

# **CONTUREC 5**

## **Stadtlandschaft – vielfältige Natur und ungleiche Entwicklung**

**Jürgen Breuste, Stephan Pauleit und Johannes Pain (Hrsg.)**

Tagungsbeiträge der 5. Tagung des  
Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC  
vom 22.09. bis 24.09.2011 in Laufen

Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie

Darmstadt 2013

CONTUREC: Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie  
Verantwortlich für die Hrsg. Peter Werner – Darmstadt  
ISSN: 1862-0175  
NE: Kompetenznetzwerk Stadtökologie; Werner, Peter [Hrsg.]

## **Stadtlandschaft – vielfältige Natur und ungleiche Entwicklung**

Tagungsbeiträge der 5. Tagung des  
Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC  
vom 22.09. bis 24.09.2011 in Laufen  
ISSN: 1862-0175  
NE: Breuste, Jürgen [Hrsg.]

©2013 Kompetenznetzwerk Stadtökologie

Verantwortlich für die Herausgabe von CONTUREC:  
Peter Werner  
Geschäftsstelle des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie  
Institut Wohnen und Umwelt GmbH, Rheinstraße 65, D-64295 Darmstadt

Titelfotos: Jürgen Breuste

## Vorwort

Vom 22. September bis 24. September 2011 fand in Laufen, Bayern, in Kooperation mit der Bayrischen Akademie für Naturschutz, der Paris-Lodron Universität Salzburg und der Technischen Universität München die 5. Tagung des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie CONTUREC statt. Unter dem Titel „**Stadtlandschaft – vielfältige Natur und ungleiche Entwicklung**“.

In Europa leben 80 % der Menschen in Städten. Die Sicherung gesunder Lebensbedingungen und einer hohen Lebensqualität in den Städten ist schon allein aus diesem Grund eine entscheidende gesellschaftspolitische Aufgabe. Eng verknüpft ist hiermit die Möglichkeit zum Erleben von Natur in der Stadt.

Im Mittelpunkt der Tagung standen die Herausforderungen für den Naturschutz in der Stadt unter den Bedingungen der „ungleichen Entwicklung“. Dabei wurde darauf eingegangen, wie sich die demographische Entwicklung (Überalterung, Zu- und Abwanderung in Städten, Migration), zunehmende sozialräumliche Segregation, stadtstruktureller Wandel und der Klimawandel als Herausforderungen für die nachhaltige und ökologische Stadtentwicklung auswirken:

- Wie verändern sich die Biodiversität und die ökologischen Leistungen von städtischen Grünflächen im Stadt- und Klimawandel?
- Welche Konsequenzen ergeben sich daraus für die Lebensqualität in der Stadt?
- Wie kann die Erfahrbarkeit von Stadtnatur erweitert werden?

Ungleiche Entwicklung bedeutet damit auch sehr verschiedene Bedingungen für Stadtnatur innerhalb der Städte und der Städte untereinander, mit diesen Herausforderungen umzugehen.

Dazu wurden Good Practice Beispiele präsentiert, die einen überzeugenden Ansatz im Umgang mit Stadtnatur zeigen und richtungweisend sein können. Zielgruppen der Veranstaltung waren Fachleute von Behörden, Vertreter des ehrenamtlichen Natur- und Umweltschutzes, Umwelt-, Landschafts- und Stadtplaner, Landschaftsarchitekten, Wissenschaftler aus den Kultur- und Sozialwissenschaften, Umwelt- und Planungswissenschaften sowie Geographen. Forschung und die Praxis der Stadtplanung trafen sich damit zu einem fruchtbaren Austausch.

Die Tagungsleitung hatten Prof. Dr. Jürgen Breuste und Dr. Annette Voigt, Universität Salzburg und Prof. Dr. Stephan Pauleit, Technische Universität München, und Ursula Schuster, Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen.

Die Beiträge wurden vier Themenblöcken zugeordnet und durch einen Keynote-Vortrag eingeleitet.

1. Demographische, klimatische und strukturelle Veränderungen in Städten in den nächsten Jahrzehnten
2. Auswirkungen des Stadtwandels auf die Natur und Biodiversität in der Stadt und Folgen für Lebensqualität
3. Ökosystem-Dienstleistungen: Werte erkennen, erhalten und entwickeln, Ungleichheiten mindern
4. Neue Perspektiven für Stadtentwicklung – Natur und Landschaft in der Stadt: Die Rolle der planerischen und architektonischen Disziplinen

Eine Exkursion unter Leitung von Prof. Dr. Breuste machte mit Problemen der ökologischen Stadtentwicklung am Beispiel Salzburger Stadtlandschaften vertraut.

Sechs der 14 Beiträge der Tagung werden nun im 5. Band der Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes CONTUREC hier veröffentlicht.

Alle Aufsätze behandeln Probleme in großen Städten (Hamburg, Dresden, Leipzig, München, Linz, Salzburg) oder im Überblick über ein Bundesland (Bayern).

Zwei Beiträge (Langensiepen & Suttner und Bornholdt) stellen die Stadtlandschaft als Gesamtgefüge von einzelnen Ökosystemen aus der Planungs- und Gestaltungssicht vor. Die Perspektive, dargestellt am Beispiel der Großstädte Hamburg und München, reicht von den neuen Herausforderungen des Arten- und Biotopschutzes bis zur generellen Rolle der Landschaft in einer Großstadt. Die übrigen Beiträge widmen sich in lokalen Fallstudien einzelnen Stadtökosystemen: Stadtparks (Breuste et al.), Wäldern (Arndt & Rink), Stadtbrachen (Banse & Mathey), sowie Stadtbäumen (Nowotny). Nutzung und Akzeptanz von Freiräumen in der Stadt und ihrer Natur stehen dabei im Mittelpunkt. Trotz großer Unterschiede wird deutlich, wie wichtig Natur in der Stadt aus Bewohnerperspektive ist.

Die Bedeutung dieser Natur für die Städter wird als Ökosystemdienstleistung oder Erholungsfunktion in allen Beiträgen dargestellt, empirisch begründet und für planerische Anwendungen bewertet. Es zeigt sich, dass die Wahrnehmung von Stadtnatur durch die Stadtbewohner und Biodiversität als Entwicklungsziel in Beziehung zueinander stehen.

Das Verständnis dieser Beziehung erfordert noch weitere Untersuchungen, um erfolgreiche

Naturschutzstrategien für die Stadt im Wandel zu entwickeln.

Die Beiträge schlagen damit den weiten Bogen von der Detailuntersuchung bis zum Planungs- und Gestaltungsbezug und sind alle bemüht zu zeigen, dass Kenntnisse über Stadtnatur und ökologische Zusammenhänge in der Stadt zur Verbesserung der Gestaltung der Städte zum Nutzen Ihrer Bewohner beitragen.

Salzburg, 2013

**Jürgen Breuste**  
*Universität Salzburg*

**Stephan Pauleit**  
*Technische Universität,  
München*

**Johannes Pain**  
*Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege,  
Laufen*

## STADTLANDSCHAFT – VIELFÄLTIGE NATUR UND UNGLEICHE ENTWICKLUNG

### INHALT

Vorwort zum fünften Heft der Schriftenreihe CONTUREC

**JÜRGEN BREUSTE, JOHANNA SCHNELLINGER, SALMAN QURESHI, ANA FAGGI** .....7  
Investigations on habitat provision and recreation as ecosystem services in urban parks –  
two case studies in Linz and Buenos Aires

*Untersuchungen des Habitat- und Erholungsangebots als Ökosystem-Dienstleistungen  
in Stadtparks – zwei Fallstudien in Linz und Buenos Aires*

**THOMAS ARNDT, DIETER RINK** .....23

Urbaner Wald als innovative Freiraumstrategie für schrumpfende Städte.  
Zur Akzeptanz und Wahrnehmung von Aufforstungen urbaner Brachen in Leipzig

*Urban forest as innovative open space strategy for shrinking cities.  
To the acceptance and perception of afforestation on urban brownfields in Leipzig*

**JULIANE BANSE, JULIANE MATHEY** .....39

Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung von Stadtbrachen.  
Ergebnisse einer Befragung in ausgewählten Stadtgebieten von Dresden

*Perceptions, acceptance and usage of urban wastelands.  
Results of a survey in selected quarters of Dresden*

**INES LANGENSIEPEN, GERHARD SUTTNER** .....57

Urbane Biodiversität im Wandel. Möglichkeiten der Stadtbiotopkartierung  
und des Arten- und Biotopschutzprogramms in Bayern

*Urban biodiversity in a change. Chances or urban habitat mapping  
and Master planning in Bavariat*

**GÜNTHER NOWOTNY** .....67

Stadtbäume in Salzburg (Österreich) 1982 – 2010.  
Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zu Bestandsveränderungen,  
Vitalität und Wuchsbedingungen

*Urban trees in the city of Salzburg (Austria) 1983 - 2010.  
Results of long-time surveys to inventory changes, vitality and growth conditions*

**HANNA BORNHOLDT** .....85

Hamburg: Umwelthauptstadt Europas 2011 – Die Rolle der Landschaft in der Stadt

*Hamburg: European Green Capital 2011 – The role of landscape in the city*



## **Investigations on habitat provision and recreation as ecosystem services in urban parks – two case studies in Linz und Buenos Aires**

Untersuchungen des Habitat- und Erholungsangebots als Ökosystem-Dienstleistungen in Stadtparks – zwei Fallstudien in Linz und Buenos Aires

JÜRGEN BREUSTE, JOHANNA SCHNELLINGER, SALMAN QURESHI, ANA FAGGI

---

### **Summary**

The concept of ecosystem services is widely used to highlight the importance of ecosystem functions for human life. The concept is becoming important for urban ecosystems, too, where ecosystem services are provided at different spatial scales.

Habitat provision and recreation are two ecosystem services of high importance in urban areas. Two case studies aiming to analyze two different ecosystem services – provisioning (habitat service) and cultural (recreation) – by indicators show in an exemplary fashion the applicability of the ecosystem service approach on small-scale (site) level. Both studies were originally executed by the authors. The two case studies examined places in different cities and countries in order to ascertain the comparability of case study results gained using similar assessment methods.

Unlike McDonald (2009), these case studies show that biodiversity and recreation as ecosystem service are provided and measurable not only at regional or landscape scale but also at the local scale. These services are provided by green elements or basic complex ecosystems (green areas). The quantity of provided, and used, services on the level of service providing units can be measured by indicators to compare service providing units in terms of their service degree. Urban parks are used as an example of service providing units. This can be helpful for further decision-making, investments and management for these urban parks. In this paper the indicators of biodiversity and recreation are used to quantify these services.

A study in Linz, Austria, determined biodiversity services in urban parks, using breeding birds as indicators. Breeding status was defined by three breeding categories (breeding number). The results confirm birds as good biodiversity indicators and show clearly the differences in biodiversity between all investigated parks.

Furthermore, as indicators of the ecosystem service of recreation in the parks of Buenos Aires, Argentina, duration and frequency of stay were used to quantify the service. Distance to the parks and activities were used for further qualification.

The indicator based non-monetary evaluation of ecosystem services allows comparison of different service providing units (urban parks) within a city and between cities. Such an evaluation was performed by way of demonstration.

*Ecosystem service, habitat provision, biodiversity, recreation, indicators, comparability*

### **Zusammenfassung**

Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen wird oftmals herangezogen, um die Bedeutsamkeit der Funktionen von Ökosystemen für die Menschen hervorzuheben. Für städtische Ökosysteme gewinnt das Konzept zusehends an Wichtigkeit, wobei in Städten Ökosystemdienstleistungen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen bereitgestellt werden.

Die Versorgung mit Habitaten, sowie die Erholung sind nur zwei von vielen weiteren Ökosystemdienstleistungen, die in städtischen Räumen von großer Bedeutung sind. Zwei Fallstudien sind auf die Analyse dieser beiden unterschiedlichen Ökosystemdienstleistungen – Bereitstellungsdienstleistung (Habitatdienstleistung) und kulturelle Dienstleistung (Erholung) - durch Indikatoren ausgerichtet und zeigen beispielhaft die Eignung des Ökosystemansatzes auf Standortebene. Beide Studien wurden von den Autoren durchgeführt. Unterschiedliche Städte und Länder wurden bewusst gewählt, um die Vergleichbarkeit der Fallstudienresultate durch vergleichbare Bewertungsmethoden zum Ausdruck zu bringen.

Im Gegensatz zu McDonald (2009), zeigen diese Fallstudien, dass Biodiversität und Erholung nicht ausschließlich auf regionaler und Landschaftsebene bereitgestellt und ermittelt werden können, sondern ebenfalls auf lokaler Ebene. Diese Dienstleistungen werden von Grünelementen oder komplexen Ökosystemen (Grünflächen) erbracht. Die Quantität der Versorgung, sowie die in Anspruch genommenen Dienstleistungen auf der Ebene der Dienstleistung anbietenden Einheit, können durch Indikatoren ermittelt werden. Diese Indikatoren dienen dem Vergleich von Dienstleistung anbietenden Einheiten bezogen auf deren Ausmaß der Erbringung einer Dienstleistung. Eine Dienstleistung anbietende Einheit können städtische Parks darstellen, die in der Folge durch Entscheidungsfindungen, Investitionen und Management von den Ergebnissen profitieren können. In dieser Arbeit finden zur Ermittlung der Quantität der Dienstleistungen die Indikatoren Biodiversität und Erholung Anwendung.

In einer Studie in Linz, Österreich, wurden Brutvögel als Indikatoren herangezogen, um die Dienstleistung Biodiversität in städtischen Parks zu ermitteln. Der Brutstatus wurde durch drei Brutkategorien (Brutzahlen) definiert. Die Ergebnisse untermauern die Eignung von Vögeln als Indikator für Biodiversität und zeigen deutlich Unterschiede zwischen den untersuchten Parkanlagen bezüglich Biodiversität.

Aufenthaltshäufigkeit und –dauer in Parkanlagen in Buenos Aires, Argentinien, fanden als Indikatoren für die Quantifizierung der Ökosystemdienstleistung Erholung Verwendung. Die Distanz zu den Parks, sowie ausgeübte Aktivitäten wurden ebenfalls miteinbezogen.

Durch diese beiden Studien wurde beispielhaft ausgeführt, dass die indikatorbasierte nicht-monetäre Bewertung von Ökosystemdienstleistungen einen Vergleich der unterschiedlichen Dienstleistung anbietenden Einheiten (städtische Parks) innerhalb einer Stadt, als auch zwischen Städten zulässt.

*Ökosystemdienstleistungen, Habitat-Bereitstellung, Biodiversität, Erholung, Indikatoren, Vergleichbarkeit*

---

## **1. Introduction – The ecosystem service concept**

Ecosystem services (ES) are the benefits people obtain from ecosystems (MEA 2005). Since the first theoretically founded reflections on ES in the 1990s (Daily et al. 1997; Costanza et al. 1997; De Groot et al. 2002), and more recently with the publication of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) and the TEEB study (2011), the manifold ways in which humankind depends upon nature and its functions have become clearer (Breuste et al. 2012).

According to the Millennium Ecosystem Assessment (2005) and Costanza et al. (1997) four categories of urban ecosystem services (UES) can be defined:

- Provisioning services (food and timber production, water supply, the provision of genetic resources),
- Regulating services (regulation of climate extremes such as heavy rainfall and heat waves, floods and diseases, regulation of water flows, treatment and handling of waste),
- Cultural services (recreation and tourism, provision of aesthetic features, spiritual requirements) and, finally,

- Habitat and supporting services (soil formation and processes, pollination, energy, matter and nutrient fluxes, biodiversity).

Costanza et al. (1997) identified 17 major categories of services provided by varying types of ecosystems. The ecosystem service concept can be adapted to urban ecosystems where the services are for many inhabitants and are essential and needed (Ahern 2007; Tratalos et al. 2007). Only small parts of urban ecosystems (service providing units) provide these services. Urban green areas and urban water areas are the main providers of urban ecosystem services. Their services need to be evaluated quantitatively and included in urban design and planning. However, there have been few empirical investigations into site-based relevance to human health and social well-being. These aspects need to be investigated urgently (Qureshi et al. 2010 b).

Beside several studies on ecosystem services at city level there are only a few studies at site or local level in urban areas. The goal of the work reported here is to analyze two different ecosystem services – provisioning (habitat service) and cultural (recreation) – by indicators and to show in an exemplary manner the applicability of the ecosystem service approach at small-scale (site) level.

Table 1: Ecosystem services of urban areas (Breuste according to Arbeitsgruppe Methodik der Biotopkartierung im besiedelten Bereich (1993), Kowarik 1992, Bolund and Hunhammar, 1999 (modified))

Vegetation group	Vegetation structure type	Main existing ecosystem services	Main potential ecosystem services
A) Vegetation remnants of the original natural landscape	Woods and forests Wetlands	Timber production, recreation, biodiversity, micro-climate regulation, rainwater drainage, sewage treatment	Nature experience
B) Vegetation of the cultural landscapes formed by agriculture	Meadows, pastures, dry grasslands, arable land	Food production, micro-climate regulation, rainwater drainage	Recreation, biodiversity, nature experience
C) Ornamental, horticultural and designed urban vegetation spaces	Decorative green (flower beds, small lawn patches, bushes, hedges, etc.)	Decoration, cultural values	Biodiversity, rainwater drainage
	Plantings along roads and streets or as addition to fill up space between apartment blocks	Air filtering, micro-climate regulation, rainwater drainage	Recreation, biodiversity
	Gardens/parks Allotment gardens Urban trees	Recreation, micro-climate regulation, air filtering	Biodiversity, nature experience, learning about nature
D) Spontaneous urban vegetation spaces	Spontaneous herbaceous bush and pre-forest vegetation	Biodiversity, micro-climate regulation	Biodiversity, learning about nature, nature experience, recreation

Both studies were originally executed by the authors. The two case studies were conducted in different cities and countries in order to verify the comparability of case study results using similar assessment methods.

## 2. Urban Ecosystem Services

Bolund and Hunhammar (1999) identified six ecosystem services relevant for their investigations in the city of Stockholm: air filtering, microclimate regulation, noise reduction, rainwater drainage, sewage treatment, recreation/cultural values. Water supply, landscape (aesthetic value), sense of identity and provision of land for economic and commercial activities and housing can be added. They also combined the ecosystem services with quality of life indicators. Table 1 shows the ability of all urban vegetation areas to provide ecosystem service.

According to McDonald (2009), UES are measurable at different scales within an urban landscape. At the local scale e.g.

- temperature regulation by tree shade,
- water and pollutant filtration at a single soil plot, and
- timber production in a specific tree stand are measurable;

whereas at regional or landscape scale

- recreation,
- climate regulation, and
- biodiversity

could be measured (McDonald 2009). Other services should be determined at global scale (carbon mitigation, contribution to the continental or worldwide gene pool and biodiversity as such).

The authors underline that provision of ecosystem services always only proceeds from green areas with vegetation and blue (water) tables at the site level. Niemelä et al. (2010) show for a Finnish example this relation between units and services provided. Table 2 explains the concept of the units generating urban ecosystem services.

Table 2: Urban ecosystem services and service generating units (Niemelä et al. 2010)

Group	Ecosystem service	Service generating unit	References
Provisioning services	Timber products	Different tree species	Matero et al. (2003)
	Food: game, berries, mushrooms	Different species in land, freshwater and sea ecosystems	Matero et al. (2003)
	Fresh water, soil	Groundwater infiltration, suspension and storage	Matero et al. (2003) /Baumann et al. (2007)
Regulating services	Regulation of microclimate at the street and city level, reduced heating costs	Vegetation	McPherson et al. (1997), Jo and McPherson (2001)
	Gas cycles, O <sub>2</sub> production, CO <sub>2</sub> consumption	Vegetation, especially forests	Lebel et al. (2007), McHale et al. (2007)
	Carbon sequestration and storage	Vegetation, especially trees	Balvanera et al. (2005)
	Habitat provision	Biodiversity	De Groot et al. (2002)
	Air pollution purification	Vegetation covered areas, soil microorganisms	Givoni (1991), McPherson et al. (1997), Nowak et al. (2006), Bowker et al. (2007)
	Noise suppression in built-up areas and from transport routes	Protective green areas, thick/wide forest, soft surfaces	AAC (2002)
	Rain water absorption, balancing storm water peaks	Vegetation cover, sealed surface, soil	Bolund and Hanhammar (1999)
	Water infiltration	Wetlands (vegetation, microorganisms)	Ewel (1997), Bolund and Hanhammar (1999)
	Pollination, maintaining floral populations, food production	Insects, birds, mammals	Nabham and Buchmann (1997), Thomson and Goodell (2001)
	Humus production and maintaining nutrient content	Litter, invertebrates, microorganisms	Daily et al. (1997), de Groot et al. (2002)
Cultural services	Recreation of urban dwellers	Biodiversity, especially in parks, forests and water ecosystems	Postel and Carpenter (1997), Bolund and Hanhammar (1999), Arnberger (2006)
	Psycho-physical and social health benefits	Forest nature	Grahn and Stigsdotter (2003), Butler et al. (2005), Gidlöf-Gunnarson and Öhrström (2007), Hansmann et al. (2007), Tzoulas et al. (2007)
	Science education, research and teaching	Biodiversity	Bolund and Hanhammar (1999), Matero et al (2003)

The green patches of open spaces within urban areas range from vegetation remnants of the original natural landscape (mainly woods and wetlands), vegetation of the agricultural cultural landscapes (e.g. meadows and arable land), ornamental, horticultural and designed urban vegetation spaces (parks and gardens) to spontaneous urban vegetation (brownfields

and derelict land). These four main groups of vegetation cover (Kowarik 1992) are results of different land uses and intensities of utilization and maintenance. They provide different ecosystem services and harbour potential for even more (Qureshi et al. 2010a; Pauleit & Breuste 2011) (Table 3).

Table 3: Services and indicators of quality of life related to the dimensions of sustainability (modified after Breuste et al. 2011)

Sustainability dimension	Urban ecosystem service	Quality of life indicator
<b>Ecology</b>	Air filtration	Health (clean air, protection against respiratory diseases, protection against heat and cold death)
	Climate regulation	
	Noise reduction	Safety
	Rain water drainage	
	Water supply	Drinking water
	Waste water treatment	Food
	Food production	
<b>Social sphere</b>	Landscape	Beauty of the environment
	Recreation	Recreation and stress reduction
	Cultural values	Intellectual endowment
	Sense of identity	Communication
	Health	Place to live
<b>Economy</b>	Provision of land for economic and commercial activities and housing	Accessibility
		Income

Among urban green areas urban parks are specific categories especially created for urban dwellers. Beside other areas they are the 'typical' public urban vegetation sites with specific public maintenance and utilization. Urban parks are accessible for everyone. They act as habitats and recreation 'islands' (patches) in the urban matrix. To develop and secure both services is an already accepted planning target. Other quantitatively important ecosystem service providers are residential areas of low built-up density with their larger gardens. Loram et al. (2007) studied five British cities and found that private domestic gardens covered between 21.8% and 26.8% of the whole urban area. Large differences in tree and shrub cover distinguish the urban structural units from each other (e.g. Pauleit & Duhme 2000; Gill et al. 2007). The tree and shrub cover ranges from a minimum of 4% to a maximum of 55% for US cities (Nowak et al. 1996).

### 3. Methodology

Two case studies have been selected to quantify ecosystem services with indicators at the site level of service providing units. The case studies are located in different cities of different sizes in two continents. This approach reveals the worldwide applicability of the ecosystem service concept, across diverse natural and cultural settings, allowing comparative studies by selecting the same service providing units. For the investigation of

habitat provision a city with well-documented diversity, good habitat endowment and indicator data availability – Linz, Austria – was selected. For the investigation of recreation service a city with high recreational demand and low endowment with recreational sites related to this demand was selected. Both services are based on complex conditions and had to be represented by specific indicators.

Following Niemelä et al. 2010, ecosystem services are not reduced here to the used parts of ecosystem functions like in De Groot et al. 2002 and Oudenhoven 2012. The indicator concept also follows Niemelä et al. 2010. The concepts defining ecosystem services and the relation between ecosystem functions and services are still a subject of controversial discussion. This paper does not seek to contribute to this discussion in a theoretical way, but argues for a practical understanding and use of ecosystem services and its indicators.

#### 3.1 Habitat Provision (Biodiversity)

The erosion of biodiversity in fast growing cities that results from a tremendous loss of green and nature areas poses even greater challenges to ecosystem service management than in Europe. This has been shown for the case of Karachi (Qureshi & Breuste 2010; Qureshi et al. 2010b).

Urban green areas are the most important habitats for plants and animals in the cities.

Beside purely aesthetic functions (Priego et al. 2008) the improvement of physical health and nature experience is becoming more and more important (Bolund & Hunhammer 1999; Chiesura 2004; Yli-Pelkonen & Niemelä 2005). These areas provide urban residents with contact to various common and typical urban species, but also rare ones. Often urban habitats are the only possibility for urban dwellers to come in contact with nature. The wide range of nature co-existing in cities offers different habitats and is in its biodiversity an asset meriting conservation in every city. The vegetation cover (as part of the surface cover) is a component of almost all urban land-use types (urban structural units). Some units are dominated by a designed vegetation cover (e.g. parks and allotments), in others the vegetation cover is an additional decorative element (e.g. residential areas).

For Linz 122 different species of birds are listed, of which 102 were counted as breeding birds. 20 species were classified as non-breeding (in passage or seeking food). The bird species number is based on observations in the areas. The breeding status of the green space can be defined in three categories: BS 1 = Breeding possible, BS 2 = Breeding probable and BS 3 = Breeding proven. Every observed species is given a breeding status. The summary of the 3 breeding category numbers per species gives a quantification of the bird breeding importance of the park. BS 1 15, for instance, means 15 breeding species possible. Species numbers in category BS 3 are multiplied with a factor of 3, in category BS 2 with a factor of 2 to weight proved breeding and probable breeding more than possible breeding status. The sum of the three breeding statuses provides a breeding number (Weissmair et al. 2002, Czermak 2008).

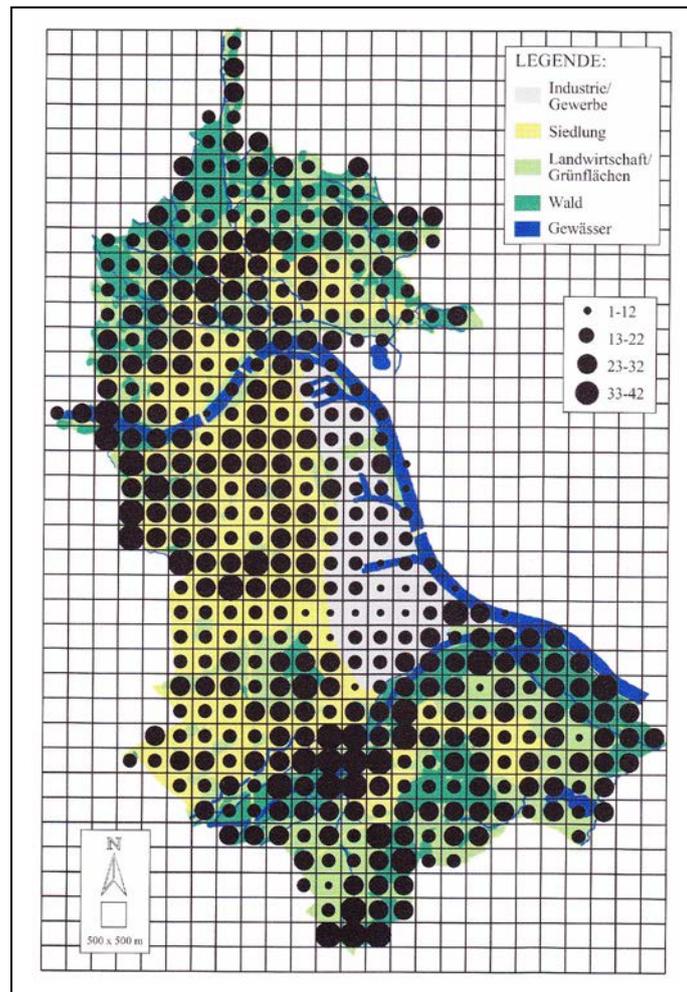


Fig. 1: Number of breeding bird species per 25 ha grids in four density classes (Weissmair et al. 2002, p. 34)

Grey = industry/ commerce, yellow = settlement, light green = agriculture; green areas, dark green = forest, blue = water areas

The 19 parks of Linz were analysed in terms of habitat service as indicated by breeding birds. BS 1, BS 2, BS 3 and breeding number (see above) were used as indicators. In addition, the structural diversity of these parks was classified on the basis of the number of vegetation structures. Structural diversity was ranked as high if more than 4 vegetation structures were recorded, middle with 3 or 4 vegetation structures and low with 1 or 2 vegetation structures. Disturbance intensity by traffic noise and utilization intensity were also evaluated as 3 = high, 2 = middle, 1 = low. Finally the dominant structures – trees or open lawns – were registered.

### 3.2 Recreation

One of the most important and therefore highly valued ecosystem services in cities is recreation. This includes the provision of recreation opportunities by natural and semi-natural landscapes and especially green areas to urban residents and considers the need of urban residents to relax (Breuste et al. 2012). A range of studies analyses recreation function or recreation ecosystem service (e.g. De Vries et al. 2003; Handley et al. 2003; Chiesura 2004; Li et al. 2005; Jim & Chen 2006; Mazuoka & Kaplan 2008; Comber et al. 2008; Kazmierczak & James 2008; Qureshi et al. 2010a). Building upon these studies, the goal was to quantify and qualify recreational service by comparable indicators. Buenos Aires was selected as example city because of its densely built-up and populated inner city with only neighborhood parks as alternatives for outdoor recreation.

In a study in Buenos Aires (Argentina) five urban parks in various socio-structural locations were investigated to evaluate the recreational service of the sites. 500 visitors were randomly questioned. The visitors were questioned

- about their activities in the parks,
- their motivation for visiting this park,
- their duration of stay, and
- the frequency and distance from where they come to seek recreation in the park.

These indicators were selected to quantify and qualify recreation service. In order to ascertain the needs of users, the population groups who mainly use the park were surveyed in relation to their age.

Four of the five selected parks are typical neighborhood parks of medium size (4-10 ha) in the central district of Buenos Aires in middle class areas of comparable population density of 14,000 – 16,000 inhabitants/km<sup>2</sup> with high recreation demand:

- Parque Presidente Nicolas Avellaneda,
- Parque General Las Heras,
- Parque Brigadier Cornelio de Saavedra,
- Parque del Centenario.

Parque Micaela Bastidas, the fifth park, is the only one located in a renewed inner city with still low population density and high social status (Fig. 1 and 2). This park was added to check whether differences in recreation service are determined by social status. Most of the apartments in these areas are not frequently used. The users come from more far away because of the high attractiveness of the newly established park.



Fig. 2: Parque General Las Heras, Buenos Aires, Argentina (photo J. Breuste)



Fig. 3: Parque Micaela Bastidas, Buenos Aires, Argentina (photo J. Breuste)

Nevertheless, all the five park neighborhoods are characterized by a wide range of different types housing qualities. All parks are typically equipped with lawns, trees, bushes, trees and playgrounds.

In each park 100 park visitors were questioned by means of a structured questionnaire, with 50 interviews at the weekends and 50 on weekdays in frequently used time slots.

#### 4. Results and Discussion

##### 4.1 Habitat Provision (Biodiversity) in Linz

The study shows marked differences between the parks in Linz. It also shows that habitat provision depends very much on size (and shape), disturbance, and intensity of utilization of the parks. The different breeding categories (Table 4) are unevenly represented in the parks. The findings reveal much potential to improve the biodiversity service provided by parks of only middle rank.

The highest rated (highest habitat provision rate) urban park is the Bauernberg Park, a district park close to the inner city area. The park has 37 species and a breeding number of 71. It covers an area of 9.54 ha and has good structural diversity with different vegetation types, especially old trees and small forest patches.

The park with the lowest rating (low habitat provision) in the evaluation is the Harbach Park, a neighborhood park. It covers 1.39 ha and has only 1 species and a breeding number of 2 (Fig. 4 and 5).

The difference of habitat quality among the parks is clearly linked to structural vegetation diversity and tree dominance (Table 5). The level of disturbance does not play the same role. All the three parks with highest bird diversity have high vegetation structure diversity. This is also supported by the three parks with the lowest bird diversity rates. These have only low or middle vegetation structure diversity and are mostly dominated by open lawns. When grouping parks, we found that in those of high biodiversity and those of low biodiversity the disturbance rate is between 2 (middle) and 3 (high) and not significantly different. All the three parks indicated by breeding birds to have high biodiversity are the bigger ones (more than 6 ha). All the parks with lower biodiversity are the smaller ones (1-2 ha).

Tab. 4 Biodiversity classifications of the Linz urban parks by breeding bird species (Czermak 2008, p. 57 and 63, changed)

Parks	BS1	BS2	BS3	Aggregate Value of different Breeding Categories	Number of breeding bird species
<b>Bauernberg</b>	<b>15</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>71</b>	<b>37</b>
Freinberg West-Ost	12	12	8	52	32
Hummelhofwald	10	8	13	65	31
Freinberg Aroboretum	9	8	8	51	24
Bergschlössl	1	14	9	37	25
Panuliwiese	11	6	7	37	24
Wasserwald	10	10	3	36	22
Schlossberg	3	10	9	41	23
Donaupark	6	13	2	36	21
Volksgarten	6	7	6	32	19
Universitätspark	6	6	4	26	16
Pöstlingsberg	6	6	3	24	15
J.W.Kleinstrasse	4	5	1	16	10
Wag-Park	4	5	1	16	10
Ökopark	7	1	2	13	10
Ing.Stern.Strasse	2	2	5	16	9
Erholungspark Urfahr	3	1	3	11	7
Peuerbachstrasse	3	1	0	5	4
<b>Harbachpark</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>



Fig. 4: Bauernbergpark, Linz, Austria (Google Earth, 2012, modified)



Fig. 5: Harbachpark, Linz, Austria (Google Earth, 2012, modified)

Table 5: Biodiversity indication of the Linz urban parks by breeding bird species ranked by size (Czermak 2008, p. 57 and 63, modified and added)

Parks	Size In ha	Structural diversity	Dominant structures T = trees L = lawns	Disturbance intensity by street noise level and numbers of visitors	Aggregate Value of different Breeding Categories	Number of breeding bird species
1. Wasserwald	70,86	3	T	2	36	22
2. Bauernberg	9,54	3	T	2	71	37
3. Freinberg Aroboretum	9,0	2	L/T	2	51	24
4. Hummelhofwald	7,81	3	T	3	65	31
5. Erholungspark Urfahr	7,73	1	L	2	11	7
6. Donaupark	7,57	2	L/T	3	36	21
7. Freinberg West-Ost	6,5	3	T	2	52	32
8. Universitätspark	4,1	3	L	1	26	16
9. Bergschlössl	2,79	1	T	2	37	25
10. Pöstlingsberg	2,61	3	T	2	24	15
11. Volksgarten	2,6	2	T	3	32	19
12. Wag-Park	1,67	1	L	3	16	10
13. Panuliwiese	1,5	2	L	3	37	24
14. Harbachpark	1,39	2	T	3	2	1
15. J.W.Kleinstrasse	1,35	2	L	3	16	10
16. Ökopark	1,12	1	T	1	13	10
17. Schlossberg	1,1	2	T	2	41	23
18. Peuerbachstrasse	1,07	1	L	2	5	4
19. Ing.Stern.Strasse	1,02	1	L	3	16	9

Structural diversity: 3 = high, 2 = middle, 1 = low

Disturbance intensity: 3 = high, 2 = middle, 1 = low

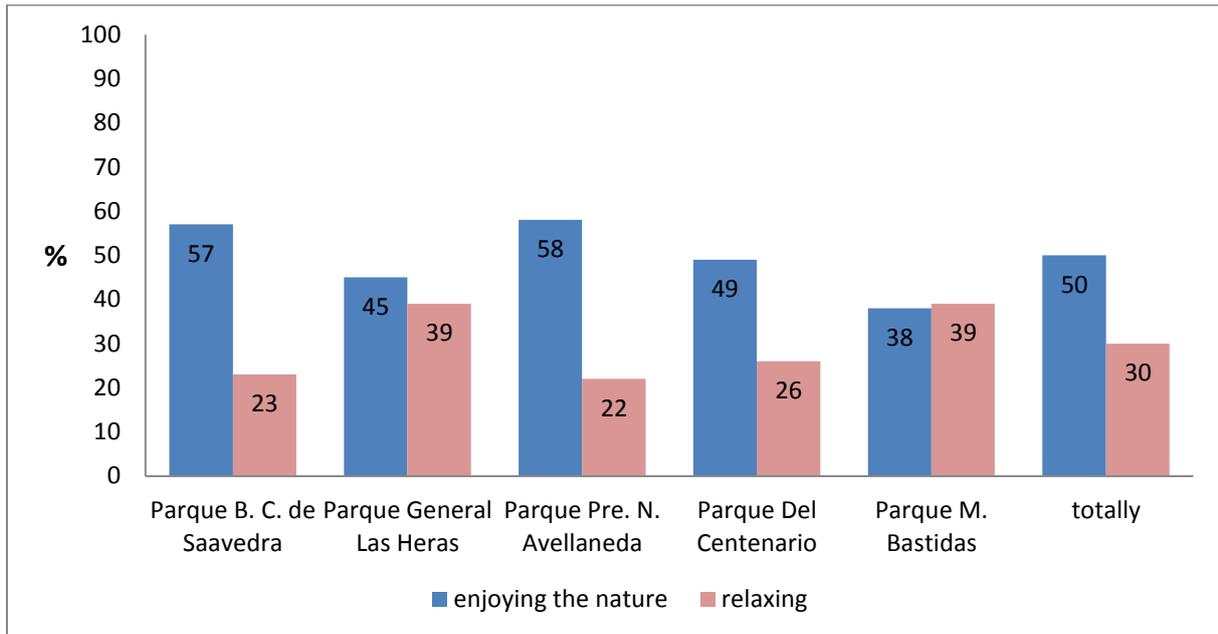


Fig. 6: Reasons for visiting the parks

This shows that urban biodiversity (habitat provision) is closely interlinked with structural diversity of the vegetation layer, especially with a dominating tree cover and a certain size (in this case more than 6 ha). Size, vegetation structure, tree cover and breeding bird rates all together indicate very good urban habitat quality and urban habitat service provision. Disturbance by noise and visitors do not much influence the urban habitat services.

An additional preliminary study on the realization of habitat quality by the visitors shows no significant difference between the Bauernberg Park and the Harbach Park. Habitat quality and biodiversity is not automatically recognized by visitors. Clarification of the perception of habitat qualities by visitors needs more investigation of relevant social, educational and psychological factors (Czermak 2008).

Furthermore, the results of the Linz study for all urban green structures beside parks also show that the highest number of bird species in the urban region beside parks can be found in non-residential areas in flood plains (70) and forests (77), while numbers are very low in agricultural areas (52-52). In urban areas the highest numbers of bird species can be found in urban green areas (65) and less densely built-up neighborhoods (e.g. villa and single-house areas) (63), much more than in any other residential areas (54) (Czermak 2008).

#### 4.2 Recreation in Parks in Buenos Aires

The majority of visitors are middle class people (83-91%). They visit the parks to enjoy nature as contrasting spaces compared to the densely built-up residential areas with only marginal natural elements (some trees) (38-58%) and for recreation and stress relief (23-39%). The users of Parque Micaela Bastidas do not have significantly different reasons to use the park (Fig.6).

Age, sex and family situation influence the visits (time, frequency, duration, activities and preferences of the features). The utilization of the parks is more or less comparable in frequency, duration and activities.

The majority of visitors stay more than two hours in the parks (50 - 68%). Younger (15 - 21 years old) and older people (more than 50 years old) stay longer than others (up to 68% of these groups). The users of Parque Micaela Bastidas use the park significantly longer than users of other parks. The reasons are unknown. It can be expected that longer distance and time to reach the park result in longer duration of stay (Fig. 7).

The frequency of visits varies between parks and social groups. A large proportion of the users visit the park every day or whenever they have time (62 – 76 %) independent of social status, but depending on age and family situation. A big group visits the parks every day (17 – 40 %) (Fig. 8).

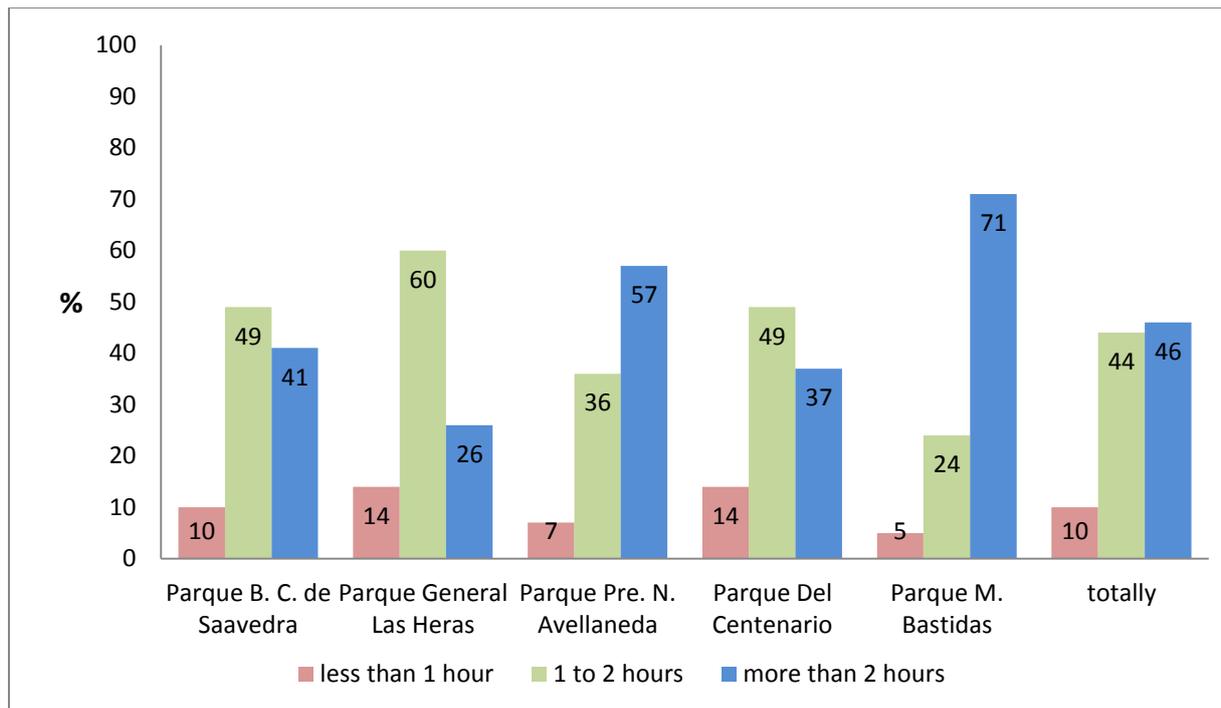


Fig. 7: Duration of stay in the parks in Buenos Aires, Argentina (% questioned people)

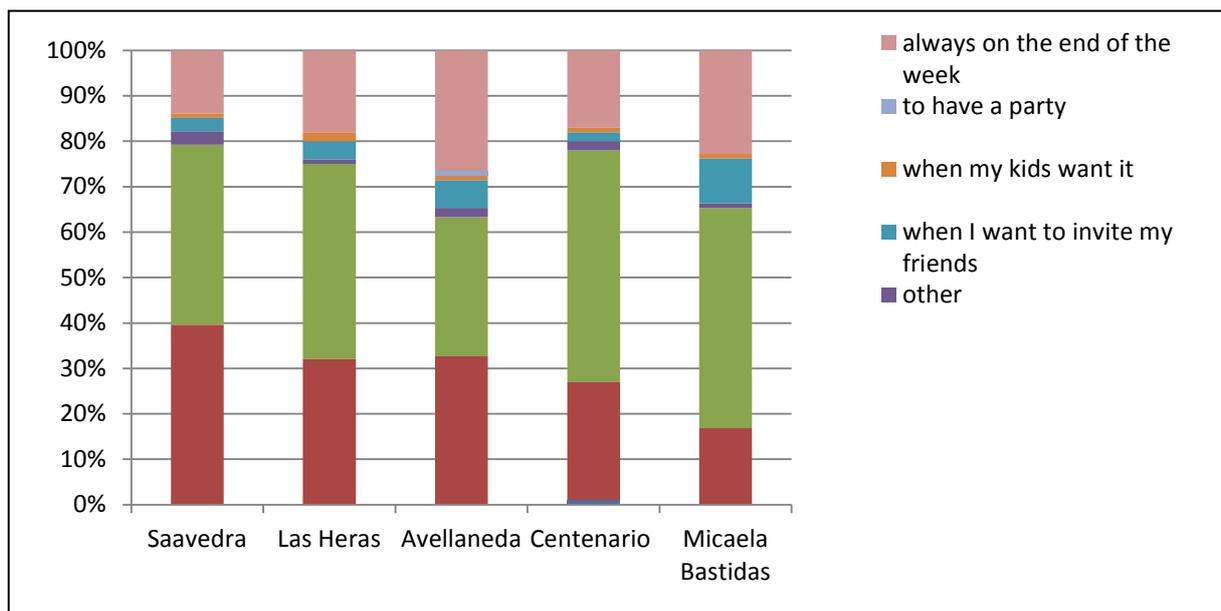


Fig. 8: Frequency of park visits

This shows the importance of these green spaces as providers of recreational functions in the daily life of people living next to the areas. Visits to green spaces are the most time consuming and most important leisure

activities for 36% to 46% of the questioned persons. This open space activity is much more important than any other (followed by shopping, family visits, special sports and cinema visits) (Fig. 9).

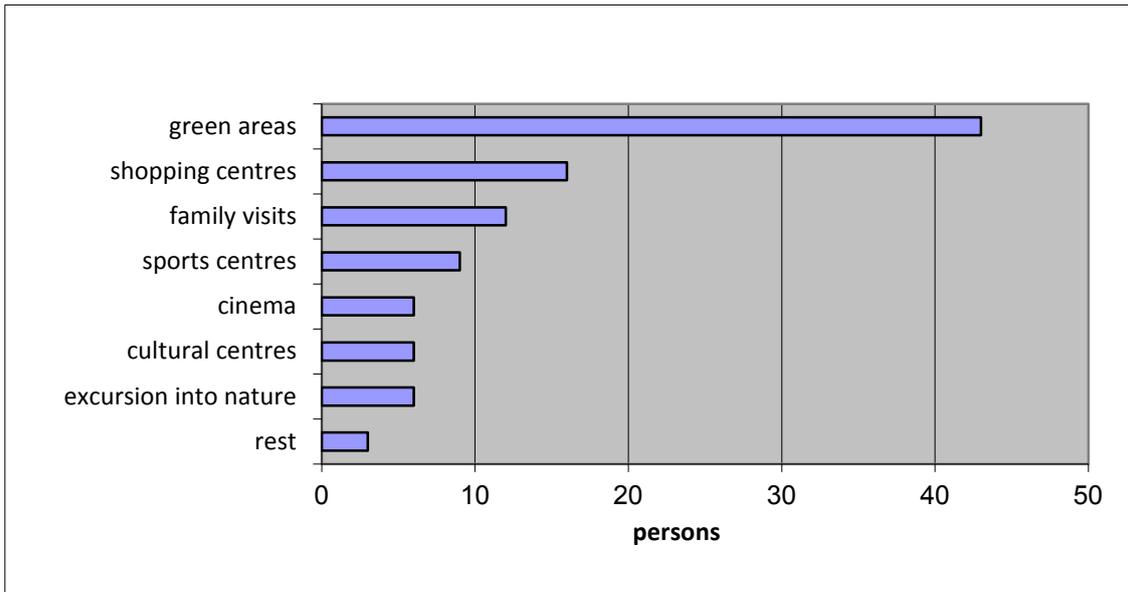


Fig. 9: Important places and activities for park users in leisure time, example Parque Saavedra

Cleanliness (35 - 59%) and security (14 - 21%) are very important for the visitors, more than natural elements (trees and plants) (6 - 15%). The lawns and the trees are the most valued natural features (35 - 55%). In combination, the trees provide shade, structure the space and give a picturesque impression. The lawns allow for resting, walking (partly) and observing. The majority of visitors were from a distance of less than 500 m (37 - 57%). This can vary if

there are no green spaces nearer or if a green space further away is more attractive. This is the case with the Parque Micaela Bastidas where 45% of visitors travel a distance of more than 2 km to the park (Fig. 10). For more than 40% of the visitors the distance is always the main reason to visit the most frequently used park. This means the parks are mainly important for the neighborhood population and should fit their recreational interests.

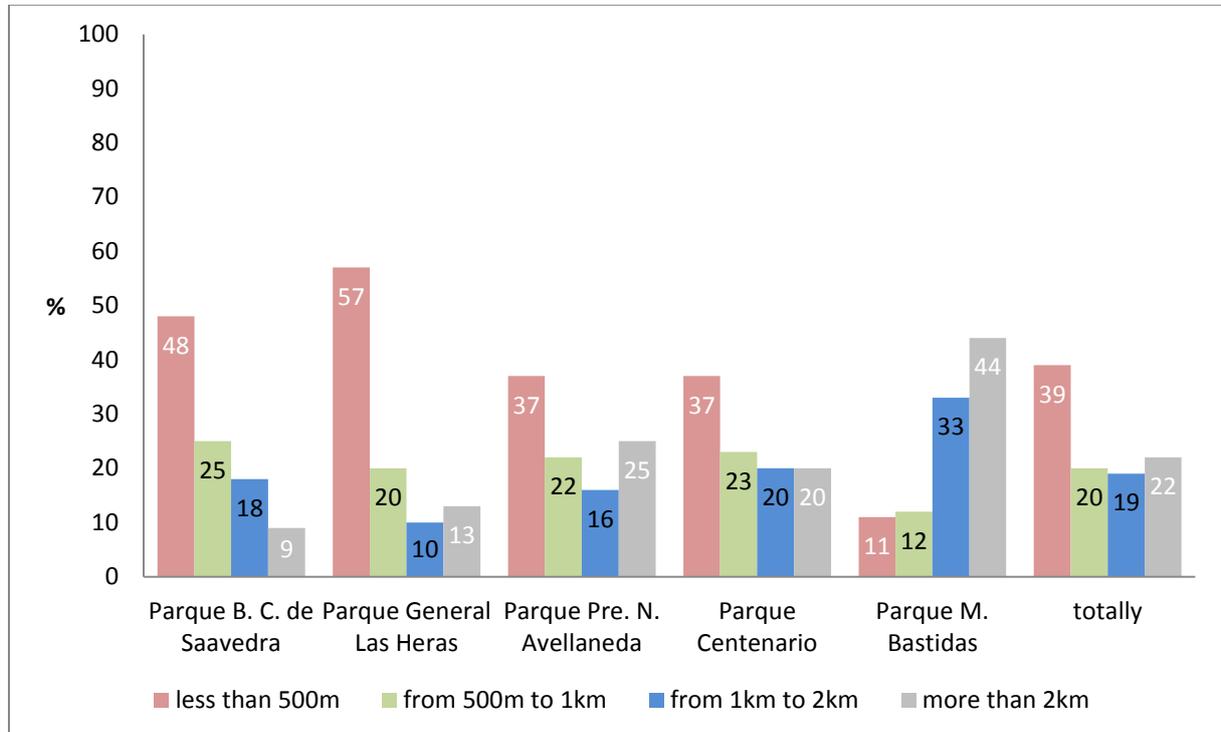


Fig. 10: Distance from where the park visitors come

Most activities include sitting, resting on lawns, sunbathing, reading, walking, walking dogs etc. Several activities are more active, such as sports, children's play or special activities like visits with children etc. The activities can be partly in competition with each other depending on the size of the green space and the number of visitors doing them at the same time. The spatial separation of functional activities helps to reduce conflicts. Destruction of services due to overcrowding can be avoided by a green space planning strategy that takes account of urban regional demand for recreation.

## 5. Conclusion

The urban park is a typical element of urban green spaces and is encountered in almost every city. Its functionality and provision of services has been found to be comparable at local scale despite natural and cultural differences.

Urban biodiversity and habitat service is set to become increasingly important in urban development. Cities offer habitats which only rarely exist in the intensively used cultural landscapes of the surrounding areas. They can be refuges for native flora and fauna but also offer perspectives for new forms of nature as urban-industrial nature. Nature conservation in many countries has shifted its focus from the isolated protection of rare species and habitats to the general preservation of nature in support of people's nature experience. This has indeed become the most important reason for protecting urban nature. In many countries a third generation is already growing up without any close relationship to or experience of nature. The opportunities that urban nature offers to experience nature, learn from nature or simply enjoy it are still not fully recognized. These services yet need to become a part of new urban planning approaches.

The Linz study shows very well that the indicators used are well suited to capturing biodiversity and habitat service. Further improvement to these indicators (size, vegetation structures, tree cover) will allow the improvement of this service through urban planning and decision-making. The utilization and appreciation of urban biodiversity by urban dwellers does not correlate closely with the level or quality of such biodiversity. There is more scope for such utilization, especially as disturbance by visitors does not greatly reduce urban biodiversity, as the Linz study shows.

Growing cities need publicly accessible open spaces for recreation. This can be supported by public urban green spaces like parks. Other forms of nature can also provide this service (forests, wetlands, agricultural land, wasteland etc.). The studies reported here show that traditional public parks still play an important role in recreation in urban neighborhoods. They are needed here, directly next to the people in order to fulfill the urgent needs of urban dwellers for recreation as part of their daily lives. The studies in Buenos Aires' parks show that recreation in urban nature in cities is an extremely important ecosystem service. In every city, including and especially in the fast developing cities of the developing world where this service does not develop in parallel with urban growth, it is vital to take account of such services in urban planning. In their function as recreation sites, parks are not a luxury in urban development but a need.

The results also show that well established parks such as Parque Micaela Bastidas are highly attractive and that there is a social need for recreational service which results in people travelling long distances and spending more time to reach the recreational site. The long distances to reach the parks are generally impressive. This is a strong signal for decision-makers to meet the needs and demands for recreational services that are embedded in the residential areas and to do so at a high level of quality, depending on the numbers of (potential) users. This service is supported by the size and equipment of the parks and has to be continuously adapted to changing demands. This is a task of urban green management that is not easy to perform.

The trend suggests that the majority of urban dwellers will have limited access to urban ecosystem services in their neighborhoods. This will influence their health status (Martens 1999) and contact with nature. The need for ecosystem services in residential areas is increasing, whereas the ability to provide these services by communities is decreasing. A careful inventory of existing ecosystem services at the site level for each green area, especially urban parks, is therefore recommended. The identification of ecosystem service gaps in the urban space is advisable in order to develop them together with the other communal amenities at exactly the locations where a specific service or services are urgently needed.

The concept of urban ecosystem service should become integral to urban planning strategies. This includes the definition of targets for urban ecosystem services in an urban regional context and in a proposed quantity, as well as the formulation of indicators and benchmarks. This is currently only partly the case and is often performed in a fragmented manner. Above all, it is often not seen in a demand and supply context.

## References

- Ahern, J. (2007). Green Infrastructure for Cities: The Spatial Dimension. In: Novotny, V. & Brown, P. (Eds.). *Cities of the Future: Towards integrated sustainable water and landscape management*. IWA Publishing, London. p. 267-283
- BirdLife International (2012). Working together for birds and people. In: <http://www.birdlife.org/>. (24<sup>th</sup> March 2012)
- Bolund, P. & Hunhammar (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*. 29(2), p. 293-301.
- Breuste, J., Haase, D. & Elmqvist, T. (2012). Urban landscapes and Ecosystem Services. In: S. Wratten, H. Sandhu, R. Cullen & R. Costanza (Eds.): *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. John Wiley & Sons, Ltd., pp. 83-104.
- Chiesura A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68. p. 29-138
- Comber, A., Brunsdon, C. & Green, E. (2008). Using a GIS-based network analysis to determine urban green space accessibility for different ethnic and religious groups. *Landscape and Urban Planning* 86. p. 103-114.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387. p. 253-260.
- Czermak, P. (2008). *Ökologische Bewertung von Parkanlagen der Stadt Linz auf der Basis des Datenbestandes der Brutvogelkartierung (Ecological Assessment of Parks in the City of Linz on the Basis of the Data Set of Breeding Bird Mapping)*. Unpublished master's thesis, University Salzburg. [in German]
- Daily, G., Reichert, J. S. & Myers, J. P. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington, DC
- De Groot, R., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41. p. 393-408
- De Vries, S., Verheij, R. A., Groenewegen, P. P. & Spreeuwenberg, P. (2003). Natural environments - healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environment and Planning, A* 35(10). p. 1717-1731
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R. & Pauleit, S. (2007). Adapting cities to climate change: the role of the green infrastructure. *Built Environment* 33(1). p. 115-133.
- Google Earth (2012). Version 6.2. zoomed View. In: <http://www.google.de/intl/de/earth/index.html> (19<sup>th</sup> May 2012)
- Handley, J., Pauleit, S., Slinn, P., Lindley, S., Baker, M., Barber, A., Jones, C. (2003). Providing accessible natural green space in towns and cities: a practical guide to assessing the resource and implementing local standards for provision. In: <http://www.english-nature.org.uk/pubs/publication/PDF/Acessgreenspace.pdf> (19<sup>th</sup> May 2012)
- Jim, C. Y. & Chen, W. Y. (2006). Recreation-amenity use and contingent valuation of urban green spaces in Guanzhou, China. *Landscape and Urban Planning* 75. p. 81-96
- Kazmierczak, A. E. & James, P. (2008). Urban green spaces: natural and accessible? In: Smaniotto Costa, C., Mathey, J., Edlich, B. & Hoyer, J. (Eds.). *International Conference Urban Green Spaces – a key for sustainable cities Conference reader*. 17<sup>th</sup>-18<sup>th</sup> April 2008. Sofia. p. 131-134
- Kowarik, I. (1992). Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. In: *Natur in der Stadt - der Beitrag der Landespflege zur Stadtentwicklung*, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 61. 33-47 S.
- Li, F., Wang, R., Paulussen, J. & Liu, X. (2005). Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: a case study from Beijing, China. *Landscape and Urban Planning* 72, p. 325-336

- Loram, A., Tratalos, J., Warren, P.H., Gaston, K.J.(2007). Urban domestic gardens (X): the extent and structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22.p. 601-615
- Martens, P. (1999). How will climate change affect human health? *American Scientist*. 87. p. 534-541
- Mazuoka, R. H. & Kaplan, R. (2008). People needs in the urban landscape: Analysis of Landscape and Urban Planning contributions. *Landscape and Urban Planning* 84. p. 7-19
- McDonald, R. (2009). Ecosystem service demand and supply along the urban-to-rural gradient. *Journal of Conservation Planning* 5.p. 1-14
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA)(2005). *Ecosystems and Human Well-Being, Synthesis*. Island Press. London. In: <http://www.millenniumassessment.org/en/> (19<sup>th</sup> May 2012)
- Niemelä, J., Saarela, S.-R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S. & Kotze, D. J. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *BiodiversConserv* 19. p. 3225-3243
- Nowak, D.J., Rowntree, R.A., McPherson, E.G., Sisinni, S.M., Kerkmann, E.R. & Stevens, J.C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* 36.p. 49-57
- Oudenhoven van, A E P., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L. & R de Groot (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, p. 0-122
- Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning *Landscape and Urban Planning* 52(1). p. 1-20
- Pauleit, S. & Breuste, J. (2011) .Land use and surface cover as urban ecological indicators, in: Niemelä, J., Breuste, J., Elmqvist, T., Guntenpergen, G., James, P., McIntyre, N. (Eds.). *Urban Ecology, Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press. Oxford. p. 19-30
- Priego, C., Breuste, J. & Rojas, J. (2008). Perception and value of nature in urban landscapes: a comparative analysis of cities in Germany, Chile and Spain. *LandscapeOnline* 7. p. 1-22. In: [http://www.landscapeonline.de/archive/2008/7/Priego\\_etal\\_LO7\\_2008\\_Animation.pdf](http://www.landscapeonline.de/archive/2008/7/Priego_etal_LO7_2008_Animation.pdf) (19<sup>th</sup> May 2012)
- Qureshi, S. & Breuste, J.(2010). Prospects of biodiversity in the mega city Karachi, Pakistan: Potentials, constraints and implications. In: Müller, N., Werner, P., Kelcey, J. (Eds.). *Urban Biodiversity and Design - Implementing the Convention on Biological Diversity in Towns and Cities*. Wiley-Blackwell. Oxford p. 497-517
- Qureshi, S., Breuste, J. & Lindley, S.J.(2010a). Green space functionality along an urban gradient in Karachi, Pakistan: A socio-ecological study. *Human Ecology* 38.p. 283-294
- Qureshi, S., Kazmi, S.J.H. & Breuste, J. (2010b). Ecological disturbances due to high cutback in the green infrastructure of Karachi: Analyses of public perception about associated health problems. *Urban Forestry and Urban Greening* 9. p. 187-198
- TEEB, *The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity for International and National Policymakers* (2011). Earthscan. London
- Tratalos J., Fuller R.A., Warren, P.H., Davies, R.G. & Gaston, K.J. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83(4). p. 308-317
- Weissmair, W., Rubenser, H., Brander, M. & Schauburger, R. (2002). *Linzer Brutvogelatlas (Breeding Bird Atlas of Linz)*. *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz*, 2000/2001, vol. 46-47 [in German]
- Yli-Pelkonen V. & Niemelä, J. (2005). Linking ecological and social systems in cities: urban planning in Finland as a case. *Biodiversity and Conservation* 14.p. 1947-1967

**Authors:**

JÜRGEN BREUSTE

Research Group for Urban and Landscape Ecology, Department of Geography and Geology, University of Salzburg, Hellbrunnerstrasse 34, Salzburg 5020, Austria

E-mail: [juergen.breuste@sbg.ac.at](mailto:juergen.breuste@sbg.ac.at)

JOHANNA SCHNELLINGER

Research Group for Urban and Landscape Ecology, Department of Geography and Geology, University of Salzburg, Hellbrunnerstrasse 34, Salzburg 5020, Austria

E-mail: [johanna.schnellinger@hotmail.de](mailto:johanna.schnellinger@hotmail.de)

SALMAN QURESHI

School of Architecture, Birmingham City University, Gosta Green, Birmingham B4 7DX, UK

Institute of Geography, Humboldt University of Berlin, Rudower Chaussee 16, D-12489 Berlin, Germany

E-mail: [salmanqureshi@uok.edu.pk](mailto:salmanqureshi@uok.edu.pk)

ANA FAGGI

Museo Argentino de Ciencias Naturales, Dto. Botánica, Ecología Regional. Conicet, Angel Gallardo 470, 2do piso. Buenos Aires, (1405), Argentina

[afaggi@macn.gov.ar](mailto:afaggi@macn.gov.ar)

## **Urbaner Wald als innovative Freiraumstrategie für schrumpfende Städte. Zur Akzeptanz und Wahrnehmung von Aufforstungen urbaner Brachen in Leipzig**

Urban Forest as innovative open space strategy for shrinking cities. To the acceptance and perception of afforestation on urban brownfields in Leipzig

THOMAS ARNDT, DIETER RINK

---

### **Zusammenfassung**

Deindustrialisierungs- und Schrumpfungsprozesse führten in vielen ostdeutschen Städten in den letzten 20 Jahren zu zahlreichen städtischen Brachflächen. Diese Flächen stellen zwar erhebliche Potenziale für die Schaffung von neuen Freiräumen und stadtoökologischen Qualitäten dar, können aber aufgrund unterschiedlicher Probleme und Hemmnisse häufig nicht genutzt werden. Dazu zählen insbesondere mangelnde Nachfrage, vermutete oder tatsächliche Kontaminationen sowie ungeklärte Eigentumsverhältnisse. Für die Planung ist es angesichts dessen nicht einfach, neue Nutzungskonzepte zu entwickeln. Zudem erschweren angespannte kommunale Haushalte bzw. unzureichende Ressourcen deren Umsetzung. Unter diesen Bedingungen werden die Brachflächen oft einfach liegen gelassen und sind natürlicher Sukzession unterworfen. Im Rahmen des Stadtumbau Ost versuchen verschiedene Kommunen seit einigen Jahren neue Nutzungskonzepte zu etablieren, zu denen u. a. die Aufforstung von Brachflächen gehört. Damit können Brachflächen auf kostengünstige Weise in pflege-extensive Grünflächen umgenutzt und zugleich stadtoökologische und planerische Ziele, wie etwa die Aufwertung der angrenzenden Wohngebiete, angestrebt werden. Die Besonderheit des vom BfN geförderten Leipziger Projekts „Urbane Wälder“ besteht darin, dass hier nicht nur größere Flächen am Stadtrand, sondern auch kleinere, innerstädtische Brachen für eine Aufforstung vorgesehen sind. Dabei stellen sich freilich auch Fragen im Hinblick auf die Wahrnehmung, Akzeptanz und mögliche Nutzung solcher neuen Grünflächen durch die Bevölkerung. Der Beitrag beschäftigt sich damit, welcher Wald von der Bewohnerschaft gewünscht wird und welche Gestaltungs- und Nutzungsvorstellungen sie mit urbanem Wald verbindet. Dazu wurde im Rahmen einer interdisziplinären Begleitforschung zum Projekt „Urbane Wälder“ vom UFZ im Sommer 2010 eine quantitative Haushaltsbefragung in vier Leipziger Stadtgebieten durchgeführt. In diesem Beitrag werden das Projekt selbst und einige der zentralen Befunde zur Akzeptanz, Wahrnehmung und Nutzung der neuen urbanen Wälder vorgestellt.

*Urbaner Wald, Aufforstung, Brachflächen, Renaturierung, Stadtumbau, Schrumpfung*

### **Summary**

The structural changes of the last 20 years, caused by deindustrialization and shrinkage lead to a mass accumulation of urban brownfields in many East German municipalities. These brownfields represent substantial potentials for the creation of new open spaces and the development of ecological qualities, but they cannot be activated due to weak local resources and different obstacles. Those are especially a lack of demand, assumed or actual contamination and doubtful ownership structures. For planning it is not easy to develop new use concepts. In addition strained financial resources make their conversion more difficult. The absence of concepts and options for financing the activation leads in consequence to progressive succession on these brownfields. In the context of the program "StadtumbauOst" (urban restructuring east) different municipalities try to reactivate urban brownfields by afforestation. The creation of such economical, extensively managed green spaces allows it to adjust existing ecological and urban deficits with coincidental small funds. The case of Leipzig thereby is very ambitious. The project "Urban forests" is funded by federal Agency for Nature Conservation and intends to afforest larger former housing sites on the periphery and smaller brownfields in the inner city. In this matter the question is how such a forest has to be created, to be accepted by the local inhabitants and noticed as an upgrading. The issue of this paper deals with the question, which kind of forest can be cultivated on brownfields and how are different forest forms perceived by the inhabitants. Therefore we carried out a quantitative household survey in summer 2010 in four districts

of Leipzig. In the following we will present some selected findings for the acceptance, perception and use of the new urban forests.

---

*Urban Forest, Afforestation, Brownfields, Renaturation, urban Restructuring, Shrinkage*

---

## 1. Einleitung

Urbane Brachflächen sind zwar ein weltweites Phänomen (de Sousa 2008), das sich aber je nach Weltregion und Stadt ganz unterschiedlich darstellt. In schrumpfenden Städten ist die Brachflächenproblematik in der Regel stärker ausgeprägt, bedingt vor allem durch Prozesse von Deindustrialisierung, Funktionsverluste und Bevölkerungsrückgang. Bekannte Beispiele dafür sind altindustrialisierte Regionen in Europa, wie der Nordwesten von England, das Ruhrgebiet in Deutschland oder das ober-schlesische Industrieviertel in Polen. In Ostdeutschland hat die Brachflächenproblematik eine besondere Ausprägung erlangt, infolge der Gleichzeitigkeit bzw. des Zusammenwirkens unterschiedlicher Prozesse. Die Brachflächenproblematik gelangte zusammen mit anderen städtebaulichen Problemen, wie insbesondere dem Wohnungsleerstand, um 2000 auf die Agenda des Stadtumbaus in Ostdeutschland und wurde Gegenstand intensiver Forschungs-, Entwicklungs- und Planungstätigkeit. Im Ergebnis dessen haben einige Städte in Ostdeutschland neue Strategien, Instrumente und Tools im Umgang mit Brachflächen entwickelt bzw. eingeführt, etwa unterschiedliche Formen von Zwischennutzungen oder Renaturierungen (vgl. Rößler 2010). Eine Möglichkeit, die dabei entwickelt wurde, sind so genannte „urbane Wälder“ – damit sind Aufforstungen (inner)städtischer Brachflächen gemeint. Dafür gibt es eine Reihe von Beispielen aus verschiedenen ostdeutschen Stadtumbaukommunen mit denen z. T. ambitionierte Erwartungen verbunden werden, was z. B. die Aufwertung der betroffenen Viertel oder die Erhöhung der Lebensqualität betrifft (BMVBS & BBSR 2009).

Ob der urbane Wald tatsächlich die erwarteten positiven Effekte erzielen kann, wird derzeit im Rahmen eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E Vorhaben), welches das Bundesamt für Naturschutz (BfN) gemeinsam mit der Stadt Leipzig initiiert hat, untersucht. Teil des E+E Vorhabens ist eine wissenschaftliche Begleitforschung, bei der das Umweltforschungszentrum Leipzig eine Haushaltsbefragung in den für die Aufforstung ausgewählten Quartieren durchgeführt hat (Rink & Arndt 2011). Dabei ging es insbesondere um die Akzeptanz und mögliche

Formen der Nutzung von urbanen Wäldern durch unterschiedliche soziale Gruppen. Im Weiteren wurden wahrgenommene Effekte für die Wohnquartiere sowohl in Bezug auf die Steigerung der Attraktivität durch Schaffung neuer Erholungsflächen als auch durch die Verbesserung des Wohnumfeldes analysiert.

Der vorliegende Beitrag geht der Frage nach, ob die Aufforstung urbaner Brachen aus sozialwissenschaftlicher Sicht empfohlen werden kann, und wenn ja, wie der urbane Wald gestaltet sein sollte, um von der Bevölkerung akzeptiert zu werden. Zunächst geben wir einen kurzen Überblick über den spezifischen Kontext städtischer Brachflächen und seiner Ausprägung in der Untersuchungsstadt Leipzig. In diesem Zusammenhang werden wir die damit verbundene Problematik für die Stadtplanung umreißen sowie die Aufforstung urbaner Brachen in einen städtebaulichen Kontext einordnen. Nachfolgend stellen wir das E+E Vorhaben „Urbane Wälder“ vor. Im zweiten Teil erläutern wir den theoretischen Bezugsrahmen der sozialwissenschaftlichen Untersuchung und stellen das methodische Vorgehen unserer Untersuchung dar. Darauf aufbauend präsentieren wir ausgewählte Ergebnisse und diskutieren diese abschließend in Bezug auf die Implementierung von urbanen Wäldern in der Praxis.

## 2. Brachflächen in schrumpfenden Städten als Herausforderung für die Planung

Im Zuge der wirtschaftlichen Integration Ostdeutschlands in die Europäische Union und den Weltmarkt kam es zu einem praktisch alle Branchen erfassenden wirtschaftlichen Umbau, verbunden mit Betriebsstilllegungen und Aufgabe von Gewerbeflächen. Weitere Brachflächen entstanden durch die Umstrukturierung des Verkehrssektors (z. B. Stilllegung von Bahnanlagen) und durch die Aufgabe von Militärstandorten (großflächige Militärbrachen an Stadträndern). Zusätzlich entstanden in den letzten 10 Jahren Brachen infolge des Stadtumbaus, insbesondere durch Abrisse von Plattenbauten, aber auch von Infrastrukturen, wie z. B. Schulen. Diese Gleichzeitigkeit bzw. dieses rasche Aufeinanderfolgen verschiedener Prozesse bewirkten die Entstehung unterschiedlich großer Brachen an praktisch allen

Stellen der betroffenen Städte. Ende der 1990er Jahre wurde der Bestand an Brachflächen in Ostdeutschland auf ca. 44.000 ha Gewerbebrachen und gewerbliche Immobilien geschätzt (BBR 2004). Da aber weder die älteren Brachen, noch die militärischen Konversionsflächen der ostdeutschen sowie der Sowjetarmee in der Schätzung enthalten waren, muss man von deutlich mehr Flächen ausgehen. Allein im ostdeutschen Bundesland Sachsen beträgt der Gesamtbestand an Brachflächen ca. 18.000 ha, wovon etwa 11.000 ha auf städtische Gebiete und suburbane Räume entfallen (ebd.). Vielleicht lassen sich ostdeutsche Städte näherungsweise mit altindustrialisierten Städten, etwa denen des Ruhrgebietes vergleichen, wo der Anteil an Brachen an den städtischen Flächen auf ca. zwei bis drei Prozent geschätzt wird (Rebele & Dettmar 1996, S. 39). Für ostdeutsche Städte müsste man etwas höhere Werte annehmen, vielleicht drei bis vier Prozent. Für die meisten dieser Brachen gibt es weder aktuell noch künftig Nutzungen; die Wiedernutzungspotenziale für gewerbliche oder Wohnzwecke werden mit lediglich ca. 6.500 ha geschätzt (BBR 2004).

Leipzig ist ein typisches Beispiel für eine solche Brachflächenentwicklung. Die Stadt schrumpfte bereits seit den 1930er Jahren und wies außerdem durch die Bombardierungen im 2. Weltkrieg eine größere Anzahl von Brachen auf. Das waren zum einen kleine bis mittlere Brachflächen im Zentrum selbst, zum anderen mittlere bis zum Teil größere Brachflächen in angrenzenden Bereichen bzw. in der Innenstadt. In einigen gründerzeitlichen Wohngebieten hinterließ die in den 1970er Jahren begonnene Flächensanierungspolitik ebenfalls recht großflächige Brachen. Infolge des flächenhaften Verfalls der Altbauten entstanden außerdem an vielen Stellen Lücken in den ehemals noch geschlossenen gründerzeitlichen Blöcken. Nach 1990 nahm das Phänomen der Brachen freilich eine andere Dimension an. Die Deindustrialisierung erfasste in Leipzig alle Industrie- und Gewerbebranchen, den Handel und andere Dienstleistungsbereiche. Mit einer Deindustrialisierungsrate von über 80 Prozent gehörte Leipzig zu den Spitzenreitern in Ost-

deutschland. Massenhaftes Brachfallen von Flächen, insbesondere in den alten, gründerzeitlichen Industrie- und Gewerbegebieten, waren die Folge. Hinzu kam der gleichzeitig ablaufende Abzug der sowjetischen bzw. russischen Truppen aus Leipzig, der zwei große Kasernen- und Übungsgelände ungenutzt zurückließ. Die Umstellung des Transportsektors führte zu weiteren innerstädtischen Bahnbrachen. Zugleich setzte sich zunächst der Verfall und der Abriss in der Innenstadt fort, woran sich in den 2000er Jahren der Stadtbau Ost anschloss, der zu einer Konzentration von Abrissen in den Großwohnsiedlungen am Stadtrand führte. Insgesamt wurden etwa 14.000 Wohnungen im Zuge des Stadtbbaus zurückgebaut bzw. abgerissen. Im Ergebnis erreichte die Zahl der erfassten Brachen Ende der 1990er Jahre etwa 3.000 Flächen. Dies entspricht einer Fläche von ca. 700 ha bzw. knapp drei Prozent der administrativen Stadtfläche (vgl. Muschak et al. 2009). Die meisten dieser Brachflächen sind ehemalige Industrie- und Gewerbeflächen, die infolge der jahrzehntelangen industriellen bzw. gewerblichen Nutzung vielfach kontaminiert waren bzw. sind. Darüber hinaus gibt es eine Vielzahl kleiner Wohnbrachen, insbesondere Baulücken, die bislang allerdings kaum erfasst wurden. Schätzungen gehen von etwa 8.000 Baulücken in der Stadt aus (ebd.). Der überwiegende Teil der vorhandenen Brachen ist von geringer Flächengröße. Größere zusammenhängende Brachflächen – wie z. B. Bahnbrachen – bilden nur einen geringen Anteil (ebd.). Während Wohnbrachen in der ganzen Stadt verteilt sind, konzentrieren sich Industrie- und Gewerbebrachen in den ehemaligen Industrievierteln in den Stadtteilen im Leipziger Westen und im Osten/Nordosten der Stadt. Dies sind zugleich die Stadtteile, die auch durch weitere Probleme wie geringen Sanierungsstand, hohe Leerstände, schrumpfende Bevölkerung, Überalterung, schlechte Infrastruktur sowie mangelhafte Grünausstattung gekennzeichnet sind. Die nachstehende Karte (Abb. 1) gibt einen Überblick über die räumliche Verteilung der Gewerbe- und Industriebrachen, welche bei einer Gewerbeflächenkartierung im Jahr 2007 erfasst wurden (ebd.).

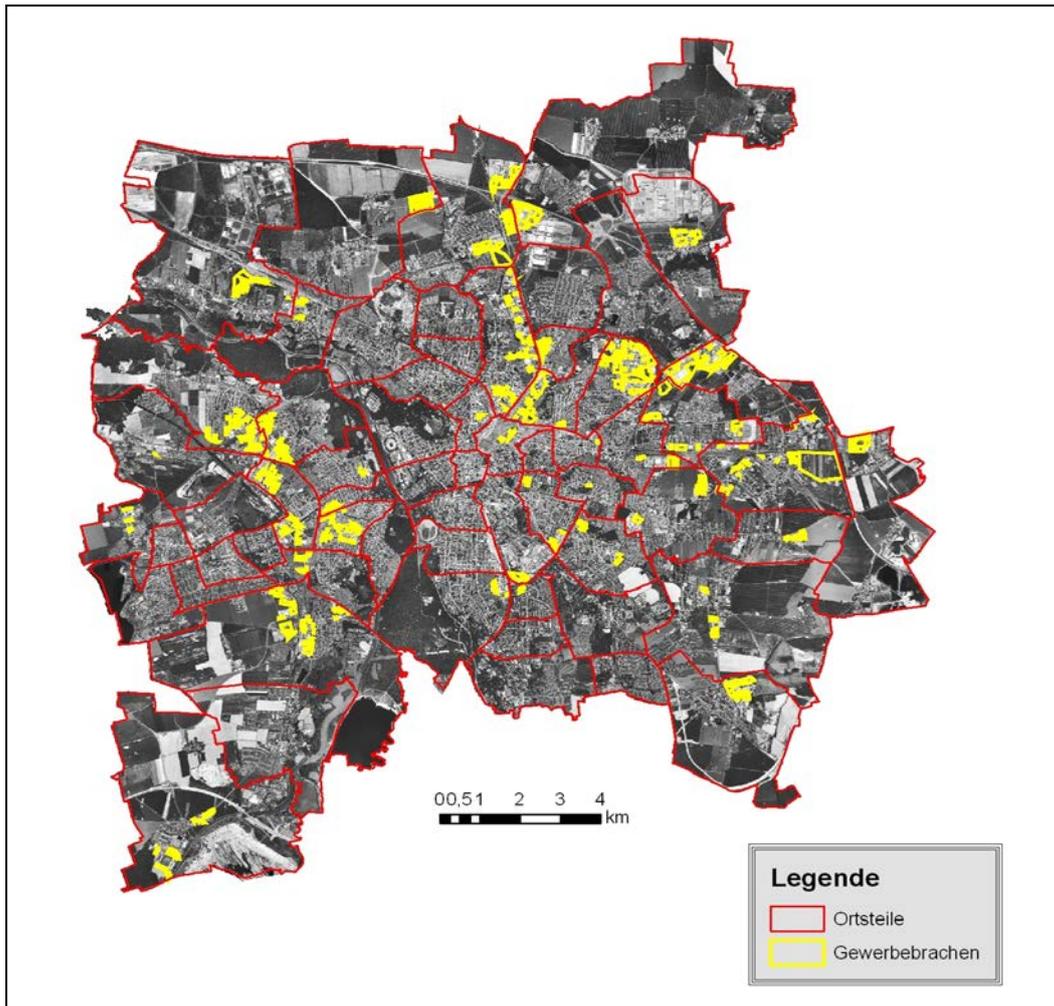


Abb. 1: Gewerbebrachen in der Stadt Leipzig (Stand 2007)

Städtische Brachflächen sind in der Regel problembehaftet und stellen bezüglich ihrer Wiedernutzung eine Herausforderung für die Stadtplanung dar. Diese Flächen stellen zudem nutzungsoffene und gleichzeitig auch definitionsoffene Räume dar, welche Verhaltensunsicherheiten erzeugen können, da sie unter Umständen für abweichende oder zumindest atypische Nutzungen interessant werden (Konopka & Wüstendorfer 1995). Gleichzeitig stellen Brachflächen erhebliche Flächenpotenziale dar, welche vor dem Hintergrund einer oftmals mangelhaften Grün- und Freiflächenausstattung besondere Bedeutung haben. Angesichts dieser Herausforderungen messen viele ostdeutsche Stadtumbaukommunen der Revitalisierung von Brachflächen eine außerordentlich hohe Bedeutung zu. Bauliche Nachnutzungen können in der Regel allerdings nur schwer über den kommunalen Haushalt finanziert werden, und private Investoren bekunden angesichts der geringen Gewinnerwartungen nur vereinzelt Interesse. Häufig wird daher der

Weg vom Brownfield zum Greenfield bestritten. Intensive Neugestaltungen urbaner Brachflächen, etwa in Form einer Parkanlage, sind stark vom Budget der jeweiligen Kommune abhängig. So ist die einfache Raseneinsaat das derzeit am häufigsten verwendete Gestaltungsmittel, denn dieses konnte bisher aus dem Programmteil Rückbau des Bundes-Länderprogramms „Stadtumbau-Ost“ finanziert werden (BMVBS & BBSR 2009, S. 34).

In Leipzig wurde im Rahmen des Stadtumbaus eine Reihe von Aktivitäten ergriffen, die auf Brachflächen zielen. Zunächst wurde im Stadtumbaukonzept, dem SEKO, die Strategie „Mehr Grün, weniger Dichte“ entwickelt, die die flexible Einbeziehung von Brachen vorsieht (Stadt Leipzig 2000). Während größere Flächen in kleine Parks bzw. Grünflächen umgewandelt werden sollen, sind für kleinere Flächen insbesondere Zwischennutzungen vorgesehen. In diesem Zusammenhang wurde das Instrument der Gestaltungsvereinbarung eingeführt, das beinhaltet, dass die Flächenei-

gentümer auf absehbare Zeit (10 bis 15 Jahre) auf bauliche Entwicklung ihrer Grundstücke verzichten und der Kommune die Flächen für eine temporäre Nutzung überlassen (Kunz 2007). Flankierend dazu wurde ein Brachflächenmonitoring etabliert, um eine systematische Erfassung von Brachen zu gestatten und diese dann für neue oder Zwischennutzungen anzubieten. Mittlerweile kann Leipzig auf bemerkenswerte Erfolge bei der Revitalisierung von Brachen zurückblicken, es wurden vier Stadtteilparks und zahlreiche Grünflächen sowie eine Vielzahl privater grüner Zwischennutzungen etabliert. Insgesamt konnten dadurch über 50 ha dauerhafte oder temporäre Grünräume neu gestaltet werden (Stadt Leipzig 2012, S. 24). Es wird geschätzt, dass durch diese unterschiedlichen Maßnahmen in Leipzig ca. ein Drittel der Brachflächen wieder einer Nutzung zugeführt werden konnten. Für viele der verbleibenden Flächen wird dies jedoch zunehmend schwieriger, da auch bei diesen Flächen Kosten für Pflege und Unterhaltung entstehen. Diese können angesichts des angespannten kommunalen Haushalts nicht mehr wie bisher aufgebracht werden. Daher erscheint es dringend notwendig, alternative Konzepte und Instrumente für den Umgang mit urbanen Brachflächen zu entwickeln.

### **3. Hintergrund der Studie: das BfN Projekt „Urbane Wälder“**

Seit einigen Jahren erproben verschiedene ostdeutsche Stadtumbaukommunen neue Instrumente der Brachflächenrevitalisierung. Als besonders innovativ werden dabei extensive Renaturierungsstrategien, etwa die Anpflanzung von Wald angesehen. Wenngleich die Aufforstung urbaner Brachflächen vor einigen Jahren noch als indiskutabel galt (Kil 2004, S. 144), etabliert sich diese Option mittlerweile als eine eigenständige Freiflächenkategorie im Stadtumbau und wird als durchaus akzeptable Alternative zu anderen Freiflächenformen angesehen (Rößler 2010, S. 272). Dafür gibt es eine Reihe von Beispielen aus verschiedenen ostdeutschen Kommunen (BMVBS & BBSR 2009). Der Aufforstung innerstädtischer Brachflächen wird im Unterschied zu anderen extensiven Nachnutzungen hohes städtebauliches Potenzial bei gleichzeitiger Rücksichtnahme auf stadtökologische, soziale und wirtschaftliche Aspekte zugesprochen (Burkhardt et al. 2008, S. 119). Insbesondere der Einsatz unterschiedlicher Waldbilder und Waldstrukturtypen erlaube eine gezielte Einflussnahme auf Stadtstruktur und Stadtgestalt (ebd.). Des Weiteren ergeben sich di-

rekte und indirekte monetäre Effekte durch die Aufforstung urbaner Brachflächen. In der Regel werden diese Flächen von den lokalen Forstämtern betreut, wodurch sich für die Kommunen – im Unterschied zu Parkanlagen – deutlich geringere Kosten für Unterhalt und Pflege ergeben. Dies bedeutet allerdings auch, dass dieser Grünflächentypus deutlich geringere Pflege- und Sicherheitsstandards aufweisen wird. Auch hinsichtlich der extensiven, forstlichen Bewirtschaftung und der vergleichsweise geringen Ausstattung wird sich der urbane Wald zu anderen urbanen Grünanlagen unterscheiden. Neben den direkten Kosteneinsparungen können sich durch die Anlage neuer Grünstrukturen auch indirekte monetäre Effekte ergeben, wie etwa die Inwertsetzung benachbarter Immobilien und Grundstücke (Tyrväinen et al. 2005; S. 106; Burkhardt et al. 2008, S. 119).

Während sich die Aufforstungen in den meisten Städten vor allem auf Wohnfolgebrachen konzentrieren, die im Zuge des Rückbaus von peripheren Großwohnsiedlungen entstanden sind, werden in Leipzig auch innerstädtische Brachflächen für eine Umwandlung in Wald in Betracht gezogen. Die Bandbreite reicht dabei von Wohnfolge- und Gewerbebrachen über Bahn- und Industriebrachen, die sich auf innerstädtischen aber auch in peripheren Lagen befinden und die teilweise in kommunaler, teilweise in privater Hand sind. Die starke Differenzierung zeigt sich unter anderem auch bei den Flächengrößen, welche von großen (20 ha) bis zu kleinen Arealen (< 1 ha) reicht. Zudem ist das Leipziger Projekt: „Urbane Wälder: Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel“ in ein von der Stadt Leipzig und dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) initiiertes „Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben“ eingebettet (Laufzeit: 2009 bis 2014). Im Gegensatz zu anderen Stadtumbaukommunen hat die Stadt Leipzig den Anspruch, die Renaturierung nicht bloß als Reaktion auf das Entstehen von Brachflächen zu begreifen, sondern differenzierte, innovative und übertragbare Lösungen zu entwickeln. Ziel ist es, urbane Wälder als eine neue Flächen- und Planungskategorie zu entwickeln und diese als proaktives Stadtumbauinstrument zu etablieren. Besondere Beachtung sollen dabei partizipative Verfahren erfahren, da davon ausgegangen wird, dass eine frühe Bürgerbeteiligung die Identifikation mit dem künftigen urbanen Wald erhöhen wird (Burkhardt et al. 2008, S. 179). Die Aufforstung urbaner Brachen soll sich dabei auf den innerstädtischen Bereich und hierbei vorzugsweise auf die Stad-

tumbagebiete konzentrieren und insbesondere folgende positive Effekte erzielen:

- Verbesserung der stadtklimatischen und lufthygienischen Situation,
- bewaldete Fläche und angrenzende Flächen in Wert setzen,
- Erholungsangebote im Wohnumfeldbereich ergänzen,
- Grünflächendefizite in stark verdichteten Quartieren ausgleichen und
- zur Erhöhung der Biodiversität in der Stadt beitragen.

Die Förderprogramme des BfN verfolgen verschiedene übergeordnete Ziele. Dazu zählen neben der Integration des Naturschutzes in die Stadtentwicklung, auch die Umsetzung von belastbaren Forschungsergebnissen in die Praxis sowie die Aufbereitung der gewonnenen Erfahrungen für allgemein verwertbare Empfehlungen. In diesem Zusammenhang wird das Leipziger Projekt wissenschaftlich begleitet, sodass nun erstmals gesicherte Erkenntnisse über den Einsatz dieses neuen Stadtumbauinstruments zur Verfügung stehen.

#### **4. Zur Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung urbaner Wälder auf städtischen Brachen**

##### *4.1 Forschungsstand*

Im Hinblick auf die Entwicklung urbaner Wälder ist es von besonderem Interesse eine möglichst hohe Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung für diese neue Art der Brachflächengestaltung zu erreichen. Gleichzeitig müssen planerische und gestalterische Aspekte Berücksichtigung finden. Ziel der soziologischen Begleitforschung war es, Wahrnehmung, Akzeptanz und mögliche Nutzung der künftigen urbanen Wälder zu erkunden. Untersuchungen zur Wahrnehmung städtischer Natur haben eine lange Tradition und verweisen auf eine prinzipiell positive Einstellung gegenüber Natur und Vegetation in urbanen Kontexten (bspw. Ulrich 1986; Kaplan & Kaplan 1989; Kuo et al. 1998; Rink 2005). Untersuchungen zur Wahrnehmung von innerstädtischen Aufforstungen mit dem Zielbild Wald, dem Thema dieses Beitrags, gibt es bisher noch nicht. Allerdings gibt es eine Vielzahl von Studien die sich mit der Wahrnehmung städtischer Brachflächen beschäftigen (bspw. Konopka & Wüstendörfer 1995; Breuste & Breuste 2001; Keil 2002; Laforzezza et al. 2008). Die Befunde weisen darauf hin, dass Brachflächen im Gegensatz zu gepflegten Formen städtischer Natur (Rasenflächen, Parkanlagen) oft negativen konnotiert

sind und in der von der Bevölkerung in der Regel abgelehnt werden. Bis auf wenige Ausnahmen (Laforzezza et al. 2008) werden Brachflächen jedoch nur wenig differenziert betrachtet, Differenzierungen nach verschiedenen Sukzessionsstadien werden in der Regel nicht untersucht. Auf der anderen Seite gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die sich mit verschiedenen Waldbewirtschaftungsformen (Tahvanainen et al. 2001) oder der Akzeptanz von Wald im städtischen Kontext beschäftigen (vgl. Kowarik & Körner 2005; Franz et al. 2008). Die Befunde zeigen, dass wilde und unberührte Waldlandschaften zwar als ökologisch wertvoll und schützenswert eingeschätzt werden, in der Stadt jedoch nur schwer vorstellbar sind. Problematisch erscheint dabei zunächst die geringe Nutzbarkeit naturnaher Waldformen. Hinzu kommen hohe Sicherheits-erwartungen der Stadtbewohner.

##### *4.2 Methodische Herangehensweise*

Ziel der sozialwissenschaftlichen Untersuchung, die wir im Sommer 2010 in vier Leipziger Stadtgebieten durchgeführt haben war es, zu erkunden, welche Waldbilder in der Bevölkerung verbreitet sind und welche sozialen und demografischen Differenzierungen dabei beobachtet werden können. Darüber hinaus gingen wir der Frage nach, wie städtische Freiräume genutzt und wahrgenommen werden und welche Schlussfolgerungen sich für die Anlage urbaner Waldflächen daraus ableiten lassen. Im Kern ging es darum, herauszufinden, welche unterschiedlichen Gestaltungsoptionen für Brachflächen bevorzugt werden und welche Waldbilder im eigenen Wohnbereich akzeptiert bzw. präferiert werden. Dazu wurden neben drei innerstädtischen Arbeiterquartieren der Jahrhundertwende auch eine randstädtische Lage – eine in Plattenbauweise errichtete Großwohnsiedlung – in der Stadt Leipzig untersucht.

Die empirische Untersuchung war als Haushaltsbefragung angelegt und wurde als Kombination von schriftlicher und mündlicher Befragung durchgeführt. Dabei füllten die Befragten die Fragebögen ähnlich wie bei einer postalischen Erhebung selbstständig aus, jedoch wurden ihnen die Bögen persönlich übergeben und nach etwa einer Woche wieder abgeholt. Um den Erfolg der Erhebung zu garantieren wurden die Befragten im Vorfeld durch Aushänge in den Wohngebäuden und die Lokalpresse über die Untersuchung informiert. Ziel war es, eine

bestimmte Anzahl von Haushalten in den vorher ausgewählten Untersuchungsgebieten zu erreichen, einen Fragebogen zu übergeben und zu einem vereinbarten Termin wieder abzuholen. Da die untersuchten Stadtquartiere hohe Wohnungsleerstände aufweisen, wurden für die Befragung ausschließlich Mehrfamilienhäuser ausgewählt, in denen mindesten acht Wohnungen belegt waren. Eine solche Vorgehensweise stellt zwar eine Einschränkung dar, hat aber den Vorteil, dass mit einer höheren Rücklaufquote gerechnet werden kann. Die Auswahl der Haushalte geschah dabei zufällig. Die Verteilung der Fragebögen richtete sich nach einem Verteilungsschlüssel von 10:3, d. h. auf 10 mögliche Haushalte eines Mehrfamilienhauses wurden drei Fragebögen verteilt. Dadurch sollte eine möglichst große räumliche Streuung auf das Untersuchungsgebiet erreicht werden. Jedem Haushalt wurde ein Fragebogen ausgehändigt, der von einem volljährigen Haushaltsmitglied persönlich ausgefüllt werden sollte. Das von uns gewählte Vorgehen, weist große Ähnlichkeiten zur postalischen Befragung auf, versucht aber deren Nachteile – vor allem die geringen Rücklaufquoten – durch gute Organisation im Vorfeld und persönliche Nachfassaktionen auszugleichen. Problematisch erschien jedoch, dass Migranten nur unzureichend erfasst werden konnten, da der Fragebogen ausschließlich in deutscher Sprache formuliert war und das Ausfüllen aufgrund sprachlicher Barrieren in der Regel nur unzureichend war oder ganz unterblieb.

Der Fragebogen ist in fünf Teile gegliedert. Einleitend stellten wir Fragen zur Wohnsituation und zum Wohnumfeld. Dies sollte den Einstieg für die Befragten erleichtern und uns Informationen über die generelle Lebenssituation liefern. Im zweiten Teil interessierten wir uns für die Wahrnehmung urbaner Natur (Parkanlagen, Stadtwälder und Brachflächen) sowie deren Nutzung. Im dritten Teil stellten wir Fragen zur Wahrnehmung und Nutzung von Wald und dessen Akzeptanz im städtischen Kontext. Darauf aufbauend untersuchten wir Akzeptanz, Nutzungsmöglichkeiten und Gefahrenwahrnehmung von Sukzessionsbrachen und dem künftigen urbanen Wald näher. In diesem Zusammenhang verwendeten wir verschiedene, farbige Fotomontagen, die dem Fragebogen beigelegt und mit verschiedenen Fragen verknüpft wurden. Zusätzlich fragten wir auch nach der Bereitschaft, sich für die aufgeforsteten Flächen zu engagieren um Potenziale gesellschaftlicher Teilhabe abschätzen zu können. Abschließend stellten wir

Fragen zur Sozialstatistik, um die Untersuchungspopulation sozioökonomisch und demografisch zu verorten und die Fragen differenziert auswerten zu können.

#### *Auswahl und Entwicklung der Fotomontagen*

Hinsichtlich der Untersuchung von Wahrnehmung und Akzeptanz der künftigen urbanen Wälder bestand die Schwierigkeit zunächst darin, dass bei der Bevölkerung keine Erfahrungen oder Vorstellungen existieren konnten, wie die Aufforstung urbaner Brachflächen aussehen bzw. welche Nutzungen man sich auf solchen Flächen vorstellen könnte. Um diesem Problem zu begegnen, verwendeten wir verschiedene Fotomontagen, um mögliche Szenarien zu visualisieren und abfragen zu können. Dabei wurden verschiedene Waldsituationen in eine städtische Situation montiert, wodurch möglichst realitätsnahe Bilder von Wald im städtischen Kontext erzeugt werden konnten. Bei den Vorüberlegungen zur Auswahl eines Bildhintergrunds für die Fotomontagen legten wir zugrunde, dass es sich um eine typische innerstädtische Lage bzw. Situation handeln sollte. In diesen Hintergrund montierten wir nun mögliche Waldformen, um den Befragten Vorstellungen von künftigen Bewaldungen zu vermitteln und ihnen die Möglichkeit zu geben, ihre Präferenzen zu äußern (vgl. Abb. 2). Bei der Auswahl der Montagen stützten wir uns auf Befunde zur Nutzung und Gefahrenwahrnehmung (urbaner) Naturformen. Der Einfluss von Vegetation auf die Gefahrenwahrnehmung ist differenziert und stark von der Art der Gestaltung abhängig. Auf der einen Seite kann Vegetation dazu beitragen, das Sicherheitsempfinden der Bürger deutlich zu erhöhen (Kuo et al. 1998). Auf der anderen Seite werden dichten und schwer einsehbaren Vegetationsstrukturen erhöhte Gefahrenpotenziale zugeschrieben (Schroeder & Anderson 1984; Herzog & Kropscott 2004; Bjerke et al. 2006). Wir gingen davon aus, dass Akzeptanz, Wahrnehmung und Nutzung in starkem Zusammenhang mit visuellem Zugang und Lesbarkeit der Szenarien stehen. Die Waldbilder-Montagen variieren hinsichtlich Alter und Wuchshöhe sowie der strukturellen Anordnung der Gehölze stark. Die Montagen zeigen junge Stadien mit geringen Wuchshöhen (1 bis 5 Jahre nach der Aufforstung) sowie ältere Stadien (15 bis 20 Jahre nach der Aufforstung). Des Weiteren kann zwischen regelmäßigen, geplanten Pflanzstrukturen auf der einen Seite und unregelmäßigen, mehr oder weniger natürlichen Pflanzstrukturen auf der anderen Seite unterschieden werden (Abb. 2). Die Montagen wurden im Fragebogen mit Fragen zur

Akzeptanz, Wahrnehmung und möglichen Nutzungsoptionen verknüpft. Da die Auswahl der Bilder starken Einfluss auf Wahrnehmung und Bewertung durch die Befragten hat, haben wir im Vorfeld versucht, Bildausschnitt, Belichtung, Hintergrund bzw. Vordergrund sowie Perspektive und Farbigkeit der Fotografien ähnlich zu gestalten. Darüber hinaus haben wir darauf geachtet, dass weder Menschen noch Wegstrukturen oder andere Merkmale anthropogener Nutzung auf den Bildern ersichtlich sind. Es bleibt zu beachten, dass die ausgewählten Bilder extreme Pole verschiedener Waldsituationen darstellen. Eine solche Herangehensweise hat den Nachteil, dass sie das Spektrum verschiedener Waldformen stark einengt. Allerdings ist die Darstellung eines breiteren Spektrums im Rahmen einer schriftlichen Befragung nur schwer möglich, da hierfür deutlich mehr Bilder notwendig wären.



Abbildung 2: Fotomontagen urbaner Wald

Zusätzlich wurden verschiedene Sukzessions-szenarien abgefragt, die uns freundlicherweise vom Leibniz-Institut für ökologische Raumplanung (IÖR) Dresden zur Verfügung gestellt wurden (Banse & Mathey 2010; vgl. Abb. 3). Hier lag zugrunde, dass es zwar Befunde zur Wahrnehmung und Nutzung von Brachflächen gibt, diese jedoch in der Regel allgemeiner Natur sind und bis auf wenige Ausnahmen (s. o.) keine differenzierten Aussagen zur Wahrnehmung und Nutzung verschiedener Sukzessionsstadien zulassen. Insgesamt wurden acht Montagen verwendet, wobei vier Szenarien verschiedene Aufforstungsszenarien darstellen und vier weitere Szenarien verschiedene Sukzessionsstadien zeigen.

#### *Untersuchungsgebiet und Sample*

Die Befragung wurde in vier ausgewählten Leipziger Stadtquartieren durchgeführt. Die Untersuchungsgebiete befanden sich in drei innerstädtischen Arbeiterquartieren der Jahrhundertwende (Volkmarsdorf, Neustadt-

Neuschönefeld und Anger-Crottendorf) und einer in Plattenbauweise errichteten Großwohnsiedlung der 1980er Jahre am Stadtrand (Grünau-Nord). Alle Untersuchungsgebiete befanden sich in einem 500-Meter Radius um Grün- oder Brachflächen, die potenziell aufgeforstet werden können (Neustadt-Neuschönefeld), dafür im Pilotvorhaben als nächstes vorgesehen waren (Grünau-Nord), als Grünfläche mit hohem Baumanteil bereits aufgeforstet waren (Volkmarsdorf) oder im Verlauf der Befragung aufgeforstet wurden (Anger-Crottendorf).



Abbildung 3: Fotomontagen Sukzessionsstadien

Insgesamt wurden 688 Haushalte angesprochen, davon erklärten sich 481 bereit, an der Befragung teilzunehmen. Insgesamt konnten 306 Fragebögen wieder eingesammelt werden. Da nicht alle Fragebögen vollständig ausgefüllt wurden, konnten lediglich 281 Fragebögen ausgewertet werden. Trotz des vergleichsweise hohen Rücklaufs weist die Untersuchungspopulation einen gewissen Bias in Bezug auf die Leipziger Durchschnittsbevölkerung auf. Bei der von uns erfassten Untersuchungspopulation handelt es sich um ein relativ „armes“ Sample. Dies ist vor allem auf die niedrigen Schul- und Berufsabschlüsse, den hohen Arbeitslosenanteil, den überdurchschnittlich hohen Anteil Alleinerziehender, den stark überdurchschnittlichen Arbeiteranteil sowie das vergleichsweise geringe Durchschnittsalter der Befragten zurückzuführen. Diese Abweichungen sind aber durchaus akzeptabel, denn die Aufforstung urbaner Brachen wird vor allem in Quartieren ins Auge gefasst, die durch hohe Leerstände, eine unzureichende Freiraumausstattung sowie eine nach unten abweichende Sozialstruktur gekennzeichnet sind. Insbesondere die Sozialstruktur der Untersuchungspopulation in den ehemaligen Arbeiterquartieren (Anger-Crottendorf, Neustadt-Neuschönefeld und Volkmarsdorf) weicht

kaum von den Angaben der amtlichen Statistik ab. Gleiches gilt für Grünau-Nord, wenngleich Unterschiede zu den innerstädtischen Arbeiterquartieren deutlich wurden. So verfügt die dort erfasste Bevölkerung über ein leicht höheres Haushaltsnettoeinkommen sowie höhere Schul- und Ausbildungsabschlüsse. Ferner sind Arbeiteranteil und Alleinerziehendenanteil geringer, und die Bewohner sind im Durchschnitt etwas älter. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Untersuchungspopulation vergleichsweise gut an die soziostrukturelle Zusammensetzung der Untersuchungsgebiete angepasst ist. Problematisch erscheint lediglich die unzureichende Erfassung nicht-deutscher Haushalte. Der hohe Anteil an Haushalten mit Migrationshintergrund wurde zwar methodisch berücksichtigt, indem versucht wurde, auch nicht-deutsche Haushalte zu kontaktieren, allerdings konnten diese aufgrund fehlender sprachlicher Zugänge nicht erreicht werden.

#### 4.3 Ausgewählte Ergebnisse der Studie

Die nachfolgenden Darstellungen enthalten nur ausgewählte Ergebnisse der sozialwissenschaftlichen Studie. Wir konzentrieren uns dabei auf die Beantwortung der eingangs formulierten Frage, ob die Aufforstung urbaner Brachen als sinnvolle Alternative zu Sukzessionsbrachen empfohlen werden kann und kontrastieren unsere Befunde anhand dieser beider Gestaltungsmöglichkeiten. Dabei stützen wir uns vor allem auf die Befunde zu den verwendeten Fotomontagen.

Zunächst konfrontierten wir die Befragten mit verschiedenen Fotomontagen und baten sie, diese anhand einer 4-stufigen Likert Skala zu bewerten. Die Antwortmöglichkeiten reichten von „gefällt mir überhaupt nicht“ (=1) bis „gefällt mir sehr gut“ (=4). Im Ergebnis wurden die Sukzessionsszenarien deutlich schlechter akzeptiert als die Aufforstungsszenarien. Allerdings zeigte sich auch, dass es starke Unterschiede zwischen den einzelnen Sukzessions- und Aufforstungsszenarien gibt (vgl. Abb. 4).

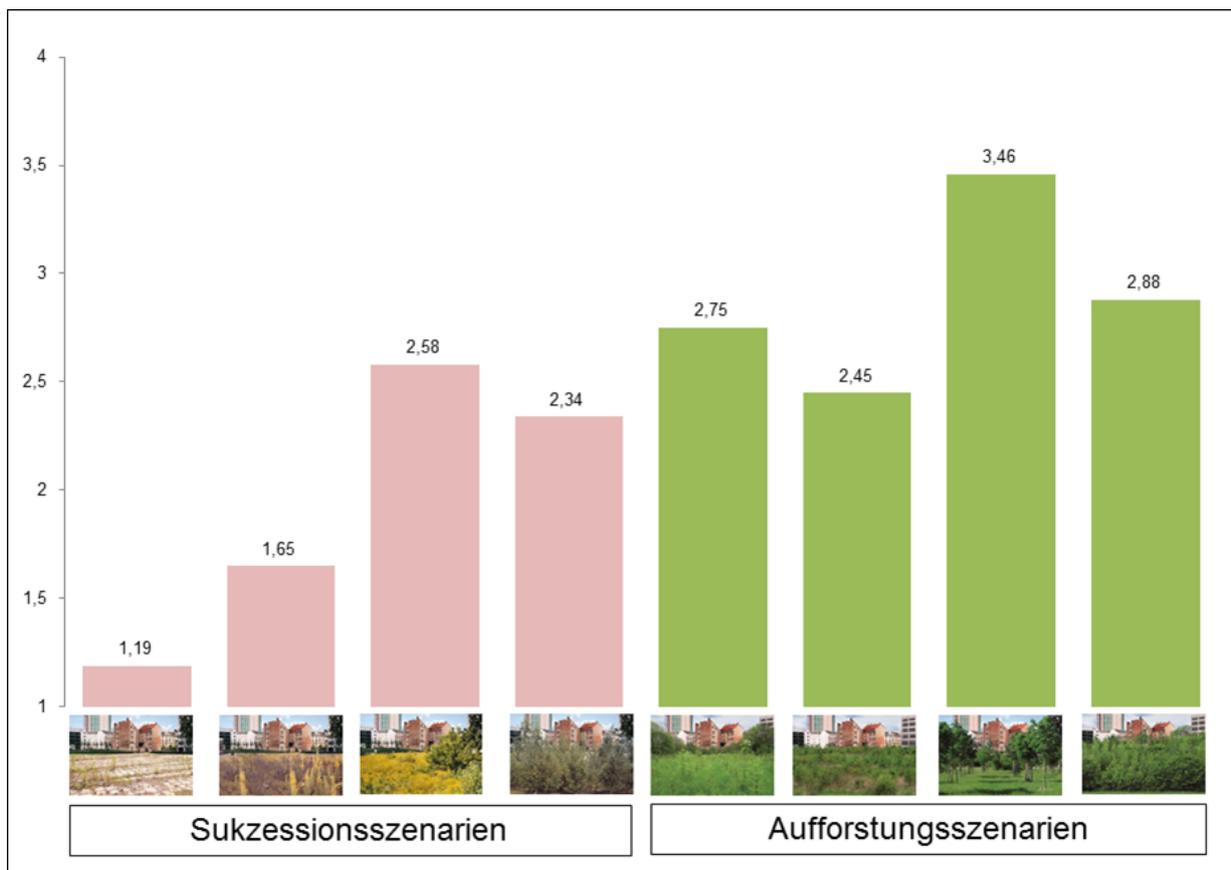


Abbildung 4: Akzeptanz von verschiedenen Sukzessions- und Aufforstungsszenarien

Anmerkung: Alle Angaben stellen Mittelwerte dar und beziehen sich auf die verwendete Likert Skala: 1 = „gefällt mir überhaupt nicht“; 4 = „gefällt mir sehr gut“.

Um die Ursachen für die differenzierte Wahrnehmung von Sukzessions- und Aufforstungsszenarien untersuchen zu können, fragten wir nach dem individuell wahrgenommenen Gefahrenpotenzial der dargestellten Szenarien. Dazu konnten die Bürger zunächst entscheiden, welches Szenario auf sie bedrohlich wirkt. In einem zweiten Schritt sollten die Befragten die Art der Bedrohung, die sie auf einer spezifischen Fläche vermuteten, näher charakterisieren. Dazu gaben wir zehn verschiedene Antwortmöglichkeiten vor, die in den Kategorien soziale Gefahren (Gewalt, Belästigungen, etc.), Naturgefahren (Astschlag, wilde Tiere, Allergien) und Gefahren durch Altlasten/Müll zusammengefasst werden können. Die Befragten hatten nun die Möglichkeit zwei Gefahren zu nennen, die sie auf den vorher ausgewählten Szenarien erwarten würden. Im Ergebnis zeigt sich, dass die angebotenen Sukzessionsszenarien auf die Befragten insgesamt bedrohlicher wirkten. So wurden knapp zwei Drittel (62,4 %) aller vorgegebenen Gefahren einem der dargestellten Sukzessionsszenarien zugeschrieben. Den Aufforstungsszenarien werden im Gegensatz dazu, nur ein knappes Drittel aller Gefahren zugeordnet. Aufforstung und Sukzession unterscheiden sich nicht nur quantitativ, sondern vor allem qualitativ, d. h. in Bezug auf die Art der erwarteten Gefahren. Im Hinblick auf die Erwartung sozialer Gefahren ergeben sich zunächst kaum Unterschiede zwischen Sukzessions- und Aufforstungsszenarien. Charakteristisch für die Aufforstungsszenarien ist die vergleichsweise starke Erwartung von Naturgefahren. Erwartungsgemäß werden auf den Sukzessionsszenarien vor allem Gefahren erwartet, die durch Altlasten, Gebäudeereste oder Müll entstehen können (vgl. Tab. 1).

Neben der Gefahrenwahrnehmung interessierten uns auch Nutzungsaspekte der künftigen urbanen Wälder. Um die Nutzungspotenziale der verschiedenen Szenarien sichtbar zu machen, gaben wir den Befragten die Möglichkeit, den Fotomontagen 13 verschiedene Nutzungen bzw. Aktivitäten zu zuordnen. Dabei sollte einer Aktivität das jeweils am besten passende Szenario zugeordnet werden. Im Ergebnis zeigt sich, dass den Aufforstungsszenarien eine, im Vergleich zu den Sukzessionsszenarien, deutlich höhere Nutzbarkeit zugeschrieben wird. So wurden in der Summe 83,8 % aller vorgegebenen Nutzungen den Aufforstungsszenarien zugeordnet. Die Aufforstungsszenarien eignen sich nach Ansicht der von uns Befragten vor allem für soziale Aktivitäten, das heißt für Aktivitäten, die in der Regel nicht allein, sondern in Interaktion mit anderen Menschen ausgeführt werden. Dazu zählen etwa das Treffen von Freunden & Familie oder ein gemeinsames Picknick. Die Aufforstungsszenarien eignen sich ferner für Aktivitäten die mit längeren Naturaufenthalten verbunden werden. Dazu zählen bspw. das Ausruhen oder der intensive Naturgenuss (vgl. Tab. 2). Daraus schlussfolgern wir, dass diese Szenarien als Kontrast zur Stadt und als Rückzugsraum wahrgenommen werden. Den Sukzessionsszenarien wurden dagegen nur 16,2 % aller vorgegebenen Nutzungen zugeordnet. Sie werden vor allem für Aktivitäten genutzt, die wenig Zeit beanspruchen und in der Regel allein oder zu zweit ausgeführt werden können. Dazu zählen bspw. das Ausführen des Hundes oder auch der kurze Blick ins Grüne (vgl. Tab. 2).

Tabelle 1: Gefahrenwahrnehmung von Sukzessionsszenarien (n = 265) und Aufforstungsszenarien (n = 267)

	Zuschreibungen	Anteil	Sukzession	Aufforstung
Gefahrenpotenzial <sup>*</sup>	559	100,0 %	62,4 %	37,6 %
Gefahren durch Müll/Altlasten <sup>**</sup>	277	49,6 %	76,2 %	23,8 %
soziale Gefahren <sup>**</sup>	245	43,8 %	50,6 %	49,4 %
Naturgefahren <sup>**</sup>	37	6,6 %	37,8 %	62,2 %

Anmerkung: <sup>\*</sup>Gefahrenpotenzial: Es wurde danach gefragt welches Szenario bedrohlich erscheint. Angaben beziehen sich auf alle Sukzessions- bzw. Aufforstungsszenarien. <sup>\*\*</sup> Soziale Gefahren = Gewalt, Drogen/Alkohol, Belästigungen, freilaufende Hunde; Naturgefahren = herabstürzende Äste, wilde Tiere, Allergien; Gefahren durch Altlasten/Müll = Altlasten im Boden, Gebäudeereste und Müll.

Tabelle 2: Nutzungspotenzial und ausgewählte Aktivitäten auf Sukzessions- und Aufforstungsszenarien

	Zuschreibungen	Anteil	Sukzession	Aufforstung
Nutzungspotenzial*	2.194	100,0 %	16,2 %	83,8 %
soziale Aktivitäten**	539	24,6 %	8,2 %	91,8 %
intensiver Naturgenuss**	396	18,0%	12,4 %	87,6 %
sportliche Aktivitäten**	333	15,2 %	17,7 %	82,3 %
einen kurzen Blick ins Grüne werfen	215	9,8 %	22,8 %	77,2 %
Spaziergänge machen	208	9,5 %	13,9 %	86,1 %
mit den Kindern spielen	181	8,2 %	16,0 %	84,0 %
Hund ausführen	163	7,4 %	28,8 %	71,2 %
Früchte & Kräuter sammeln	159	7,2 %	31,4 %	68,6 %

Anmerkung: \* Nutzungspotenzial: Anteil der zugeschrieben Aktivitäten je Szenario auf 100 Zuschreibungen. \*\* Soziale Aktivitäten wurden zusammengefasst und beinhalten „Treffen mit Freunden“, „Treffen mit Familie“ sowie „Grillen/Picknick“. Sportliche Aktivitäten wurden zusammengefasst und beinhalten: „Joggen“, „Radfahren und „Sport treiben“. Intensiver Naturgenuss wurde zusammengefasst und beinhaltet: „einfach die Natur genießen“ und „Ausruhen und entspannen“.

Die Auswertung der verschiedenen Szenarien hat gezeigt, dass es deutliche Unterschiede zwischen den Sukzessions- und Aufforstungsszenarien in Bezug auf ihre Wahrnehmung und Nutzung gibt.

Neben diesen generellen Befunden, sind auch differenzierte Aussagen zu den verschiedenen Sukzessionsstadien und Aufforstungsformen möglich. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Befunde, die sich aus der Analyse der Aufforstungsszenarien ergeben. Die bisher recht allgemein gehaltenen Befunde haben gezeigt, dass Aufforstungen im Vergleich zu Sukzessionsbrachen von der Bevölkerung bevorzugt werden. Allerdings gibt es bei der Wahrnehmung und Bewertung, der von uns vorgegebenen Aufforstungsszenarien z. T. starke Unterschiede. Die stärksten Effekten auf die Wahrnehmung haben dabei Pflanzstruktur und Alter der Aufforstungen. So werden regelmäßig gepflanzte Strukturen positiver wahrgenommen als unregelmäßige Pflanzstrukturen. Dies gilt für die älteren Szenarien (15 - 20 Jahre nach Aufforstung) in gleicher Weise wie für die jüngeren Szenarien (1 - 5 Jahre nach der Aufforstung).

Unregelmäßigen Pflanzstrukturen werden von der Bevölkerung deutlich mehr Gefahren zugeschrieben als regelmäßigen Pflanzstrukturen. Diese Unterschiede sind bereits bei den jüngeren Szenarien zu erkennen und verstärken sich bei den älteren Szenarien deutlich (vgl. Tabelle 3). Gefahren, die durch Altlasten, Müll oder Gebäudereste entstehen können, werden bei den Aufforstungsszenarien nur im Zusammenhang mit den ungeordneten Pflanzstrukturen vermutet. Auffällig ist der hohe Anteil sozialer Gefahren, der diesen Szenarien zugeschrieben wird. Vor allem auf jenem Szenario, welches ungeordnete, dichte Strukturen etwa 15 - 20 Jahre nach der Aufforstung zeigt (vgl. Tab. 3, Szenario 4) ist die Erwartung sozialer Gefahren hoch. Knapp ein Drittel aller von uns vorgegebenen sozialen Gefahren wurden diesem Szenario zugeschrieben.

Pflanzstruktur und Alter haben zudem Einfluss auf die Nutzungsmöglichkeiten der Flächen. So wurden Szenarien mit regelmäßigen Pflanzstrukturen deutlich mehr Nutzungen zugesprochen als Szenarien mit unregelmäßigen Pflanzstrukturen. Dieser Unterschied zeigt sich bereits bei den jungen Szenarien und verstärkt sich, ähnlich wie schon bei den Gefahrenpotenzialen, mit zunehmendem Alter (vgl. Tab. 3).

Tabelle 3: Differenzierung verschiedener Aufforstungsszenarien anhand der Indikatoren Akzeptanz, Gefahrenpotenzial und Nutzungspotenzial

				
	<b>Szenario 1</b> 1-5 Jahre, regelmäßige Pflanzstruktur	<b>Szenario 2</b> 1-5 Jahre, unregelmäßige Pflanzstruktur	<b>Szenario 3</b> 15-20 Jahre, regelmäßige Pflanzstruktur	<b>Szenario 4</b> 15-20 Jahre, unregelmäßige Pflanzstruktur
<b>Akzeptanz*</b>	<b>2,75</b>	<b>2,45</b>	<b>3,45</b>	<b>2,88</b>
<b>Gefahrenpotenzial**</b>	5,4 %	11,8 %	0,7 %	19,7 %
...Gefahren durch Altlasten/Müll	5,1 %	9,0 %	-	9,7 %
...soziale Gefahren	4,5 %	11,4 %	1,2 %	32,2 %
...Naturgefahren	13,5%	35,1 %	2,7 %	10,8 %
<b>Nutzungspotenzial***</b>	12,2 %	4,2 %	54,9 %	12,4 %
...soziale Aktivitäten	5,9 %	2,6 %	78,7 %	4,6 %
...intensiver Naturgenuss	15,7 %	4,0 %	48,5 %	19,4 %
...sportlicher Aktivitäten	4,2 %	1,2 %	70,3 %	6,6 %

Anmerkung: \*Akzeptanz: Mittelwerte aller mit Hilfe der Fotomontagen abgefragten Aufforstungsszenarien, gebildet anhand vierstufiger Likert Skala (1 = gefällt mir überhaupt nicht; 4 = „gefällt mir sehr gut“). Gefahrenpotenzial: Anteil der zugeschrieben Gefahren je Szenario auf 100 Zuschreibungen der abgefragten Sukzessions- und Aufforstungsszenarien. \*\*\* Nutzungspotenzial: Anteil der zugeschrieben Aktivitäten je Szenario auf 100 Zuschreibungen aller abgefragten Sukzessions- und Aufforstungsszenarien. Dargestellt ist nur eine Auswahl, der häufigsten Aktivitäten (vgl. Tabelle 2).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die erwartungsgemäß geringe Akzeptanz der Sukzessionsbrachen vor allem auf die geringen Nutzungsmöglichkeiten und die von ihnen ausgehenden Gefahren zurückzuführen ist (vgl. Konopka & Wüstendorfer 1995; Breuste & Breuste 2001; Laforteza et al. 2008; Mathy & Rink 2010). Diese Befunde decken sich mit den getroffenen Annahmen, dass das Erleben von Natur in aller Regel keinen Selbstzweck darstellt und Naturaufenthalte häufig mit spezifischen Nutzungen verknüpft sind (Tessin 2004, S. 71). Die Aufforstungsszenarien und insbesondere regelmäßigen Pflanzstrukturen werden diesbezüglich als besonders attraktiv empfunden und entsprechend auch von der Bevölkerung präferiert. Bemerkenswert ist, dass die jungen Aufforstungsszenarien im Vergleich zu den älteren als weniger gut nutzbar erscheinen und entsprechend schlechter akzeptiert werden. Ein zweiter Aspekt für die stärkere Akzeptanz der Aufforstungsszenarien gründet auf der geringeren Gefährlichkeit im Vergleich zu den Sukzessionsszenarien. Auch hier haben Pflanzstruktur und Alter Einfluss auf die Wahrnehmung und Akzeptanz in der Bevölkerung.

Die Ergebnisse unserer Untersuchung weisen zudem darauf hin, dass es zwischen den verschiedenen soziodemografischen Gruppen nur geringe und in der Regel nicht signifikante Unterschiede bei der Wahrnehmung urbaner Naturformen gibt. Die Indikatoren Alter, Ge-

schlecht, sozioökonomischer Status, Einkommen oder Haushaltstyp, spielen eine eher untergeordnete Rolle für die Wahrnehmung und Akzeptanz der verschiedenen Szenarien. Ausschlaggebend sind vielmehr die spezifischen Nutzungsansprüche an die Flächen, bspw. stellen Hundebesitzer und Familien mit Kleinkindern andere Ansprüche an die Flächen und nehmen diese auch entsprechend anders wahr.

### 5. Fazit

Die Aufforstung urbaner Brachflächen kann insgesamt empfohlen werden, da eine grundsätzliche Akzeptanz für diese Nachnutzungsoption vorhanden ist. Der urbane Wald ist durchaus in der Lage positive Signale zu vermitteln und dem den Brachflächen anhaftenden Stigma der Verwahrlosung und des Niedergangs entgegenzuwirken. Allerdings zeigt sich auch, dass die an einen solchen urbanen Wald gestellten Ansprüche in starkem Zusammenhang mit der Nutzbarkeit und der Befriedigung von spezifischen Sicherheitsbedürfnissen stehen. So werden wilde, natürliche Strukturen, wie wir sie in stadtfernen, naturnahen Wäldern oder auch in den Städten, etwa in Form von Sukzessionsbrachen beobachten können, weitgehend abgelehnt. Favorisiert werden dagegen Strukturen, die angesichts ihrer aufgeräumten, geplanten – und nicht zuletzt bekannten Strukturen – weniger an „klassische Wälder“ als an gängige urbane Naturräume, wie etwa „Parkwälder“, erinnern.

Die prinzipielle Orientierung der Städter an bekannten, genuin urbanen Waldformen (Parkwald) zeigt sich vor allem an den hohen Ansprüchen an Sicherheit, Ordnung und Sauberkeit. Schwierigkeiten werden vor allem darin bestehen, die verschiedenen Ansprüche der beteiligten Akteure zu vereinen. Auf der einen Seite stehen die Bürger, welche hohe Nutzungs- und Gestaltungsstandards anlegen und extensiven Bewirtschaftungsformen zunächst mit Ablehnung begegnen. Auf der anderen Seite stehen die lokalen Forstämter, die eine intensive Bewirtschaftung nicht leisten wollen bzw. dies auch nicht können. Gleiches gilt freilich auch für die kommunalen Planungsämter, die angesichts angespannter Haushalte und begrenzter Ressourcen oft nur minimale Gestaltungsmöglichkeiten haben. In einer solchen Situation erscheint es daher von besonderer Bedeutung, geeignete Kommunikationsstrategien zu entwickeln, um mit der Aufforstung urbaner Brachflächen nicht überzogene Hoffnungen und falsche Erwartungen zu wecken. Es sollte klar kommuniziert werden, dass die Flächen auch für die forstwirtschaftliche Nutzung vorgesehen sind. Es sollte außerdem darauf hingewiesen werden, dass der Nutzung infolge beschränkter Gestaltungsmaßnahmen deutliche Grenzen gezogen sind. Darüber hinaus sollten vorhandene Potenziale gesellschaftlicher Teilhabe besser genutzt werden. Die Bevölkerung ist durchaus bereit, sich in unterschiedlicher Form zu beteiligen, etwa in Form von Baumpflanzaktionen. Gerade in Wohngebieten bieten sich solche Aktionen an, da sie dazu beitragen können, die Identifikation mit den neuen Waldflächen zu fördern. Positive Beispiele für die Einbeziehung der lokalen Bevölkerung sind aus Halle/Saale bekannt, wo es gelang Bürger an der Entwicklung der künftigen „Waldstadt Silberhöhe“ frühzeitig zu beteiligen (vgl. BMVBS & BBSR 2009). Die Aufforstungen urbaner Brachen werden häufig auch in Quartieren durchgeführt, die durch einen höheren Anteil nicht-deutscher, einkommensschwacher Haushalte charakterisiert ist. Daher ist es von besonderer Bedeutung die Partizipationsangebote möglichst niedrigschwellig zu gestalten. Es ist vor allem darauf zu achten sprachliche Barrieren mit Hilfe geeigneter Kommunikationsformen zu überwinden. Denkbar sind auch Maßnahmen, welche die Bevölkerung zu späteren Zeitpunkten in die Betreuung und Pflege der Flächen mit einbeziehen. Auch die Anbindung umweltpädagogischer Konzepte, wie etwa die Zusammenarbeit mit Schulklassen erscheint sinnvoll. Dadurch könnte Kindern die Chance gegeben werden, das Entstehen eines Waldes aus erster Hand zu erfahren. Möchte man

urbanen Wald als neue Form urbanen Grüns dauerhaft etablieren, bedarf es auch längerer kommunikativer Begleitung und partizipativer Prozesse. Wichtig in diesem Zusammenhang erscheint, dass die Aufforstungen in der Regel mit Setzlingen durchgeführt werden und der künftige urbane Wald einige Jahre, wenn nicht gar Jahrzehnte brauchen wird, bis er als solcher wahrgenommen, akzeptiert und genutzt werden kann. Die Bevölkerung braucht Zeit, um sich dieses neue Setting anzueignen und geeignete Formen der Nutzung zu etablieren.

## 6. Literatur

- Banse, J. & Mathey, J. (2010). Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung von Brachflächen. Ergebnisse einer Befragung in ausgewählten Stadtgebieten von Dresden. Unveröffentlichter Projektbericht im Rahmen des Projektes P 214 Brachflächenpotenziale – Instrumente und Kriterien zur Nutzung von Brachflächenpotenzialen für Naturschutz und Freiraumentwicklung in urbanen Räumen. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, Dresden, Oktober 2010.
- Bjerke, T.; Ostdahl, T.; Thrane, C. & Strumse, E. (2006). Vegetation density of urban parks and perceived appropriateness for recreation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(1), p. 35-44.
- Breuste, J. & Breuste, I. (2001). Stadtnaturschutz – theoretische Positionen und empirische Befunde zur Nutzung und Akzeptanz von Pflegegrün und Wildnatur in der Stadt Halle/Saale. In: Wittig, R. (Hg.). Nutzbarkeit und Attraktivität von Stadtnatur, geobotanisches Kolloquium 16, S.25-36, Frankfurt/Main.
- Bundesministerium für Bauwesen und Raumordnung (BBR) (2004). Zwischennutzungen und neue Freifläche. Städtische Lebensräume der Zukunft, Bonn.
- Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung & Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BMVBS & BBSR) (2009): Renaturierung als Strategie nachhaltiger Stadtentwicklung. Ergebnisse des Forschungsprojekts, Bonn.
- Burkhardt, I; Dietrich, R.; Hoffmann, H.; Leschner, J.; Lohmann, K.; Schoder, F. & Schultz, A. (2008). Urbane Wälder. Abschlussbericht zur Voruntersuchung für das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädtischen Flächen im Nutzungswandel – Ein Beitrag zur Stadtentwicklung, Bonn.
- De Sousa, C.A. (2008). Brownfields redevelopment and the quest for sustainability, Oxford.
- Franz, M.; Güles, O. & Prey, G. (2008). Place-making and “Green” Reuse of brownfields in the Ruhr. *Tijdschrift voor economische en sociale geografie*, 99(3), p. 316-328.
- Herzog, T.R. & Kropscott, L.S. (2004). Legibility, mystery, and visual access as predictors of preference and perceived danger in forest settings without pathways. *Environment and Behavior*, September 2004, p. 659-677.
- Kaplan, R. & Kaplan, S. (1989). The experience of nature: A psychological perspective. New York, Cambridge University Press.
- Keil, A. (2002). Industriebrachen – Innerstädtische Freiräume für die Bevölkerung. Mikrogeografische Studien zur Ermittlung der Nutzung und Wahrnehmung der neuen Industrienatur in der Em-scherregion. Duisburger Geographische Arbeiten, Dortmund.
- Kil, W. (2004). Luxus der Leere. Vom schwierigen Rückzug aus der Wachstumswelt, Wuppertal.
- Konopka, T. & Wüstendorfer, W. (1995). Zur Wertschätzung städtischer Brachen durch die Stadtbevölkerung. Eine empirische Untersuchung von Anwohnern und Anwohnerinnen in Nürnberg. *Stadt und Grün*, 44(11), S. 763-771.
- Kowarik, I. & Körner, S. (Hrsg.), Wild urban woodlands, New Perspectives for Urban Forestry, Berlin
- Kunz, W. (2007). Leipzig. Alternative Strukturkonzepte für eine Stadt im Übergang. In: Giseke, U. & Spiegel, E. (Hrsg.). Stadtlichtungen. Irritationen, Perspektiven, Strategien. Berlin, S. 134-161.
- Kuo, F.E; Bacaicoa, M. & Sullivan, W. (1998). Transforming inner-city landscapes: Trees, Sense of safety, and Preference. *Environment and Behavior*, January 1998, p. 28-59.
- Laforteza, R.; Corry, R.C.; Sanesi, G. & Brown, R.D. (2008). Visual preference and ecological assessments for designed alternative brownfield rehabilitations. *Journal of Environmental Management*, 89(3), p. 257-269.
- Mathey, J. & Rink, D. (2010). Urban wastelands – A Chance for biodiversity in cities? Ecological aspects, social perceptions and acceptance of wilderness by residents. In: Müller, N.; Werner, P.; Kelcey, J.G. (Hrsg). Urban biodiversity and design. Oxford, S. 406-424.
- Muschak, C.; Banzhaf, E. & Weiland, U. (2009). Brachflächen in Stadtentwicklung und kommunalen Planungen am Beispiel der Städte Leipzig und Stuttgart, UFZ Bericht, Leipzig.
- Rebele, F. & Dettmar, J. (1996). Industriebrachen. Ökologie und Management, Stuttgart.
- Rink, D. & Arndt, T. (2011). Urbane Wälder: ökologische Stadterneuerung durch Anlage urbaner Waldflächen auf innerstädt-

- tischen Flächen im Nutzungswandel, UFZ Bericht, Leipzig.
- Rink, D. (2005). Surrogate nature or wilderness? Social perceptions and notions of nature in an urban context. In: Kowarik, I.; Körner, S. (Hrsg.). *Wild urban woodlands, New Perspectives for Urban Forestry*, Berlin, p. 67-80.
- Rößler, S. (2010). Freiraum im Stadtumbau: zwischen Strategie und Notwendigkeit. In: Bernt, M., Haus, M.; Robischon, T. (Hrsg.), *Stadtumbau komplex: Governance, Planung, Prozess*. Darmstadt, S. 180-199.
- Schroeder, H.W. & Anderson, L.M. (1984). Perception of personal safety in urban recreation sites. *Journal of Leisure research*, 16(2), p. 178-194.
- Stadt Leipzig, Dezernat Stadtentwicklung und Bau, Stadtplanungsamt (2000): *Stadtentwicklungsplan Wohnungsbau und Stadterneuerung. Rahmenbedingungen, Teilplan Wohnungsbau, Teilplan Stadterneuerung*, Leipzig.
- Stadt Leipzig, Dezernat Stadtentwicklung und Bau (2012). *Leipzig – Integrierte Stadtentwicklung, 5 Jahre Leipzig-Charta*, Leipzig.
- Tahvanainen, L.; Tyväinen, L.; Ihalainen, N.V. & Kolehmainen, O. (2001). Forest management and public perceptions – visual versus verbal information. *Landscape and urban planning*, 53, p. 53-70.
- Tessin, W. (2004). Freiraum und Verhalten, soziologische Aspekte der Nutzung und Planung städtischer Freiräume, eine Einführung, Wiesbaden.
- Tyväinen, 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, p. 81-110.
- Ulrich, R.S. (1986). Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and urban planning*, (13), p. 29-44.

**Autoren:**

THOMAS ARNDT

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ  
Department Stadt- und Umweltsoziologie  
Permoserstrasse 15, 04318 Leipzig

E-mail: thomas.arndt@ufz.de

DIETER RINK

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ  
Department Stadt- und Umweltsoziologie  
Permoserstrasse 15, 04318 Leipzig

E-mail: dieter.rink@ufz.de



## **Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung von Stadtbrachen**

Ergebnisse einer Befragung in ausgewählten Stadtgebieten von Dresden

Perceptions, acceptance and usage of urban wastelands.

Results of a survey in selected quarters of Dresden

JULIANE BANSE & JULIANE MATHEY

---

### **Zusammenfassung**

Durch das Vorhandensein älterer und neuerer Stadtbrachen, die vermutlich auch mittelfristig nicht wieder bebaut werden, eröffnen sich Chancen für den Stadtnaturschutz; denn unbeeinflusste, spontan begrünte Flächen können Pflanzen und Tieren besondere Lebensräume bieten und für das Naturerleben von Bedeutung sein. Bei Entscheidungen über die Nutzung städtischer Brachflächen für den Naturschutz ist es wichtig zu wissen wie Brachflächen von den Bewohnern wahrgenommen werden, ob spontan entstandene Stadtwildnis Akzeptanz findet, ob bzw. wie solche Flächen genutzt werden und welche Nutzungsvorstellungen die Stadtbewohner für Brachflächen haben. Um die Beantwortung dieser Fragen ging es in einer Befragung, die vom IÖR in sechs verschiedenen Stadtgebieten von Dresden durchgeführt wurde.

Die Ergebnisse der Befragung machen deutlich, dass eine gute Grünausstattung im Wohngebiet die Zufriedenheit mit dem Wohnumfeld positiv beeinflusst. Für die Wahrnehmung von Brachflächen in der Stadt lassen sich eher negative Tendenzen beobachten; trotzdem äußern sich 25 % der Befragten positiv und bezeichnen Brachflächen als eine Bereicherung und als interessant. 28 % der Befragten nutzen selbst in irgendeiner Form Brachflächen. Für etwa ein Drittel der Befragten ist spontane Wildnis auf Stadtbrachen erhaltenswert. Auch wenn dem Naturschutz eine Bedeutung beigemessen wird, sind es doch die eher traditionellen Grünflächenvorstellungen (Parks, Grünanlagen mit Bäumen usw.) die als Nutzungswünsche geäußert werden. Die unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten oft wertvolle wilde Natur auf Stadtbrachen wird von den meisten Befragten nicht als erstrebenswert angesehen. Bei den Befragten ist durchaus eine Bereitschaft vorhanden, sich an der Gestaltung einer Brachfläche im Wohngebiet zu beteiligen. Die Hälfte der Interessierten würde an einer Biotopgestaltung mitwirken.

*Stadtbrachen, Wahrnehmung und Akzeptanz von Stadtbrachen, Nutzung von Stadtbrachen, Nutzungswünsche für Stadtbrachen, Stadtökologie, Landschaftsarchitektur.*

### **Summary**

The availability of older and newer urban wastelands presents opportunities for nature conservation in cities, because undisturbed spontaneously vegetated areas can be habitats for plants and animals as well as areas for nature experience. When deciding about new uses on urban wastelands, it is important to know how urban wastelands are perceived by residents, whether spontaneous urban wilderness will be accepted, which activities are carried out on such areas and which are the resident's wishes for new uses on urban wastelands. To answer these questions, the IOER carried out a survey in six different quarters in the City of Dresden.

The results of the survey show that a good supply with green spaces influences positively the contentedness with a residential area. Perceptions of urban wastelands tend to be more negative, but nevertheless 25% of the respondents gave positive answers and characterized urban wastelands as an enrichment and as interesting. 28% of the respondents use urban wastelands for various activities. About one third of the respondents want the spontaneous wild nature to be preserved. Even if nature conservation is ascribed to be relevant, the wishes concerning the use of wastelands as green spaces are more traditional (parks, recreation areas with trees etc.). The wild nature on urban wastelands, valuable under nature conservation aspects, is mostly not seen as desirable. Amongst the respondents there definitely is a willingness to engage in designing urban wasteland in their residential areas; half of the interested people would like to develop biotopes.

*Brownfields, Public Perception and Acceptance of Brownfields, Utilization of Brownfields, Desired Uses of Brownfields, Urban Ecology, Landscape Architecture*

---

## 1. Hintergrund

Viele Städte in Deutschland verfügen über Brachflächen, die durch Zerstörungen oder andere Einflüsse wie wirtschaftliche und demografische Schrumpfungsprozesse entstanden sind. Letztere führen auch gegenwärtig noch zur Entstehung von Brachflächen in Städten und urbanen Räumen, insbesondere in Ostdeutschland. Aufgrund demographischer Schrumpfungsprozesse (Statistisches Bundesamt 2010) wird in Zukunft aber auch in Westdeutschland vermehrt mit einem Rückgang der Flächennachfrage und dem Entstehen von Stadtbrachen zu rechnen sein. Für städtische Brachflächen stellt sich vor diesem Hintergrund die Frage, welche dauerhaften oder temporären Nachnutzungen möglich und sinnvoll sind. Neben der baulichen Wiedernutzung der Flächen oder der Aufwertung des Wohnumfeldes durch gezielte Freiraumgestaltung, die bisher fast ausschließlich auf ästhetische und soziale Aspekte abzielt, spielen Überlegungen zu Verbesserungen im Sinne des Naturschutzes meist eine untergeordnete Rolle. Die bisherige Planungspraxis hält weitestgehend noch an konventionellen Freiraumtypen fest (Rößler 2007). Es ist allerdings davon auszugehen, dass unter den aktuellen Rahmenbedingungen des Klimawandels (zunehmende Überwärmung von Städten) und des Bedeutungsgewinns von Biodiversität (CBD: European Convention of Biodiversity, UN 1992; NBS: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt für Deutschland, BMU 2007) die besonderen Funktionen von Stadtnatur für die Lebensqualität in Städten stärker ins Bewusstsein von Stadtplanern und Bevölkerung rücken werden. Außerdem dürften wegen finanzieller Restriktionen städtischer Grünverwaltungen in Zukunft auch neue Freiraumtypen neben die bisher bekannten treten, insbesondere solche, die weniger gestaltet und gepflegt sind und stärker Formen der Sukzession aufweisen (Kil 2005).

Mit dem Ziel der Stärkung der Biodiversität in urbanen Landschaften eröffnen sich neue Chancen für den Stadtnaturschutz. Denn gerade unbeeinflusste, „ungepflegte“, spontan begrünte Stadtbrachen können Pflanzen und Tieren besondere Lebensräume mitten in der Stadt bieten (u. a. LÖLF 1992; Kowarik 1993; Dettmar 1995; Konopka & Wüstendörfer 1995; Rebele & Dettmar 1996; Ungeheuer 1996; Hamann 1998; Köhler 1998; Reidl 1998; Sukopp & Wittig 1998; Rebele 2003; Sukopp 2005; verschiedene Autoren in Wittig & Zucchi 1993 und in Arlt et al. 2003). Sie können aber auch für das Naturerleben und die naturgeprägte Naherholung von Kindern und Erwachsenen von großer Bedeutung sein. Das mögli-

che Nutzungsspektrum geht oftmals weit über das anderer innerstädtischer Grünflächen hinaus (Nolda 1990, STMLU 1992 in Konopka & Wüstendörfer 1995). „Weil ein Großteil der Abrissgrundstücke vermutlich auch mittelfristig nicht bebaut wird, sind Ideen für Stadtbrachen als Träger positiver Botschaften gefragt. So schaffen beispielsweise Kinderbauernhöfe, Picknickfelder, Stadtwildnis und Industriewald unterschiedliche Naturerlebnisräume vor der Haustür; gärtnerisches Arbeiten in Wohnungsnähe ermöglicht die Verwandlung trister Stadtteile in ‚Grüne Quartiere‘. Kreativität und Flexibilität sind nötig, um diese Visionen umzusetzen und den gewünschten Verbund von Freiflächen zu verwirklichen, der dauerhaft die Stadt gliedert.“ (Bruns & Heck 2003)

Allerdings sind es besonders die für den Naturschutz und das Naturerleben interessanten Sukzessionsbereiche mit Spontanvegetation und Wildnis, mit denen sich viele Menschen schwer tun (Jessel 2002). Deshalb ist es bei Entscheidungen über die Nutzung von Potenzialen städtischer Brachflächen für den Naturschutz wichtig zu wissen, wie Brachflächen von den Bewohnern wahrgenommen werden, ob spontan entstandene Wildnis auf Brachflächen Akzeptanz finden kann, ob bzw. wie solche Flächen genutzt werden und welche Nutzungsvorstellungen Stadtbewohner für Stadtbrachen entwickeln.

Empirische Untersuchungen zu diesem Themenkomplex gibt es bislang nur wenige und sie kommen teilweise zu unterschiedlichen Ergebnissen (Hannig 2006). So zeigt sich u. a. in einer Untersuchung in Halle/Saale, dass trotz überraschend großer genereller Akzeptanz von Natur und Grün in der Stadt naturbelassene Freiräume nur gering genutzt und akzeptiert werden. Den Vorstellungen der Nutzer entspricht die Art und Ausstattung dieser Räume jedoch nicht immer (Breuste & Breuste 2001). Konopka & Wüstendörfer (1995) stellten in ihren empirischen Untersuchungen zur Wertschätzung städtischer Brachen durch die Stadtbevölkerung fest, dass Brachflächen durchaus von Anwohnern intensiv genutzt werden, wobei die Nähe zur Wohnung und die Naturbelassenheit als Gründe dafür genannt wurden. Weitere Literatur bezieht sich überwiegend auf die Akzeptanz unterschiedlicher Brachflächennutzungen (u. a. Freytag 2003; Breuste 2004; Keil 2005; Kowarik 2005; Völksen 2005; Ernwein & Höchtl 2006; Hannig 2006; Mathey & Rink 2010) oder auf Akzeptanz von Wildnis außerhalb von Städten (u. a. Lupp et al. 2011).

## 2. Ziel, Methode, Fallbeispiele

### 2.1 Ziel der Untersuchung und Methode

Vor diesem Hintergrund wurde vom Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) im August/September 2009 in der Stadt Dresden eine Bewohnerbefragung durchgeführt. Ziel war es, die Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung von städtischen Brachflächen durch die Stadtbewohner zu hinterfragen und mögliche Nutzungspotenziale sowie deren Einflussfaktoren aufzuzeigen. Dabei zielten die Fragestellungen zur Wahrnehmung und teilweise auch zur Akzeptanz von Brachflächen eher auf die gesamtstädtische Ebene. Fragen zur gegenwärtigen Nutzung von Brachflächen und zu zukünftigen Nutzungswünschen bezogen sich vorrangig auf die jeweiligen Stadtgebiete. Bei letzterem sollten die Bewohner einschätzen, welche Gestaltungs- und Nutzungsvarianten sie sich in ihrem Wohngebiet vorstellen könnten. Zur Verdeutlichung der verschiedenen Varianten, waren dem Fragebogen entsprechende Fotos (Collagen) beigefügt (ausführlicher siehe Kapitel 5.2 und Abb. 13).

Darüber hinaus enthielt der Fragebogen auch personenbezogene Fragen, wie nach Alter, Lebensform und schulischem bzw. beruflichem Abschluss der Befragten. Bezüglich der Nationalität wurde von den Befragten ausschließlich „deutsch“ angegeben. Die Auswertung erfolgte für die verschiedenen Bewohnergruppen differenziert nach den genannten personenbezogenen Merkmalen.

Die Befragung wurde schriftlich mittels standardisiertem Fragebogen in sechs verschiedenen Stadtgebieten von Dresden durchgeführt. Die Vorbereitung der Befragung, einschließlich der Erarbeitung des Fragebogens, die Anleitung der Interviewer, die Dateneingabe und die Auswertung erfolgten am IÖR<sup>1</sup>. Die Fragebögen wurden nach vorgegebener Systematik an der Wohnungstür einem erwachsenen Bewohner zum Ausfüllen übergeben und zu einem vereinbarten Zeitpunkt wieder abgeholt. Die Auswahl der Haushalte erfolgte zufallsgesteuert. Insgesamt lagen 305 auswertbare Fragebögen vor.

Beteiligt haben sich Vertreter aller Altersgruppen zwischen 19 und 85 Jahren (28 % 18 bis unter 35 Jahre, 48 % 35 bis unter 60 Jahre, 24 % 60 Jahre und älter sowie 10 % über 70 Jahre alt) sowie der verschiedenen Lebensformen (30 % mit einem Partner und Kindern sowie Alleinerziehende, 40 % mit Partner lebend und 20 % Alleinlebende). Frauen haben mit 56 % etwas häufiger geantwortet als Männer.

### 2.2 Fallbeispielgebiete

Die Stadt Dresden weist, auch wenn die Bevölkerungszahl seit der Jahrtausendwende wieder wächst, u. a. aufgrund von Schrumpfungprozessen in den 1990er Jahren und aktuell durch den Abriss leer stehender Wohngebäude im Rahmen des Stadtumbaus viele Brach- und Stadtumbauflächen<sup>2</sup> verschiedenster Vornutzung (z. B. Industrie-, Gewerbe-, Wohnbau-, Verkehrs-, Militärbrachen) auf (ca. 3.300 Standorte mit ca. 4.500 Einzelflächen, Bestandsentwicklung leicht rückläufig; Gesamtfläche ca. 1.500 ha, was einem Anteil von 4,7 % der Stadtfläche entspricht; nach AGS 2008c in Rößler et al. 2011). Vor dem Hintergrund einer begrenzten Nachfrage für eine Bebauung bieten diese Flächen das Potenzial für alternative Nutzungen.

Für die Befragung wurde der Fallstudienansatz gewählt. Es wurden sechs individuell abgegrenzte Stadtgebiete in Dresden ausgewählt, die unterschiedliche Wohngebietstypen repräsentieren und sich hinsichtlich der Wohnbebauung und des Wohnumfelds unterscheiden. Die Gebiete sind durch das Vorhandensein von mindestens einer Stadtbrache gekennzeichnet, deren Größe sich zwischen 3 ha (Lückengrundstück Wohnbebauung) und 142 ha (ehemalige Lehmgrube) bewegt (Abb. 1 bis Abb. 6; Fotos 1, 2, 3, 4, 6: J. Mathey; Foto 5: E. Heyden).

---

<sup>1</sup> Ein besonderer Dank gilt den 5 Studenten der Technischen Universität Dresden, die als Interviewer unterwegs waren, Herrn Erik Heyden, der die Befragung koordiniert und die Daten eingegeben hat, sowie Frau Sternitzky, die an der Auswertung gearbeitet hat.

---

<sup>2</sup> Im vorliegenden Text zusammengefasst zum Begriff „Stadtbrachen“. Städtische Brachflächen sind ehemals für unterschiedliche Zwecke genutzte urbane Flächen verschiedener Größe, Lage und Struktur, die vorübergehend oder auf Dauer nicht der ursprünglichen Nutzung dienen und ganz oder weitgehend sich selbst überlassen bleiben (Klaffke 1985). Stadtumbauflächen sind in ostdeutschen Städten durch den Rückbau von Wohngebäuden im Rahmen des Programms „Stadtumbau Ost“ entstanden. Leer stehende Wohnungen wurden abgerissen, die frei werdenden Flächen begrünt und häufig sich selbst überlassen bzw. nur noch minimal gepflegt.



Abb. 1: Brachfläche in Trachau: 115 ha; mit Birken, alten Obstbäumen und Goldruten



Abb. 2: Brachfläche in Cotta: 3,5 ha; mit Hochstauden, leichte Verbuschung



Abb. 3: Brachfläche in Pieschen: 9,8 ha, teilweise versiegelt und als Parkplatz genutzt



Abb. 4: Brachfläche in Räcknitz: 142 ha, ehemalige Lehmgrube, verwildert, durch Wege begehbar



Abb. 5: Stadtumbaufläche in Prohlis-Am Anger mit ehemaliger Lehmgrube: 61 ha, eingezäunt



Abb. 6: Stadtumbaufläche in Prohlis nahe Einfamilienhausgebiet (EFH): 40 ha, begrünt

### 3. Zufriedenheit und Stadtgrün

Im Mittelpunkt der Fragestellungen zur Charakterisierung der jeweiligen Wohngebiete stand das Wohnumfeld und dort in erster Linie die Ausstattung mit Grün sowie die Zufriedenheit der Befragten. Zunächst wurde um eine Aussage zur Zufriedenheit mit dem jeweiligen Wohnumfeld/Wohngebiet gebeten, wobei fünf Kategorien, von sehr zufrieden bis sehr unzufrieden, angeboten wurden. Rund 75 % der Befragten gaben an, mit dem Wohnumfeld/Wohngebiet sehr zufrieden (17 %) bzw. zufrieden (58 %) zu sein. 21 % sind nur

teil/teils zufrieden, was nach bisherigen Erfahrungen aus anderen Befragungen eher in Richtung „unzufrieden“ tendiert (Banse et al. 2001). Rund 3 % der Befragten sind unzufrieden und 1 % ist sehr unzufrieden. Auf die Frage, was die Einzelnen im Wohnumfeld/Wohngebiet vermissen, konnte festgestellt werden, dass mit Ausnahme des EFH-Gebiets in Prohlis, in allen Gebieten Sitzgelegenheiten im Freien, ein Park in der Nähe sowie Sport-, Spiel- und Grillplätze aber auch Treffpunkte im Freien vermisst werden.

Die Bewohner wurden gefragt, ob es ihrer Meinung nach viel oder wenig Grün im Wohnumfeld/Wohngebiet gibt. Darauf antworteten 18 % der Befragten, dass es sehr viel Grün gibt und die Mehrzahl von 67 % beurteilt die Ausstattung mit Grün im Wohngebiet als ausreichend. 36 % der Befragten wünschen sich mehr Grün im Wohngebiet. Allerdings unterscheiden sich die Einschätzungen hierzu in den verschiedenen Stadtgebieten deutlich. Beispielsweise ist die Zufriedenheit mit dem Wohnumfeld dort besonders hoch, wo auch das Vorhandensein von Grün als sehr hoch bzw. ausreichend eingeschätzt wird (Prohlis-EFH-Gebiet, Räcknitz). Der Wunsch nach mehr Grün besteht besonders in Gebieten mit geringerer Zufriedenheit, am häufigsten in den Gebieten aus den Baujahren vor 1918 wie Pieschen (52 % Wunsch nach mehr Grün) und Cotta (46 %) sowie dem Gebiet Trachau (43 %) mit gemischter Wohnbebauung, seltener in den Wohnsiedlungen aus den 1970er und 1980er Jahren wie Prohlis-Am Anger (33 %) und Räcknitz (18 %), sowie im EFH-Gebiet in Prohlis (28 %). So lässt sich ein Zusammenhang feststellen zwischen der Zufriedenheit mit dem Wohnumfeld, dem subjektiv empfundenen Vorhandensein von Grün und dem Wunsch nach mehr Grün im Wohngebiet (Abb. 7), was auch in anderen Untersuchungen beispielsweise zu Halle/Saale deutlich wird (Breuste & Breuste 2001). Breuste & Breuste (2001) weisen in dem Zusammenhang auf die bedeutende Rolle solcher Grünflächen für kurzzeitige Entspannung und Erholung hin.

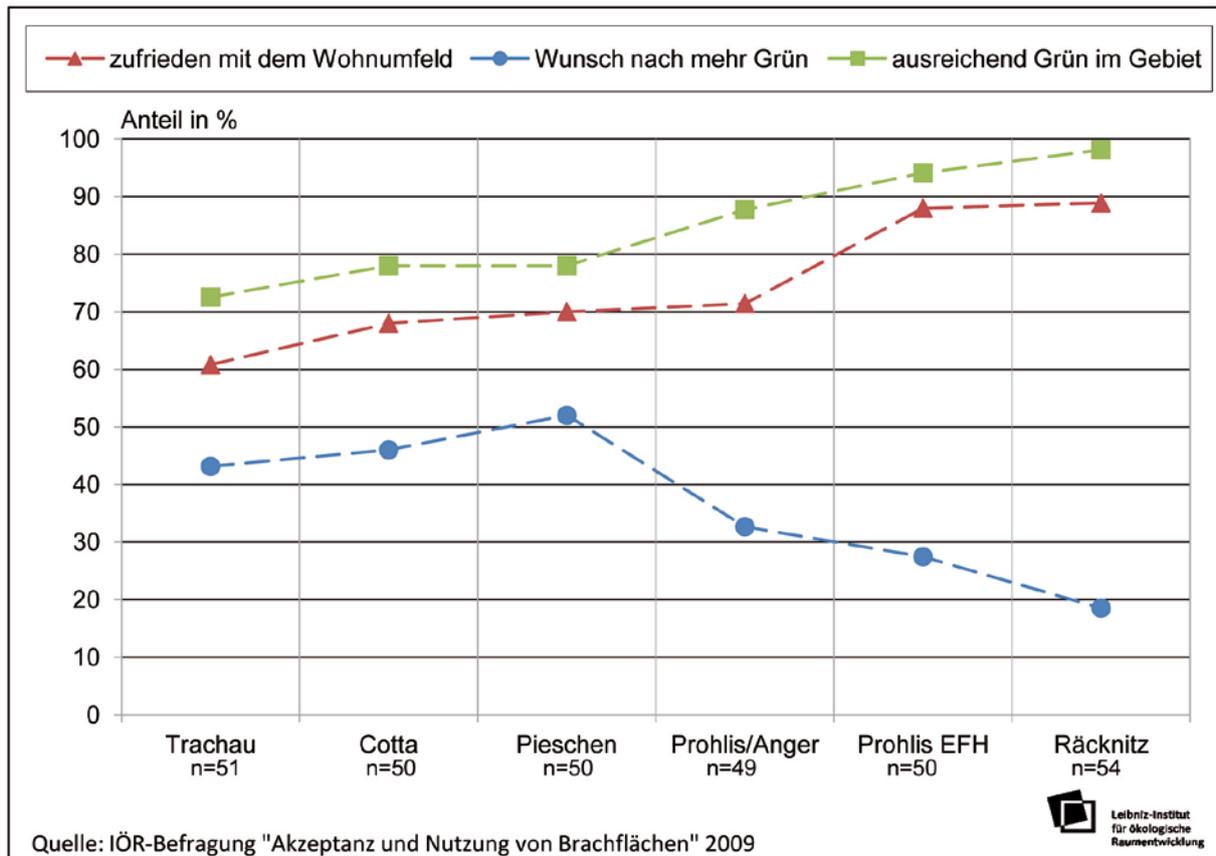


Abb. 7: Korrelation zwischen der Zufriedenheit mit dem Wohnumfeld, der Einschätzung, dass ausreichend Grün vorhanden ist und dem Wunsch nach mehr Grün im Wohngebiet ( $R^2=0,976$ )

#### 4. Wahrnehmung und Akzeptanz von Stadtbrachen durch die Bewohner

##### 4.1 Wahrnehmung von Stadtbrachen

Bei der Wahrnehmung von Stadtbrachen durch die Befragten fällt auf, dass diese nicht nur negativ oder nur positiv betrachtet werden. Zu vielen Fragen gibt es sehr differenzierte Äußerungen zu Brachflächen allgemein und konkret zu denen in der Nachbarschaft im Wohngebiet. In der Tendenz sind die Antworten allerdings eher negativ. Auf die Frage „Was fällt Ihnen spontan zu Brachflächen in der Stadt ein?“ beziehen sich 112 von 300 spontanen Nennungen auf eindeutig negative Sachverhalte wie Schandfleck, Verwilderung und Gefahrenquelle. Weitere 84 Nennungen weisen auf eine gewünschte neue Nutzung der Flächen hin.

Ein hoher Anteil von 44 % der Befragten empfindet die Brachflächen als eine Störung des Stadtbildes (Abb. 8), 25 % der Befragten betonen, dass es auf die Art der Fläche ankommt. Zusammengenommen nehmen 24 % der Befragten Brachflächen jedoch positiv wahr; sie empfinden diese als interessante Flächen (18 %) oder als Bereicherung des Stadtbildes (6 %). Ebenso spielen bei der Wahrnehmung von Brachflächen mögliche Gefahren eine wesentliche Rolle. Auf Nachfrage denken rund 80 % der Befragten, dass von Stadtbrachen Gefahren ausgehen. Von 50 % der Befragten werden Altlasten als mögliche Gefahrenquelle angegeben, von 70 % Gebäudereste und von 87 % Gefahren durch abgelagerten Müll.

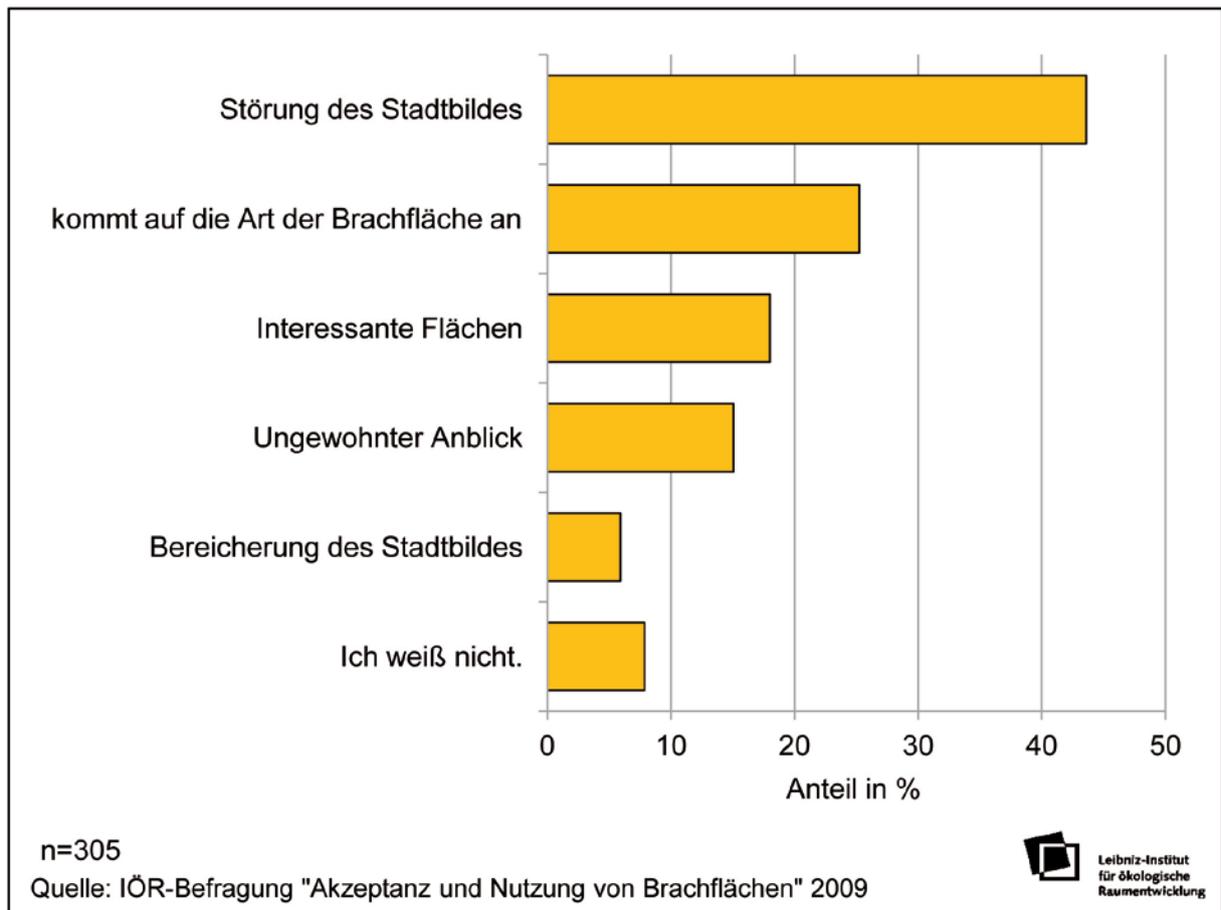


Abb. 8: Äußerungen der Befragten zum Einfluss von Stadtbrachen auf das Stadtbild

Die Unterschiede zwischen den Stadtgebieten hinsichtlich der Wahrnehmung von Brachflächen sind gering. Deutlicher unterscheiden sich die Antworten in Abhängigkeit von Alter, Lebensform und Qualifikation der Befragten. Die größten Unterschiede zeigt eine Differenzierung nach Altersgruppen. Die unter 35-Jährigen und die Befragten zwischen 35 und 50 Jahren haben eine etwas positivere Meinung als die Älteren und betrachten Brachen häufiger als interessante Flächen. Trotzdem überwiegt in fast allen Gruppen sowohl nach dem Alter, als auch der Lebensform die Meinung, dass Brachen eine Störung des Stadtbildes darstellen. Eine Ausnahme bildet die Gruppe der Alleinerziehenden (allein mit Kind), die häufiger eine positive Meinung äußerten. Darüber hinaus zeigt die Differenzierung nach der Qualifikation der Befragten bei Befragten mit Hochschul-/Universitätsabschluss und bei Studenten häufiger positive Äußerungen zu Brachflächen als interessante Flächen und deutlich seltener als Störung des Stadtbildes als bei geringer Qualifizierten.

Da Stadtbrachen mit spontaner wilder Natur für den Naturschutz besonders wertvoll sein können, interessierte bei den Untersuchungen besonders die Einstellung der Befragten zu dieser Stadtwildnis. Ein spontanes Begrünen der Flächen findet etwas mehr als die Hälfte der Befragten (54 %) „nicht gut“, 32 % finden es „gut“ und die restlichen 14 % sind unentschieden. Auch hier zeigen sich Unterschiede nach dem Alter der Befragten. Befragte unter 35 Jahre finden es etwa zu gleichen Teilen „gut“ und „nicht gut“ (jeweils 40 %), wenn sich Brachflächen in der Stadt von selbst begrünen und so belassen werden; insbesondere die über 50-Jährigen finden es „nicht gut“ (Abb. 9). Auch hier haben die Alleinerziehenden eine positivere Einstellung als Andere und ebenso die Befragten mit höherer Qualifikation. Sie finden das spontane Begrünen von Flächen und deren Erhalt häufiger „gut“ als „nicht gut“ (44 % zu 40 % sowie 57 % zu 30 %).

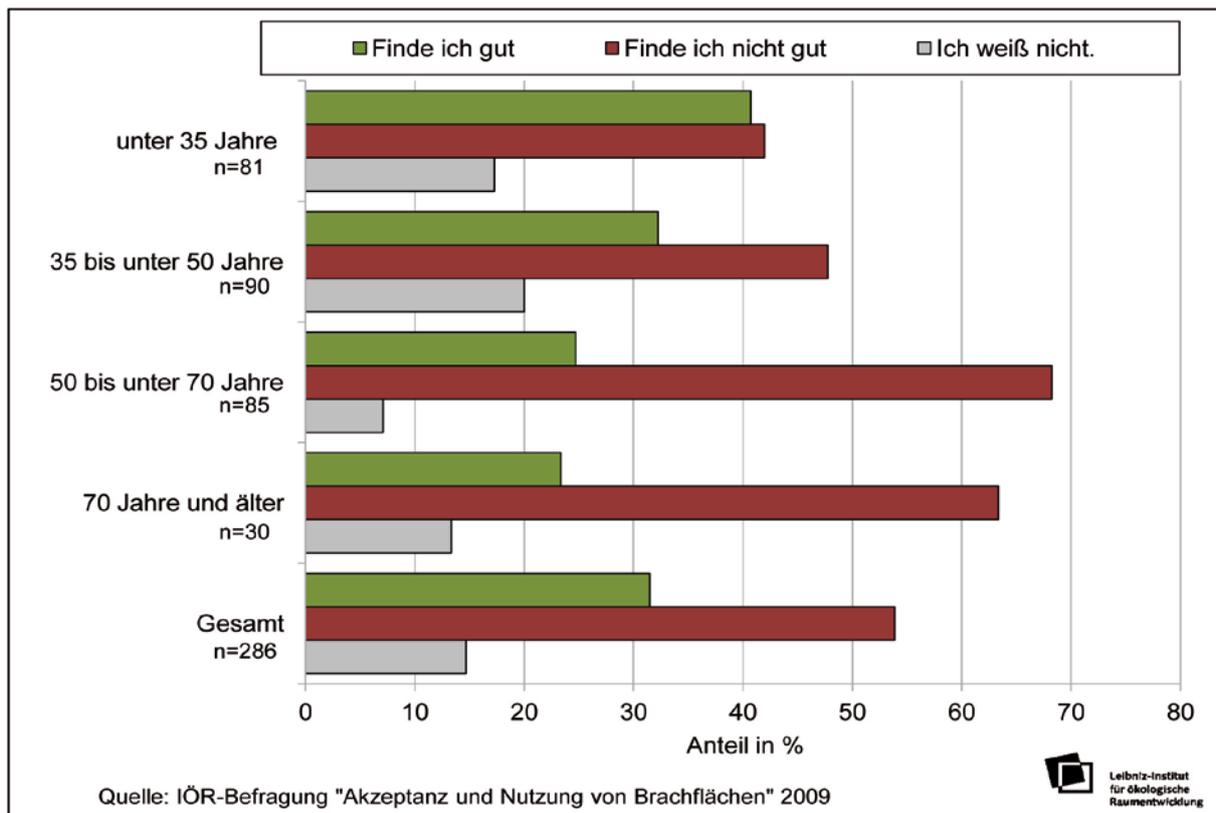


Abb. 9: Übersicht zu Antworten auf die Frage „Wie finden Sie es, wenn sich Brachflächen in der Stadt von selbst begrünen und auch so belassen werden?“ nach dem Alter der Befragten

Eine eher negative Wahrnehmung von Brachflächen durch die Bevölkerung kommt auch in anderen Studien zum Ausdruck, wo Probleme und Ängste hinsichtlich Verwahrlosung, Verschmutzung und Kriminalität beschrieben werden (Konopka & Wüstendörfer 1995; Ungeheuer 1996; Breuste 2001; Dettmar 2005; Mathy & Rink 2010). Beispielsweise stellte Rentzsch (2000) fest, dass der Verfall eines Parks in Dresden im Übergang zur Brachfläche von den Anwohnern als schmerzlich empfunden wird und die Wildnis nicht im Sinne natürlicher Urwüchsigkeit verstanden, sondern als „ramponierte und verwahrloste Natur“ empfunden wird. Die heutige Unübersichtlichkeit des Gebietes ruft zudem Angst hervor, zum einen vor menschlicher Gewalt und zum anderen vor Gefahren der Natur, wie zum Beispiel giftigen stehenden Pflanzen oder gefährlichen Insekten (Rentzsch 2000). Laut Hannig (2006) spricht einiges dafür, dass Brachenvegetation zumindest nicht als ästhetisch empfunden wird. Auch Kowarik (2005) registriert bei der Bevölkerung hinsichtlich neuer Wildnisformen, beispielsweise urbanem Wald, gewisse Vorbehalte und Unsicherheiten in der Akzeptanz. Breuste (2004) stellt fest, dass vom Menschen gemachte Natur eher akzeptiert wird als spontane Natur. Ernwein & Höchtl (2006: Projekt „Urwald vor den Toren der Stadt“ im Saarland)

und Völksen (2005: „Ruderalpark Leinepark“ in Göttingen) machten die Erfahrung, dass Meinungsäußerungen zu Wildnisprojekten in der Stadt von uneingeschränkter Zustimmung bis zu totaler Ablehnung reichen können. In diesen gegensätzlichen Äußerungen spiegelt sich das sehr unterschiedliche Bewusstsein der Bevölkerung für ökologische und ästhetische Erscheinungsformen wider (Völksen 2005).

Die unterschiedliche Wahrnehmung von spontaner Vegetation in den verschiedenen Altersklassen beschreibt Hard (1997) als veränderte Einstellung zu „Unkraut“, wonach die Unkrauttoleranz der Stadtbewohner größer geworden sein soll. Das wird allerdings nicht in allen Quartierstypen gleich deutlich; besonders auffällig wird es vor allem in innerstädtischen und innenstadtnahen Quartieren, die sich demographisch und sozial verändert haben. Eine jüngere und oft in neuen Haushaltstypen lebende Wohnbevölkerung steht der konventionellen Pflege der hausnahen Freiräume und nicht zuletzt auch dem „Unkraut“ insgesamt gelassener gegenüber (Hard 1997). Auch nach Völksen (2005) werden die sich entwickelnden Sukzessionsstadien mit ihrem, im Vergleich zu intensiv gepflegten Grünflächen erhöhten Formen- und Farbenreichtum von der Bevölkerung zunehmend als ästhetisch reizvoll empfunden.

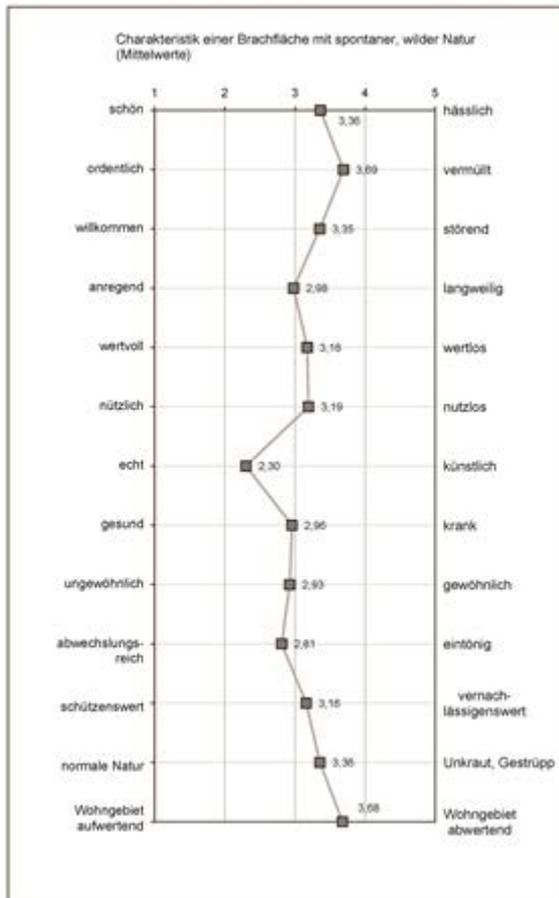


Abb. 10: Mittelwerte der Charakterisierung von Stadtbrachen mit spontaner wilder Natur durch die Befragten

Zur Charakterisierung von Stadtbrachen mit spontaner wilder Natur wurden die Befragten gebeten, für 13 komplementäre Begriffspaare auf einer Skala von 1 (eher positive Attribute) bis 5 (eher negative Attribute) ihre Einschätzung zum Charakter solcher Flächen abzugeben. Die Einschätzungen verteilen sich über die gesamte Skala von 1 bis 5 und liegen im Mittel zwischen Werten von 2,30 und 3,69 (Abb. 10). Die Begriffspaare „echt/künstlich“ und „abwechslungsreich/eintönig“ wurden öfter mit 1 und 2, also eher positiv bewertet. Ansonsten dominieren häufiger die eher negativen Bewertungen von 4 und 5.

Konopka & Wüstendörfer (1995) arbeiteten zur Ermittlung der Wertschätzung von Brachen durch die Bevölkerung mit einem ähnlichen

Polaritätsprofil (gleiche bzw. ähnliche Begriffs-paare, allerdings 7-teilige Skala). Es zeigte sich, dass die ästhetische Einschätzung sowohl bei Konopka & Wüstendörfer (1995), als auch bei den Dresdener Untersuchungen mehrheitlich negativ ausfiel. Bei Konopka & Wüstendörfer (1995) empfanden 58 % die Brache als „unästhetisch“, 20 % als „ästhetisch“. Sie stellten auch fest, dass mit zunehmendem Alter der Befragten die Brache als unschön empfunden wird. Die Untersuchungen in Dresden ergaben, dass die Bewertung mehrheitlich zu Attributen wie „hässlich“, „vermüllt“, „störend“, „Wohngebiet abwertend“ tendiert, aber die Aussagen bei den Begriffspaaren „anregend/langweilig“ und „ungewöhnlich/gewöhnlich“ im Durchschnitt neutral bzw. bei „abwechslungsreich/eintönig“ eher positiv sind. Bei der Frage zur Nutzbarkeit überwiegt bei Konopka & Wüstendörfer (1995) eindeutig die Zustimmung (nützlich 51 %, nutzlos 34 %); in der Dresdener Befragung ist das Mittel der Begriffspaare „wertvoll/wertlos“ und „nützlich/nutzlos“ im neutralen Bereich. Naturschutzbezogene Bewertungskriterien führten bei Konopka & Wüstendörfer (1995) im Polaritätsprofil zu hohen bis ausgeglichenen Einstufungen der Brache. 57 % finden sie „natürlich“; 30 % empfinden „störenden Wildwuchs“. Insgesamt wurden Fragen, in denen eine Biotopfunktion angesprochen wurde, sehr positiv bewertet (Konopka & Wüstendörfer 1995). Die in Dresden abgefragten Begriffspaare „wertvoll/wertlos“, „echt/künstlich“, „gesund/krank“, „schützenswert/vernachlässigenswert“ und „normale Natur/Unkraut, Gestrüpp“ wurden im Durchschnitt neutral bewertet.

#### 4.2 Akzeptanz von Stadtbrachen

Um zu erfahren, inwieweit die Bewohner Brachen mit spontaner Vegetation in der Stadt oder in ihrem Wohnumfeld akzeptieren, wurde gefragt, ob sie spontane wilde Natur auf Brachflächen für erhaltenswert halten. 53 % der Befragten beantworteten die Frage mit „nein“ und 32 % mit „ja“. Differenziert man nach dem Alter der Befragten, halten sich bei den Jüngeren „ja“ und „nein“ die Waage, bei den Älteren überwiegen die, für die die wilde Natur auf Brachflächen nicht erhaltenswert ist (Abb. 11).

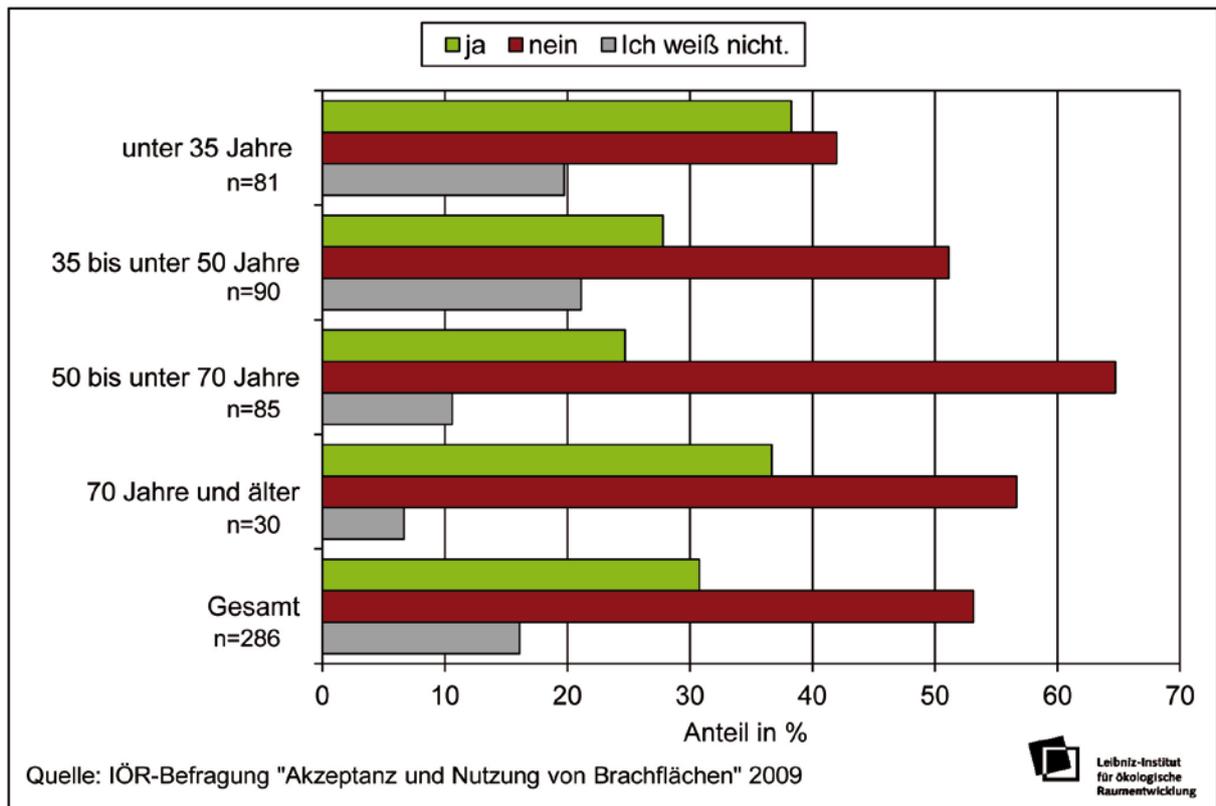


Abb. 11: Antworten auf die Frage „Ist spontane wilde Natur für Sie erhaltenswert?“ nach dem Alter der Befragten

Immerhin sind es noch 38 % der unter 35-Jährigen und 35 % der über 70-Jährigen, die die spontane wilde Natur erhaltenswert finden. Nach Lebensformen betrachtet, sind keine Unterschiede festzustellen.

Vergleicht man die Antworten zur Wahrnehmung und Akzeptanz von Brachflächen, führt eine positive Wahrnehmung häufig auch zur Akzeptanz spontaner wilder Natur. Dettmar (2002) stellt fest, dass die Verwilderung von Brachen nur akzeptiert wird, solange sie sich im vorgegebenen Rahmen bewegt und sich in das Raster neuer Freiflächen einfügt. Außerdem hat sich bei von Rink in Leipzig durchgeführten Gruppendiskussionen gezeigt, dass für die Akzeptanz von Stadtwildnis entscheidend ist, dass die Nutzbarkeit erhalten bleibt, ästhetische Ansprüche erfüllt sind und die Wildnis zur Aufwertung des Quartiers beiträgt (Mathey & Rink 2010).

## 5. Nutzung und Nutzungswünsche für Stadtbrachen

### 5.1 Nutzung durch die Bewohner

Auch wenn 98 % der Befragten in Dresden Grünflächen in ihrem Wohnumfeld/Wohngebiet nutzen, geben nur 28 % der Befragten an, selber Brachflächen in irgendeiner Form zu nutzen. Das deckt sich mit den Aussagen von Breuste (2004). Auch er kommt bei seinen

Untersuchungen in Halle/Saale zu dem Ergebnis, dass die meisten Stadtbewohner städtische Freiräume nutzen, aber gepflegte Parks der „wilden Natur“ vorziehen. Manchen Befragten sind solche Flächen in ihrer Nähe und deren Nutzungspotenziale noch nicht einmal bekannt (Breuste 2004). Andererseits werden Brachen von vielen Menschen, besonders auch von Kindern und Jugendlichen, geschätzt und sogar regelrecht gesucht (u. a. Konopka & Wüstendörfer 1995; Freytag 2003; Keil 2005; Völksen 2005).

Durch ihren unfertigen, veränderbaren und wenig geordneten Charakter, sowie ihre Naturbelassenheit ermöglichen sie eine spontane Aneignung und regen zu vielfältigen Aktivitäten an (Völksen 2005). Sie werden auch geschätzt, weil dort wenig Kontrolle herrscht und man auch „nichts mehr kaputt“ machen kann (Burckhardt 1997 in Freytag 2003). Als weiterer Grund für die Nutzung von Brachflächen wird die Nähe zur Wohnung genannt (Konopka & Wüstendörfer 1995), was besonders dort, wo andere Grünflächen fehlen, von Vorteil sein kann. Allerdings werden auch Brachflächen direkt vor der Haustür gemieden, weil sie als „zu gefährlich“ oder „zu schmutzig“ angesehen werden oder gepflegte Anlagen bevorzugt werden (Konopka & Wüstendörfer 1995, Ungeheuer 1996).

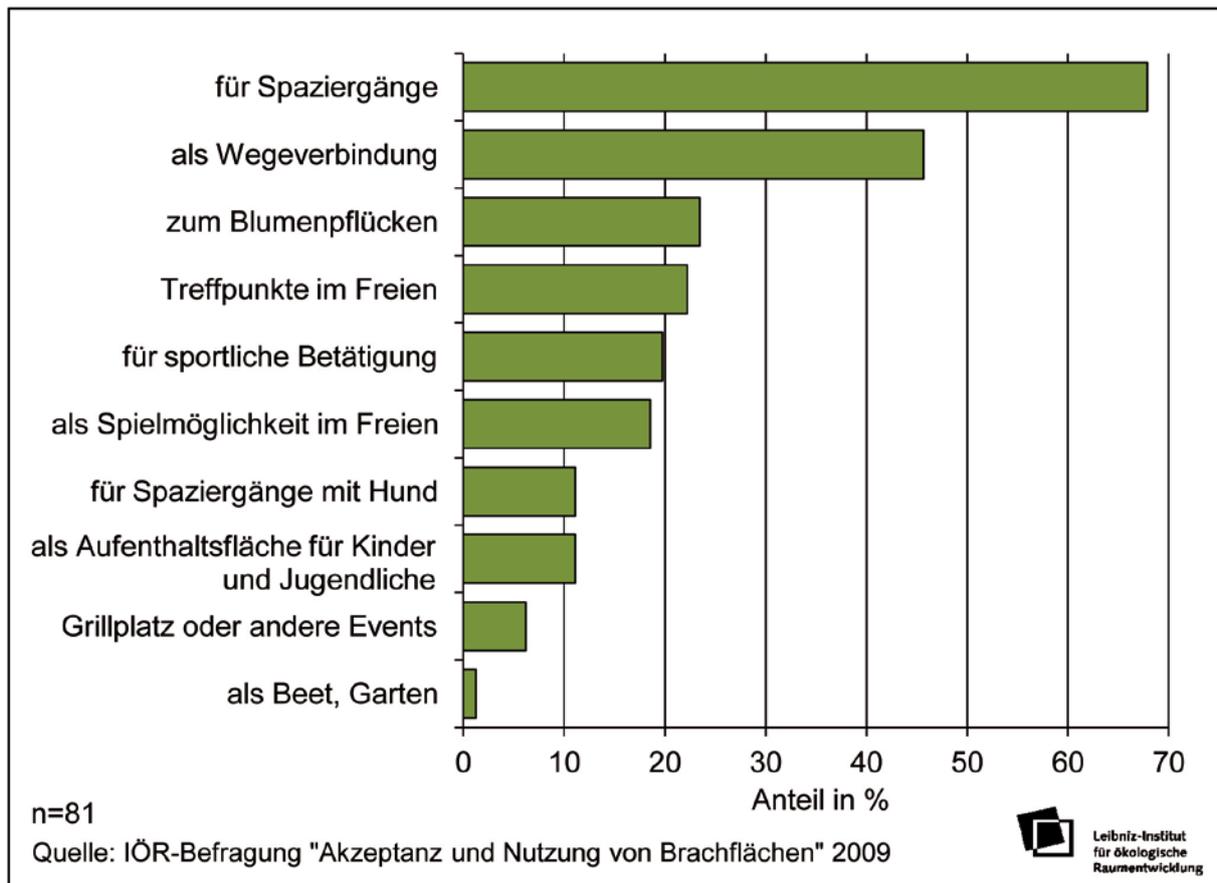


Abb. 12: Übersicht über die Art der Nutzung von Stadtbrachen durch die Bewohner (Mehrfachnennungen)

Am häufigsten wurden in der Befragung in Dresden Nutzungen für Spaziergänge (68 %) und als Wegeverbindung (46 %) genannt, gefolgt von Blumenpflücken (24 %), Treffpunkten (22 %) sowie Spiel (19 %) und Sport (20 %) im Freien, Spaziergänge mit dem Hund (11 %), Nutzung als Aufenthaltsfläche für Kinder und Jugendliche (11 %), sowie am seltensten als Grillplatz und für andere Events (6 %) oder als Beet bzw. Garten (1 %) (Abb. 12).

In verschiedenen Studien werden sehr ähnliche Hauptnutzungen angegeben, auch wenn die Reihenfolge der Aktivitäten variiert (Hannig 2006). Beispielsweise decken sich die Ergebnisse von Konopka & Wüstendörfer (1995) nur teilweise mit unseren, was sicher auch mit einer unterschiedlichen Beschaffenheit der Brachen zu tun hat. Konopka & Wüstendörfer (1995) unterscheiden zwischen brachenunspezifischen und brachenpezifischen Tätigkeiten. Unter den brachenunspezifischen Beschäftigungen wurden am häufigsten spazieren gehen oder betreuen von Kindern sowie sich mit Freunden treffen, dort sitzen, liegen oder sonnen sowie Sport treiben angegeben.

Bei den brachenspezifischen Nutzungen finden sich zum Beispiel Blumen pflücken, Beeren sammeln, Zelten oder Feuer machen, feiern, grillen, somit Bedürfnisse, die in den meis-

ten öffentlichen Grünflächen der Stadt (Parkanlagen, Friedhöfe) nicht oder nur eingeschränkt möglich sind (Konopka & Wüstendörfer 1995).

Um Hinweise zu bekommen, wovon die Nutzung von Brachflächen abhängen könnte, wurde der Charakter der Brachflächen mit der Altersstruktur und der Lebensform der Befragten und den Nutzungen in den einzelnen Wohngebieten im Zusammenhang betrachtet. Es zeigt sich, dass bei der Nutzung von Brachflächen das Alter der Befragten eine gewisse Rolle spielt. Die Unterschiede sind allerdings gering. Am häufigsten werden Brachflächen von Vertretern der Altersgruppe der 35- bis unter 50-Jährigen für verschiedenste Aktivitäten genutzt (33 %), bei den über 70-Jährigen sind es etwas weniger (23 %). Nach Konopka & Wüstendörfer (1995) gehen ältere Menschen ab 65 Jahre selten auf die Brachen, weil sie sich dort unsicher fühlen oder die Unebenheiten das Laufen zu beschwerlich machen. Bei den Lebensformen sind es besonders die Alleinerziehenden (35 %), die mit Partner und Kindern Lebenden (31 %) sowie die Befragten in Wohngemeinschaften (30 %), die anteilig am häufigsten die Brachflächen nutzen. Wichtiger für die Nutzung scheinen allerdings die Größe und der Charakter der Flächen zu sein.

Im Vergleich der Stadtgebiete werden am häufigsten Nutzungen für Brachflächen in Trachau (41 %) und Räcknitz (33 %), sowie Pieschen (26 %) und Prohlis (EFH-Gebiet 26 %, Am Anger 22 %) angegeben, am seltensten für die Fläche in Cotta (10 %). Die an die Wohngebiete angrenzenden Brachflächen in Trachau und Räcknitz sind am größten und am reichsten strukturiert, während die übrigen Flächen deutlich kleiner sind. Das deutet auf einen Zusammenhang zwischen Nutzung und Beschaffenheit (Charakter, öffentliche Zugänglichkeit) sowie Größe der Flächen hin. Je größer und je vielfältiger eine Brachfläche ist, desto mehr Nutzungsmöglichkeiten bietet sie.

### 5.2 Gestaltungs- und Nutzungswünsche der Bewohner

Wenn es um die Gestaltung oder Nutzung von Stadtbrachen geht, wünscht sich etwa die Hälfte der Befragten (48 %), dass die Brachflächen im Wohngebiet wieder nutzbar gemacht werden. Nur 13 % würden sie so lassen wie sie sind und etwa 24 % meinen, dass es auf die Art der Brachfläche ankommt. Auch bei den Untersuchungen von Konopka & Wüstendörfer (1995) wird deutlich, dass der Wunsch nach Umgestaltung überwiegt. Nur 17 % der Befrag-

ten fühlen sich durch eine Brache gestört, doch würden 67 % die Brache verändern wollen; der Rest von 33 % wünscht sich, dass sie so bleibt. Auf jeden Fall soll die Brache als Freifläche für die Allgemeinheit zugänglich sein.

Um einschätzen zu können, welche Gestaltungs- und Nutzungsvarianten sich die Bewohner für die Brachen in ihrem Wohngebiet vorstellen könnten, wurden sie gebeten, eine diesbezügliche Einschätzung vorzunehmen. Dabei standen solche Nutzungsvarianten im Vordergrund, die sowohl der Verbesserung der städtischen Lebensqualität als auch dem städtischen Naturschutz dienen können. Gefragt wurde auch nach Wiederbebauung oder Nutzung als Parkplatz. Die meisten angebotenen Varianten waren jedoch Freiraumnutzungen (z. B. Grünanlagen, Parks, Wälder, Gärten). Es konnten auch eigene Vorschläge gemacht werden. Zur Auswahl standen 17 Gestaltungs- und Nutzungsvarianten, die nach: Kann ich mir „gut vorstellen“, „eventuell vorstellen“ oder „nicht vorstellen“ einzustufen waren. Um die verschiedenen Varianten zu verdeutlichen, waren dem Fragebogen entsprechende Fotos (Collagen) beigefügt (Abb. 13).



Anhang zum Fragebogen „Akzeptanz & Nutzung von Brachflächen“  
Idee: B. Kochan, J. Mathey (IÖR), Collagen: E.-M. Tittel, M. Wahl (IÖR)  
Hintergrundfoto: J. Volz für D. Rink (UFZ), Fotos verschiedene Autoren (IÖR, UFZ)

Abb. 13: Vorschläge für Gestaltungs- und Nutzungsvarianten von Stadtbrachen (Collagen: E.-M. Tittel & M. Wahl)

In der Summe gibt es einige wenige Nutzungen, die sich mehr als die Hälfte aller Befragten gut vorstellen kann. Das sind Grünanlagen mit Bäumen (64 %) und gestaltete Grünflächen und Parks (57 %), also die eher klassischen Grünflächenvorstellungen für Städte. Häufiger genannt werden auch Flächen für den Naturschutz (können sich gut vorstellen: 46 %).

Werden die Antworten zu „Kann ich mir eventuell vorstellen“ berücksichtigt, sind es 83 %, die sich Grünanlagen mit Bäumen gut bzw. eventuell vorstellen können, 80 % gestaltete Grünflächen und Parks und 73 % Flächen für den Naturschutz (Abb. 14).

Weiterhin gibt es Nutzungen, die von etwa einem Drittel der Befragten als mögliche Varianten genannt werden, wie Spielplätze, Blumenwiesen und Rasen. Gering ist die Zustimmung zu Beeten oder Mietergärten sowie zu Obstwiesen bzw. Weinanbau. Noch weniger können sich die Befragten eine Wiederbebauung sowie Parkplätze und Garagen vorstellen. Am geringsten war die Zustimmung zur Nutzung als Acker oder für nachwachsende Rohstoffe wie Pappeln oder Raps. Etwas andere Prioritäten zeigten sich bei Konopka & Wüstendörfer (1995). In deren Untersuchung wurden folgende Gestaltungswünsche in der Reihenfolge ihrer Wertigkeit genannt: „als kleines Biotop erhalten“, „als unberührte Stadtnatur erhalten“, „als Spielplatz für Kinder umgestalten“ usw., erst als letztes „zu einer gepflegten Grünanlage machen“.

Die Gestaltungs- und Nutzungsvorstellungen für Stadtbrachen waren bei den Bewohnern der verschiedenen Wohngebiete durchaus vergleichbar. Einige doch vorhandene Unterschiede können zum Teil auf das Alter und auf die Lebensform zurückgeführt werden, weisen aber auch auf gewisse Defizite im Wohnumfeld hin, wie ein leicht überdurchschnittliches Interesse an Spielplätzen in Cotta, Pieschen, Prohlis-EFH-Gebiet -und Trachau sowie an Sportanlagen in Pieschen und Trachau zeigt. Sehr unterschiedlich sind die Meinungen bei Wäldern, Beeten, Gärten und Mietergärten sowie bei einer Wiederbebauung der Flächen. Mietergärten können sich am ehesten noch die Befragten in Prohlis-Am Anger vorstellen und an eine Wiederbebauung wird am häufigsten in Cotta und Prohlis-EFH-Gebiet gedacht. Parkplätze und Garagen werden in allen Gebieten selten als „gut vorstellbar“ befunden.

Eine spezielle Auswertung in Hinblick auf die vier vorgeschlagenen Sukzessionsstadien (Abb. 13, Bilder 9-12) ist für den Naturschutz besonders interessant. Die verschiedenen Wildwuchsstadien (Pioniervegetation, Wildwiese, Hochstaudenflur und Wilder Wald) können sich nur wenige Befragte „gut vorstellen“, am wenigsten gefällt das erste Stadium, die Pioniervegetation. Gerade diese Flächen haben aber häufig eine hohe Bedeutung für den Naturschutz. Das bestätigen die Ergebnisse früherer Untersuchungen, in denen „Wildgrün“ kaum als Ziel der Grünentwicklung in der Stadt genannt wurde (Breuste & Breuste 2001).

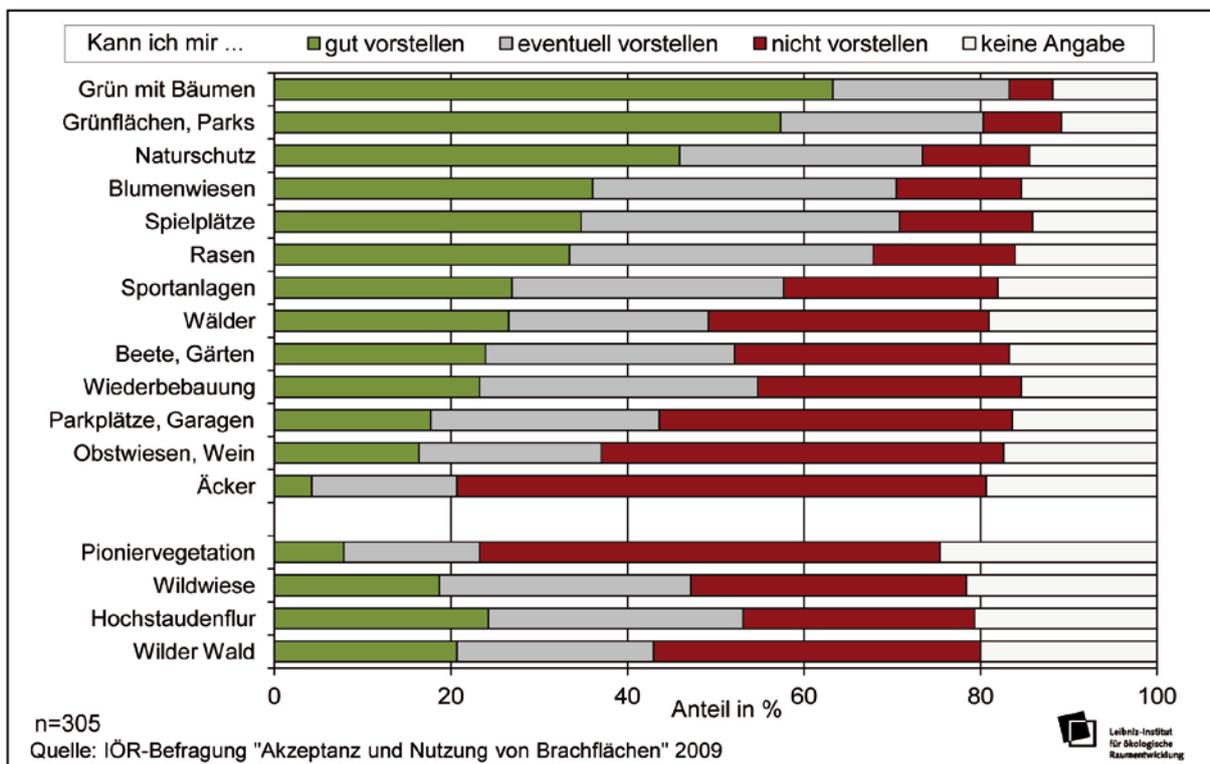


Abb. 14: Nennung ausgewählter Gestaltungs- und Nutzungsvarianten für Stadtbrachen durch die Befragten

Aus den Antworten zu vorstellbaren Gestaltungs- und Nutzungsvarianten für Brachflächen lässt sich feststellen, dass eine Grünnutzung im Gebiet von den Befragten durchaus als Alternative gegenüber einer Bebauung oder einer Nutzung als Parkplatz oder ähnliches gesehen wird. Auch die Flächen für den Naturschutz werden befürwortet. Allerdings zeigt die konkrete Nachfrage anhand der vier Wildwuchsstadien, dass Naturschutz und Stadtwildnis doch sehr differenziert gesehen werden.

### 6. Beteiligung an der Brachengestaltung

Befragt danach, ob sie sich an der Gestaltung einer Brachfläche in ihrem Wohngebiet beteiligen würden, antworteten 30 % der Befragten mit „ja“, 42 % mit „nein“ und 28 % mit „Ich weiß nicht“. Hinsichtlich der Beteiligungsbereitschaft gibt es zwischen den Wohngebieten nur geringe Unterschiede. Am höchsten ist die Bereit-

schaft in Trachau, im Prohlis-EFH-Gebiet und in Räcknitz, wo große Brach- oder Abrissflächen vorkommen. Von den unter 70-Jährigen würde sich etwa ein Drittel an der Umgestaltung von Stadtbrachen zu verschiedenen Freiraumtypen beteiligen, bei über 70-Jährigen sind es mit 7 % deutlich weniger. Nach Lebensformen differenziert sind es wiederum die Alleinlebenden, die sich zu mehr als der Hälfte beteiligen würden und Befragte, die mit Partner und Kindern leben, alle im Alter zwischen 30 und 55 Jahren.

Die meisten der Befragten, die sich an der Gestaltung einer Brachfläche beteiligen würden, könnten sich vorstellen, ein Biotop für den Naturschutz zu gestalten (58 %). An zweiter Stelle steht die Bereitschaft, sich am sauber halten zu beteiligen (54 %). Von allen angebotenen Möglichkeiten wurde die Anlage eines Gartens am wenigsten präferiert (23 %) (Abb. 15).

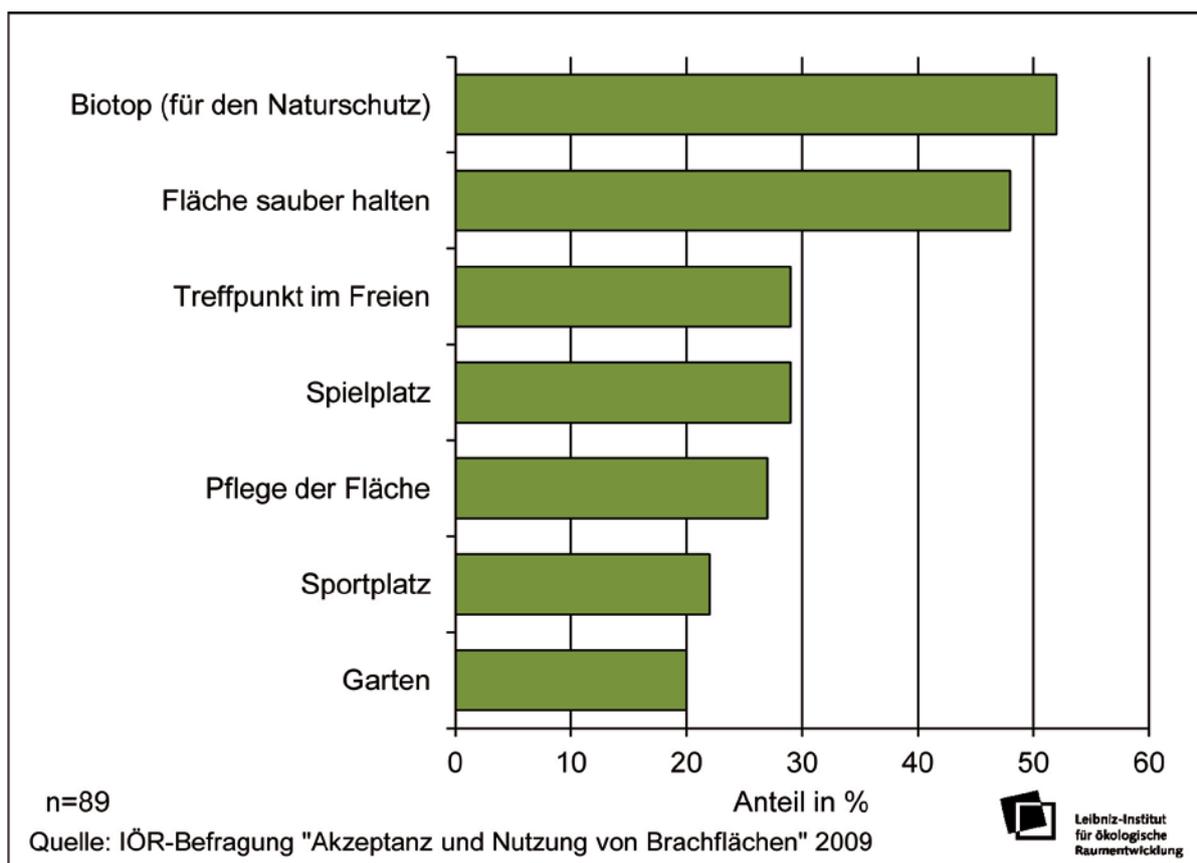


Abb. 15: Überblick über den Anteil der Befragten, die sich an verschiedenen Maßnahmen zur Gestaltung einer Brachfläche im Wohngebiet beteiligen würden (Mehrfachnennungen)

## 7. Fazit und Planungsempfehlungen

### 7.1 Fazit

Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen die Fragen, wie Brachflächen in der Stadt durch die Bewohner wahrgenommen und ob sie akzeptiert werden sowie nach der Nutzung durch die Bewohner und nach deren Nutzungswünschen. Die Kenntnis dieser Sachverhalte soll dazu beitragen, den Erfolg von Maßnahmen zur Umgestaltung von Stadtbrachen positiv zu beeinflussen. Die häufig negative Einstellung der Stadtbewohner zu Brachflächen sollte beim Umgang mit solchen Flächen beachtet werden. Die eher ablehnende Haltung vieler Befragter hinsichtlich der von Brachen ausgehenden Gefahren (Müll, Gebäude) sowie ästhetischer Beeinträchtigungen des Stadtbildes und der von knapp der Hälfte der Befragten explizit geäußerte Wunsch, sprechen für eine Wiedernutzung und weniger für den Erhalt von Brachflächen in einem sichtbar „ungeordneten“ Zustand. Allerdings sprechen sich viele Bewohner für den Erhalt des grünen Charakters der Flächen aus. Als ein Hintergrund dafür kann die Bedeutung von Grün für die Wohn- und Lebensqualität in den Stadtgebieten gesehen werden. Es konnte belegt werden, dass eine gute Grünausstattung im Gebiet und die Wahrnehmung dieser durch die Bewohner, die Zufriedenheit mit dem Wohnumfeld positiv beeinflusst. Eine Wiederbebauung von Brachflächen wird selten gewünscht.

Die Flächengröße und der Charakter der Stadtbrachen haben Einfluss auf die Wahrnehmung, Akzeptanz und auch auf die Nutzung der Flächen sowie auf die Nutzungswünsche. Je größer und je vielfältiger eine Brachfläche ist, desto mehr Nutzungsmöglichkeiten bietet sie. Allerdings fällt die Bewertung durch verschiedene Bewohnergruppen und in einzelnen Stadtgebieten durchaus differenziert aus. Ein pauschales Urteil sollte demnach nicht gefällt werden. Grünanlagen, Parks usw. werden häufiger genutzt als Brachflächen, auch wenn immerhin über ein Viertel der Befragten angibt, Brachflächen in irgendeiner Form zu nutzen.

Auch wenn die Schaffung von Grünflächen bei den Befragten hoch im Kurs steht und sogar dem Naturschutz eine Bedeutung beigemessen wird, sind es jedoch die eher traditionellen Grünflächenvorstellungen (Parks, Grünanlagen mit Bäumen usw.), die als Nutzungswünsche geäußert werden. Die unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten oft wertvolle Wildnis auf Stadtbrachen wird von den meisten Befragten nicht als erstrebenswert angesehen. Die Sukzessionsflächen der verschiedenen Stadien sind

bei den Befragten wenig beliebt. Anders verhält es sich jedoch bei den unter 35-Jährigen. Hier halten sich positive (Bereicherung fürs Stadtbild, interessant) und negative (Störung) Meinungen zu Brachen die Waage und viele der jüngeren Befragten halten verwilderte Natur auf Brachflächen mit spontaner Vegetation für erhaltenswert. Es werden aber auch Flächen für den Naturschutz gewünscht. Insbesondere bei den Jüngeren, bei Familien mit Kindern und Alleinerziehenden aber auch bei den anderen Gruppen der Befragten, ist eine Bereitschaft vorhanden, sich an der Gestaltung von Brachflächen zu beteiligen, besonders an der Gestaltung von Biotopen für den Naturschutz.

### 7.2 Empfehlungen für die Planung

In vielen Fällen wird es sich also anbieten, Stadtbrachen als Grünräume zu gestalten und dabei ihre Potenziale zur Steigerung der Wohnzufriedenheit und der Lebensqualität, aber auch zur Förderung von Biodiversität und Naturschutz in der Stadt gezielt zu nutzen.

Wie die Befragungen in Dresden, aber auch andere Untersuchungen (u. a. Konopka & Wüstendörfer 1995; Breuste 2004; Völksen 2005; Hannig 2006; Jessel 2007), zeigen, ist es allerdings nicht einfach, die Wünsche der Bewohner nach Erfüllung ästhetischer Ansprüche und Nutzbarkeit mit den Anforderungen des Naturschutzes nach dem Erhalt ungestalteter Bereiche (Sukzessionsflächen) mit Wildnis, spontaner Vegetation, Biodiversität und Dynamik in Einklang zu bringen.

Da es hinsichtlich der Wahrnehmung, Akzeptanz und Nutzung sowie bei den Nutzungswünschen offensichtlich Unterschiede bei den verschiedenen Bewohnergruppen gibt, sollte bei der Umgestaltung von Brachen auch die Bewohnerstruktur des Gebietes u. a. nach Alter, Lebensform und Qualifikation berücksichtigt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die unterschiedliche Wahrnehmung auch auf den von Völksen (2005) beschriebenen, in der Bevölkerung seit Beginn der 1980er Jahre einsetzenden, Umorientierungsprozess hindeutet, der auf sich verändernden Umwelteinstellungen und einem zunehmenden Problembewusstsein gegenüber ökologischen Belangen beruht, begleitet von einer gewissen Umwertung auch im ästhetischen Bereich. Eine positivere Wahrnehmung und Akzeptanz von Wildnis auf Stadtbrachen lässt sich auch durch gute Öffentlichkeitsarbeit erreichen. Beispielsweise schildert Keil (2005), dass sich im Laufe des IBA-Emscherpark-Projekts ein Wahrnehmungswandel vom Negativ- zu Positivimage erreichen ließ, für den jedoch ein „Reifungsprozess“ von mehreren Jahren notwendig war.

Erst dann konnten die Bewohner der Region sich für die neuen Potenziale der Gebiete öffnen.

Es gilt also Kompromisse zu finden, zwischen den Vorstellungen der Anwohner und den Anforderungen des Naturschutzes. Hofmann et al. (2012) kommen zu dem Schluss, dass Stadtbewohner Brachflächen als Erholungsgebiete akzeptieren, wenn ein Minimum an Pflege und Zugänglichkeit gegeben ist. Auch die Ergebnisse der Befragung in Dresden legen nahe, bei der Umgestaltung von Stadtbrachen spontane Vegetation mit ästhetischen Motiven sowie mit traditionellen Vorstellungen von Ordnung und Sauberkeit zu verknüpfen und dem Wunsch nach Nutzung nachzukommen.

So lässt sich auch die immer wieder geforderte Verbindung von Stadtnaturschutz und Nutzung von Natur in der Stadt (Langer 2005, Sukopp 2005) verwirklichen. Nutzungseinschränkungen sollten weitgehend vermieden und dort wo notwendig auch gestalterisch unterstützt und vermittelt werden. Beispielsweise lässt sich durch die Kombination gepflegter, parkähnlicher Bereiche mit Sukzessionsflächen und Wildnis-Arealen („geordnete Sukzession“) der Eindruck von Verwahrlosung vermeiden (Vicenzotti 2007) und dadurch Akzeptanz bei der Bevölkerung schaffen. Hierzu gibt es bereits einige vielversprechende Beispiele, wie der Wilde Industriegewald im Ruhrgebiet, der Ruderalpark in Göttingen und der Sukzessionspark in Dresden. Aber auch bei der Gestaltung „gepflegter“ Grünanlagen lassen sich verwilderte, der Sukzession überlassene Bereiche einplanen. Das Zulassen von Sukzession auf Stadtbrachen aber auch in Grünanlagen ist eine kostengünstige Lösung, die unter den aktuellen Rahmenbedingungen zunehmend knapper Haushaltsmittel in Kommunen einen attraktiven Ansatz darstellen kann (Rößler et al. 2011). Hierbei gilt es zu prüfen, in welchen Bereichen der Stadt diese pflegearmen und damit leichter zu finanzierenden landschaftlichen Gestaltbilder akzeptable freiraumplanerische Antworten für die durch Rückbau entstandenen Freiflächen sein können (Rößler 2010).

Es hat sich immer wieder gezeigt, dass bei der Verwirklichung solcher, zwar in Fachkreisen intensiv diskutierten, in der Praxis jedoch immer noch eher unkonventionellen Konzepte, die Einbeziehung der Bevölkerung für die Akzeptanz unerlässlich ist (Ungeheuer 1996; Reidl & Schemel 2003; Brouns 2004; Hohn et al. 2007; Mathey & Rink 2008; Cilliers 2010). Hierzu bietet es sich an, die oftmals vorhandene Bereitschaft, sich an der Gestaltung von Stadtbrachen zu beteiligen, stärker zu nutzen und zu fördern, die Anwohner also gut zu in-

formieren, nach ihren Vorstellungen zu befragen und zur Mitgestaltung zu motivieren. Auch wenn davon auszugehen ist, dass nicht alle, die sich in der Befragung hinsichtlich einer Beteiligung positiv geäußert haben, sich auch wirklich in einen Umgestaltungsprozess einbringen werden, sollten dafür Möglichkeiten offen gehalten und gegebenenfalls aktiv gefördert werden. Beispiele für mehr oder weniger auf Eigeninitiative von Anwohnern beruhende Aktivitäten, Brachflächen für die eigenen Freiraumbedürfnisse zu nutzen, gibt es bereits (Rößler 2007). Ein weiteres Beispiel für die Beteiligung der Bewohner an der Gestaltung von Kleinbiotopen ist das durch die Stadt Dresden initiierte Projekt im Stadtteil Prohlis (Umweltzentrum Dresden 2012). Es sollte gelingen, durch die Einbeziehung der Bevölkerung in die Planung und/oder in die aktive Gestaltung wohnungsnaher Stadtbrachen eine hohe Akzeptanz gegenüber Sukzessionsflächen zu erreichen. Mit Akzeptanz kann das Zulassen von Sukzession und die Förderung von Stadtwildnis in Zukunft an Bedeutung gewinnen und als eine konsequente Art der Naturförderung in der Stadt (Rößler et al. 2011) zur Entwicklung der Biodiversität und zum unmittelbaren Naturerleben sowie zur Steigerung der Wohnzufriedenheit und zur Lebensqualität in der Stadt beitragen.

**Literatur**

- Arlt, G., Kowarik, I., Mathey, J., Rebele, F. (Hrsg.) (2003). Urbane Innenentwicklung in Ökologie und Planung. IÖR-Schriften 39. 192 S.
- Banse, J., Blum, A.; Effenberger K. H.; Möbius, M. (2001). Nutzbarkeit des älteren Geschosswohnungsbestandes. IÖR-Schriften 36. 196 S.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2007). Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn. 178 S.
- Breuste, J. & Breuste, I. (2001). Stadtnaturschutz – theoretische Positionen und empirische Befunde zur Nutzung und Akzeptanz von Pflegegrün und Wildnatur in der Stadt Halle/Saale. In: Wittig, R. (Hrsg.). Nutzbarkeit und Attraktivität von Stadtnatur. Geobotanische Kolloquien 16. Frankfurt a. M. p. 25-36
- Breuste, J. (2004). Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban development; In: Landscape and Urban Planning Volume 68. Issue 4. p. 439-452
- Brouns, E. (2004). Ist Wildnis planbar? In: Natur und Landschaft. Band 79. Heft 2. p 57-63
- Bruns, D., Heck, A. (2003). Kreatives Flächenmanagement. In: Garten und Landschaft 9/2003. p. 25-27
- Cilliers, S. (2010). Social Aspects of Urban Biodiversity – an Overview. In: Müller, N., Werner, P., Kelcey, J. G. (Hrsg.). Urban Biodiversity and Design. Conservation Science and Practice Series. Wiley-Blackwell. Oxford. p. 81-100
- Dettmar, J. (1995). Industriebedingte Lebensräume in Europa. In: Schriftenreihe für Vegetationskunde 27. p. 111-118
- Dettmar, J. (2002). Alternative Wildnis. In: Garten und Landschaft. Heft 5. 2002. p. 15-17
- Dettmar, J. (2005). Forests for Shrinking Cities? The Project "Industrial Forests of the Ruhr". Kowarik, I., Körner, S. (Hrsg.) Wild Urban Woodlands. Springer. Berlin, Heidelberg, New York. p. 117-130
- Kil, W. (2005). Die neue Leere – eine Chance für's Grün? In: Stadt + Grün 9/2005. p. 9-14
- Klaffke, K. (1985). Ein Plädoyer für die Stadtbranche. Stadt (Hamburg) 1. p. 21-23
- Köhler, R. (1998). Tierökologische Untersuchungen an Brachflächen im östlichen Ruhrgebiet. In: Stadtbiotopkartierung. NUA-Seminarbericht Band 2. p. 22-34
- Konopka, T. & Wüstendörfer, W. (1995). Zur Wertschätzung städtischer Brachen durch die Stadtbevölkerung. In: Stadt + Grün 11/1995. p. 763-771
- Hamann, M. (1998). Tierökologische Aspekte beim Brachenmanagement. In: Stadtbiotopkartierung. NUA-Seminarbericht Band 2. p. 35-43
- Hannig, M. (2006). Wie viel „Wildnis“ ist erwünscht? Zur Akzeptanz von Sukzession auf städtischen und stadtnahen Flächen. In: Stadt + Grün 1/2006. p. 36-42
- Hard, G. (1997). Spontane Vegetation und Naturschutz in der Stadt. In: Geographische Rundschau Heft 10. p. 562-568
- Hofmann, M.; Westermann, J. R.; Kowarik, I.; van der Meer, Elke (2012): Perception of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. Urban Forestry & Urban Greening 11. p. 303-312.
- Hohn, U., Jürgens, C., Otto, K.-H., Prey, G., Piniek, S., Schmitt, T. (2007). Industrieböden als Baustein innovativer Flächenentwicklung in postindustriellen Stadtlandschaften – Ansätze zu einer integrativen wissenschaftlichen Betrachtung am Beispiel des Ruhrgebiets. In: Dettmar, J. & Werner, P. (Hrsg.). Perspektiven und Bedeutung von Stadtnatur für die Stadtentwicklung. CONTUREC 2. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 53-67
- Jessel, B. (2002): Wildnis – die „geplante Planlosigkeit“. In: Wildnis vor der Haustür. Wissenschaftliche Reihe der Bayerischen Staatsforstverwaltung, Herausgeber: Evangelische Akademie Tutzing & Nationalpark Bayerischer Wald, Tagungsberichte – Heft 7, p. 70-80
- Keil, A. (2005). Use and Perception of Post-Industrial Urban Landscapes in the Ruhr. In: Kowarik, I., Körner, S. (Hrsg.): Wild Urban Woodlands. New Perspectives for Urban Forestry. Springer. Berlin, Heidelberg, New York. p. 117-130
- Kil, W. (2005). Die neue Leere – eine Chance für's Grün? In: Stadt + Grün 9/2005. p. 9-14
- Klaffke, K. (1985). Ein Plädoyer für die Stadtbranche. Stadt (Hamburg) 1. p. 21-23
- Köhler, R. (1998). Tierökologische Untersuchungen an Brachflächen im östlichen Ruhrgebiet. In: Stadtbiotopkartierung. NUA-Seminarbericht Band 2. p. 22-34
- Konopka, T. & Wüstendörfer, W. (1995). Zur Wertschätzung städtischer Brachen durch die Stadtbevölkerung. In: Stadt + Grün 11/1995. p. 763-771
- Freytag, A. (2003). Bereit für die Brache? Veränderungen von Landschaften und Städten im Kontext der Globalisierung. In: Stadt + Grün 6/2003. p. 36-42

- Kowarik, I. (1993). Stadtbrachen als Niemandsländer, Naturschutzgebiete oder Gartenkunstwerke der Zukunft? In: Wittig, R & Zucchi, H. (Hrsg.). Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung. Geobotanische Kolloquien 9. Frankfurt. p. 3-24
- Kowarik, I. (2005). Wild urban woodlands: Towards a Conceptual Framework. In: Kowarik, I. & Körner, S. (Hrsg.). Wild Urban Woodlands. New Perspectives for Urban Forestry. Springer. Berlin, Heidelberg, New York. p. 1-32
- Langer, A. (2005). Sicherung und Nutzung der Stadtnatur in Berlin – das Beispiel Schöneberger Südgelände. In: Müller N. (Hrsg.). Biodiversität im besiedelten Bereich. Grundlagen und Beispiele zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt. CONTUREC 1. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 145-151
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen) (1992). Herausforderung: Naturschutz auf Industrieflächen. LÖLF-Mitteilungen 2/1992. 67 S.
- Lupp, G., Höchtl, F., Wende, W. (2011). „Wilderness“ – A designation for Central European landscapes?. Land Use Policy 28 (2011). p. 594-603
- Mathey, J. & Rink, D. (2008). Stadtumbau und Freiflächenqualität – Zur Frage der Freiflächenentwicklung in perforierten Städten. In: Breuste, J. (Hrsg.). Qualität der Stadtlandschaft. Indikatoren, Planung und Perspektiven. CONTUREC 3. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 69-80
- Mathey, J. & Rink, D. (2010). Urban Wastelands – a Chance for Biodiversity in Cities? Ecological Aspects, Social Perceptions and Acceptance of Wilderness by Residents. In: Müller, N., Werner, P., Kerlcey, J. (Hrsg.). Urban Biodiversity and Design. Oxford. p. 406-424
- Nolda, U. (1990). Stadtbrachen sind Grünflächen. Garten und Landschaft 9. p. 27-32
- Rebele, F. (2003). Was können Brachflächen zur Innentwicklung beitragen? In: Arlt, G., Kowarik, I., Mathey, J., Rebele, F. (Hrsg.). Urbane Innentwicklung in Ökologie und Planung. IÖR-Schriften 39. p. 63-74
- Rebele, F. & Dettmar, J. (1996). Industriebrachen. Ökologie und Management. Stuttgart. 188. S.
- Reidl, K. (1998). Ökologische Bedeutung von Brachflächen im Ruhrgebiet. NUA-Seminarbericht Band 2. p. 9-21
- Reidl, K. & Schemel, H.-J. (2003). Naturerfahrungsräume im städtischen Bereich – Konzeption und erste Ergebnisse eines anwendungsbezogenen Forschungsprojektes. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 35. Jg. H.11. p. 325-331
- Rentzsch, F. (2000). Urbane Brachen-Bilder. Ergebnisse einer qualitativen Studie zum Mensch-Umwelt-Verhältnis anhand zweier städtischer Brachlandschaften. In: Geographica Helvetica. Band 55, Heft 1. p. 31-44
- Rößler, S. (2007). Aktuelle Herausforderungen für die Freiraumplanung in schrumpfenden Städten. In: Dettmar, J. & Werner, P. (Hrsg.). Perspektiven und Bedeutung von Stadtnatur für die Stadtentwicklung. CONTUREC 2. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 117-127
- Rößler, S., Schwarzak, M., Mathey, J. (2011). Bewirtschaftung von Brachflächen zur Grünvernetzung im Stadtgebiet von Dresden – Freiraumpotenziale zur Milderung der Auswirkungen des Klimawandels in Verbindung mit Vorschlägen zur wirtschaftlichen Verwertbarkeit. Abschlussbericht zu einer Studie im Auftrag der Landeshauptstadt Dresden, Stadtplanungsamt. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR). Dresden. 57 S. + Anlagen
- Statistisches Bundesamt (2010). Bevölkerung in den Bundesländern, dem früheren Bundesgebiet und den neuen Ländern bis 2060, Ergebnisse der 12. koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung nach Bundesländern, dem früheren Bundesgebiet und den neuen Ländern bis 2060.
- Sukopp, H. (2005). Welche Biodiversität soll in Siedlungen erhalten werden? In: Müller N. (Hrsg.). Biodiversität im besiedelten Bereich. Grundlagen und Beispiele zur Umsetzung des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt. CONTUREC 1. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 15-18
- Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.) (1998). Stadtökologie. 2. Aufl. – Gustav Fischer. Stuttgart u. a. 474 S.
- Umweltzentrum Dresden (2012). Kleinbiotope in Prohlis und am Koitschgraben. Projekt im Rahmen des Städtebauförderungsprogramms „Soziale Stadt“. Projektflyer abrufbar unter: <http://www.ioer.de/projekte/aktuelleprojekte/kleinstbiotope/>

- UN (United Nations) (1992). Convention on Biological Diversity. Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992
- Ungeheuer, E. (1996). Zur Erlebniswirksamkeit innerstädtischer Brachflächen. In: Stadt + Grün. 12/1996. p. 855-859
- Vicenzotti, V. (2007). Wildnis ist nicht gleich „Wildnis“. Überlegungen zu unterschiedlichen Wildnisvorstellungen in Stadtökologie, Landschaftsarchitektur und Städtebau. In: Dettmar, J. & Werner, P. (Hrsg.). Perspektiven und Bedeutung von Stadtnatur für die Stadtentwicklung. CONTUREC 2. Schriftenreihe des Kompetenznetzwerkes Stadtökologie. Darmstadt. p. 15-25
- Völksen, G. (2005). Vom Brachgelände zum „Ruderalpark“. Der Leinepark in Göttingen: eine Alternative zu herkömmlichen Parkanlagen. In: Stadt + Grün, 1/2005. p. 30-33
- Wittig, R.; Zucchi, H. (Hrsg.) (1993). Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung, Geobotanische Kolloquien 9. Frankfurt. 79 S.

**Autoren:**

JULIANE BANSE

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR), Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER)  
Weberplatz 1, D-01217 Dresden. E-Mail:  
[j.banse@ioer.de](mailto:j.banse@ioer.de)

DR. JULIANE MATHEY

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR), Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER)  
Weberplatz 1, D-01217 Dresden. E-Mail:  
[j.mathey@ioer.de](mailto:j.mathey@ioer.de)

## Urbane Biodiversität im Wandel

### Möglichkeiten der Stadtbiotopkartierung und des Arten- und Biotopschutzprogramms in Bayern

Urban biodiversity in a change

Chances of urban habitat mapping and Master planning in Bavaria

INES LANGENSIEPEN, GERHARD SUTTNER

---

#### Zusammenfassung

Im Jahr 1979 startete das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) in Bayern die Stadtbiotopkartierung. Ziel war es die Biodiversität in Städten zu dokumentieren. Die letzten Jahrzehnte haben eindrucksvoll gezeigt, dass die Städte einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität liefern. Teilweise bieten sie sogar mehr Möglichkeiten als die umgebende Landschaft, da der landwirtschaftliche Nutzungsdruck fehlt. Tatsächlich scheinen viele Arten die Städte als Rückzugsraum zu erkennen, wenn die ländliche Umgebung keine geeigneten Habitate oder Verstecke bietet.

Die Stadtbiotopkartierung liefert wichtige Grundlagen für den Naturschutz und trägt dadurch wesentlich zur Erhaltung der ökologisch wertvollen Landschaftsbestandteile für die nachfolgende Generation bei. Da nach einheitlichen Vorgaben kartiert wird, erhält man eine bayernweit vergleichbare Übersicht über Lage, Verbreitung, Häufigkeit und Zustand der wertvollen und erhaltenswerten Biotope.

Um den Wert ökologisch bedeutsamer Flächen besser darstellen zu können, werden parallel zur Stadtbiotopkartierung umfangreiche Untersuchungen zur Fauna durchgeführt. Die Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen werden in die Artenschutzkartierung des Bayerischen Landesamts für Umwelt übernommen.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Biotopkartierung und den Daten der Artenschutzkartierung hat das Bayerische Landesamt für Umwelt das Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) für Städte und Landkreise entwickelt. Das ABSP analysiert und bewertet alle Flächen, die für den Naturschutz wertvoll sind und leitet aus den Ergebnissen Ziele und Maßnahmen ab. In jüngster Zeit werden dabei auch quantitative Änderungen der Biotope im Wandel der Zeit ermittelt und dargestellt. Es ist das Handwerkszeug für die Stadtplaner, um ökologisch wertvolle Flächen für die Öffentlichkeit zu bewahren und zu pflegen, was letztlich dem Erhalt der Biodiversität in ihrer Stadt dient.

*Stadtbiotopkartierung, Artenschutzkartierung, Bayern, Arten- und Biotopschutzprogramm, ABSP, Landschaftswandel, Biotopstatistik*

#### Summary

In 1979 the Bavarian Environmental Agency began habitat mapping of cities to document the biodiversity of urban areas. The last centuries have shown that urban areas contribute substantially to the conservation of biodiversity. In some areas they offer even more possibilities than the surrounding landscape because agricultural pressures are absent. Indeed, many species appear to become aware of the cities as potential retreat areas when the urban hinterland no longer offers suitable habitats.

The habitat mapping of cities provides a valuable basis for nature conservation and therefore considerably helps to preserve ecologically valuable landscape components for further generations. Since the mapping is conducted in accordance with uniform guidelines the results are comparable across Bavaria. It shows the distribution, abundance and condition of the habitats meriting conservation.

To further illustrate the value of these habitats in addition to the habitat mapping, extensive surveys of animal species are performed. The results become part of the species database of the Bavarian Environmental Agency.

The master plan for biodiversity (ABSP) which the Bavarian Environmental Agency has developed in recent years builds upon the habitat and species conservation mapping. The ABSP analyses and rates all areas which are important for nature conservation and derives important targets and measures from the results. Recently it has also been expanded to identify quantitative and qualitative changes to biotopes

over time. It is a versatile tool which reveals to cities important targets and measures by which to preserve and maintain ecologically sensitive public lands – and thus their biodiversity.

*Urban Habitat Mapping, Species Conservation Mapping, Bavaria, Species and Habitat Conservation Program, ABSP, Landscape Change, Habitat Type Statistics*

## 1. Stadtbiotopkartierung

Die 25 kreisfreien Städte Bayerns mit einer Gesamtfläche von ca. 208.300 ha (2,95 % der Landesfläche) wurden bis 1989 vollständig kartiert. Seit 1995 wird die Stadtbiotopkartierung nach und nach in allen Städten aktualisiert, bis 2011 wurden bereits 21 Städte überarbeitet.

Die Stadtbiotopkartierung wird in den kreisfreien Städten auf der Basis eines Stadtratsbeschlusses und unter Aufteilung der Kosten zwischen Stadt und Freistaat Bayern im Verhältnis 40/60 durchgeführt. Die Stadt beauftragt ihrerseits in Abstimmung mit dem LfU versierte Fachkräfte mit den Kartierungsarbeiten. Durch dieses Zusammenwirken ist ein hoher, bayernweit vergleichbarer Standard der Kartierungsergebnisse gewährleistet. Mit den Ergebnissen der Stadtbiotopkartierung wird den Städten ein vielseitiges Instrument zur Hand gegeben, das ihnen u. a. ermöglichen soll, ihrer Verantwortung nach § 1 und 2 BNatSchG sowie Art. 1 BayNatSchG nachzukommen und insbesondere auch ihre Verpflichtung zu erfüllen, ökologisch besonders wertvolle, stadteigene Grundstücke Naturschutzzwecken zuzuführen und entsprechend zu erhalten und zu pflegen.



Abb. 1: Ausschnitt aus der Stadtbiotopkartierung Nürnberg LfU 2007, rot eingezeichnet sind die kartierten Biotope (Bildhintergrund Luftbild 1:5.000 © Bayerische Vermessungsverwaltung)

### 1.1 Methodik der Stadtbiotopkartierung

Bei der Stadtbiotopkartierung handelt es sich um eine Kartierung auf vegetationskundlicher Grundlage. Die Methodik baut auf der Biotopkartierung in den Landkreisen auf. Fester Bestandteil der Kartierung ist die Erfassung der geschützten Biotoptypen nach § 30 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und Art. 23 Bayerisches Naturschutzgesetz (vorher Art. 13d, bis 1998 Art. 6d BayNatSchG). Seit 2006 werden auch die Lebensraumtypen nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) der EU (FFH-Lebensraumtypen) mit erfasst. Darüber hinaus werden auch Biotoptypen kartiert, die für den bebauten Bereich große Bedeutung haben: z. B. Extensivgrünland, Altgrasbestände, naturnahe Gehölze, Ruderalfluren, Mauerritzenvegetation, alte Einzelbäume, Baumgruppen und Alleen. Grundlage der Kartierungen ist die jeweils aktuelle, landesweit gültige Kartieranleitung (Teil 1 und 2) zur gemeinsamen Erfassung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen (BayLfU 2010).

Alle Biotoptypen, die einem FFH-Lebensraumtyp zugeordnet werden können, müssen entsprechend des FFH-Bewertungsschemas bewertet werden (BayLfU 2010). Die Kartierung der Biotoptypen, die dem Schutz des § 30 BNatSchG/Art. 23 BayNatSchG unterliegen, wird nach den Kriterien des § 30 Bestimmungsschlüssels durchgeführt (BayLfU 2012).

Die Kartierer ermitteln die Biotope in der Landschaft mit Hilfe von Farbluftbildern im Maßstab 1:5.000. Die Grenzen der Biotopflächen werden in das Luftbild eingezeichnet und später digitalisiert. Flächige Biotope werden i. d. R. ab 1.000 m<sup>2</sup>, lineare ab 2 m Breite und 50 m Länge erfasst. Jedes Biotop in der Stadt erhält eine eigene Nummer, die sich aus dem Auto-kennzeichen (in den Landkreisen der TK25) und einer laufenden Nummer zusammensetzt. Ähnliche Biotope können unter einer Hauptnummer mit verschiedenen Teilflächen zusammengefasst werden, wenn sie in einem räumlichen Zusammenhang stehen. Seit 1996 werden die Biotoptypen dabei teilflächenscharf beschrieben.



Abb. 2: Mauerritzenvegetation in der Stadt Passau



Abb. 3: Einzelbaum in der Stadt Passau,  
Fotos: Herbert Targan

## 2. Artenschutzkartierung

Für Bayern existiert seit 1980 eine landesweite Artendatenbank, deren zentrales Ziel die Bereithaltung von faunistischen und floristischen Daten für die Naturschutzpraxis ist. Neben der Auswertung von Literatur- und Sammeldaten werden Ergebnisse ehrenamtlich tätiger Kartierer übernommen und durch systematisch erhobene Daten von Auftragskartierungen ergänzt. Im September 2011 gab es 2,03 Millionen Artnachweise an rund 230.000 Fundorten.

Diese Datenmenge darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Artendatenbank im Regelfall keinen vollständigen Überblick über die aktuelle Verbreitung bestimmter Arten liefern

kann. Bedingt durch die unterschiedlichen Datenquellen sind die Daten zwangsläufig sehr heterogen hinsichtlich ihrer Eigenschaften (Aktualität, Lagegenauigkeit usw.).

### 2.1 Methodik der Artenschutzkartierung

Parallel zur Kartierung von Biotopen nach vorwiegend vegetationskundlichen Methoden werden in Absprache mit den städtischen Naturschutzbehörden die Vorkommen ausgewählter, stadtrelevanter Tier- und Pflanzenarten oder ganzer Gruppen bearbeitet. Dabei werden in erster Linie Zielarten aus den Tiergruppen Reptilien, Amphibien, Libellen, Heuschrecken und Tagfalter bearbeitet, bei Bedarf auch weitere Gruppen, wie Fledermäuse, Wildbienen, Vögel u. a. Ein wichtiges Ziel ist es hierbei, soweit möglich konkrete Lebensräume der Arten abzugrenzen oder die Artnachweise bestehenden Biotopflächen zuzuordnen, wenn diese den Habitatansprüchen der gefundenen Arten entsprechen.

Als Zielarten im Sinne der Artenschutzkartierung (ASK) sind Arten zu verstehen, die im Stadtgebiet sicher oder möglicherweise vorkommen und deren bekannte oder potenzielle Lebensräume gezielt untersucht und überprüft werden sollen. Die Zeitpunkte der Geländebegehungen orientieren sich maßgeblich an der Phänologie dieser Zielarten.

Vorbereitend zu den Kartierungsarbeiten werden regionale Experten ermittelt und hinsichtlich ihrer Kenntnisse über das floristische oder faunistische Inventar im Bearbeitungsgebiet befragt. Daran anschließend wird für das jeweilige Untersuchungsgebiet ein Untersuchungsprogramm festgelegt. Die Erhebungen erfolgen mit den üblichen, standardisierten Untersuchungsverfahren im Gelände, Lebensräume werden im Maßstab 1:5.000 im Luftbild abgegrenzt.



Abb. 4: Zweifarbfliege im LfU-Hof,  
Foto: Dr. Walter Joswig

### 3. Rechtliche Aussage bzw. Folgen der Biotopkartierung und Artenschutzkartierung

Die Kartierungen haben weder das Ziel noch die rechtlichen Möglichkeiten, naturschutzfachlich wertvolle Flächen unter Schutz zu stellen oder Grundstücksbesitzern bestimmte Bewirtschaftungsweisen vorzuschreiben. Sie stellen lediglich eine Bestandsaufnahme der natürlichen Umgebung dar.

Rechtliche Einschränkungen können sich z. B. ergeben aus

- bestehenden Gesetzen, etwa den §§ 30 und 39 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) oder den Art. 23 und 16 des Bayerischen Naturschutzgesetzes (Bay-NatSchG), die bestimmte Biotoptypen, und Lebensstätten von Tieren und Pflanzen unter besonderen Schutz stellen.
- Schutzgebietsverordnungen oder andere Vorschriften aus Kapitel 4 des BNatSchG.
- dem Artenschutzrecht, im Wesentlichen die §§ 44 und 45 des Bundesnaturschutzgesetzes die bestimmen, dass bei der Zulassung und Ausführung von Vorhaben die Auswirkungen auf europarechtlich geschützte und auf national gleichgestellte Arten zu prüfen sind.

Vom LfU wurde eine Arbeitshilfe zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP) entwickelt, die über die LfU-Homepage öffentlich zugänglich ist. Sie bezieht sich auf die zum 01.03.2010 in Kraft getretenen Vorschriften und soll als Grundlage für die fachliche Beurteilung von Vorhaben sowohl den Vorhabensträgern als auch den zuständigen Naturschutzbehörden dienen. Sie stellt neben allgemeinen Verfahrenshinweisen vor allem Informationen zur Ökologie der Arten, u. a. auch Angaben zum Kenntnisstand der Verbreitung aller Arten, für die eine saP erforderlich ist, dar. Die genannten rechtlichen Regelungen sind grundsätzlich unabhängig von der Biotopkartierung oder der Artenschutzkartierung wirksam.

### 4. Arten- und Biotopschutzprogramm in Städten und Landkreisen

Das Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) ist ein Grundlagenwerk für eine nachhaltige, naturverträgliche Entwicklung der Städte und Landkreise, es ist eine zentrale Arbeitsgrundlage für die Behörden, Planer und Verbände. Es analysiert und bewertet auf der Grundlage der Biotop- und Artenschutzkartierung alle Flächen, die für den Naturschutz wichtig und erhaltenswert sind und leitet aus den Ergebnissen Ziele und Maßnahmenvorschläge ab. Das ABSP wird seit über 20 Jahren für die

Landkreise und Städte erarbeitet und angewendet. Es wird in ganz Bayern nach einem einheitlichen Standard von Planungsbüros im Auftrag des LfU durchgeführt. Das ABSP hat ähnlich wie die Ergebnisse von Kartierungen keine unmittelbare Rechtsverbindlichkeit. Die Umsetzung der dargestellten Ziele und Maßnahmen erfolgt auf freiwilliger Basis oder ergibt sich aus anderen Verpflichtungen, beispielsweise der Ausgleichspflicht bei Eingriffen.

Nachdem sich 1990 mit der Fertigstellung zahlreicher Landkreisbände die Anwendung des ABSP auf der Ebene der Landkreise sehr gut bewährt hatte, wurde das Programm auch auf die kreisfreien Städte ausgedehnt.

Aufgrund der speziellen Verhältnisse in städtischen Räumen wurden Lösungen entwickelt, die neben dem Schutz von Arten und Lebensräumen auch den Schutz von Boden, Wasser, Klima und Erholungsfunktionen berücksichtigen.

Im Vergleich zu den Landkreisen stehen in der Stadt nur sehr beschränkt Freiflächen für eine Naturschutzplanung zur Verfügung, auf die außerdem ein ungleich stärkerer Nutzungsdruck ausgeübt wird. Dieser wird von vielfältigen wirtschaftlichen Interessen, den Aufgaben der Stadtverwaltung entsprechend ihrer Funktion als Ober- oder Mittelzentrum sowie vom Erholungs- und Freizeitbedürfnis der Stadtbevölkerung geprägt. Aufgrund dieser unterschiedlichen Ausgangsbedingungen ergab sich für die Bearbeitung des Stadt-ABSP eine Änderung der ursprünglichen Konzeption, da sich die Erhaltung und Sicherung von Freiflächen im Stadtgebiet nicht ausschließlich mit Zielen des Arten- und Biotopschutzes begründen lässt.

Als Grundlagen für die Erstellung eines Stadt-ABSP wurden daher neben der Biotopkartierung und Erhebungen von Arten für die Artenschutzkartierung auch eine Nutzungs- und Strukturtypenkartierung sowie Erhebungen zu Boden, Wasser, Klima und Erholung durchgeführt.

Die Erfordernisse des Arten- und Biotopschutzes werden mit den Ansprüchen der Stadtbewohner auf Erlebbarkeit von Natur, bessere Luft- und Klimaverhältnisse sowie der Sicherung der natürlichen Ressourcen Boden und Grund- bzw. Trinkwasser zusammengeführt. Neben den klassischen Belangen des Arten- und Biotopschutzes werden im Stadt-ABSP also auch die Themen abiotischer Ressourcenschutz mit den Schwerpunkten Boden, Wasser und Klima sowie Formen der naturnahen Erholungsnutzung behandelt und in einen Gesamtzusammenhang gestellt.

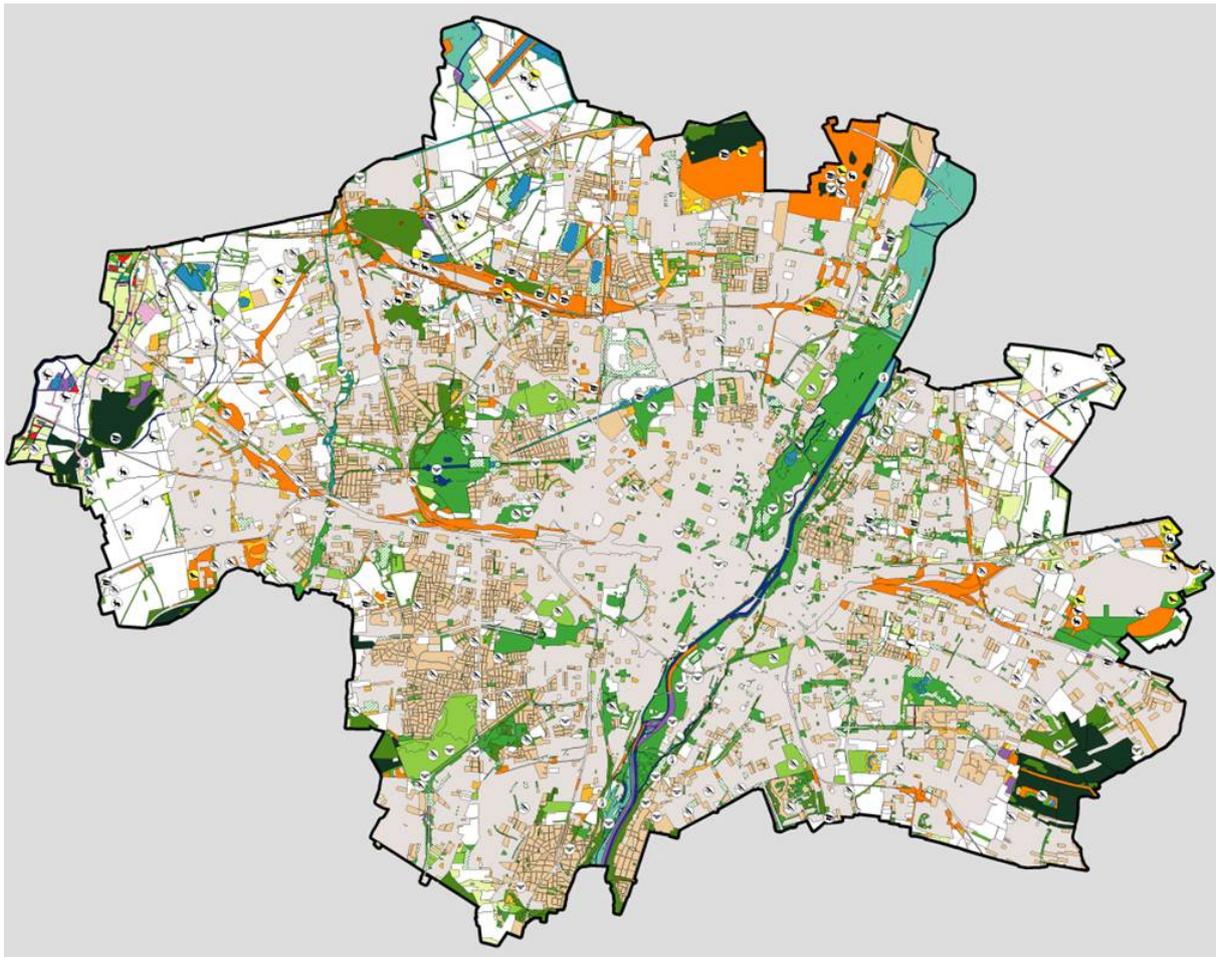


Abb. 5: Bestandskarte aus dem Stadt-ABSP München, LfU 2004

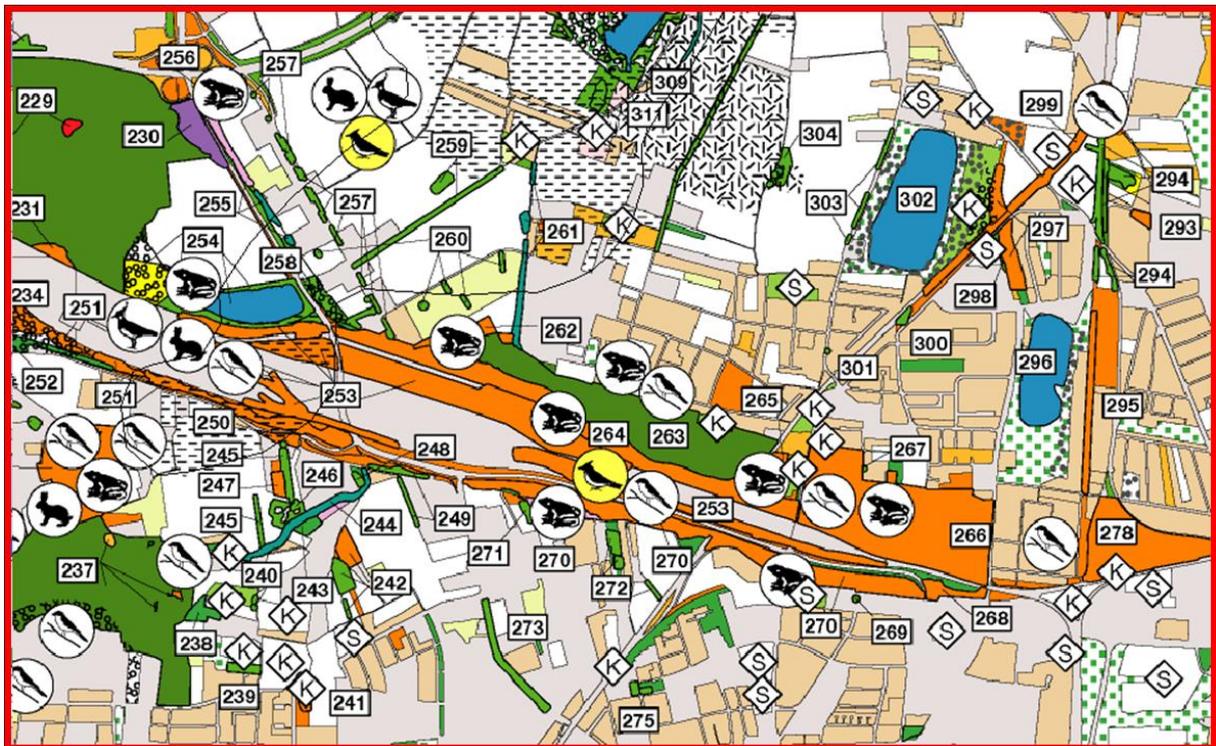


Abb. 6: Ausschnitt aus der Bestandskarte, Stadt-ABSP München, LfU 2004

Da bei der Erarbeitung des Stadt-ABSP immer wieder Überschneidungen mit dem Instrument des Landschaftsplanes auftraten, hat das LfU 2011 entschieden, sich auch im städtischen Bereich auf den Arten- und Biotopschutz zu konzentrieren und die Themen abiotische Ressourcen und naturnahe Erholung auf das Instrument des Landschaftsplans zu verlagern.

Soweit möglich wird versucht, vor allem bei kleineren Städten, diese im Rahmen der Landkreiskartierungen mit zu bearbeiten. Erstmals wird in dieser Form ab 2012 der Landkreis Oberallgäu und die Stadt Kempten bearbeitet.



Abb. 7: Alte Gleisanlagen in der Stadt Kempten, Foto: Christoph Stein

## 5. Auswertung der Biotopkartierung – Wandel der Landschaft

Moderne EDV-Techniken ermöglichen das Überlagern alter und neuer Kartierungen, die derzeit von fast allen Städten bayernweit vorliegen. Einschränkungen bei der Auswertung gibt es vor allem durch Veränderungen in der Methode, die u. a. auf Anpassungen an gesetzliche Grundlagen, insbesondere die FFH-Richtlinie zurückzuführen sind. Auch die mittlerweile deutlich verbesserten Kartiergrundlagen, wie nahezu verzerrungsfreie Farbluftbilder oder digitale Flurkarten können im Ergebnis zu abweichenden Grenzverläufen führen, auch

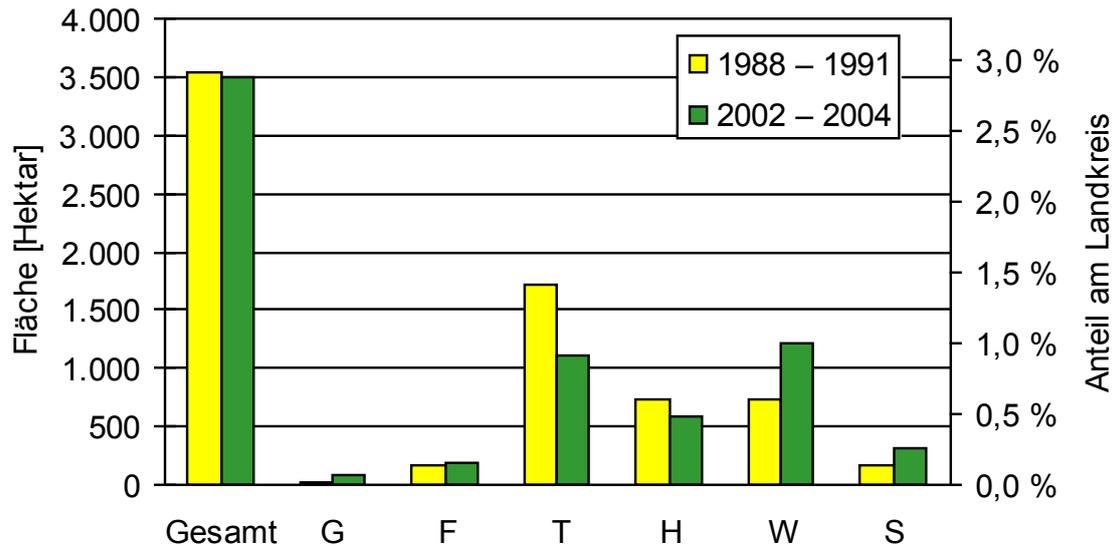
wenn die Biotopfläche in Wirklichkeit unverändert blieb. Dies erschwert häufig die unmittelbare Vergleichbarkeit und erfordert eine fachkundige Interpretation der Auswertungsergebnisse.

Die detailgenaue Analyse und der Vergleich der Kartierungsergebnisse soll daher für Städte und Landkreise künftig im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms erfolgen und veröffentlicht werden, was im Pilotprojekt „ABSP-Landkreisband Eichstätt“ erstmals umgesetzt wurde (PAN Partnerschaft 2010).

### 5.1 Auswertung der Biotopkartierung am Beispiel des Pilotprojekts „ABSP-Landkreisband Eichstätt“

Bei der Entwicklung von Biotopen sind sowohl quantitative als auch qualitative Änderungen feststellbar. Auf eine vergleichende Betrachtung der qualitativen Aspekte anhand der Änderungen im Artenspektrum wurde bei der ABSP-Bearbeitung verzichtet, da hierfür wesentlich genauere und zeitlich aufeinander abgestimmte Erhebungen erforderlich gewesen wären. Die im Landkreisband durchgeführten Vergleiche umfassen daher ausschließlich die Flächenausdehnung der kartierten Biotoptypen.

Da die Kartiermethode und insbesondere die zu kartierenden Biotoptypen einem dauernden Wandel unterliegen und zwischen den einzelnen Durchgängen meist über 20 Jahre liegen, war es erforderlich, alle Kartiereinheiten übergeordneten Hauptgruppen zuzuordnen. Diese Zuordnungen konnten auch für andere Fachanwendungen, beispielsweise für die Konkretisierung des Biotopverbunds oder die Entwicklung von Zielen und Maßnahmen genutzt werden. Die Biotoptypen wurden dabei den Biotopgruppen Alpine Lebensräume (A - nicht in Eichstätt), Gewässer (G), Feuchtlebensräume (F), Trockenlebensräume (T), Hecken und Gehölze (H), Wälder (W), Sonstige (S) zugeordnet.



At

Ges = Gesamte Biotopfläche    G = Gewässer    F = Feuchtlebensräume  
 T = Trockenlebensräume    H = Hecken und Gehölze    W = Wälder    S = Sonstige

Abb. 8: Entwicklung der in der Biotopkartierung erfassten Fläche im Landkreis Eichstätt von 1988/91 bis 2002/04

Der Gesamtbiotopanteil im Landkreis Eichstätt betrug nach der Aktualisierung 2004 knapp 3.500 Hektar und entsprach damit 2,88 % der Landkreisfläche. 1991 war die Fläche fast gleich groß, aber die Verteilung der Biotoptypen hatte sich geändert. Trockenlebensräume stellen fast ein Drittel der Biotopfläche, den Hauptanteil hier bilden wiederum die basenreichen Halbtrockenrasen. Die Trockenlebensräume weisen gleichzeitig einen der deutlichsten Unterschiede zwischen der Erstkartierung und der Aktualisierung auf, wonach sie um über 600 Hektar oder 36 % zurückgegangen sind. Allein die Halbtrockenrasen haben demnach um 470 Hektar oder 39 % abgenommen. Die Verluste wurden z. T. durch fehlende oder unzureichende Nutzung verursacht. Viele Magerrasenflächen, insbesondere außerhalb des Altmühltals, sind inzwischen soweit degeneriert, dass sie aufgrund des reduzierten Artenspektrums nur noch als „Artenreiches Extensivgrünland“ oder „Magerer Altgrasbestand/Grünlandbrache“ erfasst werden konnten. Direkte Flächenverluste entstanden infolge Nährstoffeinträgen aus benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen, durch Ruderalisierung von ehemaligen Biotopflächen infolge zu intensiver Nutzung als Holzlagerplätze oder auch durch Aufforstungen auf solchen Grenzertragsstandorten. Bei längerer Brache entstanden auf ehemaligen Magerrasen durch Gehölzaufwuchs dauerhafte Gebüschstadien, eine Entwicklung die in der Verschiebung des Biotoptypenspektrums abzulesen ist.

Teilweise sind die Zahlen auch auf Änderungen in der Erfassungsmethode zurückzuführen. Ein wesentliches Kriterium könnten die aus heutiger Sicht vermutlich zu hoch eingeschätzten Anteile der Kalkmagerrasen in der Erstkartierung sein. Beim ersten Kartierdurchgang 1988 – 1991 wurden Flächen dem Biotoptyp „Kalkmagerrasen“ zugeordnet, die nach dem zum Zeitpunkt des zweiten Kartierdurchgangs 2002 - 2004 geltenden 13d-Bestimmungsschlüssel mit seinen klaren und strengen Kriterien nur mehr als „Artenreiches Extensivgrünland“ oder „Magerer Altgrasbestand/Grünlandbrache“ eingestuft wurden. Auch wurden in der Erstkartierung lichte Kiefernwälder bei entsprechendem Unterwuchs in als Magerrasen miterfasst, im Rahmen der Aktualisierung jedoch den Wäldern zugeordnet und nicht erneut bearbeitet, da Flächen bei einer Gehölzdeckung ab 50 % durch die vorgegebene Kartiermethodik als „Wald“ definiert sind und unter diesem Biotoptyp „Wald“ auch in der Biotopbilanz aufgeführt werden. Dasselbe trifft auf (Trocken-) Gebüsche zu, die an geschlossene Wälder angrenzen.

Der Verlust der Trockenlebensräume steht in einem klaren Zusammenhang mit der sehr deutlichen Zunahme der Waldbiotope um 473 Hektar bzw. 64 %. Eine Zunahme von Waldbiotopen außerhalb von Flächen der Erstkartierung ist auszuschließen, da im Rahmen der Aktualisierung keine neuen Waldbiotope kartiert wurden, sondern diese aus der Erstkartie-

**Tab. 1: Auszug des Biototypenvergleichs im ABSP für den Landkreis Eichstätt** (Vergleich der Ergebnisse der beiden landkreisweiten Durchgänge der Biotopkartierung 1988-1991 und 2002-2004)

Abkürzungen: **Fläche** = Fläche des einzelnen Biototyps im Landkreis (in Hektar),  
**Anteil** = Anteil des Biototyps an der gesamten Biotopfläche im Landkreis

\* Bei den Biototypen wurden jeweils nur repräsentative Beispiele ausgewählt

<b>Kartierung 1988-1991</b>	<b>Fläche</b>	<b>Anteil</b>	<b>Kartierung 2002-2004</b>	<b>Fläche</b>	<b>Anteil</b>
<b>Biototyp*</b>	<b>(ha)</b>		<b>Biototyp*</b>	<b>(ha)</b>	
<b>Trockenlebensräume</b>	<b>1710,3</b>	<b>46,0 %</b>	<b>Trockenlebensräume</b>	<b>1104,87</b>	<b>31,60%</b>
Fels mit Bewuchs / Felsvegetation	19,3	0,5 %	Fels mit Bewuchs / Felsvegetation	10,07	0,29 %
Initialvegetation, trocken	75,8	2,0 %	Initialvegetation, trocken gesamt	70,68	2,02 %
Magere(r) Altgrasbestand / Grünlandbrache	104,1	2,8 %	Magere(r) Altgrasbestand / Grünlandbrache	81,26	2,32 %
Magerrasen (Trocken-/ Halbtrockenrasen), basenreich	1.10	32,6 %	Magerrasen (Trocken-/ Halbtrockenrasen), basenreich	739,82	21,16 %
Wärmeliebende Säume und Gebüsche	300,4	8,1 %	Wärmeliebende Säume und Gebüsche gesamt	202,95	5,81 %
<b>Wälder</b>	<b>742,8</b>	<b>20,0 %</b>	<b>Wälder</b>	<b>1215,34</b>	<b>34,77 %</b>
Auwald	422,6	11,4 %	Auwald	445,3	12,74 %
Buchenwald, wärmeliebend	73,5	2,0 %	Buchenwald, wärmeliebend	34,56	0,99 %
Kiefernwald basenreich	10,7	0,3 %	Kiefernwald basenreich	10,31	0,30 %
Wald mesophil	191,6	5,2 %	Wald mesophil gesamt	26,89	0,77 %
Sonstiger Feuchtwald	41,7	1,1 %	sonstiger Feuchtwald gesamt	26,52	0,76 %
			Wald	671,53	19,21 %
<b>Sonstige Lebensräume</b>	<b>166,0</b>	<b>4,5 %</b>	<b>Sonstige Lebensräume</b>	<b>313,36</b>	<b>8,97 %</b>
Artenreiches Extensivgrünland	164,0	4,4 %	Artenreiches Extensivgrünland	252,78	7,23 %
<b>Gesamtsumme</b>	<b>3554,6</b>	<b>96,0 %</b>	<b>Gesamtsumme</b>	<b>3495,73</b>	<b>99,22 %</b>

rung nachrichtlich übernommen wurden. Dabei ist insbesondere zu berücksichtigen, dass in der Erstkartierung die Prozentanteile von Waldbiototypen innerhalb von Komplexbiotopen für die Flächenbilanzierung nur geschätzt wurden. Im Rahmen der Aktualisierung wurden Waldflächen im digitalen Datenbestand exakt von den Offenlandbiotopen getrennt und konnten genau berechnet werden.

Der deutliche Anstieg der Waldbiotopfläche ist zum einen eine Folge der methodischen Änderungen, zum anderen eine Folge von Wald- bzw. Gehölzentwicklungen auf ehemals nicht als Wald erfassten Biotopflächen, vornehmlich Trockenlebensräumen. Auf der Basis dieser Auswertung kann allerdings nicht abschließend geklärt werden, wie stark echte Bestandsverschiebungen von methodischen Änderungen überlagert werden. Eine Tendenz ist jedoch eindeutig ablesbar.

## 6. Fazit

Kartierungen von Biotopen und Arten sind in Städten unverzichtbare Grundlagen für die naturschutzfachliche Beurteilung von Vorhaben, z. B. auch im Rahmen von Verträglichkeitsprüfungen, die sich aus dem Erhaltungsgebot und Verschlechterungsverbot der FFH-RL ergeben (Art. 2, 3 und 6 der FFH-RL). Im Bereich Verkehrswegebau ist es so z. B. möglich, naturverträglichere Varianten vorzuschlagen und Genehmigungs- oder Planfeststellungsverfahren zu beschleunigen.

Den Städten erleichtern die Kartierungen und das Arten- und Biotopschutzprogramm die im Rahmen der Bauleitplanung erforderlichen Ausgleichsmaßnahmen und die Erstellung von fachlich fundierten Landschafts- oder Grünordnungsplänen. Für landschaftspflegerische Maßnahmen und im Vertragsnaturschutz stellen die Kartierungen ebenfalls ein unentbehrliches Hilfsmittel für die Naturschutzbehörden dar. So werden im Rahmen des Vertragsnaturschutzprogramms naturschonende Bewirtschaftungsweisen vor allem auf Feuchtflecken, Mager- und Trockenstandorten gefördert.

Die Biotopkartierung und die Artenschutzkartierung müssen als Arbeitsinstrumente für die Naturschutzbehörden, Planungsbüros und Kommunen aktuell gehalten werden. Je aktueller diese Datengrundlage ist, desto besser können Maßnahmen ergriffen werden, um die immer seltener werdenden Lebensräume für Tiere und Pflanzen in Städten vor Beeinträchtigung und Zerstörung zu bewahren und die Belange des Natur- und Landschaftsschutzes angemessen zu berücksichtigen.

## 7. Weitere Informationen

Internetseiten des Bayerischen Landesamts für Umwelt:

Stadtbiotopkartierung:

[http://www.lfu.bayern.de/natur/biotopkartierung\\_flachland/stadtbiotopkartierung/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/natur/biotopkartierung_flachland/stadtbiotopkartierung/index.htm)

Artenschutzkartierung:

<http://www.lfu.bayern.de/natur/artenschutzkartierung/index.htm>

ABSP:

[http://www.lfu.bayern.de/natur/absp\\_einfuehrung/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/natur/absp_einfuehrung/index.htm)

Spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP):

<http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/index.htm>

## 8. Literatur

BayLfU (2010): Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern Teil 1: Arbeitsmethodik (Flachland/Städte)  
Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 41 S. + Anhang.

BayLfU (2010): Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern Teil 2: Biotoptypen inklusive der Offenland-Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 164 S. + Anhang.

BayLfU (2010): Vorgaben zur Bewertung der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie in Bayern. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 123 S.

BayLfU (2012): Bestimmungsschlüssel für Flächen nach §30 BNatSchG Bay-NatSchG. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 65 S.

PAN Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH (2010). Arten- und Biotopschutzprogramm des Landkreises Eichstätt. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Augsburg.

SUTTNER et. al. (2012): Anleitung zur Flächenbildung in der ASK. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt. Augsburg. 7 S.

## Autoren:

INES LANGENSIEPEN

GERHARD SUTTNER

Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160  
86179 Augsburg

E-mail: [ines.langensiepen@lfu.bayern.de](mailto:ines.langensiepen@lfu.bayern.de)

E-Mail: [gerhard.suttner@lfu.bayern.de](mailto:gerhard.suttner@lfu.bayern.de)

[www.lfu.bayern.de/natur](http://www.lfu.bayern.de/natur)



## **Stadtbäume in Salzburg (Österreich) 1983 – 2010**

Ergebnisse langjähriger Untersuchungen zu Bestandsveränderungen, Vitalität und Wuchsbedingungen

Urban trees in the city of Salzburg (Austria) 1983 – 2010

Results of long-time surveys to inventory changes, vitality and growth conditions

GÜNTHER NOWOTNY

---

### **Zusammenfassung**

Zum attraktiven Erscheinungsbild Salzburgs als einer grünen Stadt tragen die den urbanen Raum prägenden großen Alleen, Baumreihen und Parkanlagen wesentlich bei. Gesunden großkronigen Bäumen kommt aufgrund ihrer ökologischen, umwelthygienischen, sozialen und psychischen Funktionen große Bedeutung für die Lebensqualität in der Stadt zu. Als Bioindikatoren können sie nicht nur Aufschluss über die urbanen Umweltbedingungen geben, sondern auch die menschliche Einstellung zur städtischen Natur widerspiegeln. 15 Erhebungen, die seit 1983 in periodischen Abständen zur Vitalität von rund 7.000 Stadtbäumen durchgeführt wurden, dokumentieren die Entwicklung für einen repräsentativen Teil des Salzburger Baumbestandes. Insgesamt wurden 106 Baumarten und -sorten registriert, von denen Rosskastanie, Winter-Linde, Stiel-Eiche, Spitz-Ahorn und Esche am häufigsten vorkommen. Verjüngung des Bestandes und Neupflanzungen führten in den vergangenen zwei Jahrzehnten zu Veränderungen, die sich beispielsweise in einem Rückgang des Anteils der Rosskastanie äußerten. In Bezug auf die Vitalität der untersuchten Bäume kam es von 1983 bis 1994 zu einer kontinuierlichen Verschlechterung, seither verbesserte sich der Zustand bis etwa auf das Ausgangsniveau. Die Baumvitalität wird von einem Faktorenkomplex beeinflusst, in dem Bodenverhältnisse, klimatische Einflüsse, Parasiten, Schadstoffe sowie andere anthropogene Eingriffe und Pflegemaßnahmen maßgebliche Bedeutung besitzen. Im Lauf der Untersuchungsreihe traten Stressoren teilweise neu auf (z. B. Rosskastanien-Miniermotte, Eschentriebsterben), während andere Schwankungen unterlagen (z. B. Streusalz). Seit den 1990er Jahren erfahren die Stadtbäume ein schwindendes öffentliches Interesse und eine zunehmende Missachtung als Lebewesen. Sie werden oft nur noch als – teilweise sogar gefährlicher – Störfaktor wahrgenommen, was sich unter anderem in brutal verstümmelnden Schnittmaßnahmen äußert.

*Stadtbäume, Stadtökologie, Bioindikation, Vitalität, Zustandserhebung, Umweltfaktoren, Parasiten, Pflegemaßnahmen*

### **Summary**

The appealing appearance of Salzburg as a green town relies essentially on alleys, tree rows and parks in the urban area. Vital mature trees with large crowns have great importance for the quality of life in cities due to their ecological, environmental welfare, social and mental functions. As indicator organisms trees are able to offer valuable clues to the environmental conditions and to the human attitude towards urban nature. 15 surveys to the vitality of about 7,000 urban trees, which were carried out periodically since 1983, document the development of a representative part of the tree population of Salzburg. A total of 106 species and varieties have been registered, most common are horse chestnut, small-leaved lime, English oak, Norway maple and ash. In the past two decades rejuvenation of the stock and new plantings led to changes that became manifest, for example, in a decline of the number of horse chestnuts. Relating to the vitality of the examined trees, a continuous degradation occurred from 1983 to 1994, since then it improved to about the base level. The tree vigour is influenced by a complex of factors. Soil and climatic conditions, parasites, toxic substances, anthropogenic intervention and care are of crucial importance. Over the series of studies partially new stressors (e.g. horse chestnut leaf miner, ash dieback) appeared, while others fluctuated (e.g. de-icing salt). Since the 1990s a dwindling public interest and a growing disregard as living creatures is shown to the urban trees. Often they are only perceived as – sometimes even dangerous – nuisance, what inter alia causes brutally truncating cutting measures.

## 1. Einleitung

Salzburg gilt zu Recht als grüne Stadt. Dies beruht einerseits auf den bewaldeten Stadtbergen (z. B. Kapuziner-, Mönchs-, Rain- und Gaisberg) und den Resten früher ausgedehnter Au- (z. B. Josefiaw, Aigner oder Itzlinger Au) und Moorwälder (z. B. Königs-, Nissenwäldchen, Samer Mösl). Andererseits befinden sich im Stadtgebiet großzügig angelegte Alleen (z. B. Franz-Josef-Straße, Fürstenallee, Graf-Revertera-Allee, Hellbrunner Allee, Kleßheimer Allee, Leopoldskronstraße und Leopoldskroner Allee, Moosstraße), Baumreihen (z. B. an den Salzachkais) und Parkanlagen (z. B. Aigner Park, Baron-Schwarz-Park, Hans-Donnenberg-Park, Lehener Park, Kurpark und Mirabellgarten), die wesentlich zur Durchgrünung des städtischen Siedlungsraumes beitragen. Mehrfach handelt es sich dabei um ein Erbe aus der Zeit, als die Fürsterzbischöfe Salzburg regierten. So wurde die ca. 2,5 km lange Hellbrunner Allee im Zusammenhang mit der Erbauung des Schlosses Hellbrunn durch Fürsterzbischof Markus Sittikus von Hohenems (1612 – 1619) angelegt. Ein paar der ältesten Bäume dieser Allee dürften noch aus dieser Zeit stammen und somit ein Alter von rund 400 Jahren besitzen (vgl. Nowotny 1999a; Medicus 2005, 2006).

Aufgrund der Höhenlage mit ca. 425 m im Zentrum und 636 m auf dem Kapuzinerberg dominieren im engeren Stadtgebiet von Natur aus Laubbäume. Im dichtbesiedelten urbanen Raum sind die Standorte für Bäume auf Straßen, Plätze, Parks, Gärten und Innenhöfe beschränkt. Insbesondere ältere großkronige Bäume besitzen hier aufgrund ihrer vielfältigen Funktionen große Bedeutung für die Lebensqualität in der Stadt. Hervorzuheben sind die Wirkungen in ökologischer (Lebensraum und Nahrung für verschiedene Organismen), in umwelthygienischer (Staubbindung, Erhöhung der Luftfeuchtigkeit, Absenkung der Lufttemperatur), in sozialer (Orte der Begegnung) und psychischer Hinsicht (Erholung, Entspannung, Naturerlebnis). Diese Leistungen können aber nur vitale Bäume entsprechender Größe erbringen. Andererseits beeinflussen die städtischen Wuchs- und Umweltbedingungen den Zustand der Bäume in erheblichem Ausmaß. Als langlebige Pflanzen mit teilweise artspezifischen Reaktionen auf bestimmte Faktoren eignen sich Bäume auch zur Bioindikation. Der Umgang mit ihnen spiegelt auch recht deutlich die menschliche Einstellung zur städtischen Natur wider.

Die Entwicklung der Stadtbäume und ihr Stellenwert in der öffentlichen Wahrnehmung sind jeweils im historischen Gesamtkontext zu se-

hen. So entsprach es zur Zeit der absolutistisch regierenden Fürsterzbischöfe dem herrschenden Geschmack wichtige Ausfallstraßen und Verbindungen zu außerhalb der Stadt gelegenen Lustschlössern wie Hellbrunn mit Alleen zu säumen (vgl. Medicus 2005, 2006). Nach den Zerstörungen des Zweiten Weltkrieges galt das prioritäre Interesse hingegen dem Wiederaufbau und dem rasch an Schwung gewinnenden Wirtschaftswachstum. Flächenverbrauch und Ausbeutung bzw. Belastung der natürlichen Ressourcen wurden dem Streben nach Wohlstand untergeordnet. Parallel erforderte das Anwachsen des fließenden und stehenden Verkehrs gerade in den Städten zunehmenden Platzbedarf, der häufig zu Lasten der Stadtbäume ging. Für die Schaffung von Fahrbahnen und Parkplätzen kam es daher zu zahlreichen Fällungen, Verstümmelungen und/oder Versiegelungen von Baumscheiben. Zur Erfüllung der gesellschaftlichen Forderung nach Freihaltung der Straßen von Schnee und Eis mussten im Winterdienst zunehmende Mengen an Streusalz eingesetzt werden (vgl. z. B. Lötsch 1982).

Als es in den 1970er und 1980er Jahren zu einem auch von einer breiten Öffentlichkeit wahrgenommenen „städtischen Baumsterben“ aufgrund von Bodenversiegelung, erheblichen Schadstoffeinträgen und Pflegemängeln kam, erwachte ein gesellschaftliches, politisches und wissenschaftliches Interesse am städtischen Baumbestand. Stüber (1975) veröffentlichte erstmals eine umfassende „Studie über die umwelthygienisch-ökologische Situation der Stadt Salzburg“, die sich mit verschiedenen Aspekten der städtischen Lebensbedingungen – unter anderem auch mit dem Thema Stadtbäume – auseinandersetzte.

Die unübersehbaren Schädigungen, wie beispielsweise bereits im Sommer verbrauchtes Laub an Straßenbäumen, sowie das wachsende Bewusstsein und Wissen über die Wohlfahrtswirkungen des städtischen Grüns verschafften den Themen der Stadtökologie im weitesten Sinne erhebliche wissenschaftliche Aufmerksamkeit, die sich bis zum Ende der 1980er Jahre in einer Vielzahl von Publikationen niederschlug. Der Bogen spannte sich dabei von einer allgemeinen Darstellung der Lebensbedingungen und Schädigungsursachen von Bäumen in urbanen Räumen (vgl. z. B. Meyer 1982; Malek & Wawrik 1985) über spezielle stressphysiologische Untersuchungen, bei denen oft die Wirkung von Streusalz im Vordergrund stand (z. B. Pfeiffer 1985; Trockner & Albert 1986a, b; Zolg & Bornkamm 1983a, b), bis hin zu grundlegenden holz-anatomischen Forschungen (z. B. Eckstein et al. 1974; Petersen et al. 1982; Shigo 1985, 1990),

die zu neuen Erkenntnissen über die fachgerechte Baumpflege führten. Mehrere Studien widmeten sich der Vitalität kommunaler Baumbestände in verschiedenen österreichischen Städten (z. B. Ruzicka et al. 1981; Albert et al. 1988; Braun et al. 1990).

Für die Stadt Salzburg erstellte Peer (1982) auf der Basis von Infrarot-Luftbildaufnahmen eine umfassende Studie über einen repräsentativen Teil des städtischen Baumbestandes, in die auch die Ergebnisse einer Diplomarbeit über die großen Alleen Salzburgs (Nowotny 1982) einfließen. Auf dieser Basis wurden ab 1983 regelmäßig Untersuchungen zur Vitalität von rund 7.000 Stadtbäumen durchgeführt, wobei sie bis 1986 jährlich erfolgten. 1988 bis 1994 und 2000 bis 2010 fanden die Begutachtungen im Zweijahresabstand statt, vor den Erhebungen 1997 und 2000 lag jeweils ein Dreijahresintervall. Die Ergebnisse wurden zunächst periodisch in zusammenfassenden Darstellungen publiziert (Nowotny 1986, 1991, 1994, 1999b), die Gutachten zu den Zustandserhebungen 2000 bis 2010 wurden vom Land Salzburg als eigenständige Veröffentlichungen herausgegeben (Nowotny 2001, 2003, 2005, 2007, 2010, 2013).

Für die Stadt Salzburg wurden im Zuge dieses im internationalen Vergleich wahrscheinlich sowohl hinsichtlich der umfassten Zeitspanne als auch der Kontinuität einzigartigen Langzeitprojekts wertvolle Daten zu den städtischen Wuchsbedingungen, zur Artenzusammensetzung und zur Vitalität des Baumbestandes und deren Entwicklung über fast drei Jahrzehnte gesammelt und dokumentiert. Dabei galt das Augenmerk nicht nur den Bäumen und ihren unmittelbaren Standortverhältnissen, sondern auch den Rahmenbedingungen sowohl in Hinblick auf die wirksamen Faktoren als auch auf die gesellschaftspolitische Einstellung zum städtischen Grün.

## 2. Methodik

Der Baumbestand der Stadt Salzburg – ohne Wald – wird auf ca. 35.000 Allee-, Straßen-, Park- und Gartenbäume geschätzt. Davon stehen ca. 21.000 Bäume auf gemeindeeigenem Grund. Die im Rahmen der Vitalitätserhebungen begutachteten Exemplare befinden sich größtenteils im Eigentum der Stadt, wobei der Schwerpunkt auf den großen straßenbegleitenden Alleen und Baumreihen sowie einzelnen Plätzen und Parkanlagen lag. Begonnen wurde 1983 mit 5.370 Bäumen, von 1986 bis 2010 lag die Zahl bei rund 7.000 Stück mit zuletzt etwas fallender Tendenz (vgl. Abb. 1). Dafür wurden rund 130 Standorte (Stand 2010: 133; Nowotny 2013) begangen, wobei die Größe des jeweiligen Baumbestandes eine Bandbreite von Einzelbäumen bis zu rund 900 Bäumen (Moosstraße) aufwies.

Die Erhebungen mit Ansprache der Bäume vom Boden aus fanden immer im Zeitraum Ende Juli bis Mitte August statt. Dies ist für die visuelle Beurteilung der Vitalität der Bäume ideal, da in diesem Abschnitt des Hochsommers noch nicht mit herbstlichen Laubverfärbungen zu rechnen ist, die ab Ende August auftreten und zu Fehlinterpretationen führen können. Allfällige, für die Bewertung relevante Veränderungen, wie beispielsweise der charakteristischen Kronenstrukturen (vgl. Roloff 2008a) sowie Laubschäden oder vorzeitige Blattverluste, sind hingegen in der Regel signifikant ausgeprägt.

Im Zuge der Begutachtungen wurde die Baumart registriert, wobei bei auffälligen Wuchsformen (Säulen-, Pyramiden-, Kugel-, Hängeform) oder Farbvarietäten (Blutformen mit rotem Laub) auch Sorten unterschieden wurden. Da einige Bäume im Stadtgebiet auch nicht heimischen Arten angehören, richtet sich die Nomenklatur im Wesentlichen nach Krüssmann (1976-78, 1983). Die Vitalität der Bäume wurde nach einer vierstufigen Skala bewertet (Tab. 1). Zusätzlich erfolgte eine Erhebung allfälliger Schädigungsursachen anhand der Symptome und der Standortverhältnisse.

Tab. 1: Skala für die visuelle Bewertung der Vitalität von Stadtbäumen in Salzburg (Nowotny 1984, adaptiert nach den Richtlinien des ÖBIG, vgl. z. B. Ruzicka et al. 1981)

Kategorie	Beurteilung	Schädigungsgrad
I	gesund	maximal 10 %
II	gering bis mäßig geschädigt	11 – 30 %
III	stark geschädigt	31 – 50 %
IV	sehr stark geschädigt bis abgestorben	> 50 %

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Veränderungen im Baumbestand

Bei den Erhebungen im Rahmen dieser Untersuchungsreihe wurden zwischen 1983 und 2010 insgesamt 106 verschiedene Baumarten und -sorten registriert, die teilweise auch fremdländischen Herkünften entstammen. Einige sind nur mit sehr geringer Anzahl im untersuchten Baumbestand vertreten, fallweise wurden auf der Suche nach standorttauglichen Gehölzen auch neue Arten bzw. Sorten verwendet, sodass es im Laufe der Jahre durch Fällungen und Neupflanzungen immer wieder zu Veränderungen und Schwankungen in der Artenzahl kam. 2008 verteilten sich die 6.987 begutachteten Bäume beispielsweise auf 91 Arten und Sorten (Nowotny 2010), während die im Jahr 2010 erfassten 6.904 Exemplare 88 verschiedenen Spezies und Formen angehörten (Nowotny 2013).

Die Hauptmasse der untersuchten Bäume verteilt sich auf wenige Baumarten. So deckten 2010 die zehn häufigsten Arten mit 5.087 Bäumen nahezu drei Viertel des erfassten Bestandes ab (Tab. 2). Den 18 häufigsten Spezies und Sorten, die bei der Erhebung 2010 einen Anteil von mindestens 1,0 % einnahmen, wurden 5.966 Exemplare (86,4 %) zugewiesen (Nowotny 2013). Angemerkt wird, dass die Häufigkeitsverteilung der Arten bei den rund 21.000 stadtteiligen Bäumen von diesen Ergebnissen abweicht. Hier ist nach Daten des Stadtgartenamtes (Magistrat Salzburg) die Hänge-Birke mit etwa 13 % die häufigste Baumart, gefolgt von Stiel-Eiche (ca. 8 %), Rosskastanie (ca. 7 %), Winter-Linde

(ca. 6 %) und Esche (ca. 6 %). Der Spitzenplatz für die Hänge-Birke beruht hierbei wesentlich auf den langen Birken-Reihen entlang der Glan. Dieses am Nordabhang des Untersberges entspringende Fließgewässer durchquert in einem überwiegend hart verbauten Bett die Westhälfte des Stadtgebiets von Süden nach Norden, bis es südlich der Autobahn in die Salzach mündet. In anderen mitteleuropäischen Städten besitzt nach Wittig (1998) die Hänge-Birke ebenfalls den größten Anteil am Baumbestand, auch sonst ist die Artenzusammensetzung in Salzburg durchaus mit jener anderer Städte vergleichbar.

In den letzten zwei Jahrzehnten war ein relativ starker Umbau des Baumbestandes zu verzeichnen. Insbesondere wurde seitens der öffentlichen Verwaltung eine starke Verjüngung vorangetrieben, wovon jeweils etwa 250 - 400 Bäume in den Erhebungsintervallen seit 2000 betroffen waren. Wesentliche Impulse gingen dabei von den seit 2003 im Auftrag der Stadtverwaltung durchgeführten Verkehrssicherheitsüberprüfungen aus. Aufgrund der im Schadensfall möglicherweise entstehenden Haftungsprobleme und der nach der gültigen Judikatur eindeutigen Sorgfaltspflicht des Grundeigentümers (vgl. z. B. Schlager 2005; Schlager & Stadler 2006; Schmid 2006; Herbst et al. 2013) sind regelmäßige Kontrollen entsprechend den anerkannten Richtlinien und Normen (z. B. FLL 2004; Rust 2008b; Österreichisches Normungsinstitut 2011) vorzunehmen. Zahlreiche Bäume, von denen ein erhebliches Gefahrenpotenzial oder zumindest ein unkalkulierbares Risiko ausging, wurden in der Folge gefällt.

Tab. 2: Die zehn häufigsten Baumarten des untersuchten Baumbestandes der Stadt Salzburg in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit mit Angabe der Anzahl und des Prozentsatzes bezogen auf den begutachteten Bestand von 6.904 Bäumen im Jahr 2010 (Nowotny 2013)

Baumart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Prozentsatz
Rosskastanie	<i>Aesculushippocastanum</i>	1.101	15,9 %
Winter-Linde	<i>Tiliacordata</i>	683	9,9 %
Stiel-Eiche	<i>Quercusrobur</i>	676	9,8 %
Spitz-Ahorn	<i>Acerplatanooides</i>	615	8,9 %
Esche	<i>Fraxinusexcelsior</i>	534	7,7 %
Sommer-Linde	<i>Tiliaplatyphyllos</i>	471	6,8 %
Berg-Ahorn	<i>Acerpseudoplatanus</i>	303	4,4 %
Hänge-Birke	<i>Betulapendula</i>	254	3,7 %
Platane	<i>Platanusxacerifolia</i>	229	3,3 %
Weiß-Weide	<i>Salixalba</i>	221	3,2 %
<b>Summe</b>		<b>5.087</b>	<b>73,6 %</b>

Bei Ersatz- und Neupflanzungen wurden in der jüngeren Vergangenheit häufig andere Baumarten bevorzugt, was auch bei den häufigen Arten und Sorten Verschiebungen der Anteile bewirkte. Einerseits besteht eine deutliche Tendenz zu heimischen Baumarten mit guter Wüchsigkeit und/oder Resistenz/Toleranz gegenüber Stressoren (z. B. Stiel-Eiche, Spitz-Ahorn), andererseits werden an Standorten mit beschränktem Raumangebot zunehmend Arten und Sorten mit kleinen oder schmalen, kugeligen oder säulenförmigen Kronen herangezogen. Dies gilt insbesondere für innerstädtische Bereiche, wo auch Baumreihen neu begründet wurden (z. B. Markus-Sittikus-Straße, Vierthalerstraße, Wolf-Dietrich-Straße). Beispiele für derartige Spezies und Formen sind Apfeldorn-Weißdorn (*Crataegus x lavallei* „Carrierei“), Pyramiden-Hainbuche (*Carpinus betulus* „Fastigiata“) oder Kugel-Spitz-Ahorn (*Acer platanoides* „Globosum“), von denen die beiden ersteren schon zu den 18 häufigsten Arten und Sorten im Rahmen dieser Untersuchungsreihe zählen (Nowotny 2013).

Zu den Verlierern dieser Entwicklung gehört die Rosskastanie. Dieser früher überaus beliebte Allee- und Parkbaum, der 1576 von dem berühmten Arzt und Botaniker Carolus Clusius (1526 – 1609) vom Balkan nach Wien eingeführt wurde (Krüssmann 1976-78) und in der Folge eine rasche Ausbreitung über ganz Mitteleuropa erfuhr (Mellauner 1997), weist für die derzeitigen urbanen Bedingungen nur eine geringe Eignung auf. Die Art ist empfindlich gegenüber Trockenheit, Bodenversiegelung und Bodenverdichtung sowie den Schadstoffen Streusalz und Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>). Aufgrund der schlechten Kallusbildung führen Rückschnitt und Verletzungen rasch zu Fäulnisbildung im Holz. Schäden durch Blattparasiten wie den Pilz *Guignardia aesculi*, der die Blattbräune-Krankheit der Rosskastanien hervorruft, und die Fraßstätigkeit der Larven der Rosskastanien-Miniermotte (*Cameraria ohridella*) bewirken oft schon im Hochsommer verbrauchtes Laub. Albert et al. (1988) bezeichneten die Rosskastanie daher als die empfindlichste Baumart unserer Städte und leiteten daraus ihre Eignung als Bioindikator für die Wuchsbedingungen an städtischen Standorten ab. Zusammen mit unerwünschten Aspekten wie Fruchtfall auf parkende PKW führt dies dazu, dass diese Baumart langsam, aber erkennbar aus den Stadtbildern verdrängt wird. Lag ihr Anteil am untersuchten Baumbestand in Salzburg 1983 noch bei 25,2 %, so sank er bis 2008 bzw. 2010 auf 15,9 % (vgl. Abb. 1). Auch in der aktuellen GALK-Straßenbaumliste (GALK 2013) wird die Rosskastanie aus genannten Gründen nur mit Einschränkung als

geeigneter Stadtbaum angeführt. Auch nach der Klima-Arten-Matrix (KLAM), für die Trockenstress-Toleranz und Frosthärte in jeweils vier Stufen als entscheidende Kriterien für eine Eignung als Stadtbaum herangezogen wurden (Roloff et al. 2008a, b, c), gilt die Rosskastanie nur als sehr eingeschränkt geeignet. Dies trifft insbesondere für die Kategorie Trockentoleranz zu, während sie bezüglich der Winterhärte als geeignet beurteilt wird (KLAM-Einstufung 4.2; Roloff et al. 2008c).

### 3.2 Vitalität der Stadtbäume – Entwicklung 1983 – 2010

Mit 15 Gutachten im Rahmen dieser Untersuchungsreihe wurde die Entwicklung des Gesundheitszustandes eines repräsentativen Teiles des Baumbestandes der Stadt Salzburg über 27 Jahre dokumentiert. Wie Abbildung 2 zeigt, kam es nach einer kurzzeitigen Verbesserung der Situation von 1983 auf 1984 in der Folge zu einer bis 1990 fortschreitenden Verschlechterung der Vitalität des Baumbestandes. Insbesondere stiegen die Anteile der Kategorien III und IV, letztere verzeichnete 1990 mit 8,9 % einen Höchststand. Die leichte Entspannung der Situation im Erhebungsjahr 1992 markierte allerdings noch keine Trendwende, sondern 1994 wurde das schlechteste Ergebnis im gesamten Untersuchungszeitraum registriert. 34 % der Bäume wurden als stark bis sehr stark geschädigt klassifiziert, der Anteil der als gesund eingestuften Bäume sank auf den Minimalstand von 30,3 %.

Das Ergebnis des Jahres 1997 stellte den Wendepunkt zu einer positiven Entwicklung dar. Die Summe der Prozentwerte der Bäume, die der dritten und vierten Bewertungsstufe zugewiesen wurden, nahm um 7,7 % auf 26,3 % ab. Annähernd gleich hoch (7,3 %) war der Zuwachs bei den als gesund eingestuften Bäumen. Im Jahr 2000 wurde erstmals im Rahmen dieser Untersuchungsreihe eine erhebliche Schädigung der Rosskastanien durch die Larven der Miniermotte *Cameraria ohridella* in Salzburg festgestellt, die seither das sommerliche Erscheinungsbild bei dieser Baumart prägend beeinflusst. Obwohl sich dies in einer Erhöhung des Anteils der Kategorie III niederschlug, setzte sich 2000 der günstige Trend fort. Die weitere Entwicklung bis 2004 war von einer kontinuierlichen Verbesserung der Situation geprägt. Damit ergab sich eine gegenläufige Entwicklung zum Zeitraum 1984 bis 1994, was in der Abbildung 2 zu einem annähernd symmetrischen Bild führt.

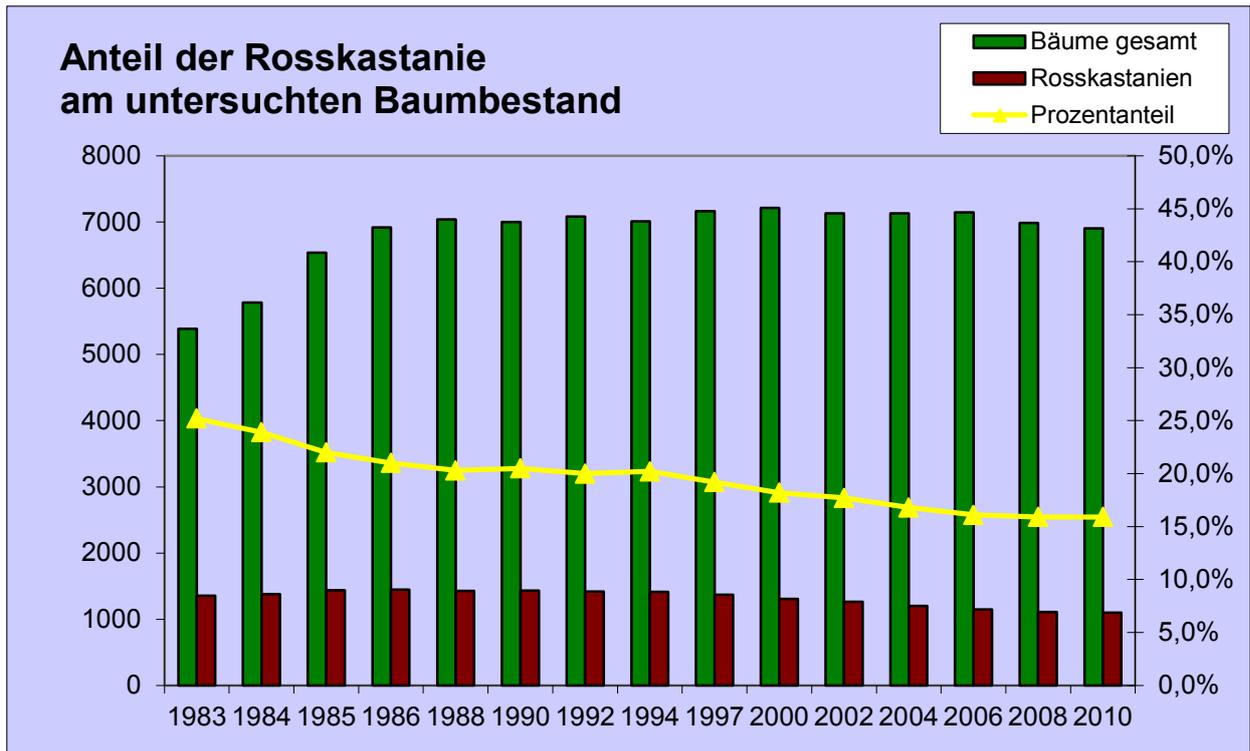


Abb. 1: Anzahl der untersuchten Bäume und der Anteil der Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) in Zahlen und Prozentwerten in den Erhebungsjahren von 1983 bis 2010

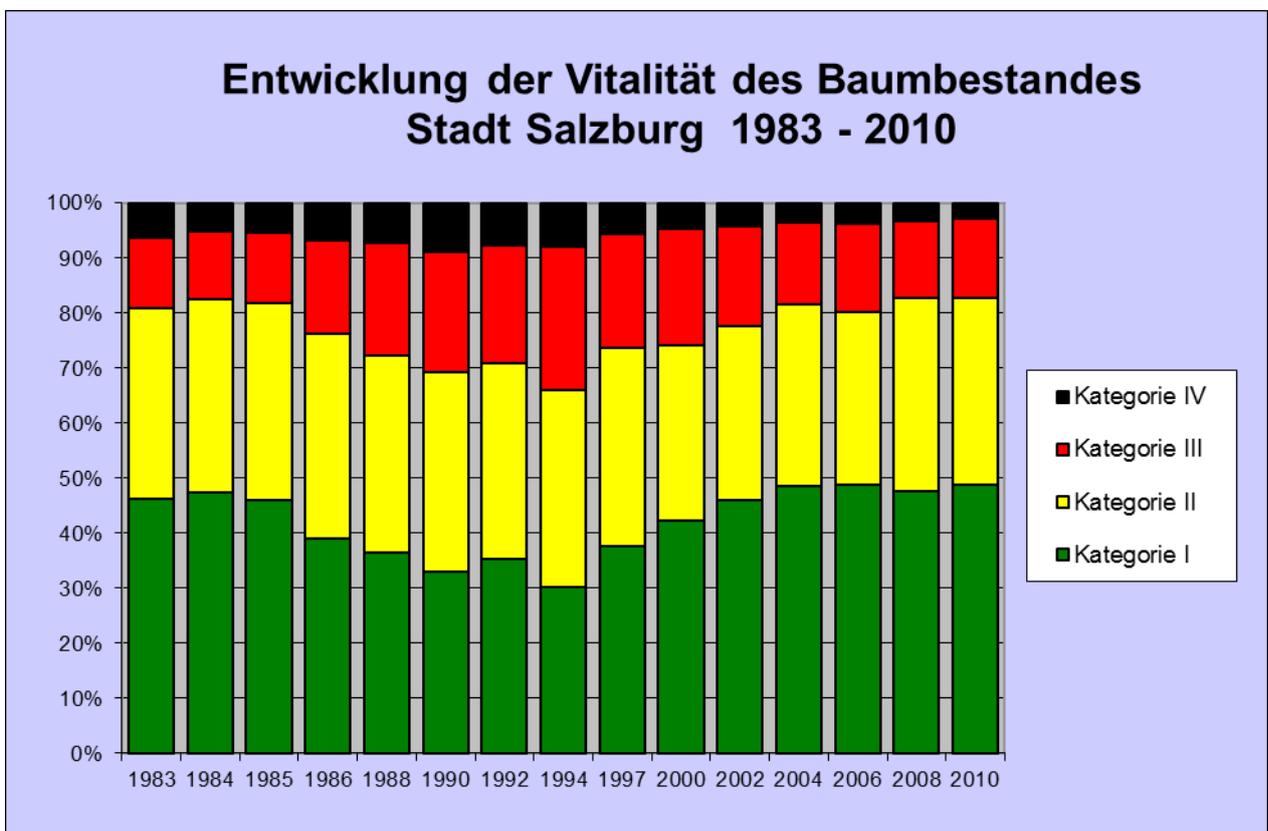


Abb. 2: Entwicklung der prozentuellen Gesamtanteile der Vitalitätskategorien I bis IV in der Stadt Salzburg in den Untersuchungsjahren von 1983 bis 2010

Im Sommer 2006 mit einer länger andauernden trocken-heißen Periode waren die Bäume an mehreren Standorten einem erheblichen Trockenstress ausgesetzt, was sich in einem Zuwachs bei den Anteilen der Kategorien III und IV auswirkte. Die darauf zurückzuführenden Schädigungen waren teilweise erst 2010 vollständig überwunden. Bemerkenswerterweise wurde 2006 aber auch ein Höchststand (48,7 %) bei den gesunden Bäumen erreicht. Dieser verringerte sich 2008 wieder um 1,1 %. Zieht man allerdings die Summe der Anteile der Zustandsklassen III und IV als wesentlichen Indikator für die Bewertung der Gesamtsituation heran, konnte 2008 das bisher beste Ergebnis im Rahmen dieser Untersuchungsreihe verzeichnet werden. 2010 wurden eher geringfügige Zunahmen der Anteile der gesunden und der stark geschädigten Bäume registriert, sodass eine etwas ambivalente Entwicklung eintrat. Signifikante Auswirkungen gingen dabei vom Eschen(trieb)sterben aus. Positiv zu vermerken ist, dass der Kategorie I wieder 48,7 % der begutachteten Bäume angehörten.

Als langlebige Organismen, die auf Umweltbelastungen sichtbar und/oder messbar reagieren, sind Bäume grundsätzlich als Bioindikatoren geeignet (vgl. z. B. Wittig 1998). Zu berücksichtigen sind allerdings artspezifisch unterschiedliche Reaktionsmuster in Bezug auf die verschiedenen wirksamen Faktoren. Zudem wird durch die Fähigkeit älterer Bäume, Stress aufgrund ihrer anatomischen und physiologischen Voraussetzungen abzapfen, das Erkennen von Umwelteinflüssen ohne den Einsatz aufwändiger Nachweismethoden deutlich erschwert. Bis sich negative wie positive Faktoren sichtbar auswirken, können daher oft einige Jahre vergehen (vgl. z. B. Eckstein et al. 1974).

Dies trägt auch zur Erklärung bei, warum es bis in die Mitte der 1990er Jahre dauerte, bis sich Maßnahmen zur Verbesserung der Wuchsbedingungen in den Ergebnissen der Vitalitätserhebungen niederschlugen. Bereits in den 1980er Jahren hatte der verbesserte Wissensstand über die für die Baumvitalität ausschlaggebenden Faktoren wesentliche Impulse für die Pflege und Erhaltung der Baumbestände geliefert. Zusammen mit (gesellschafts-)politischen Veränderungen in der Stadt Salzburg – nach den Gemeinderatswahlen 1982 übernahm ein Vertreter der „grünen“ Bürgerliste als Stadtrat in der Stadtregierung entsprechende Ressortverantwortung – führte dies dazu, dass das Personal für die Baumpflege aufgestockt, fachlich bestens geschult und umfassend mit Geräten ausgestattet wurde. So war es in der Lage, dem Stand der Technik entsprechende Sanierungen an

Baumscheiben, im Wurzelraum sowie im Stamm- und Kronenbereich durchzuführen. Parallel wurde ein erster EDV-gestützter Baumkataster als Planungsgrundlage erstellt (vgl. Hageneder 1988; Nowotny 1991, 1994), der mittlerweile zu einem effizienten und modernen Instrument für die Betreuung der städtischen Bäume erheblich weiterentwickelt wurde.

Förderlich auf die Baumvitalität wirkten sich weiter der geringe Streusalzverbrauch in einer Reihe von eher milden Wintern in den 1980er Jahren sowie die erfolgreichen Maßnahmen zur Reduktion von Luftschadstoffen (insbesondere SO<sub>2</sub>) aus. Wesentlichen Anteil an der insgesamt eher positiven Entwicklung in den letzten 15 Jahren haben auch die Entnahme schwer und sehr schwer geschädigter Bäume und die damit einhergehende Verjüngung des Baumbestandes. Jungbäume werden zwar aufgrund des Pflanzungschocks zunächst häufig schlechteren Kategorien zugewiesen, nach der Etablierung am neuen Standort weisen sie aber größtenteils eine zufriedenstellende Vitalität auf. Andererseits wurden die Ergebnisse immer wieder von – teilweise neu auftretenden – Schadfaktoren beeinflusst. Dazu zählen sommerliche Trockenstressphasen (z. B. 1986, 2006) ebenso wie starker Parasitenbefall (z. B. Blattbräune-Krankheiten, Rosskastanien-Miniermotte, Eschentriebsterben).

### 3.3 Maßgebliche Faktoren

Die Vitalität der Stadtbäume wird von einem Faktorenkomplex bestimmt, in dem die Bodenverhältnisse, klimatische Einflüsse, Parasiten, Schadstoffe und andere anthropogene Eingriffe bzw. Pflegemaßnahmen wesentliche Rollen spielen. Diese können sich teilweise in ihren Wirkungen auch synergistisch verstärken oder antagonistisch hemmen. Wittig (1998) nennt als wesentliche Stressfaktoren – insbesondere für Straßenbäume – Immissionen, Bodenverdichtung, Bodenversiegelung, Trockenheit, mechanische Schädigung und Streusalz.

#### *Bodenverhältnisse*

In Hinblick auf den Bodenaufbau überwiegen an urbanen Standorten im engeren Sinn meist ungünstige Verhältnisse. Stadtspezifische Veränderungen erfolgten durch Grundwasserabsenkungen (z. B. durch Baumaßnahmen, Bodenauftrag), Störung der Horizontierung (z. B. durch Geländeänderungen, Mischung, Abtrag oder Auftrag), Verdichtung, Eutrophierung und Alkalisierung (Kontamination durch Stäube, Abfall, Abwasser), Schadstoffbelastung und Versiegelung der Bodenoberfläche durch Bebauung (Blume 1998). An

vielen Baumstandorten in Salzburg entstand im Laufe der Siedlungstätigkeit ein grobskelettreiches Gemisch aus Bauschutt, Schotter, Sand und Lehm, das sich zudem durch Humusarmut auszeichnet (Nowotny 1986). Durch die Lage der Stadt Salzburg im Randbereich der Kalkalpen und die menschliche Bautätigkeit ist in der Regel eine neutrale bis basische Bodenreaktion gegeben, während die meisten Gehölze und Mykorrhizapilze ein leicht saures Milieu bevorzugen (vgl. Meyer 1982). An belasteten Standorten kommt es zur Schadstoffanreicherung (z. B. Streusalz, Schwermetalle) in den Böden (vgl. Blume 1998). Durch einen partiellen Bodenaustausch bei Neupflanzungen, wie er an innerstädtischen Standorten vorgenommen wird, können die Startbedingungen für die Jungbäume erheblich verbessert werden.

Für das Baumwachstum sind in weiterer Folge die Größe und Gestaltung der Baumscheiben von Bedeutung. Der Idealfall, dass sich die freie Bodenfläche um den Stamm in etwa mit dem Traufbereich der Baumkrone deckt, wird naturgemäß an städtischen Straßen und auf Plätzen nur im Ausnahmefall erreichbar sein. Grundsätzlich sollte aber das Maximum nach Maßgabe der örtlichen Möglichkeiten angestrebt werden. In der Realität überwiegen aber zu kleine Baumscheiben, verdichtete und versiegelte Böden (Abb. 3). Daraus resultierende Probleme sind ein rascher Abfluss des Niederschlagswassers und Defizite hinsichtlich der Wasserversorgung des Wurzelraums, die durch Grundwasserabsenkungen infolge der Verringerung der Grundwasserneubildung sowie im Zusammenhang mit Baumaßnahmen noch verschärft werden. Pflasterungen erweisen sich – in Abhängigkeit vom Fugenanteil – als erheblich günstiger bezüglich der Versickerung wie auch der Verdunstung als asphaltierte Flächen (vgl. Wessolek & Renger 1998). Erhebliche Grundwasserabsenkungen wirken sich auch nachweisbar negativ auf den Baumzuwachs aus (Wessolek & Renger 1998).

Verdichtete Böden mit reduziertem Porenvolumen und Oberflächenversiegelung erschweren oder unterbinden den Gasaustausch im Boden, was zu Sauerstoffmangel für die Wurzelatmung führt (vgl. Ruzicka et al. 1981; Wittig 1998; Rust 2008a). Während der Vegetationsperiode liegt der tägliche Bedarf an Sauerstoff für aerobe Stoffwechselprozesse im Boden je nach Durchwurzelung bei 10-20 l/m<sup>2</sup>, der aus der Atmosphäre über den luftgefüllten Porenraum des Bodens nachgeliefert werden muss, während gleichzeitig anfallendes CO<sub>2</sub> abgegeben wird. Der Gasdurchlässigkeit des obersten Bodenhorizontes kommt dementsprechend hohe Bedeutung zu (Rust 2008a). Die Verrin-

gerung der Wurzelatmung infolge von Oberflächenversiegelung löst eine Wirkungskette mit Reduktion des Wurzelwachstums, der Wasser- und Nährstoffaufnahme und des Ionentransports in das Wurzelinnere aus. Mykorrhizapilze reagieren in der Regel noch empfindlicher als Wurzeln auf schlechte Sauerstoffversorgung. Die negativen Auswirkungen für die Bäume manifestieren sich in einem deutlichen Nachlassen des Holzzuwachses, was mittels Jahringanalyse nachgewiesen werden konnte (Wittig 1998; Rust 2008a). Wie bei Aufgrabungen in Salzburg immer wieder festgestellt wurde, sterben Wurzeln unter stärkeren Asphaltdecken ab bzw. können den darunter liegenden Bodenraum nicht erschließen, was auf akute Mängel in der Sauerstoffversorgung schließen lässt.



Abb. 3: Zu kleine, ungenügende Baumscheibe in der Dr. Karl-Renner-Straße in Salzburg-Schallmoos. Der Großteil des Wurzelraums ist versiegelt und wird als PKW-Abstellplatz genutzt. (Foto: G. Nowotny, 2008)

#### *Klimatische Einflüsse*

Generell ist das Stadtklima, insbesondere in den dicht verbauten Stadtteilen, durch hohe Temperaturen und Trockenheit gekennzeichnet. Die rasche Abfuhr des Niederschlagswassers und die Speicherung der eingestrahelten Energie in den Steinmassen der Bauwerke bewirken eine zeitweise Überhitzung der Kernbereiche. Durch die Ausbildung einer Staub- und Dunstglocke („dust-dome“) über der Stadt kann die Ausstrahlung behindert

werden, was die Aufheizung fördert. Dieses a priori extremere Stadtklima wird durch den oft eingeeengten oder problematischen Wurzelraum noch verschärft (Roloff 2008b). Trockenstress schädigt Bäume nicht nur direkt, sondern macht sie auch für andere Schadfaktoren (z. B. parasitische Insekten oder Pilze) anfälliger. Länger anhaltender Wassermangel bewirkt Schäden am Laub und in der Folge den Verlust von Blättern und sogar ganzer Zweige (z. B. Zweigabsprünge bei Eichen). Trockenjahre wirken daher auch in den folgenden Vegetationsperioden, in denen häufig kleinere Blätter ausgebildet werden, durch eine Verminderung der für die Photosynthese zur Verfügung stehenden Blattfläche nach. Langfristige Folgen können eine Verringerung des Dicken- und Längenwachstums sowie ein Anstieg der Sterblichkeit sein (Rust 2008a).

In den 1970er Jahren war das Temperaturniveau in der Stadt Salzburg um durchschnittlich 0,6 °C gegenüber dem Umland erhöht, insbesondere im Winter und während der Sommerächte (Stüber 1975). Messungen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Salzburger Landesregierung seit den 1990er Jahren ergaben, dass der Jahresmittelwert der Lufttemperatur in den zentralen Stadtteilen Salzburgs (Mirabellplatz, Rudolphsplatz) gegenüber Randbereichen (Flughafen) bzw. Grünkeilen (Freisaal) um 1-2 °C erhöht war. Von 1991 bis 2000 betrug die mittlere Temperaturdifferenz zwischen dem Umland und der innerstädtischen Wärmeinsel 1,5 °C (Ohms 2005). Im Winter kann dies überwiegend auf die Abwärme der beheizten Gebäude, im Sommer auf die erhöhten Temperaturen der versiegelten innerstädtischen Flächen zurückgeführt werden. Am intensivsten erscheint die Wärmeinsel in den Monaten Februar, Mai, Juli und August. Die Unterbrechung der Periode Mai bis August im Juni könnte als Auswirkung häufigerer atlantischer Tiefdruckstörungen zu deuten sein. Ein weiterer deutlicher Hinweis auf die Überwärmung der Innenstadt besteht darin, dass sie wesentlich mehr Sommertage (Tage mit Temperaturen von mindestens 25 °C) und heiße Tage (Tage mit Temperaturen von mindestens 30 °C) sowie weniger Frosttage (Minimumtemperatur unter 0 °C) und Eistage (Tage mit ganztägigem Frost) als die Stadtumgebung aufweist (Ohms 2005). Es ist daher davon auszugehen, dass die Bäume in den Kernbereichen einem höheren Transpirationsstress ausgesetzt sind. Niederschlagsarme sommerliche Hitzeperioden können vor allem an Standorten mit ungünstigen Wuchsbedingungen zu Trockenschäden führen, wie dies z. B. 2006 mehrfach im Salzburger Stadtgebiet anhand von vorzeitigen Laubverlusten und

Zweigabsprünge festzustellen war.

Augenfällig ist bei einem Vergleich der Klimadaten, dass winterliche Frostperioden sowohl hinsichtlich ihrer Dauer als auch Intensität abnehmen. „Warme“ Winter begünstigen immergrüne und frostempfindliche Baumarten (vgl. Roloff 2008b). Zudem ist in den letzten Jahrzehnten in Abhängigkeit von Baumart und Standort eine Verlängerung der Vegetationsperiode zu beobachten. Langjährige Dokumentationen an geklonten Bäumen der wichtigsten Baumarten in internationalen phänologischen Gärten belegen ein signifikant früheres Austreiben. In den letzten 30 Jahren verschoben sich die Austriebstermine um ca. 10 Tage nach vorne (Menzel 2006). Dies bewirkt aber ein höheres Risiko für Schäden durch Spätfröste (Roloff 2008b). Zudem verlängerte sich auch die Vegetationszeit im Herbst etwas, sodass eine Zunahme der Wachstumsperiode um durchschnittlich 0,5 Tage pro Jahr zu verzeichnen war (Menzel 2006). Detaillierte Studien zur phänologischen Entwicklung von Stadtbäumen liegen aus Salzburg nicht vor, persönliche Wahrnehmungen im Rahmen der Untersuchungsreihe bestätigen aber diesen Trend.

Von 1961 bis 1990 lagen die mittleren Jahresniederschlagssummen an der Messstation Salzburg-Flughafen bei 1.170,4 mm, wobei die Schwankungsbreite von einem Minimum bei 792,0 mm bis zu einem Maximum von 1.510,0 mm reichte (Staudinger 2005). In der Folge bewegten sich bis 2004 die Jahressummen der Niederschläge häufig in einem Bereich von 1.200 mm bis 1.400 mm (fallweise auch deutlich darüber; vgl. Ohms 2005 für den Zeitraum 1991 – 2000); seit 2005 sanken sie im Durchschnitt auf eine Größenordnung zwischen 1.000 mm und 1.200 mm ab. Bemerkenswert ist, dass an der zentrumsnahen Messstation Freisaal mehr Regen und Schnee fällt als an der Station Flughafen. Eine mögliche Erklärung dafür könnten Stau- und Hebungseffekte an den Salzburger Stadtbergen sein (Ohms 2005). In den verschiedenen Jahren variierte die Niederschlagsverteilung allerdings teilweise erheblich. Das Maximum lag in der Regel in den Sommermonaten, wobei teilweise erhebliche Mengen bei Starkregenereignissen fielen. Insbesondere in Stadtteilen mit einem hohen Versiegelungsgrad wird dieses Wasser rasch abgeführt und steht insbesondere für die Grundwasserneubildung und damit letztlich für die Versorgung der Bäume kaum zur Verfügung.

In deutschen Städten, wo die jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 500 mm und 1.000 mm liegen, geht man unter der Annahme einer Verringerung der sommerlichen Nie-

derschläge um bis zu 50 % im Zuge des Klimawandels davon aus, dass zukünftige Stadtbäume ihr natürliches Areal in Klimazonen mit 500 mm jährlichem Niederschlag und weniger haben sollten (vgl. Roloff et al. 2008a, b, c). Neben der Trockenstress-Toleranz spielt aber auch die Frosthärte der Baumarten eine wichtige Rolle. Roloff et al. (2008a, b, c) teilen die verschiedenen Baumarten für diese beiden Kriterien in je vier Kategorien ein. In der so genannten Klima-Arten-Matrix (KLAM) ergeben sich damit 16 Kombinationsmöglichkeiten, die durch „Notenpaare“ (z. B. 1.2 oder 4.2) die jeweilige Einstufung der Art wiedergeben. Eine sehr gute Eignung als Stadtbaum wird bei der Bewertung 1.1 (z. B. Feld-Ahorn, Hänge-Birke, Robinie) und 1.2 (z. B. Götterbaum, Ginkgo, Amerikanische Gleditschie, Platane, Flaum-, Zerr-Eiche, Ungarische Eiche, Japanischer Schnurbaum, Silber-Linde) attestiert. Mit 1.3, 2.1 und 2.2 beurteilte Baumarten gelten als gut geeignet. Zu diesen Arten zählen beispielsweise Spitz-Ahorn, Rotblühende Rosskastanie, Hainbuche, Schwedische Elsbeere, Winter- und Krim-Linde (jeweils 2.1), Baumhasel, Esche, Sumpf-, Trauben- und Rot-Eiche (jeweils 2.2). Dendrochronologische und physiologische Untersuchungen zur Trockenstressempfindlichkeit in Dresden bestätigen diese Einstufungen für einige häufig verwendete Stadtbaumarten (Gillner 2012). Andere Kriterien wie Pathogenrisiken, Salzempfindlichkeit oder ästhetische Aspekte, die für die Baumartenwahl an städtischen Standorten durchaus Relevanz besitzen können, sind in der Klima-Arten-Matrix a priori nicht berücksichtigt. Hier bedarf es einer Abgleichung beispielsweise mit der GALK-Straßenbaumliste (vgl. Roloff et al. 2008a, b, c; GALK 2013).

Von den laut KLAM sehr gut oder gut geeigneten Baumarten besitzen einige im untersuchten Baumbestand Salzburgs bereits größere Anteile (vgl. Tab. 2). An innerstädtischen Standorten kamen in der jüngeren Vergangenheit auch bereits nicht heimische Arten dieser Liste zum Einsatz. Beispiele sind die Amerikanische Gleditschien (*Gleditsia triacanthos*) auf dem Platz vor dem Salzburger Hauptbahnhof, Japanische Schnurbäume (*Sophora japonica*) im Wilhelm-Furtwängler-Garten, Ungarische Eichen (*Quercus frainetto*) am Rand des großen Parkplatzes des Müllner Bräus in der Lindhofstraße oder kürzlich Zerr-Eichen (*Quercus cerris*) an der Josef-Preis-Allee in dem gepflasterten Bereich vor dem Neubau der Kultur- und Geisteswissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg. Aufgrund der Lage der Stadt Salzburg im Nordstaubereich der Kalkalpen ist auch in absehbarer Zukunft nicht mit durchschnittlichen jährlichen Nieder-

schlagssummen von weniger als 1.000 mm zu rechnen. Die Auswahl geeigneter Baumarten nach der Klima-Arten-Matrix wird daher nur für innerstädtische Standorte, auf denen aufgrund des starken Versiegelungsgrads mit einem erhöhten Trockenstressrisiko zu rechnen ist, relevant sein. Außerhalb der innerstädtischen Wärmeinsel können bei entsprechenden Wuchsbedingungen auch weiterhin Baumarten eingesetzt werden, die laut KLAM als in Hinblick auf die Winterhärte (sehr gut) geeignet, aber bezüglich der Trockentoleranz als problematisch (z. B. Stiel-Eiche, Weiß-Weide, Eberesche, Sommer-Linde) oder sogar als sehr eingeschränkt geeignet (z. B. Berg-Ahorn, Berg-Ulme, Rosskastanie) eingestuft werden (vgl. Roloff et al. 2008a, b, c).

Ein Vergleich von Niederschlagsdaten mit den Ergebnissen dieser Untersuchungsreihe führte zu der These, dass die ausreichende Versorgung mit Niederschlagswasser in der Austriebsphase der Bäume von erheblicher Bedeutung für die Vitalität während der Vegetationsperiode sein könnte. Dies gilt insbesondere für Laubbaumarten mit zerstreutporiger Holz-anatomie, da hier die Anlage der jeweiligen Jahrringe im Holz etwa zeitgleich mit der Laubentfaltung erfolgt. Zur Verifizierung dieser Vermutung sind aber noch entsprechende statistische Analysen erforderlich. Dendroklimatologische Untersuchungen von Gillner (2012) ergaben, dass sich die Temperaturen und die Wasserverfügbarkeit von April bis Juli in der aktuellen Vegetationsperiode und im Sommer und im Herbst des Vorjahres am stärksten auf den Radialzuwachs auswirken, was auf eine Bestätigung der These hinweist.

#### Parasiten

Parasitierende Organismen können – vielfach wirtsspezifisch – verschiedene Gewebe von Bäumen befallen und teilweise erhebliche Schäden bis fallweise hin zum Absterben verursachen. An vielen Bäumen unterschiedlicher Arten sind im Salzburger Stadtgebiet – insbesondere im laubfreien Zustand – die kugeligen Büschel der Laubholz-Mistel (*Viscum album* subsp. *album*) zu sehen. Dieser Halbschmarotzer gilt als Schwächezeiger.

Unter den parasitierenden Insekten sind vor allem einzelne Neozoen problematisch. Seit etwa Mitte der 1990er Jahre erleiden nahezu alle Rosskastanien (*Aesculus hippocastanum*) im Stadtgebiet Laubschäden durch die Fraß-tätigkeit der Larven der Rosskastanien-Miniermotte (*Cameraria ohridella*), die wie ihre Wirtspflanze vom Balkan stammt und wahrscheinlich durch den internationalen Güterverkehr eingeschleppt wurde. In Salzburg ist

durchschnittlich mit drei Larvengenerationen pro Vegetationsperiode zu rechnen, wobei mit jeder aufgrund der hohen Vermehrungsrate das Schädigungsausmaß exponentiell ansteigt. Bei entsprechender Befallsintensität kann daher bereits im August das Laub eines Baumes völlig verbraunt sein, was teilweise zu Not austrieben mit Blüte im Herbst führt („narrischer Kastanienbaum“). Da die Puppen der letzten Larvengeneration im Falllaub überwintern, kann durch dessen konsequente Beseitigung die erste Generation gering gehalten werden. Wenn zur Flugzeit dieser zarten Moten, die in Salzburg etwa in der zweiten Aprilhälfte bis Anfang Mai stattfindet, feuchte und kühle Witterungsverhältnisse herrschen, ist mit einem insgesamt geringeren Schädigungsausmaß zu rechnen, wie im Zuge dieser Untersuchungsreihe festgestellte Schwankungen belegen (vgl. Nowotny 1999d, 2010). Die Rosskastanien-Miniermotte zählt auch zu jenen Schädlingen, die vom Klimawandel profitieren. Insbesondere warme Herbst- und Winterperioden sowie die Verlängerung der Vegetationsperiode und die Schwächung von Bäumen durch Trockenstress wirken sich förderlich aus (Roloff 2008b).

Die aus Nordamerika stammende Platanen-Netzwanze (*Corythucha ciliata*) wurde in Österreich (Kärnten) erstmals 1982 nachgewiesen (Rabitsch et al. 2005). Im Salzburger Stadtgebiet wurde sie im Rahmen der Baumbegutachtungen 1994 in der Franz-Josef-Straße anhand der durch die Saugtätigkeit am Parenchym entstehenden Ausbleichungen der Blätter festgestellt. 2010 wurde nicht nur eine Ausbreitung dieses Parasiten auf das gesamte Stadtgebiet registriert, sondern er verursachte erstmals im Rahmen dieser Untersuchungsreihe signifikante Schädigungen an Platanen, die sich auch in schlechteren Zustandsbewertungen niederschlugen (Nowotny 2013). Es bleibt abzuwarten, ob mit zunehmender Etablierung dieses Neozoons auch das Schädigungsausmaß zunimmt. Allerdings schwächt der an zahlreichen Platanen periodisch vorgenommene Kronenrückschnitt offenbar auch dessen Populationen.

Blattläuse sowie diverse andere minierende und gallbildende Insekten wurden zwar bei den Erhebungen regelmäßig festgestellt, eine markante Beeinträchtigung der Vitalität der befallenen Bäume war aber in der Regel nicht gegeben.

Pathogene Pilze können Blatt-, Bast- und Holzgewebe angreifen. Häufig zu beobachten sind in Salzburg Blattbräune-Krankheiten. Die Platanen werden regelmäßig vom Pilz *Apiognomonia veneta* befallen, die dadurch entstehenden Blattverluste werden aber überwie-

gend durch den zweiten Austrieb („Johannistrieb“) kompensiert. Schwankende Befallsintensitäten waren bisher bei der Blattbräune-Krankheit der Rosskastanie zu verzeichnen. Da durch Rückschnitt geschwächte Bäume meist deutlich stärker vom Blattpilz *Guignardia aesculi* befallen sind, wird dieser Erreger als Schwächeparasit eingestuft (vgl. Kiewnick 1985). Streusalzbelastung scheint ihn hingegen zu hemmen. Weiters tritt die vom Pilz *Apiognomonia tiliae* hervorgerufene Blattbräune-Krankheit der Linden auf, erreicht aber selten ein auffälliges Ausmaß. Häufig ist hingegen Mehltau-Befall, auch andere Blattpilzkrankungen (z. B. Birnen-Gitterrost, Teerflecken-Krankheit an Ahorn) werden immer wieder registriert.

Einige Pilzinfektionen können zum Absterben von Kronenteilen oder des ganzen Baumes führen, da die Leitungsbahnen verstopft werden oder das Bastgewebe abstirbt. Das Ulmensterben (*Ophiostoma ulmi*, *O. novo-ulmi*) führte in der Vergangenheit zum Verlust einiger Ulmen, diese sind aber zahlenmäßig nur gering im Salzburger Stadtbaumbestand vertreten. Ein Feuerbrand-Befall (*Erwinia amylovora*) ist fallweise an Obstbäumen aus der Familie der Rosengewächse zu konstatieren. Größere Probleme bereitet seit kurzem das Eschen(trieb)sterben, dessen Auswirkungen auf den Eschenbestand noch nicht abgeschätzt werden können. Die Erkrankung ist am Absterben von Trieben, Zweigen und Ästen von der Peripherie zum Inneren der Kronen gut zu erkennen (Abb. 4). Die intensive Forschung nach dem Verursacher dieser Krankheit führte zunächst zur Entdeckung des Mikropilzes *Chalara fraxinea*, als sexuelles Stadium wurde das Falsche Weiße Stengelbecherchen (*Hymenoscyphus pseudoalbidus*), der pathogene Doppelgänger eines harmlosen Saprophyten, identifiziert (Kirisits et al. 2009, Schumacher et al. 2010). Spätestens 2007 waren die Auswirkungen dieser neuen Krankheit auch in Salzburg festgestellt worden, seit 2008 schlagen sie sich negativ auf die Zustandsbeurteilungen der Eschen nieder. Deutliche Krankheitsschübe wurden 2009 und 2011 beobachtet (Nowotny 2013).

Holzerstörende Pilze können häufig erst über Verletzungen (z. B. durch Aufgrabungen, Schnitt, Anfahrtschäden) in den Baum eindringen. Besondere Erwähnung verdient der Brandkrustenpilz (*Ustulina deusta*) wegen der gefährlichen Beeinträchtigung der Verkehrssicherheit befallener Bäume.



Abb. 4: Vom Eschen(trieb)sterben befallene Esche (*Fraxinus excelsior*). (Foto: G. Nowotny, 2009)

#### Schadstoffe und andere menschliche Eingriffe

Der Schadstoff, dem insbesondere an Straßenstandorten in Städten besonders große Bedeutung für die Vitalität von Bäumen zukommt, ist Streusalz (NaCl), das zur Gefrierpunktniedrigung und zum Abschmelzen von Schnee und Eis im Winterdienst eingesetzt wird. Dieses dissoziiert in wässriger Lösung zum Natrium- und zum Chlorid-Ion. Letzteres ist in erster Linie bei empfindlichen Baumarten (z. B. Rosskastanie, Linden- und Ahorn-Arten) für Schäden verantwortlich, da es als mobiles Anion kaum von Bodenkolloiden festgehalten und meist über die Wurzeln in die Pflanze aufgenommen wird. Symptome der Schädigung sind verspäteter Austrieb, Chlorosen, die charakteristischen Blattrandnekrosen (Abb. 5), vorzeitige Blattverfärbung und Laubverlust, mehrmaliger Neuaustrieb sowie Absterben von Kronenteilen. Dies wirkt sich naturgemäß negativ auf die Photosyntheserate und den Energiehaushalt der Bäume aus, was sich beispielsweise in verringerten Jahrringbreiten manifestiert. Die Ausbildung kleinerer Gefäße im Xylem vermindert seine hydraulische Leitfähigkeit. Auswaschung aus abgestorbenen Blattteilen und Speicherung in den pflanzlichen Geweben sorgen dafür, dass das Chlorid-Ion lange im System Boden – Baum verbleibt, sodass ein Konzentrationsabfall und damit eine Erholung der Bäume nur sehr langsam erfolgen. Hohe Salzgehalte senken das osmo-

tische Potenzial der Bodenlösung, was die Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln erschwert und Trockenstress verstärken oder sogar verursachen kann. Das Natrium-Ion führt bei hohen Konzentrationen zu nachteiligen Veränderungen des Ionenhaushalts, des pH-Werts und der Feinstruktur des Bodens, da es infolge der Dispergierung der Bodenkolloide zu Verschlammung und Verdichtung kommt. Dies verschlechtert die Sauerstoffversorgung der Wurzeln und behindert die Aufnahme von Stickstoff, Kalium und Calcium (vgl. Nowotny 1999c, d; Rust 2008a).



Abb. 5: Blattrand-Nekrosen bei einer Rosskastanie (*Aesculus hippocastanum*) in der Franz-Josef-Straße in Salzburg als charakteristisches Symptom einer Schädigung durch Streusalz. (Foto: G. Nowotny, 1986)

Seit Mitte der 1990er Jahre stiegen die vom städtischen Winterdienst ausgebrachten Mengen an Streusalz und Splitt mit Ausnahme weniger schneearmer Winter stetig an. Die Hauptmasse des verwendeten Salzes bestand dabei aus Natriumchlorid (NaCl), Calciumchlorid ( $\text{CaCl}_2$ ), das bei extremem Frost zur Gefrierpunktniedrigung beigemischt wird, kam nur in vergleichsweise sehr geringen Mengen zum Einsatz (Abb. 6). Ein Maximum von 3.498,5 t NaCl wurde im Rekordwinter 2005/06 ausgebracht, in dem in der Stadt Salzburg über vier Monate durchgehend eine Schneedecke vorhanden war. Anzumerken ist, dass es sich dabei nur um die offiziellen Zahlen des städtischen Winterdienstes handelt. Obwohl eine ortspolizeiliche Verordnung die Verwendung von Streusalz bei der privaten Schneeräumung untersagt, wird dieses Verbot, wie alljährlich zu beobachten ist, regelmäßig missachtet. Diese zusätzlichen Salzmenge sind nicht quantifizierbar, verschärfen aber mit Sicherheit lokal die Belastung für die Stadtbäume. Aufgrund dieser Entwicklung verwundert es nicht, dass die Schäden durch Streusalz in den letzten Jahren wieder signifikant zunehmen.

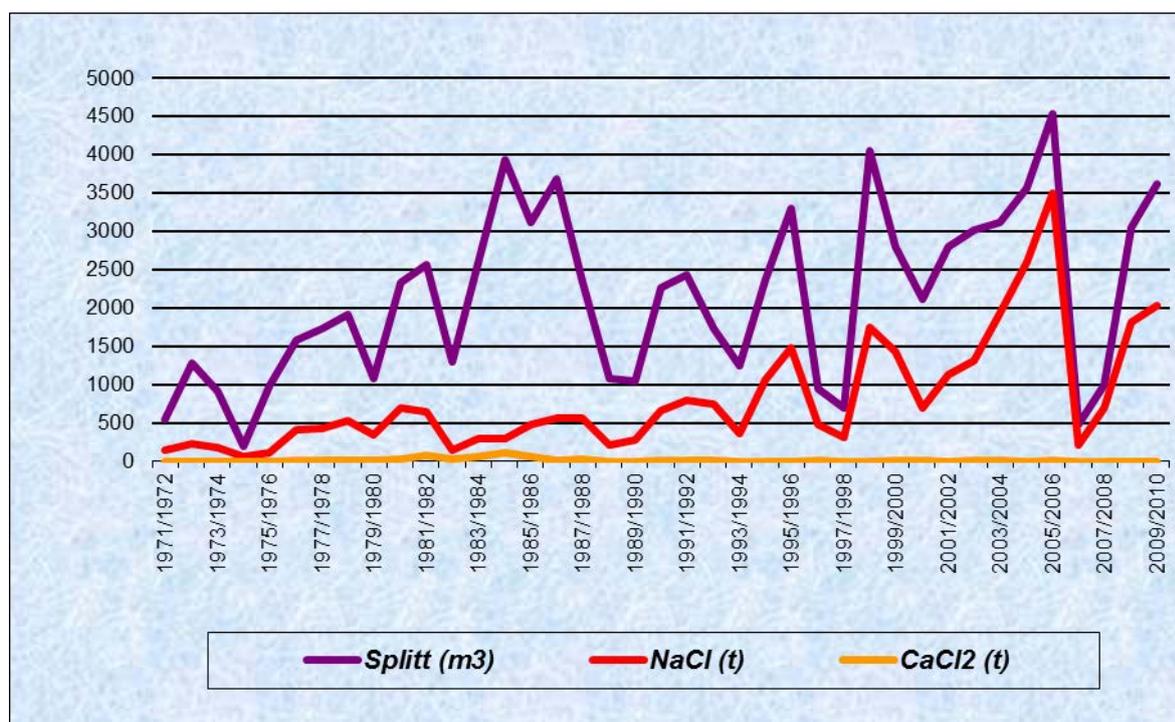


Abb. 6: Splitt- und Streusalzverbrauch (Natriumchlorid NaCl, Calciumchlorid CaCl<sub>2</sub>) des städtischen Winterdienstes in Salzburg von 1971/72 bis 2009/10 (Nowotny 2013; Datenquelle: Magistrat Salzburg, Magistrats-Abteilung 6/04 – Straßen- und Brückenamt)

Die Wirkungen anderer Schadstoffe, wie Luftschadstoffe (z. B. SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>) oder Schwermetalle (z. B. Blei, Cadmium), sind bei einer visuellen Begutachtung der Bäume mangels einer eindeutig ausgeprägten Symptomatik kaum erfassbar. Beeinflussungen wichtiger Stoffwechselprozesse (z. B. Photosynthese, Transpiration) sind aber aus Laboruntersuchungen bekannt. Beispielsweise werden Schadbilder des „neuartigen Waldsterbens“, wie sie im Rahmen der Erhebungen unter anderem an Eichen und Rot-Buchen beobachtet wurden, auf Luftschadstoffe zurückgeführt. Erhebliche Staubaufgaben können eine Aufheizung der Blattoberflächen bis hin zu Hitzeschäden hervorrufen.

Aufgrund des beengten Raumangebots im innerstädtischen Bereich sind direkte menschliche Eingriffe in den Baumbestand oft nicht zu vermeiden. Dies betrifft beispielsweise Aufgrabungen für unterirdische Ent- und Versorgungsleitungen im Wurzelraum von Bäumen. Durch eine schonende und fachgerechte Vorgangsweise (z. B. sauberer Schnitt von Wurzeln, Wurzelvorhänge, Schutz vor Austrocknung) könnten hier Folgeschäden verhindert oder zumindest gering gehalten werden (siehe Österreichisches Normungsinstitut 2003) – leider ist oft das Gegenteil der Fall. Infolge mangelnden Schutzes der Baumscheiben (z. B. durch Bordsteinkanten, Pfosten, Poller) verursachen KFZ-Kollisionen immer wieder Rindenverletzungen am Stamm.

Schnittmaßnahmen an den Kronen aus Gründen der Verkehrssicherheit, der Freihaltung des Lichtraumprofils über Straßen oder der Erziehung von Jungbäumen erfolgen zweifelsfrei berechtigt. Während der öffentlichen Verwaltung in der Regel eine Vorgangsweise nach dem Stand der Technik und der Wissenschaft attestiert werden kann, ist seit einigen Jahren im Verantwortungsbereich von Hausverwaltungen und privaten Liegenschaftseigentümern eine Baumschnittpraxis zu beobachten, die Fachkunde und Respekt vor dem Lebewesen Baum vermissen lässt. Durch nicht fachgerechte Kronenkappungen, -einkürzungen und -verstümmelungen werden arttypische Kronenformen zerstört (Abb. 7) und stattdessen unschöner Besenwuchs erzeugt, obwohl eine Baumschutz-Verordnung (Loos 2005) dies eigentlich untersagt. Begründet werden solche Maßnahmen oft mit einer besseren Besonnung von Wohnungen oder einem geringeren Aufwand bei der Grünflächenpflege. Die eigentliche Ursache des Übels liegt dabei oft schon in der falschen Baumartenwahl anlässlich der Pflanzung. Wenn Bäumen nur eine architektonisch-ästhetische Funktion ohne Berücksichtigung des Raumbedarfs für eine arttypische Kronenentwicklung zugebilligt wird, sind Probleme nach dem entsprechenden Wachstum großkroniger Arten vorprogrammiert.



Abb. 7: Radikaler, nicht fachgerechter Kronenrückschnitt bei einer Wohnanlage in Salzburg-Herrnau. (Foto: G. Nowotny, 2005)

Durch derartigen brutalen Baumschnitt werden der Wert der betroffenen Bäume – sowohl in monetärer als auch ökologischer und ästhetischer Hinsicht – sowie ihre Lebenserwartung erheblich reduziert. Jede Kronenkappung schädigt den Baum nachhaltig und ist daher nicht als Baumpflege, sondern als Baumbeschädigung zu beurteilen (vgl. Weiß 2008; Österreichisches Normungsinstitut 2011; Herbst et al. 2013). Mit derartigen Schnittmaßnahmen geht immer der Verlust des größten Teils oder im Extremfall sogar der gesamten Blattmasse einher. Der Baum kann daher zunächst keine oder nur sehr eingeschränkt Photosynthese betreiben, verbliebene Reserven werden vorrangig für den Neuaustrieb und den Wundverschluss verbraucht. Das zwischen Wurzelmasse und Krone bei unbeeinträchtigten Bäumen ausgewogene Gleichgewicht wird für viele Jahre gestört. Es kommt zu einer Unterversorgung der Wurzeln mit Assimilaten und einer Verringerung des Radialzuwachses des Stamms. Die großen Schnittwunden und abgestorbene Wurzeln sind Eintrittspforten für holzzeretzende Pilze, was wiederum in Folge zu Beeinträchtigungen der Verkehrssicherheit führt (Weiß 2008).

#### 4. Resümee und Ausblick

Der Gesundheitszustand von Stadtbäumen ist das Resultat der Wirkungen eines Faktorenkomplexes. Bodensituation, Wetterverhältnisse, parasitäre Organismen, Schadstoffe und direkte menschliche Interventionen bestimmen die Baumvitalität. Da letztere auch – zumindest teilweise – auf die anderen Faktoren Einfluss nehmen können, kommt ihnen besondere Bedeutung zu. Entscheidend ist dafür das Bewusstsein, dass ein gesunder Baumbestand die Lebensqualität in der Stadt wesentlich mitbestimmt. Eine reduzierte Sichtweise des Baums als bloßes Gestaltungselement wird dessen vielfältigen Funktionen, die er allerdings nur bei entsprechend gutem Zustand erfüllen kann, nicht gerecht. Gerade in Zeiten des prognostizierten bzw. anhand erhöhter Jahresmittelwerte der Lufttemperatur nachweisbar schon einsetzenden Klimawandels wird es umso wichtiger, durch geeignete Vorsorgemaßnahmen (z. B. Vergrößerung des Bodenvolumens, Beseitigung von Versiegelung und Verdichtung, Verminderung des Eintrags von Streusalz und anderen Schadstoffen) die Wuchsbedingungen zu verbessern (vgl. Roloff 2008b).

Unter diesem Gesichtspunkt wird der Trockenstresstoleranz der Baumarten bzw. -sorten und ihren Herkünften zunehmende Bedeutung zukommen. Größere Sicherheit gegenüber gesteigerten Ausfällen von Stadtbäumen ist von einer möglichst hohen Biodiversität der Straßenbaumpopulation zu erwarten. Da Klimaxbaumarten relativ empfindlich gegenüber Trockenstress und Witterungsextremen sind, sollten bei Neupflanzungen Pionier- und Übergangsbaumarten bevorzugt werden, die sich auf solche Stresssituation in der Regel einstellen können (Wittig 1998; Roloff 2008b). Weitere wesentliche Eigenschaften, die die Stadtbäume der Zukunft besitzen sollten, sind eine weite ökologische Amplitude, ein tiefreichendes Wurzelsystem, Ringporigkeit, Toleranz gegenüber heißen Sommern und Trockenheit sowie Salztoleranz (Wittig 1998). Bereits vorhandene und auch ständig aktualisierte Listen mit Eignungsbewertungen von Baumarten, wie entsprechend der Klima-Arten-Matrix (Roloff et al. 2008a, b, c) und der GALK-Straßenbaumliste (GALK 2013), sind bei Neupflanzungen insbesondere im innerstädtischen Bereich zu berücksichtigen. Dementsprechend kommen auch Arten fremdländischer Herkünfte in Betracht, wobei aber zu beachten ist, dass diese fallweise invasives Potenzial besitzen. Dies gilt beispielsweise in Teilen Europas für Götterbaum (*Ailanthus altissima*) und Robinie (*Robinia pseudacacia*), wobei diese Baumarten in Salzburg zwar vorhanden sind und sich auch natürlich verjüngen, aber (noch) nicht als invasive Neophyten eingestuft werden (Pilsel et al. 2008).

In der hier vorgestellten, mittlerweile 30 Jahre laufenden Untersuchungsreihe wurde die Entwicklung von fast 7.000 Bäumen in regelmäßigen Abständen dokumentiert. Damit liegt einerseits für einen repräsentativen Teil des Baumbestandes der Stadt Salzburg eine aufschlussreiche und im internationalen Vergleich wahrscheinlich einzigartige Chronik vor. Andererseits ermöglicht das große Datenmaterial wertvolle Einblicke in Wirkungszusammenhänge, aus denen sich auch konkrete Managementvorschläge ableiten lassen. Mögen diese Ergebnisse zur Erhaltung eines vitalen Baumbestandes beitragen, der einen wesentlichen Faktor für die Schönheit und die Lebensqualität der Landeshauptstadt Salzburg darstellt!

## Literatur

- Albert, R., Braun, C., Katzmann, W. & Lindebner, L. (1988). Erhebung der Vitalität der Vegetation im Gemeindegebiet von Mödling. Teil Stadtvegetation. Österr. Bundesinst. f. Gesundheitswesen (ÖBIG). Verlagsgemeinschaft Fric-Manz. Wien. 105 S.
- Blume, H.-P. (1998). Böden. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.). Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2., überarb. u. erg. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart – Jena – Lübeck – Ulm. p. 168-185.
- Braun, C., Albert, R. & Pillmann, W. (1990). Der Zustand der Wiener Stadtbäume. Interpretation des Kronenzustandes und vergleichende Untersuchung des Mineralstoffhaushaltes. Österr. Bundesinst. f. Gesundheitswesen. Wien. 118 S.
- Eckstein, D., Frisse, E. & Liese, W. (1974). Holzanatomische Untersuchungen an umweltgeschädigten Straßenbäumen der Hamburger Innenstadt. Eur. J. For. Path. 4. p. 232-244.
- FLL Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (Hrsg., 2004). Richtlinie zur Überprüfung der Verkehrssicherheit von Bäumen – Baumkontrollrichtlinie. FLL. Bonn. 46 S.
- GALK (2013): GALK-Straßenbaumliste 2012. Beurteilung von Baumarten für die Verwendung im städtischen Straßenraum. GALK e.V. – Deutsche Gartenamtsleiterkonferenz, Arbeitskreis Stadtbäume. www.galk.de, Stand 23.02.2013.
- Gillner, S. (2012). Stadtbäume im Klimawandel – Dendrochronologische und physiologische Untersuchungen zur Identifikation der Trockenstressempfindlichkeit häufig verwendeter Stadtbaumarten in Dresden. Dissertation. TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften. 222 S.
- Hageneder, M. (1988). Baumkataster als EDV-gestützte Planungsgrundlage der städtischen Baumpflege. Natur und Land. Jg. 74 (6). p. 180-185
- Herbst, P., Kanduth, G. & Schlager, G. (2013). Der Baum im Nachbarrecht. Freude – Ärger – Risiko. 3., erw. Aufl. NWV Neuer Wissenschaftlicher Verlag. Wien – Graz. 139 S.
- Kiewnick, L. (1985). Über einige Ursachen von Baumschäden in Städten. Gesunde Pflanzen 37 (7). p. 283-289.
- Kirisits, T., Matlakova, M., Mottinger-Kroupa, S. & Halmschlager, E. (2009). Pilz verursacht Eschentriebsterben. Forstzeitung. Heft 04-2009. p. 8-9.
- Krüssmann, G. (1976-78). Handbuch der

- Laubgehölze. Band I-III. 2. neubearb. u. erw. Aufl. Verlag Paul Parey. Hamburg – Berlin. 486 S. + 466 S. + 496 S.
- Krüssmann, G. (1983). Handbuch der Nadelgehölze. 2. neubearb. Aufl. Verlag Paul Parey. Hamburg – Berlin. 396 S., 785 Abb.
- Loos, E. (2005). Naturschutzrecht in Salzburg. Kommentar – Teil II Verordnungen. Land Salzburg, Schriftenreihe des Landespressebüros, Serie „Salzburg Dokumentationen“. Nr. 116. 101 pp.
- Lötsch, B. (1982). Damit Autos fahren können, fallen die Bäume in den Städten dem Straßenbau und dem Streusalz zum Opfer. *Natur*. p. 86-91.
- Malek, J. v. & Wawrik, H. (1985). Baumpflege. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 382 S., 222 Abb., 15 Tab.
- Medicus, R. (2005): Die Hellbrunner Allee – Natur- und Kulturgeschichte einer alten Allee. *NaturLand Salzburg*. Jg.12 (2). p. 36-38.
- Medicus, R. (2006). Die Hellbrunner Allee und ihre Umgebung. Zur Geschichte der Allee und ihrer Bedeutung. *Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde*146. p. 405-426.
- Mellauner, T. (1997). Tribut an eine sterbende Baumart. *Zolltexte*. Jg. 26 (12). p. 25-28.
- Menzel, A. (2006). Zeitliche Verschiebungen von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung. In: Wohlgemuth, T. (Hrsg.). *Wald und Klimawandel*. Forum für Wissen. Eidg. Forschungsanstalt WSL. Birmensdorf. p. 47-53.
- Meyer, F. H. (Hrsg., 1982). Bäume in der Stadt. 2. überarb. u. erg. Aufl. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 380 S.
- Nowotny, G. (1982). Baumstudien an den Alleen Salzburgs. Unveröff. Diplomarbeit. Universität Salzburg, Institut für Botanik. 182 S.
- Nowotny, G. (1984). Baumgutachten der Stadt Salzburg Stand 1983. Vervielf. Manuskript. Universität Salzburg, Institut für Botanik. 120 S.
- Nowotny, G. (1986). Untersuchungen über den Baumbestand der Stadt Salzburg. Ergebnisse 1983 - 1985. Schriftenreihe Luftgüteuntersuchung. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16, Ref. f. Umweltschutz. 69 S., 15 Tab., 9 Abb.
- Nowotny, G. (1991). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Ergebnis der Untersuchungen 1986 und 1988. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16, Ref. f. Umweltschutz. 91 S., 12 Tab., 4 Abb.
- Nowotny, G. (1994). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Ergebnisse der Untersuchungen 1990 und 1992. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 13, Fachabt. 13/1 – Umweltschutz. 98 S., 18 Tab., 2 Abb.
- Nowotny, G. (1999a). Die Hellbrunner Allee – ein Juwel im Baumbestand der Stadt Salzburg. *Natur und Land*. Jg. 85 (4/5). p. 12-16.
- Nowotny, G. (1999b). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Ergebnisse der Untersuchungen 1994 und 1997. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Glaeser, O.). 98 S., 15 Tab., 3 Abb.
- Nowotny, G. (1999c). Streusalz – erlebt ein Schadstoff eine verhängnisvolle Renaissance? *Natur und Land*. Jg. 85 (4/5). p. 26-29.
- Nowotny, G. (1999d). Braunes Rosskastanienlaub im Sommer – Ursachen und Wirkungen. *NaturLand Salzburg*, Jg. 6 (4). p. 22-26.
- Nowotny, G. (2001). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2000. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Glaeser, O.). 167 S.
- Nowotny, G. (2003). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2002. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Falkensteiner, A.). 180 S.
- Nowotny, G. (2005). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2004. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Falkensteiner, A.). 242 S.
- Nowotny, G. (2007). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2006. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Glaeser, O. & Falkensteiner, A.). 251 S.
- Nowotny, G. (2010). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2008. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Glaeser, O. & Falkensteiner, A.). 231 S.
- Nowotny, G. (2013). Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Erhebungen 2010. Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 16 – Umweltschutz (Hrsg.: Glaeser, O.). 219 S.
- Ohms, A. (2005). Regionale Klimaverhältnisse. In: Staudinger, M. (Hrsg.). *Klimatographie von Salzburg 1961 – 1990 (mit teilweisen Ergänzungen bis 2000)*. Band 3. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik i. A. d. Amtes der Salzburger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz. Salzburg. p. 238-263.

- Österreichisches Normungsinstitut (2003). ÖNORM L 1121 Schutz von Gehölzen und Vegetationsflächen bei Baumaßnahmen. Ausgabe 2003-04-01. Austrian Standards Institute/Österreichisches Normungsinstitut (ON). Wien. 15 S.
- Österreichisches Normungsinstitut (2011). ÖNORM L 1122 Baumpflege und Baumkontrolle. Ausgabe 2011-08-01. Austrian Standards Institute/Österreichisches Normungsinstitut (ON). Wien. 32 S.
- Peer, T. (1982). Erfassung des Baumbestandes in der Stadt Salzburg über Infrarot-Luftbildaufnahmen. Unveröff. Gutachten im Auftrag d. Magistrats Salzburg. Universität Salzburg, Institut für Botanik. 253 S.
- Petersen, A., Eckstein, D. & Liese, W. (1982). Holzbiologische Untersuchungen über den Einfluß von Auftausalzen auf Hamburger Straßenbäume. Forstw. Cbl. 101. p. 353-365.
- Pfeiffer, E.-M. (1985). Veränderungen der Ionengehalte streusalzgeschädigter Straßenbäume durch Bodensanierung im Hamburger Stadtgebiet. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 4. 206 S.
- Pilsl, P., Schröck, C., Kaiser, R., Gewolf, S., Nowotny, G. & Stöhr, O. (2008). Neophytenflora der Stadt Salzburg (Österreich). Sauteria. Band 17. Verlag Alexander Just. Dorfbeuern/Salzburg. 597 S.
- Rabitsch, W., Lethmayer, C. & Grabenweger, G. (2005). Ausgewählte Neozoen. 5.6. Insekten und Spinnentiere. In: Wallner, R. (Red.). Aliens – Neobiota in Österreich. Grüne Reihe des Lebensministeriums. Band 15. Böhlau Verlag. Wien, Köln, Weimar. p. 171-188.
- Roloff, A. (2008a). Vitalitätsbeurteilung anhand der Kronenstruktur. In: Roloff, A. (Hrsg.). Baumpflege. Baumbiologische Grundlagen und Anwendung. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. p. 65-71.
- Roloff, A. (2008b). Stadtbaumschäden und -krankheiten in Zeiten des Klimawandels. In: Roloff, A. (Hrsg.). Baumpflege. Baumbiologische Grundlagen und Anwendung. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. p. 150-152.
- Roloff, A., Bonn, S. & Gillner, S. (2008a). Klimawandel und Baumartenwahl in der Stadt – Als Straßenbäume geeignete Arten bei verändertem Klima. AFZ/Der Wald 63. p. 398-399.
- Roloff, A., Bonn, S. & Gillner, S. (2008b). Konsequenzen des Klimawandels – Vorstellung der Klima-Arten-Matrix (KLAM) zur Auswahl geeigneter Baumarten. Stadt+Grün 57. p. 53-60.
- Roloff, A., Bonn, S. & Gillner, S. (2008c). Baumartenwahl und Gehölzverwendung im urbanen Raum unter Aspekten des Klimawandels. In: Roloff, A., Thiel, D. & Weiß, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Baumpflege und Stadtböden als Substrat für ein Baumleben. Forstw. Beitr. Tharandt/Contrib. For. Sciences. Beiheft 7. p. 92-107.
- Ruzicka, L., Katzmann, W. & Zirm, K. (1981). Auswirkungen von Immissionen und Verkehr auf die Straßenvegetation von Innsbruck. Österr. Bundesinst. f. Gesundheitswesen (ÖBIG). Wien. 112 S., 21 Abb., 3 Tab., 5 Karten.
- Rust, S. (2008a). Stress bei Bäumen. In: Roloff, A. (Hrsg.). Baumpflege. Baumbiologische Grundlagen und Anwendung. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. p. 58-64.
- Rust, S. (2008b). Verkehrssicherungspflicht und Baumkontrolle. In: Roloff, A. (Hrsg.). Baumpflege. Baumbiologische Grundlagen und Anwendung. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. p. 106-111.
- Schlager, G. (2005). Verkehrssicherheit bei Bäumen. NaturLand Salzburg. Jg.12 (2). p. 30-32.
- Schlager, G. & Stadler, C. (2006). Verkehrssichere Bäume. Österreichische Gemeinde-Zeitung 11/2006. p. 70-72.
- Schmid, J. (2006). Judikatur normiert Sorgfaltspflicht der Gemeinden. Österreichische Gemeinde-Zeitung 11/2006. p. 72.
- Schumacher, J., Kehr, R., Leonhard, S. & Wulf, A. (2010). Neue Erkenntnisse zur Pathogenese des Triebsterbens an Esche (*Fraxinus excelsior*). Journal für Kulturpflanzen 62(1). p. 1-8.
- Shigo, A.L. (1985). Compartmentalization of decay in trees. Scientific American 252 (4). p. 76-83.
- Shigo, A.L. (1990). Die neue Baumbiologie. Verlag Bernhard Thalacker. 606 S. Fachbegriffe von A bis Z. 183 S.
- Staudinger, M. (Hrsg., 2005). Klimatographie von Salzburg 1961 – 1990 (mit teilweisen Ergänzungen bis 2000). Band 1-3. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik i. A. d. Amtes der Salzburger Landesregierung, Abteilung Umweltschutz. Salzburg. 237 S., 253 S., 263 S.
- Stüber, E. (Hrsg., 1975). Studie über die umwelthygienisch-ökologische Situation der Stadt Salzburg. Gutachten i. A. d. Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Salzburg. 302 S.
- Trockner, V. & Albert, R. (1986a). Ionenverteilung und Inhaltsstoffmuster in Blättern streusalzbelasteter Wiener Allee-bäume. I. Ionengleichgewicht. Flora 178. p. 369-390.
- Trockner, V. & Albert, R. (1986b). Ionenverteilung

- lung und Inhaltsstoffmuster in Blättern streusalzbelasteter Wiener Alleebäume. II. Stickstoff und lösliche Kohlenhydrate. Flora 178. p. 391-408.
- Weiß, H. (2008). Behandlung und Schnitt von ehemals gekappten Bäumen. In: Roloff, A. (Hrsg.). Baumpflege. Baumbiologische Grundlagen und Anwendung. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. p. 89-97.
- Wessolek, G. & Renger, M. (1998). Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.). Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2., überarb. u. erg. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart – Jena – Lübeck – Ulm. p. 186-200.
- Wittig, R. (1998). Flora und Vegetation. In: Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.). Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2., überarb. u. erg. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart – Jena – Lübeck – Ulm. p. 219-265.
- Zolg, M. & Bornkamm, R. (1983a). Über die Auswirkung von Streusalz auf einige Blatinhaltsstoffe verschiedener Straßenbaumarten. Flora 174. p. 285-302.
- Zolg, M. & Bornkamm, R. (1983b). Über die Auswirkung von Streusalz auf die Alterung der Blätter verschiedener Straßenbaumarten. Flora 174. p. 377-404.

**Autor:**

MAG. GÜNTHER NOWOTNY  
Kapellenweg 14  
A-5082 Grödig  
Österreich  
E-Mail: guenther.nowotny@inode.at

## **Hamburg: Umwelthauptstadt Europas 2011 - Die Rolle der Landschaft in der Stadt**

Hamburg: European Green Capital 2011 – The Role of Landscape in the City

HANNA BORNHOLDT

---

### **Zusammenfassung**

Die Auszeichnung Europäische Umwelthauptstadt 2011 bedeutet für Hamburg sowohl Anerkennung als auch Herausforderung. Die EU-Kommission vergibt diesen Titel an Städte, die wirkungsvolle und innovative Maßnahmen in Umweltstandards umgesetzt haben, ein Engagement für die Verbesserung der Umweltsituation in Zukunft erwarten lassen und als „best practice“ für andere europäische Städte wirken. Eine unabhängige Jury beurteilte 35 Bewerberstädte nach feststehenden Kriterien, darunter Städte wie München, Amsterdam, Kopenhagen und Oslo. Hamburg erzielte in fast allen Umweltkategorien hohe Bewertungen, insgesamt betrachtet erhielt sie die höchste Punktzahl unter allen Bewerberstädten. Überzeugt haben die Jury unter anderem die Klimaziele, der öffentliche Personennahverkehr und der hohe Anteil an Grünflächen und Straßenbäumen. In diesem Beitrag werden zwei Konzepte dargestellt - Entwicklung der Inneren Peripherie und Entwicklung der Tideelbelandschaft -, die die Stadt anfertigte um die Ausgleichsfunktion der Grünflächen zu sichern und weiterzuentwickeln sowie den Hamburger Elbraum an den Klimawandel anzupassen.

Zu Beginn der Ausführungen wird auf die Grundstrukturen der Stadtlandschaft, die vier Landschaftselemente, eingegangen, nachfolgend wird der Wandel in der Stadt- und Landschaftsentwicklung seit der Jahrtausendwende beschrieben und anschließend vertiefend das Planungsbeispiel in der Freiraum- und Stadtentwicklung eingegangen. Abschließend wird in Bezug auf die wirtschaftliche Entwicklung und die Klimaanpassung mit dem Tideelbekonzept Szenarien der landschaftlichen Entwicklung der Elbeniederung aufgezeigt.

*Landschaft als Gerüst, Internationale Bauausstellung Hamburg, Internationale Gartenschau 2013, Innere Peripherie, Tideelbekonzept*

### **Summary**

Hamburg views the European Green Capital award which it won in 2011 as both recognition of its performance and obligation to do even more. The European Commission makes this award to cities which have implemented effective and innovative measures that set environmental standards, exhibit a commitment to continue to improve the environmental situation in future, and serve as models of best practice for other European cities. An independent jury assessed 35 applicant cities according to a predetermined set of criteria. These applicants included Munich, Amsterdam, Copenhagen and Oslo. Hamburg received high ratings in almost all environmental categories, achieving the highest overall score of all applicant cities. The jury was impressed particularly by the climate goals, the local public transport system and the large proportion of green spaces and street trees. This paper presents two action plans – for development of the inner periphery and for development of the tidal Elbe landscape – which the city authorities had produced in order to maintain and enhance the compensatory functions of the green spaces and adapt Hamburg's Elbe landscape to climate change.

The paper first discusses the key elements defining the urban landscape: the four landscape elements. It then characterizes the processes of change in urban and landscape development since the turn of the millennium, going on to explore in greater depth a specific case of open space and urban development planning. It finally examines, with reference to economic development and climate change adaptation, the landscape development scenarios for the Elbe lowlands that are set out in the action plan for the tidal Elbe.

*Landscape as Matrix, Hamburg International Building Exhibition, Hamburg International Garden Show 2013, Inner Periphery, Tidal Elbe Action Plan*

---

## 1. Grüne Metropole am Wasser – Landschaft als Gerüst

Hamburg ist bekannt als grüne Metropole. Das weiträumig verästelte Wassersystem, seine angrenzenden Grünstrukturen und der ungewöhnlich reiche Baumbestand sind die Qualitäten und Attraktionen der Stadt. Typisch sind die grün gesäumten Gewässer Elbe, Alster und Bille sowie die vielen kleinen Flüsse, Kanäle, Wettern (große Entwässerungsgräben) und Seen. Der Hamburger Stadtstaat weist bei einer Fläche von 755 km<sup>2</sup> 40% seiner Stadtfläche als landwirtschaftliche Flächen, Wälder, Grün- und Erholungsanlagen auf. Etwa 8% der Hamburger Stadtfläche stellen sich als Wasserflächen dar (Statistikamt Nord 2005). Gewässerachsen, Freiflächen und Bäume liegen wie ein grünes Netz über der Stadt und tragen zur Einheit von Stadt und Landschaft bei.

Begründet ist das grüne Netz in der historischen Entwicklung Hamburgs, das sich durch landschaftsräumliche Qualitäten herausgebildet hat. Die Landschaftselemente Wasser, Geest/Marsch, Landschaftsachsen und die Grünen Ringe sind es, die die Stadtlandschaft

im Besonderen prägen, sich überlagern und noch heute für die Strategien in der Stadt- und Landschaftsentwicklung, insbesondere im Landschaftsprogramm und im Grünen Netz von großer Bedeutung sind. Bis heute ist die Landschaft das Gerüst der Stadt.

## 2. Stadtentwicklung durch landschaftliche Qualitäten

### *Elemente der Hamburger Stadtlandschaft I – Das Wasser*

Die Stadt Hamburg wird wesentlich durch das Wasser bestimmt. Stadtprägend ist die Elbe, die als breiter Strom das zehn kilometerweite Elbeurstromtal durchfließt und von der Tidebewegung der Nordsee beeinflusst wird. So steigt und fällt zweimal täglich das Wasser in der Elbe um circa dreieinhalb Meter (Freie und Hansestadt Hamburg 1997). Die Wirtschafts- und Siedlungsflächen im Elbraum werden ergänzt durch ein weiträumig verästeltes Entwässerungssystem aus Gräben Wettern, Kanälen und Altarmen der Elbe. In den höheren Lagen der Stadt Hamburg formen die Flüsse Bille, Alster und Wandse mit ihren Nebenflüssen und Kanälen die Stadtlandschaft.



Abb. 1: Blick auf Hamburg von Süden, Foto: Hanna Bornholdt



Abb. 2: Reliefkarte Hamburgischer Raum ca. 1927. Quelle: Schwieker 1955, S. 143

### Elemente der Hamburger Stadtlandschaft II – Geest und Marsch

Neben dem Wasser ist der Hamburger Landschaftsraum durch die Marsch und Geest bestimmt. In der Eiszeit entstanden, lagerten sich am Rande des Elbeurstromtals hohe langgezogene Hügelketten, die Geesthangkanten, im Stadtbild ab. Im breiten Talbett des Mündungsbereiches der Elbe bildete sich u.a. mit Hilfe von Eindeichungsmaßnahmen eine Marschlandschaft heraus. So finden sich deutlich im Stadtbild sichtbar die bewegten Reliefstrukturen der Geestkanten im Übergang zur flachen Marsch.

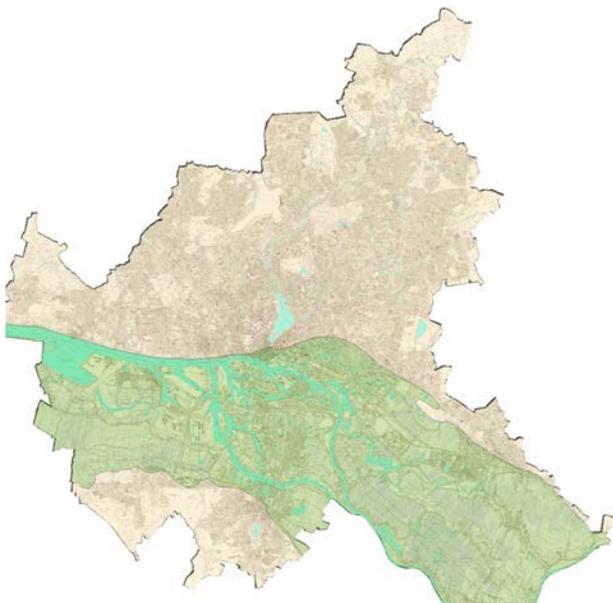


Abb. 3: Verteilung von Marsch und Geest an der Unterelbe. Quelle: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg

### Elemente der Hamburger Stadtlandschaft III – Landschaftsachsen

Großflächig gegliedert wird die Stadt durch radial verlaufende grüne Achsen, die Landschaftsachsen, die von der Peripherie in das Zentrum führen (s. Abb. 4). Mit den Landschaftsachsen werden alle empfindlichen Landschaftsräume und die großen landwirtschaftlichen Gebiete auf der Geest und in der Marsch, die Wälder, Parks und Grünzüge verbunden und zu einem ökologisch wirksamen System zusammengeführt. Die Lage der Landschaftsachsen wird durch die Gewässerläufe und die naturräumlichen Strukturen bestimmt und liefert das Grundgerüst für das flächendeckende Freiraumverbundsystem der Stadt und für das Landschaftsprogramm.

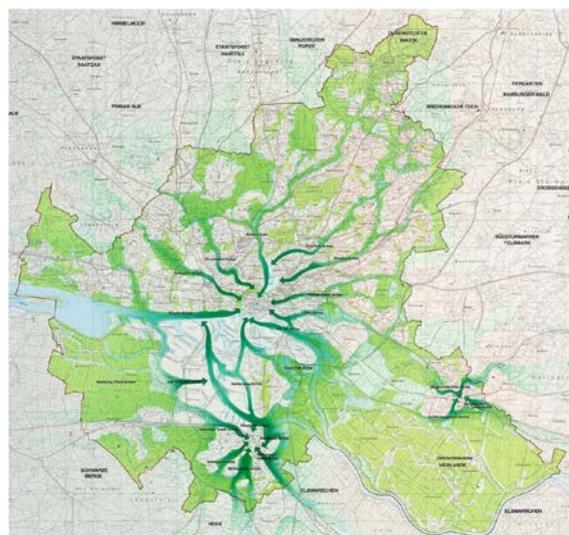


Abb. 4: Landschaftsachsen. Quelle: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Freie und Hansestadt Hamburg

Den hohen Anteil an Grün- und Freiflächen in der Stadtentwicklung verdankt Hamburg den Planungen von Fritz Schumacher und Gustav Oelsner. Schumacher hat seine Ideen in dem Federplan von 1919 dargestellt (s. Abb. 5). Die Entwicklung der Bebauung konzentriert sich auf strahlenförmige Siedlungsachsen auf den hochwassergeschützten Geestkanten. Fächerförmig entwickelt sich die Bebauung aus den historischen Siedlungskernen Altona, Bergedorf, Hamburg und Harburg in das Umland, während die grünen Achsenzwischenräume die Bevölkerung mit wohnungsnahen Grün- und Freiflächen versorgen. Die Landschaftsachsen werden weitestgehend von Bebauung freigehalten und bestehen aus Freiräumen unterschiedlicher Größe und Nutzungsart. Sie stellen durchgängige Grünverbindungen von der inneren Stadt bis in die Landschaft her.



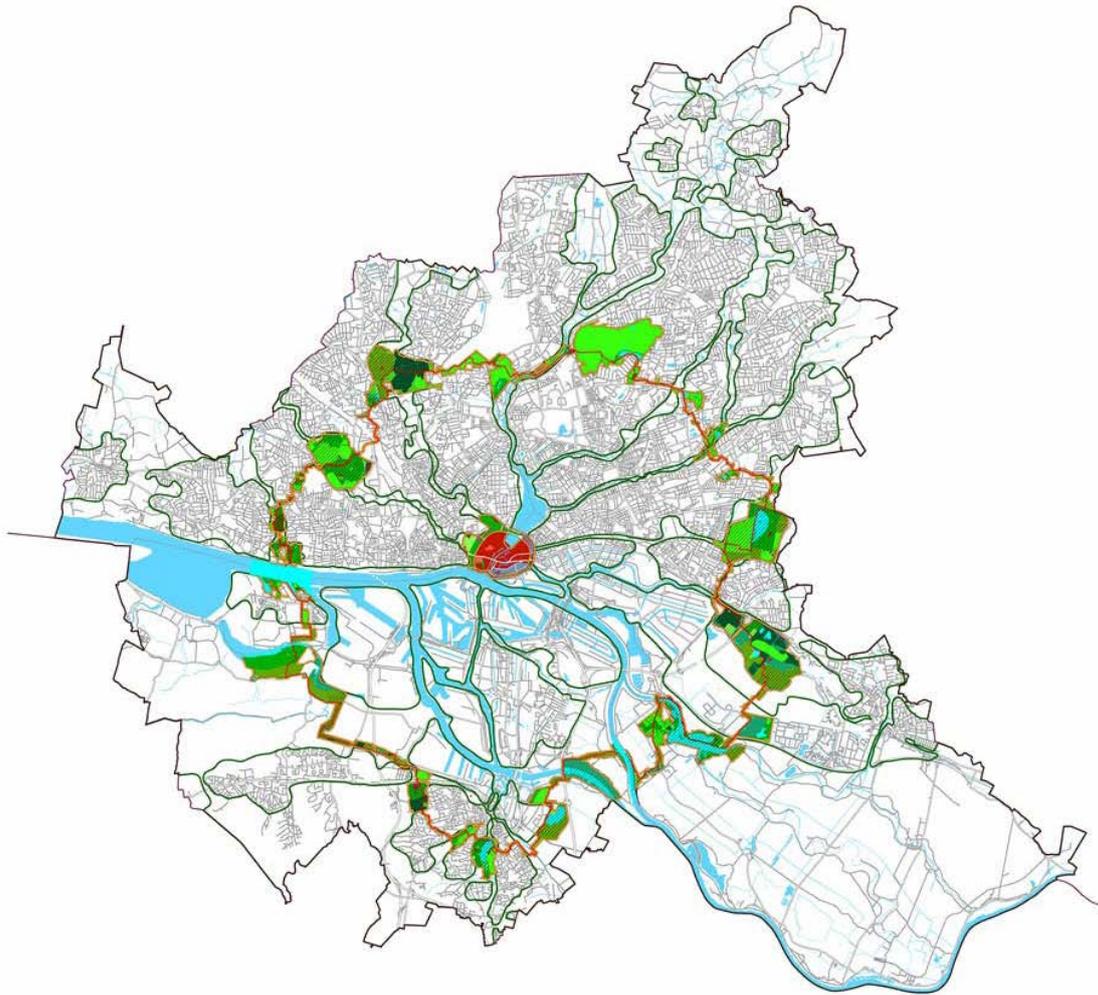


Abb. 7: Grüne Ringe. Quelle: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Freie und Hansestadt Hamburg

Wasser, Geest/Marsch, Landschaftsachsen und Grüne Ringe spielten für das Thema Stadtklima eine herausragende Bedeutung und bildeten folgerichtig im Umwelthauptstadtjahr 2011 einen Schwerpunkt. Eine umfassende stadtklimatische Bestandsaufnahme und Bewertung und ein Klimaszenario für Hamburg für den Zeitraum bis 2050 wurden gutachterlich erarbeitet. Die Ergebnisse fließen in das Landschaftsprogramm ein und bilden eine wichtige Basis für die Weiterentwicklung der Klimaanpassungsstrategie der Stadt. Die Ergebnisse des Gutachtens sind des Weiteren in einem umfangreichen Kartenwerk verfügbar und stehen für Projekte der Stadtentwicklung und als Grundlage für Bebauungsplanverfahren zur örtlichen Klimasituation zur Verfügung unter [www.hamburg.de/klima-energie](http://www.hamburg.de/klima-energie). (Freie und Hansestadt Hamburg 2012)

### 3. Wandel in der Stadtentwicklung - Entwicklung der Inneren Peripherie

Zu Beginn des neuen Jahrtausends kam es zu einer strategischen Neuausrichtung der Hamburger Landesplanung, zum „Sprung über die Elbe“. Der Senat entschied vom peripheren Flächenwachstum an den Rändern und der baulichen Entwicklung der Achsen und Achsenzwischenräume (Federplan Schumacher) abzusehen und die Flächen im zentralen Stadtgebiet zu entwickeln - nach dem Motto „Weg von der Konzentration auf die Ränder hin zu einer Konzentration auf die Mitte“. Wohnen und Arbeiten in Verbindung mit hohen Freiraum- und Freizeitqualitäten soll in der städtischen Innenentwicklung zukünftig gebündelt werden. Für diese Entwicklung sind die Elbinseln Veddel (4,4 km<sup>2</sup>) und Wilhelmsburg (35,3 km<sup>2</sup>) sowie der Harburger Binnenhafen aufgrund ihrer Lage (etwa zehn Minuten S-Bahnfahrt

vom Hauptbahnhof) und Flächenverfügbarkeit (Konversionsflächen der Hafenvirtschaft) wie geschaffen. Die lang anhaltende Vernachlässigung der Elbinseln als Wohnstandort wirkte sich sowohl auf die stadträumliche als auch soziale Struktur aus. Dies wird sowohl in der städtebaulichen Struktur, der Landschaft als auch in der Bevölkerungszusammensetzung deutlich. Die geographisch zentral gelegenen Elbinseln weisen die Charakteristika einer städtischen Peripherielage auf und werden als sogenannte „Innere Peripherie“ oder „Metrozonen“ bezeichnet. Die „Innere Peripherie“ gliedert sich in drei Kategorien:

*Die Innere Peripherie I – Stadt Metrozonen – Fragmente, Schneisen, Unvollendetes*

Die Elbinseln besitzen kein eigenes Zentrum und sind im hanseatischen Bewusstsein eher als sozialer Brennpunkt und industrieller Hinterhof der Elbstadt präsent, denn als Zukunftsviertel der Metropole. Die Inseln liegen im Spannungsfeld zwischen Welthafen, Naturschutzgebieten und großen lauten Verkehrsstraßen. Auf den Inseln sind schöne, kraftvolle Orte, lebendige Altbauquartiere, Kopfstein gepflasterte Straßen und Reetdächern neben hochmodernen Niedrigenergiehäusern, weidenden Deichschafan, bunten Containerbergen sowie Wiesen und verwilderten Brachen zu finden. Räumliche Brüche und Kontraste geben den Elbinseln ihr zerrissenes, aber auch spannungsreiches Gesicht. Der Begriff Innere Peripherie (oder auch Metrozone, wie die IBA Hamburg sie bezeichnet) be-

zieht sich auf die städtischen Leer- und Zwischenräume in der Millionenstadt Hamburg, den inneren Stadtrand, der auf Grund der verschwundenen industriellen Einrichtungen und (Hafen-)Infrastrukturen vor dem Umbau steht.

*Die innere Peripherie II – Landschaft - Natur, Restgrün, Gestrüpp, Dickicht*

Auf der Elbinsel ist viel Grün und Wasser zu finden, wenig jedoch für seine Bewohner nutz- und erfahrbar. Dennoch ist Wilhelmsburg, Hamburgs Wasserstadt im Süden, eine Insel im Fluss, geprägt von Elbe, Kanälen, Wettern und Gräben. Wasserstrukturen bestimmen die Oberflächengestalt des Stadtteils, dennoch sind sie in der öffentlichen Wahrnehmung kaum präsent. Gewässer und Straßen bilden ein Muster, das die Landschaft wie eine Textur gliedert und zukünftig ein wichtiges Gliederungselement und Bindeglied in der urbanen Entwicklung Wilhelmsburgs sein und zu innovativen, zukunftsweisenden Stadtkonzepten beitragen kann.

*Innere Peripherie III – Bevölkerung - International, jung und sozial benachteiligt*

Wilhelmsburg mit mehr als 140 Nationen ist ein internationaler Stadtteil. Mehr als ein Drittel der knapp 50.000 Bewohner sind migrantischer Herkunft (ganz Hamburg 14,8%) und etwa 26 % sind arbeitslos und erhalten Hartz IV (ganz Hamburg 12 %). Außerdem ist der Stadtteil mit 22,6 % der Einwohner zwischen 0 und 18 Jahre deutlich jünger als der Hamburger Durchschnitt (15,7 %).

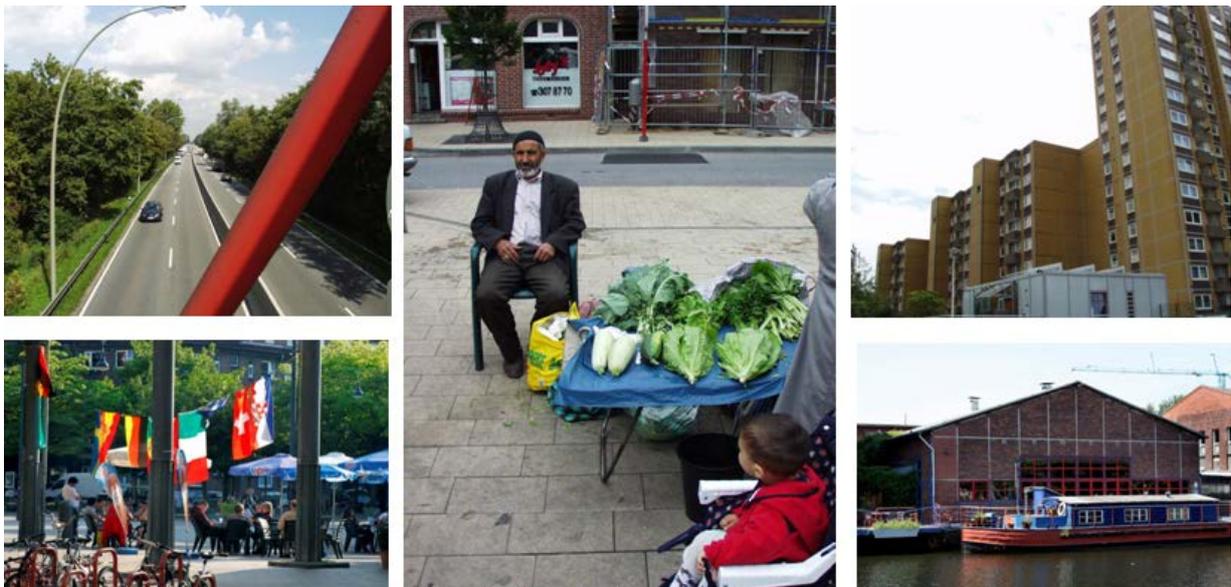


Abb. 8: Am Stübenplatz, Wilhelmsburg. Quelle: igs 2013

Der sogenannte „Sprung über die Elbe“ auf die Elbinseln bedeutet, wie oben dargestellt, für

Der sogenannte „Sprung über die Elbe“ auf die Elbinseln bedeutet für die Stadt Hamburg eine grundlegende Neuorientierung. Die Vielzahl von unterschiedlichen Ansprüchen an Wasser und Land, Wasserdynamiken und eine zeitgemäße Hafententwicklung sind die Grundthemen der durch Ebbe und Flut geprägten Elbinseln, deren Lebensraum 1962 durch die Große Flut empfindlich getroffen wurde. Wie können Hafenvirtschaft, Hochwasserschutzmaßnahmen, Landschaftsgestaltung und neue Siedlungsformen miteinander verbunden werden? Im Folgenden werden zwei Projekte der Entwicklung der Inneren Peripherie zur Stärkung der Grünen Metropole beispielhaft dargestellt.

### 3.1 Der Park der Vernetzung – ein Baustein zur Entwicklung der Inneren Peripherie

Ein Baustein der neuen Entwicklung ist der Wilhelmsburger Insepark. Um den Stadtteil Wilhelmsburg für seine Bewohner lebenswerter und für zukünftige Einwohner attraktiver zu gestalten, entsteht im Herzen der Elbinsel ein 100 ha großer Park. Der neue Stadtpark ist im Rahmen einer internationalen Gartenschau zusammen mit einer zeitgleich stattfindenden Internationalen Bauausstellung im Jahr 2013 eröffnet worden. Beide werden als Katalysator zur Entwicklung des vernachlässigten Stadtteils Wilhelmsburgs gesehen. Mit ihrer Hilfe konnten finanzielle, politische und planerische Ressourcen der Stadtentwicklung aktiviert und über Jahre hinweg gebündelt werden, um den Standortfaktor Hamburger Süden zu stärken.

### *Wilhelmsburger Insepark - igs 2013 – Landschaft als Gerüst*

Der Entwurf des Bonner Landschaftsarchitekturbüros RMP Stephan Lenzen für den Wilhelmsburger Insepark beruht auf den vorgefundenen landschaftlichen Qualitäten und Strukturen. Die Wasserstrukturen gliedern den Entwurf und bilden die räumlichen Höhepunkte. In Anlehnung an die Internationalität des Stadtteils ist das Motto in „80 Gärten um die Welt“. Ähnlich wie der berühmte Fantasieroman von Jules Verne, der seine Helden in 80 Tagen um die Welt reisen lässt, entführt die Gartenschau 2013 ihre Besucher auf eine Reise durch die Klima- und Vegetationszonen, Kulturen und Länder dieser Erde. Das Motto mit Hafen, Multikulti, Natur, Wasser, Religionen, Länder, Sport und Bewegung knüpft an die Themen des Stadtteils an.

Neben der klassischen Grünplanung bekommt das Thema Kleingärten auf der igs 2013 eine besondere Bedeutung. Als komplexe Strategie für den Stadtteil ist es partiell gelungen, die Kleingärtner in die Gartenschau und Parkanlage zu integrieren. Mit dem Motto „Weltreise in der Heimat anstelle von Reisen nach Mallorca“ ist das Ziel, die Bevölkerung von etwa 50.000 Inselbewohnern zu stabilisieren und im Stadtteil zu halten. Dies gilt besonders für Wilhelmsburg, wo es sich wenige finanziell leisten können zu verreisen.



Lage des igs-Geländes auf der Elbinsel Wilhelmsburg aus der Luft

Abb. 9: Blick auf die Elbinsel Wilhelmsburg und Veddel. Markiert der neue Wilhelmsburger Insepark. Quelle: Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung Hamburg



Abb. 10: Lageplan des Wilhelmsburger Inselparks. Quelle: igs 2013 / RMP

### *Bürgerbeteiligung*

Die soziale und kulturelle Vielfalt der Bevölkerung der Elbinseln birgt ein großes Potential. Sie besteht aus Personen und Gruppen mit unterschiedlichen Lebensstilen und kulturellen Hintergründen, die öffentliche Räume und deren Bedeutung anders wahrnehmen und sie unterschiedlich nutzen. Zentrale Herausforderungen für die Planer sind demnach: Wie verständigt man sich beispielsweise mit über hundert Nationalitäten? Wie erreicht man die gro-

ße Gemeinde der Migranten, denen die Formen der Kommunikation – Podiumsdiskussionen, Präsentationen, Workshops – eher fremd sind? Die Organisatoren der igs 2013 haben in den vergangenen Jahren verschiedene Beteiligungsformen entwickelt. Beispiele sind der gemeinsame Bau eines Kiosks der Kulturen, eines Heimatgartens, von Sport- und Bewegungsangeboten sowie verschiedener Gärten der Religionen.

*Leitthema der igs 2013 „Natur erhalten – Natur erleben“*

In dem neuen Park befindet sich eine Vielzahl gesetzlich geschützter Biotop, insbesondere Gewässerbiotop. Ziel der Landschaftsplanung ist es, diese einzigartigen Gewässer erlebbar zu machen sowie die wertvollen Gewässer und Uferländer unter anderem durch eine behutsame Wegführung zu schonen. Die Artenvielfalt und Gewässerqualität wird durch Maßnahmen wie Entschlammung, Abflachungen der Uferbereiche, Entwicklung von großflächigen Röhrichtbeständen oder der Anlage von neuen Kleingewässern aufgewertet. Ergänzend werden heimische Gehölze und Stauden mit verstärkten Blühaspekten gepflanzt oder gesät. Auch die vorhandenen Kleingärten haben bei den Kulturpflanzen ein hohes Potenzial an Arten- und Sortenvielfalt und tragen damit maßgeblich zur Erhaltung der Agrobiodiversität bei. Gefördert wird der Anbau traditioneller, regionaltypischer Arten und Sorten, die einen Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt leisten.



Abb. 11: Kleingewässer auf dem Gartenschaugelände. Quelle: igs 2013 / Gärtner und Christ

### 3.2 Landschaftsbegleitende Bauten als Teil der neuen Stadtentwicklung

Die Landschaft der Elbinsel mit seinem Wasser ist die Qualität des am tiefsten gelegenen Hamburger Stadtgebietes und wird zum Grundgerüst für die zeitgleich mit der internationalen Gartenschau stattfindende Bauausstellung. Angepasst an das Graben- und Kanalsystem entstehen im Zentrum der Insel eine Vielzahl unterschiedlicher Gebäude, die effizient und umweltfreundlich gestaltet und gebaut werden. Die Nutzung von Gründächern für Energieeffizienz, die Sammlung und Speicherung von Regenwasser und Grauwasser sowie die Nutzung von Laubbäumen für ein verbessertes Wohnklima im Winter und Sommer spielen eine große Rolle. Hohe gebäudetechnische Standards sollen den Energieverbrauch reduzieren und Blockheizkraftwerke, erneuerbare Energien und regionale und lokale Energieverbundsysteme die Energieeffizienz in den neuen Gebäuden der inneren Elbinsel verbessern. Begleitend zum neuen Park werden entsprechend den IBA Kategorien nachhaltige *Smart Material Houses*, preiswerte *Smart Price Houses*, anpassungsfähige *Hybrid Houses* sowie Wasser-Häuser gezeigt, die vorwiegend für den Wohnungsbau gebaut werden.

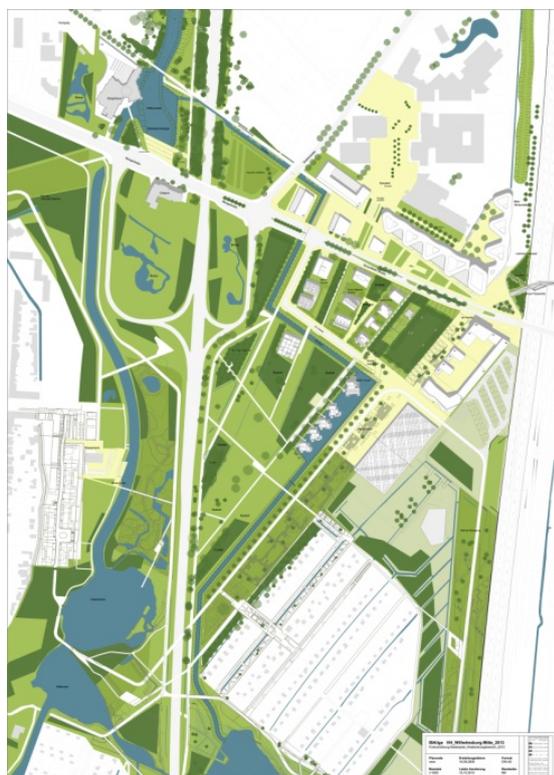


Abb. 12: Internationale Bauausstellung. Dargestellter Bereich wird als „Bauausstellung in der Bauausstellung“ bezeichnet, Masterplan 2013 mit der bestehenden Reichsstraße. Quelle: JO COENEN & Co Architects, IBA Hamburg

Neben den neuen Wohn- und Raumlösungen soll, - so sehen es die Planungen vor - unter dem Leitthema „Stadt im Klimawandel“, der gesamte Stadtteil bis 2050 CO<sub>2</sub>-neutral mit Energie versorgt werden. Mit dem Energieberg Georgswerder (ehemalige Mülldeponie) und dem Energiebunker (Flakbunker aus dem II. Weltkrieg) werden die vorhandenen landschaftsbegleitenden Bauten zu Landmarken und Symbolen des Klimaschutzes und der Klimaanpassung entwickelt.

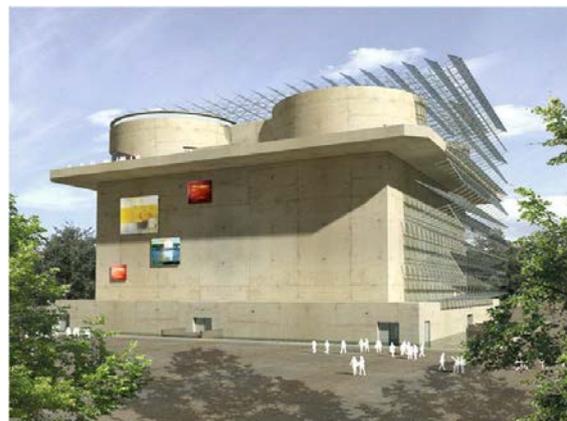


Abb. 13: Visualisierung Energiebunker. Quelle: IBA Hamburg GmbH / HHS Planer + Architekten AG



Abb. 14 Energieberg Georgswerder mit Veddel und Kleinem Grasbrook. Vision 2030. Quelle: Aufwind Luftbilder/ Visualisierung: bloomimages

Eine wesentliche Strategie, um die Lebensverhältnisse auf der Elbinsel zu verbessern und die Lärmimmissionen zu mindern, ist die Verlegung einer der drei großen Nord-Süd-Achsen, der vierspurigen Bundesstraße 4/75, in den vorhandenen Korridor der Bahnanlagen. Durch die Verlegung wird sich die Zahl der großen Lärmkorridore verringern und große ruhige und grüne Räume, die für Wohnen, Freizeit und Erholung genutzt werden können, entstehen.

#### *Landschaftlicher Städtebau - Klimahäuser Haulander Weg*

Im Süden der Elbinsel und des neuen Parks, in der Wilhelmsburger Marschlandschaft, soll ein neues Wohngebiet mit ca. 400 Wohnungen entstehen, das sich weitgehend selbst mit

Energie versorgen kann. Ausgehend vom Naturraum der Marsch hat ein Team aus Architekten, Freiraumplanern, Energieplanern und Wasserbauingenieuren als fachübergreifende Planungsaufgabe eine dem Ort angemessene Siedlungs- und ein innovatives Wohnkonzept entwickelt. Das Team legte Wert darauf, möglichst wenig Fläche zu bebauen und die vorhandenen landschaftlichen Strukturen und geschützten Biotope weiter zu entwickeln. Die Wohnbebauung – fünfgeschossige Riegel und dreigeschossige Wohngruppen – ist überwiegend an den Rändern angeordnet, dessen Zentrum von Wasserflächen geprägt ist. Mit einem innovativen Wasserkonzept, einer Niederschlagswasserbewirtschaftung und einer Wasserver- und Abwasserentsorgung könnte das Quartier modellhaft für einen landschaftlichen Städtebau sein.



Abb. 15 + 16: Lageplan sowie Perspektive und Ansichten der Klimahäuser Haulander Weg Wilhelmsburg, 1. Rang im Workshopverfahren 2010. Quelle: IBA Hamburg. Team Spengler-Wiescholek, Architekten und Stadtplaner; Kontor Freiraumplanung; Büro für Energie- und Lichtplanung Roggenborff; B & O Ingenieure; alle Hamburg

#### 4. Das Tideelbekonzept – eine Klimaanpassungs- und Wirtschaftsstrategie

Dreißig Prozent der Hamburger Fläche liegen im potenziellen Überflutungsgebiet der Elbe und sind durch Deiche oder Flutschutz gesichert und dadurch wirtschaftlich nutzbar. Die Wasserwege wurden den Bedürfnissen der wirtschaftlichen Nutzung angepasst. Die Eindeichungen begrenzen den Elbstrom in seinem Bett auf einen schmalen Bereich und mit wasserbaulichen Methoden wurde die Schiffbarkeit verbessert. Heute ist die 120 km lange Tideelbe eine der weltweit wichtigsten Wasserstraßen und an ihrem oberen Ende ist der Hamburger Hafen mit seinen rund 160 000 Beschäftigten einer der größten Häfen Europas. Gleichzeitig ist die Elbe in der dicht besiedelten Stadt ein Ort für viele Freizeitaktivitäten, wie beispielsweise Segeln, Angeln, Radfahren. In den tidebeeinflussten Flächen der Elbe sind wertvolle Lebensräume (Natura 2000 Gebiet) zu finden wie auch zahlreiche Vogelschutzgebiete und eine steigende Anzahl von Fischarten und anderen aquatischen Individuen. Nicht zuletzt spielt der Obstbau in der Elbmarsch international eine zentrale Rolle (Freitag et al. 2007).

Der Hamburger Hafen – Wirtschaftsmotor und Wahrzeichen – steht vor großen Herausforderungen: Hamburg liegt zwar von der Elbmündung rund 120 Kilometer landeinwärts, der tideoffene Hafen und die Elbinseln werden trotzdem noch von der Dynamik der Gezeiten bestimmt. Eine drastisch angestiegene Sedimentmenge und Verschlickung im Hafen und der Fahrinne muss ständig ausgebagert werden, da sonst die großen Schiffe mit ihrem Tiefgang nicht in die Hamburger Hafenbecken gelangen können. Die immer größer werdende Menge ausgebagerten Schlicks zu entsorgen ist äußerst aufwändig und teuer. Die Zusammenhänge sind komplex: Die Strömung der Flut spült sehr viel mehr Sedimente aus Richtung Nordsee in die Hansestadt als die schwächere Ebbe mit zurücknimmt. Desweiteren läuft das Wasser mit der Flut schneller und auch höher nach Hamburg ein und beim Abfließen läuft das Niedrigwasser sehr viel tiefer ab, weil es anders wie in dem ursprünglich weitverzweigten System aus Nebenflüssen in der Elbe kaum Platz gibt. Der Tiedehub fällt und steigt heute um etwa 3,60 m alle sechs Stunden, vor etwa hundertfünfzig Jahren war es noch etwa die Hälfte. Die Folge: In den Seitenbereichen der Elbe und den Hafenbecken setzen sich die Sedimente ab und engen den Flußraum ein. Dieser Effekt wird "Tidal-Pumping" genannt (Hamburg Port Authority & osp urbanlandschaften 2010).



Abb. 17: Am Sandtorkai, HafenCity Hamburg Sturmflut 01.11.2006. Quelle: Hans Gabányi



Abb. 18: Hamburger Hafen. Quelle: [www.mediaserver.hamburg.de](http://www.mediaserver.hamburg.de) / M.Zapf

Um diesen Herausforderungen zu begegnen werden im Folgenden drei für Hamburg entwickelte Konzepte für die Stadtküste vorgestellt, das Tideelbkonzept, die Süderelbe als Laborraum und die Rückdeichungsplanungen für Kreesand.

#### *Das Tideelbkonzept - Strategien für Landschaft und Natur*

Um diesen Veränderungen und dem durch den Klimawandel prognostizierten steigenden Meeresspiegel zu begegnen, verfolgen die Stadt Hamburg und die Bundeswasserstraßenverwaltung die Zukunftsstrategie Tideelbkonzept. Darin enthalten sind folgende drei Leitlinien:

- Dämpfung der einschwingenden Tideenergie durch strombauliche Maßnahmen, wie etwa Sandbänken, insbesondere im Bereich des Mündungstrichters.
- Schaffung von Flutraum zur Dämpfung der Tidekurve im Hamburger Raum
- Optimierung des Sedimentmanagements, das beim Baggern und Umlagern des Gesamtsystems der Tideelbe anfällt

Die Umsetzung dieser Strategie, insbesondere des zweiten Punktes Schaffung von Flutraum, bedeutet, dass die Landschaft eine ganz neue Rolle erhalten wird. So kann im Hafen selbst



### *Tidestadt Hamburg – Zukunftsstrategie Rückdeichung Kreetsand – Wilhelmsburg*

Neben diesen planerischen Visionen wurde als Teil des Tidelebekonzeptes bereits ein Pilotprojekt zur Rückdeichung und Rückgewinnung von Deichvorlandflächen an der Hamburger Norderelbe umgesetzt. Zur Schaffung von zusätzlichem Flutraum mit dem Ziel der Anhebung des Tideniedrigwasser und der Verringerung des Tidal-Pumping-Effekts wurde das Altspülfeld Spadenlander Busch/Kreetsand in Wilhelmsburg zurückgedeicht.



Abb. 21: Lageplan Rückdeichung Spadenlander Busch/Kreetsand in Wilhelmsburg. Quelle: Hamburg Port Authority & osp urbanlandschaften 2010

Das Gelände liegt durch frühere Hafensediment- und Schlickaufspülungen so hoch, dass der Boden abgegraben werden musste. osp urbanlandschaften entwickelte für Hamburg Port Authority ein neues tidebeeinflusstes Flachwassergebiet mit einem hohen Wert für die Natur und unter Berücksichtigung des Wahrnehmungs- und Erlebnisaspektes. Die Dynamik der Elbe macht diese Flächen zu einer besonderen Erholungs- und Freizeitlandschaft direkt am Wasser. Für die ökologischen Zusammenhänge wie auch den wasserbaulich und landschaftskulturellen Umgang mit Tide- und Wasserlandschaft ist ein Vermittlungsprozess initiiert worden, der im Jahr 2013 während der Internationalen Bauausstellung und der Internationalen Gartenschau seinen Höhepunkt erfährt. Mit Hilfe einer „Deichbude“ wird ein Ausblick auf die Rückdeichung gegeben

und anhand von Informationstafeln die Prozesse der Kräfte und Schwankungen des Flusswassers und der Sedimentation dargestellt (Hamburg Port Authority & osp urbanlandschaften 2010).



Abb. 22: Image. Rückdeichung Spadenlander Busch/Kreetsand in Wilhelmsburg. Quelle: Hamburg Port Authority & osp urbanlandschaften 2010

## 5. Fazit

Mit einer Kette von Tideräumen kann ein neuer bedeutender Frei- und Naturraum für Hamburg entstehen - insgesamt ein Jahrhundertprojekt. Hier liegt in der Landschaft das Potential zur Klimaanpassung. Gleichzeitig sind die Planungen zum Park der Vernetzung und den Landschaftsbegleitenden Bauten der Inneren Peripherie so konzipiert, dass sie sich sensibel in die Landschaft einfügen und die Ausgleichsfunktion von Grünflächen sichern und entwickeln sowie das Leitbild Grüne Metropole stärken. Mit der Landschaft als Gerüst werden die Kulturräume und Kulturlandschaften Hamburgs fortgeschrieben und weiterentwickelt werden. Landschaftsplaner und -architekten haben die Chance diese Prozesse mit zusteuern. Die landschaftlichen Strukturen und die Wasserdynamik können bei den zukünftigen Strategien der Hansestadt bewusst eingesetzt werden, um neue räumliche Bilder, Nutzungsmöglichkeiten, Erlebnisse und Lebensformen zu entwickeln: beispielgebend für andere europäische Städte im Sinne der Idee der Umwelthauptstadt.

**Literatur**

- Freitag, C., Hochfeld, B., Ohle, N. (2007). Lebensraum Tideelbe. In: Grönnert, B., Pflüger, B., Bremer, J.-A. (Hrsg.). Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement. Coastline Reports 9. p. 69-79
- Freie und Hansestadt Hamburg (1997). Landschaftsprogramm einschließlich Artenschutzprogramm. Gemeinsamer Erläuterungsbericht. Hamburg. 177 S.
- Freie und Hansestadt Hamburg (2012) Stadtklimatische Bestandsaufnahme und Bewertung für das Landschaftsprogramm Hamburg. Hamburg. 70 S. Download unter <http://www.hamburg.de/hamburg-ist-gruen/3519286/stadtklima.html>
- HafenCity Hamburg GmbH und Internationale Bauausstellung IBA Hamburg GmbH (Hrsg.) (2011). Stadtküste Hamburg. Herausforderung Stadtentwicklung und Hochwasserschutz. Dokumentation zum HafenCity IBA Labor vom 4.-6. Mai 2011. Hamburg.
- Hamburg Port Authority und osp urbane Landschaften (Hrsg.) (2010). Tideelbebuch. Landschafts- und freiraumplanerische Entwicklungsstudie zur Konkretisierung und projektbezogenen Umsetzung des Tideelbekonzeptes. Hamburg.
- Hochfeld, B. (2009). Das Tideelbekonzept – ein Zukunftsmodell für Hamburgs Lebensader. In: Garten + Landschaft. Zeitschrift für Landschaftsarchitektur. 10/2009. München. S. 24-28
- Internationale Bauausstellung IBA Hamburg GmbH (Hrsg.) (2010). Metropole: Metrozonen. Berlin. 336 S.
- Internationale Bauausstellung IBA Hamburg GmbH (Hrsg.) (2010). Dokumentation Klimahäuser Haulander Weg. Städtebaulich-freiraumplanerisches Workshopverfahren zur Entwicklung eines Wohnquartiers in der Landschaft. Hamburg.
- Internationale Bauausstellung IBA Hamburg GmbH (Hrsg.) (2011). IBA-Machbarkeitsstudie Deichpark Elbinsel. Hamburg. 188 S.
- Schuhmacher, Fritz (1927). Zukunftsfragen an der Unterelbe. Gedanken zum Groß-Hamburg-Thema. Eugen Diedrichs. Jena.
- Schwieker, F. (1955). Die Hamburgische Stadtlandschaft und ihre Entwicklung. In: Brünger, W. (Hrsg.). Hamburg: Großstadt und Welthafen. Festschrift zum 30. Geographentag, 1-5. August 1955 in Hamburg. Kiel. S. 143

**Autorin:**

DR. HANNA BORNHOLDT

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt  
 Amt für Landes- und Landschaftsplanung  
 Neuenfelder Straße 19  
 D-21109 Hamburg

E-Mail: [Hanna.Bornholdt@bsu.hamburg.de](mailto:Hanna.Bornholdt@bsu.hamburg.de)

