



universität  
wien

# MASTERARBEIT

Titel der Masterarbeit

„Different factors affect the local distribution, persistence  
and spread of alien tree species in floodplain forests“

verfasst von

Ricarda Höfle, BSc

angestrebter akademischer Grad

Master of Science (MSc)

Wien, 2014

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von:

Mag. Dr. Franz Essl, Privatdoz.



## **Acknowledgements**

First and foremost, I would like to thank my adviser Franz Essl for developing the topic of this thesis, his professional support and his encouraging and motivating words.

I would like to thank Stefan Dullinger for his very helpful and insightful comments, his patience and his professional expertise.

I am grateful to the staff of the Donau-Auen National Park (Christian Fraissl, Christian Baumgartner, Karoline Zsak), the Austrian Federal Forests (Bernhard Posch) and the Vienna Municipal Department 49 “Forestry Office and Urban Agriculture” (Werner Fleck) who kindly provided the underlying data and who were very patient in answering all of my questions.

I would like to thank all of my colleagues for the inspiring discussions and for the deep friendships that have developed during the last years.

Above all, I thank my family and friends for their generous support in any way possible, especially Johannes.



## Table of contents

1	Introduction.....	7
2	Material and methods.....	8
2.1	<i>Study region</i> .....	8
2.2	<i>Study species</i> .....	8
2.3	<i>Species distribution data and explanatory variables</i> .....	9
2.4	<i>Statistical analyses</i> .....	11
3	Results .....	12
3.1	<i>Number of study species per plot</i> .....	12
3.2	<i>Colonization and persistence</i> .....	12
3.3	<i>Growth</i> .....	12
4	Discussion .....	13
4.1	<i>The interacting influence of stand age, local propagule pressure, recipient habitat and management</i> .....	13
4.2	<i>The importance of variations in the level of local propagule pressure</i> .....	14
4.3	<i>Conclusions</i> .....	15
	Acknowledgements .....	16
5	References .....	17
6	Tables and figures.....	23
	Appendix A Abstract .....	27
	Appendix B Zusammenfassung.....	28
	Appendix C Datenaufbereitung .....	29
1	Probeflächen .....	29
1.1	<i>Probeflächen-Auswahl</i> .....	32
2	GIS-Daten .....	32
2.1	<i>Autyp</i> .....	32
2.2	<i>Gewässernetz</i> .....	33
2.3	<i>Wegenetz</i> .....	33
2.4	<i>Colorinfrarot-Bilder (CIR)</i> .....	33
2.5	<i>Management</i> .....	33
3	Parameter .....	33
3.1	<i>Tot</i> .....	33
3.2	<i>Beschirmung</i> .....	33
3.3	<i>Entfernung zum nächsten bereits 1998 besiedelten Probepunkte</i> .....	34

3.4	<i>Entfernung zur nächsten Nicht-Wald-Fläche</i> .....	35
3.5	<i>Colonization</i> .....	35
3.6	<i>Persistence</i> .....	35
3.7	<i>Growth</i> .....	35
3.8	<i>Number of study species</i> .....	36
3.9	<i>Nicht verwendete Parameter</i> .....	36
Appendix D	<i>Lebenslauf</i> .....	42

## 1 Introduction

The spread of invasive alien species is one of the most important drivers for the global loss of biodiversity (Butchart et al., 2010; Vilà et al., 2010, 2011). However, the level of invasion varies strongly between different habitats (Chytrý, Maskell, et al., 2008; Chytrý et al., 2009), whereby this variations seem to be related to differences in rates of disturbance, anthropogenic pressure and propagule pressure the habitat is exposed (Chytrý et al., 2009), as well as to climatic gradients (i.e. habitats of cold environments are little invaded) (Pauchard et al., 2008; Alexander et al., 2011). In Europe and elsewhere, riparian floodplain forests are characterized by particularly high levels of invasion (Alpert, Bone, & Holzapfel, 2000; Chytrý, Jarošík, et al., 2008) presumably mostly because they are exposed to high nutrient input, strong anthropogenic modification, and frequent disturbances by floods, all factors which increase invasibility of ecosystems (Planty-Tabacchi, Tabacchi, Naiman, Deferrari, & Décamps, 1996; Davis, Grime, & Thompson, 2000; Richardson et al., 2007; Chytrý, Maskell, et al., 2008). Moreover, rivers may transport propagules very effectively and thus are important invasion corridors for many alien species (Pyšek & Prach, 1993). Particularly in habitats dominated by long-lived species, time lags may mask the ultimate level of invasive spread (Essl, Milasowszky, & Dirnböck, 2011).

Biological invasions may be conceptualized as multi-stage processes whereby a species has to overcome a set of barriers linked to these stages to become an invasive species (Blackburn et al., 2011). Different barriers may require a different set of factors and species traits so that a species may be able to cross it. For instance, whereas at the very beginning of an invasion process (i.e. crossing a biographical barrier) propagule pressure may be decisive, naturalization may be contingent on species traits which affect reproduction, velocity of spread and growth. In the last years, it has become evident that at different stages the crucial underlying drivers affecting invasion processes in forests can differ substantially (Dawson, Burslem, & Hulme, 2009), with potentially profound consequences.

Especially in nature conservation areas, such as national parks, alien species increasingly cause problems for the conservation of biodiversity (Foxcroft, Pyšek, Richardson, & Genovesi, 2013). Therefore, a better understanding of the factors that drive the invasion processes of alien species at fine scales into conservation areas is crucial for devising adequate management strategies (Foxcroft, Jarošík, Pyšek, Richardson, & Rouget, 2011).

In this study, we analyse the invasion process of three invasive alien woody species (*Acer negundo*, *Robinia pseudacacia*, *Ailanthus altissima*) in temperate floodplain forests of the Donau-Auen National Park in eastern Austria. These species are the most wide-spread alien

woody species in the study area, and more generally, they belong to the most common and problematic alien species in temperate floodplain forests in Europe (Essl & Rabitsch, 2002; DAISIE, 2013). To analyse the factors which shape the local distribution, persistence and spread of these study species, we used plot data from two inventory periods (1998, 2008), supplemented with further data on management, stand age, distance to dispersal corridors, and type of ecosystem invaded. Specifically, we ask the following questions: (1) Which factors determine the current distribution of the study species? (2) Which factors influence the spread (i.e. colonisation of new plots in 2008) and persistence (i.e. plots colonized in 1998 still colonized in 2008) of the study species? (3) Which factors affect the growth (= summed diameter in breast heights of a study species for each plot) between both survey periods? (4) Which factors affect the number of study species per plot recorded in 2008?

## 2 Material and methods

### 2.1 Study region

The Donau-Auen National Park is located in eastern Austria (Fig. 1) between Vienna and Bratislava. It was established in 1996 in order to protect extensive floodplain habitats along a c. 50 km-long section of the Danube, and covers an area of 9,300 ha. The climate of the study region is temperate continental, characterized by cool winters and warm summers. Average annual temperature is 10°C and annual precipitation 550-600 mm (years 1961-90) (ZAMG, 2001). The Danube is characterized by summer floods after heavy rains and snow melt in the catchments of its alpine tributaries. From the 19<sup>th</sup> to the mid 20<sup>th</sup> century, the Danube River had been channelized and protective dikes have been established. Accordingly, rarely flooded hardwood floodplain forest have increased at the expense of pioneer gravel banks and softwood floodplain forests that are adapted to regular flooding (Jelem, 1974; Liess & Drescher, 2008).

### 2.2 Study species

This study focuses on three invasive woody species, i.e. *Acer negundo* L. (Boxelder Maple, Sapindaceae), *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle (Tree of Heaven, Simaroubaceae) and *Robinia pseudacacia* L. (Black Locust, Fabaceae).

*Robinia pseudacacia* and *A. negundo* are native to North-America, whereas *A. altissima* has its origin in China and Vietnam (Kowarik, 2010). All are pioneer trees, and *A. altissima* and *R. pseudacacia* reproduce effectively by root suckers which makes management particularly difficult. In Central Europe, all study species invade a broad range of anthropogenic to natural



habitats in warm lowlands, such as ruderal urban areas, different forest types and – in the case of *R. pseudacacia* and *A. altissima* – abandoned dry grassland. Whereas *A. altissima* and *R. pseudacacia* prefer dry habitats, *A. negundo* tolerates regular inundation and is most common in moist floodplain forests (Kowarik & Säumel, 2007; Kowarik, 2010). Under favourable condition, the study species are able to build up dense stands, therefore altering resident species composition and reducing species diversity (Drescher, Fraissl, & Magnes, 2005; Vilà et al., 2006). In addition, the nitrogen-fixing *R. pseudacacia* increases nutrient availability in invaded ecosystems, causing a particularly strong shift in species-composition (Kowarik, 2010).

### 2.3 Species distribution data and explanatory variables

In the years 1998 and 2008, the Austrian Federal Forests conducted two forest inventories of the tree species composition in the Donau-Auen National Park (Posch et al., 2008). The sampling of both forest inventories was based on a regular grid of 1377 sampling plots with a grid size of 100 m by 400 m (Fig. 1). Each sampling point consists of a fixed sub-plot of 19.64 m<sup>2</sup> (r=2.5 m) and a Bitterlich sub-plot, which is an angle count sample plot using a basal area factor of four, meaning that the maximum distance (in meters) at which a tree is still considered is 25 times of the DBH (in meters) of the tree (Bitterlich, 1948, 1984); e.g. a tree with a DBH of 0.5 m is only considered in the Bitterlich sub-plot if the distance between the plot centre and this tree is not greater than 12.5 m (0.5 m x 25 = 12.5 m). The following data were collected at each *fixed* sub-plot: number of young trees (maximum height of 1.3 m) per species (*rejuvenation* sub-plot), and for trees with a minimum height of 1.3 m and a maximum diameter in breast height (DBH) of 99 mm, additionally the DBH was measured (*fixed* sub-plot). For the Bitterlich sampling, a relascope was installed at the centre of the fixed sub-plot and only trees with a minimum DBH of 100 mm were recorded (*Bitterlich* sub-plot) (Posch et al., 2008).

Each plot was classified as either softwood (i.e. regularly inundated forests dominated by *Salix* spp. or *Populus* spp.) or hardwood (i.e. rarely flooded sites dominated by trees of the genera *Fraxinus*, *Quercus*, *Ulmus*) floodplain forests. For habitat classification, we used GIS-data from a recent habitat mapping survey (K. Reiter unpubl.). This survey did not contain information for those areas protected by the dike. As these forests are only very rarely flooded, we classified them as hardwood floodplain forests. Further, we used the GIS-layer of the zonation of the national park (provided by the Donau-Auen National Park Administration). We used these zones as a proxy for management activities in the decade between the two survey periods. The core zone of the National Park does not allow any management and was thus classified as “zone

without management”, whereas all other zones allowed for management (i.e. selective extraction of fuel wood, management of alien species etc.) and were therefore classified as “zone with management”. Based on information provided in the digital forest cadastre, we calculated for each plot the stand age.

To account for landscape context and invasion corridors, we used a colour-infrared-image (CIR-image) of the year 1997 with a raster cell size of 0.5 m by 0.5 m. For each plot, we calculated the minimum distance to the next non-forested area (i.e. meadows, fields, settlements) with a minimum size of 5 ha as a proxy for habitats exposed to higher levels of anthropogenic disturbance. This CIR-image was also used for adapting the digital water body (consisting of the Danube and its oxbows and side channels) and road networks within the study area. To account for the role of invasion corridors and associated increased local propagule pressure, we then calculated for each plot the minimum distance to the next water body respectively road. In addition, we calculated for each plot which had been colonized in 2008, but not yet in 1998, the distance to the next plot which had already been colonized by the same species in 1998. This was used as a proxy variable for the distance to the next potential source population for newly colonized plots. The statistical distributions of all the listed variables were visually inspected, and where appropriate, we improved symmetry by transformations.

In the subsequent analyses we evaluated the correlation of these variables with a couple of alien tree distribution features (= response variables): “number of study species” is the number of study species per plot (in 2008); “persistence” is the probability that a species that has been present on a plot in 1998 still occupies this plot in 2008; “Colonization” is the probability that a plot becomes newly colonized by a species in 2008. The response “growth” was defined as the change of DBH-sums of a species (in one size class) on plots that were colonized in both survey periods. For analysing growth, persistence and number of species we used data from all three sub-plots (*rejuvenation*, *fixed* and *Bitterlich sub-group*). In contrast, for colonization only data within the area of the *fixed* sub-plot ( $r=2.5$  m) were included to avoid amalgamating true colonization and simple growth phenomena: as the Bitterlich sampling only accounts for tree individuals with a certain DBH, first occurrence in 2008 can just indicate that the respective individual has passed the recording threshold between 1998 and 2008. However, if a species had already been recorded in a Bitterlich sub-plot outside the 2.5 m radius in 1998, these trees were considered for calculating the distance to the next plots by setting this distance to the plot centre to 15 m (which is a small enough value in comparison to the minimal distance to the next plot in the raster which is 100 m).

In the second survey period, the method of DBH measurements was changed. In 1998, the DBH of every sample tree of the *fixed* sub-plot group was measured, whereas in 2008 only the DBHs of trees DBH > 50 mm were measured. Trees with a smaller DBH were counted and only the DBH of the thickest of these small trees was measured. Separately for each species and each plot, we approximated the missing DBH values of these small trees for 2008 by using the proportions of the measured DBH values of 1998 (DBHs of trees of 1998 divided by the maximum DBH of 1998) as a reference. We multiplied the measured DBH values of 2008 with the proportions of 1998 in order to reach new DBH values for 2008. In case of an increase of the number of trees in 2008, we used a uniform distribution (min=minimum DBH value of 1998, max=DBH value of 2008) to approximate the missing reference DBH values of 1998.

We only considered plots which have been sampled in both survey periods, and we excluded few plots which showed erroneous data entries. In total, 708 plots fulfilled these conditions and were used in further analyses. An exception is the calculation of the distance to the next sampling plot that was already colonized by the study species in 1998, where all sampling plots of 1998 were considered.

## 2.4 *Statistical analyses*

We used Generalized Linear Models (GLMs) (Faraway, 2006) to identify correlations of distribution, growth, persistence and spread of the study species at the landscape scale. For all models independent step-wise variable selection procedures were conducted to derive final models: commencing at a full model as starting point, at each step changes to the present predictor sets were systematically explored by removing an included predictor, and the resulting models were compared by a one-way ANOVA. Finally, in the resulting minimal adequate model only significant variables were retained. In case of non-significant differences between different models, we followed the maximum parsimony approach and chose the simplest one. To analyse persistence and spread of the study species, we used GLMs of the binomial distribution family with a logit link function, while a GLM for poisson-distributed data with a log link function was used for testing the number of study species per plot. To analyse the effect of a selection of variables on growth of the study species, we used GLMs for normally distributed data with an identity link). The models for the analysis of the spread of the study species included the whole set of predictors (distance to water body, distance to road, distance to non-forested area, distance to site invaded in 1998, stand age, type of floodplain forest, management), whereas in the GLMs for persistence, growth and numbers of the study species we used a subset of

predictors (stand age, type of floodplain forest, management) in order to exclude the proxies for propagule pressure.

All statistical analyses were carried out in R (R Core Team, 2012).

### 3 Results

#### 3.1 Number of study species per plot

Of the six habitat parameters which were included in the full GLM, three showed a significant effect on the number of study species per plot in the year 2008 (Table 1). The number of alien woody species declines with stand age and increasing distance to the next water body. Furthermore, plots in softwood floodplain forests show a significantly higher number of alien woody species. The distance to the next road, to the next non-forested-area and management were not-significantly correlated with the number of alien tree species per plot.

#### 3.2 Colonization and persistence

The distance to the next sampling plot which had already been colonized in 1998 is an important predictor for the colonization of new plots in 2008 for all study species (Table 2). The shorter the distance to a water body, the higher the probability that *A. negundo* colonizes a plot, whereas the probability of colonization by *A. altissima* is lower in softwood than in hardwood floodplain forests. Distance to the next road and non-forested-area, stand age, and management were insignificant for all species. Overall, the  $D^2$  values of all models were moderate, indicating that factors not accounted for play an important role for the colonization of new plots. Persistence was not significantly related to any of the variables used for *A. negundo* and *A. altissima*. For *R. pseudacacia* stand age is the only variable which significantly influences persistence (Fig. 2), with the probability of persistence decreasing in older stands. Again, moderate deviance explained indicates that other factors than those included in the analyses influence the persistence of *R. pseudacacia*. However, it has to be noted that for all study species the number of both colonization and extinction events was low (Table 3) and the detectability of environmental drivers of these spatial dynamics hence limited.

#### 3.3 Growth

We found that the minimal adequate GLM for *R. pseudacacia* on the Bitterlich sub-plot shows that growth between both survey periods was significantly higher on plots subjected to management (Fig. 3), whereas for *A. negundo* and *A. altissima* we could not identify any

significant predictors. Due to the small amount of data points for each study species (Table 3), GLMs could not be fitted for the rejuvenation and the fixed sub-plots.

## 4 Discussion

### 4.1 *The interacting influence of stand age, local propagule pressure, recipient habitat and management*

Our results suggest that the number of alien woody species at a particular site within the national park Donau-Auen is influenced by stand age, type of resident floodplain forest and distance to the next water body. In contrast to the results of Essl et al. (2011) who found no significant relationship between numbers of alien species and stand age in zonal forests in eastern Austria, our data hence suggest that with increasing stand age the number of alien tree species declines. Several factors may explain this discrepancy. First, the three study species are pioneer trees which preferably colonize early successional stages (Kowarik & Säumel, 2007; Kowarik, 2010; Cierjacks et al., 2013). All three of them can hence be considered weak competitors (for light in particular) and becoming more rare with stand age is a characteristic feature of their population strategy even in their native ranges (e.g. as a consequence of shading and lack of disturbance). This interpretation is supported by the decreasing persistence of *R. pseudacacia* in older stands. In addition, local propagule pressure, which is known to be a decisive factor for invasion success (Davis et al., 2000), has presumably increased strongly during the last decades. For instance, *R. pseudacacia* (Posch, 2010) and *A. altissima* (Liess & Drescher, 2008) have been first planted about 100 years ago in the study area for several purposes (ornamental, small scale silviculture, wind shelter, bee keeping), and have since expanded into the floodplain forests. *Acer negundo*, which was introduced as ornamental tree, started to invade the Danube floodplain only after World War II (Drescher et al., 2005). Therefore, it is likely that levels of local propagule pressure have increased substantially during recent decades, and therefore that currently young forest stands have been exposed to increased levels of propagule pressure after disturbances (e.g. clear cuts or major flood events), which is the phase when most tree seedlings – particularly those of light-demanding pioneer species as the ones considered here (Motta, Nola, & Berretti, 2009) – establish in forests.

Surprisingly, *R. pseudacacia* showed a significantly greater increase of DBH in Bitterlich sub-plots in zones where management was allowed than in areas which were not managed (i.e. core zones of the National Park). This is an indication that without forestry interventions black locust may decrease in floodplain forests with increasing stand age, e.g. because of the relative short life

span and shade tolerance of this species. It also implies that management practices have to be adjusted to become more effective in halting the spread of this species in managed forests.

Our findings suggest that recipient habitats (softwood vs. hardwood floodplain forests) modify invasion success in species-specific ways. Whereas colonization probabilities of plots located in softwood floodplain forests are higher for *A. negundo* (Table 4), the opposite is true for *A. altissima* (Table 2) and – less so – *R. pseudacacia* (Table 4). These results reflect the habitat preferences of the species; whereas *A. altissima* and *R. pseudacacia* prefer dry habitats, *A. negundo* tolerates regular inundation and is most common in moist floodplain forests (Kowarik & Säumel, 2007; Kowarik, 2010). Due to the higher number of records of *A. negundo*, the overall number of study species recorded per plot is higher in softwood floodplain forests (Table 4).

#### 4.2 *The importance of variations in the level of local propagule pressure*

Propagule pressure seems to play an important role for driving the fine-scale invasion pattern of the study species in the National Park Donau-Auen. In particular, for each study species the distance to the next plot already colonized in 1998 proved to be the single most important factor in explaining the colonization of new plots in 2008. To put it differently, local spread appears mostly a result of short distance spread from already established invasion foci (Kowarik, 2003).

In addition, we found that numbers of study species per plot as well as the probability of *A. negundo* colonization was significantly higher in the vicinity of a water body. Rivers may be effective carriers of propagules and thus may serve as important dispersal corridors for alien species (Richardson et al., 2007; Chytrý, Jarošík, et al., 2008; Säumel & Kowarik, 2010), particularly during floods when seeds may be deposited in flooded riverine ecosystems. Accordingly, local spread of *A. negundo*, which is not cultivated for silvicultural purposes in Austria, seems to be fostered by the vicinity of natural dispersal corridors. In addition, its preference for softwood floodplain forests (cf. Drescher et al., 2005), an ecosystem which is mostly found adjacent to water courses, allows for successful establishment of seeds.

However, distance to the next road and the next non-forested-area did not influence invasion of any study species. Local spread of alien species into forests often occurs primarily along forest edges or tracks (Martin, Canham, & Marks, 2009; Essl, Mang, & Moser, 2012), as a result of more frequent anthropogenic disturbances and increased local propagule pressure (e.g. alien trees as *A. altissima* and *R. pseudacacia* are regularly planted in alleys and wind shelters (Kowarik & Säumel, 2007; Cierjacks et al., 2013). However, as for all study species relatively few colonization and extinction events between the two survey periods were recorded (Table 3), this limited the

detection of correlations between colonization success and roads respectively non-forested areas severely.

The on-going colonization of new plots between the two survey periods as a function of variations in the local level of propagule pressure shows that regional populations of all study species are still growing within the Donau-Auen National Park. For forests, the existence of extended time lags of local spread have been recently recorded (Essl et al., 2012), and seem also to prevail in protected areas after forestry activities, which are known to increase invasibility of forests (Křivánek, Pyšek, & Jarošík, 2006), have largely ceased.

### 4.3 Conclusions

Our results demonstrate that landscape-scale invasion processes of *R. pseudacacia*, *A. altissima* and *A. negundo* in the Donau-Auen National Park depend on species-specific combinations of environmental factors, and that different features of the invasion process (distribution, growth, persistence, colonization) are influenced by different factors. Besides idiosyncratic factors (e.g. different habitat requirements of the study species), some general results emerge. First, we found that factors associated with local spatial variation in propagule pressure play an important role for the spread of all study species (Křivánek et al., 2006). Second, we found indications that without forestry interventions *R. pseudacacia* may decrease in floodplain forests with increasing stand age (e.g. because of the relative short life span and shade tolerance of this species). This result is of great importance for the adjustment of management practices to become more effective in halting the spread of this species in managed forests. Finally, we found that the set of variables influencing invasion processes at fine scales differ substantially between different population processes in temperate floodplain forests. The on-going spread of the study species suggests that their local distribution is in disequilibrium, i.e. not all suitable habitat patches have yet been colonized. This implies that management of alien species in protected areas may be of greater importance than current distribution suggests (Foxcroft et al., 2013; Hulme et al., 2013). The Donau-Auen National Park is already heavily invaded by alien woody and herbaceous species. For instance, alien tree species are contributing > 17% to total wood biomass and have increased their biomass by c. 20% between 1999 and 2009 (Posch, 2010). If current invasion levels are still far from the alien's species potential regional distributions, efforts to expand and improve management are imperative. However, being alarming on the one hand, lagged spread also opens windows of control opportunities. Fortunately, the national park management authority has recently started to implement large scale control measures for several alien

species, including the target species of this study. More than 60,000 individuals of *A. negundo*, *A. altissima* and *R. pseudacacia* have been removed since 2011 manually (girdling, single tree removal), and by the end of 2016, after completion of this eradication program, a total of appr. 120,000 trees shall have been removed (G. Oitzinger, pers. communication). Sustained management efforts to reverse the spread of alien woody species are crucial for the long-term conservation value of this iconic National Park which protects one of the largest floodplain areas in Europe.

### **Acknowledgements**

We are grateful to the staff of the National Park Donau-Auen (Christian Fraissl, Christian Baumgartner, Karoline Zsak), the Austrian Federal Forests (Bernhard Posch) and the Vienna Municipal Department 49 “Forestry Office and Urban Agriculture” (Werner Fleck) who kindly provided the underlying data and helped us to perform this study.



## 5 References

- Alexander, J. M., Kueffer, C., Daehler, C. C., Edwards, P. J., Pauchard, A., Seipel, T., ... Walsh, N. (2011). Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(2), 656–661. doi:10.1073/pnas.1013136108
- Alpert, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *3*(1), 52–66.
- Bitterlich, W. (1948). Die Winkelzählprobe. *Allgemeine Forst-Und Holzwirtschaftliche Zeitung*, *59*, 4–5.
- Bitterlich, W. (1984). *The relascope idea. Relative measurements in forestry*. England: Farnham Royal.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, *26*(7), 333–339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Strien, A. van, Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, *328*(5982), 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hajek, O., Knollová, I., Tichý, L., & Danihelka, J. (2008). Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*, *89*(6), 1541–1553.
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., & Smart, S. M. (2008). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean,

- subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 448–458. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. C., & Vilà, M. (2009). European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions*, 15(1), 98–107. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00515.x
- Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M., & Weber, E. (2013). Biological Flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia. *Journal of Ecology*, 101(6), 1623–1640. doi:10.1111/1365-2745.12162
- DAISIE. (2013). *Delivering Alien Invasive Species In Europe*. Retrieved 18 December 2013, from <http://www.europe-aliens.org/>
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528–534. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x
- Dawson, W., Burslem, D. F. R. P., & Hulme, P. E. (2009). Factors explaining alien plant invasion success in a tropical ecosystem differ at each stage of invasion. *Journal of Ecology*, 97(4), 657–665. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01519.x
- Drescher, A., Fraissl, C., & Magnes, M. (2005). Nationalpark Donauauen. In *Aliens. Neobiota in Österreich* (pp. 222–254). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Essl, F., Mang, T., & Moser, D. (2012). Ancient and recent alien species in temperate forests: steady state and time lags. *Biological Invasions*, 14(7), 1331–1342. doi:10.1007/s10530-011-0156-y

- Essl, F., Milasowszky, N., & Dirnböck, T. (2011). Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? *Basic and Applied Ecology*, 12(1), 1–9.  
doi:10.1016/j.baae.2010.10.003
- Essl, F., & Rabitsch, W. (2002). *Neobiota in Österreich*. Monographien des Umweltbundesamtes Wien, AT. Retrieved from <http://umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/DP089.pdf>
- Faraway, J. (2006). *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Boca Raton: Chapman and Hall.
- Foxcroft, L. C., Jarošík, V., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Rouget, M. (2011). Protected-Area Boundaries as Filters of Plant Invasions. *Conservation Biology*, 25(2), 400–405.  
doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Genovesi, P. (Eds.). (2013). *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Dordrecht: Springer.
- Hulme, P. E., Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V., Schaffner, U., & Vilà, M. (2013). Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. *Conservation Letters*, n/a–n/a.  
doi:10.1111/conl.12061
- Jelem, H. (1974). Die Auwälder der Donau in Niederösterreich. *Mitt. Der Forstl. BVA Wien*, (109), 1–287.
- Kowarik, I. (2003). Human Agency in Biological Invasions: Secondary Releases Foster Naturalisation and Population Expansion of Alien Plant Species. *Biological Invasions*, 5(4), 293–312. doi:10.1023/B:BINV.0000005574.15074.66
- Kowarik, I. (2010). *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa* (2nd ed.). Ulmer Eugen Verlag.

- Kowarik, I., & Säumel, I. (2007). Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(4), 207–237. doi:10.1016/j.ppees.2007.03.002
- Křivánek, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2006). Planting History and Propagule Pressure as Predictors of Invasion by Woody Species in a Temperate Region. *Conservation Biology*, 20(5), 1487–1498. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00477.x
- Liess, N., & Drescher, A. (2008). *Ailanthus altissima* spreading in the Danube National Park - possibilities of control. In Rabitsch, W., F. Essl & F. Klingenstein (Eds.): *Biological Invasions – from Ecology to Conservation*. (Vol. 7, pp. 84–95).
- Martin, P. H., Canham, C. D., & Marks, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(3), 142–149. doi:10.1890/070096
- Motta, R., Nola, P., & Berretti, R. (2009). The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the ‘Siro Negri’ Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. *Annals of Forest Science*, 66(4), 410p1 – 410p10. doi:10.1051/forest/2009012
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., ... Seipel, T. (2008). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(9), 479–486. doi:10.1890/080072
- Planty-Tabacchi, A.-M., Tabacchi, E., Naiman, R. J., Deferrari, C., & Décamps, H. (1996). Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology*, 10(2), 598–607. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x
- Posch, B. (1999). *Ergebnisbericht zur Naturrauminventur (Wald) im Nationalpark Donau-Auen Stichprobeninventur 1998/99*. Orth an der Donau: Nationalpark Donauauen.

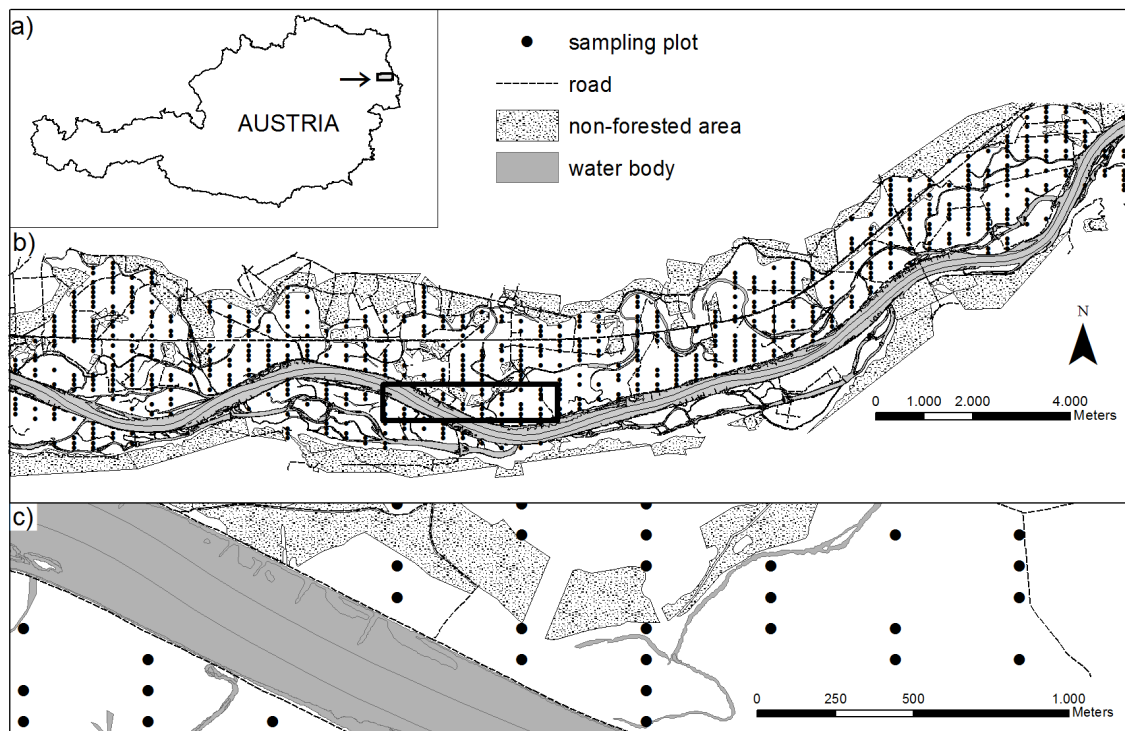
- Posch, B. (2010). *Ergebnisbericht zur Naturrauminventur (Wald) im Nationalpark Donau-Auen. Stichprobeninventur 2009/10. Final Report.* Orth an der Donau: National Park Donau-Auen.
- Posch, B., Eckmüllner, O., Fleck, W., Fraissl, C., Holzner, W., Leputsch, S., & Lutterschmied. (2008). Aufnahmeschlüssel Naturrauminventur Winter 2008/2009 im Nationalpark Donau-Auen.
- Pyšek, P., & Prach, K. (1993). Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe. *Journal of Biogeography*, 20(4), 413–420. doi:10.2307/2845589
- R Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing.* Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.R-project.org/>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., ... Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126–139.
- Säumel, I., & Kowarik, I. (2010). Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning*, 94(3–4), 244–249. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.10.009
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., ... Hulme, P. E. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135–144. doi:10.1890/080083
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., ... Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species,

communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702–708. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

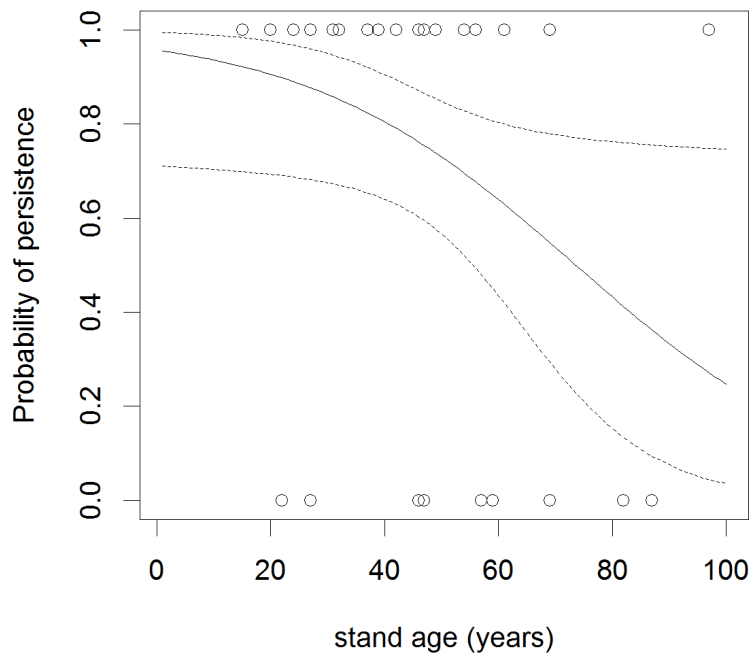
Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C. M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., ... Hulme, P. E. (2006). Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 33(5), 853–861. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01430.x

ZAMG. (2001). *Digitaler Klimaatlas Österreichs*. Wien: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

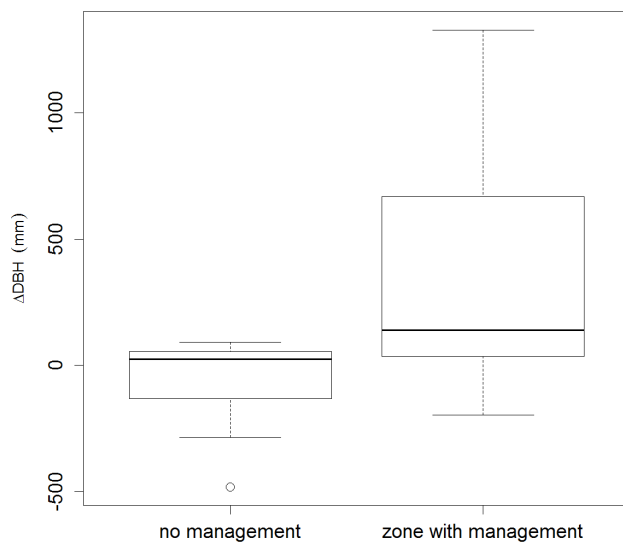
## 6 Tables and figures



**Fig. 1.** Location of the study area within eastern Austria (a), the study region, the National Park Donau-Auen (b), and a detail of the 100 x 400 m grid of sampling plots (black circles) (c).



**Fig. 2.** Probability of persistence of *R. pseudacacia* as a function of stand age. Prediction line (solid) and 95% confidence interval (dashed) were calculated using a generalized linear model with binomial distribution family and logit link function. Circles represent detected persistence status. P-value = 0.046\*, Estimate = 0.042, Standard Error = 0.021,  $D^2 = 0.091$ .



**Fig. 3.** Change of growth ( $\Delta$ mm DBH between 1998 and 2008) of *Robinia pseudacacia* on the Bitterlich sub-plot dependent on the management status (no management allowed vs. management allowed) of the sampling site. P-value = 0.0164\*, Estimate = 414.513, Std. Error = 161.921,  $D^2 = 0.19$ .



**Table 1.** Minimal adequate GLM of the poisson family with a log link function of the number of study species per plot. Estimates, their standard errors and p-values for the number of study species are presented. Residual deviance = 504.88, d.f. = 704, AIC = 821.93,  $D^2 = 0.05$ . Distance to next road, to the next non-forested-area and management were not significant, hence they were dropped.

	Estimate	Standard Error	P-value	Significance
(Intercept)	-0.987	0.279	0.000406	***
Stand age	-0.009	0.005	0.047494	*
Softwood floodplain forest	0.438	0.170	0.010109	*
Distance water body	-0.001	0.001	0.037367	*

\*P < 0.05, \*\*P < 0.01, \*\*\* P < 0.001.

**Table 2.** Generalized linear models of environmental factors affecting the colonization of new plots (from 1998 to 2008) of *A. negundo*, *R. pseudacacia* and *A. altissima*. For each model, the same set of predictors was used, non-significant parameters were eliminated. Minimal adequate models were fitted with a binomial family and a logit link function. *A. negundo*: residual deviance = 310.66, d.f. = 664 and AIC = 316.66; *R. pseudacacia*: residual deviance = 45.072, d.f. = 685, AIC = 49.072; *A. altissima*: residual deviance = 141.79, d.f. = 684, AIC = 147.79.

		Estimate	Standard Error	P-value	Significance
<i>A. negundo</i>	(Intercept)	1.563	0.768	0.04193	*
	Distance to water body	-0.003	0.001	0.00952	**
	Distance to the next colonized plot in 1998	-0.584	0.129	$6.37e^{-06}$	***
<i>R. pseudacacia</i>	(Intercept)	-0.936	1.689	0.5796	
	Distance to the next colonized plot in 1998	-0.734	0.319	0.0213	*
<i>A. altissima</i>	(Intercept)	1.169	1.000	0.2424	
	Distance to the next colonized plot in 1998	-0.722	0.173	$2.89e^{-05}$	***
	Softwood floodplain forest	-2.060	1.039	0.0474	*

\*P < 0.05, \*\*P < 0.01, \*\*\* P < 0.001

**Table 3.** Number of sample plots used in generalized linear models. Brackets show cases when number of sample plots were too small to fit the models. Size classes: RJ = Rejuvenation sub-plot, FIX = fixed circular sub-plot, BP = Bitterlich sub-plot

	Colonization			Persistence			Growth		
	0→0 or 0→1			1→1 or 1→0			1→1		
	Sum	0→0	0→1	Sum	1→1	1→0	RJ	FIX	BP
<i>A. negundo</i>	667	620	47	51	40	11	8	(6)	27
<i>R. pseudacacia</i>	687	683	4	43	32	11	(1)	(5)	29
<i>A. altissima</i>	687	669	18	31	23	8	(3)	(2)	20

**Table 4.** The number of sampling plots for each species respectively for the number of alien species on the plot and the floodplain type. Number of study species: 1=only one study species was recorded in 2008; 2=two study species were recorded in 2008

	Softwood floodplain forest		Hardwood floodplain forest	
	1	2	1	2
Number of study species				
<i>Acer negundo</i>	65	6	17	4
<i>Robinia pseudacacia</i>	4	4	16	11
<i>Ailanthus altissima</i>	6	2	23	9
Sum of study plots	75	6	56	12

## Appendix A      Abstract

European floodplain forests are characterized by particularly high levels of biological invasions. Consequently, their impacts caused in these high nature-value ecosystems are increasing. Therefore a better understanding of the factors that drive the invasion process at fine scales into riparian conservation areas is crucial for devising adequate management strategies.

Based on the plot data of two inventory periods (1998, 2008), supplemented with further data on management, stand age, distance to dispersal corridors, and type of ecosystems invaded, we used Generalized Linear Models (GLMs) to analyse the factors which shape the local distribution, growth, persistence and spread of three invasive alien tree species (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudacacia*) in the Donau-Auen National Park in eastern Austria.

Our results suggest that the number of alien woody species in the plots is influenced by stand age, type of floodplain forest and distance to the next water body. Local spread of all study species is mostly a result of short distance spread from already established invasion foci. Moreover, our findings suggest that recipient habitats (softwood vs. hardwood floodplain forests) modify invasion success in species-specific ways. Whereas probability of colonization of plots located in softwood floodplain forests are higher for *A. negundo*, the opposite is true for *A. altissima* and – less so – *R. pseudacacia*. Further, GLMs showed that the probability of extinction of *R. pseudacacia* increases with stand age and that growth of *R. pseudacacia* is significantly higher in zones where management was allowed than in areas which were not managed.

The on-going spread of the study species suggests that their local distribution is in disequilibrium, i.e. not all suitable habitat patches have yet been colonized. This implies that management of alien species in protected areas may be of greater importance than current distribution suggests. This is particularly true for the Donau-Auen National Park, as sustained management efforts to reverse the spread of alien woody species are crucial for the long-term conservation value of this iconic protected area which protects one of the largest floodplain forests in Europe.

**Key words:** conservation, forestry, invasion, landscape, management, monitoring, propagule pressure, biodiversity

## Appendix B Zusammenfassung

In Europa zeichnen sich Auwälder durch eine besonders hohe Invasionsrate von eingewanderten Arten aus. Daher nimmt der Einfluss von invasiven Arten auf diese naturschutzfachlich besonders wertvollen Ökosystemen immer mehr zu. Deshalb ist ein besseres Verstehen der Faktoren, die die Invasion der Neophyten in Schutzgebiete treiben, entscheidend um geeignete Management-Strategien festzulegen.

Basierend auf den Daten von zwei Inventurperioden (1998, 2008), ergänzt mit weiteren Daten zu Management, Alter des Baumbestandes, Entfernung zu Ausbreitungskorridoren und Typ des besiedelten Ökosystems, haben wir mit Generalisierten Linearen Modellen (GLMs) die Faktoren untersucht, die die lokale Verbreitung, das Überdauern und die weitere Ausbreitung von drei invasiven Baumarten (*Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudacacia*) im Nationalpark Donau-Auen in Ostösterreich bestimmen.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Anzahl an invasiven Baumarten auf den Untersuchungsflächen vom Alter des Baumbestandes, dem Typ des Auwaldes und der Distanz zur nächsten Wasserfläche beeinflusst wird. Die lokale Ausbreitung der Neophyten resultiert vor allem daraus, dass sich bereits etablierte Neophyten-Populationen auf nah gelegene Standorte ausbreiten. Außerdem deuten unsere Ergebnisse an, dass der Invasionserfolg in ein Habitat (Weichholzauwald vs. Hartholzauwald) sehr von der einwanderenden Spezies abhängig ist. Wohingegen *A. negundo* eher Standorte in einem Weichholzauwald besiedelt, trifft das Gegenteil auf *A. altissima* und *R. pseudacacia* zu. Des Weiteren zeigten GLMs, dass die Wahrscheinlichkeit des Verschwindens von *R. pseudacacia* mit zunehmendem Bestandsalter zunimmt und dass *R. pseudacacia* signifikant mehr Wachstum in Zonen mit Management aufweist als in Zonen ohne Management.

Die fortwährende Ausbreitung der untersuchten Arten deutet an, dass ihre standörtliche Ausbreitung nicht stillsteht, also noch nicht alle geeigneten Standorte besiedelt wurden. Dies bedeutet vor allem auch, dass Management von invasiven Arten in geschützten Gebieten vermutlich sogar noch wichtiger ist, als aus der derzeitigen Verbreitung angenommen werden kann. Daher sind im Nationalpark Donau-Auen Management-Maßnahmen zur Zurückdrängung der invasiven Baumarten auch in Zukunft ausschlaggebend für den langfristigen Erhalt des hohen ökologischen und naturschutzfachlichen Wertes dieser sehr besonderen und unverkennbaren Landschaft, die einen der größten Auwälder Europas schützt.

## Appendix C Datenaufbereitung

### 1 Probeflächen

Als Datengrundlage dienen die Ergebnisse der Stichprobeninventuren der Jahre 1998/99 und 2008/09, die von den Österreichischen Bundesforsten (ÖBf) im Rahmen der Naturrauminventur (Wald) im Nationalpark Donauauen durchgeführt wurden. Aus methodischen Gründen wurden nur die Daten des niederösterreichischen Gebietes berücksichtigt. Die Stichprobenpunkte haben einen 2,5 m Horizontalradius und sind in einem regelmäßigen 100 x 400 m Raster über das Untersuchungsgebiet verteilt. Die Freilandarbeit wurde vom Personal der ÖBf nach dem von Eckmüllner, Fleck, Fraissl, Posch und Reimoser erarbeiteten Aufnahmeschlüssel durchgeführt (Posch, 1999).

Aus dieser Datenquelle stammen die Parameter: Alter des Bestandes laut Forstoperaten und ob das Gehölz tot oder lebendig ist.

Die Gehölze werden in drei Größenklassen eingeteilt und aufgenommen:

#### 1.) *Verjüngung am fixen Probekreis (Radius = 2,5 m)*

Alle Gehölze, die unter 130 cm hoch sind. Hier wird kein BHD gemessen, sondern die Anzahl der Individuen wird stufenweise geschätzt.

#### 2.) *Fixer Probekreis (Radius = 2,5 m)*

Der fixe Probekreis hat einen Horizontalradius von 2,5 m. Auf dieser Fläche werden Gehölze über 1,3 m Höhe bis 100 mm BHD aufgenommen. Die Aufnahme wird in Viertelkreisen durchgeführt, wobei immer von Norden begonnen wird. Laut Aufnahmeschlüssel ist wie folgt vorzugehen: „Sind bereits im Sektor 1 zehn oder mehr Gehölzpflanzen laut Aufnahmeschlüssel (Posch, 1999) aufgenommen, so ist lediglich dieser erste Viertelkreis zu vollenden. Werden im ersten Sektor weniger als 10 Gehölzpflanzen angetroffen, so ist die Aufnahme auf den folgenden Sektoren so lange fortzusetzen, bis die Zahl 10 erreicht oder überschritten worden ist (Achtung: Viertelkreis, in dem 10 Probestämme erreicht wurden, ist fertig auszuzählen!).“

1998 wurde bei jedem Gehölz des fixen Probekreises der BHD gemessen und notiert. Da 2008 die Vorgangsweise geändert wurde, wurden in dieser Größenklasse nur mehr die Gehölze mit einem BHD von mindestens 50 mm einzeln notiert. Alle Individuen einer Gehölzart mit einem BHD kleiner als 50 mm wurden zu einem einzelnen Eintrag zusammengefasst. Somit wurde nur

mehr der BHD des „Repräsentanten“ (größter und dickster Baum) gemessen, und die Anzahl der kleineren Bäume dieser Gehölzart angegeben.

Deshalb wurde eine statistische Annäherung der fehlenden Brusthöhendurchmesser der kleineren Bäume im Programm R (R Core Team, 2012) nach folgendem Schema durchgeführt:

Für jeden Plot separat alle Gehölze vom Jahr 2008 mit einem BHD zwischen 1 – 49 mm:

- Wenn 2008 gleich viele Bäume wie 1998 auf dem Plot:  
$$\text{BHD 98} / \text{Maximaler BHD 98} * \text{BHD 08} = \text{BHDs 08}$$

Z.B.     $35/46 * 48 = 36,5$  mm BHD

$30/46 * 48 = 31,3$

$24/46 * 48 = 25,0$
- Wenn die Anzahl der Bäume von 2008 und 1998 nicht identisch ist (also Bäume dazugekommen oder verschwunden sind bzw. eine Fläche im Jahr 2008 zum ersten Mal besiedelt wurde), wurden die fehlenden Referenzwerte (BHDs 98) mit einer Zufallszahl der Uniformverteilung geschätzt.

### 3.) Winkelzählprobe

Bäume mit einem BHD von mindestens 100 mm (Kluppschwelle 100 mm) werden mit dem Spiegelrelaskop unter der Verwendung der Zählbreite 4 und der Messhöhe 1,3 m ausgewählt. Es handelt sich um einen variablen Radius, da der Grenzkreisradius bestimmt, ob ein Stamm gezählt wird. Nur wenn die Horizontaldistanz kleiner als der Grenzkreisradius ist, wird der Baum berücksichtigt. Bei Zählfaktor 4 ist der Grenzkreisradius das 25fache des Brusthöhendurchmessers in Meter. Die vierfache Horizontaldistanz [m] ergibt den BHD [cm], den der Stamm haben muss, um in der Winkelzählprobe gezählt zu werden.

Für Bäume, die 1998 in der Winkelzählprobe aufgenommen wurden aber 2008 kein Probestamm der Winkelzählprobe mehr sind, wird mit dem Korrekturcode (KC) eine Erklärung abgegeben. Der Korrekturcode (KC) erläutert, warum manche Bäume der Ersterhebung (1998) bei der Wiederaufnahme (2008) keine Probestämme mehr sind. Tabelle A1 stellt dar, wie die unterschiedlichen Korrekturcodes in dieser Arbeit berücksichtigt und gehandhabt wurden.

**Tabelle A1.** Handhabung des Korrekturcodes (KC)

KC	Erklärung	Behalten	Bemerkung	Begründung
0	sowohl Probestamm bei Ersteinrichtung als auch aktueller Probestamm (Gleiche Nummerierung obligatorisch)	JA		
1	Kennzeichnung jener Probestämme der Ersteinrichtung, die im Zeitraum seither genutzt wurden d.h. Nutzungen (Stöcke)	JA	Als TOT markieren	z.B. Ringelung/Fällung
2	Kennzeichnung von Einwüchsen, die mit noch nicht vergebener Nummer zu versehen sind	JA	Lebend	War davor entweder in der Fix-Klasse oder außerhalb des fixen Probekreis und ist in die WZP reingewachsen
3	Kennzeichnung von aktuellen Probestämmen, die aufgrund ihrer Dimension bei der Ersteinrichtung mutmaßlich übersehen worden sind	<b>NEIN</b>	PRFL in allen Methoden löschen	Baum hätte 1998 auch schon aufscheinen müssen, wurde aber übersehen. Deshalb nicht vergleichbar.
4	Neuanlage der Probefläche, d.h. keine Beziehung zur Erstaufnahme. Die Messwerte für jeden einzelnen Probestamm sind Ersterhebungen	<b>NEIN</b>	PRFL in allen Methoden löschen	Keine Daten für 1998 vorhanden, also nicht vergleichbar.
5	Seinerzeit Probestamm aufgrund eines groben Fehlers bei der Relaskopie und bei der aktuellen Winkelzählprobe korrekterweise kein Probestamm mehr.	<b>NEIN</b>	PRFL in allen Methoden löschen	Baum-Individuen zw. den Methoden nicht identifizierbar. In allen Methoden löschen, denn Baum könnte jetzt entweder ganz weggelassen sein (außerhalb der WZP-Radius) oder in den fixen Probekreis runter gestuft sein.
6	Seinerzeitiger lebender oder stehend toter Probestamm, jetzt am Boden liegend und deshalb nicht mehr in der WZP	JA	Als TOT markieren	
7	Seinerzeitiger Probestamm unauffindbar, „verschwunden“	JA	Als TOT markieren	Bei FIX werden „nicht auffindbare“ Bäume als tot markiert und berücksichtigt. Deshalb in WZP gleiches Verfahren.
8	Seinerzeitiger Probestamm – aufgrund des Zerfalls zu einem Kadaverstumpf nicht mehr Teil der WZP	JA	Als TOT markieren	

**Tabelle A2.** Größenklassen der Aufnahmemethoden

Plot	Baumhöhe	BHD	Flächen-Radius
Fixer Probekreis	Mind. 1,3 m	Max. 99 mm	2,5 m Horizontalradius
WZP	Mind. 1,3 m	Min. 100 mm	variabler Radius
Verjüngung	Max. 1,3 m	Keine BHD-Messung sondern Schätzung der Pflanzenanzahl	2,5 m Horizontalradius

## 1.1 Probeflächen-Auswahl

Da in dieser Arbeit nur das niederösterreichische Gebiet des Nationalparks Donauauen berücksichtigt werden konnten, bilden 1377 Stichprobenflächen die Grundlage für die Probeflächen-Selektion. Für die Fragestellungen dieser Masterarbeit müssen die Stichprobenflächen in allen drei Größenklassen (Verjüngung, Fixer Probekreis, Winkelzählprobe) in beiden Erhebungsjahren (1998 und 2008) aufgenommen worden sein. Zudem können Probeflächen, auf denen 2008 mindestens ein Baum in der Winkelzählprobe den Korrekturcode 3, 4 oder 5 zugewiesen hat, nicht berücksichtigt werden. Stichprobenflächen, auf denen Fehler bei der Datenerhebung oder Dateneingabe passiert sind, müssen auch ausselektiert werden.

Von den ursprünglich 1377 Stichprobenflächen erfüllen 708 Plots alle Anforderungen und dienen somit als Datengrundlage für die statistische Auswertung (Tabelle A3).

**Tabelle A3.** Selektion der Probeflächen

	<b>Erläuterung</b>	<b>Entfernen Anzahl Plots</b>	<b>Ergebnis Anzahl Plots</b>
Probeflächen in Niederösterreich	Bundesforste Flächen		1377
Korrekturcode der Winkelzählprobe	Entfernen von Probeflächen, die 2008 mindestens einen Baum mit KC= 3 oder 4 oder 5 hatten	204	1173
Abgleich 1998 und 2008	Es können nur Plots berücksichtigt werden die in allen 3 Methoden (Verjüngung, Fixer Probekreis, Winkelzählprobe) sowohl 1998 als auch 2008 beprobt worden sind.	460	713
Fehler bei Erhebung	Plots werden nicht berücksichtigt, wenn Fehler bei Datenaufnahme oder -eingabe passiert sind. Z.B. Alter 1005 Jahre bei einem BHD von 46mm; oder 800m hoher Baum	5	708

## 2 GIS-Daten

### 2.1 Autyp

Die Datengrundlage des Parameters Autyp bilden die GIS-Daten der Universität Wien. Es hat 3 Ausprägungen: Donaustrom (S), Harte Au (H) und Weiche Au (W).

Da diese GIS-Daten nur den südlich vom Hochwasserschutzdamm gelegenen Nationalpark-Bereich abdecken, wurden die Probeflächen nördlich des Dammes als harte Au eingestuft. Zudem wurden Probeflächen, die in den Bereich „S“ (Donaustrom) fallen, zur weichen Au (W) gezählt.



## 2.2 Gewässernetz

Das Gewässernetz wurde neu adaptiert unter der Berücksichtigung der Daten der Österreichischen Bundesforste, der Universität Wien und der Gewässer-Karten des Nationalparks Donauauen. Bei der Selektion des Gewässernetzes wurden nur größere Gewässer berücksichtigt und meist nur angebundene Nebenarme; nicht angebundene Gewässer wurden nur dann ausgewählt, wenn durch ihre Lage darauf geschlossen werden kann, dass sie sich bei Hochwasser mit anderen Gewässern verbinden oder sie durch ihre umfangreiche Größe auch ohne Anbindung einen markanten Einfluss auf die Umgebung haben.

## 2.3 Wegenetz

Das Wegenetz basiert auf den GIS-Daten der Universität Wien. Kleinere Wege wurden allerdings nicht berücksichtigt.

## 2.4 Colorinfrarot-Bilder (CIR)

Als Digitalisierungsgrundlage dient ein CIR-Bild aus dem Jahr 1997 mit einer Rasterzellengröße von 0,5 mal 0,5 Meter.

## 2.5 Management

Die Zonierung des Nationalparks richtet sich nach den digitalen GIS-Daten des Nationalparks Donauauen auf dem Stand 2013. Nur die Nationalparkzone „Naturzone 2001“ wird zur Kategorie „kein Management“ gezählt. Die restlichen Zonen werden als „Management vorhanden/möglich“ kategorisiert („Außenzone Hochwasserschutzdamm“, „Außenzone Ackerflächen“, „Außenzone Fremdenverkehr“, „Außenzone Schifffahrtsrinne“, „Naturzone 2013“, „Naturzone 2026“, „Naturzone mit Management“).

# 3 Parameter

## 3.1 Tot

Gehölze sind tot, wenn sie als „tot“ deklariert sind, 2008 nicht mehr aufgefunden wurden (negativer BHD) oder ein positiver BHD eingetragen ist aber eine Todesursache angegeben wurde.

## 3.2 Beschirmung

Die Beschirmung stammt aus den wildökologischen Daten der Naturrauminventur. Der Gesamtbeschirmungsgrad (BESG) bedeutet laut Aufnahmeschlüssel (Posch, 1999):

*Gesamtbeschirmungsgrad in 1,3m über Boden BESG für jeden Teil-WÖBT [r=8 m]*

Der Gesamtbeschirmungsgrad umfasst die Überschirmung aller Gehölzpflanzen aller Schichten über 1,3m projiziert auf die Bezugsfläche in Brusthöhe und wird in Zehntel (im Sommeraspekt [Code 11...einzeln, d.h. weniger als 1 Zehntel]) angegeben.

Für jeden wildökologischen Bestandestyp (WÖBT) wird in Zehntel der flächenmäßige Anteil an der Probestfläche angegeben.

Da der Beschirmungsgrad nicht für die gesamte Stichprobenfläche, sondern für jeden wildökologischen Bestandestyp separat erfasst wurde, wird die Beschirmung mit Hilfe des Parameters „Anteil“, der besagt, wie viel Flächenanteil der wildökologische Bestandestyp an der gesamten Probestfläche einnimmt, für jeden Plot gewichtet (Tabelle A4).

$$\text{BESGEW} = \frac{\text{Beschirmung(WÖBT1)} \times \text{Anteil(WÖBT1)} + \text{Beschirmung(WÖBT2)} \times \text{Anteil(WÖBT2)}}{10}$$

BESGEW ... Gewichtete Beschirmung auf einem Plot

**Tabelle A4.** Fiktives Beispiel zur Gewichtung des Beschirmungsgrades

PRFL	WOBT	ANTEIL	BESG	BESGNEU
700200	1	8	10	$(8 \cdot 10 + 2 \cdot 9) / 10 = 9,8$
700200	2	2	9	

Leider stimmt in manchen Fällen die Anzahl an WÖBTs auf einem Plot in den zu verschneidenden Tabellen nicht überein. Dadurch fehlt z.B. einem WÖBT ein Beschirmungsgrad-Wert. Diese WÖBTs können somit leider nicht berücksichtigt werden.

Dieser Parameter wurde in der Diskussion der Ergebnisse bewusst ausgeschlossen, da er durch das Extrapolieren zu viel an Aussagekraft verloren hat.

### 3.3 Entfernung zum nächsten bereits 1998 besiedelten Probepunkte

Dieser Parameter wird nur für die Stichprobenflächen berechnet, die die Bedingungen für den Response „Colonization“ erfüllen: Die Zielart befand sich 1998 nicht auf der 2,5 m Radius Fläche der Stichprobe. Im Jahr 2008 kann eine Kolonisierung stattgefunden haben, muss aber nicht (0→0 oder 0→1).

Für jeden Plot und jede Zielart getrennt wurde in ArcGis 10.1. die Entfernung zum nächsten Probepunkt berechnet, der bereits 1998 die jeweilige Zielart aufwies. Als Datengrundlage für die Plots 1998 dienen alle Probestflächen im niederösterreichischen Gebiet (n=1377), denn auch

wenn z.B. eine Probefläche 2008 nicht aufgenommen wurde oder ein Fehler bei der Dateneingabe passiert ist, war der Baum zum Zeitpunkt 1998 trotzdem vorhanden und hat deshalb Einfluss auf die Verbreitung dieser Zielart. Es werden nur lebende Bäume berücksichtigt.

Wenn eine Probefläche im Jahr 1998 die Zielart außerhalb des fixen Probekreis (2,5 m Horizontalradius) aufweist, dann wird die Distanz zur nächsten Probefläche auf 15 m festgelegt.

### *3.4 Entfernung zur nächsten Nicht-Wald-Fläche*

In GIS wurde die Entfernung des Probeflächen-Mittelpunktes zur nächsten Fläche, die kein Wald und kein Gewässer/Straße ist, gemessen. Typische Nicht-Wald-Flächen sind z.B. Wiesen, Äcker, Siedlung und Offenland. Nur Nicht-Wald-Flächen ab einer Größe von mindestens 50.000 m<sup>2</sup> werden berücksichtigt.

### *3.5 Colonization*

Der Response Colonization zeigt, ob eine Probefläche innerhalb der 10 Jahre von einer Zielart neu besiedelt worden ist. Es werden nur Probeflächen berücksichtigt, auf denen die Zielart bis 2008 nicht (0→0) oder doch neu dazugekommen ist (0→1).

Es werden nur Bäume gezählt, die innerhalb des 2,5 m Horizontalradius auf der Probefläche stehen. Falls ein Baum der Zielart außerhalb des 2,5 m Radius steht, wird bei der Distanz zur nächsten Probefläche 15 m eingetragen.

### *3.6 Persistence*

Dieser Response zeigt, ob eine Zielart auf einer Probefläche im Untersuchungszeitraum wieder verschwunden ist (1→0) oder immer noch vorkommt (1→1). Für die Feststellung des Vorkommens der Zielart werden alle Größenklassen zusammengefasst. Es ist daher unwesentlich, ob die Zielart in der Winkelzählprobe, im Fixen Probenkreis oder in der Verjüngung eingeteilt wurde.

### *3.7 Growth*

Für das Wachstum der Zielart können nur Stichprobenflächen berücksichtigt werden, die zu beiden Erhebungszeitpunkten von der jeweiligen Zielart besiedelt waren. In den Größenklassen fixer Probekreis und Winkelzählprobe wird die Differenz der BHDs der Jahre 2008 und 1998 berechnet. Da in der Verjüngung statt BHDs die Pflanzenanzahl geschätzt wurde, wird die Differenz der geschätzten Pflanzenzahl 2008 und 1998 verwendet. Die Modelle werden daher für jede Größenklasse separat berechnet.

Beispiel:

$$\Delta\text{BHD}(\text{Art1 WZP})=$$

$$\sum \text{BHD der Art1 auf PlotX in der WZP 2008} - \sum \text{BHD der Art1 auf PlotX in der WZP 1998}$$

### 3.8 *Number of study species*

Dieser Response zeigt, wie viele der Zielarten im Jahr 2008 auf einem Plot lebend vorgekommen sind. Mögliche Ausprägungsformen sind daher 0, 1, 2 oder 3 Zielarten auf der Probefläche. Bei diesem Response werden die Größenklassen zusammengefasst.

### 3.9 *Nicht verwendete Parameter*

Die folgenden Parameter wurden nach eingehender Prüfung als nicht geeignet eingestuft und daher nicht in die statistische Auswertung integriert.

Flurabstand und Höhe über Adria: nicht für das komplette Untersuchungsgebiet vorhanden

Maximales Alter auf Probefläche: Alter laut Forstoperaten robuster, da nicht von Individuen abhängig.

Autyp laut Flächenmerkmalen der Naturrauminventur: Autyp nach GIS-Daten der Universität Wien besser geeignet.

**Tabelle A5.** Erklärung der Parameter

English	Abkürzung	Einheit oder Ausprägungen	Erläuterung
Distance site 98	DISTPRFL	[m]	Distanz zum nächsten Plot, der bereits 1998 die Zielart aufwies. Alle Plots von 1998 werden als Referenz zur Distanzmessung berücksichtigt.
Distance water body	DISTGW	[m]	Distanz vom Probeflächenmittelpunkt zum nächsten Gewässer
DISTROAD	DISTSTR	[m]	Distanz vom PRFL-Mittelpunkt zum nächsten Weg
DISTNF	DISTNW	[m]	Distanz zur nächsten Nicht-Wald-Fläche, die mind. 5 ha groß ist
Stand age	OPALT	[Jahre]	Alter des Baumbestandes laut Forstoperaten (Bundesforste Daten)
Type of floodplain forest management	AUTYP	W, h, (s)	Weiche Au (w); Harte Au (h); Donaustrom (s) alles nördlich des Hochwasserschutzdamms wird als Harte Au eingestuft (GIS-Daten Uni Wien)
	MANAG	0 / 1	Ist Management auf PRFL möglich. 0 (nein), 1 (ja). Indirekt ermittelt durch Nationalpark-Zonierung. Nur Naturzone 2001 gilt als kein Management möglich.
zone	NPZONE	Siehe Kapitel Management	Zonierung laut Nationalpark GIS-Daten
	BESG	In Zehntel	Gesamtbeschirmungsgrad = Überschirmung aller Gehölzpflanzen aller Schichten über 1,3m projiziert auf die Bezugsfläche (r=8m) in Brusthöhe
Canopy cover	BESGNEU	In Zehntel	(BESG_WÖBT1* ANTEIL1 + BESG_WÖBT2*ANTEIL2) / 10 Mit Flächenanteil gewichteter BESG
Colonization	COLO	0 → 1 = 1 0 → 0 = 0	Colonization Wurde Fläche von 1998 auf 2008 von Zielart besiedelt? Nur Bäume innerhalb des 2,5 m Radius werden gezählt (VJ+FIX+WZPradius)
Persistence	EXT	1→1 = 0 1→0 = 1	Extinction, gesamte Fläche wird berücksichtigt
Growth	GROWTH	ΔBHD/ ΔPflanzenanzahl [mm]	Differenz zwischen 2008 und 1998 des summierten BHD pro Probefläche, Art und Methode
Number of study species	QUANT	0/1/2/3	Wie viele der Zielarten befanden sich 2008 lebend auf der PRFL

**Tabelle A6.** Ergebnisse der Generalisierten Linearen Modelle (GLMs)

NR	S.SIZE	VARIABLE	p.value	SIGN	AIC	D <sup>2</sup>	Estimate	Std.Error	z.value
<b>all study species</b>									
glm COLO ~ GA binomial statcolo									
1	708	(Intercept)	< 1e-04	***	561.74	0.078	-2.580	0.151	-17.050
		GA1600	< 1e-04	***			-2.561	0.524	-4.890
		GA2004	0.0002487	***			-1.036	0.283	-3.664
<b>all study species</b>									
glm COLO ~ GA + log(DISTPRFL) binomial statcolo									
2	708	(Intercept)	0.0060469	***	520.43	0.150	1.622	0.591	2.745
		GA1600	< 1e-04	***			-2.796	0.532	-5.260
		GA2004	0.000731	***			-0.977	0.289	-3.378
		log(DISTPRFL)	< 1e-04	***			-0.687	0.098	-7.023
<b>Acer negundo</b>									
glm COLO ~ log(DISTPRFL) binomial statcolo[statcolo\$GA == 1404, ]									
3	667	(Intercept)	0.094515		322.04	0.064	1.286	0.769	1.672
		log(DISTPRFL)	< 1e-04	***			-0.630	0.128	-4.904
<b>Robinia pseudacacia</b>									
glm COLO ~ log(DISTPRFL) binomial statcolo[statcolo\$GA == 1600, ]									
4	687	(Intercept)	0.5795851		49.07	0.083	-0.936	1.689	-0.554
		log(DISTPRFL)	0.0212813	*			-0.734	0.319	-2.303
<b>Ailanthus altissima</b>									
glm COLO ~ log(DISTPRFL) binomial statcolo[statcolo\$GA == 2004, ]									
5	687	(Intercept)	0.2427613		152.82	0.107	1.137	0.973	1.168
		log(DISTPRFL)	< 1e-04	***			-0.774	0.168	-4.612
<b>Acer negundo</b>									
glm COLO ~ DISTGW binomial statcolo[statcolo\$GA == 1404, ]									
6	667	(Intercept)	< 1e-04	***	331.80	0.036	-1.978	0.220	-8.975
		DISTGW	0.0027424	***			-0.004	0.001	-2.995
<b>Robinia pseudacacia</b>									
glm COLO ~ DISTGW binomial statcolo[statcolo\$GA == 1600, ]									
7	687	(Intercept)	< 1e-04	***	52.57	0.012	-4.725	0.715	-6.606
		DISTGW	0.4996938				-0.002	0.004	-0.675
<b>Ailanthus altissima</b>									
glm COLO ~ DISTGW binomial statcolo[statcolo\$GA == 2004, ]									
8	687	(Intercept)	< 1e-04	***	169.09	0.009	-3.935	0.364	-10.809
		DISTGW	0.1888874				0.001	0.001	1.314
<b>Acer negundo</b>									
glm COLO ~ DISTSTR binomial dat									
9	667	(Intercept)	< 1e-04	***	343.18	0.002	-2.409	0.243	-9.921
		DISTSTR	0.3921561				-0.001	0.001	-0.856
<b>Robinia pseudacacia</b>									
glm COLO ~ DISTSTR binomial statcolo[statcolo\$GA == 1600, ]									
10	687	(Intercept)	< 1e-04	***	52.91	0.005	-4.830	0.790	-6.113
		DISTSTR	0.6453293				-0.002	0.005	-0.460

NR	S.SIZE	VARIABLE	p.value	SIGN	AIC	D <sup>2</sup>	Estimate	Std.Error	z.value
<b><i>Ailanthus altissima</i></b>									
glm COLO ~ DISTSTR binomial dat									
11	687	(Intercept)	< 1e-04	***	169.95	0.004	-3.868	0.395	-9.786
		DISTSTR	0.3901141				0.001	0.002	0.859
<b><i>Acer negundo</i></b>									
glm COLO ~ DISTNW binomial statcolo[statcolo\$GA == 1404, ]									
12	667	(Intercept)	< 1e-04	***	342.59	0.004	-2.822	0.264	-10.700
		DISTNW	0.2368095				0.001	0.001	1.183
<b><i>Robinia pseudacacia</i></b>									
glm COLO ~ DISTNW binomial statcolo[statcolo\$GA == 1600, ]									
13	687	(Intercept)	< 1e-04	***	52.13	0.021	-4.495	0.757	-5.934
		DISTNW	0.3600017				-0.002	0.002	-0.915
<b><i>Ailanthus altissima</i></b>									
glm COLO ~ DISTNW binomial dat									
14	687	(Intercept)	< 1e-04	***	167.68	0.018	-3.088	0.367	-8.406
		DISTNW	0.108746				-0.002	0.001	-1.604
<b><i>Acer negundo</i></b>									
glm COLO ~ DISTGW + log(DISTPRFL) binomial dat									
15	667	(Intercept)	0.0784333		316.66	0.086	1.372	0.780	1.760
		DISTGW	0.0157167	*			-0.003	0.001	-2.415
		log(DISTPRFL)	< 1e-04	***			-0.564	0.131	-4.303
<b><i>Robinia pseudacacia</i></b>									
glm COLO ~ log(DISTPRFL) binomial statcolo[statcolo\$GA == 1600, ]									
16	687	(Intercept)	0.5795851		49.07	0.083	-0.936	1.689	-0.554
		log(DISTPRFL)	0.0212813	*			-0.734	0.319	-2.303
<b><i>Ailanthus altissima</i></b>									
glm COLO ~ log(DISTPRFL) + AUTYP binomial dat									
17	687	(Intercept)	0.2424018		147.79	0.149	1.169	1.000	1.169
		log(DISTPRFL)	< 1e-04	***			-0.722	0.173	-4.182
		AUTYPw	0.0473678	*			-2.060	1.039	-1.983
<b>all study species</b>									
glm QUANT ~ OPALT + AUTYP + DISTGW poisson statquant									
18	708	(Intercept)	0.0004058	***	821.93	0.052	-0.987	0.279	-3.536
		OPALT	0.047494	*			-0.009	0.005	-1.982
		AUTYPw	0.010109	*			0.438	0.170	2.572
		DISTGW	0.0373675	*			-0.001	0.001	-2.082
<b><i>Acer negundo</i></b>									
glm DBHD ~ AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian grvjAC									
19	8	(Intercept)	0.8814056		57.28	0.521	-11.328	69.809	-0.162
		AUTYPw	0.8338288				-2.183	9.546	-0.229
		MANAG1	0.4615599				18.161	21.566	0.842
		OPALT	0.6901368				0.205	0.466	0.439
		BESGNEU	0.7056989				-1.645	3.959	-0.416
<b>all study species</b>									
glm DBHD ~ GA + AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian statgrefix									
20	13	(Intercept)	0.4269971		175.11	0.541	744.638	883.131	0.843

NR	S.SIZE	VARIABLE	p.value	SIGN	AIC	D <sup>2</sup>	Estimate	Std.Error	z.value
		GA	0.5914072				0.149	0.265	0.562
		AUTYPw	0.7388386				59.443	171.340	0.347
		MANAG1	0.5599742				107.778	176.150	0.612
		OPALT	0.5834501				-1.872	3.257	-0.575
		BESGNEU	0.0779528				-110.487	53.542	-2.064
<b>Acer negundo</b>									
glm DBHD ~ AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian statgrowzpAC									
21	27	(Intercept)	0.5306368		369.35	0.015	247.874	389.069	0.637
		AUTYPw	0.8982449				-13.840	106.986	-0.129
		MANAG1	0.8452205				30.194	152.852	0.198
		OPALT	0.8716319				-0.645	3.946	-0.163
		BESGNEU	0.6614863				-12.121	27.309	-0.444
<b>Acer negundo</b>									
glm (DBHD)^2 ~ AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian statgrowzpAC									
22	27	(Intercept)	0.9772122		709.02	0.006	-6061.720	2.098E+05	-0.029
		AUTYPw	0.7729656				16851.287	5.769E+04	0.292
		MANAG1	0.8048675				20611.536	8.243E+04	0.250
		OPALT	0.8750764				338.483	2.128E+03	0.159
		BESGNEU	0.9526874				883.824	1.473E+04	0.060
<b>Acer negundo</b>									
glm (DBHD)^10 ~ AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian statgrowzpAC									
23	27	(Intercept)	0.6927669		3533.7	0.035	-	1.094E+28	-0.400
							4.379E+27		
		AUTYPw	0.4976672				2.074E+27	3.008E+27	0.690
		MANAG1	0.672237				1.843E+27	4.298E+27	0.429
		OPALT	0.5104461				7.423E+25	1.110E+26	0.669
		BESGNEU	0.8789458				-	7.678E+26	-0.154
							1.183E+26		
<b>Robinia pseudacacia</b>									
glm DBHD ~ MANAG gaussian statgrowzpRO									
24	29	(Intercept)	0.6026802		429.70	0.195	-74.286	141.031	-0.527
		MANAG1	0.0163808	*			414.513	161.921	2.560
<b>Ailanthus altissima</b>									
glm DBHD ~ AUTYP + MANAG + OPALT + BESGNEU gaussian statgrowzpAI									
25	20	(Intercept)	0.0313216	*	291.36	0.293	906.193	381.568	2.375
		AUTYPw	0.8239832				-44.397	196.143	-0.226
		MANAG1	0.6039566				89.705	169.297	0.530
		OPALT	0.190059				-5.312	3.870	-1.373
		BESGNEU	0.2398024				-52.696	43.049	-1.224
<b>Acer negundo</b>									
glm EXT ~ MANAG + AUTYP + OPALT + BESGNEU binomial extAC									
26	51	(Intercept)	0.8136087		61.40	0.033	0.640	2.715	0.236
		MANAG1	0.9423967				-0.105	1.449	-0.072
		AUTYPw	0.4130128				-0.718	0.878	-0.819
		OPALT	0.9282952				0.003	0.030	0.090
		BESGNEU	0.3290182				-0.161	0.165	-0.976



NR	S.SIZE	VARIABLE	p.value	SIGN	AIC	D <sup>2</sup>	Estimate	Std.Error	z.value
<b><i>Robinia pseudacacia</i></b>									
glm EXT ~ OPALT binomial extRO									
27	43	(Intercept)	0.0057785	**	48.45	0.091	-3.104	1.125	-2.760
		OPALT	0.0464581	*			0.042	0.021	1.991
<b><i>Ailanthus altissima</i></b>									
glm EXT ~ MANAG + AUTYP + OPALT + BEGNEU binomial extAI									
28	31	(Intercept)	0.3050823		42.55	0.081	-3.286	3.204	-1.026
		MANAG1	0.4873492				0.721	1.039	0.695
		AUTYPw	0.8439331				-0.252	1.280	-0.197
		OPALT	0.1459859				0.042	0.029	1.454
		BEGNEU	0.8807551				-0.052	0.344	-0.150

## Appendix D Lebenslauf

Ricarda Maria Höfle

Email: ricarda.hoefle@gmx.at

### Ausbildung

03/2011 – 02/2014	<b>Masterstudium Naturschutz und Biodiversitätsmanagement</b> Universität Wien Masterarbeit: „Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests.“
10/2007 – 11/2010	<b>Bachelorstudium Biologie (BSc), Schwerpunkt Ökologie</b> Universität Wien Bachelorarbeit: „Das Blütenbesucherverhalten von <i>Anthophora plumipes</i> auf <i>Alkanna orientalis</i> und <i>Buglossoides purpureocaerulea</i> .“
19/06/2007 1999 – 2007	Matura mit Auszeichnung Bundesgymnasium Gallusstraße, Bregenz AHS mit Schwerpunkt auf humanistischer Bildung und Sprachen

### Praktika / Berufserfahrung

seit 01/2014	Naturpädagogische Führungen, Verein Umweltpürnasen-Club, Wien
09/2013 – 10/2013	Biosphärenpark Wienerwald Management, Praktikum, Tullnerbach
07/2013	Freizeitpraktikum Österreichischer Alpenverein (OEAV), Nationalpark Gesäuse
06/2013	Tutorin: Übung „Kenntnis mitteleuropäischer Lebensgemeinschaften“, Department für Limnologie, Universität Wien
10/2012	Umweltberatung Wien, Volontariat
04/2011 – 12/2011	Umweltkommunikatorin für Global2000, Wien
12/2010	Tropenstation La Gamba, Volontariat, Costa Rica
07/2010	Tierschutzombudsstelle Wien, Praktikum
02/2010 – 06/2010	Umweltkulturpraktikum bei Global2000, Wien

### EDV-Kenntnisse

Betriebssysteme	Windows 2000/XP/Vista/7, MacOS X
Office	MS Office (Excel, Word, PowerPoint, Access), OpenOffice, LibreOffice
GIS	ESRI ArcGis, Quantum GIS, Python
Statistik	R-Statistik, Statgraphics, Primer6, SPSS, SigmaPlot
Grafikdesign	Adobe InDesign, Adobe Photoshop, Adobe Dreamweaver, GIMP

### Fremdsprachen

Sehr Gut	Englisch
Gut	Spanisch
	Französisch

Wien, Jänner 2014