

Zur Ausbreitung und Etablierung der Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus* L.) im Nationalpark Sächsische Schweiz

*Invasion and establishment of White Pine (*Pinus strobus* L.) in the Saxon Switzerland National Park*

Doreen ILLE & Peter A. SCHMIDT

Abstract

The ecosystem of the natural Scots Pine forests on sandstone outcrops in the National Park Saxon Switzerland is potentially endangered by the spreading of White Pine. The establishment and growth of regeneration are especially successful in open stands, preferably on oligotrophic soils. Biological and ecological qualities of White Pine facilitate its establishment: frequent fructification, high regeneration potential, wide dispersal of seeds and rapid growth. White Pine finds optimal growth conditions with respect to climate and site ecology in the National Park. First indications of local extensions in range are noticeable. With its competition potential, the tree species may also become established in near-natural and semi-natural stands of the National Park. Competition by White Pine and accumulation of its needles on the soil result in a decline in understorey and ground vegetation (herb and moss layers) in the pine forests on rocky ground. The effects of spreading would have irreversible consequences for the ecosystem. Methods of preventing this using different management strategies for a variety of developmental scenarios are discussed.

Keywords: *Elbe Sandstone Mountains, *Pinus strobus*, invasive neophyte, national park*

Zusammenfassung

Die naturnahen Waldökosysteme mit *Pinus sylvestris* auf Sandsteinfelsen im Nationalpark Sächsische Schweiz sind durch die Ausbreitung der Weymouth-Kiefer potenziell gefährdet. Wachstum und Etablierung der Verjüngung sind besonders in lichten Beständen vorzugsweise auf oligotrophen

Standorten erfolgreich. Die biologischen und ökologischen Eigenschaften der nichteinheimischen Baumart begünstigen ihre Ausbreitung: häufige Fruktifikation, hohes Regenerationspotenzial, weiter Samenflug und rasches Wachstum. Die Weymouth-Kiefer findet im Nationalpark klimatisch und standortökologisch beste Wuchsbedingungen vor. Erste Anzeichen einer erfolgreichen Ausbreitung sind erkennbar. Aufgrund ihres Konkurrenzpotenzials wird die Baumart sich auch in den naturnahen Beständen des Nationalparks etablieren können. Die Streuakkumulation ist Ursache eines Rückganges der Kraut- und Moosschicht in den Fels-Kiefernwäldern. Effekte der Ausbreitung, die irreversible Folgen für das Ökosystem hervorrufen können, werden unter Bedingungen eines differenzierten Managements im Nationalpark diskutiert (Entwicklungsszenarien).

Stichwörter: Elbsandsteingebirge, *Pinus strobus*, invasiver Neophyt, Nationalpark

1. Einführung und Problemstellung

In Nationalparks sollen Ökosysteme auf der weit überwiegenden Fläche des Schutzgebietes ihrer natürlichen Dynamik überlassen bleiben. In Kulturlandschaften Mitteleuropas, in denen die Nationalparke Naturentwicklungsgebiete darstellen, wurden die Wälder über Jahrhunderte hinweg anthropogen verändert. Der Mensch nahm sowohl direkt als auch indirekt Einfluss auf die Waldstruktur und die Vegetation. Veränderungen bewirkten unter anderem das bewusste Einbringen und unbewusste Einschleppen von Neophyten, ebenso das selbständige Eindringen gebietsfremder Pflanzen. Hauptsächlich seit dem 18. und 19. Jahrhundert wurden durch die Forstwirtschaft zur Ertragssteigerung nichteinheimische Baumarten angebaut, so auch in Wäldern, die heute in Nationalparks liegen. Im Zusammenhang mit den Schutzziele eines Nationalparks können die Präsenz und vor allem die Distribution nichteinheimischer Baumarten ein Konfliktpotenzial darstellen (s. ILLE et al. 2006). Wenn sich diese Baumarten in naturnahen Bereichen invasiv ausbreiten und etablieren, können durch ihre Dominanz und die Verdrängung einheimischer Arten neuartige Ökosysteme mit veränderten Strukturen und Funktionen entstehen. Kontroverse Auffassungen zum Umgang mit nichteinheimischen Baumarten reichen vom radikalen „Ausmerzen“ der Arten bis hin zum absoluten Verzicht auf jegliche Eingriffe. Dabei muss diese Problematik in Abhängigkeit von den gebietsspezifischen, standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen differenziert gesehen werden. Die Kenntnis und Bewertung des konkreten Einzelfalles ist wesentliche Voraussetzung für angemessene Leitbilder und Handlungskonzepte (SCHMIDT im Druck). Im Spannungsfeld um nichteinheimische Baumarten wird heute weniger um ökologische Sachverhalte, welche im Rahmen wissenschaftli-

cher Analysen erzielt wurden, diskutiert, sondern vielmehr um naturschutzfachliche und -politische Schlussfolgerungen zur Notwendigkeit bzw. Art und Weise von regulierenden Maßnahmen gerungen (LUKEN & THIERET 1997, STARFINGER et al. 1998, KOWARIK 2003). Beispielhaft sei hier GRIESE (1991, S. 46) zitiert: „Womit pfuscht man der Natur nun mehr ins Handwerk – indem man die exotischen Gehölze duldet oder indem man doch wieder Eingriffe vornimmt?“.

Für den Nationalpark Sächsische Schweiz stehen und standen in dieser Hinsicht die Baumarten *Quercus rubra*, *Larix decidua*, *L. x eurolepis*, *L. kaempferi*, *Pinus strobus* und *Chamaecyparis lawsoniana* zur Diskussion. Die Frage der Ausbreitung von *Pinus strobus* ist für den Nationalpark Sächsische Schweiz von besonderer Relevanz, da im angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz Etablierung und invasive Tendenz als ein akutes Problem aufgefasst werden und zu Regulierungsmaßnahmen führten (HÄRTEL & HADINCOVÁ 1998). Es erscheint sinnvoll in dieser Frage länderübergreifend für beide Nationalparke, die im gleichen Naturraum liegen, gemeinsame Handlungskonzepte zu entwickeln. Im Gebiet der Böhmisches Schweiz erzielte Ergebnisse von Untersuchungen zur Ausbreitung von *Pinus strobus* wurden bereits publiziert (MÁCOVÁ 2001, KULHÁNKOVÁ et al. 2002, HADINCOVÁ et al. 2002 und in prep.). Für das Gebiet der Sächsischen Schweiz bestanden bisher Defizite in der detaillierten Kenntnis dieser Problematik.

Bislang erfolgten im Nationalpark Sächsische Schweiz nur vereinzelt oder nur in Ausnahmefällen Maßnahmen zur Rückdrängung nichteinheimischer Baumarten. Die hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse (ILLE 2005) sollten zur Beantwortung folgender Fragestellungen beitragen:

- derzeitige Situation und Ausbreitungstendenzen von *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz,
- Einschätzung der Ausbreitungspotenz,
- naturschutzfachliche Einordnung,
- Folgen der zu erwartenden Ausbreitung der Art auf andere Arten und Ökosysteme im Nationalpark,
- sinnvolle und angemessene Behandlung der Individuen und Bestände von *Pinus strobus*.

Besondere Berücksichtigung fanden die lichten Felsriff-Kiefernwälder und die Kiefern-Eichenwälder, da sich in diesen naturnahen und für den Naturraum typischen Waldökosystemen aufgrund des häufigeren Vorkommens von *Pinus strobus* die Frage stellt, ob diese Baumart hier eventuell die einheimische *Pinus sylvestris* an Reliktstandorten verdrängen bzw. ersetzen könnte. Aus den Ergebnissen wurden Entwicklungsszenarien in Abhängigkeit von unterschiedlicher anthropogener Steuerung abgeleitet.

2. Das Untersuchungsgebiet und die Methodik

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Der im Jahre 1990 gegründete Nationalpark Sächsische Schweiz befindet sich etwa 40 km östlich von Dresden im Naturraum und forstlichen Wuchsgebiet Elbsandsteingebirge (SCHWANECKE & KOPP 1996; KATZSCHNER in GAUER & ALDINGER 2005). Er besteht aus zwei isolierten Teilgebieten, je eines in der Vorderen und Hinteren Sächsischen Schweiz. Die beiden Nationalparkteile unterscheiden sich sowohl klimatisch als auch hinsichtlich ihres Standortformenmosaiks. Die nordwestlich gelegene Vordere Sächsische Schweiz ist gekennzeichnet durch die Dominanz schwach geneigter Plateaus, höhere Jahresdurchschnittstemperaturen, geringere Niederschläge und überwiegend kolline Standortsbereiche. In der südöstlich gelegenen Hinteren Sächsischen Schweiz dagegen herrschen Felsstandorte in submontanen Wuchsbereichen vor. Die gesamte Nationalparkfläche von 9.350 ha erstreckt sich von der Grenze zu Tschechien im Südosten, entlang des Elbtales und im Norden bis zum Lausitzer Bergland. Auf tschechischer Seite existiert seit dem 01.01.2000 im gleichen Naturraum der Nationalpark České Švýcarsko (Böhmische Schweiz) (Abb. 1).

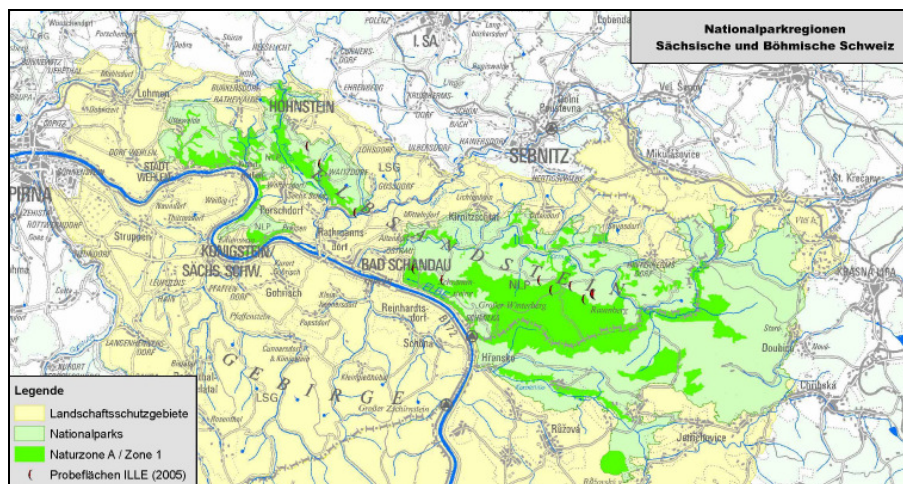


Abb. 1: Probeflächen im Nationalpark Sächsische Schweiz (WAGNER in ILLE et al. 2006)

Geologisch ist das Gebiet durch Quadersandstein und dessen unterschiedliche Verwitterungsformen (Felsreviere, Tafelberge, Ebenheiten, Schlüchte) charakterisiert (MANNSFELD & RICHTER 1995). Als Zeugen des tertiären Vulkanismus existieren in der Hinteren Sächsischen Schweiz einzelne Basalt-

durchbrüche. Die großflächigste und standörtlich wichtigste Ablagerung des Pleistozäns erfolgte mit der Aufwehung des Lößes. Der Löß ist später völlig verlehmt (Lößlehm) und nicht selten dem Sandsteinverwitterungsmaterial beigemischt worden.

Die vorherrschenden Bodentypen sind nährstoffarme Podsole, auf Lößlehm Parabraunerden und Pseudogleye und auf Basalt skelett- und nährstoffreiche Braunerden (HUNGER 1961).

Das Großklima wird durch Jahres-Niederschlagssummen von 650-900 mm und Januar-Mittel bzw. Juli-Mittel von -2 bzw. 17°C bestimmt (MANNSFELD & RICHTER 1995). Eine Besonderheit ist die Temperaturinversion, die durch die starke Reliefgliederung (standörtliches Kleinklima) hervorgerufen wird. Dabei sind die Schluchten im Jahresgang kühler aber ausgeglichener, exponierte Riffstandorte dagegen durch besonders hohe Sommer-Maxima und tiefe Winter-Minima gekennzeichnet.

Geologische und geomorphologische, klimatische und edaphische Bedingungen spiegeln sich in einer Vielfalt von Flora (besonders Kryptogamen) und Vegetation wider. Im Ergebnis der Waldbewirtschaftung der letzten beiden Jahrhunderte wurde die Waldvegetation jedoch stark nivelliert, nur an schwierig bewirtschaftbaren und entfernt gelegenen Orten blieben naturnahe Wälder erhalten. Die von SCHMIDT et al. (1994) erfassten Kartiereinheiten der Potenziellen Natürlichen Vegetation erlauben einen Einblick in die Vielfalt des natürlichen Vegetationspotenzials (Tabelle 1). Über 70 % der Fläche des Nationalparks sind potenzielle Standorte von Eichen-Buchenwald-Gesellschaften.

Tab. 1: Die flächenmäßig wichtigsten Waldvegetationstypen der Potenziellen Natürlichen Vegetation im Nationalpark Sächsische Schweiz

	Fläche (ha)	Anteil an NLP- Fläche (%)
Heidelbeer-Eichen-Buchenwald	3632,75	38,84
Submontaner Eichen-Buchenwald	1834,38	19,61
(Hoch)kolliner Eichen-Buchenwald	939,05	10,04
Zittergrasseggen-Eichen-Buchenwald	568,26	6,08
Farn-(Tannen-Fichten-)Buchenwald	532,52	5,69
Kiefern-Felswald	452,04	4,83
Typischer-Kiefern-Eichenwald	424,91	4,54
Waldreitgras-Eichen-Buchenwald	300,06	3,21
Typischer Hainmieren-Schwarzerlen-Bachwald	170,82	1,83
Eschen-Ahorn-Schlucht- und Schatthangwald	163,02	1,74

Die Vegetation der aktuell existierenden Waldbestände weicht in vielen Fällen von der (potenziell) natürlichen Waldgesellschaft ab. Noch prägen überwiegend naturferne Nadelforsten den Nationalpark. Nach Angaben der Permanenten Stichprobeninventur von 1995/96 (SLF 1998) nehmen Fichte und Kiefer mit über 50 % die größten Flächenanteile ein (Abb. 2). Einheimische Laubbaumarten sind mit ca. 15 % Anteilsfläche deutlich unterrepräsentiert. Gebietsfremde Baumarten sind mit etwa 8 % vertreten.

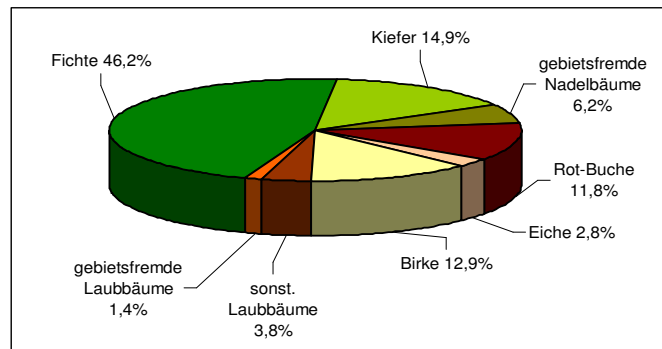


Abb. 2: Aktuelle Baumartenanteile im Nationalpark Sächsische Schweiz (SLF 1998)

Naturnahe Bestände der Waldgesellschaften konnten sich nur an schwer bewirtschaftbaren Sonderstandorten wie Felsriffen, Steilhängen, Schluchten oder Bachtälern erhalten. Durch Sukzession und gezielte Waldbehandlung entsprechend der Schutz-, Pflege- und Entwicklungsziele (SLEF 1996) wird der Anteil naturnaher Waldbestände steigen. Der Nationalpark ist in drei Schutzzonen mit unterschiedlicher Behandlungsstrategie eingeteilt worden (siehe auch Abb. 1).

In der Naturzone A hat die Gewährleistung der Dynamik der Lebensräume und -gemeinschaften oberste Priorität, d.h. sie sollen sich un gelenkt und ungenutzt entwickeln können (Prozessschutz). Waldbehandlungsmaßnahmen finden in dieser Zone grundsätzlich nicht mehr statt (Ausnahmen: Verkehrssicherungspflicht, Begrenzung oder Bekämpfung von Waldbränden bzw. Kalamitäten).

Die Naturzone B umfasst Flächen, deren natürliche Entwicklung durch gezielte Maßnahmen so gefördert werden soll, dass sie baldmöglichst oder nach einem überschaubaren Zeitraum in die Naturzone A überführt bzw. der ungestörten Entwicklung überlassen werden können. Zu den Maßnahmen zählen Streckung der Altersstruktur, Förderung der natürlichen Raumstruktur, Veränderung der Baumartenverteilung durch Begünstigung standortstypischer Baumarten (bedeutet zugleich Entfernung nichteinheimischer und

gebietsfremder Baumarten), Stabilisierung der Bestände und Minderung der Hemerobie.

Die Pflegezone dagegen „dient der Minimierung von Störeinflüssen nach innen und außen“ (SMUL 2003) und beinhaltet Kulturlandschafts- und Erholungsbereiche sowie bebaute Grundstücke.

2.2. Methodik

Der Untersuchung eingangs genannter Fragestellungen dienten drei verschiedene methodische Ansätze. Grundlage bildete eine Auswertung der Forsteinrichtungsdatenbank sowie eine Befragung der Revierförster. Forsteinrichtungsdaten zur Beteiligung von *Pinus strobus* in den Waldbeständen des Nationalparks wurden mit der aktuellen Situation abgeglichen und um nicht in der Datenbank erfasste Flächen, die bereits mit *Pinus strobus* bestockt sind, ergänzt. Erweitert wurden diese Flächenangaben durch spezielle Informationen (z. B. bisherige Bestandesbehandlungen, auftretende Krankheiten) der Revierförster. Für die eigenen Untersuchungen im Gelände wurden 12 Probeflächen, auf denen *Pinus strobus* stockt, ausgewählt (drei in Vorderer, neun in Hinterer Sächsischer Schweiz), davon vier in der Naturzone A. Die Probeflächen repräsentieren unterschiedliche Standorts- und Alterssituationen.

Im Sommer 2004 wurden auf den Probeflächen in einem System gestaffelter Probekreise (Außenradius 12 m) in Anlehnung an die Permanente Stichprobeninventur (SLF 1998) Daten zur Bestandes- und Verjüngungsstruktur sowie zur Ausbreitungstendenz erhoben. Das Zentrum der Probekreise wurde mit Starkmagneten dauerhaft markiert. Die Lage der 12 Probekreise erfasst repräsentativ den Anteil an *Pinus strobus*-Verjüngung auf den Untersuchungsflächen. Für die Aufnahmen der Verjüngung dienten jeweils vier in den Haupthimmelsrichtungen angelegte Satellitenkreise ($r = 1,78$ m), in welchen die Verjüngung getrennt nach Baumarten ausgezählt und ihre Wuchshöhe vermessen wurde. Die Zentren der Satellitenkreise befinden sich genau auf der Linie des Außenradius des Probekreises. Dadurch erfassen die Verjüngungskreise die Daten zu 50% innerhalb und 50% außerhalb des Probekreises. Zusätzlich wurden auf den Probeflächen zur standörtlichen Charakterisierung Vegetationsaufnahmen durchgeführt und ausgewertet (Weiserarten, Berechnung mittlerer Zeigerwerte).

Die Ausbreitungstendenz und -dynamik wurde auf Probeflächen mit horstweisem Auftreten von *Pinus strobus* innerhalb von vier Transekten analysiert. Ausgehend vom äußersten Probekreis ($r = 12$ m) wurde auf einer Länge von je 100 m nach N, O, S und W je ein Transekt angelegt, in welchem alle 5 m auf 4 m² die Verjüngung von *Pinus strobus* erfasst und deren Wuchshöhe vermessen wurde. Ergänzend wurde auf einem mit Naturver-

jüngung von *Pinus strobus* vollständig bestockten Sandsteinriff im Revier Hohnstein (Vordere Sächsische Schweiz) versucht, den zeitlichen Verlauf der Ausbreitung zu rekonstruieren. Dafür wurden von Einzelbäumen Bohrspaltenproben entnommen und die Jahrringe zur Altersbestimmung ausgezählt. Dadurch konnte zurückverfolgt werden, welche Bereiche zuerst mit *Pinus strobus* bestockt waren.

3. Zur Verbreitung und Ökologie von *Pinus strobus* L.

3.1. Areal

Pinus strobus ist im östlichen Nordamerika in den Waldgebieten der submediterranen Zone über die temperate bis in die südliche boreale Zone verbreitet. Das Areal reicht vom mittleren und östlichen Kanada über den Nordosten der USA entlang der Appalachen bis Nord-Georgia. Das ausgedehnte Verbreitungsgebiet ist gekennzeichnet durch eine weite Spanne der mittleren Jahresniederschläge (ca. 510-2.030 mm) und durchschnittlichen Julitemperaturen von 18-25°C (MULLIN 2002). Ihre vertikale Verbreitung reicht vom Tiefland bis etwa 1.500 m ü. NN. Die Strobe ist ein charakteristischer Bestandteil der boreonemoralen Übergangszone („Taiga-Sommerwald“, SCHROEDER 1998), d.h. sie kommt vor allem in Laub-/Nadel-Mischwäldern (unter „suboptimalen“ Bedingungen auf trockenen und nährstoffarmen Standorten in Nadelwäldern) im Übergangsbereich von den nördlichen Laubwald-Ökosystemen zu den Nadelwäldern an der südlichen Grenze der borealen Zone (RICHARDSON 1998) vor. Sie wächst oft in Mischung mit *Tsuga canadensis*, *Quercus rubra*, *Betula papyrifera* oder *Acer saccharum*.

Die anfangs vor allem wegen ihrer Schaffform geschätzte Baumart wurde im Jahre 1605 nach England eingeführt. Sie fand besonders im 19. Jahrhundert Ausbreitung als Forstbaum, so auch in Deutschland. In der Forstwirtschaft wurden wegen ihrer hohen Zuwachsraten große Hoffnungen zur raschen Massenerzeugung in sie gesetzt, wobei mehrfache Rückschläge durch die Anfälligkeit gegenüber dem Weymouthkiefer-Blasenrost (*Cronartium ribicola*) eine weitere Verbreitung verhinderten (vgl. MAYER 1992). Für die Sächsische Schweiz kann man von einem Anbau seit 1833 ausgehen.

3.2. Ökologisches Verhalten im Natur- und Kulturreal

Die Strobe ist eine sehr raschwüchsige, anemochore Halbschattbaumart, die bereits mit einem Alter von 6-10 Jahren fruktifizieren kann. Größere Samenmengen werden aber erst ab einem Alter von etwa 20 Jahren produziert. Mastjahre treten alle 2-3 Jahre (SCHÜTT et al. 2002) auf. Ein Baum

kann über 400 Zapfen (SINGH 2003) mit jeweils etwa 30 Samen tragen. *Pinus strobus* erträgt sehr gut Trockenheit und wächst auf den unterschiedlichsten Standorten: felsige Hänge, moorige Bereiche, sandige Ebenen oder feuchte Flussniederungen. Die Baumart ist als Intermediärbaumart einzuordnen. Ihre frühzeitige Fruktifikationsfähigkeit und die Produktion hoher Samenmengen, ihre weite Standortsamplitude und Toleranz suboptimaler Bedingungen belegen Eigenschaften als Pionierbaumart. Die reifen Samen können sich im Bestand bis zu 61 m und im Freiland mehr als 200 m weit ausbreiten (SCHÜTT et al. 2002, HADINCOVÁ et al. 2002). Langlebigkeit (bis etwa 500 Jahre; KNAPP 1965), Schattenwurf und relativ hohe Schattentoleranz der Strobe kennzeichnen dagegen eine Klimaxbaumart (vgl. auch MULLIN 2002).

Das Standortspektrum der Strobe bezüglich der Trophie reicht von ziemlich arm bis hin zu reich, sie gedeiht am besten auf gut drainierten Böden. Auf vernässten und flachgründigen Standorten wurzelt die Strobe nicht tief, was eine höhere Sturmwurfgefährdung hervorruft (BIBELRIETHER & SPERBER 1962). Die besiedelten Böden weisen einen pH-Bereich von 4,0-7,5 auf (MULLIN 2002). Bereits im Juni/Juli wirft sie ihre vorjährigen Nadeln ab und begräbt dadurch unter ihrer Streu Bodenvegetation und Keimpflanzen. Die Naturverjüngung von *Pinus strobus* kann sich sowohl auf trockenen, sonnigen und windexponierten Felsbereichen als auch in engen, schattigen und feuchten Tälern etablieren.

In Mischbeständen von *Pinus strobus* und *Pinus sylvestris* konnten durch MÁCOVÁ (2001) für die Böhmisches Schweiz bei Jahrringanalysen keine signifikanten Unterschiede in der Chronologie im Vergleich zu standortstypischen Kiefernbeständen (*Dicrano-Pinetum*) festgestellt werden. Anders ist jedoch die Situation in Beständen, in denen die Strobe die Gewöhnliche Kiefer bereits überwachsen hat (auch wenn sie nicht immer älter ist): hier zeigen sich Rückgänge im Jahreszuwachs bei der Gewöhnlichen Kiefer sobald die Stroben über diese hinauswachsen. MÁCOVÁ (2001) konnte bestätigen, dass *Pinus strobus* schattentoleranter ist als *Pinus sylvestris*, letztere aber Trockenheit besser verträgt.

4. Ergebnisse

4.1. Ausbreitungssituation im Nationalpark

Im Nationalpark Sächsische Schweiz sind derzeit 7,6 % der Waldfläche mit nichteinheimischen Baumarten (6,2 % Nadelbäume, 1,4 % Laubbäume) bestockt (SLF 1998). Nach der Forsteinrichtungsdatenbank ist weniger als 0,1 % (7,1 ha, davon 1,1 ha in Naturzone A) der Waldfläche mit *Pinus stro-*

bus bestockt. Dabei ist aber zu beachten, dass in der Datenbank alle Flächen fehlen, die einen Strobenanteil von weniger als 10 % aufweisen. Diese konnten erst durch Geländebezüge erfasst werden. Es sind vornehmlich Riffstandorte ohne Bewirtschaftung. Etwa $\frac{3}{4}$ der Flächen mit *Pinus strobus* stocken auf armen bzw. ziemlich armen Standorten.

Die Bestände haben ein durchschnittliches Alter von 60-100 Jahren. Die Strobe tritt überwiegend horstweise in Beständen mit *Picea abies*, *Pinus sylvestris* und *Betula pendula* auf. Deutliche Unterschiede gibt es im Vorkommen der Baumart in den beiden Nationalparkteilen. Konzentrationspunkte sind der Zschand, das Brandgebiet und das Lohmener Hauptrevier. Zahlreicher sind die Bestände nach der Forsteinrichtungsdatenbank in der Hinteren Sächsischen Schweiz, wohingegen eine Rasterkartierung des Nationalparks (RIEBE 2005) ein häufigeres Vorkommen in der Vorderen Sächsischen Schweiz verzeichnet. Bei dieser Kartierung im Gauß-Krüger-Netz in einem Raster von 250 x 250 m wurde zwar flächendeckend, jedoch mengen- und altersunabhängig das Vorkommen von *Pinus strobus* registriert. Die verschiedenen Erfassungsmethoden der beiden Datenerhebungen bewirken diese unterschiedliche Häufigkeitsverteilung.

Die Auswertung der Transektkartierungen ergab, dass 90 % der Verjüngungspflanzen sich in einem Umkreis von bis zu 65 m um die Mutterbäume ansiedeln. Die Ausbreitungsentfernung beträgt meist nie mehr als 100 m. Die nachfolgende Graphik (Abb. 3) veranschaulicht die mittlere Anzahl an Verjüngungspflanzen (inklusive Keimlinge) in alle vier Haupthimmelsrichtungen der erfassten Transekte. Innerhalb der Transekte kamen überwiegend Verjüngungspflanzen mit einer Höhe bis zu 60 cm vor. Höhere Jungwuchsstadien fehlten mehrheitlich.

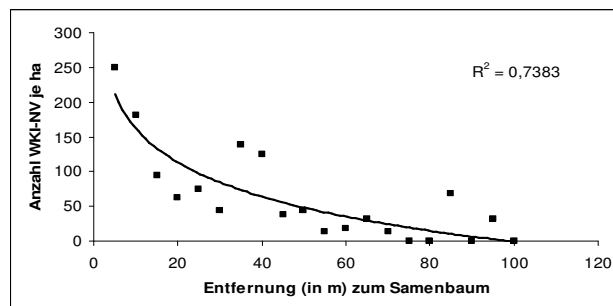


Abb. 3: Dokumentation der Ausbreitungsfähigkeit von *Pinus strobus* durch die Anzahl der Verjüngungspflanzen (WKI-NV) in Entfernung zum Samenbaum

Am geringsten ist die Zahl der Verjüngungspflanzen bei allen Aufnahmen in W-Richtung der Samenbäume, am höchsten in S-Richtung. Die Struktur und

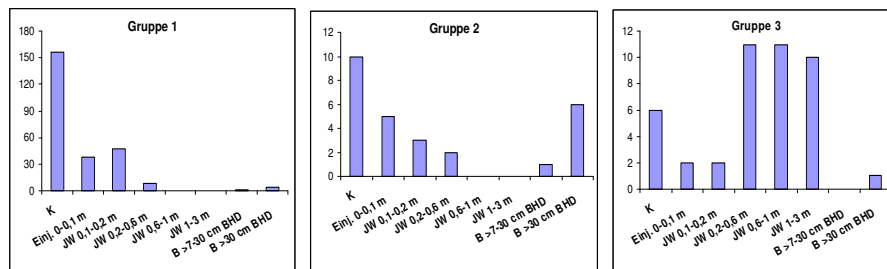
die Exposition der umliegenden Bestände sind entscheidende Faktoren für den Ausbreitungserfolg der Baumart. Ein lichter Altbestand ist für das Wachstum und die Etablierung der Verjüngungspflanzen besonders förderlich.

Die Auswertung der Bohrspanproben von einzelnen Stroben eines Sandsteinriffes im Revier Hohnstein ergab Durchschnittswerte für die Altersverteilung der dort stockenden Naturverjüngung. Das Riff ist mittlerweile vollständig mit *Pinus strobus* bestockt. Ausgegangen ist diese Ausbreitung von zwei Altbäumen (ca. 110 Jahre) in etwa 50 m Entfernung. Im Bestand dazwischen fanden sich kaum Stroben-Verjüngungspflanzen. Die am Riff stockenden *Pinus strobus*-Bäume haben bereits ein Alter von 22 bis 66 Jahren. Dabei befinden sich die durchschnittlich ältesten Probestämme in der kürzeren Entfernung zu den Altbäumen, jüngere Bäume stehen in weiterer Entfernung zu den Mutterbäumen. Nach RICHARDSON et al. (2000) beträgt die minimale Ausbreitungsentfernung vom Mutterbaum bei Bäumen und Sträuchern, die ihre Früchte durch Wind, Wasser oder Lebewesen verbreiten, mehr als 100 m in weniger als 50 Jahren. Diese Entfernung hat *Pinus strobus* hier wahrscheinlich in einem kürzeren Zeitraum überwunden und die freie Nische des Riffstandortes erobert.

4.2. Verjüngungsstrukturen

Der überwiegende Anteil an Verjüngungspflanzen (90 %) von *Pinus strobus* hat eine Höhe von 40 cm. Wuchshöhen darüber sind sehr selten, Keimlinge dagegen treten in sehr hohen Mengen auf (68 % an den Wuchshöhenklassen).

Die Verjüngungsaufnahmen der Satellitenkreise lassen sich grob in drei Gruppen demographischer Struktur (Abb. 4) gliedern: die erste Gruppe mit einer sehr geringen Anzahl von Bäumen und einem sehr hohen Anteil an Keimlingen und einjährigen Pflanzen, eine zweite Gruppe mit wenigen Keimlingen, kaum Jungwuchs, aber Bäumen und eine dritte Gruppe mit sehr geringen Anteilen an Keimlingen, einjährigen Pflanzen und Bäumen, aber einem höheren Anteil an Jungwuchs. Der Flächenbezug für die Bäume sind 450 m² und für die Verjüngungsstadien 50 m².



[Keimlinge (K); Einjährige (Einj.); Jungwuchs (JW); Bäume (B)]

Abb. 4: Histogramme der demographischen Struktur

Die Zahlenwerte der Verjüngungspflanzen schwanken von 200 bis 26.600 Stück pro Hektar. Das „Startkapital“ für eine weitere erfolgreiche Ausbreitung ist damit ausreichend vorhanden. Durch die Auswertung der Vegetationsaufnahmen und die zusätzliche pH-Wert-Bestimmung von Bodenproben konnten jedoch keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Anzahl an Verjüngungspflanzen und verschiedenen Standortsfaktoren nachgewiesen werden. In der Tendenz waren jedoch die Verjüngungszahlen in der Hintereen Sächsischen Schweiz höher als die Zahlen der Vorderen. Vermutlich wirken sich hier die etwas höheren Niederschläge positiv auf das Verjüngungswachstum aus.

4.3. Vergleich zu einheimischen Baumarten

Für die Beurteilung der Ergebnisse zu den Verjüngungszahlen in Beziehung zu einheimischen Baumarten muss vorausgeschickt werden, dass alle Aufnahmen in naturfernen Nadelbaumbeständen unter *Pinus strobus*-Altbäumen erfolgten. Die Zahlen lassen also keine Aussage zu Anteilen der verschiedenen einheimischen Baumarten zu, da infolge des Vorherrschens der Altbäume der Weymouth-Kiefer ein höherer Anteil von *Pinus strobus*-Verjüngungspflanzen zu erwarten ist. Auffällig bei einem Vergleich zu den Verjüngungszahlen der einheimischen Baumarten, die innerhalb der Probekreise mit erfasst wurden, ist, dass lediglich *Picea abies* auf den Untersuchungsflächen in vergleichbar hoher Anzahl wie *Pinus strobus* vertreten ist. Die Gewöhnliche Fichte erreicht im Durchschnitt sogar noch höhere Anteile an Verjüngungspflanzen als *Pinus strobus*. Diesen zahlenmäßigen Vorsprung der Fichte kann *Pinus strobus* durch rascheres Jugendwachstum und höhere Konkurrenzkraft wieder aufholen.

Auf den Flächen im Nationalpark, die potenziell durch die Ausbreitung von *Pinus strobus* beeinträchtigt werden, wird die aktuelle Bestockung im wesentlichen von *Picea abies* oder *Pinus sylvestris* gebildet. Im Vergleich der

ökologischen Eigenschaften steht *Pinus strobus* zwischen beiden Baumarten, dennoch übertrifft sie diese an Konkurrenzkraft, Fruktifikation, Höhen- und Durchmesserzuwachs, Breite der Standortsamplitude und Anspruchsllosigkeit.

4.4. Entwicklungsszenarien

Nimmt man einen unterschiedlichen Grad der anthropogenen Einflussnahme auf die weitere Entwicklung von *Pinus strobus* in den Wäldern des Nationalparks Sächsische Schweiz an, können unter Berücksichtigung der Ergebnisse der eigenen Untersuchungen verschiedene Szenarien unterbreitet werden. Eventuelle Umweltveränderungen oder andere förderliche bzw. hemmende Einflussfaktoren für die Bestandesentwicklung von *Pinus strobus* bleiben dabei unbeachtet.

In Szenario 1 wird auf sämtliche Regelungen der Bestandesentwicklung verzichtet. Damit bleiben die Diasporenträger aber auch die Verjüngungspflanzen als Grundstock für eine weitere Ausbreitung erhalten. Aufgrund der oben dargestellten Ergebnisse ist mit einer weiteren, u.U. raschen Ausbreitung der Art und einer Etablierung im Gebiet zu rechnen. Vermutlich wird *Pinus strobus* anfänglich im Mischbestand mit *Pinus sylvestris* und *Picea abies* auftreten. Aufgrund ihrer Eigenschaften und in Auswertung existierender Beispiele in der Böhmisches Schweiz ist zu erwarten, dass die Invasion mit der Entstehung von Reinbeständen abschließen wird. Dies dürfte auch in den recht großräumigen Waldgebieten der beiden aneinandergrenzenden Nationalparke im Elbsandsteingebirge nicht durch einen Befall mit Kiefern-Blasenrost verhindert werden. Nach HÄRTEL & HADINCOVÁ (1998) ist dazu die „Infektionsrate“ zu gering. Eine Verhinderung bzw. Eindämmung der Ausbreitung durch einheimische Baumarten kann aufgrund der Konkurrenzvorteile der Strobe vor allem für die Extremstandorte nahezu ausgeschlossen werden. Zu erwartende Folgen der Ausbreitung wären nicht nur die Verdrängung der charakteristischen Riff-Kiefernwälder und damit eine Veränderung des Landschaftscharakters, sondern ebenso aufgrund der erhöhten Streuauflage und der durch diese geförderten Bodenversauerung ein Rückgang der standortstypischen Bodenvegetation. Zusätzlich verhindert die Nadelaufgabe das Wachstum von Sämlingen anderer Baumarten, da deren Wurzeln nicht bis zum Mineralboden vordringen können. Inwieweit die Nadelaufgabe auch die eigene Verjüngung beeinträchtigt, konnte bei den Untersuchungen nicht ermittelt werden.

In Szenario 2 werden nur im Bereich der Naturzone B die Altbäume von *Pinus strobus* entfernt. Dies kann im Zuge von Pflegemaßnahmen erfolgen. In der Naturzone A bleibt damit der Prozessschutz gewahrt. Da jedoch die Samenträger von *Pinus strobus* erhalten bleiben würden, ist im Bereich der Naturzone A mit einer weiteren Ausbreitung der Art zu rechnen. Somit wird

die Möglichkeit der Ausbreitung zwar verlangsamt und verzögert, da die Samenquellen reduziert wurden, die Invasion wäre jedoch vor allem in die naturnahen, wertvollen und dem Prozessschutz überlassenen Bereichen zeitlich nur verschoben. Naturschutzfachlich ist dies kritisch zu sehen, da die Ausbreitung auf die naturnahen Riffstandorte damit nicht verhindert wird.

In Szenario 3 werden sämtliche Altbäume in Naturzone A und B entnommen, was in überschaubaren Zeiträumen erfolgen müsste (möglichst kurzfristig). Die Maßnahmen im Bereich der Naturzone B könnten problemlos im Zuge ohnehin geplanter Waldbehandlung durchgeführt werden. Für den Bereich der Naturzone A müssten umgehend noch als „Ersteinrichtung“ zu verstehende Maßnahmen stattfinden. Die konsequente Entnahme aller Altbäume soll eine weitere Etablierung von Keimlingen ausschließen. Um in Zukunft ein Aufwachsen neuer Diasporensender zu verhindern und weitere Eingriffe zu vermeiden, ist in diesem Szenario auch eine Entnahme aller Verjüngungspflanzen eingeschlossen. Für eine konsequente Beseitigung der Art wäre es notwendig, sämtliche Lokalitäten zu erfassen. Problematisch erscheint aber eine vollständige Entnahme der Individuen auf den Riffstandorten. Nur mit diesem Szenario erscheint eine „Rückdrängung“ der Art zum jetzigen Zeitpunkt möglich, sofern dies tatsächlich erfolgen soll.

5. Diskussion

Die edaphischen und klimatischen Bedingungen im Nationalpark Sächsische Schweiz entsprechen weitgehend den Bedingungen im natürlichen Areal der Weymouth-Kiefer und begünstigen ihre Ausbreitung. Die ermittelten Ausbreitungstendenzen bestätigen entsprechende Untersuchungen in der zum gleichen Naturraum (Elbsandsteingebirge) gehörenden Böhmisches Schweiz (HADINCOVÁ et al. 2002). Ähnliche Ergebnisse zeigen sich auch bei den festgestellten Ausbreitungsentfernungen. HADINCOVÁ (2002) ermittelte in Beständen mit *Pinus strobus* eine Ausbreitung bis maximal 100 m vom Mutterbaum.

Pinus strobus besitzt durch ihre ökologische Potenz und Lebensstrategie beste Voraussetzungen für eine rasche Ausbreitung im Gebiet: häufige Fruktifikation, hohes Verjüngungspotenzial, erfolgreiche Distribution über anemochore Diasporen, Raschwüchsigkeit, Anspruchslosigkeit und Konkurrenzvermögen. Die Verjüngung von *Pinus strobus* kommt mit weit weniger Licht aus als die Verjüngung von *Pinus sylvestris* (EISENREICH 1956), was für die Strobe unter Schirm zum klaren Vorteil wird. Sie kann sich dort im Halbschatten etablieren und ist der Gewöhnlichen Kiefer im Höhenwachstum weit voraus, ehe diese ausreichende Lichtverhältnisse vorfindet. Die Strobe zeigt auch ein höheres Schattenerträgnis als die Fichte. Nach EISENREICH (1956) steht sie „biologisch nicht zwischen Fichte und Kiefer, sondern zwi-

schen Fichte und Tanne“ und hat sich in Einzelmischung bestens bewährt, was für ihre Konkurrenzstärke spricht. Dies allein sind jedoch keine Eigenschaften, von denen ein invasives Potenzial abgeleitet werden könnte. Sie begünstigen und erhöhen jedoch die Wahrscheinlichkeit (HEGER & TREPL 2001). Untersuchungen von HANZÉLYOVÁ (1998) zu den Keimlingen von *Pinus sylvestris* und *Pinus strobus* haben ergeben, dass *Pinus strobus* deutlich stresstoleranter ist und sich auch noch bei sehr niedrigen pH-Werten ansiedelt. Dadurch hat die Strobe Konkurrenzvorteile auch auf stark versauerten Standorten (pH-Wert < 4,0). RICHARDSON (1998) sieht in der Anemogamie und Anemochorie eine der Ursachen für explosive Populationsanstiege und verweist auf die Überlegenheit der Strobe auf extremen Standorten gegenüber anderen Baumarten. Zusätzlich begünstigen niedriger Verbissdruck, rasches Jugendwachstum, geringer Befall durch Pathogene sowie geringe interspezifische Konkurrenz vor allem auf Riffstandorten die Verjüngung von *Pinus strobus*. Die seit einigen Jahren zunehmende Verjüngung ist bemerkenswert, da sich *Pinus strobus* bereits seit Jahrzehnten im Nationalpark Sächsische Schweiz verjüngen könnte (beispielhaft nachgewiesen im Revier Hohnstein). Die Altersstruktur der Verjüngung und die Mortalität lassen auf eine ansteigende Tendenz der Baumzahlen schließen (Verhalten einer invasiven Art). Es bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten zu klären, ob sich die Baumart im Nationalparkgebiet wirklich erst seit wenigen Jahren so erfolgreich verjüngt, d.h. nach einem time-lag jetzt ein invasionsartiger Schub der Ausbreitung einsetzt (vgl. KOWARIK 2003) oder welche Umweltveränderungen dies begünstigen. HANZÉLYOVÁ (1998) führt den Invasionserfolg der Strobe vor allem auf saure Deposition und den starken atmosphärischen Stickstoffeintrag der letzten 30 Jahre zurück. Aufgrund ihrer Eigenschaften kann die Strobe Standorte wie Sandsteinriffe, lichte Waldbestände und Waldgrenzstandorte besonders rasch erobern. Da sie sich auch in naturnahen und fast natürlichen Beständen auf Felsstandorten etabliert hat, ist sie wie die Rot-Eiche als Agriophyt einzustufen (vgl. DREBEL & JÄGER 2002). Die Nährstoffanreicherung durch Stickstoffeinträge begünstigt das Wachstum von *Pinus strobus*.

Die Ausbreitung der Strobe bedeutet vor allem auf den Felsriffen im Bereich der Birken-Kiefernwälder (*D i c r a n o - P i n e t u m*) Verlust an Naturnähe und Veränderung des charakteristischen Landschaftsbildes. Damit einher geht auch eine Veränderung von Flora und Fauna. Der zeitige Nadelfall und die verdämmenden Eigenschaften der Streu wirken sich nachteilig auf spezialisierte Felsbewohner (Flechten, Moose, Insekten) und die standortstypische Bodenflora aus. Untersuchungen von HÄRTEL & HADINCOVÁ (1998) haben gezeigt, dass die Nadelstreuproduktion in *Pinus strobus*-Beständen etwa doppelt so hoch ist wie in gleichaltrigen Beständen von *Pinus sylvestris*. Es konnte nachgewiesen werden, dass als Folge der hohen Nadelaufgabe in den mit *Pinus strobus* bestockten Beständen die

Krautschicht stark zurückgeht (Senkung der Phytodiversität) und die Verjüngung von *Pinus sylvestris* verhindert wird (KULHÁNKOVÁ et al. 2002). Für Bestände, in denen die Strobe zur Dominanz gelangt, können epigäische Kryptogamen zusätzlich zu Auswirkungen flächendeckender Eutrophierung und Versauerung durch Ausdunklungseffekte verdrängt werden. Dies betrifft auch in Sachsen gefährdete bzw. im Rückgang befindliche Arten, die durch die Ausbreitung der Strobe in den Riff-Kiefernwäldern einen weiteren Fundortsverlust zu verzeichnen hätten, wie z. B. die Moose *Dicranum polysetum*, *D. majus*, *Ptilidium ciliare*, *Barbilophozia attenuata*, *Bazzania trilobata*, *Plagiothecium undulatum* und *Sphagnum quinquefarium* sowie die Flechten *Cetraria islandica*, *Cetraria muricata* und *Cladonia portentosa*.

Indigenat oder Agriophytie an sich stellen ebenso wie Naturnähe oder Biodiversität noch keine Wertmaßstäbe dar (SCHMIDT 2007 a, b). Wertzuweisungen erfolgen durch einen Leitbild- und Zielbezug. Da sich die analysierten Bestände mit Etablierung der gebietsfremden Baumart im Nationalpark befinden, stellt der Schutzzweck des Nationalparks das Wert- und Zielsystem. In diesem Zusammenhang ist abzuwägen, ob die dargestellten Entwicklungen ohne oder mit Pflegemaßnahmen als Beeinträchtigungen zu werten sind.

6. Schlussfolgerungen

Die Dimension der Ausbreitung von *Pinus strobus* und ihre Auswirkungen sind auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen nicht vollständig und eindeutig zu klären. KOWARIK (2002) erwähnt *Pinus strobus* in seiner Liste über die ökologischen, evolutionären und biogeographischen Auswirkungen biologischer Invasionen. Diese Liste differenziert nach Wirkungsebene und beteiligten Prozessen. *Pinus strobus* erscheint dabei unter der Wirkungsebene Lebensgemeinschaften mit dem Prozess Veränderung von Vegetationsstrukturen. Die bereits im angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz nachweisbaren negativen Standorts- und Biozönoseveränderungen durch die Ausbreitung von *Pinus strobus* würden jedoch schon regulierende Maßnahmen rechtfertigen. Die Rückholbarkeit der Art ist unter Berücksichtigung der derzeit besiedelten Flächen ohne größere Probleme möglich, da die Altbäume und die Verjüngung noch im Zuge von Pflegemaßnahmen entfernt werden könnten. Ein gezieltes Handlungskonzept in Zusammenarbeit mit der Nationalparkverwaltung Böhmisches Schweiz ist unerlässlich. Der Aufwand ist hinsichtlich des zu erwartenden Zustandes und des (noch) relativ geringen Arbeitsumfanges verhältnismäßig. Allerdings fehlt es an Studien zum Wuchsverhalten und zur Persistenz von *Pinus strobus* sowie an Angaben zum Wiedereinwanderungserfolg. Der „Rückdrän-

gungserfolg“ scheint nach bisherigem Wissen dann nachhaltig zu sein, wenn alle Stroben-Pflanzen entfernt werden konnten. Da sich *Pinus strobus* nicht vegetativ vermehrt, wird sich nach Entfernung der Diasporenträger und einer vollständigen Beseitigung der Verjüngung dauerhaft ein Entwicklungsprozess mit naturnaher Bestockung entfalten können. In der Nähe zu Siedlungsgebieten und aufgrund der Verbreitung durch Tiere (Vögel, Eichhörnchen) ist allerdings nicht mit Sicherheit zu sagen, ob die Art erneut einwandern könnte. Momentan sind jedoch derartige Vorkommen nicht bekannt.

7. Dank

Unser Dank gilt der Nationalparkverwaltung Sächsische Schweiz für die Unterstützung bei der Durchführung der Untersuchungen, allen voran Herrn F. Wagner, sowie der Diskussion der Ergebnisse. Außerdem sei an dieser Stelle Frau Dr. V. Hadincová (Botanisches Institut Pruhonice) und Herrn Dr. H. Härtel (Nationalparkverwaltung Böhmisches Schweiz) für den regen fachlichen Austausch gedankt.

Literatur

- BIBELRIETHER, H., SPERBER, G. (1962): Lärche und Strobe im Spessart. Forstwissenschaftl. Forschungen 16. Parey, Hamburg: 100 S.
- DREBEL, R.; JÄGER, E. J. (2002): Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N. F.* **35**: 37-64.
- EISENREICH, H. (1956): Schnellwachsende Holzarten. Ein Leitfaden. Deutscher Bauernverlag, Berlin: 322 S.
- GAUER, J., ALDINGER, E. (Hrsg., 2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands: Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke; mit Karte 1 : 1.000.000. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpfl.züchtung **43**: 1 – 324.
- GRIESE, F. (1991): Fremdländische Gehölze in Waldschutzgebieten. In: Einsatz und unkontrollierte Ausbreitung fremdländischer Pflanzen – Florenverfälschung oder ökologisch bedenkenlos? *NNA-Ber.* **4** (1): 45-48.
- HADINCOVÁ, V.; KÖHNLEINOVÁ, I.; MAREŠOVA, J. (in prep.): Invasive behaviour of the white pine (*Pinus strobus*) in sandstone areas in the Czech Republic. In: HÄRTEL, H.; CILEC, V.; HERBEN, T.; JACKSON, A.; WILLIAMS, R. (eds.): Sandstones Landscapes.
- HADINCOVÁ, V.; SIMONOVÁ, J.; KÖHNLEINOVÁ, I. (2002): Invasive behaviour of *Pinus strobus* in sandstone areas in the Czech Republic. In: KOPŘIVOVÁ, L. (compiler): Sandstone Landscapes: Diversity, Ecology and Conservation. Doubice: 6.
- HANZÉLYOVÁ, D. (1998): A comparative study of *Pinus strobus* L. and *Pinus sylvestris* L.: growth at different soil acidities and nutrient levels. In: STARFINGER, U.; EDWARDS, K.; KOWARIK, I.; WILLIAMSON, M. (eds.): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. Leiden, Backhuys: 185-194.
- HÄRTEL, H.; HADINCOVÁ, V. (1998): Invasion of White Pine (*Pinus strobus*) L. into the Vegetation of the Elbsandsteingebirge (Czech Republic / Germany). In: SYNGE, H.; AKEROYD, J. (eds.): *Planta Europa Proceedings*. Uppsala and London: 251-255.

- HEGER, T.; TREPL, L. (2001): Was macht Arten "invasiv"? In: BAYERISCHE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (Hrsg.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Rundgespräche der Kommission für Ökologie **22**: 99-110.
- HUNGER, W. (1961): Standörtliche und regionale Gliederung des Elbsandsteingebietes. Wiss. Zeitschr. d. Techn. Univ. Dresden **10** (5): 1262-1290.
- ILLE, D. (2005): Situation der gebietsfremden *Pinus strobus* im Nationalpark Sächsische Schweiz. Diplomarbeit, TU Dresden. Lehrstuhl für Landeskultur und Naturschutz, Tharandt (Mskr.): 86 S.
- ILLE, D.; SCHMIDT, P.A.; DENNER, M.; WAGNER, F. (2006): Zur Situation der gebietsfremden Baumart Weymouth-Kiefer (*Pinus strobus*) im Nationalpark Sächsische Schweiz. In: Naturschutzarbeit in Sachsen **48**: 21-30.
- KNAPP, R. (1965): Die Vegetation von Nord- und Mittelamerika und der Hawaii-Inseln. Fischer, Stuttgart: 373 S.
- KOWARIK, I. (2002): Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. In: KOWARIK, I.; STARFINGER, U. (Hrsg.): Biologische Invasionen. Herausforderung zum Handeln? NEOBIOTA **1**: 5-24.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart: 380 S.
- KULHÁNKOVÁ, A.; KOUKOL, O.; MOUREK, J. (2002): Decomposition of litter in *Pinus sylvestris* and *Pinus strobus* forests in the Bohemian Switzerland National Park. In: KOPŘIVOVÁ, L. (compiler): Sandstone Landscapes: Diversity, Ecology and Conservation. Doube: 15.
- LUKEN, J.O.; THIERET, J.W. (eds.) (1997): Assessment and management of plant invasions. Springer, New York: 324 S.
- MÁCOVÁ, M. (2001): Tree-ring analysis of crown competition and climatic sensitivity in *Pinus strobus* and *Pinus sylvestris* stands in the Elbe River Sandstone Mountains. In: Dendrochronologia **19** (1): 103-113.
- MANNFELD, K.; RICHTER, H. (Hrsg., 1995): Naturräume in Sachsen. Forschung zur deutschen Landeskunde Band 238. Zentralausschuss für deutsche Landeskunde. Selbstverlag, Trier: 228 S.
- MAYER, H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. 4. Aufl., Fischer, Stuttgart: 552 S.
- MULLIN, L. (2002): *Pinus strobus*. In: Pines of Silvicultural Importance. Compiled from the Forestry Compendium. CAB International. CABI Publishing: 424-449.
- RICHARDSON, D.M. (1998): Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge: 527 S.
- RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distribution **6**: 93-107.
- RIEBE, H. (2005): Digitale Ausgabe der Rasterkartierung im Nationalpark Sächsische Schweiz für *Pinus strobus*. Nationalpark und Forstamt Sächsische Schweiz. Bad Schandau.
- SCHMIDT, P.A. (2007a): Naturschutz im Wald - aktuelle Entwicklungen. In: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe **28**: 10-24.
- SCHMIDT, P.A. (2007b): Verwendung einheimischer Gehölze im urbanen Raum. In: ROLOFF, A.; THIEL, D.; WEIß, H. (Hrsg.): Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt/ Contributions to Forest Sciences. Beih. **6**: 42-57.
- SCHMIDT, P.A. (im Druck): Waldentwicklung in Nationalparks unter dem Aspekt natürlicher Dynamik in Fichtenwäldern und künstlich begründeten Fichtenbeständen. In: Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsband Wald-Workshop Nationalpark Harz, Wernigerode 2005.
- SCHMIDT, P.A.; GNÜCHTEL, A.; MORGENSTERN, K.; TSCHIEDEL, J.; WAGNER, F.; WAGNER, W.; HANSPACH, D.; MARSCH, M.; LUCHMANN, C. (1994): Erarbeitung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für die Wälder im Nationalpark Sächsische Schweiz. Teil FoA Lohmen. TU Dresden, Fachrichtung Forstwissenschaften, Tharandt (Mskr.): 246 S.

- SCHROEDER, F.G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. Quelle und Meyer, Wiesbaden: 457 S.
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.J.; STIMM, B. (2002): Lexikon der Baum- und Straucharten. Nikol Verlagsgesellschaft, Hamburg: 581 S.
- SCHWANECKE, W.; KOPP, D. (1996): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft 8, Graupa: 191 S.
- SINGH, P. (2003): Pinus strobus L. In: SCHÜTT, P.; WEISGERBER, H.; SCHUCK, H.J.; LANG, U.; ROLOFF, A.; STIMM, B. (Hrsg.): Enzyklopädie der Holzgewächse III. ecomed-Verlag, Landsberg: 1-15.
- SLEF (STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN, Hrsg.) (1996): Waldbehandlungsgrundsätze im Nationalpark „Sächsische Schweiz“. Dresden. (Mskr.): 9 S.
- SLF (SÄCHSISCHES LANDESANSTALT FÜR FORSTEN, Hrsg.) (1998): Der Waldzustand im Nationalpark Sächsische Schweiz nach den Ergebnissen der Permanenten Stichprobeninventur 1995/96. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft 14, Graupa: 60 S.
- SMUL (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT) (2003): Verordnung über die Nationalparkregion Sächsische Schweiz vom 23. Oktober 2003. Dresden.
- STARFINGER, U.; EDWARDS, K.; KOWARIK, I.; WILLIAMSON, M. (eds.) (1998): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. Backhuys, Leiden: 362 S.

submitted: 16.07.2007
reviewed: 22.08.2007
accepted: 31.08.2007

Adresses of authors:

Doreen Ille, Prof. Dr. Peter A. Schmidt

Technische Universität Dresden

Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz

Lehrstuhl für Landespflege und Naturschutz

Piennner Str. 7

01737 Tharandt

e-mail: ille@forst.tu-dresden.de, schmidt@forst.tu-dresden.de