

Sensitivität von Kieferwäldern im inneralpinen Trockental Vinschgau (Italien) gegenüber Dürreperioden und Schädlingsbefall

Sabina Schuster & Walter Oberhuber

Abstract:

Sensitivity of pine stands in the inneralpine dry valley Vinschgau (Italy) against drought and parasitic infection

Based on dendroecological methods radial cores of 120 trees (2 radii per tree) were obtained from 8 south-exposed black and scots pine stands (*Pinus nigra* Arn. and *Pinus sylvestris* L., respectively) from Untervinschgau (South Tyrol, Italy). Ring widths were measured at a resolution of 1/100 mm, dated and tree ring chronologies established. Chronologies of planted black pine stands cover 40 to 60 years, while those of natural scots pine reached 60 to 120 years. Black pines showed a much higher year-to-year variability in ring widths than scots pines (35% and 27%, respectively), which indicates a higher sensitivity to changing environmental conditions.

Climate-growth-relationships revealed strong correlations between radial growth and precipitation in spring of the current year (especially March) and previous autumn (especially October). Accordingly, striking growth reductions in 1973, 1976, 1984 and 1995/96 are linked to drought stress occurring during these seasons. Furthermore, we found a high similarity in ring width variability between scots pine stands from Vinschgau and the upper Inn valley (Tyrol, Austria), which documents a supra-regional climate influence.

Results also revealed that black pine stands infected by the pine processionary caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiff.) showed temporarily reduced growth rates compared to non-infected stands in severe years of infection only.

Keywords: Drought, inneralpine dry valley, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Thaumetopoea pityocampa*, tree rings, South Tyrol, Italy

1. Einleitung

Die dendroökologische Forschungsrichtung entwickelte sich aus der Dendrochronologie oder „Jahrring-Datierung“ und umfasst alle Teilgebiete, die versuchen, Umweltinformationen aus der Jahr-zu-Jahr Variabilität von Jahrringparametern (Breite, Dichte, holz-anatomische Strukturen) zu extrahieren (vgl. FRITTS & SWETNAM 1989, SCHWEINGRUBER 1996). Im Rahmen von waldökologischen Untersuchungen können an Hand der Analyse des radialen Zuwachsverlaufs abiotische und biotische Umwelteinflüsse und -veränderungen jahrgenau erfasst und u.U. über Jahrhunderte rekonstruiert werden. Da in gemäßigten Klimazonen Wassermangel als der ausschlaggebende Umweltfaktor angesehen wird, der sowohl vorübergehende Wachstumsreduktionen als auch das Absterben von nicht trocken-toleranten oder konkurrenzschwachen Baumarten bewirkt (INNES 1994), wurden im Rahmen dieser Untersuchung i.w. folgende Fragestellungen bearbeitet:

(i) Welche Klimafaktoren limitieren das radiale Wachstum von heimischen Rotkiefer (*Pinus sylvestris* L.) und aufgeforsteten Schwarzkieferbeständen (*Pinus nigra* Arn.) im inneralpinen Trockental Vinschgau? (ii) Werden durch den Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiff.) befallene Schwarzkiefern in ihrem Wachstum beeinträchtigt?

2. Material und Methoden

Untersuchungsgebiet (Klima, Vegetation):

Der im Nordwesten Südtirols gelegene Vinschgau erstreckt sich über eine Länge von 75 km vom Reschenpass bis zur Töll vor Meran. Es herrscht ein inneralpin-kontinentales Klima vor (FLIRI 1975), wobei besonders die Niederschlagsarmut die Vegetationsentwicklung prägt. Im unteren und mittleren Vinschgau zwischen 500-1000 m Meereshöhe wird eine durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme von ca. 500 mm angegeben (SCHENK 1951, FLIRI 1975). Trockenzeiten fallen vornehmlich auf den Winter und Frühling, da in diesen Jahreszeiten die regenbringenden Südostwinde selten auftreten und Regenperioden kurz und unbedeutend sind (STRIMMER 1968). Das Regenmaximum wird überall im Juli-August beobachtet, wobei dieses Sommerregenmaximum mehr als ein Drittel der gesamten Jahresniederschlagssumme ausmachen kann. Der „Vinschger Wind“ ist neben der ausgeprägten Niederschlagsarmut kennzeichnend für das Tal und bewirkt eine zusätzliche Austrocknung der Böden.

Hinsichtlich des Temperaturverlaufs sei festgestellt, dass das Jahrestemperaturmittel (z.B. Schlanders 9,6°C) die Werte anderer Regionen benachbarter Alpentäler um ein Beträchtliches übersteigt. Die Gründe hierfür sind in der Morphologie des Vinschgaus begründet. Einerseits schützen die Alpenketten den Vinschgau vor den kalten Nordwinden und andererseits bedingt die breite Talsohle das ungehinderte Durchziehen derselben.

Die (sub)montane Stufe (ca. 500-1200 m) der südexponierten Hänge wird von einer ausgeprägten Trockenvegetation, die eine floristische Besonderheit im zentralalpinen Raum und eine charakteristische Vegetationsform des Vinschgaus darstellt, eingenommen (BRAUN-BLANQUET 1961, STRIMMER 1968). Heute stocken jedoch auf ehemaligen Trockenrasenstandorten verbreitet Schwarzföhrenbestände (*Pinus nigra* Arn.), die das Ergebnis intensiver Aufforstungen in den 50er und 60er Jahren des vergangenen Jahrhunderts waren (SUMMEREDER 1959). Mittlerweile bedecken die Schwarzföhrenforste eine Fläche von rund 940 ha (STAFFLER et al. 2003). In der hochmontanen Stufe (1200-1600 m) treten Rotkiefern in Form von Dauergesellschaften auf. PEER (1980) stellt den autochthonen Tragant-Föhrenwald als Ononido-Pinion-Verband dar.

Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiff.) gilt als ausgesprochen mediterranes, wärmeliebendes Faunenelement, mit Hauptverbreitung im Mittelmeerraum (vgl. HELLRIGL 1995). Seine natürlich, klimatisch bedingte Verbreitungsgrenze findet er in Südtirol und deckt sich zum Großteil mit jener der Weinrebe und Edelkastanie. Der „Pinienprozessionsspinner“, wie er auch genannt wird, steigt im Mittelgebirge bis in Höhen um 900 m, nur in wärmebegünstigten Lagen, wie im Vinschgau bis auf 1100 m. Dort kommt er als chronischer Dauerschädling von Kieferbeständen, v. a. in den Schwarzkieferaufforstungen der 50er Jahre vor. Hohe Befallsdichten mit starker Schadwirkung des Spinners treten in einem zyklischen Verlauf von ca. 6-10 Jahren auf. Vor allem das Jahr 1999 ist als extremes Befallsjahr im Vinschgau hervorgetreten (MINERBI 1999, 2000).

Bestandesauswahl

Die untersuchten Bestände befinden sich am Sonnenberg des Untervinschgaus in den Gemeinden Schlanders (Vetzan) und Latsch, wobei jeweils zwei Schwarzföhrenbestände, einer mit Kalamitäten des Prozessionsspinners und zwei Rotkieferbestände beprobt wurden (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Standortcharakteristika der untersuchten Bestände (SmB = *P. nigra* mit Befall, SoB = *P. nigra* ohne Befall, RoB = *P. sylvestris* ohne Befall, MH = Meereshöhe, E = Exposition, N = Neigung, Bt = Bodentiefe [Mittel von >5 Messwerten], D = Deckungsgrad Baumschicht, BH = Bestandeshöhe, BHD = Brusthöhendurchmesser).

Standort	Baumart	MH	E	N	Bt	D	BH	BHD
		(m)		(°)	(cm)	(%)	(m)	(cm)
S1	SmB	770	WSW	50	9,6	80 - 90	9 - 14	19,4
S3	SoB	1090	S	52	15,3	75	9 - 12	24,8
S5	RoB	1240	SW	50	5,5	50	9 - 14	30,3
S7	RoB	1280	SSW	65	12	70	8 - 12	18,1
S8	SmB	740	SO	45	9,9	75	8,5 - 12	21,1
S9	RoB	1225	SW	27	9	85	12 - 16	27,7
S11	RoB	1235	SO	60	11,75	80	11,5 - 5,5	17,1
S13	SoB	1090	S	40- 57	16	75 - 80	8,5 - 14	22,8

Dendroökologische Analysen

Die Entnahme von Bohrkernen (2 Radien/Baum) erfolgte mit einem Zuwachsbohrer in Brusthöhe (1.3 m) jeweils von gegenüberliegenden Seiten und im rechten Winkel zur Falllinie. Nach der Präparierung der Bohrkern (PILCHER 1990) wurde die Gesamtjahr-ringbreite mit Hilfe eines Linearmesstisches und des Jahringmessprogrammes TSAP auf 0.01 mm genau vermessen. Die Standortchronologien wurden nach den üblichen dendrochronologischen Verfahren (COOK & KAIRIUKSTIS 1990) erstellt und die absolute Datierung mit dem Programm COFECHA (HOLMES 1994) überprüft. Die Standardisierung (Indexierung) der Jahrringreihen diente der Eliminierung langfristiger Schwankungen, die nicht klimabedingt, sondern in Zusammenhang mit Alterungsprozessen und der Bestandesentwicklung stehen (COOK 1987) und erfolgte mittels eines zweistufigen Trendeliminierungsverfahrens (Programm ARSTAN, HOLMES 1994).

Die Limitierung des Radialwachstums durch Klimafaktoren wurde durch die Berechnung von „Response-Funktionen“ (FRITTS 1976) ermittelt. Dabei wurden indexierte Standortchronologien (sog. Residualchronologien) mit zeitlich entsprechenden klimatologischen Reihen der meteorologischen Station Schlanders über den Zeitraum 1921 - 2002 in Beziehung gesetzt und lineare Korrelationsanalysen (Pearson-Produkt-Moment Korrelation) durchgeführt. Die Klimadaten umfassen Niederschlagssummen (mm) und durchschnittliche Maximaltemperaturen (°C) der Monate Juni–Dezember des Vorjahres sowie Jänner–September des Wachstumsjahres. Um Wachstumsreaktionen auf extreme klimatische Verhältnisse und/oder Insektenbefall erfassen zu können, wurden sogenannte „Weiserjahre“ berechnet (vgl. SCHWEINGRUBER et al. 1990). Dabei wurden individuelle Wachstum-

reduktionen bzw. -erholungen gegenüber dem langjährigen Mittel der standardisierten Chronologien als gering ($\geq 25\%$ Abweichung) bzw. stark ($\geq 50\%$ Abweichung) klassifiziert und bei Auftreten in mehr als 50% der Bäume eines Bestandes als Weiserjahr gekennzeichnet. Aufgrund der unterschiedlichen Altersstruktur und Chronologiebelegung (= Anzahl an gemittelten Jahrringreihen) wurde die Weiserjahranalyse auf den Zeitraum 1971-2002 beschränkt.

3. Ergebnisse

In Tab. 1 und 2 sind Standort- (S) bzw. Chronologiecharakteristika der untersuchten Bestände angeführt. Alle Bestände befinden sich am Sonnenberg in Südost- bis Südwest-Exposition. Mit Ausnahme von S9 beträgt die Hangneigung ca. 50°. Die Bodentiefe liegt zwischen 5 cm (S5) und >15 cm (S13). Die aufgeforsteten Schwarzkieferbestände weisen durchwegs ein geringeres Durchschnittsalter als die Rotkieferbestände auf. Auffallend sind die mit Ausnahme des Bestandes S8 deutlich höheren Sensitivitätswerte der Schwarzkieferbestände gegenüber jenen der Rotkiefern. Die Autokorrelationskoeffizienten, die bei den Rotkieferbeständen durchwegs >0.3 betragen, bewerten den Einfluss des Wachstums im Vorjahr auf dasjenige im Folgejahr. Der durch die erste Hauptkomponente (EV1) hohe Anteil an erklärter Varianz weist auf ein starkes Klimasignal in den Standortchronologien hin (vgl. FRITTS 1976).

Tab. 2: Chronologiecharakteristika der untersuchten Bestände (SmB = *P. nigra* mit Befall, SoB = *P. nigra* ohne Befall, RoB = *P. sylvestris* ohne Befall, n = Anzahl, STD = Standardabweichung, JR = Jahrring, MS = Mittlere Sensitivität, Autokorr = Autokorrelation, EV1 = Eigenvektor 1).

Standort	Baumart	n	Alter \pm STD	JR-Breite	MS ¹	Autokorr ¹	EV 1
		(Bäume)	(Jahre)	(1 / 100 mm)	(%)		(%)
S 1	SmB	11	32 \pm 3,4	228 \pm 27,4	40	0,061	72
S 3	SoB	12	54 \pm 5,2	180 \pm 29,8	37	0,121	82
S 5	RoB	14	65 \pm 13,0	180 \pm 35,2	24	0,498	76
S 7	RoB	12	55 \pm 6,6	119 \pm 18,1	28	0,351	70
S 8	SmB	14	31 \pm 4,1	247 \pm 37,6	29	-0,187	75
S 9	RoB	11	111 \pm 8,7	87 \pm 6,5	26	0,618	64
S 11	RoB	14	88 \pm 14,7	66 \pm 11,8	31	0,340	65
S 13	SoB	12	30 \pm 1,9	288 \pm 36,9	35	-0,367	78

¹berechnet an Hand standardisierter Chronologien

3.1 Lokaler Standortchronologienvergleich

Grundsätzlich ist die hohe Übereinstimmung im Wachstumsverlauf nach Eliminierung langfristiger Trends erkennbar (Tab. 3, Abb. 1-4). Zwischen den beiden Arten und auch vom Standort und/oder Schädlingsbefall abhängig, treten jedoch z.T. unterschiedliche Wachstumsmuster auf. Insbesondere der Schwarzkieferbestand S1 zeigt nur eine geringe statistisch nicht signifikante Synchronität mit den Rotkieferbeständen S9 und S11. Beim Vergleich zwischen den befallenen Schwarzkieferbeständen (S1 und S8) mit den Kontrollbeständen (S3 und S13) erkennt man höhere Wachstumsraten des Bestandes S1 gegenüber S3, die auf Alters- und Standorteffekte zurückzuführen sind (Abb. 1, Abb. 3). Die etwa gleichaltrigen Bestände S8 (mit Schädlingsbefall) und S13 (Kontrollbestand) zeigen in den letzten 2 Jahrzehnten keine Unterschiede in den Wachstumsraten (Abb. 2). Es fällt auf, dass nur in den Jahren 1999/2000 der stark befallene Bestand S1 deutlich reduzierte Wachstumsraten gegenüber den Kontrollbeständen aufweist (Abb. 1, Abb. 3). Der Prozessionsspinnerbefall spiegelt sich somit in den untersuchten Beständen nicht generell in eingeschränkten Zuwachsraten wider. In den Jahren 1973, 1976 und 1996 zeigen sich beim überwiegenden Teil der Rotkiefer- und Schwarzkieferchronologien die stärksten Wachstumseinbrüche (Tab. 7, Abb. 5), die auf klimatische Ursachen zurückgeführt werden können (s.u.).

Tab. 3: Ähnlichkeitsbeziehung zwischen Vinschgau-Jahringbreitenchronologien (SmB = *P. nigra* mit Befall, SoB = *P. nigra* ohne Befall, RoB = *P. sylvestris* ohne Befall; Angabe der Werte in der Reihenfolge: Anzahl überlappender Jahrringe / Gleichläufigkeit / t-Wert (nach BAILLIE & PILCHER 1973); Signifikanzniveau: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

	S1 SmB	S3 SoB	S5 RoB	S7 RoB	S8 SmB	S9 RoB	S11RoB	S13 SoB
S1	36/100/100	36/79*** /6,7	36/69* /4,7	36/68* /3,8	35/79*** /7,3	36/51/1,9	36/53/2,2	33/81*** /6,2
S3		59/100/100	59/87*** /8,2	59/89*** /7,8	35/88***8,7	59/75*** /4,7	59/72*** /5,2	33/94*** /8,6
S5			89/100/100	65/92*** /15,7	35/92*** /6,2	89/76*** /7,5	89/79*** /8,9	33/92*** /7,4
S7				65/100/100	35/88*** /4,3	65/78*** /8,6	65/75*** /10,2	33/87*** /5,2
S8					35/100/100	35/68* /2,6	35/67* /3,2	33/94*** /14,7
S9						129/100/100	111/90*** /19,1	33/66* /3,5
S11							111/100/100	33/65/3,6
S13								33/100/100

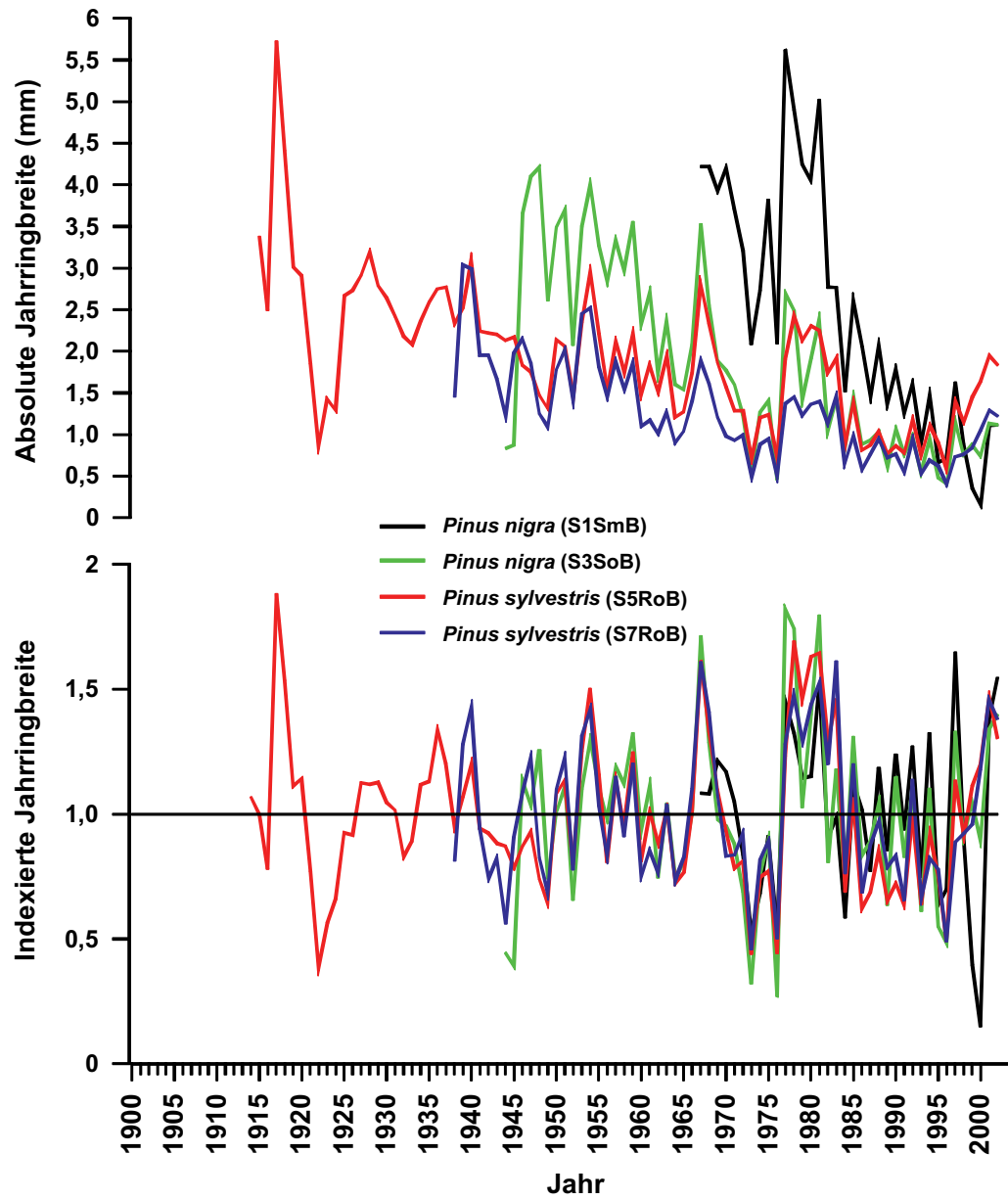


Abb. 1: Absolute und indexierte Jahrringbreitenchronologien vom Vetzaner Sonnenberg

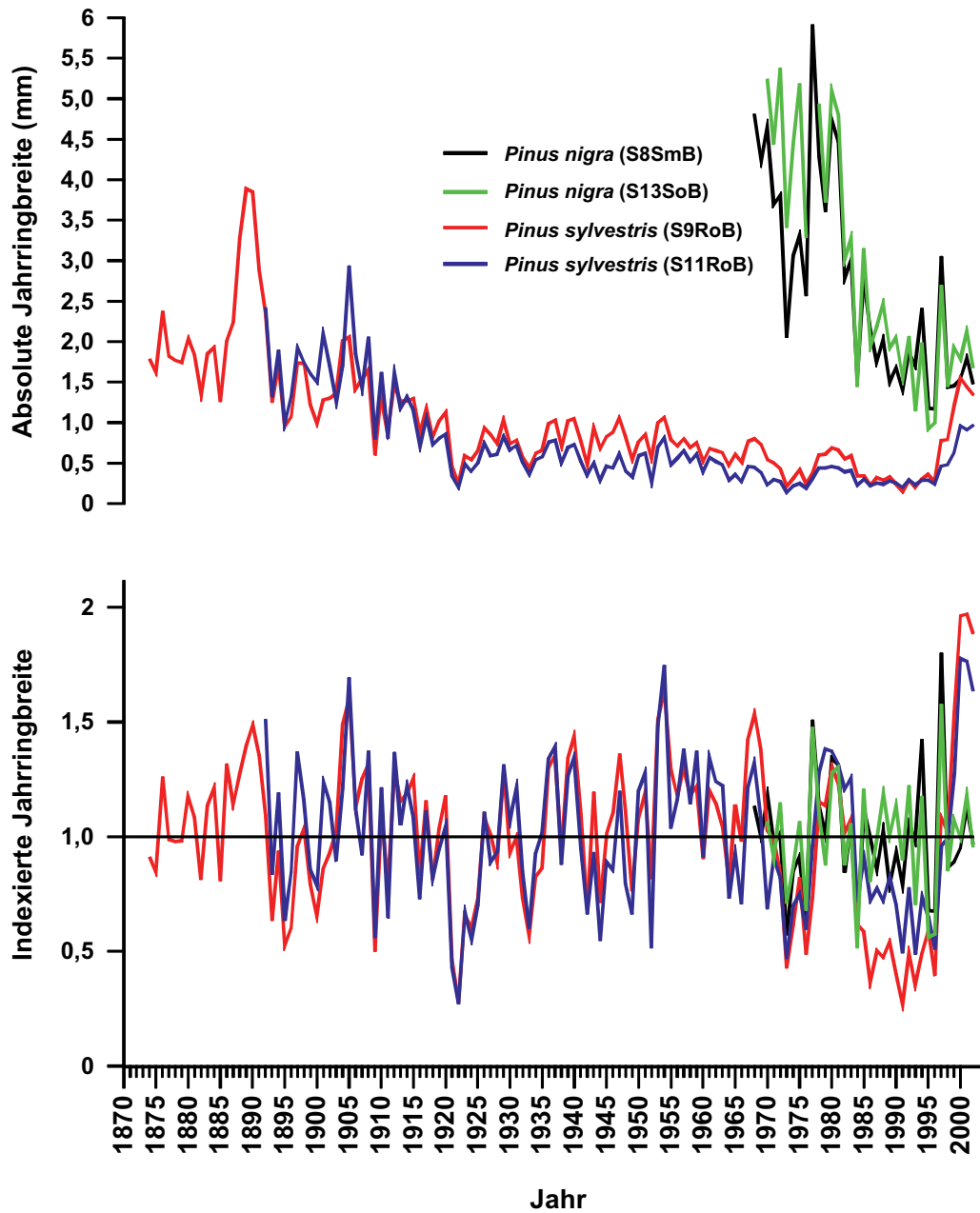


Abb. 2: Absolute und indexierte Jahrringbreitenchronologien vom Latscher Sonnenberg

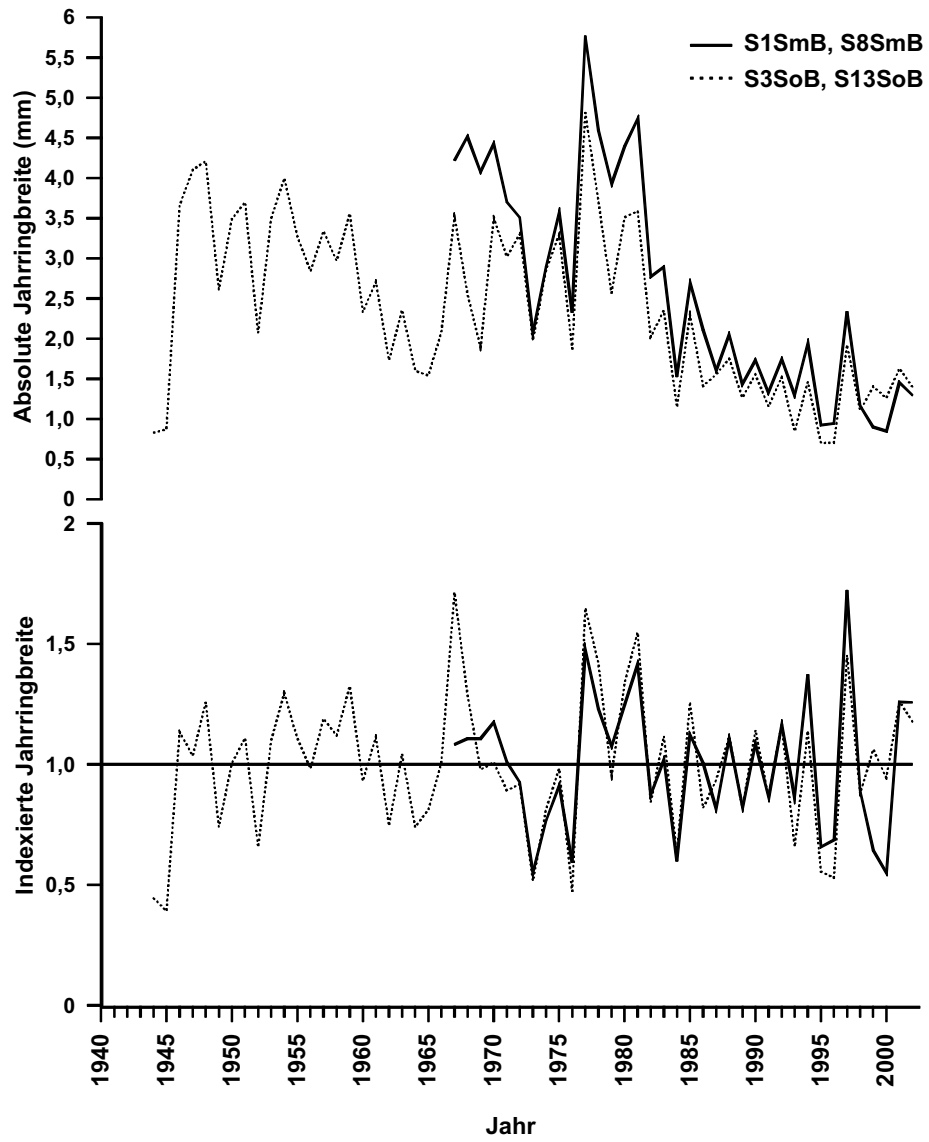


Abb.3:
Gemittelte absolute und indexierte Jahrringbreitenchronologien der von *Thaumetopoea pityocampa* befallenen (S1SmB, S8SmB) und nicht befallenen (S3SoB, S13SoB) Schwarzkieferbestände

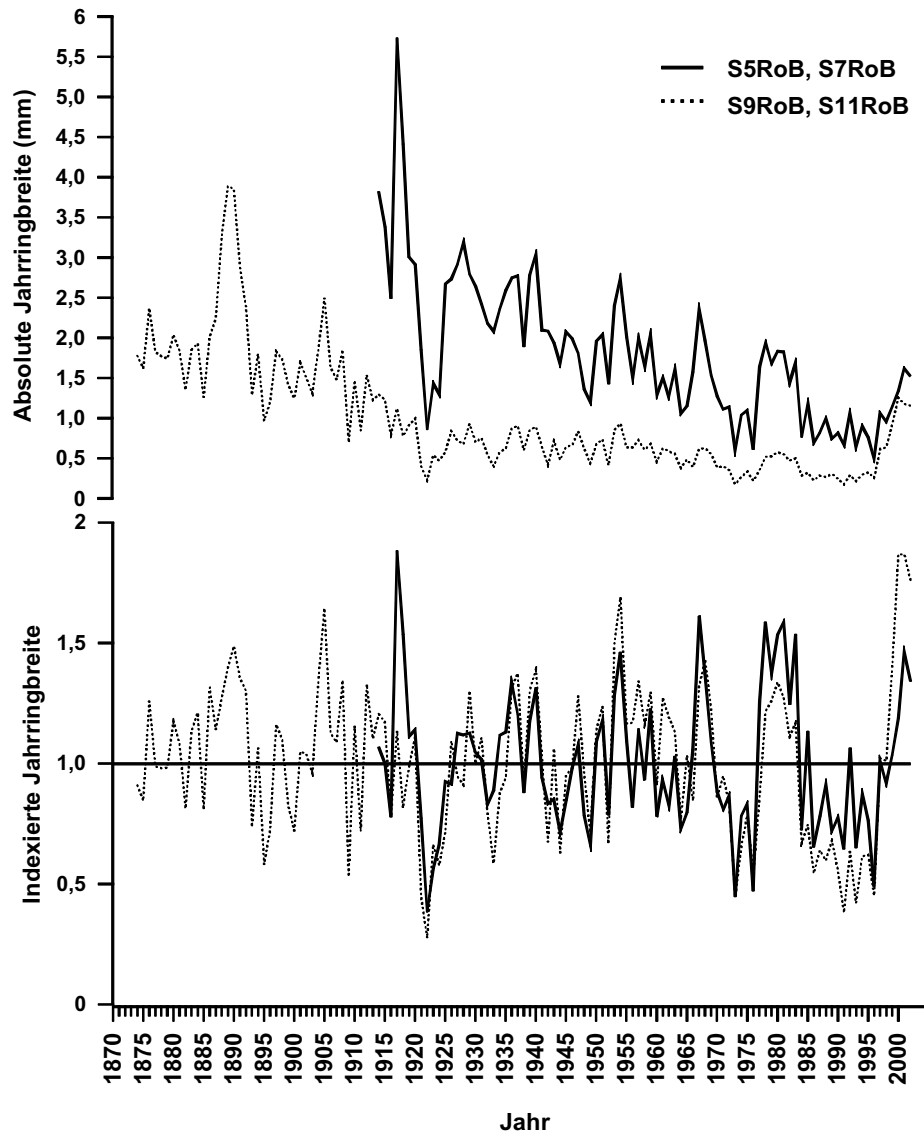


Abb. 4:
Gemittelte absolute und indexierte Jahrringbreitenchronologien der Rotkieferbestände vom Vetzaner (S5, S7) und Latscher (S9, S11) Sonnenberg

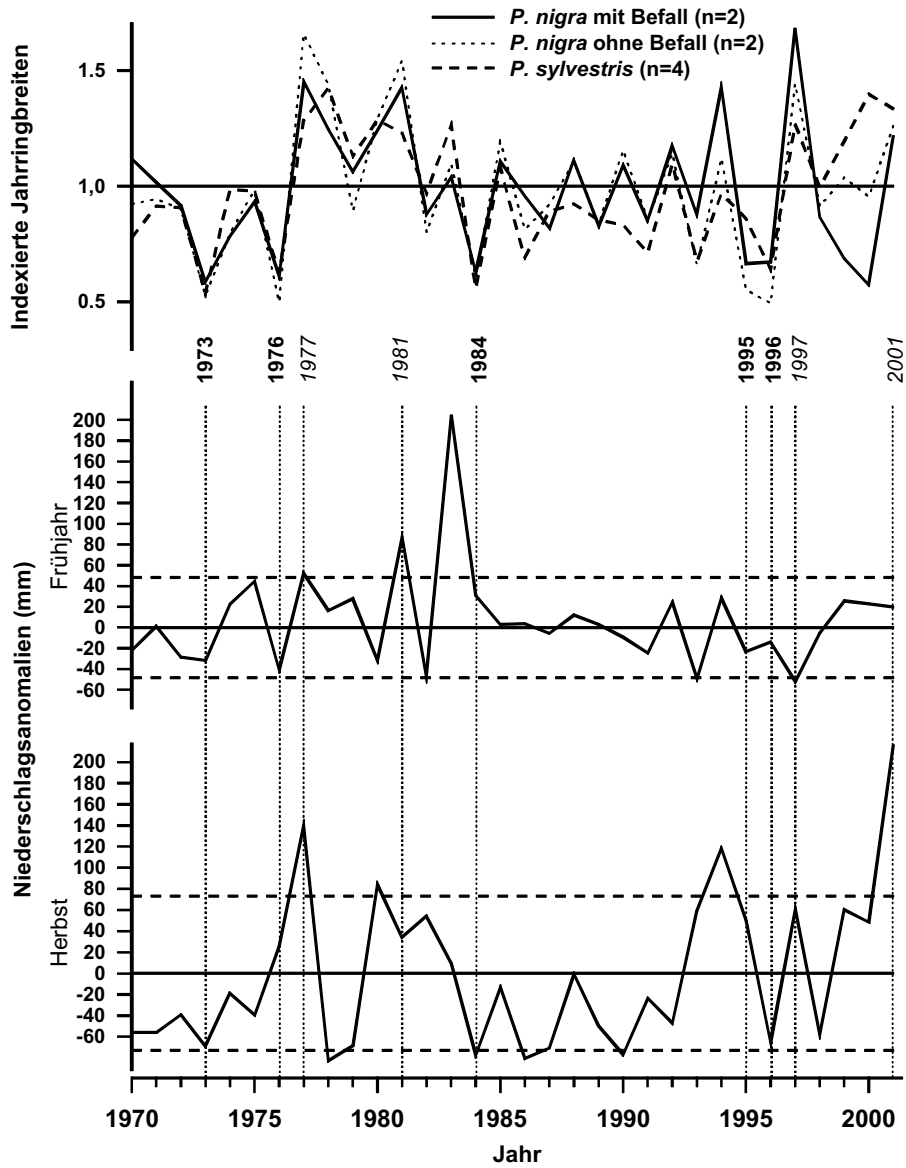


Abb. 5:
 Vergleich gemittelter standardisierter Jahrringbreitenchronologien mit Niederschlagsanomalien im Frühjahr und Herbst. Die strichlierten, waagrechten Linien markieren jeweils die einfache Standardabweichung. Jahre mit deutlichen Wachstumseinbrüchen bzw. -erholungen, die bei einer Mehrzahl der Bestände auftraten, sind im Fettdruck bzw. kursiv angeführt (vgl. Tab. 7 und 8).

3.2 Regionaler Vergleich der Wachstumsmuster

Aus den Synchronisierungskennziffern in Tab. 4 geht eine z. T. hoch signifikante Übereinstimmung ($p < 0.001$) der Jahrringbreitenschwankungen der Rotkieferchronologien S7, S9 und S11 des Vinschgaus mit jenen des Oberinntales hervor, wobei die längeren Jahrringreihen der Bestände S9 und S11 die höchsten Übereinstimmungen zeigen. Die Wachstumsvariabilität am extrem flachgründigen, Südwest-exponierten Standort (K130) im Bergsturzareal Tschirgant am Eingang des Ötztals (vgl. OBERHUBER et al. 1998, OBERHUBER & KOFLER 2000) entspricht dabei am besten denjenigen der Rotkieferbestände S9 und S11 im Vinschgau. Die Artspezifität des Jahrringzuwachses zeigt sich wiederum in der nahezu durchwegs fehlenden statistisch signifikanten Übereinstimmung der Schwarzkieferchronologien des Vinschgaus mit den Rotkieferchronologien des Oberinntales (Nordtirol). Eine Ausnahme bildet die schwach signifikante Gleichläufigkeit ($p < 0.05$) der Bestandeschronologie S3 mit Chronologie K100 (Innsbruck, Hechenberg).

Tab. 4: Ähnlichkeitsbeziehung zwischen Vinschgau- und Inntal-Jahrringbreitenchronologien (SmB = *P. nigra* mit Befall, SoB = *P. nigra* ohne Befall, RoB = *P. sylvestris* ohne Befall, K100 = Hechenberg [Innsbruck], K115 = Pfunds, K130 = Tschirgant [SW-exponiert, Extremstandort], K131 = Tschirgant [N-exponiert, Mulde], K139 = Tschirgant [Plateau]; vgl. Tab. 3).

	K100	K115	K130	K131	K139
S1 SmB	-	-	-	-	-
S3 SoB	50/62 [*] /0,9	-	-	-	-
S5 RoB	-	-	-	-	-
S7 RoB	-	56/66 ^{**} /3,8	57/60/4,3	57/62 [*] /3,2	-
S8 SmB	-	-	-	-	-
S9 RoB	120/59 [*] /1,8	120/63 ^{**} /3,7	121/63 ^{**} /5,8	-	126/62 ^{**} /4,7
S11 RoB	102/58 [*] /0,1	102/64 ^{**} /3,1	103/66 ^{***} /5,6	103/63 ^{**} /3,2	108/66 ^{***} /4,0
S13 SoB	-	-	-	-	-

3.3 Klima - Wachstums - Beziehung

Die positiven Korrelationen zwischen monatlichen Niederschlagssummen bzw. Monatsmitteln der Temperaturmaxima und Jahrringbreiten zeigen, dass mit Ausnahme des Bestandes S1 das Radialwachstum der meisten Bestände durch hohe Niederschläge in den Monaten August und Oktober des Vorjahres sowie März des Wachstumsjahres begünstigt wird (Tab. 5). An einzelnen Standorten wird das Wachstum auch durch überdurchschnittliche Niederschläge im November des Vorjahres sowie Mai und Juni des laufenden Jahres bzw. kühlen Julitemperaturen im Vorjahr und milden Märztemperaturen gefördert (Tab. 6). Als primär wachstumslimitierende Klimafaktoren der untersuchten Kieferbestände können somit Trockenperioden im Herbst des Vorjahres und Frühjahr des laufenden Wuchsjahres festgelegt werden. Auch die Wachstumseinbrüche in den Jahren 1973, 1976 und 1996 bzw. 1984, 1993 und 1995 ($\geq 50\%$ bzw. $\geq 25\%$ Wachstumsreduktionen) können auf saisonal bedingte Niederschlagsarmut zurückgeführt werden

(Tab. 7, Abb. 5). Auffallend sind die extremen Wachstumseinbrüche in den Jahren 1999 und 2000, die nur bei dem durch den Prozessionsspinner außerordentlich stark betroffenen Bestand S1 nachzuweisen sind (Tab. 7, Abb. 3, Abb. 4).

Demgegenüber decken sich Wachstumserholungen in den Jahren 1977, 1981, 1997 und 2001 mit überdurchschnittlichen Niederschlägen im Herbst des Vorjahres bzw. Frühjahr des laufenden Wuchsjahres (Tab. 8, Abb. 5). Grundsätzlich treten Wachstumserholungen im schwächeren Ausmaß bzw. nur in einzelnen Jahren bzw. Beständen auf.

Tab. 5: Pearson-Korrelation der Jahrringbreitenchronologien (Residuals) mit monatlichen Niederschlagssummen für den Zeitraum 1921-2002; SmB = *P. nigra* mit Befall, SoB = *P. nigra* ohne Befall, RoB = *P. sylvestris* ohne Befall, Hrvj = Herbst Vorjahr (Sep-Nov), Fr = Frühjahr (März-Mai), So = Sommer (Juni-Aug); +/- = positive/negative Korrelation $p < 0,05$; (+)/(-) = positive/negative Korrelation $p < 0,1$.

Standort	Vorjahr							Laufendes Jahr												
	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	Hrvj	Fr	So	
S1 SmB																				
S3 SoB			+		+			(+)	(+)	+		(+)	(+)					+	(+)	(+)
S5 RoB			+		+	+				+		+						+	+	(+)
S7 RoB			+		+					+		+						+	+	
S8 SmB					+	(+)		+										+		
S9 RoB			+		+	(+)				+			+					+	(+)	+
S11 RoB			+		+					+			(+)					+	+	+
S13 SoB					+	(+)							+					+		

Tab. 6: Pearson-Korrelation der Jahrringbreitenchronologien (Residuals) mit mittleren monatlichen Maximaltemperaturen für den Zeitraum 1921-2002 (Symbole siehe Tab. 5)

Standort	Vorjahr							Laufendes Jahr												
	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	Hrvj	Fr	So	
S1 SmB		(-)								(+)										
S3 SoB	(+)									+			-							-
S5 RoB	+	-								+			(-)							(-)
S7 RoB	(+)	(-)						(-)		(+)			-							
S8 SmB	(+)	-	(-)							(+)										
S9 RoB	(+)	-																		
S11 RoB		-						(-)												
S13 SoB		-				(-)				+			(-)							

Tab. 7: Wachstumsreduktionen in den untersuchten Beständen (W1 = Anteil Bäume mit $\geq 25\%$ Wachstumsreduktion, W2 = Anteil Bäume mit $\geq 50\%$ Wachstumsreduktion; * = Belegung der Chronologie ≥ 10 Bäume); Jahre mit *geringen* (W1) bzw. **starken** (W2) Wachstumsreduktionen in der Mehrzahl der Bestände wurden markiert.

Jahr	S1 SmB		S3 SoB		S5 RoB		S7 RoB		S8 SmB		S9 RoB		S11 RoB		S13 SoB	
	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2
1971	14	14	42	0	36	0	25	0	0	0	18	9	17	0	0	0
1972	38	13	83	8	36	0	33	0	25	0	36	9	25	0	0	0
1973	75	50	100	91	100	78	100	75	100	37	90	81	100	58	57	0
1974	44	11	58	0	57	0	42	8	33	0	81	36	83	0	20*	0
1975	20	0	33	0	50	14	33	0	20*	0	54	9	54	18	9	0
1976	100	50	100	91	92	71	100	66	90	0	100	54	100	18	83	0
1977	10	0	0	0	43	21	0	0	0	0	45	27	36	0	0	0
1978	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	18	9	0	0	0	0
1979	8	0	8	0	0	0	0	0	14	0	18	9	0	0	17	0
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	9	10	0	0	0
1981	9	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	10	10	0	0
1982	42	0	42	0	0	0	0	0	50	7	18	18	10	0	17	0
1983	0	0	0	0	86	36	0	0	0	0	18	9	10	10	0	0
1984	100	18	66	0	71	7	66	8	100	21	81	27	60	20	100	33
1985	0	0	0	0	29	0	8	8	0	0	72	54	40	10	0	0
1986	42	0	42	0	78	28	66	8	7	0	90	81	60	40	42	0
1987	63	9	25	0	64	21	17	0	21	0	90	54	50	0	0	0
1988	0	0	0	0	36	0	25	0	0	0	81	63	60	10	0	0
1989	83	0	83	0	78	7	42	0	43	7	81	54	50	10	0	0
1990	0	0	0	0	57	7	25	0	14	0	100	81	55	22	0	0
1991	42	0	42	0	85	14	83	16	36	7	100	100	88	44	17	0
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	81	63	33	11	0	0
1993	83	42	83	41	100	7	83	8	0	0	100	81	75	50	75	0
1994	0	0	8	0	21	0	33	0	0	0	90	63	62	12	0	0
1995	63	36	91	58	43	0	50	8	71	7	72	45	71	28	100	25
1996	72	18	100	66	100	64	100	58	71	14	90	90	85	42	75	25
1997	0	0	8	0	0	0	25	8	0	0	36	18	29	14	0	0
1998	8	0	8	0	7	0	17	8	29	0	27	9	29	0	17	0
1999	100	90	8	0	0	0	25	0	29	7	9	9	0	0	8	0
2000	81	72	8	8	0	0	0	0	21	7	9	9	0	0	8	0
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	0	0	0	0

Tab. 8: Wachstumserholungen in den untersuchten Beständen (W1 = Anteil Bäume mit $\geq 25\%$ Wachstumserholung, W2 = Anteil Bäume mit $\geq 50\%$ Wachstumserholung; * = Belegung der Chronologie ≥ 10 Bäume); Jahre mit *geringen* (W1) bzw. *starken* (W2) Wachstumserholungen in der Mehrzahl der Bestände wurden markiert.

Jahr	S1 SmB		S3 SoB		S5 RoB		S7 RoB		S8 SmB		S9 RoB		S11 RoB		S13 SoB	
	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2	W1	W2
1971	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9	0	0	0	0
1972	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	17	0
1973	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1974	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0*	0
1975	10*	0	0	0	0	0	0	0	0*	0	0	0	0	0	9	0
1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1977	70	40	100	66	43	21	42	25	91	41	0	0	27	0	100	41
1978	63	0	100	91	100	85	83	41	23	0	27	9	50	20	8	0
1979	27	0	8	0	92	42	58	16	0	0	36	0	80	20	0	0
1980	18	0	0	18	100	71	58	41	85	14	54	27	60	40	50	0
1981	72	36	100	91	92	64	66	58	64	7	54	18	60	30	66	8
1982	9	0	0	0	50	14	33	8	7	0	18	0	40	20	0	0
1983	0	0	25	0	85	35	100	66	0	0	9	0	40	30	8	0
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	27	0	66	0	29	7	25	8	14	7	0	0	20	10	33	8
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1988	27	0	0	0	0	0	17	8	0	0	0	0	0	0	25	8
1989	0	0	0	0	0	0	8	8	0	0	0	0	10	10	0	0
1990	36	18	17	0	0	0	8	8	0	0	0	0	0	0	25	0
1991	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1992	45	9	25	0	0	0	33	0	14	0	0	0	0	0	50	0
1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1994	63	9	17	0	0	0	0	0	71	35	0	0	0	0	50	0
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	29	0	0
1997	90	72	58	33	29	7	0	0	100	85	36	18	29	29	100	58
1998	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	9	29	29	0	0
1999	0	0	17	8	21	7	8	0	7	0	63	36	57	14	25	0
2000	9	9	0	0	29	7	25	8	7	0	81	72	100	66	17	0
2001	55	36	66	8	85	35	66	41	21	0	90	63	80	60	17	0

4. Diskussion

4.1 Wachstumsbeeinflussende Klimafaktoren

Das Wachstum der Bäume auf Grenzstandorten wird wesentlich von Klimafaktoren beeinflusst. Während an der alpinen Waldgrenze die Sommertemperaturen den limitierenden Klimafaktor für das Baumwachstum und letztlich für die obere Grenze des Auftretens baumförmiger Individuen darstellen (vgl. KÖRNER 1998), begrenzen im Alpenraum Niederschläge das Baumwachstum primär nur in tieferen Lagen inneralpiner Trockentäler (LINGG 1986, OBERHUBER et al. 1998, OBERHUBER & KOFLER 2002, RIGLING et al. 2002). Auch für die im Rahmen dieser Untersuchung ausgewählten Kieferbestände im Untervinschgau konnte Niederschlagsmangel als entscheidend wachstumslimitierender Klimafaktor festgestellt werden, wobei sich dieser insbesondere in klimatischen Extremjahren mit ausgeprägten Trockenperioden, wie 1976, zeigt (vgl. PFISTER 1999). Die in den Jahrringreihen der Schwarzkieferbestände festgestellte hohe Jahr-zu-Jahr Variabilität der Jahrringbreiten (im Durchschnitt 35%) sowie das häufige Auftreten von intraannuellen Dichteschwankungen (>30% der Radien mit Dichteschwankung in einzelnen Jahren), welche die Festlegung der Jahrringgrenzen z.T. außerordentlich erschwerte, weisen auf eine gegenüber den Rotkiefern empfindlichere Reaktion auf Trockenperioden hin (vgl. FRITTS et al. 1965, WIMMER et al. 2000). Nach LARCHER (2003) sind die physiologisch empfindlichsten Reaktionen auf Belastung durch Dürrestress ein Rückgang des Zellurgors und damit unmittelbar verbunden eine Verlangsamung von Wachstumsvorgängen (vor allem des Streckungswachstums), sowie eine Beeinträchtigung des Proteinstoffwechsels, welche die Zellteilung durch Hemmung der Mitose unterdrückt.

Das Klima-Wachstums-Modell deutet darauf hin, dass hohe Niederschläge im Spätsommer (August) und Herbst (insbesondere Oktober) des Vorjahres zu überdurchschnittlichen Zuwächsen in der folgenden Wachstumsperiode führen. Dieser Effekt kann dadurch erklärt werden, dass eine günstige Wasserversorgung nach Abschluß des Sprosswachstums, welches im Wesentlichen in einem Schub zwischen Mai und Anfang Juli stattfindet (KOZŁOWSKI et al. 1991), einerseits die Assimilatproduktion und damit Reservestoffspeicherung fördert und andererseits ein Wurzelwachstum bis in den Spätherbst hinein ermöglicht. Die Wachstumslimitierung durch Niederschlagsmangel im März des laufenden Jahres dürfte hingegen auf eine Wachstumshemmung und / oder Schädigung des mykorrhizierten Feinwurzelsystems zurückzuführen sein, welches auf flachgründigen Standorten vorwiegend in den obersten Bodenschichten (<10 cm) ausgebildet ist (KALELA 1950). Ferner ist bekannt, dass der Beginn des Wurzelwachstums im Frühjahr bei Nadel- und Laubbäumen in enger Beziehung zur Bodentemperatur steht und vielfach mehrere Wochen vor dem Sprosswachstum einsetzt (LYR & HOFFMANN 1965, POLOMSKI & KUHN 1998). Da im Wachstum befindliche Zellen als besonders empfindlich gegenüber Trockenstress gelten (LARCHER 2003), ist anzunehmen, dass eine Schädigung des Feinwurzelsystems in Dürreperioden, welche auch von anderen Autoren (KRAMER 1983, IRVINE et al. 1998) als möglich erachtet wird, sich nachhaltig auf das anschließende Sprosswachstum auswirkt. Als unmittelbare Folgen können ein verzögerter Knospentrieb bzw. Beginn der Kambiumaktivität, eine Verschiebung der Assimilatverteilung zu Gunsten des Wurzelsystems und / oder ein reduziertes Wasser- und Nährstoffabsorptionsvermögen des beeinträchtigten Mykorrhiza-Feinwurzel-Komplexes gelten. RIGLING & CHERUBINI (1999), OBERHUBER (2001) und OBERHUBER et al. (2001) konnten auch zeigen, dass Dürreperioden nicht nur zu Wachstumsreduktionen bei Kiefern führen, sondern

dass diese die auslösende Ursache für das Absterben und in der Folge die Auflichtung von Rotkieferbeständen in inneralpinen Trockentälern darstellen.

Hinsichtlich des Temperatureinflusses auf den Zuwachs sei auf den auf mehreren Standorten auftretenden positiven Zusammenhang ($p < 0.05$) zwischen Märztemperatur und Jahrringbreite hingewiesen. Da das langjährige Temperaturmittel im Untervinschgau $6,1^{\circ}\text{C}$ beträgt, eine Temperaturgröße, die als Schwellenwert für das Einsetzen von Wachstumsprozessen bei Bäumen gilt (z.B. LYR & HOFFMANN 1967, TRYON & CHAPIN 1983, ANDERSEN et al. 1986, HÄSLER et al. 1999), dürften eine günstige Wasserversorgung verbunden mit Temperaturen $> 6^{\circ}\text{C}$ das Wurzelwachstum zu Frühjahrsbeginn entscheidend begünstigen. Andererseits können sich überdurchschnittliche Temperaturen während der Sommermonate (Juli des Vorjahres bzw. Juni des laufenden Jahres) aufgrund gesteigerter Verdunstungsraten (Evapotranspiration) nicht nur direkt, sondern auch indirekt, über die Beeinträchtigung der Photosynthese und der reduzierten Bildung von Knospenanlagen, hemmend auf das Wachstum auswirken (vgl. OBERHUBER et al. 1998).

Obwohl die Witterungsverhältnisse bzw. das Regionalklima in alpinen Gebieten kleinräumig stark variieren kann, konnte eine hohe Übereinstimmung im Wachstumsmuster zwischen Rotkieferbeständen des Vinschgaus und solchen aus dem Oberinntal sowie Lechtal (unpublizierte Daten) festgestellt werden. Insbesondere in Jahren mit ausgeprägten Trockenperioden, wie z.B. 1973, 1976, 1984 und 1996, lassen sich Wachstumsreduktionen bei Kiefern auf Trockenstandorten großräumig feststellen (OBERHUBER & KOFLER 2002, MAYR 2004, POLACEK 2004). Dieses Resultat weist darauf hin, dass die Wachstumsprozesse in inneralpinen Trockentälern durch weitgehend dieselben Klimafaktoren limitiert werden, wodurch eine großräumigere Rekonstruktion der Niederschlagsverhältnisse auf Basis von Jahrringbreitenschwankungen im Alpenraum prinzipiell möglich wird. Für das Oberinntal wurde auf diese Möglichkeit bereits hingewiesen (OBERHUBER & KOFLER 2002). Da jedoch lokale Standortfaktoren sowie die Bestandesstruktur die Klima-Wachstums-Beziehung beeinflussen können (OBERHUBER & KOFLER 2000), ist auf entsprechende Standortauswahl sowie eine ausreichende Bestandesanzahl ($n > 10$) größter Wert zu legen.

4.2 Schädlingsbefall und radialer Holzzuwachs

Grundsätzlich lässt sich ein nachhaltiger Einfluß des durch *Thaumetopoea pityocampa* bedingten Nadelverlustes auf den Radialzuwachs der untersuchten Schwarzkieferbestände im Vergleich zu den Kontrollbeständen nicht feststellen. Eine Ausnahme bildet das für das Jahr 1999 beschriebene außerordentlich starke Befallsjahr (MINERBI 1999, 2000), welches im Bestand S1 in diesem und dem folgenden Jahr 2000 zu über 50%igen Wachstumsreduktionen in einer überwiegenden Anzahl an Bäumen (90% in 1999 bzw. 72% in 2000) führte. Dass die durch den Schädling verursachte Entlaubung sogar eine Hemmung der Jahrringbildung im Folgejahr bewirken kann, wurde von LAURENT-HERVOUET (1986) aufgezeigt. BOUCHON & TOTH (1971) berichten, dass *Thaumetopoea pityocampa* bedingte Wachstumsreduktionen bei Schwarzkiefern zu einem Holzvolumenverlust von ca. 45% innerhalb von 50 Jahren führten. Da genaue Aufzeichnungen über die Befallsintensität und -frequenz der untersuchten Bestände fehlen sowie Standorteffekte (z.B. Bestandesstruktur, Ausmaß forstlicher Eingriffe) nicht auszuschließen sind, lassen sich an Hand der derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnisse detaillierte Aussagen über den langfristigen Einfluß dieses Forstschädlings auf das Baumwachstum sowie artspezifische Reaktionsmuster nicht treffen.

Zusammenfassung

Auf Grundlage jahrringanalytischer Verfahren wurden von 8 südexponierten Schwarz- und Rotkieferbeständen (*Pinus nigra* Arn. bzw. *P. sylvestris* L.) am Untervinschgauer Sonnenberg (Südtirol, Italien) Bohrkern entnommen (n = 120 Bäume, 2 Radien/Baum), Jahrringbreiten vermessen (Auflösung 1/100 mm), jahrgenau datiert und Jahrringzeitreihen (Chronologien) erstellt. Die Chronologien der aufgeforsteten Schwarzkiefern umfassen dabei einen Zeitraum von 40-60 Jahren, die der heimischen Rotkiefern einen von 60-120 Jahren. Die Schwarzkiefern zeigen eine deutlich stärkere Jahr-zu-Jahr Variabilität der Jahrringbreiten als Rotkiefern (35% bzw. 27%), was auf eine höhere Sensitivität gegenüber wechselnde Umweltbedingungen hindeutet.

Klima-Wachstums-Korrelationen für den Zeitraum 1921-2002 zeigen, dass das Radialwachstum aller Bestände eine enge Beziehung zu den Niederschlägen im Frühjahr des laufenden Jahres (v.a. März) und Herbst des Vorjahres (v.a. Oktober) aufweist. Dementsprechend stehen stark verringerte Jahrringbreiten in den Jahren 1973, 1976, 1984 sowie 1995/96 in Zusammenhang mit aufgetretenen Trockenperioden zu diesen Jahreszeiten. Es wurde zudem festgestellt, dass die Jahrringbreitenschwankungen der untersuchten Rotkieferbestände eine hohe Übereinstimmung mit solchen aus dem Oberinntal (Nordtirol, Österreich) zeigen, womit ein überregionaler Klimaeinfluss dokumentiert wird. Ferner ließ sich nachweisen, dass die vom Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiff.) befallenen Schwarzkieferbestände nur in extremen Befallsjahren ein vorübergehend reduziertes Radialwachstum im Vergleich zu nicht befallenen Beständen aufweisen.

Dank

Wir danken den Förstern der Forstinspektorate Schlanders und Latsch für die Hilfe bei der Auswahl der Kieferbestände bzw. der Bohrkernentnahme. Ein herzlicher Dank gilt auch Dr. Andreas Feichter (Forstamt Schlanders), Max Gögele (Forstinspektorat Schlanders) und Dr. Hanspeter Staffler für ihre Unterstützung bei der Durchführung dieser Arbeit.

Literatur

- ANDERSEN C.P., SUCOFF E.I. & DIXON R.K., 1986: Effects of root zone temperature on root initiation and elongation in red pine seedlings. *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 696-700.
- BAILLIE M.G.L. & PILCHER J.R., 1973: A simple cross-dating program for tree-ring research. *Tree-Ring Bulletin*, 38: 35-43.
- BOUCHON J. & TOTH J., 1971: Etude préliminaire sur pertes de production des pinèdes soumis aux attaques de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. *Annales des Sciences Forestières*, 28: 323-340.
- BRAUN-BLANQUET J., 1961: Die inneralpine Trockenvegetation von der Provence bis zur Steiermark, Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart.
- COOK E.R., 1987: The decomposition of tree-ring series for environmental studies. *Tree-Ring Bulletin*, 47: 37-59.
- COOK E.R. & KAIRIUKSTIS L.A., (ed.) 1990: *Methods of Dendrochronology. Applications in the environmental sciences.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 394 pp.
- FLIRI F., 1964: Die Niederschläge in Tirol und den angrenzenden Gebieten im Zeitraum 1931-1960. *Wetter und Leben*, 16: 3-15.
- FLIRI F., 1975: *Das Klima der Alpen im Raume von Tirol. Monographien zur Landeskunde Tirols, Folge 1, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.*

- FRITTS H.C., 1976: Tree rings and climate, Academic Press, London, New York, San Francisco, 567 pp.
- FRITTS H.C., SMITH D.G., CARDIS J.W. & BUDELSKY C.A., 1965: Tree-ring characteristics along a vegetational gradient in northern Arizona. *Ecology*, 46(4): 393-401.
- FRITTS H.C. & SWEINAM T.W., 1989: Dendroecology: A tool for evaluating variations in past and present forest environments. *Advances in Ecological Research*, 19: 111-188.
- HÄSLER R., STREULE A. & TURNER H., 1999: Shoot and root growth of young *Larix decidua* in contrasting microenvironments near the alpine timberline. *Phyton*, 39(4): 47-52.
- HELLRIGL K., 1995: Der Kiefernprozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa* Den. & Schiff.) in Südtirol. Eine Befallsanalyse der letzten 50 Jahre. Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien des Forstwirtschaftsinspektorates Bozen.
- HOLMES R.L., 1994: Dendrochronology program library user's manual. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, USA.
- INNES J.L., 1994: Climatic sensitivity of temperate forests. *Environmental Pollution*, 83: 237-243.
- IRVINE J., PERKS M.P., MAGNANI F. & GRACE J., 1998: The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control of transpiration and hydraulic conductance. *Tree Physiology*, 18: 393-402.
- KALELA E., 1950: The horizontal roots in pine and spruce stands. *Acta Forestalia Fennica*, 57: 62-68.
- KÖRNER Ch., 1998: A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia*, 115: 445-459.
- KOZŁOWSKI T.T., KRAMER P.J., PALLARDY S.G., 1991: The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego.
- KRAMER P.J., 1983: Water relations of plants. Academic Press, New York.
- LARCHER W., 2003: Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer, Berlin.
- LAURENT-HERVOUET N., 1986: Mesure des pertes de croissance radiale sur quelques espèces de *Pinus* dues à deux défoliateurs forestiers. I. Cas de la processionnaire du pin en région méditerranéenne. *Annales des Sciences Forestières*, 43: 239-262.
- LINGG W., 1986: Dendroökologische Studien an Nadelbäumen im alpinen Trockental Wallis (Schweiz), Eidgenössische Anstalt forstliches Versuchswesen, Berichte. 287: 1-81.
- LYR H. & HOFFMANN G., 1967: Growth rates and growth periodicity of tree roots. *International Review of Forestry Research*, 2: 181-236.
- MAYR F., 2004: Einfluss von Trockenstress auf Waldökosysteme. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Botanik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- MINERBI S., 1999: Neues von den Waldschäden. Landesabteilung Forstwirtschaft der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol, Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien Nr. 6.
- MINERBI S., 2000: Forstschutz 1999 in Südtirol. Landesabteilung Forstwirtschaft der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol, Schriftenreihe für wissenschaftliche Studien Nr. 7.
- OBERHUBER W., 2001: The role of climate in the mortality of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Dendrochronologia*, 19(1): 45-55.
- OBERHUBER W., HOFBAUER W. & KOFLER W., 2001: Absterben und Wuchsanomalien der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf Trockenstandorten des Tschirgant-Bergsturzes (Tirol). *Berichte naturwissenschaftlich-medizinischer Verein Innsbruck*, 88: 87-97.
- OBERHUBER W. & KOFLER W., 2000: Topographic influences on radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at small spatial scales. *Plant Ecology*, 146: 231-240.
- OBERHUBER W. & KOFLER W., 2002: Dendroclimatological spring rainfall reconstruction for an inner Alpine dry valley. *Theoretical Applied Climatology*, 71: 97-106.
- OBERHUBER W., STUMBÖCK M. & KOFLER W., 1998: Climate-tree-growth relationships of Scots pine stands exposed to soil dryness. *Trees*, 13: 19-27.
- PEER T., 1980: Die Vegetation Südtirols, Habilschrift der Universität Salzburg
- PFISTER C., 1999: Wetternachhersage - 500 Jahre Klimavariationen und Naturkatastrophen (1496-1995), Paul Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.
- PILCHER J.R., 1990: Sample preparation, cross-dating and measurement. In: COOK E.R. & KAIRIUKSTIS L.A. (eds.): *Methods of dendrochronology. Applications in the environmental sciences.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 40-51.

- POLACEK D.J., 2004: Dendroökologische Untersuchung wachstumslimitierender Umweltfaktoren der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) in den Trockenauwäldern am Tiroler Lech. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Botanik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- POLOMSKI J. & KUHN N., 1998: Wurzelsysteme. Eidgenössische Forschungsanstalt Wald, Schnee, Landschaft. Birmensdorf, Verlag Paul Haupt, Bern, Schweiz. 290 pp.
- RAMPOLD J., 1974: Vinschgau - Landschaft, Geschichte und Gegenwart am Oberlauf der Etsch, Verlagsanstalt Athesia, Bozen.
- RIGLING A., BRÄKER O., SCHNEITER G. & SCHWEINGRUBER F., 2002: Intra-annual tree-ring parameters indicating differences in drought stress of *Pinus sylvestris* forests within the Erico-Pinion in the Valais (Switzerland). *Plant Ecology*, 163(1): 105-121.
- RIGLING A. & CHERUBINI P., 1999: Wieso sterben die Waldföhren im „Telwald“ bei Visp? Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 150(4): 113-131.
- SCHENK I., 1951: Die Klimainsel Vinschgau, Dissertation Universität Trient.
- SCHWEINGRUBER F.H., 1996: Tree-rings and environment. *Dendroecology*. Eidgenössische Forschungsanstalt Wald, Schnee, Landschaft. Birmensdorf, Verlag Paul Haupt, Bern, Schweiz.
- SCHWEINGRUBER F.H., ECKSTEIN D., SERRE-BACHET F. & BRÄKER O.U., 1990: Identification, presentation and interpretation of event and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8: 9-38.
- STAFFLER H., KATZENSTEINER K., HAGER H. & KARRER G., 2003: Trockene Waldböden am Vinschgauer Sonnenberg (Südtirol, Italien). *Gredleriana*, Bozen, 3: 377-414.
- STRIMMER A., 1968: Die Steppenvegetation des mittleren Vinschgaus. Dissertation am Institut für Botanik, Leopold-Franzens-Universität Innsbruck.
- SUMMEREDER K., 1959: Die kulturelle Bedeutung der Aufforstungen im Vinschgau. *Der Schlern*, 34: 75-77.
- TRYON P.R. & CHAPIN F.S. III., 1983: Temperature control over root growth and root biomass in taiga forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 13: 827-833.
- WIMMER R., STRUMIA G. & HOLAWA F., 2000: Use of false rings in Austrian pine to reconstruct early growing season precipitation. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(11): 1691-1697.

Adresse der Autoren:

Mag. Sabina Schuster
A.Univ.-Prof. Dr. Walter Oberhuber
Institut für Botanik
Leopold-Franzens-Universität Innsbruck
Sternwartestrasse 15
A-6020 Innsbruck, Österreich
Walter.Oberhuber@uibk.ac.at

eingereicht: 02.02.2005

angenommen: 20.10.2005

