

Zur Gliederung anthropogener Gehölzbestände unter Beachtung urban-industrieller Standorte

Ingo Kowarik

Synopsis

In central Europe, most forests have been subjected to varying degrees of human impact for decades and centuries. This paper aims to provide a terminological framework which may illucidate the man-made impact on tree stands growing on four classes of sites. The main criteria are (1) the man-made changes of the sites, and (2) the anthropogenic changes in the composition of the tree layer indicated by the ratio of planted and spontaneously established trees. Tree stands are differentiated as 'forests' and 'woodlands' on ancient woodland sites, former agricultural sites, in parks and gardens, and on urban-industrial sites. The American »urban forest« concept has not been used, because tree stands on all of these sites may be subjected to urbanization.

Wälder, Forste, Parkwälder, Parkforste, Obstforste, ruderale Wälder, Verkehrswälder, Grundfläche, Urwälder, Kulturreinfluss

forests, woodlands, urban forests, park forests, park woodlands, ruderal woodlands, basal area, primary woodlands, traffic forests, human impact

1. Einleitung

Die ursprüngliche Waldvegetation ist in Mitteleuropa teilweise durch anthropogene Gehölzbestände ersetzt worden, die gleich der Ausgangsvegetation von Bäumen als dominanter Lebensform geprägt sind. Diese Bestände können sich hinsichtlich ihrer Genese und der Geschichte ihrer Standorte wesentlich voneinander unterscheiden. Sie können aus der nutzungsbedingten Umwandlung ursprünglicher Wälder hervorgegangen sein (z. B. POTT & HÜPPE 1991 zu Hudewäldern), aus der Anpflanzung von Gehölzen (z. B. MEISEL-JAHN 1955 zu Kiefernforsten, RINGENBERG 1994 zu Gärten) ebenso wie aus der spontanen Besiedlung anthropogener Flächen, die zuvor gehölzfrei waren (z. B. KOWARIK 1992 zu städtischen, DETTMAR 1992 zu industriellen Brachen). Das Standortspektrum reicht hierbei von historisch alten Waldstandorten bis zu vergleichsweise jungen urban-industriellen Standorten.

Die unterschiedliche Kulturgeschichte anthropogener Gehölzbestände sollte bei der Interpretation ökologischer Zusammenhänge Beachtung finden, da sie sich deutlich in ökologischen Parametern abbildet (Unterschiede z. B. hinsichtlich Bestandesstruktur, Artenvorkommen und -verteilung, Anfälligkeit gegenüber Pathogenen, Bodenbildung, Bestandesklima, Biomasseproduktion). Der Zusammenhang zwischen der Kulturgeschichte eines Bestandes und den hieraus erwachsenen ökologischen Implikationen wird ver stellt, wenn z. B. das Phänomen des sogenannten 'Waldsterbens' gleichermaßen auf Forste wie auf naturnahe Wälder bezogen wird oder alle forstlich genutzten Flächen 'Wald' genannt werden (z. B. »Kiefernwälder« der Lüneburger Heide). Dies mag der gesetzlichen Definition des Waldes entsprechen und umgangssprachlich üblich sein, vergibt jedoch die Chance, bereits über den Sprachgebrauch ökologisch relevante Zusammenhänge zu vermitteln.

Der hier skizzierte Vorschlag eines terminologischen Gerüstes ist als Rahmen zur Ansprache und ökologischen Analyse unterschiedlich stark kulturell geprägter Gehölzbestände gedacht. Hierbei kann an die Abgrenzung gepflanzter Baumbestände als 'Forsten' von 'Wäldern' angeknüpft werden, die eine lange forstliche (z. B. CAJANDER 1926, WECK 1956, v. HORNSTEIN 1954) und vegetationskundliche Tradition (z. B. TÜXEN 1950, MEISEL-JAHN 1955) hat. Wenn der Gliederungsansatz flächen deckend anwendbar sein soll, muß allerdings die in der mitteleuropäischen Tradition tief verwurzelte Beschränkung der Wald/Forst-Perspektive auf alte bzw. forstlich genutzte Waldstandorte überwunden werden. Im Gegensatz zu Nordamerika, wo »urban forests« längst einen etablierten Untersuchungsgegenstand abgeben (z. B. ROWNTREE 1984, GREY & DENEKE 1986), werden städtische Gehölzbestände in Mitteleuropa nicht planmäßig hinsichtlich ihrer Wald- bzw. Forsteigenschaften untersucht und entsprechend terminologisch angesprochen. Der amerikanische »urban forest«-Ansatz weitet zwar die Perspektive hin zum Siedlungsbereich, bietet in der Übersetzung jedoch nur geringe Differenzierungsmöglichkeiten, wenn als »urban forest« alles gilt, was zu mehr als 10% von Gehölzen mit einer Höhe von über 5 Metern bedeckt ist (ROWNTREE 1984).

2. Kriterien zur Unterscheidung verschiedener Gehölztypen

Die terminologischen Koordinaten bei der Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten werden von zwei Achsen bestimmt, die wesentliche Komponenten des kulturellen Einflusses ausdrücken, aber auch die selbstgesteuerte Entwicklung der Gehölzbestände berücksichtigen, die innerhalb des zugelassenen Spielraumes möglich ist: es sind die direkte anthropogene Beeinflussung der Baumartenzusammensetzung und die Naturnähe der Standorte. Mit dem Bestandesalter ist in Abb. 1–4 ein primär biologisch bestimmter Parameter benutzt worden, der nur indirekt über die anthropogene Verkürzung des Bestandesalters kulturellem Einfluß unterliegt. Er wird daher nicht zur terminologischen Differenzierung benutzt, veranschaulicht jedoch ökologisch relevante Unterschiede zwischen den verschiedenen Typen von Gehölzbeständen.

Bestandesgröße und Deckung der Baumschicht werden häufig zur Definition der Kategorie 'Wald' (im umgangssprachlich weiten Verständnis) benutzt, wobei Grenzen in großer Spannbreite +/- willkürlich gesetzt werden. Die Frage nach einer praktikablen Untergrenze (z. B. Deckung der Bäume > 5 m von 30–60% für offenen Wald, > 60% für geschlossenen Wald, SCHUBERT 1991, Flächengröße > 100 m²), soll hier offen gelassen werden, da sie für den gesamten Komplex Wald/Forst allgemein beantwortet werden müßte. Bei der Differenzierung zwischen den hier unterschiedenen Typen sollte sie keine Rolle spielen, da sich Schwellenwerte für beide Parameter nicht zwangsläufig, »ökologisch«, ergeben. So wird der Waldanspruch von Collembolen geringer als der von Großsäugern sein, und bereits in kleinen Gehölzinseln vollzieht sich eine räumlich/zeitliche Differenzierung zwischen Wald- und Offenlandarten (z. B. PLATEN & KOWARIK 1995). Die Kleinteiligkeit von Gehölzbeständen im Siedlungsbereich, oder auch in der Agrarlandschaft, wird daher nicht als Ausschlußkriterium gewertet. Sie sollte vielmehr Anlaß zu weitergehenden ökologischen Analysen der hieraus resultierenden Auswirkungen sein (z. B. BRANDES & ZACHARIAS 1990).

Die terminologische Abtrennung von Stadtwäldern in buchstäblicher oder sinngemäßer Übersetzung des anglo-amerikanischen »urban forest« wird aus folgenden Gründen nicht vorgenommen: Die einfache Abgrenzung städtischer von außerstädtischen Gehölzbeständen nach der räumlichen Zuordnung zur Stadt bleibt unbefriedigend, da naturnahe Waldreste auch innerhalb von Städten vorkommen können (z. B. ein nie geschlagener Urwald im Zentrum der Bronx (MCDONNEL & RUDNICKY 1989), ebenso wie Gehölzbestände auf ruderalen Standorten auch außerhalb von Städten auftreten können (groß-

flächig im Ruhrgebiet, z. B. DETTMAR 1992). Innerhalb wie außerhalb des Siedlungsbereiches können dabei erhebliche Unterschiede hinsichtlich der kulturellen Beeinflussung der Bestände bestehen. Weiterhin ist der Begriff Stadtwald bereits von verschiedener Seite belegt: So ist der Freiburger Stadtwald ausschließlich eigentumsrechtlich definiert (BRANDL 1970) und hat z. B. nichts mit dem »Acer platanoides-Stadtwald« in der Berliner Innenstadt (BÖCKER & al. 1987) gemein. Wie sich der allgemeine Stadteinfluß (z. B. über Wärmeinsel, Veränderungen des Diasporenangebotes, Isolationseffekte, Stoffeinträge, Störungen) differenzierend auf die Ausprägung der Gehölzvegetation auswirkt, sollte terminologisch nicht auf der hier diskutierten Übersichtsebene beantwortet, sondern ökologisch untersucht werden (z. B. FISCHER 1975, ASMUS 1981 zum Vordringen hemerochorer Arten, LICHT & KLOS 1991, KREFT 1994 zu Auswirkungen von Erholungsaktivitäten; Zusammenfassung Berliner Beispiele in SUKOPP 1990) und ggf. zu einer weiteren Differenzierung führen.

2.1 Zusammensetzung der Baumschicht

Die Unterscheidung von Forsten und Wäldern (und einer Mittelkategorie) wird nach dem Verhältnis zwischen der Menge der gepflanzen bzw. angesäten und der spontan aufgewachsenen Individuen in der Baumschicht vorgenommen. Bestände, die überwiegend gepflanzt sind (hohe Beeinflussung), werden durchgängig als Forsten bezeichnet, wogegen Bestände als Wälder angesprochen werden, wenn sie im wesentlichen spontan aufgewachsen sind (geringe Beeinflussung). Übergänge zwischen beiden Extremen bzw. der Mittelkategorie sind möglich, wenn sich der Anteil der gepflanzten Bäume im Zuge der Bestandesentwicklung entsprechend verringern sollte. Das leicht bestimmbare Verhältnis der absichtlich eingebrachten und spontan aufgewachsenen Baumindividuen integriert den Kultureinfluß, der mit der Pflanzung verbunden war mit dem, der aus der Intensität der Bestandespflege und -bewirtschaftung erwächst.

Die Herkunft der gepflanzten Baumart und die Frage, inwieweit sie standortgemäß ist, spielen in diesem Ansatz bei der Abgrenzung von Forsten gegen Wälder – anders als bei der »Forstgesellschaft« von TÜXEN (1950) oder MEISEL-JAHN (1955) – keine Rolle. Wenn Bäume spontan in die Baumschicht aufwachsen und sich hier behaupten können, ist die Frage nach der Standortgemäßheit wenigstens teilweise durch die Populationsentwicklung beantwortet worden. Da dieses Potential anderen als den sogenannten standort-heimischen Arten nicht a priori abzusprechen ist (gerade auch angesichts klimatischer Veränderungen), taugt das Kriterium Herkunft

wenig zur Unterscheidung zwischen Wald und Forst. Als ein wesentliches Kriterium für die Ansprache eines Forstes wird der Eingriff gewertet, der mit der Begründung einer gleichaltrigen Pflanzung verbunden ist, auch wenn die eingebrachte Art an der als ursprünglich angenommenen Waldvegetation beteiligt wäre. Hierbei wird berücksichtigt, daß sich die forstliche Bestandesgründung nicht nur in der Artenwahl (Provenienzfrage!) ausdrückt, sondern auch in der Implementierung und Fortschreibung einer einheitlichen Populationsstruktur, und zwar auch unter Inkaufnahme der Nivellierung von Standortunterschieden, die sich in Grenzsituationen (z. B. Feuchtigkeitsgrenzen, Höhengrenzen) auch ohne Wechsel der dominanten Baumart in der Struktur (z. B. Altersaufbau, Schichtung, Deckung) der Waldgesellschaft abbilden können. Daß sich ein alter Fichtenforst auf einem ursprünglichen Fichtenstandort durchaus nachhaltig als kulturell entstanden erweisen kann, zeigen die Effekte, die aus der Verwendung fremder Herkünfte resultieren können (z. B. Schneebrech bei *Picea abies*-Pflanzungen im Harz). Die Frage nach den Schlußfolgerungen aus dieser erhöhten Anforderung an 'Wald' für die syntaxonomische Terminologie liegt auf einer anderen Ebene.

2.2 Naturnähe der Standorte

Als zweites Definitionsmerkmal wird die Naturnähe der Standorte verwendet (z. B. Skalen von HORNSTEIN oder ELLENBERG). Dabei wird Naturnähe hier in historischer Perspektive im Sinne von KOWARIK (1988) verstanden, wonach als Nullpunkt menschlich kaum beeinflußte ursprüngliche Waldstandorte angenommen werden. Sie sind auf der x-Achse in Abb. 1–4 von Standorten der landwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaft bzw. des Siedlungsbereiches abgegrenzt. Daß dieser Nullpunkt nicht ohne Schwierigkeiten zeitlich und qualitativ präzisiert werden kann (vgl. z. B. die Diskussion um den unterschätzten Einfluß früh bejagter Großsäuger auf die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder, BEUTLER & SCHILLING 1991, oder die Bewertung der Standortamplitude der Buche im norddeutschen Tiefland, LEUSCHNER & al. 1993), ist für die hier angestrebte Trennschärfe unerheblich. Im Vergleich zu Standorten, die über mehrere Generationen gehölzfrei waren, wird ein Waldstandort als naturnah angenommen, wenn er über mehrere Jahrhunderte kontinuierlich mit Wald bestanden bzw. forstlich genutzt worden ist. In diesem Sinne können Gehölzbestände auf naturnahen alten Waldstandorten durchaus stärkeren anthropogenen Störungen unterliegen. Die Natürlichkeit der *Bestände* kann also von der Naturnähe der *Standorte* abweichen (z. B. neu angeleg-

te Forstkulturen auf naturnahen Waldstandorten). Wie sich Klimaveränderungen, Stoffeinträge, Wilddichte, Erholungsaktivitäten oder die Folgen des langen Nadelholzanbaus auswirken, sollte weitergehenden ökologischen Analysen vorbehalten bleiben.

Eine geringe Naturnähe der Standorte liegt dagegen auf ruderalen Standorten vor, die im urban-industriellen Bereich regelmäßig anzutreffen sind. In der historischen Perspektive bestehen hier kategorische Unterschiede zu alten Waldstandorten. Ruderale Standorte sind durch anthropogene Böden geprägt, die häufig aus Aufschüttungen resultieren bzw. aus einer Mischung anthropogener und natürlicher Ausgangsmaterialien hervorgegangen sind (z. B. Trümmer-schuttböden, Bahnstandorte, Deponien aus Müll, Bauschutt, Klärschlamm u.a., Berghalden des Bergbaues).

Als Zwischenstadien sind landwirtschaftliche Standorte und solche der Gärten und Grünanlagen in Abb. 1–4 aufgeführt. Bei dieser Reihung wird davon ausgegangen, daß die gärtnerisch geprägten Gehölzstandorte im Siedlungsbereich meistens stärker als landwirtschaftliche verändert sind. Ausnahmen hiervon bestehen (z. B. Intensivobstkulturen im Vergleich zu alten Parkstandorten), haben auf die terminologische Grobgliederung jedoch keinen Einfluß.

2.3 Bestandesalter

Das Bestandesalter ist auf der y-Achse in Abb. 1–4 grob skaliert worden, um ökologisch bedeutsame Unterschiede zwischen den durch die beiden anderen Parameter bestimmten Gehölztypen zu veranschaulichen. Altersangaben könnten zur Differenzierung innerhalb eines oder zum Vergleich verschiedener Gehölztypen benutzt werden. Die in den Abbildungen skizzierten Altersunterschiede deuten an, daß es hinsichtlich des Bestandesalters typspezifische Grenzen gibt, die durch menschliche Eingriffe gezogen werden. So werden in der Forstwirtschaft Bäume in der Regel vor dem Erreichen ihres maximalen Alters geerntet. Entsprechend wird bei vielen städtischen Gehölzbeständen die Lebenszeit der Baumindividuen verkürzt – wenn auch aus anderen Gründen (Verkehrssicherheit, Ästhetik).

Das Bestandesalter muß nicht, kann jedoch mit der anthropogenen Beeinflussung der Baumschicht korrelieren. Wenn mit fortschreitender Bestandesentwicklung der Anteil spontan aufgewachsener Baumindividuen zunimmt, zeigt diese Entwicklung ein Nachlassen des aktuellen Kultureinflusses an – sofern die Bestandespflege dem nicht entgegensteht. Mit einer Kombination beider Parameter ergibt sich damit eine Information zur Naturnähe der Gehölzbestände, die in der aktualistischen Perspektive mit dem Hemerobie-Konzept (JALAS 1955, SUKOPP 1972)

ausgedrückt werden kann. Nach dem Definitionsvorschlag von KOWARIK (1988) wird der Nullpunkt bei der aktualistischen Analyse durch den Grad der Selbstregulation des Bestandes bestimmt, wobei die Ähnlichkeit des Standortes mit den ursprünglichen Ausgangsbedingungen ohne Belang ist. Dies bedeutet im Extrem, daß auf Standorten, die – wie ruderale – in historischer Perspektive naturfern sind, naturnahe Gehölzvegetation entstehen kann. Umgekehrt sind intensiv bewirtschaftete Weihnachtsbaumkulturen oder Obstplantagen hinsichtlich der Selbstregulation ihrer Bestände naturfern, obwohl sie auf Standorten wachsen, die, bezogen auf ursprüngliche Waldstandorte, naturnäher als urban-industrielle sind.

3. Gehölzbestände auf unterschiedlichen Standorten

3.1 Alte Waldstandorte

Auf alten Waldstandorten können Wälder im engeren Sinne als *primäre Wälder* (oder Urwälder) von Wirtschaftswäldern und Wirtschaftsforsten abgegrenzt werden. In primären Wäldern ist der Anteil verschiedener Baumarten und ihr mengenmäßiges Verhältnis Ergebnis der natürlichen Bestandesdynamik. Zerfalls- und Regenerationsstadien sind hierbei eingeschlossen, so daß sich eine mosaikförmige Bestandesstruktur ergeben kann (z. B. REMMERT 1985). Forstliche Eingriffe, wie die Einzelstammnutzung, haben das Verhältnis zwischen den Baumarten und Altersklassen nicht wesentlich verändert.

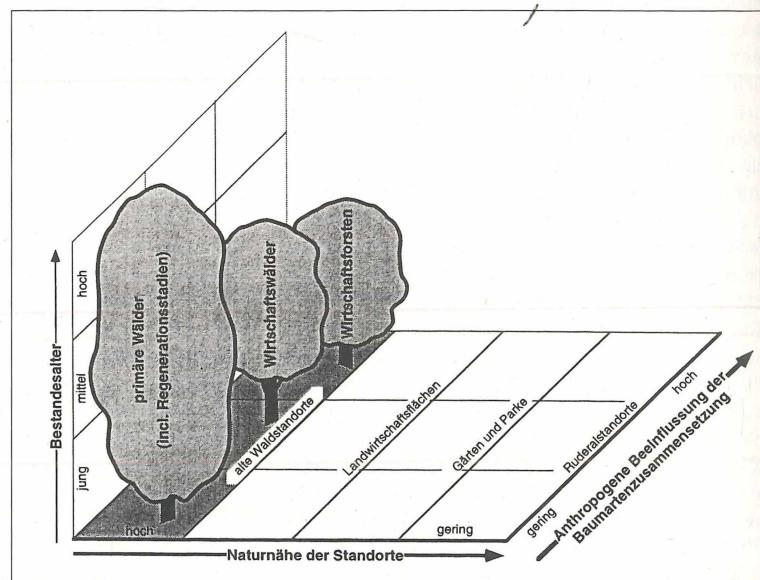
Wenn durch die Waldnutzung Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur der Bestände entstanden sind, ist eine Umwandlung zu *Wirtschaftswäldern* vollzogen. Bestimmte Baumarten werden direkt (z. B. durch Pflanzung, Gatterung, Pflege) oder indirekt über die Waldnutzung gefördert (z. B. Differenzierung von Hudewäldern, Niederwäldern u.a.). In den modernen Wirtschaftswäldern fehlen die Alters- und Zerfallsstadien, und die Verjüngungsphasen werden regelmäßig verschoben. Die Bestandesverjüngung erfolgt teils über Pflanzungen, teils jedoch auch spontan.

Wirtschaftsforste werden dagegen von Individuen zumeist einer Art geprägt, die in großer Menge zur gleichen Zeit gepflanzt worden sind. Hieraus ergibt sich die großflächige Dominanz einer Altersklasse. (In primären Wäldern kommt Gleichaltrigkeit durchaus auch vor, z. B. OTTO 1994). Wie im Wirtschaftswald fehlen im Wirtschaftsforst Alters- und Zerfallsphasen weitgehend. Die Bestandesentwicklung wird durch eine im Vergleich zum Wirtschaftswald stärkere Bestandspflege gesteuert. Sie ist im Forst auf eine Zielbaumart konzentriert, wobei in älteren Wirtschaftsforsten durchaus andere Arten »unterbaut« werden können. Hier können Baumarten zwar auch spontan aufwachsen, spielen bei der Bestandesverjüngung jedoch nur eine geringe Rolle. Über eine Integration der Naturverjüngung in den Bestandsaufbau kann eine Überleitung zum Wirtschaftswald erreicht und durch bestimmte forstliche Maßnahmen wie den Plenterbetrieb beschleunigt werden (z. B. ZERBE 1993, 1994 zur Gehölzeinwanderung in Fichtenforste).

Abb. 1
Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten auf alten Waldstandorten (die Natürlichkeit der Bestände ergibt sich als vierte Dimension aus dem Bestandesalter und der anthropogenen Beeinflussung der Baumschicht)

Fig. 1

Different types of woodlands and forests on ancient woodland sites



3.2 Landwirtschaftlich geprägte Standorte

Von alten Waldstandorten unterscheiden sich landwirtschaftlich geprägte Gehölzstandorte durch einen Bruch in der Kontinuität der Flächennutzung. Gehölzbestände, deren Standort über mehr als ein Jahrhundert als Acker, Grünland oder Heide genutzt worden sind, heben sich von alten Waldflächen durch das Fehlen von Waldarten ab, die keine Möglichkeiten zur Fernausbreitung besitzen (z. B. PETERKEN & GAME 1984, DWONKO & LOSTER 1990, ZACHARIAS 1993). Wälder, die auf solchen Standorten spontan aufgewachsen, können daher als *sekundäre Wälder* von primären auf alten Waldstandorten unterschieden werden (Beispiel: »Anflugwälder« auf ehemaligen Heideflächen, z. B. LEUSCHNER et al. 1993). Eingedenk der verzögerten Wiederbesiedlung von Hecken durch verschiedene Gruppen von Tierarten (BLAB 1985) sind auch bei der faunistischen Ausstattung Unterschiede zwischen primären und sekundären Wäldern anzunehmen, selbst bei gleicher dominanter Baumart. Analog könnte es sinnvoll sein, zwischen primären und sekundären Wirtschaftsforsten (als Acker- oder Grünlandaufforstungen) bzw. -wäldern zu unterscheiden.

Als eine neue Unterkategorie der Wirtschaftsforste treten auf Landwirtschaftsflächen *Obstforste* teilweise großflächig und landschaftsbestimmend auf. Hinsichtlich des Bestandesalters sind weitere Differenzierungen, z. B. zwischen Streuobst- und Intensivkulturen sinnvoll. Den Mittelbereich zwischen sekundären Wäldern und Obstforsten nehmen *Hecken* ein, die weiter nach dem Anteil der gepflanzten Gehölze und ihrem Alter unterteilt werden können.

3.3 Gärtnerisch geprägte Standorte

Aus gärtnerischer Kultur hervorgegangene Gehölzbestände sollen, sofern es sich nicht um Obstforste handelt, als *Parkforste* bezeichnet werden. Sie wachsen auf ursprünglichen bzw. durch die Gartenkultur entwickelten Böden (meist Hortisole; zu ruderalem Standorten vgl. Kap. 3.4). Analog zu den Waldstandorten ist ein Übergang zwischen Parkforsten und Parkwäldern möglich. In Parkforsten ist der Gehölzbestand der Baumschicht weitgehend gepflanzt und ebenso wie in Wirtschaftsforsten fehlen – wenn auch aus anderen Gründen – die Alters-, Zerfalls- und Regenerationsphasen. Die Zahl der gepflanzten Zielarten ist jedoch hoch, und auch die Gleichaltrigkeit der Bestände ist in Parkforsten nicht gegeben, da unterschiedliche Altersklassen gepflanzt und nachgepflanzt werden (z. B. RINGENBERG 1994 mit demographischen Analysen). Ein drittes Unterscheidungsmerkmal ist die direkte Einflußnahme auf die Artenausstattung der Strauch- und Krautschicht. Anders als in Wirtschaftsforsten ist erstere zumeist deutlich ausgeprägt, letztere ist durch die Kombination gepflanzter und spontaner Arten bestimmt.

Parkforste könnten sich zu *Parkwäldern* entwickeln, wenn spontan aufgewachsene Gehölzarten in der Strauch- und Baumschicht die Menge der gepflanzten Individuen überwiegen (>50%). Diese Umwandlung erfolgt nach dem Brachfallen gärtnerischer Gehölzpflanzungen, kann aber auch durch Pflege gefördert werden. Für den Statuswechsel vom Parkforst zum Parkwald spielen weder die Herkunft der Arten noch der Weg ihrer Einwanderung eine Rolle. Ausschlaggebend ist die Selbststeuerung der

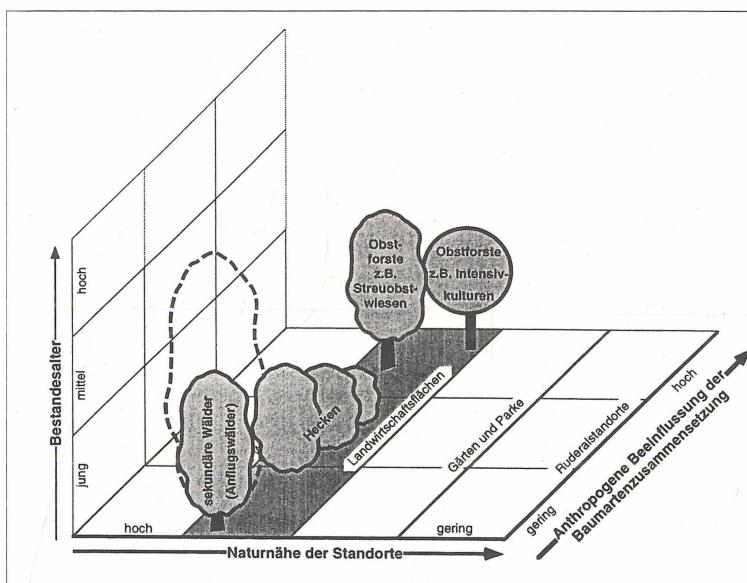


Abb. 2
Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten auf zuvor landwirtschaftlich genutzten Standorten (zur Natürlichkeit der Bestände vgl. Erläuterung zu Abb. 1)

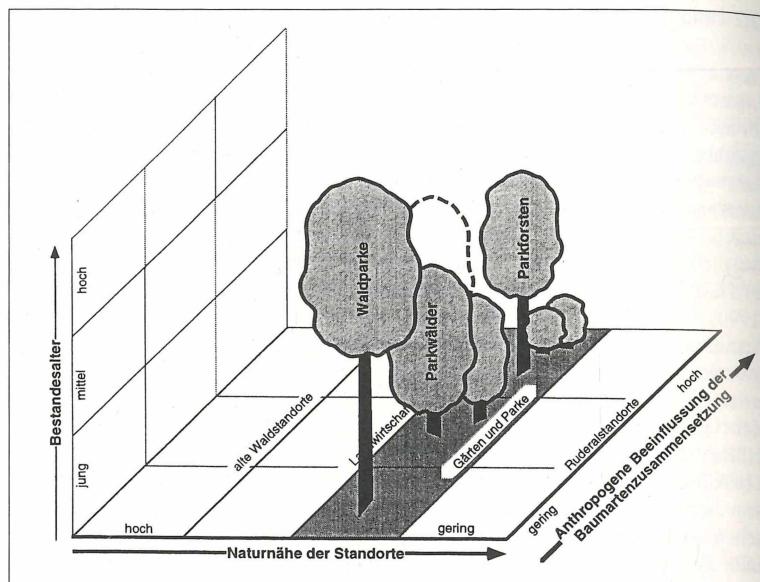
Fig. 2
Different types of woodlands and forests on sites formerly used by agriculture

Abb. 3

Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten auf Garten- und Parkstandorten (zur Natürlichkeit der Bestände vgl. Erläuterung zu Abb. 1)

Fig. 3

Different types of woodlands and forests on garden and park sites



Bestände, wobei Kulturrelikte unter den Pflanzenarten – wie auch in alten Parkforsten – eine wichtige Rolle spielen können (z. B. »Stinzenplanten«, NATH 1989).

Als *Waldparke* werden Gehölzbestände abgegrenzt, deren Baumbestand im wesentlichen aus der Vornutzung 'Wald' (unter Einschluß von Wirtschaftswäldern) stammt. Dies sind meist siedlungsnahen Bestände, in die zwecks 'Verschönerung' oder mit speziellen Nutzungsabsichten (Waldfriedhöfe) gestalterisch und mit Pflanzungen erheblich in die Strauch- und Krautschicht eingegriffen wurde, ohne die Zusammensetzung der Baumschicht wesentlich zu ändern. Parkforste und -wälder können in öffentlichen Grünflächen großflächig ausgebildet sein (z. B. Parkanlagen, Friedhöfe). Dieser Gliederungsansatz kann jedoch auch auf Gärten bezogen werden, deren Gehölzbestand hinsichtlich seiner Artenvielfalt und Menge oft unterschätzt wird (vgl. RINGENBERG 1984).

3.4 Ruderale Standorte

Ruderale Standorte, die durch anthropogene Ausgangssubstrate der Bodenbildung, oft auch durch teilweise Versiegelung, gekennzeichnet sind, treten im Siedlungsbereich an Verkehrswegen (Straßen, Eisenbahn, Kanälen), sowie auf aktuell oder ehemals bebauten Flächen auf. Auch Müll- und Trümmer schutthalden sowie gewerblich-industrielle oder bergbauliche Deponien unterschiedlicher Substrate werden hier zu den Ruderalstandorten gezählt.

Eine extreme Ausbildung von Forsten prägt das Siedlungsbild entscheidend: Es sind die *Verkehrsforsten*, die linear entlang von Straßen oder auch flächig

auf (Park-)Plätzen ausgebildet sein können (z. B. Massenpflanzungen in einer Berliner Großsiedlung, KOWARIK & al. 1987). Die allgemein zu beantwortende Frage nach den Mindestanforderungen an die Formation Wald/Forst könnte gut am Beispiel dieses extremen Forsttypes diskutiert werden. Nicht jede Straßenbaummpfanzung bildet einen Forst, aber bei mehrreihigen Pflanzungen mit Kronenschluß ist die Verwandschaft mit Wirtschaftsforsten gegeben. Durch die Konzentration auf eine Zielbaumart in einer Schicht und die Gleichaltrigkeit des Bestandes haben Verkehrsforste mit den Wirtschaftsforsten mehr gemeinsam als mit den Parkforsten. Hierzu zählen auch nutzungsbedingte Stammverletzungen. In den Wirtschaftsforsten ist der Stoffeintrag (z. B. Düngung, Kalkung) meist flächig, in den Verkehrsforsten zusätzlich oft punktuell wirksam (z. B. BALDER 1994). Alterungs-, Zerfalls- und Verjüngungsphasen sind unerwünscht, und aus Gründen der Verkehrssicherheit wird die Ernte schneller als in Parkforsten vollzogen. Die Bestandesverjüngung erfolgt ausschließlich durch Neupflanzungen. Eine Umwandlung in *Verkehrswälder* ist bei Abstandspflanzungen am Straßenrand denkbar (z. B. Autobahnräder).

Ruderale Forsten sind Anpflanzungen zur Wiederbegruñung von Ruderalstandorten, z. B. von Trümmer schutt- oder Müllhalden. Verglichen mit Wirtschaftsforsten ist die Zahl der Zielarten höher. Eingriffe in die Bestandesstruktur beschränken sich meistens auf die Anwuchspflege. Hierdurch besteht ein größerer Spielraum bei der Etablierung spontan aufwachsender Bäume, so daß die Entwicklung zu *ruderalen Wäldern* schneller als der mögliche Wechsel von Wirtschaftsforsten zu Wirtschaftswäldern zu erwarten ist.

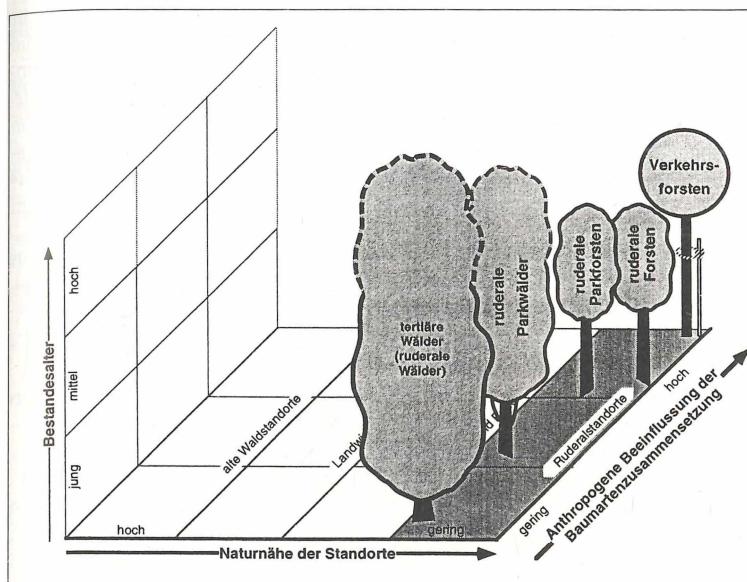


Abb. 4
Unterscheidung verschiedener Typen von Wäldern und Forsten auf ruderalen Standorten (zur Natürlichkeit der Bestände vgl. Erläuterung zu Abb. 1)

Fig. 4
Different types of woodlands and forests on ruderal sites

In beiden Fällen wäre der Übergang vom Forst zum Wald vollzogen, wenn spontan aufgewachsene Gehölze in der Baumschicht überwiegen (>50%).

Wenn Anpflanzungen mit dem Ziel der Etablierung einer Grünanlage vorgenommen worden sind, entstehen *ruderale Parkforste*. Nach der gärtnerisch-gestalterischen Absicht sind sie durch stärkere Einflußnahme auf die Artenzusammensetzung der Strauch- und Krautschicht sowie auf die Schichtung der Bestände geprägt. Bei entsprechender Pflege, oder nach ihrer Aufgabe, kann ein Wechsel zu *ruderalen Parkwäldern* erfolgen.

Die *ruderale Wälder*, die ohne den Umweg über Anpflanzungen spontan auf Brachflächen aufgewachsen, haben hinsichtlich ihrer Genese wenig mit den primären oder sekundären Wäldern gemeinsam. In historischer Perspektive sind sie aufgrund ihres anthropogenen Standortes naturfern. Ob mit der Zeit eine Angleichung an die Gehölzvegetation alter Waldstandorte erfolgt, kann vom Grad der Standortumwandlung, aber auch von der dominanten Baumart abhängen. So läuft die Sukzession auf gleichem Standort auf Berliner Bahnbrachen bei *Betula pendula* und *Robinia pseudoacacia* in unterschiedliche Richtung (KOWARIK 1992). Es könnte für ruderale Wälder charakteristisch sein, daß die Sukzession weniger deterministisch als auf alten Waldstandorten abläuft. Da die Artenzusammensetzung und die demographische Struktur in allen Schichten aus spontanen Prozessen resultieren, die oft nur geringer menschlicher Einflußnahme unterliegen (z. B. durch spielende Kinder, Müllablagerung), gehören ruderale Wälder als *tertiäre Wälder* in eine Reihe mit den primären und sekundären Wäldern.

4. Diskussion

Mit dem hier vorgeschlagenen Gliederungsansatz wird versucht, Gehölzbestände nach dem menschlichen Kultureinfluß, dem sie und ihre Standorte unterliegen, terminologisch zu differenzieren. Da dies ohne Vorbehalt hinsichtlich der Nutzung der Fläche erfolgt, ist der Ansatz flächendeckend innerhalb wie außerhalb des Siedlungsbereiches anwendbar. Sein Ziel ist ein doppeltes: Zum einen kann mit dem Gebrauch der Begriffe der allgemeinen, oft euphemistisch wirkenden (beabsichtigten?) Verwendung des Begriffes 'Wald' entgegengewirkt werden. Zum anderen mögen die Begriffe als Rahmen für die Sortierung und Ergänzung ökologischer Analysen städtischer Gehölzbestände dienen, bei denen im Vergleich zu Untersuchungen auf alten Waldstandorten ein Nachholbedarf besteht.

Als eine wesentliche Einflußgröße wird die direkte Einflußnahme auf die Zusammensetzung der Baumschicht angenommen oder, in anderen Worten, der Grad der Selbstregulation des Bestandes, der in der Zusammensetzung der Baumschicht gespiegelt wird. Somit entscheidet das Verhältnis zwischen Kulturtätigkeit (Pflanzung, Holzentnahmen, Pflege, Nutzung) und Selbstregulation (Dynamik der Gehölzpopulationen) über die Trennung zwischen den Gruppen 'Forst' (überwiegend gepflanzt) und 'Wald' (überwiegend spontan aufgewachsen). Es ist über das Mengenverhältnis zwischen gepflanzten und spontan aufgewachsenen Individuen operabel. Ob die im Text benutzte 50% Schwelle hierzu sinnvoll ist, bleibt einer Überprüfung vorbehalten.

Die Wälder und Forsten werden weiter nach der Standortgeschichte (Kultureinfluß in der historischen

Dimension) und dem Kulturzweck differenziert, die Zusammensetzung und Struktur der Gehölzbestände im wesentlichen prägen. Ein auf einer Brachfläche aufgewachsener Gehölzbestand wird zum Wald, da seine Populationsdynamik weitgehend selbstgesteuert abläuft und nicht von direkter Einflußnahme auf die Zusammensetzung der Baumschicht bestimmt wird. Damit werden die Unterschiede hinsichtlich der Selbststeuerung bzw. des direkten Kultureinflusses im Vergleich zu Parkforsten ebenso transparent gemacht wie die Gemeinsamkeiten mit primären und sekundären Wäldern. Als ruderaler oder tertärer Wald benannt bleibt er jedoch als indirektes Kulturprodukt – da durch den anthropogenen Standort bestimmt – erkennbar. Der Gefahr der Austauschbarkeit, die z. B. bei der Anwendung der Eingriffsregelung besteht, könnte somit durch den Gebrauch einer differenzierten Terminologie bereits auf der sprachlichen Ebene entgegengewirkt werden.

In der benutzten Terminologie werden logische Inkonsistenzen zum Zwecke höherer Anschaulichkeit in Kauf genommen, die teilweise durch das Anknüpfen an bekannte Begriffe angestrebt wird. Die Begriffe Parkforsten oder Parkwälder wurden bereits früher, jedoch ohne nähere definitorische Präzisierung, für die Beschreibung von Gehölzbeständen in Parkanlagen benutzt (z. B. TREPL 1979, PASSARGE 1990). Auch Obstforsten dienen wirtschaftlichen Zwecken, jedoch ist der Unterschied zu den Wirtschaftsforsten eingängig, die terminologisch an die Wirtschaftswälder (z. B. bei ELLENBERG 1986) anschließen. Bei den Verkehrsforsten besteht dagegen die Verknüpfung mit dem Standort, nicht mit dem Zweck (sie behindern eher den Verkehr, mit Kraftfahrzeugen, als daß sie ihm dienen).

Wenn versucht wurde, die Hauptgruppen 'Wälder' und 'Forsten' auch auf landwirtschaftlich, gärtnerisch bzw. ruderale geprägten Standorten zu differenzieren, so mag dies als Anregung verstanden sein, Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen diesen Gruppen herauszuarbeiten und die Gliederung auf ihre Sinnhaftigkeit hin zu überprüfen. Ein Versuch ohne Anspruch auf Allgemeingültigkeit sei mit den Daten aus Tab. 1 auf Seite 419 skizziert: Sie enthält für verschiedene Gehölzbestände Angaben zur Grundfläche (Basalfläche), mithin zu einem Parameter, der bei forstlichen Bestandesanalysen häufig verwendet wird.

Die Zusammenstellung zeigt, daß ruderale Wälder bereits nach drei bis vier Jahrzehnten Grundflächen in der Spanne deutlich älterer Wirtschaftsforsten erreichen können. Hierbei bestehen hinsichtlich der Arten (z. B. *Robinia/Prunus mahaleb*) und Standorte (Trümmerschutt/Bahnschotter) deutliche Unterschiede. Der höchste Wert erreicht »Urwald-Dimension« ($84.7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) und wurde für ein 45-jähriges *Populus alba*-Polykormon berechnet. Ähnliche Di-

menionen können auch in Parkwäldern erreicht werden, wenn sich unter dem Schirm alter Bäume eine zweite, spontane Baumschicht verdichten konnte (z. B. $70 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ für eine alte, in der Nachkriegszeit verwilderte Parkanlage). Bei der Interpretation dieser Werte ist zu beachten, daß die zugrundeliegenden Bestandesgrößen im Bereich weniger 100 m^2 liegen. Waldeigenschaften, die sich u.a. aus dem Lichtklima ergeben (z. B. <3% rel. Beleuchtungsstärke in einem 35-jährigen Robinienbestand mit dichter *Sambucus*-Schicht, KOWARIK 1992), finden jedoch bereits in kleinen Gehölzbeständen ihren Ausdruck in der Artenzusammensetzung (z. B. PLATEN & KOWARIK 1995 zu Spinnen, Laufkäfern, Pflanzen).

Die Werte für junge und alte *Platanus*-Verkehrsforste belegen zumindest hinsichtlich der Biomasseproduktion den Forstcharakter der Bestände. Auch wenn derartige Bestände zumeist individuenzentriert untersucht werden (Baumschutz), stellt sich doch die Frage nach größeren, bestandsbezogenen Zusammenhängen. Systematische Untersuchungen im Straßenraum haben die feine räumliche Differenzierung der Krautschicht von Verkehrsforsten bestätigt, die auch bei den Bodenlebewesen eine Entsprechung zu finden scheint (z. B. SCHULTE & al. 1990, LANGER 1994). Mit der Ausbreitung der Platanen-Netzwanze und der Platanen-Miniermotte (BILLEN 1985, FRANKENHUYZEN 1983) zeichnen sich biozönotische Beziehungen innerhalb des Bestandes ab. Auch Verkehrsforsten könnten als Beispiel eines Forsttypes, der extremen Kultureinflüssen ausgesetzt ist, ergiebige Forschungsobjekte innerhalb von Wald-Forst-Vergleichen sein.

Danksagung

Für anregende Hinweise zum Text danke ich herzlich Dr. Michael Rode, Prof. Dr. Herbert Sukopp und Dr. Stefan Zerbe.

Gehölztyp und Beispiele	G	Alter		Tab. 1 Angaben zur Grundfläche (G, m ² ·ha ⁻¹) verschiedener Typen von Forsten und Wäldern (einschließlich von Auf- wuchsstadien), insbesondere des Siedlungsbereiches
Verkehrsforsten¹⁾				
Platanus-Rasterpflanzung (6 x 6m) (Märkisches Viertel, Berlin)	7.0	ca. 25-30 J.	[1]	
Platanus-Allee, vierreihig (Puschkin-Allee, Berlin)	34.5	ca. 120 J.	[2]	
ruderale Parkforsten²⁾				(Quellen: [1] berechnet nach KOWARIK et al. 1987, [2] diese Arbeit, [3] MÜCKE & KLIENE 1991, [4] RINGENBERG 1994, [5] KOWARIK 1992, [6] SEIDLING 1990, [7] SCHMITT 1993)
Spielplätze	5.4	?	[3]	
Schulhöfe	7.6	?	[3]	
Grünfläche (Altbaugebiet, Berlin-Mitte)	14.8	?	[3]	
ruderale Parkwälder				
Parkrelikt (Altbaugebiet, Berlin-Mitte)	70.6	?	[3]	
Parkforsten/-wälder²⁾				
Hamburger Gärten in:				
Blockbebauung	2.0	?	[4]	
Zeilenbebauung	2.7	?	[4]	
Einzelhausgebiete	9.7	?	[4]	
Elbchaussee	17.1	?	[4]	
ruderale Forsten				
Robinien-Forst (Teufelsberg, Berlin)	31.6	ca. 35 J.	[5]	
Wirtschaftsforsten				
Robinien-Forsten (Brandenburg)				
bei Jahnsfelde	37.9	ca. 59 J.	[5]	
bei Bollersdorf	42.4	ca. 69 J.	[5]	
Eichen-Kiefern-Forsten (Berlin)	20.6-39.9	> 40 J.	[6]	
primäre Wälder (Lüneburger Heide)				
Eichen-Buchenwälder	23.1	ca. 200 J.	[7]	
Eichen-Buchenwälder	16.2	ca. 200 J.	[7]	
sekundäre Wälder				
Anflugwälder (Lüneburger Heide) mit				
Pinus sylvestris/Betula pendula	20.3	29 J.	[7]	
Pinus sylvestris/Betula pendula	16.2	39 J.	[7]	
tertiäre Wälder (ruderale Wälder)				
auf Bahnschotter (Berlin) mit:				
Robinia pseudoacacia	bis 30.6	ca. 35 J.	[5]	
Betula pendula	bis 16.5	ca. 25 J.	[5]	
Prunus mahaleb	22.8	ca. 35 J.	[5]	
auf Trümmereschutt (Berlin) mit:				
Robinia pseudoacacia	bis 39.4	ca. 35 J.	[5]	
Populus alba	84.7	ca. 45 J.	[5]	

1) Bezugsfläche durch Kronentrauf bestimmt,

2) Grundstücksfläche unter Einschluß gehölzfreier Teile

Literatur

- ASMUS, U., 1981: Der Einfluß von Nutzungsänderung und Ziergärten auf die Florenzusammensetzung stadtnaher Forste in Erlangen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 117–121.
- BALDER, H., 1994: Untersuchungen zur Wirkung von Hunde-Urin auf Pflanzen. – Gesunde Pflanzen 46 (3): 93–102.
- BEUTLER, A. & SCHILLING, D. 1991: Säugetiere (ohne Fledermäuse und hochmarine Arten). – In: KAULE, G.: Arten- und Biotopschutz, S. 198–205. Ulmer, Stuttgart.
- BILLEN, W., 1985: Die Platanen-Netzwanzle nun auch in der Bundesrepublik Deutschland. – Gesunde Pflanzen 37 (12): 530–531.
- BLAB, J., 1985: Zur Machbarkeit von »Natur aus zweiter Hand« und zu einigen Aspekten der Anlage, Gestaltung und Entwicklung von Biotopen aus tierökologischer Sicht. – Natur u. Landschaft 60 (4): 136–140.
- BÖCKER, R. & GRENZIUS, R. (Ed.), BLUME, H.-P., KIRCHGEORG, A., RIPL, W., STÜLPNAGEL, A. V. & SUKOPP, H., 1987: Stadtökologische Raum-einheiten. – Umweltatlas Berlin, Karte 05.01. Berlin.
- BRANDES, D. & ZACHARIAS, D., 1990: Korrelation zwischen Artenzahl und Flächengröße von isolierten Habitaten dargestellt an Kartierungsprojekten aus dem Bereich der Regionalstelle 10B. – Flor. Rundbr. 23: 141–149.
- BRANDL, H., 1970: Der Stadtwald von Freiburg. Eine forst- und wirtschaftsgeschichtliche Untersuchung über die Beziehungen zwischen Waldnutzung und wirtschaftlicher Entwicklung der Stadt Freiburg vom Mittelalter bis in die Gegenwart. – Veröff. Archiv der Stadt Freiburg im Breisgau 12: 1–258.
- CAJANDER, A.J., 1926: The theory of forest types. – Acta Forest. Fenn. 29.
- DETTMAR, J., 1992: Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. – Diss. Bot. 191, 397 S.
- DWONKO, Z. & LOSTER, S., 1990: Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. – J. Veg. Sci. 1: 615–622.
- ELLENBERG, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 3. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- FISCHER, W., 1975: Vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisation von Waldstandorten im Berliner Gebiet. – Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 15 (1): 21–32.
- FRANKENHUYZEN, A. VAN, 1983: Phyllonoryctera platani. – Entomol. Ber. 43 (2): 19–25.
- GREY, G.W. & DENEKE, F.J., 1986: Urban forestry. – J. Wiley, New York.
- HORNSTEIN, F.V., 1954: Vom Sinn der Waldgeschichte. – Angew. Pflanzenoz. 2: 685–707.
- JALAS, J., 1955: Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. Acta Soc. Fauna Flora Fenn. 72 (11): 1–15.
- KOWARIK, I., 1988: Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 56: 1–280.
- KOWARIK, I., 1992: Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beih. 3, 188 S.
- KOWARIK, I., KRONENBERG, B., BRINKMEIER, R., & SCHMITT, P., 1987: Platanen auf Stadtstandorten. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 52: 1–105.
- KREFT, H., 1994: Zur »Natur« urbaner Wälder. – In HÜTTER, M. & REINIRKENS, P. (Hrsg.): Geoökologie. Beiträge zur Forschung und Anwendung (Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. H.-J. Klink), S. 103–114. Brockmeyer, Bochum.
- LANGER, A., 1994: Flora und Vegetation städtischer Straßen am Beispiel Berlins. – Landschaftsentw. u. Umweltforsch. S10: 1–199.
- LEUSCHNER, C., RODE, M. & HEINKEN, T. 1993: Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? – Flora 188: 239–249.
- LICHT, W. & KLOS S. (Hrsg.), 1991: Das Ökosystem Lennebergwald bei Mainz. Ergebnisse eines interdisziplinären Fortschungsprojektes 1987–1990. – Pollichia 23: 1–774.
- MCDONNELL, M.J. & RUDNICKY, J.L., 1989: Forty-eight years of canopy changes in a hardwood-hemlock forest in New York City. – Bull. Torrey Bot. Club 116 (1): 52–64.
- MEISEL-JAHN, S., 1955: Die Kiefern-Forstgesellschaften des nordwestdeutschen Flachlandes. – Angew. Pflanzenoz. 11: 1–126.
- MÜCKE, M. & KLIENE, R., 1991: Floristische und gehölzdemographische Untersuchungen des Scheunenviertels in Berlin-Mitte. – Unveröffentl. Diplomarbeit FU Berlin.
- NATH, M., 1989: Historische Pflanzenverwendung in Landschaftsgärten. Auswertung für den Arten-schutz. – Werner, Darmstadt.
- OTTO, H.-J., 1994: Waldökologie. – Ulmer, Stuttgart.
- PASSARGE, H., 1990: Ortsnahe Ahorn-Gehölze und Ahorn-Parkwaldgesellschaften. – Tuexenia 10: 369–384.
- PETERKEN, G.F. & GAME, M., 1984: Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in woodlands of central Lincolnshire. – J. Ecol. 72: 155–182.
- PLATEN, R. & KOWARIK, I. (1995): Dynamik von

- Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. – Verh. Ges. f. Ökologie 24 (im Druck)
- POTT, R. & HÜPPE, J., 1991: Die Hudelandshaften Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. Naturkd 53 (1/2): 1–313.
- REMMERT, H., 1985: Was geschieht im Klimax-Stadium? – Naturwiss. 72: 505–512.
- RINGENBERG, J. (1994): Analyse urbaner Gehölzbestände am Beispiel der Hamburger Wohnbebauung. – Verlag Dr. Krovac, Hamburg, 220 S.
- ROWNTREE, R.A., 1984: Ecology of the urban forest. Introduction to part 1. – Urb. Ecol. 8: 1–11.
- SCHMITT, U., 1993: Stand structure of early and late-successional forest communities in heathland-forest succession. – Scripta Geobot. 21: 67–72.
- SCHUBERT, R. 1991: Lehrbuch der allgemeinen Ökologie. – Fischer, Jena.
- SEIDLING, W., 1990: Räumliche und zeitliche Differenzierungen der Krautschicht bodensaurer Kiefern-Traubeneichenwälder in Berlin (West). – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme (Göttingen), Reihe A 61: 1–261.
- TREPL, L., 1979: Vegetation. In: SUKOPP, H. (Ltg.) & al.: Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Bau und Betrieb der BAB Berlin (West) auf den Großen Tiergarten. – Bd. 1, S. 38–43. Senator für Bau- und Wohnungswesen, Berlin.
- SCHULTE, W., FRÜND, H.-C., SÖNTGEN, M., GRAEF, U., RUSZKOWSKI, B. & VOGGENREITER, V., 1990: Zur Biologie städtischer Böden. – Schr.R. Landschaftspfl. Natursch. 33: 1–184.
- SUKOPP, H., 1972: Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Ber. Landwirtsch. 50: 112–130.
- SUKOPP, H. (Hrsg.), 1990: Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. – D. Reimer, Berlin.
- TÜXEN, R., 1950: Neue Methoden der Wald- und Forstkartierung. – Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 2: 217–219.
- WECK, J., 1956: Entwicklungsstufen und Gefügetypen von Baumbeständen. – Forstwiss. Centralbl. 75: 108–124.
- ZACHARIAS, D., 1993: Flora und Vegetation von Wäldern der Querco-Fagetea im nördlichen Harzvorland Niedersachsens unter besonderer Berücksichtigung der Eichen-Hainbuchen-Mittelwälder. – Diss. Naturwiss. Fak. TU Braunschweig.
- ZERBE, S., 1993: Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. Vegetation, Struktur und Vegetationsveränderungen eines Forstökosystems. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme Reihe A, 100: 1–173.
- ZERBE, S., 1994: Zur Umwandlung von Nadelholzreinbeständen in Laubmischwälder. – Forst und Holz 49: 482–484.

Adresse

Prof. Dr. Ingo Kowarik
Inst. f. Landschaftspflege und Naturschutz
- Angewandte Pflanzenökologie -
Universität Hannover
D - 30419 Hannover

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: [24_1995](#)

Autor(en)/Author(s): Kowarik Ingo

Artikel/Article: [Zur Gliederung anthropogener Gehölzbestände unter Beachtung urban-industrieller Standorte 411-421](#)