Jahrb. Bochumer Bot. Ver.	11	339–356	2020

Urbane Wälder im Ruhrgebiet – Klassifikation, Merkmale und Regulationsleitungen

TOBIAS SCHOLZ

1 Einleitung

Das Ruhrgebiet zeichnet sich aufgrund seiner verschiedenen Naturräume und seiner Siedlungs- und Industriegeschichte durch eine Vielzahl unterschiedlicher Waldtypen aus. Auf der einen Seite existieren Relikte der ursprünglichen Natur- und Kulturlandschaft in Form von Rotbuchen-Wäldern, Eichen-Hainbuchen-Wäldern und Birken-Eichen-Wäldern (HETZEL 2014), die durch die Siedlungsentwicklung inzwischen nicht mehr flächendeckend, sondern fragmentarisch die Landschaft im Ballungsraum prägen. Auf der anderen Seite hat die industrielle Vergangenheit der ehemaligen Kohle- und Montanregion im Zuge ihres Niedergangs zur Entwicklung junger Pionierwälder geführt, die sich auf den ehemaligen Stätten der Bergbau- und Stahlindustrie spontan entwickelt haben und die inzwischen als städtische Freiräume erschlossen sind (WEIß 2003).

Der Bund Deutscher Forstleute (BDF) hat im Jahr 2019 die urbanen Wälder an Rhein und Ruhr zum Waldgebiet des Jahres gekürt. Grund dafür ist die überaus wichtige Rolle der eher kleinflächigen Waldbestände für die Metropolregion als Frei- und Erholungsraum, soziale Begegnungsstätte und für den Natur- und Umweltschutz im Ballungsraum (BDF 2018).

2 Definition Urbaner Wälder

Bei urbanen Wäldern handelt es sich nicht um einen geschlossenen, großen und einheitlich gewachsenen Waldkomplex, sondern um einen intensiv genutzten Kulturraum mit vielfältigen, eher kleinflächigen Wäldern, die durch eine Vielfalt an Funktionen, Standorten, Eigentümern, Nutzern und Interessierten geprägt sind (BDF 2018). Eine einheitliche Definition urbaner Wälder gibt es nicht. Viel mehr kursieren verschiedene Begriffe, die Wald- und Gehölzbestände in der Stadt oder in Stadtnähe beschreiben, darunter „Wald im Ballungsraum“ (BROGGI 1999), „siedlungsnaher, großstadtnaher Wald“ (KVR 1993) oder „ballungsraumnaher Wald“ (MARSCHNER 1990) oder einfach „Stadtwald“, wobei letzterer auch ein besitzrechtlicher Begriff ist (DOHLEN 2006). In der Definition von ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) werden urbane Wälder nicht explizit berücksichtigt, da nach ihnen Wälder als natürliche oder naturnahe Baumbestände verstanden werden, während die Produkte forstwirtschaftlicher Kultivierung als „Forste“ zu bezeichnen sind. Der Typus „urbaner Wald“ passt nicht in diese Definition, da dieser nicht zwangsläufig naturnah ist und auch nicht primär zur Holzerzeugung genutzt wird. Das Bundeswaldgesetz ist schon allgemeiner und bewertet jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche als Wald, unabhängig von der Baumhöhe oder vom Kronenschluss. Damit werden urbane Waldflächen im Bundeswaldgesetz berücksichtigt.

Auch hinsichtlich der Mindestflächengröße, der Baumhöhe und des Kronenschlusses gibt es verschiedene Auffassungen der Abgrenzung. Grundsätzlich ist die Untergrenze dort zu setzen, wo durch die geringe Ausdehnung des Areals ein eigenes Bestandsklima und spezifische Habitateigenschaften nicht mehr ausgebildet werden können (BREUSTE 2019). Das LANUV NRW definiert flächenhafte Baumbestände erst ab einer Größe von 1 ha und einer Breite von mindestens 50 m als Wald, während kleinere Baumbestände als Kleingehölze klassifiziert werden (LANUV NRW 2018). Die Mindestgröße von 1 ha wird durch wissenschaftliche Untersuchungen gestützt, wonach sich ein typisches Waldklima und eine gewisse ökosystemare Stabilität erst ab dieser Flächengröße einstellen (BURKHARDT & al. 2008, THOMASIS & SCHMIDT

1996). KREFT (1993) weist hingegen darauf hin, dass Waldbestände in der Stadt durch die Fragmentierung häufig Flächengrößen unter 1 ha aufweisen und daher gemäß der Biotoperfassung des LANUV NRW eher den Kleingehölzen zugeordnet werden müssten. Dies berücksichtigt DOHLEN (2006) und zählt alle Baumbestände ab einer Mindestflächengröße von 2.500 m² und einer Breite von 10 m zum urbanen Wald. Des Weiteren müssen die Baumbestände stark anthropogen geprägt und beeinflusst sein, das Kronendach muss mehr oder weniger geschlossen sein und auf 50 % der Fläche muss eine Kraut-, eine Moos- oder eine initiale Humusauflage vorhanden sein. Die vergangenen oder aktuellen Nutzungsansprüche führten zu einer messbaren Strukturveränderung und einer Beeinträchtigung von Waldfunktionen (DOHLEN 2006). LESER (2008), DIETRICH (2013) und LIU & al. (2003) geben als Untergrenze 5.000 m² an, BURKHARDT & al. (2008) definieren die Untergrenze bei 3.000 m² (BREUSTE 2019).

In der internationalen Literatur findet sich der Begriff der „urban woods and woodland“, wobei hier dem 1 ha Kriterium gefolgt wird, ergänzt um eine Mindestbaumhöhe von 5 m und einem Kronenschluss von >30 % (RANDRUP & al. 2005). Neben dem Begriff „urban woodland“ existiert noch der Begriff des „urban forest“, welcher dem Namen nach jedoch nicht nur flächige Baumbestände umfasst, sondern auch Stadt- und Straßenbäume, Alleen und Bäume in Parks, Gärten und Friedhöfen. ROWNTREE (1984) benennt zur Abgrenzung des „urban forest“ einen Kronenschluss von 10 %, um den gesamten Baumbestand einer Stadt begrifflich zu fassen.
Dass es keine einheitliche Definition von urbanen Wäldern gibt, liegt an den unterschiedlichen Zugängen der Akteure, die den Wald nutzen (LUND 2002). So würden Erholungssuchende schon kleinere baumbestandene Flächen als „Wald“ auffassen, während aus forstwirtschaftlicher oder ökologischer Sicht Wälder eine gewisse Mindestflächengröße aufweisen müssen, um bestimmte kennzeichnende Funktionen zu erfüllen. Auch die Bewohner des Kernruhrgebiets werden kleinflächigere Baumbestände eher als Wald wahrnehmen, als Bewohner von Gemeinden in den waldreichen Mittelgebirgen NRWs. Des Weiteren verändert sich der Zugang zu Wäldern auch mit der Zeit. Während der Wald früher primär zur Holzerzeugung genutzt wurde, wird heutzutage die regulierende, soziale und erholungsspendende Funktion von Wäldern hervorgehoben und der Wald multifunktional bewirtschaftet, wobei die unterschiedlichen Interessen der verschiedenen Akteure (Forstwirte, Waldbesitzer, Anwohner und Erholungssuchende, Wissenschaftler) aufeinander abgestimmt werden müssen (HELMS 2002, MKULNV NRW 2018).

Summiert man diese verschiedenen Definitionen, können urbane Wälder allgemein als flächenhafte Baumbestände variabler Größe innerhalb, am Rande oder im weiteren Einflussbereich von Städten und Siedlungsstrukturen aufgefasst werden, deren Standortbedingungen weitgehend durch die unmittelbare Nähe zum Menschen beeinflusst werden und die für die Menschen in Städten zahlreiche ökologische, regulative sowie sozio-kulturelle Funktionen erfüllen, die durch das Waldklima und die speziellen Lebensraumbedingungen erfüllt werden. Urbane Wälder können im privaten oder im öffentlichen Eigentum liegen und sind in der Regel für die Bevölkerung zugänglich.

3 Verbreitung und Baumartenzusammensetzung urbaner Wälder im Ruhrgebiet

Nach offiziellen Zahlen des Landesbetriebs Wald und Holz liegt der Waldanteil in den Verwaltungsgrenzen des Revierforstamts Ruhrgebiet mit 22 % etwas unterhalb des NRW-Durchschnitts von 27 % (LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ 2014). Demnach befinden sich ca. 747 km² bewirtschafteter Wald in den Verwaltungsgrenzen des Regionalforstamts Ruhrgebiet, welches die Städte Bochum, Bottrop, Dortmund, Duisburg, Ennepe-Ruhr-Kreis, Essen,

Gelsenkirchen, Hagen, Hamm, Herne, Mülheim, Oberhausen, Recklinghausen und Unna umfasst. Zu ähnlichen Zahlen kommt die Auswertung des Digitalen Landschaftsmodells (GEOBASIS.NRW 2017) (Abb. 1). Betrachtet man ausschließlich die als Wälder klassifizierten Flächen, umfasst der urbane Wald eine Fläche von 640 km². Hinzu kommen Gehölzbestände, die gemäß der in Kapitel 1 getroffenen Definition ebenfalls zu den urbanen Wäldern gezählt werden können und deren Fläche 182 km² beträgt. Zusammengenommen beläuft sich die Flächengröße der urbanen Wälder damit auf 822 km², was rund 24 % der Gesamtfläche des Ruhrgebiets entspricht. Etwa ein Viertel des Ruhrgebiets ist somit bewaldet.

Große, zusammenhängende Wälder befinden sich nur in den Randbereichen der Metropolregion, vor allem im Kreis Recklinghausen (Raum Haltern), Ennepe-Ruhr-Kreis, in Hagen, bei Oberhausen und Bottrop (Köllnischer Wald und Hiesfelder Wald) sowie an der Stadtgrenze zwischen Mülheim und Duisburg (Duisburger Stadtwald, Schlengerholzbachtal, Wambachtal und Oembergmoor, Grindsmark, Rahmer Benden) (Abb. 1). Dabei stellt sich die Frage, inwieweit diese großen zusammenhängenden Waldgebiete noch als urbane Wälder bezeichnet werden können. Unbestritten ist, dass die Wälder durch Erholungssuchende genutzt werden. Ob deren Standortbedingungen jedoch weitgehend und flächendeckend durch die menschliche Siedlungsnähe geprägt sind, ist fraglich.

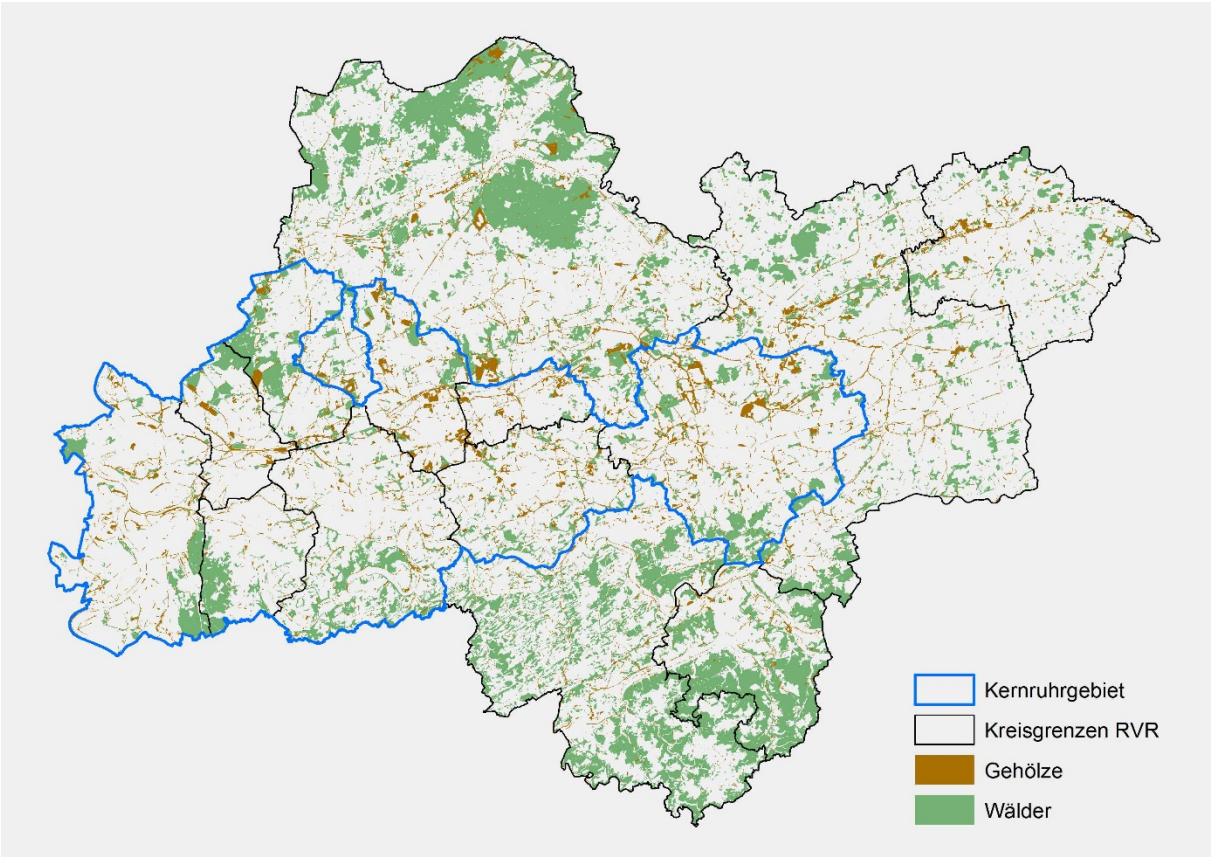

Abb. 1: Gehölz- und Waldbestände in den Verwaltungsgrenzen des Forstamtes Ruhrgebiet. Datenbasis: GEOBASIS.NRW 2017.

In den Ruhrgebietskernstädten werden die einzelnen Waldbestände hingegen immer kleiner und fragmentierter (Abb. 2). Gleichzeitig nehmen die als Gehölze klassifizierten Flächen zu. In den Kernstädten des Ruhrgebiets (Duisburg, Mülheim, Oberhausen, Bottrop, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Bochum und Dortmund) beläuft sich die Waldfläche auf 223 km², was rund 17 % der Gesamtfläche der Städte ausmacht.

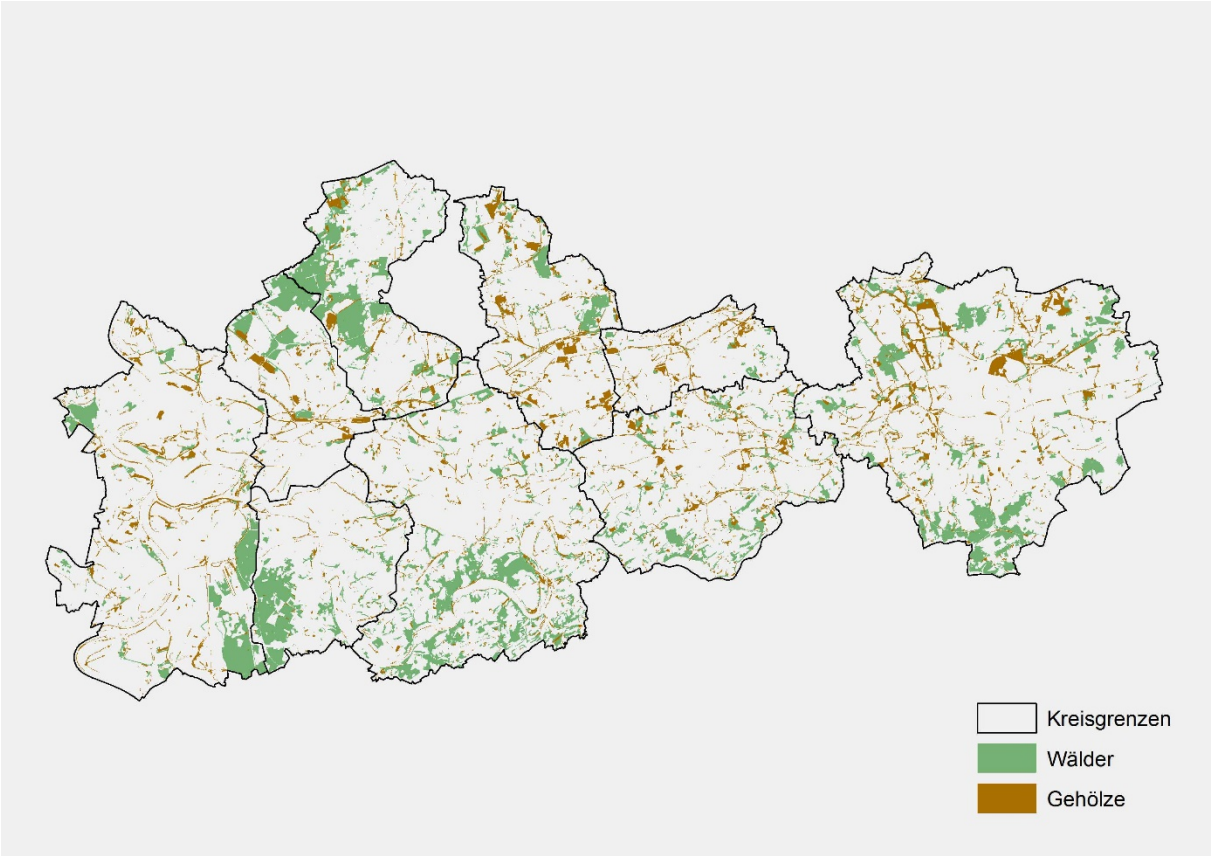

Abb. 2: Gehölz- und Waldbestände in den Kernstädten des Ruhrgebiets (Duisburg, Mülheim, Oberhausen, Bottrop, Essen, Gelsenkirchen, Herne, Bochum und Dortmund). Datenbasis: GEOBASIS.NRW 2017.

Die Baumartenzusammensetzung ist im Ruhrgebiet ausgeglichener als in anderen Forstbezirken in NRW. Häufigste Baumart ist mit rund 25 % die Eiche (*Quercus*), gefolgt von der Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) und anderen Laubbaum- und Nadelbaumarten. Im Ruhrgebiet überwiegen mit über 50 % Laubbaumarten, wodurch die Region über dem Durchschnitt in NRW liegt. Das Ruhrgebiet ist neben dem Forstbezirk Rhein-Sieg-Kreis die einzige Region in NRW, in der mehr Laubbaumarten als Nadelbaumarten stocken (LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NRW 2014), was vor allem daran liegt, dass im Ruhrgebiet großflächige Fichtenforste fehlen.

4 Klassifizierung urbaner Wälder

Urbane Wälder lassen sich aus räumlicher, funktionaler und historischer Perspektive kategorisieren (Tab. 1). Aus räumlicher Perspektive unterscheidet KOWARIK (2005) zwischen „Urbanen Wäldern“, die isoliert zwischen Siedlungsstrukturen oder am Rande von Siedlungsstrukturen liegen, „Peri-urbanen Wäldern“ in der Nähe von Siedlungen, die jedoch zur Naherholung noch erreichbar sind und „Nicht-urbanen Wäldern“, die weit außerhalb von Siedlungen liegen. Je näher sich die Waldgebiete am Siedlungsraum befinden, desto größer ist die Prägung der Waldstrukturen durch den urbanen Einfluss. Gleichzeitig nimmt die soziale und regulierende Bedeutung des Waldes für den Menschen zu, während die forstliche Nutzung der Bestände an Bedeutung verliert.

Tab. 1: Klassifizierung urbaner Wälder aus räumlicher, funktionaler und historischer Perspektive (zusammengestellt aus KOWARIK 2005, BURKHARDT & al. 2008 und BREUSTE & al. 2016). pnV = potenziell natürliche Vegetation; KUP = Kurzumtriebsplantage.

Waldtyp (räumliche Perspektive)	**Beschreibung**	**Räumliche Merkmale**
Urbaner Wald	Wälder zwischen urbanen Flächen oder am Rande von Siedlungen	Isoliert innerhalb urbaner Flächen oder zwischen dem urbanen Raum und der offenen Kulturlandschaft; hohe soziale Funktion und starker urbaner Einfluss; Produktionsfunktion untergeordnet
Peri-urbaner Wald	Wälder in der Nähe von Siedlungen, die zur Naherholung noch erreicht werden können	Element der offenen Kulturlandschaft, aber durch menschlichen Einfluss geprägt
Nicht-urbaner Wald	Wälder abseits urbaner Strukturen	Element einer naturnahen Landschaft weitgehend ohne menschlichen Einfluss; Produktionsfunktion steht im Vordergrund; soziale Funktion untergeordnet
Waldtyp (funktionale Perspektive)	**Beschreibung**	**Funktionale Merkmale**
Nachbarschaftswald	Relativ kleine Wälder in Wohngebieten	Positive Auswirkungen auf das Lokalklima; helle, einsichtige und einladende Waldstruktur; hohe Bedeutung für Nutzergruppen mit eingeschränkter Mobilität (Kinder, ältere Menschen); oft unzureichende Pflege und Müllablagerungen
Stadtteilwälder	Mittelgroße Wälder, oft zwischen Stadtteilen liegend	Nutzung durch Anwohner, durchquerende Fußgänger und Radfahrer; Abgestuftes Management bezogen auf Nutzungsintensitäten
Erholungswald	Große Waldgebiete (> 60 ha), meist am Stadtrand	Verschiedene Waldstrukturen als Mosaikbestand möglich; hohe Vielfalt und Naturnähe möglich; vielfältige Möglichkeiten der Naturerfahrungen; Ausstattung mit Wegen, Sitzplätzen, Hinweistafeln und andere Freizeitinfrastruktur
Produktionswald	Forstgebiete außerhalb von Städten	Holzproduktion steht im Mittelpunkt; je nach Bedarf weitere Funktionen wie Naturschutz oder Erholung
Waldtyp (historische Perspektive)	**Beschreibung**	**Merkmale der Waldstrukturen**
Altwaldrelikte	Naturwald oder dessen Reste	Alte Waldbestände (> 100 Jahre); Artenzusammensetzung nahe an der pnV; Waldnutzung nicht primär zur Holzgewinnung
Wälder der Kulturlandschaft	Rein forstlich genutzte Wälder	Alters- und Waldstruktur primär durch forstliche Maßnahmen geprägt; Fichtenmonokulturen oder KUP; eher untypisch für die urbanen Wälder des Ruhrgebiets
Funktionswälder	Wälder in Parkanlagen und Aufforstungen auf Haldenkörpern	Aufforstung rein unter technischen oder landschaftsästhetischen Aspekten; hohe Artenvielfalt mit teils fremdländischen Gehölzen
Sukzessionswälder	Spontane Pionierwälder auf Brachflächen der urban-industriellen Stadtlandschaft	Waldbestände, die sich spontan ohne waldbauliche Maßnahmen auf innerstädtischen Brachflächen etabliert haben; durch Pionierbaumarten (Birke, Weide, Pappel) oder Neophyten (Robinie) geprägt; Waldstruktur häufig sehr heterogen, dadurch sehr artenreich

BURKHARDT & al. (2008) unterteilen urbane Waldtypen nach ihrer Funktion für die Bevölkerung. Nachbarschaftswälder sind demnach kleinflächige Waldbestände in Wohngebieten, die eine hohe Bedeutung für das Lokalklima im Quartier haben und intensiv durch die Anwohner genutzt werden. Der urbane Einfluss ist in diesen Beständen hoch. Mittelgroße Wälder, die häufig zwischen Stadtteilen liegen, werden als Stadtteilwälder bezeichnet. Diese Waldbestände werden durch Anwohner, aber auch von Fußgängern und Radfahrern für den Durchgangsverkehr genutzt. Erholungswälder sind große Waldgebiete meist am Rande von Städten, die eine Freizeitinfrastruktur (ausgebautes Wegenetz, Sitzplätze, Hinweistafeln) besitzen. Forstgebiete außerhalb von Städten, die primär der Holzgewinnung dienen, werden nach BURKHARDT & al. (2008) als Produktionswälder bezeichnet.

Eine Möglichkeit der Klassifikation urbaner Wälder, welche die Historie der Waldentwicklung abbildet, liefert KOWARIK (2005). Hierbei werden vier Typen urbaner Wälder unterschieden:

- „Old Wilderness“: Reste unverfälschter Wälder (Altwaldrelikte),
- „Traditional Cultural Landscape“: Rein forstlich genutzte Wälder,
- „Functional Greening“: Wälder in Park- und Grünanlagen und Aufforstungen auf Haldenkörpern,
- „New Wilderness“: Natürliche Waldsukzession auf urban-industriellen Standorten.

Aus zeitlicher Perspektive können speziell die urbanen Wälder im Ruhrgebiet aufgrund der langen Siedlungs- und Industriegeschichte und der Stadtentwicklung der Metropolregion als sehr vielfältig charakterisiert werden. Daher soll im Folgenden dem Klassifikationsschema gefolgt und eine Einordnung der urbanen Wälder des Ruhrgebiets vorgenommen werden.

Altwaldrelikte (**„Old Wilderness“**) sind zum einen durch ihr hohes Alter und zum anderen dadurch gekennzeichnet, dass sie hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung recht nahe an der potenziell natürlichen Vegetation liegen und die Waldnutzung nicht primär der Holzgewinnung dient, sondern andere Funktionen (Naturschutz, Erholung) überwiegen. Je nach Lage im Ruhrgebiet und Standort können dies Hainsimsen-Buchen-Wälder (v. a. südliches Ruhrgebiet im Einflussbereich des Karbons), Flattergras-Buchen-Wälder und Waldmeister-Buchen-Wälder (mittleres Ruhrgebiet, auf Lösslehm), Eichen-Hainbuchen-Wälder (Abb. 3) und Eichen-Birken-Wälder (nördliches Ruhrgebiet, auf Sand) sowie Eichen-Buchen-Wälder sein. An Sonderstandorten treten Eschen-Auwälder und Erlen-Bruchwälder auf (HETZEL 2014).

Abb. 3: Eichen-Hainbuchen-Bestand in der Resser Mark in Gelsenkirchen (16.05.2017, T. SCHOLZ).

Abb. 4: Buchenaltwaldbestand im Rheinelbe-Park in Gelsenkirchen-Ückendorf mit Blühaspekt von *Anemone nemorosa* (14.04.2018, T. SCHOLZ).

Großflächig zusammenhängende Altwälder finden sich überwiegend am Rande der Ruhrgebietsstädte. Dennoch konnten kleinere Relikte von Altwaldbeständen auch im Stadtinneren in Form von Parkanlagen erhalten werden. Ein Beispiel stellt der Rheinelbe-Park in Gelsenkirchen-Ückendorf dar, in dessen Kern ein Buchenaltbestand innerhalb eines ehemaligen Villenparks konserviert wurde, der auf ca. 150 bis 200 Jahre datiert werden kann. Pflanzensoziologisch ist der Bestand als Waldmeister-Buchenwald (*Galio-Fagetum*) auf Lösslehm zu klassifizieren. Im Frühjahr ist er gekennzeichnet durch zahlreiche, z. T. auch anspruchsvolle Frühjahrsgeophyten wie *Anemone nemorosa*, *Allium ursinum*, *Polygonatum multiflorum* oder *Corydalis cava* (Abb. 4). Innerhalb des Ballungsraums sind solche Bestände jedoch selten und durch den hohen Besucherdruck und die Isolation deutlich geprägt bzw. gefährdet, was sich im konkreten Fall durch stellenweise große Brennnesselfluren und das Vorhandensein zahlreicher Trampelpfade bemerkbar macht.

Die Wälder der **„Traditional Cultural Landscapes“** sind nach KOWARIK (2005) Waldbestände, deren Struktur und Artenzusammensetzung stark durch historische oder moderne waldbauliche Maßnahmen geprägt sind. In NRW trifft diese Definition am ehesten auf Fichtenmonokulturen oder Kurzumtriebsplantagen zu. Urbane Waldbestände, die primär zur Holzerzeugung genutzt werden, sind im Ruhrgebiet selten. Die urbanen Wälder sind häufig zu klein und lohnen sich nicht für eine ausschließliche forstliche Nutzung. Des Weiteren würde eine rein forstliche Nutzung der Erholungs- und Klimaschutzfunktion entgegenstehen. Anwohner haben häufig eine hohe emotionale Bindung an den benachbarten Wald und nehmen waldbauliche Veränderungen deutlich wahr. Daher werden die Waldbestände im Ruhrgebiet multifunktional bewirtschaftet (MKULNV NRW 2018), sodass der Typus der rein forstlich genutzten Wälder in der Regel nicht auf die Wälder des Ruhrgebiets zutrifft. Auf der anderen Seite gehen Bestrebungen dahin, auf ehemaligen Zechenbrachen Kurzumtriebsplantagen (Biomasseparks) zu entwickeln (ZEPP & al. 2012) (Abb. 5), die dem Charakter rein forstlich genutzter Wälder entsprechen würden.

Abb. 5: Erlen- und Weiden-Jungpflanzen einer Kurzumtriebsplantage im Biomassepark auf dem Gelände der ehemaligen Zeche Hugo in Gelsenkirchen-Buer (21.10.2019, T. SCHOLZ).

Abb. 6: Funktionaler Mischwaldbestand zur Stabilisierung der Blücher Halde in Bochum-Günnigfeld (15.05.2017, T. SCHOLZ).

Gezielt angepflanzte, großflächige Baumbestände in Parkanlagen können als **Funktionswälder („Functional Greening“)** bezeichnet werden. Der Zweck der Aufforstung ist dabei rein funktional und richtet sich allein nach technischen oder landschaftsästhetischen Aspekten (Abb. 6). Daher können insbesondere auch Aufforstungen auf Haldenkörpern zu dieser Kate-

gorie gezählt werden, deren primärer Zweck die Stabilisierung des Haldenkörpers ist. Kennzeichen dieser Wälder ist die hohe Vielfalt an unterschiedlichen, teils fremdländischen Baum- und Straucharten (RINGENBERG 1994).

Sukzessionswälder der Kategorie **„New Wilderness“** unterscheiden sich von anderen urbanen Waldtypen darin, dass sie aus natürlichen Sukzessionsprozessen hervorgegangen sind, diesen in ihrer Entwicklung unterliegen und nicht durch waldbauliche Maßnahmen verändert werden (KOWARIK 2005). Im Ruhrgebiet tritt dieser Waldtypus vor allem in Form von sog. Industriewäldern auf, die sich nach der Stilllegung der Betriebsflächen der Kohle- und Montanindustrie spontan entwickeln konnten (DETTMAR 1992, WEIß & al. 2005, GAUSMANN 2012). Die Wälder bauen sich entweder überwiegend aus Pionierbaumarten auf wie Birken, Weiden und Pappeln (Abb. 7 & 8) oder bestehen zum großen Teil aus neophytischen Gehölzen, wobei hier insbesondere die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) zu nennen sind (KEIL & LOOS 2005, WITTIG 2008). Die Böden der Industriewälder sind Zeugnis der Industrie- und Siedlungsgeschichte und bestehen fast vollständig aus anthropogenen Substraten (Bauschutt, Schlacke, Aschen, Bergematerial). Je nach Substratzusammensetzung können sich die Wuchsbedingungen für die Waldbestände stark unterscheiden (REBELE & DETTMAR 1996, HILLER & MEUSER 1998, KASIELKE & BUCH 2012, SCHOLZ & al. 2018). Ein Ökogramm der in der Berliner Innenstadt spontan auftretenden Gehölze hat SUKOPP (1990) vorgelegt.

Abb. 7: Birken-Pionierwald auf dem Gelände der ehemaligen Zeche Hannover in Bochum (15.05.2017, T. SCHOLZ).

Abb. 8: Weidenwald aus Korb-Weide (*Salix viminalis*) auf der Halde Rheinelbe in Gelsenkirchen (04.08.2017, T. SCHOLZ).

Die meisten Industriewälder im Ruhrgebiet haben inzwischen ein hohes Alter erreicht und befinden sich in der Zerfallsphase. Bis heute ist es nicht klar, wie sich die Wälder nach der Pionierbaumphase weiterentwickeln werden (GAUSMANN 2012). Auffällig ist, dass sich in der Krautschicht der Pionierwälder nur wenige Keimlinge der Pionierbaumarten wiederfinden, sondern die Krautschicht durch Keimlinge von Folgebaumarten (v. a. Berg-Ahorn, *Acer pseudoplatanus*) geprägt ist. Dies könnte ein Anzeichen dafür sein, dass die Pionierwälder perspektivisch durch Übergangsbaumarten ersetzt werden. Die Sukzession auf postindustriellen Flächen wird im Rahmen des Industriewaldprojekts von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe untersucht (WEIß & al. 2005, KEIL & SCHOLZ 2016).

Tab. 2: Zuordnung von typischen Waldbeständen im Ruhrgebiet zu historischen Waldtypen nach KOWARIK (2005).

Waldtyp (historische Perspektive	**Waldbestände im Ruhrgebiet**
Altwaldrelikte	Eichen-Buchen-Wälder, Hainsimsen-Buchen-Wälder, Flattergras-Buchen-Wälder, Waldmeister-Buchen-Wälder, Eichen-Hainbuchen-Wälder, Eichen-Birken-Wälder, Eschen-Auwälder, Erlen-Bruchwälder
Rein forstlich genutzte Wälder	Kurzumtriebsplantagen, Nadelholzforste eher untypisch für die Region
Funktionswälder	Flächig aufgeforstete Baumbestände in Parkanlagen und Aufforstungen zur Stabilisierung von Haldenkörpern
Sukzessionswälder	Autochthone Birken-, Pappel-, Weiden-, Götterbaum- und Robinien-Wälder, insbesondere auf alten Werksflächen der Kohle- und Montan-industrie oder entlang von Bahngleisen

5 Ökologische und floristische Merkmale urbaner Wälder

Die urbanen Waldtypen unterscheiden sich in verschiedenen Merkmalen (Abb. 9). So nimmt die Habitatkontinuität von den Altwaldrelikten zu den Sukzessionswäldern kontinuierlich ab. Während die Altwaldrelikte und die rein forstlich genutzten Waldbestände recht homogene Standortbedingungen aufweisen, sind Sukzessionswälder durch ihre ungestörte Sukzession und die unterschiedlichen Wuchsbedingungen auf kleinstem Raum, bedingt durch die Zusammensetzung der Substrate im Boden, in ihrer Wald- und Altersstruktur äußerst heterogen.

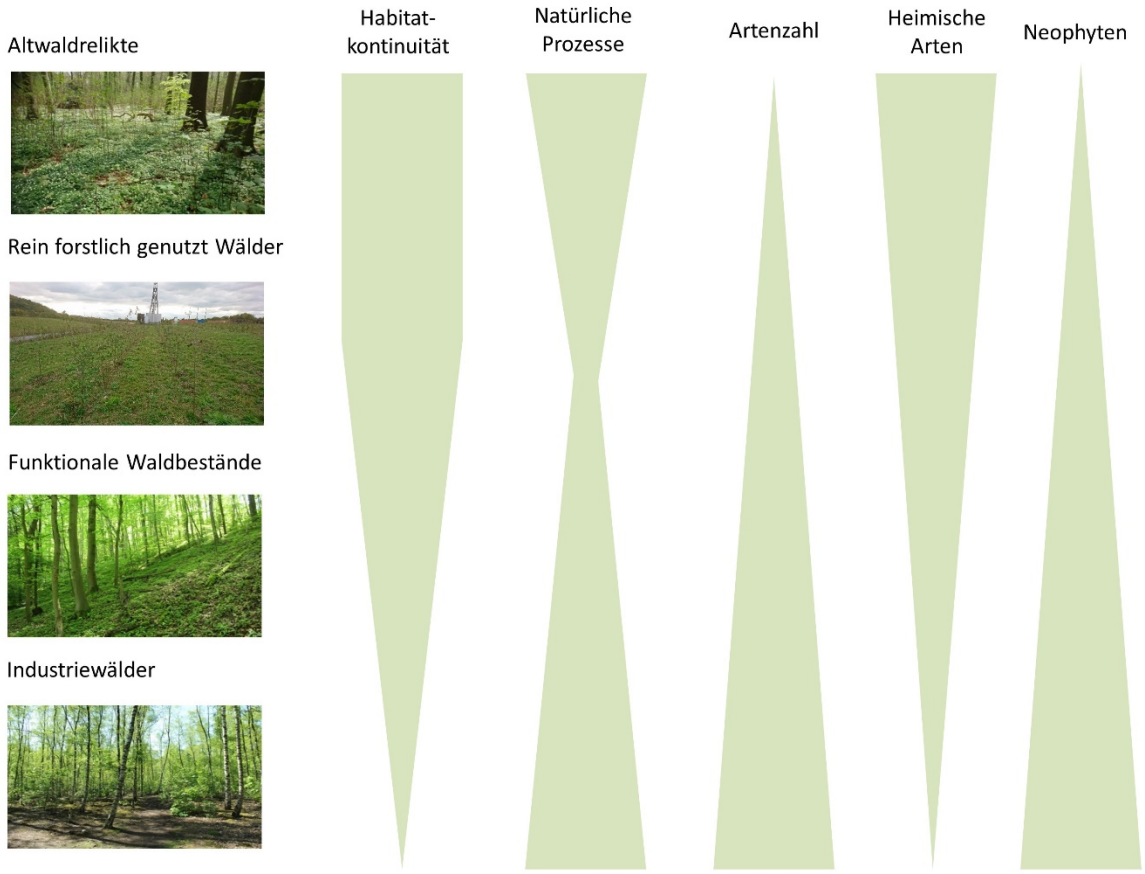

Abb. 9: Merkmale verschiedener urbaner Waldtypen (verändert nach KOWARIK 2005).

Häufig wechseln sich dichtere und offenere Bereiche auf wenigen Metern ab. Durch diesen Ökoton-Charakter sind die Artenzahlen häufig hoch, da sich nicht nur typische Waldarten in den Wäldern finden, sondern auch Arten des Halboffenlandes und, in besonders lichten Beständen, auch Offenlandarten. In funktionalen Waldbeständen kann die Artenzahl durch die gezielte Anpflanzung verschiedener Gehölzarten ebenfalls hoch sein.

Sukzessionswälder sind häufig durch einen hohen Anteil neophytischer Sippen geprägt, während in den Altwaldrelikten überwiegend heimische Arten zu finden sind. Natürliche Sukzessionsprozesse können vor allem in den Altwaldrelikten und in den Sukzessionswäldern ablaufen. In rein forstlich genutzten Wäldern überwiegen hingegen die Kultivierung und Pflege der Bestände. In Funktionswäldern kann je nach Standort ein anderer Grad der Kultivierung vorherrschen. Während Waldbestände in Parkanlagen häufig einer intensiveren Pflege unterliegen, können Waldbestände auf Haldenkörpern fast vollständig der Sukzession unterworfen sein und sich damit in ihren Merkmalen den Sukzessionswäldern ähneln.

Wesentliches Merkmal urbaner Wälder ist der menschliche Einfluss, der die Standortbedingungen und die Artenzusammensetzung im Wald maßgeblich beeinflusst (Tab. 3). Im Ruhrgebiet hat der Bergbau großflächig zu Bergsenkungen geführt, sodass insbesondere in der Emscherregion vielfach Waldbestände mit hohem Grundwasserstand vorhanden sind. Auf der anderen Seite wurden auf Haldenkörpern Waldbestände etabliert, die durch die Abdichtung der Halde keinerlei Zugang zum Grundwasser haben. In urbanen Waldböden finden sich häufig Beimengungen von anthropogenen Substraten, die die Bodenkennwerte beeinflussen. Im Falle der Sukzessionswälder auf Altindustriestandorten können die Böden auch vollständig durch anthropogene Substrate aufgebaut werden. Eine starke Prägung des Waldes wird vor allem durch den Besucherdruck und das dichte Wegenetz hervorgerufen. Dies macht sich vor allem durch Trittbelastung bemerkbar, die zur Bodenverdichtung führt. Als Folge ist nur eine reduzierte oder eine fehlende Humusauflage festzustellen. Im Bereich der Waldwege führt eine Auflichtung des Kronendaches zu veränderten Licht- und Feuchtebedingungen. Durch Einträge von Stickoxiden (NO_x), die Entsorgung von Gartenabfällen und den Eintrag von Hundeurin und -kot sind die Waldbestände durch Eutrophierung gekennzeichnet. Die Nähe zu Siedlungsstrukturen führt zu einer Wärmebegünstigung, was sich insbesondere im Winter durch weniger Frostereignisse äußert. Schließlich ist in urbanen Wäldern kaum Verbiss festzustellen, da der Besatz an Schalenwild durch die ständige Störung durch Erholungssuchende und die Isolierung gering ist. Die Intensität des menschlichen Einflusses hängt stark von der räumlichen Lage und der Erreichbarkeit der Wälder ab. Generell ist die Intensität bei urbanen Wäldern höher als bei peri-urbanen.

Die ökologischen Merkmale beeinflussen das Arteninventar in urbanen Wäldern, wobei bei hohem Erholungsdruck zunächst ein Rückgang von anspruchsvollen Waldarten zu beobachten ist. Demgegenüber werden vor allem wuchskräftige Stickstoff- und Störzeiger wie Große Brennnessel (*Urtica dioica*), Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), verschiedene *Rubus*-Arten sowie trittresistente Arten z. B. Einjähriges Rispengras (*Poa annua*) und Breitblättriger Wegerich (*Plantago major*) gefördert. Auch zeigt sich ein hoher Anteil epizoochorer Arten, deren Klettfrüchte sich an der Kleidung oder im Fell von Hunden verfangen und im Wald ausgebreitet werden z. B. Echte Nelkenwurz (*Geum urbanum*) und Großes Hexenkraut (*Circaea lutetiana*). Durch die Nähe zu Grundstücken und Gärten werden häufig Gartenabfälle in den angrenzenden Wäldern entsorgt, was zur Ausbreitung von häufig nicht-heimischen Gartenpflanzen (*Rhododendron* spec., *Fallopia japonica*, *Mahonia aquifolium*, *Vinca minor*, *Aucuba japonica*, *Prunus laurocerasus*, *Viburnum rhytidophyllum*) in den Wäldern beiträgt. Viele dieser Gartenflüchter sind immergrüne

Sträucher, die sich häufig in den Wäldern etablieren können, da sie im Winter vom Wärmeinseleffekt der Stadt profitieren (HETZEL 2012).

Im Folgenden werden die typischen Merkmale urbaner Wälder noch einmal zusammengefasst (nach KREFT 1993, DOHLEN 2006, HETZEL 2012).

Ökologische Merkmale
• Grundwasserveränderung durch Bergbau, Abgrabung und Aufschüttung • Bodenkennwerte z. T. durch anthropogene Substrate beeinflusst • veränderte Bodenverhältnisse durch Verdichtungen • reduzierte oder fehlende Humusauflage • Trittbelastung durch Erholungsdruck und ein dichtes Wegenetz • veränderte Licht-, Wasser- und Nährstoffverhältnisse in der Nähe der Wege • Einfluss städtischer Überwärmung, dadurch weniger Frostereignisse • Eutrophierung durch Eintrag von Stickoxiden (NO_x) durch Entsorgung von Gartenabfällen und Eintrag von Hundeurin und -kot • Eintrag von gas- und partikelförmigen Luftschadstoffen (NO_x, SO2, PM10, PM2,5) • kaum Verbiss durch eine geringe Schalenwilddichte
Floristische Merkmale
• Rückgang heimischer Arten in Abhängigkeit vom urbanen Einfluss • hoher Anteil neophytischer Sippen, insbesondere durch die Entsorgung von Gartenabfällen • Förderung wuchskräftiger Stickstoff- und Störzeiger • Förderung trittresistenter Pflanzenarten • Förderung epizoochorer Arten • Förderung wärmeliebender, z. T. immergrünen Gehölzsippen, die vom Wärmeinseleffekt in Städten profitieren • Förderung lichtliebender Saumgesellschaften an Waldwegen

6 Regulative Eigenschaften urbaner Wälder im Ballungsraum

Obwohl urbane Wälder aus botanischer Perspektive häufig durch Ubiquisten und Störzeiger gekennzeichnet sind und damit zumeist keine hohe floristische Bedeutung haben, erfüllen sie doch zahlreiche regulative Eigenschaften für die umliegenden Siedlungen. Folgende Funktionen können für urbane Wälder hervorgehoben werden:

- Sequestrierung und Speicherung von CO_2 in Biomasse und Boden
- Produktion von Sauerstoff und Frischluft für die umliegenden Siedlungen
- Filterung von Feinstäuben und gasförmigen Luftschadstoffen über das Blätterdach
- Reduzierung der Hitzebelastung am Tage durch Schattenwurf und Transpiration
- Regenwasserrückhalt im Bodenwasserspeicher des Waldbodens und durch Interzeption
- Reduzierung der Lärmbelastung

Einige dieser Wirkungen werden im Folgenden exemplarisch beleuchtet.

6.1 Funktion als CO_2-Senke

Über den Prozess der Photosynthese wird der Atmosphäre CO_2 entzogen und im Zuge der Assimilation Kohlenstoff in Zucker umgewandelt, der in der Biomasse eingelagert wird (Abb. 10). Die Umwandlung von Kohlenstoff in Knospenschuppen, Blüten und Blätter kann als

kurzfristiger C-Speicher bezeichnet werden, da der Baum diese im Herbst abwirft. Langfristig gespeichert ist der Kohlenstoff, der in verholzende Biomasse umgesetzt wird. Das gefallene Laub und Totholz gelangen in den Waldboden, der als zweiter wesentlicher Kohlenstoffspeicher in urbanen Wäldern fungiert. Dieser Speicher wird jedoch langsam von Makro- und Mikroorganismen aufgebraucht. Zur Energiegewinnung müssen diese heterotrophen Organismen atmen, wodurch der Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre rückgeführt wird. Ein Teil des Kohlenstoffs ist löslich und kann daher mit dem Sickerwasser bis ins Grundwasser gelangen. Je nachdem, ob das Waldwachstum oder die Zersetzung im Wald überwiegen, können Wälder daher sowohl eine Senke als auch eine Quelle für CO_2 sein.

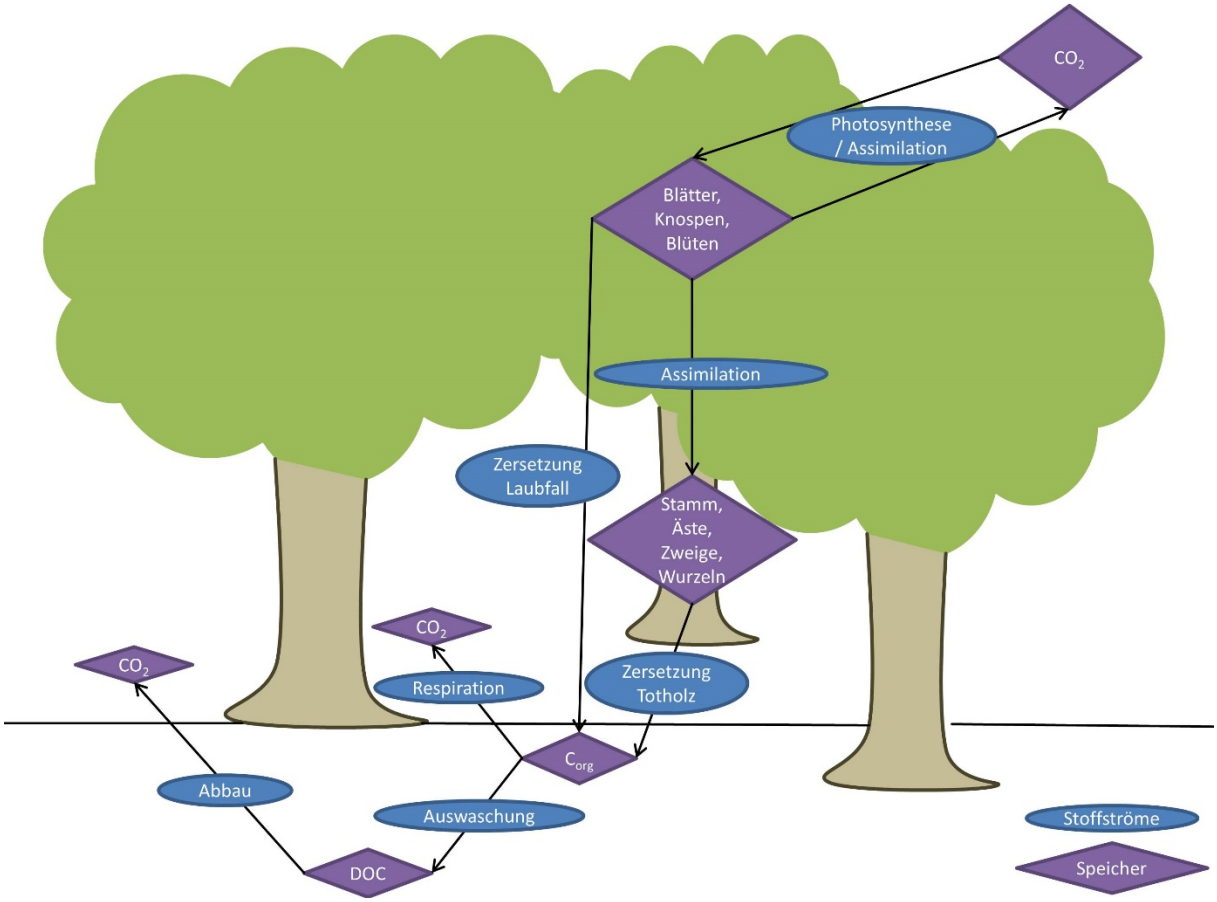

Abb. 10: Schematischer Kohlenstoffkreislauf im Wald. DOC = Dissolved Organic Matter (löslicher Kohlenstoff), C_{org} = organischer Kohlenstoff (Original).

6.2 Filterleistung gegenüber gasförmigen Schadstoffen und Feinstäuben

Städte weisen im Gegensatz zum Umland eine höhere Belastung mit Feinstäuben und Luftschadstoffen auf. Ursache dafür ist zum einen der aktive Ausstoß gasförmiger und fester Partikel in Städten und zum anderen die häufig mangelnde Durchlüftung stark bebauter Straßenzüge in Kombination mit geringer Luftfeuchte (TEEB DE 2016). Hinzu kommt die häufig mangelnde Begrünung von Straßen, wobei Stadtgrün als Filter wirken kann. In der Stadt wird die Luftqualität vor allem durch den Kfz-Verkehr gemindert. Als weitere Emittenten sind Industrie-, Kleingewerbe und Hausbrand zu nennen (KUTTLER 2009).

Bäume und Sträucher tragen zur Reduzierung von Feinstäuben und gasförmigen Luftschadstoffen bei. Dies geschieht auf zwei Wegen: Gasförmige Luftschadstoffe werden aufgrund ihrer Größe (< 1 µm) direkt im Blatt angereichert, während sich Feinstäube auf dem Blatt temporär ablagern. Zum anderen verändert die Vegetation indirekt die Windverhältnisse, die Temperatur und die Luftfeuchtigkeit am Standort (PFANZ & al. 2006, MENKE & al. 2008). Im Lee von Hecken oder ähnlichen Vegetationsstrukturen entstehen nahezu windfreie Zonen, die ein Aufwirbeln von Feinstäuben verhindern. Hinzu kommt die Erhöhung der Luftfeuchtigkeit durch Transpiration der Bäume und Sträucher. Feinstäube dienen dabei als Kondensationskerne und ziehen die produzierte Luftfeuchtigkeit an. Um die Staubpartikel bildet sich dann ein Wasserfilm, welcher die Stäube in Form der nassen Deposition sedimentieren lässt (KNIESEL 2016).

Blätter stehen durch die Spaltöffnungen im ständigen Stoffaustausch mit der Atmosphäre. Im Zuge des Gasaustauschs gelangen neben CO_2 und O_2 gasförmige wasserlösliche Stoffe wie CO, SO_2, NO_x und O_3 in das Blatt und reichern sich in den Hohlräumen an. Da die Spaltöffnungen nachts geschlossen sind, ist dieser Bindungspfad nur tagsüber wirksam. Organische Verbindungen, wie PCB, Dioxine und Furane sind wasserunlöslich und werden schwerpunkthaft an der Fettschicht der Blattoberfläche gebunden, gehen in die Cuticula über und werden in das Blattinnere transportiert (MENKE & al. 2008). Bei der Anreicherung von gasförmigen Verbindungen, besonders aber bei SO_2 und O_3, kann es zu Gewebeschäden im Blatt kommen.

Im Gegensatz zur Bindung von gasförmigen Stoffen kann Feinstaub nicht nach dem „Staubsaugerprinzip“ aufgenommen werden, sondern gelangt über den Wind auf das Blatt und lagert sich temporär ab (PFANZ & FLOHR 2007, KNIESEL 2016). Unebenheiten auf der Blattfläche (Blattnervatur) oder Blattbehaarung verstärken den Effekt mechanisch. Auch die Blattfeuchtigkeit oder das Vorhandensein von klebrigen Ölen auf der Blattoberfläche verbessern die Haftfähigkeit für Feinstaub (MENKE & al. 2008). Die Feinstäube werden schließlich vom Blatt zeitlich verzögert abgewaschen und in den Boden eingetragen. Die Fähigkeit Feinstaub zu filtern hängt von der anatomischen und morphologischen Struktur des Blattes ab und ist von Baumart zu Baumart unterschiedlich (BECKETT & al. 2000). Wesentliche Einflussgrößen sind die Blattfläche, die Anzahl der Blätter, die Blattrandgestaltung, die Fiederung der Blätter, die Kronendichte, die Flexibilität der Äste und die Dauer der Belaubung (PFANZ & FLOHR 2007). Besonders effektive Feinstaubfilter sind Nadelbäume, da sie zum einen eine sehr große Blattoberfläche aufweisen, zum anderen zumeist immergrün sind und damit auch im Winter als Filter fungieren. Gleichzeitig verharren sie bei Wind in relativ starrer Haltung, während Blätter von Laubbäumen bewegt werden und Feinstäube heruntergeweht werden können (JONAS 1984). Sommergrüne Laubbäume verlieren ihre Filterfähigkeit weitgehend im Winter im Zuge des Blattverlustes (MENKE & al. 2008).

Die Filterfähigkeit unterscheidet sich räumlich. In direkter Nähe zur Emissionsquelle filtern Bäume mehr Luftschadstoffe als im Abstand dazu. Auch sind einzeln stehende Bäume weniger effektiv als Baumgruppen oder Baumhecken (TYRVÄINEN & al. 2005). Neben diesen beschriebenen Akkumulatoren existieren Baumarten, die sich durch glatte Blattoberflächen auszeichnen oder sogar einen Lotuseffekt ausgebildet haben. Auf solchen Blättern wird der Feinstaub sehr schnell abgewaschen oder weggeweht, sodass diese keine nennenswerte Filterfunktion aufweisen (KNIESEL 2016, THÖNNESEN 2002). Die Bedeutung der Vegetation als natürlicher Luftfilter wurde bereits durch verschiede Studien dargelegt (z. B. BECKETT & al. 1998, DONOVAN & al. 2005, TAKASHI & al. 2005, NOWAK & al. 2006). JONAS (1984) und PASKOVA (1989) bescheinigen vor allem den Arten *Betula pendula*, *Tilia cordata*, *T. platyphyllos*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Fagus sylvatica* ein hohes Staubabfangvermögen. DOCHINGER (1980) konnte feststellen, dass in urbanen Laubwaldbeständen die

Feinstaubbelastung um 27 % reduziert wird, in nicht-urbanen Wäldern um 30 %. In Nadelwäldern war die Feinstaubbelastung sogar um 42 % (nicht-urbaner Wald) bzw. 38 % (urbaner Wald) reduziert.

6.3 Klimatische Regulation

Im Gegensatz zu versiegelten Flächen sind Grünflächen in der Lage, Wärmeinseleffekte in Städten abzuschwächen (SHASHUA-BAR & HOFFMANN 2000). Die Wasserspeicherung in Boden und Biomasse führt in Folge der Evapotranspiration zur Erhöhung des latenten Wärmestroms. Dadurch wird der fühlbare Wärmestrom, der direkt zur Temperaturerhöhung führt, herabgesetzt. Der Wärmeeindringkoeffizient von Grünflächen ist damit geringer, wodurch sich von Vegetation bewachsene Flächen weniger stark aufheizen als versiegelte Flächen (KUTTLER 2009). Die höchste Effektivität in der Reduzierung städtischer Überhitzung zeigen baumbestandene Freiflächen (TYRVÄINEN & al. 2005). Eine spürbare Temperaturabsenkung ist tagsüber sogar nur unter Bäumen möglich (MATHEY & al. 2011). Hierbei kommt neben der Kühlleistung durch die Evapotranspiration die direkte Beschattung der Oberfläche zum Tragen, wobei die Strahlungsabsorption und -reflexion durch die Baumkrone ein Aufheizen der darunterliegenden Fläche verhindert (BONGARDT 2006). PAULEIT & DUHME (2000) konnten zeigen, dass die Kühlleistung von Grünflächen mit dem Gehölzanteil anstieg. In einer Computersimulation mit ENVI-Met und HIRVAC-2D erreichten Wälder an einem heißen Sommertag (14:00 Uhr) die höchste Absenkung der Lufttemperatur von 2,24 K (MATHEY & al. 2011, LEHMANN & al. 2014), wobei ein starker Zusammenhang zum spezifischen Grünvolumen hergestellt werden konnte. Lufttemperaturunterschiede zu versiegelten Flächen von 5 K sind innerhalb von Wäldern häufig zu beobachten. An besonders heißen Tagen kann der Unterschied sogar 10 K betragen (MATHEY & al. 2011).

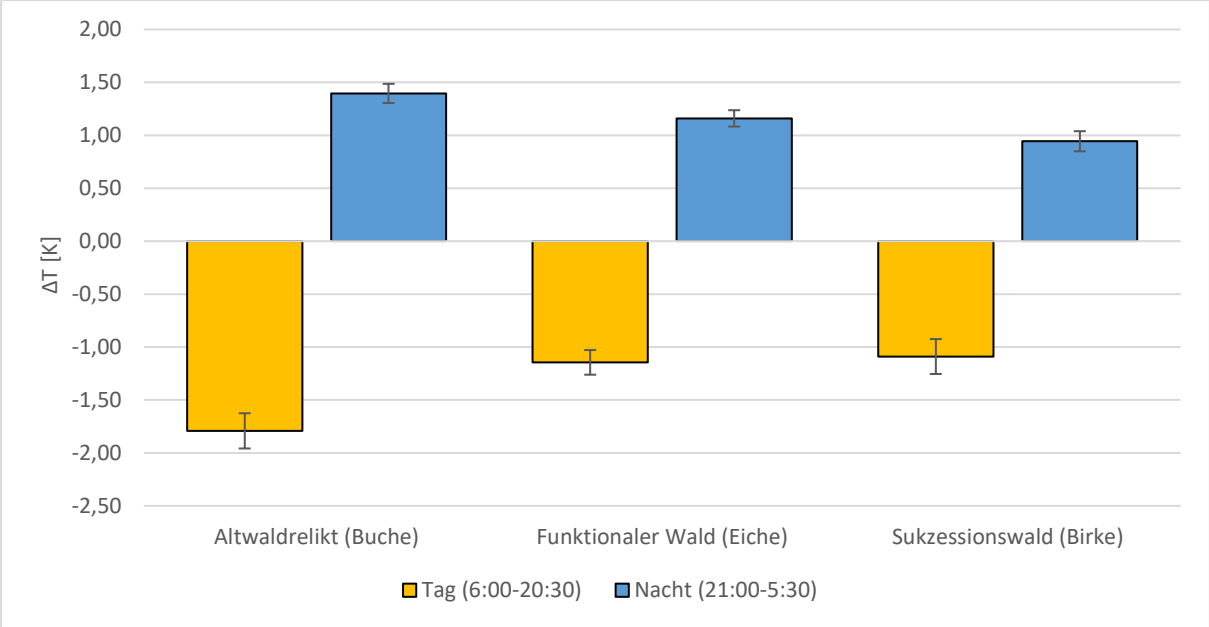

Abb. 11: Tages- und Nachtmittelwerte der Abweichung der Lufttemperatur (ΔT) in Kelvin zur Ludger-Mintrop-Stadtklimastation Bochum (LMS) in drei unterschiedlichen Waldbeständen während einer Strahlungswetterperiode zwischen dem 06.05. und 08.05.2018 (Original).

Abb. 11 zeigt die Abweichung der Tages- und Nachmittelwerte in verschiedenen Typen urbaner Wälder im Ruhrgebiet zur Stadtklimastation in Bochum. Hierbei wird deutlich, dass urbane Wälder vor allem die Hitzebelastung am Tage deutlich absenken können. Der untersuchte Altwald war in dem betrachteten Zeitraum in der Lage, die Temperatur am Nachmittag zum

Zeitpunkt der höchsten Hitzebelastung um 2,5 K abzusenken. Jedoch zeigt sich, dass die Wälder während der Nacht weniger gut auskühlen, als die Flächen der Stadtklimastation. Grund dafür ist das Blätterdach, welches zwar tagsüber die kurzwellige Solarstrahlung daran hindert, den Waldboden zu erreichen, nachts dafür aber auch verhindert, dass die langwellige Wärmestrahlung den Waldinnenraum verlassen kann (TEULING & al. 2010). Dadurch ist das Waldklima insgesamt ausgeglichener als das urbane oder Freilandklima. Für die Bildung von Kaltluft sind Wälder demnach nicht geeignet. Es zeigen sich darüber hinaus auch deutliche Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Waldtypen, die ebenfalls auf das Blätterdach zurückzuführen sind. So ist der Altwald aufgrund einer höheren Blattmasse besser in der Lage, das Klima zu regulieren, als der Birken-Sukzessionswald mit einer geringeren Blattmasse.

6.4 Hydrologische Regulationsfunktion

Bei Niederschlagsereignissen wird durch die Phytomasse (Blätter, Zweige, Stamm) ein erheblicher Anteil des Niederschlags temporär und dauerhaft zurückgehalten. Temporär, da ein Teil des Wassers über den Stammabfluss und den abtropfenden Niederschlag den Bodenwasserspeicher zeitverzögert erreicht; dauerhaft, da ein Teil des Wassers direkt von der Baumkrone evaporiert, was als Interzeptionsverdunstung oder Interzeptionsverlust bezeichnet wird. Neben dem Wasserverlust über die Interzeptionsverdunstung ist jedoch auch der Niederschlagsgewinn durch abgesetzten Niederschlag, wie Tau, Reif, Nebelniederschlag und Raufrost in dem Begriff inkludiert (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996).

Einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Interzeption hat die Beschaffenheit der Vegetationsstruktur am Standort. Hierbei spielen vor allem folgende Parameter eine entscheidende Rolle (nach MITSCHERLICH 1971, BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996):

- Art der Vegetationsdecke: Belaubungsdauer, Beschaffenheit der Borke
- Aufbau und Mischungsformen von Baumbeständen
- Bestandsdichte: Bedeckungsgrad, Blattfläche, Blatt- und Aststellung, Verzweigung, Kronenansatz
- Wachstumsbonität: Zuwachs der Blattfläche und des Kronenschlusses pro Zeiteinheit

Die Größenordnungen bei der Interzeptionsspeicherung verschiedener Baumarten bei Einzelregenereignissen in der Vegetationsperiode liegen bei Nadelbäumen zwischen 1,2 bis 4 mm, bei Laubbäumen bei etwa 0,6 mm (MITSCHERLICH 1971). Dass die Interzeptionsverdunstung einen beträchtlichen Anteil zur gesamten Evapotranspiration in Waldbeständen beisteuert, zeigen verschiedene Untersuchungen. So liegt die Interzeptionsverdunstung bei immergrünen Nadelbäumen (Kiefer, Fichte, Tanne, Douglasie) ganzjährig zwischen 30 bis 40 % des Freilandniederschlags. Bei sommergrünen Laubbäumen wie Buche und Eiche geht in der Vegetationszeit 20 bis 30 % des Freilandniederschlags, außerhalb der Vegetationszeit 10 bis 20 %, über die Interzeptionsverdunstung verloren (BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996). Dieses Wasser gelangt nicht zum Abfluss, der dadurch reduziert wird. Das fehlende Abflussvolumen mindert den Oberflächenabfluss und die damit einhergehende Bodenerosion. Da in Städten der Anteil versiegelter und verdichteter Flächen sehr hoch ist, gelangt der größte Teil des Niederschlagswassers direkt zum Oberflächenabfluss und in die Kanalisation (TYRVÄINEN & al. 2005). Waldflächen können damit die Auslastung der urbanen Kanalisation bei Starkregenereignissen verringern und der Erosion offener urbaner Böden vorbeugen. Hierbei kommt nicht nur die Interzeption, sondern auch der Bodenwasserspeicher von Waldböden zu tragen.

Literatur

BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H.-J. 1996: Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1. Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie, 2. Aufl. – Berlin, Stuttgart.

BDF (BUND DEUTSCHER FORSTLEUTE) 2018: Waldgebiet des Jahres 2019. Urbane Wälder Rhein/Ruhr. – Pressemitteilung vom 21. November 2018.

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H. & TAYLOR, G. 1998: Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. – Environmental Pollution 99: 347–360.

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H. & TAYLOR, G. 2000: Effective tree species for local air-quality management. – J. Arboriculture 26(1): 12–19.

BONGARDT, B. 2006: Stadtklimatologische Bedeutung kleiner Parkanlagen, dargestellt am Beispiel des Dortmunder Westparks. – Diss., Univ. Duisburg-Essen (Essener Ökolog. Schr. 24).

BREUSTE, J. 2019: Die Grüne Stadt. Stadtnatur als Ideal, Leistungsträger und Konzepte für Stadtgestaltung. – Berlin.

BREUSTE, J., PAULEIT, S., HAASE, D. & SAUERWEIN, M. 2016: Stadtökosysteme. Funktion, Management und Entwicklung. – Berlin, Heidelberg.

BROGGI, M.-F. 1999: Wald im Ballungsraum, einige neu-alte Gedanken. – Forum für Wissen 1: 35–40.

BURKHARDT, I., DIETRICH, R., HOFFMANN, H., LECHNER, J., LOHMANN, K., SCHODER, F. & SCHULTZ, A. 2008: Urbane Wälder. Abschlussbericht zur Voruntersuchung für das E+E -Vorhaben „Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel, ein Beitrag zur Stadtentwicklung“. In: BfN (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 63. – Bonn.

DETTMAR, J. 1992: Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. – Diss. Bot. 191.

DIETRICH, R. 2013: Urbaner Wald Leipzig. 2. Fachsymposium „Stadtgrün“ 11.-12. Dezember 2013. – Berlin-Dahlem.

DOCHINGER, L. S. 1980: Interception on airborne particles by tree planting. – J. Environ. Qual. 9: 265-268.

DOHLEN, M. 2006: Stoffbilanzierung in urbanen Waldökosystemen der Stadt Bochum. – Bochumer Geograph. Arb. 73.

DONOVAN, R. G., STEWART, H. E., SUSAN, M., OWEN, A., MACKENZIE, A. R. & HEWITT, C. N. 2005: Development and application of an Urban Tree Quality Score for photochemical pollution Episodes using Birmingham, United Kingdom, area as case Study. – Environ. Sci. Technol. 39: 6730–6738.

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Aufl. – Stuttgart.

GAUSMANN, P. 2012: Ökologie, Floristik, Phytosoziologie und Altersstruktur von Industriewäldern des Ruhrgebiets. – Diss., Ruhr-Universität Bochum.

GEOBASIS.NRW 2017: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS). Digitale Landschaftsmodelle. Stand 7/2017. – Köln.

HELMS, J. 2002: Forest terminology in relation to societal change and decision making. In: KAENNEL DOBBERTIN, M. & PRÜLLER, R. (Hrsg.): Forest terminology: living expert knowledge. – IUFRO occasional Paper 14 (Wien).

HETZEL, I. 2012: Ausbreitung klimasensitiver ergasiophygophytischer Gehölzsippen in urbanen Wäldern im Ruhrgebiet. – Diss. Bot. 411.

HETZEL, I. 2014: Physische Geographie von Bochum und Herne. Naturräume, Geologie, Böden, Klima und Vegetation im mittleren Ruhrgebiet. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver 5: 32–57.

HILLER, D. A. & MEUSER, H. 1998: Urbane Böden. – Berlin, Heidelberg.

JONAS, R. 1984: Ablagerung und Bindung von Luftverunreinigungen an Vegetation und anderen atmosphärischen Grenzflächen. – Diss., Technischen Hochschule Aachen.

KASIELKE, T. & BUCH, C. 2012: Urbane Böden im Ruhrgebiet. – Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 3: 73–102.

KEIL, P. & LOOS, G. H. 2005: Urban woodland flora and vegetation on industrial fallow land in the Ruhrgebiet as a product of culture and natura, an outline of general tendencies. Electron. – Publ. Biological Station of Western Ruhrgebiet 2: 1–13.

KEIL, P. & SCHOLZ, T. 2016: Sukzessionsforschung auf Altindustriestrandorten. Analyse der Monitoringergebnisse im Industriewaldprojekt. – Natur in NRW 2016(3): 26–30.

KNIESEL, B. 2016: Dust and noise reduction. In: ROLOFF, A. (Hrsg.): Urban Tree Management for the Sustainable Development of Green Cities. – Oxford.

KOWARIK, I. 2005: Wild urban woodlands: Towards a Conceptual Framework. In: KOWARIK, I. & KÖRNER, S. (Hrsg.): Wild urban woodlands. New Perspective for Urban Forestry. – Berlin, Heidelberg.

KREFT, H. 1993: Zur „Natur“ urbaner Wälder. In: HÜTTER, M. & REINIRKENS, P. (Hrsg.): Geoökologie. Beiträge zur Forschung und Anwendung. – Festschrift für Hans-Jürgen Klink (Bochum).

KUTTLER, W. 2009: Klimatologie. – Paderborn.

KVR (KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET) 1993: Wald im Ballungsraum. Beiträge und Materialien zur Informationsveranstaltung am 07.02.1992. – Arbeitsheft Ruhrgebiet A 042 (Essen).

LANDESBETRIEB WALD UND HOLZ NRW 2014: Die Wälder Nordrhein-Westfalens im Blick. Ergebnisse der landesweiten Waldinventur 2014. – Münster.

LANUV NRW (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) 2018: Referenzliste Biotoptypen mit Definitionen. Stand April 2018. – Recklinghausen.

LEHMANN, I., MATHEY, J., RÖßLER, S., BRÄUER, A. & GOLDBERG, V. 2014: Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects. – Ecolog. Indicators 42: 58–72.

LESER, H. 2008: Stadtökologie in Stichworten, 2. Aufl. – Berlin.

LIU, C. F., LI, M. M., HE, X.Y., CHEN, W., XU, W. Y., ZHAO, G. L. & NING, Z. H. 2003: Concept discussion and analysis of urban forest. – Chinese J. Ecol. 22(5): 146–149.

LUND, H. G. 2002: Coming to terms with politicians and definitions. In: KAENNEL DOBBERTIN, M. & PRÜLLER, R. (Hrsg.): Forest terminology: living expert knowledge. – IUFRO occasional Paper 14 (Wien).

MARSCHNER, B. 1990: Elementumsätze in einem Kiefernökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluss einer Kalkung/Düngung. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme A 60 (Göttingen).

MATHEY, J., RÖßLER, S., LEHMANN, I., BRÄUER, A., GOLDBERG, V., KURBJUHN, C. & WESTBELD, A. 2011: Noch wärmer, noch trockener? Stadtnatur und Freiraumstrukturen im Klimawandel. – Naturschutz & Biologische Vielfalt 111. (Bonn-Bad Godesberg).

MENKE, P., THÖNNESSEN, M., BECKRÖGE, W., BAUER, J., SCHWARZ, H., GROß, W., HIEMSTRA, J. A., SCHOENMAKER-VAN DER BIJL, E. & TONNEIJK, A. E. G. 2008: Bäume und Pflanzen lassen Städte atmen. Schwerpunkt Feinstaub. – Broschüre des Forums Die Grüne Stadt.

MITSCHERLICH, G. 1971: Wald, Wachstum und Umwelt. – Waldklima und Waldwachstum, Bd. 2. – Frankfurt.

MULNV NRW (MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) 2018: Waldbaukonzept Nordrhein-Westfalen. Empfehlungen für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. – Düsseldorf.

NOWAK, D. J., CRANE, D. E. & JACK, C. S. 2006: Air pollution removal by urban trees in the United States. – Urban Forestry & Urban Greening 4: 115–123.

PASKOVA, M. 1989: Bewertung ausgewählter Baum- und Straucharten nach ihrem Staubabfangvermögen. – Mitt. Dtsch. Dendrolog. Ges. 79: 141–147.

PAULEIT, S. & DUHME, F. 2000: Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. – J. Landscape Urban Planning 52(1): 1–20.

PFANZ, H. & FLOHR, S. 2007: Die Wirkung von Holzgewächsen auf Stäube und die mögliche Rückwirkung der Stäube auf die Pflanzen. In: ROLOFF, A., THIEL, D. & WEIß, H. (Hrsg.): Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. Tagungsband zu den Dresdener Stadtbaumtagen am 15./16.3.2007. – Forstwiss. Beitr. Tharandt, Beih. 6: 58–66.

PFANZ, H., FLOHR, S. & WITTMANN, C. 2006: Das Staubabfangvermögen von Vegetation. Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. – TASPO 3: 12–15.

RANDRUP, T. B., KONIJNENDIJK, C., DOBBERTIN, M. K. & PRÜLLER, R. 2005: The concept of urban forestry in Europe. In: KONIJNENDIJK, C., NILSSON, K., RANDRUP, T. B. & SCHIPPERIJN, J. (eds.): Urban Forests and Trees, Chapter 1: 9–21. – Berlin.

REBELE, F. & DETTMAR, J. 1996: Industriebrachen. Ökologie und Management. – Stuttgart.

RINGENBERG, J. 1994: Analyse urbaner Gehölzbestände am Beispiel der Hamburger Wohnbebauung. – Hamburg.

ROWNTREE, R. 1984: Ecology of the urban forest. Introduction to Part I. – Urban Ecol. 9: 229–243.

SCHOLZ, T., KEIL, P. & SCHMITT, T. 2018: Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit von Sukzessionsstadien auf Industriebrachen – Eine Fallstudie im Landschaftspark Duisburg-Nord. – Decheniana 171: 24–37.

SHASHUA-BAR, L. & HOFFMAN, M. E. 2000: Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. An empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees. – Energy and Buildings 31: 221–235.

SUKOPP, H. 1990: Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. – Berlin.

TAKASHI, M., HIGAKI, A., NOHNO, M., KAMADA, M., OKAMURA, Y., MATSIU, K., KITANI, S. & MORIKAWA, H. 2005: Differential assimilation of nitrogen dioxide by 70 taxa of roadside trees at an urban pollution level. – Chemosphere 61: 633–639.

TEEB DE (NATURKAPITAL DEUTSCHLAND) 2016: Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen. – Berlin, Leipzig.

TEULING, A., SENEVIRATNE, S., STÖCKLI, R., REICHSTEIN, M., MOORS, E., CIAIS, P., LUYSSAERT, S., VAN DEN HURK, B., AMMANN, C., BERNHOFER, C., DELLWIK, E., GIANELLE, D., GIELEN, B., GRÜNWALD, T., KLUMPP, K., MONTAGNANI, L., MOUREAUX, C., SOTTOCORNOLA, M. & WOHLFAHRT, G. 2010: Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. – Nature Geosci. 3(10): 722–727.

THOMASIS, H. & SCHMIDT, P. A. 1996: Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Umweltschutz, Grundlagen und Praxis 10. – Bonn.

THÖNNESSEN, M. 2002: Die Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (*Parthenocissus tricuspidata*). Nährelemente, Anorganische Schadstoffe, Platin-Gruppen-Elemente, Filterleistung, Immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. – Kölner Geograph. Arb. 78.

TYRVÄIN, L., PAULEIT, S., SEELAND, K. & DE VRIES, S. 2005: Benefits and uses of urban forests and trees. In: KONIJNENDIJK, C. C., NILSSON, K., RANDRUP, T. B. & SCHIPPERIJN, J. (Hrsg.): Urban Forests and Trees. A Reference Book. – Berlin, Heidelberg.

WEIß, J. 2003: „Industriewald Ruhrgebiet“ – Freiraumentwicklung durch Brachensukzession. – Natur in NRW 28(1): 55-59.

WEIß, J., BURGHARDT, W., GAUSMANN, P., HAAG, R., HAEUPLER, H., HAMANN, M., LEDER, B., SCHULTE, A. & STEMPELMANN, I. 2005: Nature returns to abandoned industrial land: Monitoring succession in urban-industrial woodlands in the German Ruhr. In: KOWARIK, I. & KÖRNER, S. (Hrsg.): Wild Urban Woodlands. – Berlin, Heidelberg.

WITTIG, R. 2008: Siedlungsvegetation. – Stuttgart.

XIAO, Q., MCPHERSON, E. G., SIMPSON, J. R. & USTIN, S. L. 1998: Rainfall interception by Sacramento’s urban forest. – J. Arboriculture 24(4): 235–244.

ZEPP, H., DÖLL, C., HOHN, U., JÜRGENS, C., KASIELKE, T., MARSCHNER, B., NOLL, H.-P., OTTO, K.-H., SCHMITT, T. & SPÄTH, R. 2012: Der Biomassepark Hugo. Baustein für die Transformation der Stadtlandschaft Ruhr im Emscher Landschaftspark. – Ber. Dtsch. Landeskde. 86(3): 269–292.