu diesem Zeitpunkt verbliebenen Bäume, also Bäume die zu diesem Zeitpunkt unter Beobachtung und somit unter dem Risiko des Ausfalls stehen (Risikomenge bzw. "number at risk"). Wobei der Quotient d_i/n_i das Ausfallprozent zum Zeitpunkt t_i angibt und $1-d_i/n_i$ der Übergangswahrscheinlichkeit zum Zeitpunkt t_i entspricht.

Der altersabhängige Verlauf der Überlebens-wahrscheinlichkeit für Eichen im Hessischen Ried kann ohne die Berücksichtigung der Effekte von Kovariablen mit dem Schätzverfahren von Kaplan-Meier abgebildet werden (Abb. 4). Mittels einer Stratifizierung und anschließenden Parametrisierung von getrennten Modellen könnte zwar die Wirkung von kategoriellen und stetigen Kovariablen abgebildet werden, jedoch treten bei multipler Stratenbildung üblicherweise Probleme durch eine unzureichende Datenbelegung auf. Auch würde die Analyse von Effekten metrischer Kovariablen eine subjektive Klasseneinteilung erfordern, die zusätzlich in unplausiblen Effekten für die einzelnen Klassen resultieren kann. Eine statistische Signifikanzprüfung der Kovariableneffekte ist in keinem Fall möglich, sodass diese Vorgehensweise lediglich für eine explorative Datenanalyse in Frage kommt.

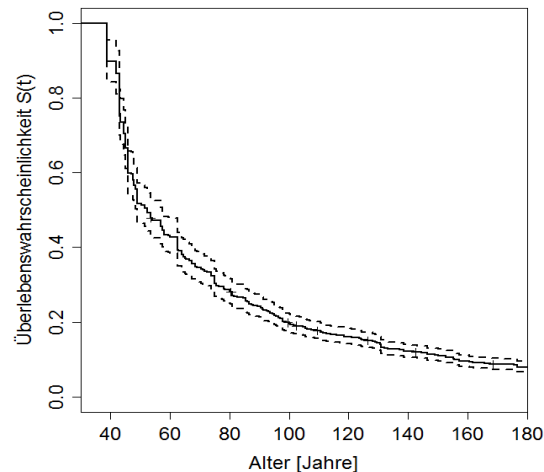


Abb. 4: Überlebensfunktion der Eiche im Hessischen Ried für den Zeitraum von 1976 bis 2010 bei Anwendung des Schätzverfahrens nach Kaplan-Meier.

Ein parametrisches Modell, das auf einer bestimmten Verteilung basiert, wie z. B. der Log-Normal Verteilung (HE u. ALFARO 2000), der Log-Gamma Verteilung (MAGNUSSEN et al. 2005) oder der Weibull-Verteilung (STAUPENDAHL 2009), konnte nicht eingesetzt werden, da die Effekte von zeitveränderlichen bzw. -abhängigen Kovariablen untersucht werden sollten.

Das semiparametrische *Cox-proportional-hazard-model* beruht dagegen auf der Annahme, dass sich die bedingten Hazardfunktionen $h_i(t)$ über eine gemeinsame Hazardfunktion $h_0(t)$ – die sogenannte 'baseline Funktion' beschreiben lassen, die für einzelne Individuen über die zugehörigen Kovariableneffekte proportional variiert wird. Die bedingte Ausfallrate eines Individuums i zum Zeitpunkt t mit dem Kovariablenvektor β lässt sich wie folgt beschreiben:

$$h_i(t) = h_0(t) * \exp(\beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_n x_{in}) \quad (6)$$

Dabei kann die 'baseline Funktion' eine beliebige Form annehmen und die Kovariablen gehen exponentiell multiplikativ in das Modell ein. Unterscheiden sich zwei Individuen i und i' , in ihren spezifischen Kovariablenvektoren

$$\eta_i = \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_n x_{in}$$

und

$$\eta_{i'} = \beta_1 x_{i'1} + \beta_2 x_{i'2} + \dots + \beta_n x_{i'n}$$

so ist das Verhältnis der Hazardraten konstant über der Zeit,

$$\frac{h_i(t)}{h_{i'}(t)} = \frac{h_0(t)e^{\eta_i}}{h_0(t)e^{\eta_{i'}}} = \frac{e^{\eta_i}}{e^{\eta_{i'}}} \quad (7)$$

Daher erklärt sich der Name des Modells als *proportional-hazard model*.

Ein großer Vorteil des von COX (1972) entwickelten Modells besteht darin, dass sich die grundsätzliche Methodik auch zur Beschreibung der Effekte von zeitabhängigen Kovariablen verwenden lässt (AYDEMIR et al. 2010, FOX 2002). Zusätzliche Erweiterungen betreffen die Integration von penalisierten Splinefunktionen, die zur Beschreibung nicht-linearer Effekte metrischer Kovariablen verwendet werden (THERNEAU u. LUMLEY 2009). Damit wird letztlich auch die Annahme der Proportionalität für die bedingten Hazardfunktionen gelockert, da sowohl durch Vektoren von zeitabhängigen Kovariablen als auch durch nicht-lineare Modelleffekte nicht-proportionale Verläufe der bedingten Hazardfunktionen möglich werden. Die allgemeine Form einer Cox-Regression mit nicht linearen Effekten und zeitabhängigen Kovariablen lässt sich wie folgt darstellen (FOX 2006):

$$h_i(t) = h_0(t) * \exp(f_1(x_{i1}(t)) + f_2(x_{i2}(t)) + \dots + f_n(x_{in}(t))) \quad (8)$$

Einige der nicht-linearen Effekte wurden in einem weiteren Schritt durch Funktionen approximiert, die bestimmte Monotoniebedingungen gewährleisten, die aus Expertenwissen resultieren. Hierbei handelt es sich überwiegend um die Datenbereiche, an den Rändern der Verteilungen der unabhängigen Variablen, die geringere Anzahlen von Beobachtungen umfassen. Für Vorhersagen wird diese Modellvariante verwendet, in der das Expertenwissen berücksichtigt wird.

Für die Auswertungen wurde die Programmbibliothek *survival* (THERNEAU u. LUMLEY 2009) innerhalb des Statistik-Softwarepaketes *R* genutzt (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010). Eine weiterführende Beschreibung der verschiedenen Analysemethoden von Überlebensdaten findet sich bei THERNEAU u. GRAMBSCH (2000).

Ergebnisse

Im Folgenden wird das Ergebnis der Modellselektion anhand von statistischen Kenngrößen dargestellt. In einem ersten Schritt erfolgte eine schrittweise Integration der zur Verfügung stehenden Kovariablen und die Signifikanzprüfung ihrer Modelleffekte. In einem zweiten Schritt wurde anschließend überprüft, inwieweit nicht lineare Effekte der metrischen Kovariablen zu einer weiteren Verbesserung des Modells führen. Das Ergebnis der Modellselektion lässt sich wie folgt beschreiben:

$$h_{ij}(t) = h_0(t) * \exp(f_1(rel_d_{ij}(t)) + f_2(gw_i(t)) + f_3(nFK_i) + f_4(gw_ref_{ijk}) + f_5(BHD_{ij}(t)) + \beta_6 Bodensubstrat_i^T) \quad (9)$$

mit

$h_0(t)$	:	Baseline-Hazard-Funktion
$h_{ij}(t)$	:	Bedingte Hazard-Funktion für Baum j auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i
$rel_d_{ij}(t)$	:	Relativer Brusthöhendurchmesser von Baum j auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i im Alter t .
$gw_i(t)$	:	Grundwasserflurabstand [cm] auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i im Alter t .
nFK_i	:	Nutzbare Feldkapazität [mm] für die Bezugstiefe 140 cm auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i .
$BHD_{ij}(t)$	:	Brusthöhendurchmesser [mm] von Baum j auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i im Alter t .
gw_ref_{ijk}	:	Referenzflurabstand [cm] auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i zum Zeitpunkt k . Liegt das Keimjahr des Baumes j vor 1921 so wurde der Grundwasserflurabstand des Jahres 1951 verwendet. Liegt er dagegen nach 1921, so wird stattdessen der Flurabstand des Jahres verwendet, in dem der Baum j das Alter von 30 Jahren erreichte.
$Bodensubstrat_i$	:	Ein Indikatorvektor zur Definition der Bodensubstratklasse ['Sande', 'Tone', 'lehmige Standorte'] auf der Weiserfläche (WZE-Punkt) i .
f_1, f_2, f_3, f_4, f_5	:	1-dimensionale glättende (penalisierte) Funktionen mit P-Spline-Basis
β_6	:	Ein Vektor von Regressionskoeffizienten zur Beschreibung der Effekte der Bodensubstrate.

Die Verbesserung des Modells durch die schrittweise Integration der einzelnen Kovariablen kann anhand einer Devianzanalyse nachvollzogen werden (Tab. 4). Mit Hilfe eines Likelihood-Ratio-Tests wird dabei geprüft, ob der jeweilige zusätzliche Modelleffekt zu einer signifikanten Verbesserung des Gesamtmodells führt. Unter der Nullhypothese folgt die 2-fache Differenz des logarithmierten Likelihoodwertes (Loglik) zwischen den jeweils betrachteten Modellen approximativ einer χ^2 -Verteilung mit der Anzahl Freiheitsgrade, die aus der Differenz der Freiheitsgrade (df) der Modelle resultiert.

Tab. 4: Devianzanalyse des Modells zur Modellierung der Überlebenszeiten für Eiche im hessischen Ried.

	Loglik	χ^2 -Wert	df	P ($> \chi $)
NULL	-10644			
$f_1(rel_d)$	-10255	776,406	10	< 2,2e-16 ***
$f_2(gw)$	-10185	140,958	10	< 2,2e-16 ***
$f_3(nFK)$	-10141	87,595	10	1,599e-14 ***
Bodensubstrat	-10113	56,255	2	6,087e-13 ***
$f_4(gw_ref)$	-10094	38,253	12	0,0001396 ***
$f_5(BHD)$	-10072	44,379	10	2,813e-06 ***

Zusätzlich zur abstrakten Ebene der Hazard-Funktion, werden exemplarisch Modellvorhersagen der bedingten Überlebenswahrscheinlichkeit für unterschiedliche Ausprägungen der Kovariablen dargestellt. Dabei werden die abstrakten Modelleffekte der einzelnen Kovariablen und eine zugehörige Modellschätzung gegenübergestellt (Abb. 6 - 10). Um den Effekt der einzelnen unabhängigen Variablen zu verdeutlichen, gehen die weiteren im Modell enthaltenen Kovariablen mit den folgenden konstanten Werten in die Schätzung ein:

BHD	– Entwicklung des dg über dem Alter
rel_d	– ist 1 (BHD entspricht dem dg)
Bodensubstrat	– lehmige Sande und Lehme
nFK	– 190 mm auf 1,4 m Tiefe
gw	– 4 m unter Flur
gw_ref	– 2 m unter Flur

BHD und relativer BHD

Der BHD stellt u. a. ein Maß für die ertragsgeschichtliche Verfügbarkeit wachstumsrelevanter Ressourcen dar und ist zusätzlich ein Maß für die genetisch bestimmte Konkurrenzkraft des Baumes. Mit der Zunahme des Alters ist auch eine Zunahme des BHD bei gleichzeitig abnehmender Stammzahl verbunden, was zu veränderten Risikodispositionen (Vulnerabilität) und damit Überlebensraten führt. Die BHD-Entwicklung eines Baumes kann dabei nicht unabhängig von der sozialen Stellung eines Baumes im Bestandeskollektiv betrachtet werden. Beide Variablen sind untereinander korreliert und in der Modellselektion stellte sich heraus, dass der relative BHD einen größeren Effekt auf die Mortalität aufweist als der BHD (Tab. 4). Die BHD-Entwicklung über dem Alter wurde daher in Relation zur mittleren Altersentwicklung des Grundflächenmittelstammes im hessischen Ried beschrieben. Die durchgezogene Linie (Abb. 5, rechts) bildet dabei die erwartete Überlebenswahrscheinlichkeit für einen Baum ab, dessen BHD-Entwicklung exakt derjenigen des Grundflächenmittelstammes folgt. Die gepunktete Linie beschreibt die Überlebenswahrscheinlichkeit für einen Baum dessen BHD-Entwicklung 130 % und die gestrichelte Linie für einen Baum dessen BHD-Entwicklung 70 % der Entwicklung des Grundflächenmittelstammes beträgt (Abb. 5, rechts). Anhand der prognostizierten Überlebensfunktionen wird deutlich, dass die Mortalität mit sinkendem relativen BHD bzw. abnehmender sozialer Stellung zunimmt. Die deutlich ungleichmäßige Schichtung der Überlebensfunktionen verdeutlicht die Nicht-Linearität der Effekte des BHD bzw. des relativen BHD. Der Modelleffekt des relativen BHD ist über den gesamten Wertebereich monoton fallend (Abb. 5, Mitte). Der Modelleffekt des BHD ist ebenfalls monoton fallend (Abb. 5, links), so dass die Überlebenswahrscheinlichkeit bei gleich bleibender sozialer Stellung, d. h. konstantem relativen BHD mit steigendem BHD monoton ansteigt. Bei Werten des BHD von > 50 cm bzw. bei relativen Durchmessern von < 0,6 oder > 1,7 nimmt die Unsicherheit der Prognose stark zu.

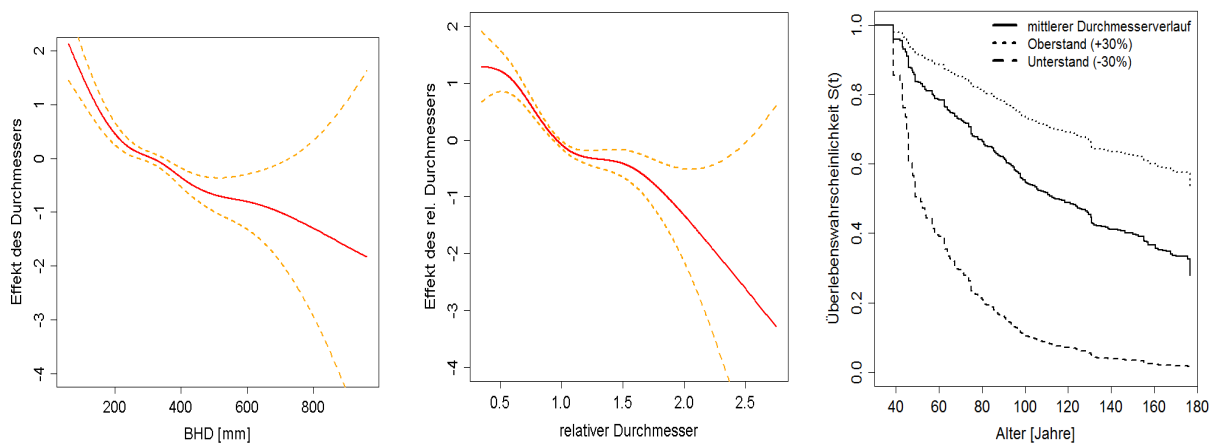


Abb. 5: Modelleffekte und zugehörige 95 % Konfidenzintervalle der Kovariablen 'BHD' und 'relativer BHD' (links bzw. Mitte) sowie ihre Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (rechts) für eine exemplarische Ausprägung von Kovariablen, wobei die Verläufe des BHD und des relativen BHD über dem Alter variiert werden.

Bodensubstratklasse

Das Bodensubstrat charakterisiert neben den physikalischen Eigenschaften, die für den Wasserhaushalt und die Durchwurzelung wichtig sind, auch die Nährstoffausstattung der Böden. Die Sande, häufig aus diluvialen Flugsanden entstanden, sind i. d. R. locker gelagert, nährstoffarm und stark wasserdurchlässig. Die Tone bestehen dagegen aus alluvialen Hochflutlehmen über Flug- und Flusssanden. Sie sind ausgesprochen nährstoffreich und weisen Carbonatgehalte von bis zu 43 % auf (JACOBSEN 2009). Sie sind jedoch dicht gelagert und neigen zu Wasserstau. Die lehmigen Standorte nehmen eine Zwischenstellung ein und bieten daher vielen Baumarten gute Wuchsbedingungen. Auf den schweren tonigen Böden reagierte die Eiche mit der höchsten und auf den leichten sandigen Böden mit der geringsten Mortalität (Abb. 6). Für eine vergleichende Darstellung der

Überlebenswahrscheinlichkeiten wurden jeder Substratklasse spezifische nFK-Werte zugeordnet. Während für die lehmigen Standorte und Tone deren durchschnittliche nFK von 190 mm unterstellt wurde, wurde bei den Sanden lediglich deren Mittelwert von 100 mm unterstellt.

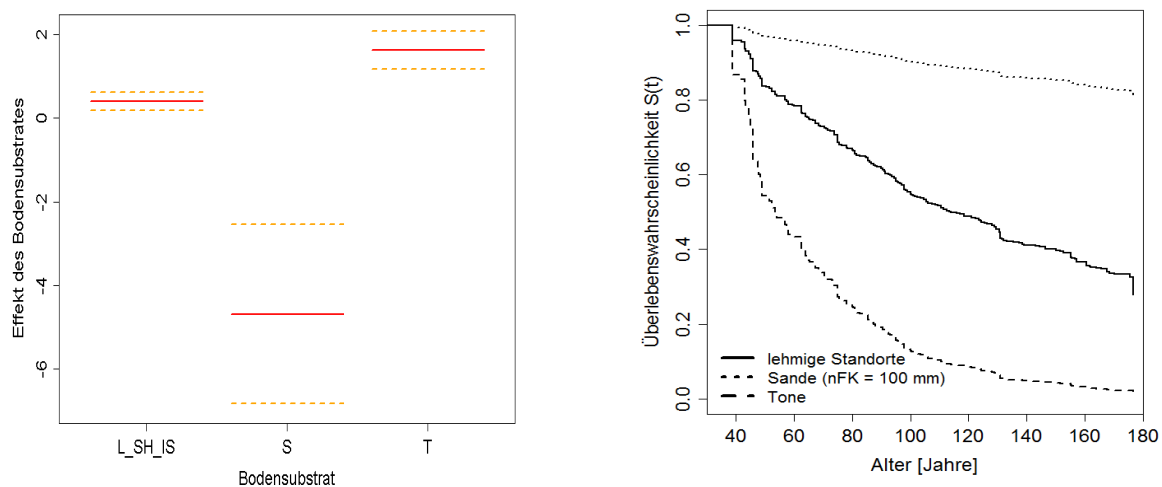


Abb. 6: Modelleffekte und zugehörige 95 % Konfidenzintervalle der Kovariablen 'Bodensubstrat' (links, mit 'L_SH_IS' für lehmige Standorte, 'S' für Sande und 'T' für Tone) sowie ihre Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (rechts) für eine exemplarische Ausprägung von Kovariablen, wobei zusätzlich der BHD entsprechend des erwarteten Verlaufes des Grundflächenmittelstammes über dem Alter variiert wird.

Nutzbare Feldkapazität (nFK)

Der Wasserhaushalt eines Standortes wird durch die beiden Komponenten Bodenwasserspeicherkapazität und Grundwasser bestimmt. Verändern sich hydromorphe (grundwasserbeeinflusste) Standorte aufgrund von Grundwasserabsenkungen zu terrestrischen Standorten, so wird die nFK zur ausschlaggebenden Größe für den Wasserhaushalt. Da die Werte der nFK für die sandigen Böden um den Wert 100 mm und für die tonigen Böden um den Wert 190 mm relativ schwach variieren, führt der Effekt der nFK hauptsächlich zu einer differenzierteren Prognose der Überlebenswahrscheinlichkeiten auf den lehmigen Standorten. Je höher die nFK ist, umso geringer ist die prognostizierte Mortalität der Eichen bei ansonsten konstanten Einflussgrößen (Abb. 7). Ab einer nutzbaren Feldkapazität von ca. 200 mm hat eine weitere Erhöhung der nFK keine nennenswerte Auswirkung mehr auf die Überlebenswahrscheinlichkeit.

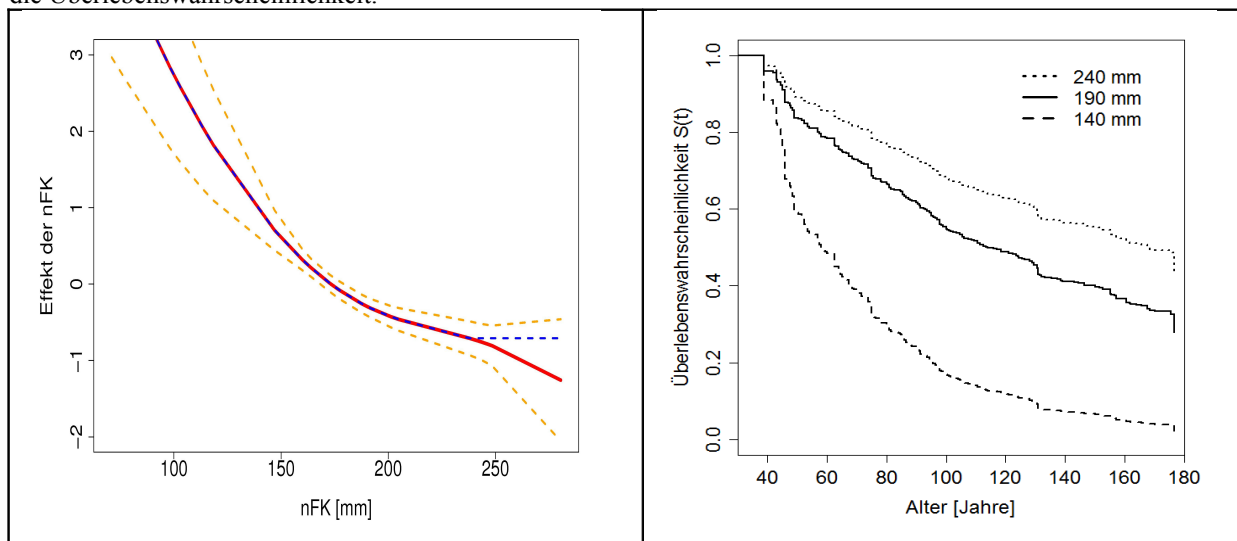


Abb. 7: Modelleffekt und zugehöriges 95 % Konfidenzintervall der Kovariablen 'nFK' (links) sowie die Auswirkung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (rechts) für eine exemplarische Ausprägung von Kovariablen, wobei zusätzlich der BHD entsprechend des erwarteten Verlaufes des Grundflächenmittelstammes über dem Alter variiert wird. Blau-gestrichelt ist eine Approximierung des Modelleffektes dargestellt, die ab 240 mm zu einem konstanten Effekt auf die Überlebenswahrscheinlichkeit führt.

Grundwasserstand

Treten hydromorphe Merkmale oberhalb 150 cm unter Geländeoberfläche im Solum auf, so werden Genese, Dynamik und Eigenschaften der Böden durch das Grundwasser bestimmt (REHFUESS 1990). Grundwasserkennwerte wie Dauer und Zeitpunkt von Hoch-, Mittel- und Tiefstand des Grundwasserspiegels, seine Schwankungsamplitude, die Fließgeschwindigkeit sowie die Gehalte des Grundwassers an gelöstem Sauerstoff, organischen Verbindungen und Salzen beeinflussen die Standortgüte maßgeblich. Grundwasser, welches bei etwa 1 - 2 m unter Flur ansteht bietet allen Baumarten, bei entsprechend lockeren Böden eine optimale Wasserversorgung (JACOBSEN 2009). Die quantitative Nachlieferung von Wasser lässt vor allem unter 3 m Bodentiefe merklich nach (ZIMMERMANN 1951). Während niedrige Wasserstände dazu führen, dass die Bäume auf die Niederschläge in der Vegetationsperiode und auf das im Boden gespeicherte Wasser angewiesen sind, wirken hohe Grundwasserstände eher begrenzend für den zur Verfügung stehenden durchwurzelbaren Raum.

Die Mortalität der Eiche steigt aufgrund des deutlichen Modelleffektes von oberflächennahen Flurabständen bis zu etwa 7 m unter Flur deutlich an und lässt dann bei noch größeren Flurabständen aufgrund des nur noch schwachen Gradienten degressiv nach (Abb. 8). Abgesehen vom Bereich extrem geringer Flurabstände ist das Konfidenzintervall im Bereich von 3 – 7 m sehr eng, so dass der Effektverlauf als hochsignifikant beurteilt werden kann. Die sinkenden Verläufe im Bereich extrem großer Flurabstände weisen aufgrund der geringen Datenumfänge sehr große Unsicherheiten auf, so dass die unplausiblen Verläufe als Artefakte bzw. als Resultat von Störeffekten interpretiert werden. Daher wurde der originale Effekt so approximiert, dass er ab einem Grenzwert von 12 m konstant auf dem erreichten Niveau verläuft. Stocken Eichen beispielsweise auf einem Standort mit 4 m Grundwasserflurabstand und sie erfahren im Alter 60 eine Anhebung bzw. Absenkung des Grundwasserspiegels um 2 m, so führt dies mit zunehmendem Alter zu immer deutlicheren Differenzen der Überlebenswahrscheinlichkeiten (Abb. 8).

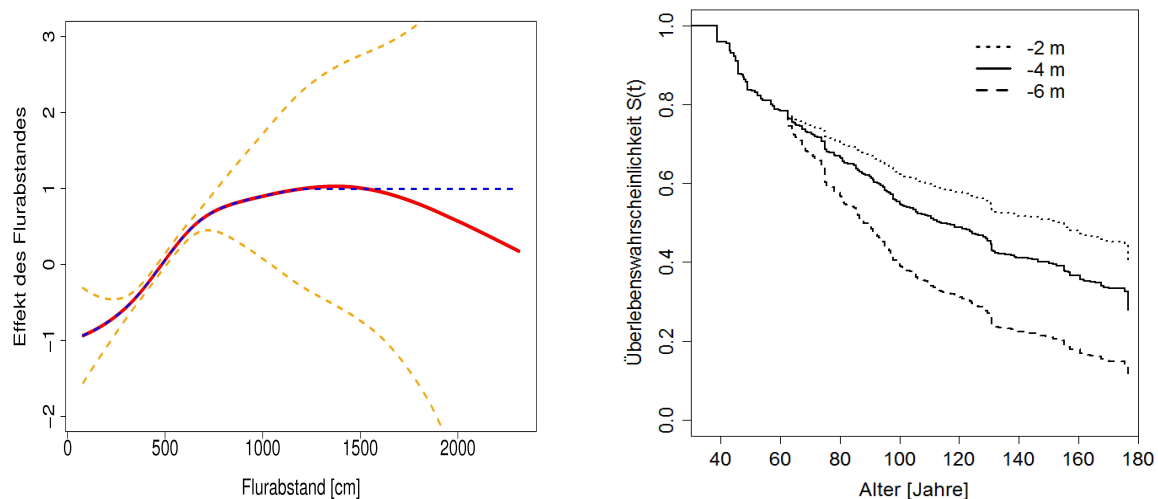


Abb. 8: Modelleffekt und zugehöriges 95 % Konfidenzintervall der Kovariablen 'Grundwasserstand' (links) sowie die Auswirkung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (rechts) für eine exemplarische Ausprägung von Kovariablen, wobei zusätzlich der BHD entsprechend des erwarteten Verlaufes des Grundflächenmittelstammes über dem Alter variiert wird. Blau-gestrichelt ist eine Approximierung des Modelleffektes dargestellt, die ab 12 m Flurabstand zu einem konstanten Effekt auf die Überlebenswahrscheinlichkeit führt.

Grundwasserstand zum Referenzzeitpunkt

Für die Eiche wird die Mortalität nicht nur durch die Zeitreihe der Flurabstände im Beobachtungszeitraum bestimmt, sondern auch durch den Flurabstand zum Referenzzeitpunkt. Dieser Effekt kann dahingehend interpretiert werden, dass Grundwasserabsenkungen besonders in den Bereichen zu einer erhöhten Mortalität führen, die durch ehemals geringe Flurabstände gekennzeichnet waren.

Der Effekt des Referenzflurabstandes führt dazu, dass sowohl Standorte mit ehemals geringen Flurabständen als auch Standorte, die schon immer grundwasserfern waren, eine erhöhte Mortalität aufweisen (Abb. 9). Die geringste Mortalität tritt etwa im Bereich von 2,5-3 m auf (Abb. 9). Ab einem Wasserstand von ca. 6 m unter Flur ist nur noch eine geringe Datenbasis vorhanden und die aufgenommenen Bäume hatten scheinbar keinen nennenswerten Grundwasseranschluss mehr, so dass hier andere Faktoren für die Überlebenswahrscheinlichkeit relevant sein dürften, die mit dem Referenzgrundwasserstand korreliert sind.

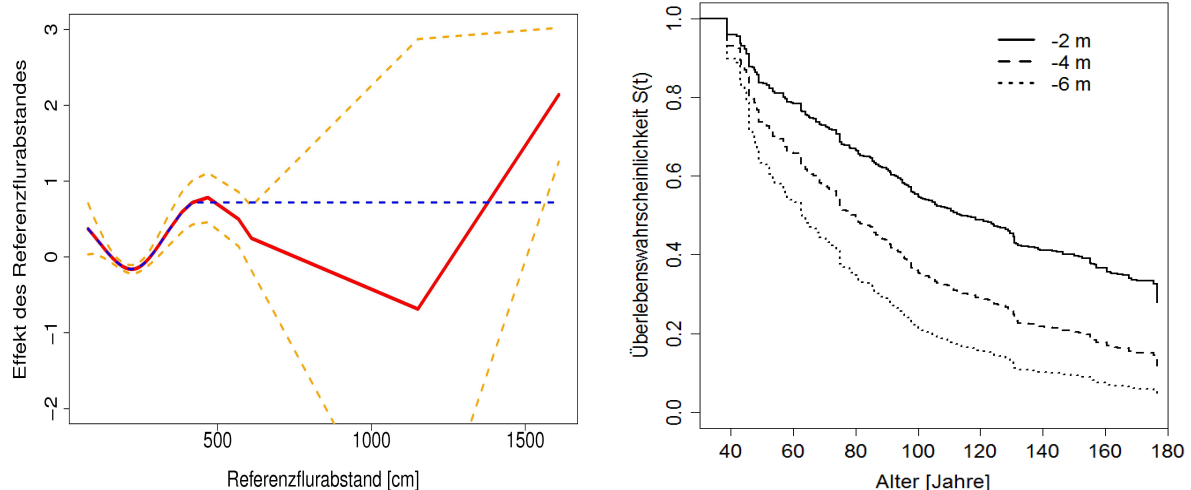


Abb. 9: Modelleffekt und zugehöriges 95 % Konfidenzintervall der Kovariablen 'Referenz-Grundwasserstand' (links) sowie die Auswirkung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (rechts) für eine exemplarische Ausprägung von Kovariablen, wobei zusätzlich der BHD entsprechend des erwarteten Verlaufes des Grundflächenmittelstammes über dem Alter variiert wird. Blau-gestrichelt ist eine Approximierung des Modelleffektes dargestellt, die ab 4 m Flurabstand einem konstanten Effekt auf die Überlebenswahrscheinlichkeit führt.

Bestandesdichte

Es wurde der Hypothese nachgegangen, dass die Bestandesdichte bzw. der Bestockungsgrad einen Effekt auf die Mortalität hat. Für geringe Bestockungsgrade als Ergebnis vorhergehender Absterbeereignisse, starker Durchforstungseingriffe oder von Windwurf wurde eine erhöhte Mortalität aufgrund eines gestörten Waldgefüges und Waldinnenklimas angenommen. Auch in Überbestockten Beständen wurde eine höhere Mortalität insbesondere des Unterstandes angenommen, wobei die Trennung zwischen einer dichtebedingten Mortalität und anderen Schadursachen schwierig erscheint. Die Auswertungen erfolgten mit einem reduzierten Datensatz, da die WZE-Erhebungen keinen Flächenbezug zulassen. Es ergab sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Bestockungsgrad und der Überlebenswahrscheinlichkeit der Bäume.

Maikäferdichte

Der Wurzelfraß von Maikäferengerlingen führt sicherlich zu einer Schwächung der Vitalität der Bäume und somit zu einem erhöhten Absterberisiko. Im Modell konnte jedoch kein Einfluss der Dichte von Maikäferengerlingen auf die Mortalität nachgewiesen werden. Dies lag zum einen am Datenmaterial, dem lediglich eine einmalige Grabung im Jahr 2009 zugrunde lag und mit dem sich daher kein Zusammenhang zu den Absterbeerscheinungen früherer Jahre herstellen lässt. Zum anderen befanden sich viele Flächen in geklumpfter Lage in einem Bereich in dem nur geringe Engerlingsdichten vorkamen.

Wetter

Die Überprüfung, inwieweit die jährliche Witterung einen Effekt auf die Mortalität hat, erfolgte mit einem reduzierten Datensatz. Je nach untersuchter Variante wurden nur ein Teildatensatz mit Aufnahmen berücksichtigt, die einen Aufnahmeintervall von maximal ein, zwei oder drei Jahren aufwiesen. Diese Einschränkung stellt einen Kompromiss dar, da für derartige Untersuchungen eigentlich eine jährliche Auflösung notwendig erscheint. Die ausschließliche Verwendung von Daten mit einjährigem Aufnahmeintervall hätte jedoch zu einer sehr starken Reduktion des Datenumfanges geführt. Bei mehrjährigen Aufnahmeintervallen müssen die Jahreswerte, die die jährliche Witterung beschreiben, gemittelt werden, so dass es zu einer Nivellierung kommt. Diese Nivellierung erscheint bei einer sehr variablen Einflussgröße wie der jährlichen Witterung deutlich problematischer als bei den ebenfalls zeitabhängigen Größen BHD, rel. BHD und Grundwasserstand. Zusätzlich treten Probleme bei der Verwendung von zeitlich versetzten Berechnungszeiträumen auf, wenn die Effekte der Vorjahreswitterung auf die aktuelle Mortalität überprüft werden sollen.

Die Schätzungen aus den Modellen ohne Witterungseinfluss gingen als so genanntes 'offset' in die Parametrisierung ein, um die Modelleffekte aus diesen Modellen zu berücksichtigen. Keine der geprüften Varianten führte zu einer signifikanten Verbesserung des Mortalitätsmodells.

Für die beiden anderen Baumarten wurden die Modelle mit weniger Kovariablen angepasst. Für die Buche waren signifikante Effekte nur für die Variablen 'Bodensubstrat', 'relativer BHD' und 'Grundwasserstand' zum

Erhebungszeitpunkt' zu beobachten. Dagegen wirkten bei der Kiefer 'BHD', 'relativer BHD', 'Grundwasserstand zum Erhebungszeitpunkt' und 'Grundwasserstand zum Referenzzeitpunkt'.

Diskussion

Die stark erhöhte Mortalität im Hessischen Ried wurde immer wieder mit der Absenkung der Grundwasserstände in Zusammenhang gebracht, ohne dass diese Hypothese bisher mit Hilfe quantitativer Methoden überprüft worden wäre. In den Überlebenszeitanalysen wurde jetzt, neben anderen Effekten, auch erstmals ein signifikanter Effekt des Grundwasserflurabstandes, der als zeitveränderliche Kovariable in Form von Zeitreihen in die Parametrisierung eingeht, identifiziert.

Das Mortalitätsmodell wurde mit dem Ziel entwickelt, die zukünftige Entwicklung der Wälder des Hessischen Rieds unter verschiedenen Umweltbedingungen zu simulieren. Die verwendete Datengrundlage deckt zwar einen großen Wertebereich ab, weist aber eine sehr ungleichmäßige räumliche Verteilung auf (Tab. 2). Da trotz der weiten Spreitung der Datenbereiche bestimmte Variablenkombinationen nur schwach oder überhaupt nicht mit Beobachtungen belegt sind, kann es vorkommen, dass es bei der Anwendung des Modells in waldwachstumskundlichen Simulationen für das gesamte Hessische Ried zu Schätzungen im Extrapolationsbereich kommt.

Bäume die ohne Information über den Ausscheidgrund fehlten, im Zuge von Nutzungen entnommen wurden oder durch Windwurf fielen, gingen als rechtszensierte Beobachtungen in das Modell ein, d. h. sie wurden bis zum Zeitpunkt ihres Ausscheidens mit dem Status 'lebend' geführt und führten anschließend lediglich zu einer Reduktion der Risikomenge. Wenn aber absterbende Bäume aufgrund von mangelnder Versuchssteuerung als rechtszensiert beschrieben werden mussten, weil ihre weitere Entwicklung nicht beobachtet wurde, führt das zu verzerrten d. h. gerichtet falschen Schätzungen. Die genannten Gründe führen insgesamt zu einer wahrscheinlich eher konservativen Schätzung des Mortalitätsniveaus im Modell.

Für sechs von den neun untersuchten Variablen wurden signifikante Effekte auf die Mortalität ermittelt. Dabei können Störeffekte weiterer nicht erfasster Einflussgrößen nicht ausgeschlossen werden. Betrachtet man den Einfluss des Bodensubstrates, so fällt die geringe Überlebenswahrscheinlichkeit der Eiche auf den tonreichen Böden auf. Dabei ist die Eiche als eine Wirtschaftsbaumart bekannt, die in der Lage ist, bindige Böden zu durchwurzeln und auch bei einem wechselnden Wasserhaushalt des Bodens (wechselseucht/ wechsel trocken) immer noch gute Wuchsleistungen hervorbringt. Waldbauliche Empfehlungen sehen daher auf tonhaltigen Böden häufig den Anbau von Eichen vor (HMULF 2002). Diese Standorte bieten jedoch keine optimalen Wuchsbedingungen, sondern stellen vielmehr eine ökologische Nische für die Eiche dar. Der effektive Wurzelraum der schweren Böden ist im Mittel geringer als auf den anderen Substraten (RAISSI et al. 2009). Zudem bilden sich bei längeren Trockenphasen Schwindungsrisse im Oberboden, die zu einem schnellen Versickern von Niederschlagswasser in tiefere Bodenschichten und zu Verletzungen der Feinwurzeln führen (JACOBSEN 2009). Die hohe Mortalität der Eiche auf den Tonen bestätigt daher die Erfahrungen der im Untersuchungsgebiet agierenden Forstwirtschaftler (ULLRICH, mündl. Mitteilung). Dagegen überrascht zunächst die hohe Überlebenswahrscheinlichkeit auf den sandigen Substraten, doch sollte das Bodensubstrat immer im Zusammenhang mit der Wasserspeicherkapazität betrachtet werden. Da die leichten Böden deutlich niedrigere nFK-Werte aufweisen als die anderen beiden Substrate führt dies für die geschätzten Überlebenswahrscheinlichkeiten zu geringeren Differenzen, als es der bloße Effekt des Bodensubstrates vermuten lässt (Abb. 8).

In einem Gebiet in dem die klimatische Wasserbilanz der Vegetationszeit ca. -100 mm beträgt, ist die mit dem Bodensubstrat verbundene Wasserspeicherkapazität eine wichtige Standortskomponente. Auch belegen die Ergebnisse, dass die Ressource der 'nutzbaren Feldkapazität' einen wesentlichen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Eichen im Hessischen Ried bildet. Sofern ein Baum jedoch Grundwasseranschluss hat, kann er seinen Wasserbedarf aus diesem Reservoir decken und die nFK des Bodens verliert an Bedeutung. Für Bäume ohne Grundwasseranschluss ist dagegen die effektive Auffüllung des nutzbaren Bodenwasserspeichers entscheidend. Unter den im Hessischen Ried herrschenden Klimabedingungen sind für den Wald die außerhalb der Vegetationszeit fallenden Niederschläge nach Abzug der Interzeptionsverdunstung selbst in Normaljahren auf den meisten Standorten nicht ausreichend, um das am Ende der Vegetationszeit vorliegende Bodenfeuchtedefizit gegenüber der Feldkapazität aufzufüllen (JACOBSEN 2009). Von weit größerer Bedeutung sind dagegen die im Frühjahr vor Beginn der Vegetationszeit tatsächlich vorhandene nutzbare Bodenwasserspeicherhöhe und deren effektive Ausschöpfung während der Vegetationszeit (BRECHTEL 1981). So ergaben örtliche Bodenfeuchte-Messungen bis 2 m Tiefe im Frühjahr 1979 und 1982, nach überdurchschnittlichen Winterniederschlägen, bei den tonigen Böden ein Feuchte-Defizit von 100 – 120 mm und bei den sandigen Böden dagegen eine Auffüllung nahezu bis zur nFK. Im Untersuchungsgebiet findet schon unter normalen Niederschlagsbedingungen eine Verhältnismäßig hohe Ausnutzung des Bodenwasservorrates statt, jedoch wird der effektiv nutzbare Bodenwasservorrat nicht immer voll ausgeschöpft. So betrug die effektive Ausschöpfung der effektiv nutzbaren Bodenwasserspeicherhöhe nach LEHNARDT u. BRECHTEL (1985) in der niederschlagsarmen Vegetationszeit 1982 rund 70 – 80 %.

Sofern die Wurzeln der Bäume den Kapillarsaum des Grundwasserkörpers erreichen tritt die Bedeutung der nFK für die Wasserversorgung eines Baumes zurück. Ob und in welchem Umfang der Wald einen Anschluss an das Grundwasser hat, hängt somit ganz entscheidend von den Wurzeltiefen ab. Die waldökologischen Grenzflurabstände sind – vorbehaltlich besonderer Substrateigenschaften – auf 5 m unter Flur begrenzt (Wald im Hessischen Ried, Fachbeitrag zum Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried, HLFWW 1995). Nach Untersuchungen von ZIMMERMANN (1951) in der Rhein-Main-Ebene profitierten Anfang der 1950er Jahre alle Baumarten auf locker sandigen Böden mit Grundwasserständen von 1,5 – 3 m von einer weitgehend optimalen Wasserversorgung. Diese standörtlichen Verhältnisse änderten sich deutlich durch die großräumigen Absenkungen des Grundwasserspiegels Anfang der 1970er Jahre. Nachfolgende Bodentiefegrabungen ergaben für die Eiche eine mittlere Extensivdurchwurzelung von 2,25 m und maximale Tiefen von 4 – 5 m (RIEBELING u. HOCKE 1988). Beachtet man den kapillaren Aufstieg des Grundwassers und dass einige Bäume mit zunehmendem Alter noch größere Durchwurzelungstiefen erreichen könnten, so decken sich diese Angaben mit dem Effekt des Grundwassers auf die Mortalität (Abb. 8, links), da auch hier im Bereich zwischen 2 - 7 m ein besonders steiler Kurvenanstieg auf einen sensiblen Bereich hinweist.

Von Interesse war vor allem die Reaktion der Bäume auf Grundwasseränderungen. Die Analysen ergaben, dass die Absenkung eines ehemals hohen Grundwasserspiegels (< 2 m unter Flur) sich negativ auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Eichen auswirkt. Damit scheint sich die Hypothese zu bestätigen, dass ältere Bestände auf grundwassernahen Standorten auf eine Grundwasserabsenkungen nur noch schlecht mit verstärktem Tiefenwachstum (Senkwurzeln) reagieren können. Als Ursachen kommen u. a. bodenphysikalische Hindernisse wie ausgetrocknete Rheinweißschichten aber auch ausgeprägte Substratwechsel wie z. B. Kies unter Lehm in Frage (JACOBSEN 2009). Dagegen sind Bestände mit mittleren Referenzflurabständen weniger stark betroffen. Da sie bereits vor der Grundwasserabsenkung einen größeren Wurzelraum erschlossen hatten, steht ihnen anschließend eine größere nutzbare Bodenwasserspeicherhöhe zur Verfügung. Der erneute Anstieg der Mortalität für Standorte, die schon immer grundwasserfern waren (Abb. 9), lässt sich mit diesem Interpretationsansatz allerdings nicht erklären. Vielmehr muss angenommen werden, dass diese grundwasserfernen Standorte aufgrund anderer unbekannter korrelierter Einflüsse eine erhöhte Mortalität aufweisen.

Alternativen zur Festlegung des 'Grundwasserstandes zu einem Referenzzeitpunkt' wären zum einen die Verwendung eines mittleren Grundwasserstandes in einem Referenz-Zeitraum und zum anderen die Anwendung eines Stichjahres, welches flächenspezifisch einen typischen Grundwasserstand jeweils kurz vor einer massiven Grundwasserabsenkung abbildet. Dies würde zu weniger weit zurückliegenden Referenzzeitpunkten führen, was eventuell von Vorteil wäre. AYDEMIR et al. (1996) zitieren zu diesen Sachverhalt ALTMANN (1994): „Liegt der Baselinezeitpunkt weit entfernt vom Ereigniszeitpunkt, so findet in Baselineanalysen ein so genannter 'zeitlicher Verfall' der Kovariableneffekte statt.“ Das heißt je weiter der Zeitpunkt einer Grundwasserabsenkung zurückliegt desto schwächer wird deren Einfluss, da zum einen die nicht angepassten Individuen aus dem Kollektiv ausscheiden und zum anderen sich die verbliebenen Bäume nach und nach der neuen Situation anpassen.

Im Untersuchungsgebiet treten noch weitere Einflussfaktoren auf, für die negative Auswirkungen auf die Vitalität von Bäumen beschrieben wurden. Zu nennen sind hier abiotische Ursachen wie die Deposition von Ozon und Kerosin oder die Störung des Waldinnenklimas durch die Zerschneidung der Waldkomplexe bei Baumaßnahmen. Zu den negativen biotischen Einflüssen, die im hessischen Ried eine größere Rolle spielen, sind u. a. die Fraßschäden durch diverse Insekten (z. B. Schwammspinner, 'Eichen-Fraßgesellschaft', Kiefernspinner, Engerlinge der Blatthornkäfer) sowie der Befall mit Misteln und diversen Pilzen zu zählen (SCHWERDTFEGGER 1981). Diese in der Praxis durchaus relevanten Risikofaktoren konnten aufgrund fehlender Daten nicht spezifiziert werden, sind aber im Gesamtniveau der Mortalität mit enthalten.

Zusammenfassung

Die Wälder im Hessisches Ried weisen seit Jahren eine schlechte Vitalität und eine erhöhte Mortalität auf. Im Zusammenhang mit den massiven Grundwasserabsenkungen im Untersuchungsgebiet sollte u. a. der Einfluss von Grundwasseränderungen auf die Bestände analysiert und für weitere Simulationen quantifiziert werden. Auf Grundlage von 130 Weiser-, 2 Versuchsflächen und 21 WZE-Punkten wurde für die Baumarten Eiche, Buche und Kiefer jeweils ein Modell zur Berechnung von Überlebenswahrscheinlichkeiten entwickelt. Zur Anwendung kam dabei das *Cox-proportional-hazard-model* unter Einbindung von zeitabhängigen Kovariablen. Am Beispiel der Eiche wurde dargelegt, welche der untersuchten Kovariablen einen signifikanten Einfluss auf das Modell haben, wie sich der jeweilige Modelleffekt darstellt und wie stark sich Veränderungen der Kovariablen auf die Überlebenswahrscheinlichkeiten auswirken. Positive Wirkungen wurden beobachtet bei überdurchschnittlicher BHD-Entwicklung, auf sandigen Bodensubstraten, bei hoher Wasserspeicherkapazität der Böden, bei hohen Grundwasserständen und bei ehemaligen Grundwasserständen von ca. 2,5 m unter Flur. Negative Effekte ergaben sich somit für eine unterdurchschnittliche BHD-Entwicklung, für tonige Substrate, niedrige nFK-Werte, niedrige Grundwasserstände und frühere Grundwasserstände die höher oder aber niedriger als 2,5 m lagen. Von den neun untersuchten Kovariablen führten die Bestandesdichte, die Dichte der Maikäferengerlinge und die Witterung in jährlicher Auflösung zu keiner signifikanten Verbesserung des Modells.

Literaturverzeichnis

- AG-BODEN: Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 438 S., 2005
- ALTHERR, E.: Zur Beurteilung forstwirtschaftlicher Schäden im Absenkungsgebiet von Wasserwerken, AFZ 26, S. 441-442, 1971
- ALTMANN, D. G., DE STAVOLA, B.: Practical Problems in fitting a proportional hazard model to data with updated measurements of the covariates. *Statistics in Medicine*, 13, 301-341, 1994
- AYDEMIR, S., AYDEMIR, Ü., DIRSCHEDL, P.: Survivalanalysen mit Berücksichtigung der zeitlichen Kovariablenentwicklung in klinischen Studien. Paper 44, SFB 386, 40 S., 1996
- BRECHTEL, H. M.: Bestimmung der Menge und Tiefe des Bodenwasseraufbrauchs von Waldbeständen auf Lockersedimenten mit abgesenktem Grundwasser. *Mitt. Der Forstl. Bundes-Versuchsanstalt Wien*, Heft 140, S. 127-148, 1981
- COX, D. R.: Regression Models and Life Tables (with Discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* 34: 187-220, 1972
- De Martonne, E.: Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. *La Météorologie* 2: 449-458, 1926
- ĎURSKÝ, J.: Modellierung der Absterbeprozesse in Rein- und Mischbeständen aus Fichte und Buche. *AFJZ* 168. Jahrgang, S. 131-134, 1997
- FOX, J.: Cox Proportional-Hazards Regression for Survival Data, 18,
<http://cran.r-project.org/doc/contrib/Fox-Companion/appendix-cox-regression.pdf>, 2002
- FOX, J. Introduction to Survival Analysis. Lecture Notes for 'Statistical Applications in Social Research',
<http://socserv.mcmaster.ca/jfox/Courses/soc761/survival-analysis.pdf>, 2006
- GLOMB, P.: Statistische Modelle und Methoden in der Analyse von Lebenszeitdaten. Dipl. Arb., Univ. Oldenburg, Diplomstudiengang Mathematik, 153 S., 2007
- HAUSCHILD, R., HEIN, S.: Zur Hochwassertoleranz von Laubbäumen nach einem extremen Überflutungsereignis - Eine Fallstudie aus der südlichen Oberrheinaue. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 180. Jg., 5/6, S. 100-109, 2009
- HE, F., ALFARO, R.I.: White pine weevil attack on white spruce: A survival time analysis. *Ecological Applications*, 10(1), S. 225-232, 2000
- HKS: Messung und Sortierung von Rohholz. Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten, 1997
- HMULF: Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten (HAFEA). *Staatsanzeiger für das Land Hessen*, 39, 3680-3728., 74 S., 2002
- JACOBSEN, C.: Forstökologische Beweissicherung Hessisches Ried - 4. Zwischenbericht. 2009
- KAPLAN, E. L., MEIER, P.: Nonparametric Estimation from Incomplete Observation, 1958
- KNAPP, R.: Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Stuttgart: E. Ulmer, 94 S., 1948
- KNEIB, T.: Mixed model-based inference in geoadditive hazard regression for interval-censored survival times. *Computational Statistics and Data Analysis*, 51, 777-792, 2006
- LEHNARDT, F., BRECHTEL, H. M.: Schöpftiefe und effektiv nutzbare Bodenwasserspeicherung der wichtigsten Bodeneinheiten von grundwasserabgesenkten Waldstandorten im Hessischen Ried. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 26, S. 138-149, 1985
- LUDWIG-MAYERHOFER, W.: ILMES –Internet-Lexikon der Methoden der empirischen Sozialforschung.
http://www.lrz.muenchen.de/~wlm/ilm_v8.htm (30.06.2009), 2009
- MAGNUSSEN, S., ALFARO, R.I., BOUDEWYN, P.: Survival time analysis of white spruce during spruce budworm defoliation. *Silva Fennica* 39 (2), S. 177-189, 2005
- PAAR, U., DAMMAN, I., GAWEHN, P., WENDLAND, J., EICHHORN, J.: Waldzustandsbericht 2010. Hrg.: Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 32 S., 2010
- PRIES, L., ALTSTÄDT, N., VELBECKER, K.: Gefährdung der Wälder im Rhein-Main-Gebiet - Konzepte zur Walderhaltung und Waldstabilisierung. *Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung*, Band 35, 243 S., 1999
- RAISSI, F., MÜLLER, U., MEESENBURG, H.: Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. 3rd ed., *GeoFakten* 9, 2009
- R DEVELOPMENT CORE TEAM: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>, 2010
- REHFUESS, K. E.: Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Aufl., Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin, 1990
- RIEBELING, R., HOCKE, R.: Forstlich-ökologische Stellungnahme zu den Infiltrationsanlagen Allmendfeld und Jägersburger Wald. FEA, Hessische Forsteinrichtungsanstalt, 14 S. und Anlagen. *AZ.: Z* 81.946, 1988
- SACHS, L., HEDDRICH, J.: Angewandte Statistik – Methodensammlung mit R. 12. Aufl., Springer, Berlin, 2006
- SCHWERDTFEGGER, F.: Die Waldkrankheiten - Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 1981

- STAUPENDAHL, K.: Ermittlung von Überlebenswahrscheinlichkeiten zur betriebswirtschaftlichen Bewertung baumarten-, struktur- und standortsbedingter Risiken. Projektbericht für die Landesforsten Rheinland-Pfalz (unveröff.), 2009
- STAUPENDAHL, K.: Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Waldbeständen mithilfe der neu parametrisierten Weibull-Funktion: Forstarchiv 82, Heft 1, S. 10-19., 2011
- THERNEAU, T. M., GRAMBSCH, P. M.: Modelling Survival Data – Extending the Cox Model. Springer-Verlag New York Berlin Heidelberg, 350 S., 2000
- THERNEAU T.M., LUMLEY T.: Survival: Survival analysis, including penalised likelihood. R package version 2.35-8. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=survival>, 2009
- VARGAS-LARETTA, B., WEHENKEL, C., CORRAL-RIVAS, J.J.: Mortalitätsschätzungen in strukturreichen Mischbeständen im Bundesstaat Durango, Mexiko. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 181. Jg. 7/8, S. 160-167, 2010
- ZIMMERMANN, H.: Wurzelstudien an einzelnen Wirtschaftsholzarten im Diluvium der Rhein-Main-Ebene. FENA Gießen, 76 S., 1951