

NATURALISTISCHE PFLANZUNGEN -
MÖGLICHKEITEN IN DER URBANEN PFLANZENVERWENDUNG

Naturalistische Pflanzungen - Möglichkeiten in der urbanen Pflanzenverwendung

vorgelegt
von
Dipl.-Ing.
Marc-Rajan Walter Köppler
geb. in Kiel

von der Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften
- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzende:	Prof. Dipl.-Ing. Cordula Loidl-Reisch
Gutachter:	Prof. Dr. Norbert Kühn
Gutachter:	Prof. Dr. Ingo Kowarik
Gutachterin:	Prof. Dr. Sabine Plenk

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 20. Januar 2017

Berlin 2017

DANKSAGUNG

Ich bedanke mich bei allen Personen und Institutionen, die im Laufe der Zeit ein Teil dieses Projektes waren und damit in vielen unterschiedlichen Formen einen Beitrag zu diesem Ergebnis geleistet haben.

Mein besonderer Dank geht an meinen Doktorvater, Prof. Dr. sc. agr. Norbert Kühn. Seit meinem Studium an der Technischen Universität Berlin hat er meine wissenschaftliche Laufbahn begleitet und gefördert. Er hat mir die Möglichkeit zu dieser Arbeit eingeräumt und mir schließlich auch die Freiheit gelassen, diese in meinem Sinn zu gestalten.

Ebenfalls gilt mein Dank dem zweiten Betreuer dieser Arbeit, Prof. Dr. rer. nat. Ingo Kowarik. Er war maßgeblich an den Vorbereitungen der Arbeit beteiligt und hat mir in der langen Zeit der Bearbeitung stets seine Ratschläge sowie die ausführlichen und vor allem ehrlichen Kommentierungen mit auf den Weg gegeben.

Der größte Dank gilt meiner Familie. Ohne sie wäre ich diesen Weg niemals gegangen, hätte die Ausdauer zur Fertigstellung nie gehabt und wäre damit auch niemals zu der Person geworden, die ich jetzt bin. Danke Tim!

Zusatzbemerkung

In dieser Arbeit aufgeführte Bezeichnungen von Personen- oder Nutzergruppen folgen in ihrer Deklination dem generischen Geschlecht. Gemäß der grammatikalischen Herleitung sind sie damit in der aufgeführten männlichen, weiblichen oder sächlichen Form nicht als gender-spezifische Gewichtung zu sehen.

INHALTSVERZEICHNIS

1. Zusammenfassung.....	2	6. Manuskript 3.....	57
2. Abstract	5	„Enhancing wasteland vegetation by adding ornamentals: opportunities and constraints for establishing steppe and prairie species on urban demolition sites“	
3. Einleitung	7	6.1 Abstract.....	57
3.1 Geschichtliche Entwicklung	7	6.2 Introduction.....	58
3.2 Anwendung im urbanen Raum.....	10	6.3 Material and methods.....	59
3.3 Erwartungen an den visuellen Eindruck...	11	6.4 Results.....	62
3.4 Möglichkeiten die Pflege zu reduzieren ...	14	6.5 Discussion	64
3.5 Zielstellung der Arbeit.....	18	6.6 Conclusions.....	67
3.6 Forschungsfragen und Methoden.....	18	6.7 References.....	68
3.7 Quellen	19	7. Synthese	73
4. Manuskript 1	25	7.1 Planungsparameter und Mechanismen ...	73
„Ecology good, aut-ecology better: improving the sustainability of designed plantings“		7.2 Kriterien der Akzeptanz.....	78
4.1 Abstract.....	25	7.3 Abschließende Betrachtung.....	81
4.2 Introduction	25	7.4 Quellen	82
4.3 Planting design and its passion for stability ...	28	8. Anhang	85
4.4 Key-processes of stability	30	8.1 Abbildungsverzeichnis	85
4.5 Advantages of naturalistic planting	34	8.2 Tabellenverzeichnis.....	87
4.6 Conclusions	36		
4.7 References.....	37		
5. Manuskript 2	41		
„Aesthetical appreciation of designed plan- tings on the concept of affordance“			
5.1 Abstract.....	41		
5.2 Introduction	42		
5.3 Urban landscape affordance.....	43		
5.4 Landscape aesthetics.....	46		
5.5 Affordance and aesthetics in planting design ..	49		
5.6 Conclusions	51		
5.7 References.....	52		

1. ZUSAMMENFASSUNG

Städtische Grünflächen haben in den letzten Dekaden den Ruf bekommen schlecht gepflegt zu sein. Ökonomische Gründe werden oftmals als Ursache dafür angeführt. Neu gestaltete Anlagen versuchen in der Folge mit vereinfachten Pflanzkonzepten oder auch einem Zulassen von Natürlichkeit darauf zu reagieren. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit planerisch entwickelten Pflanzungen, die in diesem Rahmen versuchen die natürliche Artenentwicklung mit einzubeziehen anstatt sie durch gärtnerische Pflege zu regulieren. Bisherige Ansätze stehen vor der Herausforderung, die natürliche Entwicklung planerisch vorherzusehen und eine Einschätzung über die notwendige Pflege zu treffen. Weiterhin kann der Einbezug der natürlichen Entwicklung zu Vegetationsbildern führen, die vom Betrachter als unordentlich und wild wahrgenommen werden und somit Defizite in der Akzeptanz zeigen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Anwendung in Akzeptanz und Funktion zu verbessern. Die Untersuchung erfolgt über eine Literatursauswertung aus den Bereichen der Pflanzensoziologie und der Umweltpsychologie. Dabei wird die Möglichkeit betrachtet, eine planerisch-funktional ausgelegte Artenzusammensetzung zu erstellen. Durch die Berücksichtigung von ökologischen Mechanismen und Einflussparametern soll der Grad der notwendigen Pflege kontrolliert werden. Über den Bezug zur Soziologie wird betrachtet, in wie fern sich aus dem Verhalten und den Ansprüchen der Nutzer im öffentlichen Freiraum Parameter für den Aufbau einer Pflanzung ableiten lassen, die zu Akzeptanz führen können. Die Ergebnisse der Literatursauswertung werden mit der Auswertung eines Freilandpflanzenversuches ergänzt. Die Entwicklung der Versuchspflanzen wird unter dem Einfluss spezifischer Standortbedingungen betrachtet, ohne dass eine saisonale Pflege erfolgt. Damit sollen Aussagen zu Mechanismen und Parametern

in der Bestandsentwicklung abgeleitet werden, die schließlich Eingang in die planerisch-funktionale Erstellung finden.

Insgesamt zeigt sich, dass der Pflegeaufwand maßgeblich davon beeinflusst ist, in wie weit die Ressourcenansprüche der getroffenen Artenauswahl mit den am Standort verfügbaren Ressourcemenen übereinstimmen. Für die planerische Auswahl lassen sich generelle Mechanismen und Parameter und damit entsprechende Arteigenschaften hinsichtlich produktiver und unproduktiver Standorte unterscheiden. Maßgeblich ist hierbei die Berücksichtigung der zeitlichen Varianz. So ist der Ressourcenbedarf in Abhängigkeit zum artspezifischen phänologischen Rhythmus sowie der sich saisonal verändernden Verfügbarkeit am Standort einzuschätzen. Je stärker dabei die saisonalen Veränderungen in den Versorgungsraten ausfallen, also je deutlicher der Unterschied zwischen produktiven und unproduktiven Bedingungen ist, desto höher ist an mitteleuropäischen Standorten der zum Erhalt notwendige Pflegeaufwand einzuschätzen.

Aus soziologischer Sicht lässt sich die Akzeptanz über den Wunsch nach einem aktiven Freizeitverhalten verbessern, bei dem sich ökologisch anerkannte Werte, wie z.B. Naturhaftigkeit, Vielfalt oder auch das Bild einer intakten Natur erfahren lassen. Wichtig für das Erzielen der Akzeptanz ist dabei der Grad, mit dem der real erlebte Eindruck vom Objekt oder einer Situation mit der Vorstellung des Betrachters, wie die jeweiligen Werte sich visuell darzustellen haben, übereinstimmt. Aufgrund der autonomen Artenentwicklung lassen sich naturalistische Pflanzungen in diese Anforderungen leicht integrieren. Trotz einer künstlich zusammengestellten Artenkombination, die ein visuelles Gestaltungsbild verfolgt, wirken sie in ihrer Ordnung und Struktur doch natürlich und unbeeinflusst. Die funktional bedingte Massenverwendung von Individuen sowie

der geringe Grad der wahrnehmbaren Ordnung ermöglichen es darüber hinaus, ein Interagieren des Nutzers zuzulassen. Mögliche Beeinträchtigungen aus dem Betreten und Durchstreifen sind weniger offensichtlich und können bis zu einem bestimmten Ausmaß von der autonomen Entwicklung ausgeglichen werden, ohne dass eine Regulierung notwendig wird.

Eine Verbesserung in der Umsetzung von naturalistischen Pflanzungen ist dann möglich, wenn sich die Pflanzenauswahl aus funktionaler Sicht an der saisonal verändernden Ressourcenversorgung ausrichtet und dabei Vegetationsbilder erzielt werden, die den Nutzer in seinem Werteverständnis ansprechen und die sich in seine Freizeithandlungen mit einbeziehen lassen.

2. ABSTRACT

Urban greening is under economical pressure. As a result quality and quantity of maintenance is being reduced and images of wilderness are emerging within the urban landscape. As a consequence new design concepts embrace the idea of naturalistic plantings that are less controlled by horticultural influence and more dominated by an autonomous species development. A remaining challenge is to forecast a sustainable species development that allows the reduction of maintenance. Furthermore naturalistic plantings may produce seasonal display that can be experienced as wild and unattended and therefore suffers from lay people's dislike.

Aim of the paper is to look into the feasibility in function and acceptance of naturalistic plantings. In a literature review knowledge from plant sociology and environmental science is considered. Ecological research knowledge might help to design plant communities by their natural interactions, so that horticultural maintenance can be substituted by an autonomous species development. Environmental science offers input about design schemes that answer people's day-to-day wishes by a suitable design and result into acceptance. From this context parameters for planting design might be derived that can help to sustain acceptance even in times of less convincing visual display. The theoretical work is supplemented by the findings of a field research. The research considers the development of a plant community under the influence of specific site conditions and a low maintenance regime. This may lead to a better understanding of general mechanisms and parameters in the development of designed plantings and provides useful knowledge in realistic application.

The outcome shows that the sustainability of a designed community depends heavily on how far the species resource demands can be answered by the productivity of the planting site in its seasonal

variances. On this account the planting site should be differentiated in productive and unproductive conditions. Within this differentiation the seasonal development of each species and therefore its changing resource demands must be related to the variations of productivity within the whole vegetation period. The bigger the variations in seasonal productivity will be, the more likely horticultural maintenance gets necessary to sustain the designed community.

From sociological perspective naturalistic plantings can generate acceptance out of a social demand for a landscape that allows recreation activities and shows up an ecological rightful design. The underlying appreciation depends much on how the observer perceives the landscape respectively how it correlates with an associative understanding of how it should look like. In this context naturalistic design may easily be introduced. Although being an artificial plant community that is designed for visual drama, its display seems to be natural and correlates very much with an ecological rightful understanding. This association works on the allowance of the autonomous development. High plant density and an appearance that changes several times in season do provide an image of natural driven processes and further support the assumption of ecological fitness. As a side effect from the autonomous development the overall display looks less horticultural regulated. Therefore damages that result from recreation activities such as walking through will be less visible and can be tolerated as part of the landscape use. At least up to a certain level of interactions, horticultural maintenance is not instantly needed as the species are supposed to fix the community by their autonomous development.

In total, the sustainability of designed naturalistic plantings can be strengthened by a species choice that functional considers the seasonal site productivity and provides a visual display that addresses the observer and offers interactivity.

3. EINLEITUNG

Der Begriff der naturalistischen Pflanzungen beschreibt einen Pflanztypus in der Pflanzplanung. Der Begriff wird nachfolgend so verstanden, dass es sich um eine gestalterisch ausgelegte und damit künstliche Kombination von Arten handelt, die eine bestimmte räumliche Erscheinung, das Vegetationsbild, als Planungsziel verfolgt. Diese Artenkombination soll die Eigenschaft besitzen, dass die Entwicklung der einzelnen Individuen gemäß ihrer spezifischen Eigenschaften sowie unter dem Einfluss der Wechselwirkungen zwischen den Pflanzen und den am Standort auftretenden Einflüssen konform zum Planungsziel erfolgt. Die Pflege kann somit auf ein geringes Maß reduziert werden. Naturalistische Pflanzungen stellen also eine Zusammenführung von ökologischen Betrachtungen mit gestalterischen Ansätzen dar, mit dem Ziel weniger regulative Eingriffe für die Entwicklung und den Erhalt des Vegetationsbildes zu benötigen, so dass nur ein verminderter gärtnerischer Aufwand im Vergleich zu konventionellen Pflanzungen betrieben werden muss (vgl. Hitchmough 2004:131; Kingsbury 2004:59; Kühn 2011:46; Heinrich und Messer 2012:14).

3.1 Geschichtliche Entwicklung

Die Idee einer naturalistischen Pflanzenverwendung ist keine Erfindung der Neuzeit. Beim Umgang mit dem Thema ist jedoch eine Veränderung in der Art der planerischen Annäherung zu sehen. Zu Beginn waren die Ansätze dadurch geprägt, dass sich ein naturgetreues Bild aus der äußeren Erscheinungsform der einzelnen Arten, der Physiognomie, sowie einer räumlichen Anordnung nach dekorativen Aspekten ergeben sollte. Im Verlauf des 20. Jahrhunderts wurden diese Ansätze zunehmend durch die aufkommende vegetationskundliche Naturforschung überformt, so dass sich naturalistische Vegetationsbilder zunehmend aus wissenschaftlich begründbaren Zusammenhängen

über die Wechselwirkungen zwischen den Arten und dem Einfluss des Standortes ableiten (vgl. Woudstra 2004; Dierschke 1994:17f). Maßgebend in diesem Zusammenhang ist die Entwicklung der pflanzensoziologischen Lehre, die sich im Kern mit wiederkehrenden Artenverbindungen und deren Zusammenfassung zu Gesellschaften befasst (vgl. Dierschke 1994:18; Woudstra 2004:35).

Bereits im Mittelalter gab es in Europa Ansätze rasenartige Flächen mit blütenreichen perennierenden Arten zu versehen (vgl. Woudstra und Hitchmough 2000:30) und so die formale Einheitlichkeit von geschorenem Rasen aufzulockern bzw. im weitesten Sinne naturalistischer zu gestalten. Ein aus heutiger Sicht in seinen Beweggründen konkreter und damit auch nachvollziehbarer Ausgangspunkt kann in der Arbeit des Iren William Robinson gesehen werden, der im Vereinten Königreich Britannien des 19. Jahrhunderts eine naturgetreue Pflanzenverwendung propagierte (Darke 2009). Robinson postulierte, dass jeder seine persönliche Wildnis im Garten schaffen sollte. Dies war vor dem Hintergrund der hochstilisierten und pflegeaufwändigen Victorianischen Teppichbeete zu sehen und damit eine Reaktion auf die damalige Verwendung von Zierarten (vgl. Gröning 1997). Durch den Einsatz von Arten, die nicht saisonal ausgetauscht werden, sondern von Jahr zu Jahr wiederkehrend sind, sollten naturalistische Vegetationsbilder entstehen (Darke 2009:101ff). Die Vegetationsbilder waren dabei immer noch dekorativ in ihrem Charakter. Sie leiten sich jedoch aus einer freieren Anordnung, der natürlichen Artenausbreitung sowie geringeren Pflegeintervallen eine natürlich wirkende Erscheinung oder auch visuelle Nachahmung von Natürlichkeit ab (vgl. Gröning 1997:241; Woudstra 1997:183; Woudstra 2004:29; Darke 2009:52ff).

Die visuell geprägte Auseinandersetzung mit dem künstlichen Nachahmen von Naturhaftigkeit wird durch vegetationskundliche Forschungen, vor

allem durch die Pflanzensoziologie, zu Beginn des 20. Jahrhunderts stark verändert. Die Erkenntnisse über die Wechselwirkungen zwischen den Arten und zum Standort werden zunehmend als Vorgabe für die planerische Zusammenstellung von Arten herangezogen (Woudstra 1997:169). Einer der Ersten, bei dem sich die wissenschaftlichen Erkenntnisse in Form von Pflanzenlisten nach Herkunft, Lebensraum und Bodenansprüchen für die Pflanzplanung wieder finden, ist Gustav Meyer (1860) in seinem Lehrbuch der schönen Gartenkünste (vgl. Woudstra 2004:27).

Die Gartengestaltung auf eine wissenschaftliche Basis zu stellen war auch das Ziel des Gartenarchitekten Willy Lange (Gröning 1997:234). Sein Ansatz war dabei nicht nur die Natur gestalterisch zu kopieren, sondern von ihren ökologischen Funktionen zu lernen (Woudstra 2004:30). Wie vor ihm schon Meyer, greift auch Lange (1909) auf vegetationskundliche Forschungsansätze zurück (Woudstra 2004:30; Wolschke-Bulmahn 2009:148), um daraus Pflanzengemeinschaften zu erstellen, die in Anlehnung an ihr Vorkommen am Naturstandort gruppiert werden. Um eine visuelle Steigerung des Vegetationsbildes zu erreichen, fügt Lange dieser ökologisch ausgerichteten Pflanzenverwendung eine ästhetisch geführte Artenauswahl über die spezifische Erscheinungsform hinzu (vgl. Woudstra 2004:30; Wolschke-Bulmahn 2009:173ff; Kühn 2011:40). Dieser Ansatz der ökologischen Einbindung und Auslegung im gestalterischen Rahmen hat einen weitreichenden Einfluss gehabt und findet sich u.a. in den Arbeiten des Pflanzenzüchters und Pflanzenverwenders Karl Foerster wieder (Woudstra 2004:36). In seinem Planungsbüro, das in Zusammenarbeit mit Hermann Mattern und Hertha Hammerbacher die Bornimer Schule prägte, entstand ein für ihre Zeit neuartiger, naturgetreu wirkender Pflanzstil, der „[...] komprimierte ökologische Bilder, ohne dass sie pflanzensoziologisch stimmen mussten“, ermöglichte (Heinrich 2013:32).

Eine deutliche Weiterentwicklung von ökologisch ausgelegten Pflanzungen erfolgte im deutschen Sprachraum Mitte des 20. Jahrhunderts durch die Theorie der Lebensbereiche von Hansen und Stahl (Hansen und Stahl 1981). Auf Basis der Pflanzensoziologie und zahlreichen Forschungsarbeiten von Richard Hansen entstand das System der Lebensbereiche (Kingsbury 2004:82). Die Lebensbereiche stellen eine Einteilung nach räumlichen Elementen dar, die sich bei der Gestaltung aufgreifen und damit zur Erstellung von Vegetationsbildern leicht verständlich anwenden lassen. Den räumlichen Elementen sind die Pflanzenarten gemäß ihrer natürlichen Ansprüche zugeordnet (Hansen und Stahl 1997:53), was in großen Teilen aus der Empirie heraus erfolgte (Kühn 2011:105). Durch eine Artenauswahl aus dem gleichen Raumelement wird geschlussfolgert, dass die entstehenden Kombinationen i) stabile Gemeinschaften und ii) anschauliche Pflanzungen darstellen. Die Schlussfolgerung begründet sich darin, dass die Artenauswahl gemäß ihrer Eigenschaften und Ansprüche sowie durch die Kombination mit gleichwertigen Partnern zu Kombinationen führt, bei denen sich die Individuen optimal entwickeln können und damit auch stimmige Kombinationen mit voller Ausdruckskraft der Arten entstehen (Hansen und Stahl 1997:53,58; Kühn 2011:105). Das Ziel, mit Hilfe der Lebensbereiche ökologisch abgestimmte Artengemeinschaften zu erhalten, die demnach auch pflegeleicht sein sollen, erscheint in der Umsetzung jedoch nicht immer erreicht (vgl. Woudstra 2004:36). Neben einer scheinbaren Komplexität in der Anwendung, die manchen Pflanzplaner vor eine Herausforderung stellt (Kingsbury 2004:83), ist es oftmals auch das Problem der Pflege. Diese ist zwar im Aufwand vermindert, verlangt jedoch fachliche Kompetenz (Kühn 2011: 37,41; Dams 2013: 272). Ein Ausbleiben oder auftretende Qualitätsmängel schränken den Erfolg der Pflanzung maßgeblich ein.

Ein weitergehender Schritt in der Anwendung von ökologischem Wissen findet sich in Ansätzen, die ab Mitte der 1990er Jahre von universitären Forschungsprogrammen in Deutschland und der Schweiz ausgehen (vgl. Kircher und Messer 2002; Bächtiger 2005; Schmidt 2006; Heinrich und Messer 2012:16ff; Bouillon 2013:119-125). Diese verfolgen das Ziel pflegeextensive und visuell ansprechende krautige Pflanzungen in Form von standardisierten Artenzusammensetzungen für bestimmte Standorte zu entwickeln (vgl. Becker 1995:463; Kingsbury 2004:94; Dunnett und Hitchmough 2004:2). Die Zusammensetzung der Arten erfolgt hierbei nach einem Katalog von unterschiedlichen ökologischen Kriterien. Darunter finden sich Aussagen zu der Regenerationsfähigkeit, der Lebensform oder den natürlichen Standortansprüchen einer Art, aber auch Betrachtungen, die sich auf Wechselbeziehungen der Arten unter dem Einfluss des Standortes beziehen. Damit gehört die Betrachtung der Konkurrenz um Nährstoffe und Raum im Pflanzenbestand mit zum Maßstab für eine Einschätzung der Entwicklung der Arten in einem Bestand (vgl. Dunnett et al. 2004:254; Kingsbury 2004:85; Messer 2008:25,26; Heinrich und Messer 2012:9ff). Ausführliche Beschreibungen über die Zusammensetzung, die Anwendungsbereiche und weitergehende Empfehlungen der einzelnen Mischungen finden sich in der Literatur (siehe Schmidt 2008; Kühn 2011; Heinrich und Messer 2012: 40ff) und sind hier nicht weiter aufgeführt.

Durch ein ausführliches Testen der Mischungen an verschiedenen Standorten mit differierenden klimatischen Bedingungen in Deutschland und der Schweiz sind zuverlässige Empfehlungen entstanden, die u.a. auch durch eine aktive Vermarktung vermehrt im öffentlichen Raum Anwendung finden (Kingsbury 2004:85; Heinrich und Messer 2012:92ff). Speziell einzelne Mischungen haben mittlerweile eine hohe Popularität entwickelt (vgl. Kühn 2011:243; Bouillon 2013:118ff). Durch den generellen Erfolg gibt es

aber auch immer mehr Nachahmer, die weniger oder nicht geprüfte Kombinationen vermarkten, so dass sich der Anwender einem zunehmend größer werdenden Angebot gegenüber sieht (Heinrich und Messer 2012:6f). Auch scheint eine Anwendung nicht immer einfach zu sein, da die standardisierten Gruppierungen nicht immer problemlos auf inhomogene urbane Standorte übertragbar sind. In der Folge kann es zu Artenausfällen und zum Versagen der Mischungen kommen. In der Regel wird dieser Situation so begegnet, dass auf dem Weg der Empirie schrittweise Arten ergänzt und ausgetauscht werden (vgl. Kingsbury 2004:73; Heinrich und Messer 2012:117, 170ff).

Neben dem Ansatz der standardisierten Mischungen gibt es noch weitere Ansätze, die mit naturgetreuen Vegetationsbildern auf einer ökologischen Grundlage arbeiten. Inhaltlich lassen sich diese nicht immer klar voneinander abgrenzen. Zu den Ansätzen zählen z.B. das Ausbringen von Wiesenansaat, der Einsatz vorkultivierter Staudenmatten oder auch das *coppicing*, einer aus der Niederwaldbewirtschaftung abgeleiteten Form zur Holzgewinnung (vgl. Kingsbury 2004:78; Bouillon 2013).

3.2 Anwendung im urbanen Raum

Abgeleitet aus einem traditionellen Verständnis werden Staudenpflanzungen generell als dekoratives Element zur Raumausstattung betrachtet (Dunnett und Hitchmough 2004: 2; Jorgensen 2004: 294; Kühn 2011: 42). Diese lassen sich mit relativ geringen Investitionskosten umsetzen. Im Gegensatz zu den Ausführungen im Hochbau, erreichen sie mit dem Ende der Baumaßnahme jedoch nicht das finale Planungsziel (Nagel 2014:26) und bedürfen stattdessen weiterer Maßnahmen zur Entwicklung und Erhaltung. Gerade im öffentlichen Freiraum führt diese pflegerische Komponente für Entwicklung und Erhalt zu massiven Problemen (Kühn 2011:44; Aufmolk 2014: 186). Seit den 1980er Jahren haben Sparmaßnahmen dazu geführt, dass sich der Pflegestandard des öffentlichen Grüns zunehmend verschlechtert hat (vgl. Kuhbier et al. 2000:16; Niesel 2006:15; Dams 2013:272; Nagel 2014:23). Als Ursache für diese Entwicklung werden ökonomische Gründe angeführt, die u.a. zu Personalmangel, einer schlechten Ausbildung der Arbeitskräfte sowie mangelnder Motivation führen und an deren Ende zunehmend vernachlässigte Grünflächen stehen (vgl. Aufmolk 2014:186). Die Idee der naturalistischen Pflanzungen scheint nun eine Reduzierung des Pflegeaufwandes, also der Kosten, mit sich zu bringen und damit den Erhalt des operativen Grünflächenmanagements in den restriktiven Rahmenbedingungen zu gewährleisten (vgl. Niesel 2006:38f). Interessant an diesem Ansatz ist der Zusammenhang von naturalistischen Pflanzungen und i) den Erwartungshaltungen des Betrachters gegenüber dem Erscheinungsbild sowie ii) den Möglichkeiten oder auch Beschränkungen bei einer entsprechenden Anwendung die Pflege zu reduzieren. Beide Vergleichspunkte sind dabei im Kontext einer gärtnerisch erstellten Pflanzung zu sehen, die Teil des kulturell geformten urbanen Freiraumes ist. Die Erkenntnis um diese beiden

Zusammenhänge ist notwendig, um letztendlich eine Aussage über die Möglichkeiten für eine erfolgreiche Umsetzung von naturalistischen Pflanzungen als Teil der urbanen Freiraumplanung treffen zu können.

3.3 Erwartungen an den visuellen Eindruck

Traditionell handelt es sich bei Pflanzungen um Artenkombinationen, deren Zusammenstellung nach dekorativen Gesichtspunkten und damit dem äußeren Erscheinungsbild erfolgt, um als bildhaft wirkendes Element in der Freiraumgestaltung eingesetzt zu werden. Im englischen Sprachgebrauch wird dies als *visual drama* beschrieben (vgl. Dunnett und Hitchmough 2004:4) und kann im deutschen mit dem Vegetationsbild bezeichnet werden. Ein maßgeblicher Bezugspunkt für das heutige Verständnis über die Zusammenstellung und damit die Erscheinungsform der Artenkombinationen dürfte in der englischen Pflanzenverwendung des 20. Jahrhunderts liegen (Dunnett und Hitchmough 2004: 2; Jorgensen 2004: 294; Kingsbury 2004: 59; Kühn 2011: 45,110). Diese zeigt sich durch festgelegte Proportionen und Anordnungen, wie der Arten- und Individuenanzahl oder auch der räumlichen Verteilung der Pflanzen im Beet (Morrison 2004: 117). Scheinbar zeitlose Ideale verkörpern sich in den Pflanzungen in Muntstead Wood von Gertrude Jekyll (Wood und Tankard 2015), den Gartenzimmern in Sissinghurst Castle von Vita Sackville-West (Lord 1995) oder den pittoresken Gartenbildern von Claude Monet aus dem Garten Giverny (Perderau und Perderau 2009). Wie populär diese Pflanzungen sind, wird an den jährlichen Besucherzahlen der Gärten deutlich, die im fünfstelligen Bereich liegen und damit einen Eindruck über die Nachfrage in der Gesellschaft nach solchen Vegetationsbildern reflektieren.

Da es sich bei dem Gestaltungsmaterial um lebende Pflanzen handelt, die Zuwachs und

Rückgang gemäß der saisonalen Witterungsabläufe aufzeigen, ist die Frage der Veränderung des Vegetationsbildes ein maßgeblicher Punkt bei der Arbeit mit Pflanzen. Saisonale Entwicklungen, als Abbild des Naturrhythmus von Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter, sind im künstlerischen Sinn akzeptiert und Teil des präsentierten Bildes (siehe Hobhouse 1991:106; Lord 1995), können sie doch die Proportionen und Verteilung der Arten akzentuieren und so immer neue Blickwinkel auf und Eindrücke von der Pflanzung bzw. der gesamten Anlage ermöglichen. Zuwachs und Ausfall von Arten jedoch, die zu einer dauerhaften Veränderung führen und keine Spielart des gewünschten Bildes mehr darstellen, werden durch eine Vielzahl an pflegerischen Arbeiten unterbunden, zurückgesetzt oder ausgeglichen (vgl. Lloyd 1978, Dunnett und Hitchmough 2004:2). Diese sehr traditionelle Sichtweise des Bildhaften ist im zeitgenössischen Verständnis durch eine stete Zunahme und Akzeptanz von Natürlichkeit in der Entwicklung gefärbt (Niesel 2006:40,42; Kühn 2011:46). Zuwachs und Ausbreitung der Arten bis hin zum Zulassen von Vergehen, wie z.B. durch Beibehalten und Zelebrieren von vertrocknetem Laub, Sprossen und Blütenständen, werden zunehmend als Teil einer dekorativen Pflanzung toleriert und akzeptiert (siehe Kingsbury 2005; Gerritsen 2010; Kühn 2011:235; Wareham 2011; Oudolf 2013). Mit dem Einbinden der natürlichen Entwicklung kommt die Frage auf, wie weit diese als Teil einer in den kulturell geprägten Freiraum eingebundenen Pflanzung möglich ist, ohne die Akzeptanz des Betrachters zu verlieren. Die Herausforderung ist dabei darin zu sehen, dass das Zulassen von natürlichen Entwicklungen im Artenbestand zu einem geringeren Ordnungsgrad in der Pflanzung führt und damit die Wahrnehmung diese als gestalterische bzw. gartenkulturell geprägte Anlage zu sehen trüben kann (vgl. Kühn 2011:224f; Aufmolk 2014:186; Freytag 2014). Diese Einschätzung ist in so fern relevant, weil die in dieser Arbeit betrachteten

Pflanzungen Teil einer gartenkulturellen Leistung sind und danach auch beurteilt werden (vgl. Grunert 2014). Der kulturelle Bezug wird darüber hinaus noch durch die Verwendung im öffentlichen Freiraum gestärkt. Dieser stellt in seiner Erscheinungsform das Planungsergebnis von funktionellen und gestalterischen Betrachtungen dar und weist somit eine kulturelle Prägung auf (Ploger 2001), die in kausaler Folge auch eine Haltung gegenüber seiner Bestandteile, wie der Pflanzung, erzeugt (vgl. Jirku 2013:104; Freytag 2014:234). Mit naturalistischen Pflanzungen können Vegetationsbilder erzeugt werden, die sich von traditionellen Eindrücken unterscheiden und somit im urbanen Kontext ein neues oder bisher weniger bekanntes gestalterisches Element darstellen (vgl. Aufmolk 2014:86; Kingsbury 2013). Vor allem Entwicklungsphasen mit langer Blühdauer und -intensität wirken hier sehr attraktiv auf den Betrachter (vergl. Hitchmough 2004:145f; Kingsbury 2004:73f). In Entwicklungsphasen, in denen diese Eigenschaften jedoch fehlen oder weniger plakativ sind, wird ein Nachteil bzgl. der Akzeptanz deutlich. Die generelle Reduktion der gärtnerischen Regulierung führt in diesen Zeiten dazu, dass keine oder weniger gestalterische Strukturen und Ordnungsprinzipien die Erscheinung prägen und somit der gartenkulturelle Ansatz weniger erkennbar ist. Durch das Fehlen dieses Bezuges und ein gleichzeitiges Ausbleiben von visuellen Besonderheiten kann es beim Betrachter zu Unverständnis gegenüber der Pflanzung kommen oder auch der Umstand eintreten, dass diese als solche nicht wahrgenommen wird (vgl. Hitchmough 2004:146; Freytag 2014:234). Ein Zusammenhang der bei Fachplanern sowie bei alltäglichen Nutzern des Freiraumes gleichermaßen zu beobachten ist und mit der Zunahme der autonomen Entwicklung verstärkt wird (vgl. Jorgensen 2004:302; Heinrich und Messer 2012:123). Akzeptanz oder Nicht-Erkennung ist damit eine gestalterische Herausforderung, die mit der Verwendung von naturalistischen Pflanzungen

einhergeht. Das ist in der Anwendung insofern von Belang, als es sich bei den in dieser Arbeit betrachteten Pflanzungen um Bestandteile des öffentlichen Raumes handelt, die durch die Grünflächenämter zu pflegen und zu entwickeln sind. Vor dem Hintergrund, dass die Grünflächenämter als durchführende Institutionen ihre Aufwendungen durch die reglementierte Haushaltsführung abwägen müssen scheint es weniger wahrscheinlich, dass hier ein Pflanztypus verfolgt wird, der sich mit einem in Teilen unbefriedigenden visuellen Zustand zeigt und damit nur eingeschränkte Akzeptanz durch die Bevölkerung erhält. Neben einem grundsätzlichen Befürworten oder Akzeptieren ist hiermit noch ein weiterer Punkt verbunden, nämlich der daraus resultierende Umgang mit der Pflanzung. Als Grundlage dient dabei die These, dass fehlende Akzeptanz gegenüber einem Objekt in einem höheren Maß zu unsachgemäßem Umgang mit diesem führt, als wenn es eine Wertschätzung erfahren würde (vgl. DeLucio und Mugica 1994:156; Chiesura 2004:137; Ford et al. 2012:2). Bei fehlender Akzeptanz gegenüber Grünflächen ist demnach mit zunehmender Vermüllung und Zerstörung zu rechnen. Ein Umstand, der letztendlich den Aufwand zum Erhalt wieder erhöht und damit die Wahrscheinlichkeit einer Umsetzung weiter vermindert (vgl. Messer 2008:15; Dams 2013:275). Akzeptanz ist also in verschiedener Hinsicht erforderlich. Je mehr die naturalistischen Erscheinungsformen zunehmen, desto wichtiger ist es, ein Verständnis über die Gestaltungsansätze der Pflanzung zu vermitteln (vgl. Aufmolk 2014).

Um mit diesem Sachverhalt umgehen zu können, bietet sich der Bezug zu sozial-empirischen Studien aus der Umweltpsychologie an (vgl. Jorgensen 2004; Nassauer 1995; Hitchmough 2004:135; Özgüner und Kendle 2006:140ff). Diese liefern Ansätze, wie beim Zusammenspiel von naturalistischen Bildern und räumlicher Gestaltung vorzugehen ist, um beim Nutzer Akzeptanz zu erzielen. Eine generelle oder uneingeschränkte Zustimmung zu

naturalistischen Vegetationsbildern im urbanen Umfeld lässt sich dabei jedoch nicht erreichen. Scheinbar können kulturelle Prägungen und individuelle Erfahrungen zu sehr gegensätzlichen Einschätzungen und Wahrnehmungsformen von und gegenüber naturgetreu gestalteter Vegetation führen (siehe Jorgensen 2004:301ff). Es lassen sich für den planerischen Vorgang jedoch eine Reihe von Erkenntnissen ableiten, mit welchen Akzeptanz gefördert oder auch gesteigert werden kann (Bauer 2005; Hofmann et al. 2012; Kuo et al. 1998; Tzoulas und James 2010). Hierzu zählen das verstärkte Einbinden von morphologischen bzw. physiologischen Eigenschaften, wie auffällige Blütenfarben, lange Blühzeiten oder deutlich wahrnehmbare Textur- und/oder Struktureigenschaften, die das Interesse an einer Pflanzung durch visuelle Reize steigern können (vgl. Hitchmough 2004:135; Jorgensen 2004:316). Daneben scheint es auch möglich über das Einbinden von assoziativ oder symbolisch wahrgenommenen Bedeutungen, die auf der kognitiven Ebene erfolgen, Zustimmung zu erzielen. Unter dem Punkt der kognitiven Wahrnehmung wird bzgl. der Akzeptanz der Prozess verstanden, bei dem die wahrgenommene Umwelt als *stimulus* funktioniert. Es kommt zu Assoziationen beim Betrachter, die auf der Basis von kulturellen, erzieherischen oder anderen prägenden Einflüssen verlaufen und am Ende zu einer Form der Zustimmung oder auch der ästhetischen Wertschätzung gegenüber dem Wahrgenommenen führen (vgl. Lang 1988:25; Kaplan 1988:57).

Diese Aussagen leiten sich aus einer wissenschaftlichen Versuchsführung ab, bei der unter der Zielsetzung der Objektivität versucht wird jederzeit wiederholbare und möglichst neutrale Aussagen zu erlangen (Carlson 1977: 135). Um Korrelationen aufzuzeigen werden Probanden in neutraler Umgebung, losgelöst von den Einflüssen des Alltages, befragt. Gerade mit dem Bezug zur Gestaltung ist dies jedoch ein umstrittener Ansatz

(vgl. Hepburn 1996:194; Özgüner und Kendle 2006:155; Siebert 2016). In der Ästhetik-Theorie, die sich unter anderem mit den Fragen der Wertschätzung von visuell wahrnehmbaren Eigenschaften befasst, ist die Ambivalenz bekannt, die sich aus dem Bestreben um Objektivität hinsichtlich allgemeingültiger Einschätzungen ergibt (siehe Hepburn 1963; Wöbse 2002; Bruno 2009). So erfolgt die ästhetische Wahrnehmung in einem Kulturkreis zwar über objektiv ableitbare Parameter, wie z.B. Ordnung, Struktur oder Farbgebung. Doch auch die subtile, also auf das Subjekt bezogene Wahrnehmung, hat einen entscheidenden Einfluss auf die letztendliche Einschätzung durch den Betrachter (vgl. Kaplan und Herbert 1987; Lothian 1999). Mit einer objektiven Versuchsführung wird dieser Argumentation folgend nun die Separierung des Subjektes und damit auch seiner Einstellung gegenüber dem betrachteten Gegenstand betrieben (Wöbse 2002:22ff). Die subtile Wahrnehmung und ihr Einfluss auf die Bewertung eines Objektes oder einer Handlung scheint damit in der Versuchsführung von nachgeordneter Bedeutung. Für die wissenschaftlich abgeleiteten Zusammenhänge bedeutet dies, dass sich durch die erzielten Korrelationen am Ende generelle Aussagen über Wertschätzung ergeben. Diese können jedoch im Alltag von geringer Bedeutung sein, weil die im realen Umfeld vorhandenen Wünsche und Anforderungen des Betrachters im wissenschaftlichen Verfahren ausgeschlossen sind (vgl. Jorgensen 2004:297; Heft 2010:22).

Ein Lösungsansatz könnte aus dem *affordance-Prinzip* abgeleitet werden, dass seit einigen Jahren in der Umweltpsychologie diskutiert wird (vgl. Berleant 1992; Thompson et al. 2010; Thompson 2013). Dieses Prinzip befasst sich mit den Leistungen, die (Stadt-) Landschaft dem Nutzer zur Verfügung stellt und damit Zustimmung oder Wohlwollen generieren kann. Der Ansatz thematisiert das Verhalten des Menschen im Zusammenhang zu seinen Wünschen

und Anforderungen sowie den beeinflussenden Erwartungshaltungen, die sich aus der Gesellschaft ergeben und damit einen Einfluss auf sein Verhalten haben (vgl. Lang 1988:23). Wird dieser Zusammenhang nun in den Kontext zur Nutzung des öffentlichen Raumes gesetzt, so könnte geschlossen werden, dass der Stadtbewohner seine Umgebung jeweils nach den Merkmalen beurteilt, die seinen Wünschen und Anforderungen entsprechen. Wertschätzung und Akzeptanz wären dann abhängig davon, in wie weit diesen Anforderungen und Wünschen entsprochen wird (siehe Nohl 1988:78; Heath 1988:7; Lang 1988:12). Gelänge es der urbanen Vegetation nun eine Rolle im Alltag des Nutzers einzunehmen, könnten die zuvor genannten sozial-empirisch hergeleiteten Kriterien der Akzeptanz erweitert werden. Im Falle der naturalistischen Vegetation wäre eine Identifizierung von Eigenschaften oder Merkmalen möglich, deren zielgerichtete planerische Einbindung den generellen Erfolg einer Anwendung im Freiraum erhöhen könnte.

3.4 Möglichkeiten die Pflege zu reduzieren

Ziel des gärtnerischen Eingriffes ist die Regulierung einer natürlichen Entwicklung der vorhandenen Arten mit Blick auf den gestalterischen Rahmen, vorgegeben durch das planerisch bestimmte Vegetationsbild. Reguliert wird die Zunahme und/oder der Rückgang der oberirdischen Biomasse der einzelnen Individuen. Diese Aufgabe lässt sich in zwei Komponenten einteilen. Zuerst einmal zeigen die Individuen Veränderungen gemäß des saisonalen Witterungsverlaufes auf, eine phänologische Jahresrhythmik im Takt von Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter (vgl. Dierschke 1994:361). Der gärtnerische Eingriff bezieht sich auf Tätigkeiten, um Entwicklungen, wie z.B. Blütenbildung oder Wachstum, durch Wässern, Düngen oder Rückschnitt gezielt zu fördern. Es kann aber auch sein, dass es notwendig ist ein Übermaß an Entwicklung, z.B. durch Rückschnitt, zurückzudrängen (Foerster 2001:83ff; Wolf 2002:229ff), so dass das Vegetationsbild in seinen visuellen Eigenschaften, wie Proportionen, Arten- und Individuenverteilung, erhalten bleibt. Die saisonale Entwicklung erfolgt dabei innerhalb einer Art nicht immer gleich. Maßgebend ist hierbei das Alter der Individuen. Gemäß des juvenilen, adulten oder senilen Entwicklungsstadiums liegen hier spezifische Erscheinungsformen vor (vgl. Kühn 2011:227; Bouillon 2013:21), die durch ergänzende Regulierungen beeinflusst werden und an deren Ende durch einen altersbedingten Ausfall der Ersatz stehen kann. Grundsätzlich gilt es bei dieser Pflegekomponente im Takt der Jahreszeiten, den saisonalen Zuwachs oder Rückgang in seiner visuellen Ausprägung zu kontrollieren.

Die zweite Komponente der Regulierung befasst sich mit der Anzahl der vor Ort vorhandenen Arten, die im Rahmen der Fluktuation zu- oder abnehmen (Dierschke 1994:362). Die Abnahme der Arten kann durch einen natürlichen Ausfall im

Zuge des Lebenszyklus entstehen oder sie ist das Resultat aus der Konkurrenz um Nährstoffe, Raum oder Lichtzugang (vgl. Dierschke 1994, Hansen und Stahl 1997, Grime 2001), also das Ergebnis von Wechselbeziehungen der vorhandenen Arten untereinander, an deren Ende die Verdrängung stehen kann. Eine ungerichtete Zunahme der Artenanzahl kann durch den Eintrag von Pflanzenteilen oder Samen über biotische oder abiotische Vektoren sowie durch das Einwachsen von Arten aus angrenzenden Vegetationsdecken erfolgen (vgl. Dierschke 1994:81). Im besten Fall kommt es bei dieser Zunahme zu keiner maßgeblichen Veränderung des Vegetationsbildes, da sich die eingetragene Art zurückhaltend in Individuenanzahl und Ausbreitung entwickelt und damit die Bestandsarten in ihrer Darstellung des Vegetationsbildes nicht oder nur geringfügig beeinflusst. Die Notwendigkeit zum pflegerischen Eingriff besteht in diesem Zusammenhang nicht. Anders verhält es sich jedoch, wenn Zuwachs, Ausbreitung und eine Zunahme der Individuenanzahl zur Be- oder Verdrängung der Bestandsarten führt. In diesem Fall ist ein gärtnerischer Eingriff für den Erhalt des Bildes unvermeidbar. Um beide Fälle und damit die Notwendigkeit zum Handeln unterscheiden zu können, ist Kenntnis über die Arten, die möglichen Wechselbeziehungen zu den Bestandsarten sowie eine regelmäßige Kontrolle vor Ort notwendig.

Mit dem Ziel den Pflegeaufwand zu verringern tritt die Frage in den Vordergrund, in welchen Bereichen eine Verminderung des Aufwandes möglich ist und wie dies durchgeführt werden kann. Nach der vorgenommenen Einteilung unterscheidet sich der Aufwand dabei in die Arbeiten zur Regulierung i) der Artenzusammensetzung während ihrer saisonalen Entwicklung sowie ii) der aus der Fluktuation entstehenden bestandsverändernden Entwicklung. Für den ersten Punkt ist die planerische Artenzusammensetzung von entscheidender Bedeutung. Mit Blick auf das

Ziel die Intensität des Pflegeregimes zu vermindern, muss im Planungsprozess im Vorhinein die mögliche Artendynamik analysiert werden. Dabei ist gemäß einer „Grundeignung“ zuerst jede Art für sich und danach im Zusammenhang zu den anderen Arten in ihren Entwicklungs- und Überlebensmöglichkeiten zu betrachten. Um die jeweilige Art mittel- bis langfristig im Bestand zu erhalten, sind also nicht nur spezifische Standortansprüche, sondern auch die Entwicklungsformen unter den gegebenen Standortbedingungen sowie die notwendigen Pflegeeingriffe miteinander abzugleichen. Mit dem Fokus dieser Arbeit die Eingriffe in ihrer Anzahl und dem Aufwand zu reduzieren, scheint es damit notwendig speziell die Wechselbeziehungen betrachten zu müssen. Je weniger die künstliche Gemeinschaft an die realen Umstände angepasst ist, desto höher wird der daraus resultierende Aufwand ausfallen.

Im zweiten Punkt, der sich maßgeblich mit dem Auflaufen von bestandsfremden Arten beschäftigt, lässt sich zwischen zwei möglichen Vorgehensweisen unterscheiden. Grundsätzlich ist die Frage nach einem Eingriff von der gärtnerischen Einschätzung über die möglichen Auswirkungen des Einwanderers auf den Bestand abhängig. In regelmäßigen Kontrollen ist der Bestand zu begutachten. Eingewanderte Arten sind in Abhängigkeit zum Standort und den Wechselwirkungen mit der Pflanzung danach zu beurteilen, in wie weit eine Beeinflussung entsteht kann und folglich ab wann ein Eingriff notwendig ist. Da dies neben Sortenkenntnis und spezifischem Wissen auch Zeit in Form von regelmäßigen Kontrollen der Pflanzung bedarf, scheint eine Umsetzung im Rahmen der real existierenden Bedingungen als aufwändig und sehr schwierig. Sowohl Sachkenntnis als auch Arbeitszeiten sind im Grünflächenmanagement durch die eingangs beschriebene ökonomische Reglementierung stark begrenzt. Unter diesen Bedingungen scheint es

vorteilhafter, wenn sich ein Weg aufzeigen ließe, mit dem das Auflaufen von fremden Arten generell oder doch weitgehend unterbunden werden könnte.

Vor dem Hintergrund mit diesen Umständen umgehen zu müssen, hat sich in der Pflanzplanung ein Ansatz etabliert, natürlich vorkommende Pflanzengemeinschaften als Vorbild für die Planung heranzuziehen (vgl. Kingsbury 2004:64; Kühn 2005a, 2005b; Hitchmough und Wagner 2011:280). Dabei sind vor allem natürliche und halbnatürliche Wiesen- oder Steppengesellschaften, die als Vorbilder für die künstlich zu erstellenden Pflanzungen im öffentlichen Grün dienen könnten, von Interesse. So zeigen diese Gemeinschaften visuelle Erscheinungsbilder auf, die durch Blütenfarben und -formen sowie Blühdauer vom Betrachter als attraktiv wahrgenommen werden (vgl. Dunnett 2004:101; Kingsbury 2004:64; Hitchmough et al. 2004:76). Darüber hinaus scheinen diese Pflanzengemeinschaften von Jahr zu Jahr in ihrem Erscheinungsbild gleich bleibend zu sein, so dass der Eindruck von Dauerhaftigkeit entsteht. Eine Regulierung i) der saisonalen Arten bzw. Individuenentwicklung sowie ii) die Kontrolle des Artenpools scheint für den mittelfristigen Erhalt der Gemeinschaft nicht notwendig zu sein (Hitchmough et al. 2004:75f). Ein Eingriff scheint höchstens im Fall von halb-natürlichen Gemeinschaften erforderlich zu sein, in denen ein anthropogener Einfluss vorhanden ist, der zumeist aus einer kulturellen Nutzung herrührt und sich weniger mit spezifischer Individuenförderung als einer großflächigen Nutzung durch regelmäßige Einflüsse, wie Frühjahrs- und Sommermahd, zeigt (vgl. Kahmen et al. 2005:595). Danach gibt es zwar einen Pflegeaufwand, der jedoch standardisiert und damit mit geringem Aufwand realisierbar erscheint. Ökologisch gesehen ist der Zustand der Dauerhaftigkeit in diesen Gemeinschaften jedoch als relativ einzuschätzen. Prinzipiell ist ein ökologisches System und damit auch jede Pflanzengemeinschaften in ihrem *Status*

quo das Ergebnis eines andauernden Wechselspiels, das sich aus unterschiedlichen Parametern ergibt und bei dem jeder Parameter in sich variable ist. Im Zusammenspiel ist damit das ganze System eher durch Veränderung als durch statische Ausprägung einzelner Eigenschaften gekennzeichnet (Odenbaugh 2001:494-498; Ives und Carpenter 2007:58). So handelt es sich bei den erwähnten natürlichen oder halb-natürlichen Pflanzengemeinschaften dann auch eher um Bestände, die zwar von Jahr zu Jahr für den Betrachter ein ähnliches Vegetationsbild aufzeigen, dabei jedoch in der Artenzusammensetzung und Verteilung der Individuen eine starke Veränderung haben können (vgl. Dunnett und Willis 2000:47-50; Stampfli und Zeiter 2004:574). Da dieser Prozess jedoch nur mit Aufmerksamkeit und Detailinteresse im Vergleich verschiedener saisonaler Entwicklungsstadien auffällt, ist er für den Betrachter in der alltäglichen Wahrnehmung weniger stark deutlich. Erst wenn es durch den Prozess der Artenfluktuation zu einem Wandel der Bestandsarten kommt, verdeutlicht sich schrittweise auch in der Alltagsbetrachtung die Veränderung. Diese Änderung in der Artenzusammensetzung kann aus ökologischer Sicht den Beginn einer Sukzessionsabfolge bedeuten, bei der die prägenden Bestandsarten schrittweise durch andere Arten abgelöst bzw. verdrängt werden und sich somit eine neue Sukzessionsstufe mit einem grundlegend veränderten Erscheinungsbild einstellen kann (vgl. Dierschke 1994:392; Dunnett 2004:112).

Mit der Orientierung an natürlichen oder halb-natürlichen Gemeinschaften bezieht sich die Pflanzplanung auf Vegetationsbilder, deren Eindruck sich aus der Summe aller verwendeten Arten ableitet und deren Dauerhaftigkeit sich auf den Erhalt einer Sukzessionsstufe begründet. So lange sich die Gemeinschaft in dieser Stufe befindet, transportiert sie einen relativ gleichbleibenden Gesamteindruck. Tritt jedoch unter der Annahme einer unveränderten Nutzungsform in ihrer Artenstruktur eine

Veränderung ein, die zum Übergang in ein anderes Sukzessionsstadium führt, verliert sich dieser Eindruck. Aus der Sichtweise einer ökologisch orientierten Pflanzenverwendung, die sich mit der Frage der autonomen Artenentwicklung befasst, sind damit zum einen die Artenzusammensetzung und zum anderen die Bedingungen und Einflüsse am Herkunftsort von Interesse. Wird nun betrachtet, wie sich in der Pflanzplanung die Orientierung an diesen Gemeinschaften darstellt, so lassen sich zwei unterschiedliche Formen aufzeigen. So gibt es die Ansätze, die Erscheinungsform mittels einer sich ähnelnden Pflanzenauswahl zu kopieren und damit eine Art Mimikry von der Vorlage zu erstellen (vgl. Kopp 2013; Pot 2015). Ein im Planungsprozess durchaus üblicher Vorgang, bei dem der Betrachter ein scheinbares Abbild einer Pflanzengesellschaft erhält und damit auch das Prädikat der verminderten Eingriffe verbindet. Dieser Zusammenhang scheint in der langfristigen Betrachtung jedoch fragwürdig (vgl. Hitchmough et al. 2004; Kühn 2005b:56; Kühn 2011:273). Wesentlich herausfordernder ist der andere Ansatz, die Gemeinschaft mit Blick auf die Wechselwirkungen zu kopieren. Dabei soll eine Beständigkeit des Pflanzenbestandes durch ein Imitieren der Wirkungsmechanismen, die zu einem dauerhaften Sukzessionsstadium führen, erreicht werden. Je nach den spezifischen Bedingungen am Planungsstandort muss eine entsprechende Artenauswahl getroffen werden, die in ihrer artspezifischen Zusammensetzung nicht nur die visuelle Erscheinungsform, sondern auch die Wechselwirkungen des natürlichen Vorbildes nachahmt. Es gibt hier eine Anzahl an wissenschaftlichen Ansätzen, die an universitären Einrichtungen in Deutschland, der Schweiz, England und Schweden betrieben werden (Tyler et al. 2002; Föhn 2005:33; Garthwaite et al. 2005; Kühn 2006; Messer 2008:19; Kühn 2011: 298; Sayuti und Hitchmough 2013). Diese versuchen Aussagen zu

artspezifischen Entwicklungen am Standort in Bezug auf die einwirkenden Faktoren, den nach Dierschke (1994:32ff) bezeichneten endo- und exogenen Faktoren, zu ermitteln. Bei der Betrachtung der Artenentwicklung wird der Bezug zu ökologischen Theorien in der Populationsentwicklung aufgenommen, um durch eine Übertragung auf die Anwendung weitergehende Kenntnisse zu erhalten. Populationsmodelle versuchen artspezifische Verhaltensmuster zu abstrahieren und durch eine Gruppierung von ähnlichen Verhaltensformen allgemeine Strategietypen zu definieren, mit deren Hilfe die Entwicklung des Bestandes beschrieben werden kann (vgl. Köppler 2005: 38). Im deutschen Sprachraum ist in diesem Zusammenhang der Ansatz des englischen Wissenschaftlers John Philippe Grime zu gesteigerter Popularität gekommen. Dieser ist inzwischen soweit bearbeitet, dass er auch im Planungsalltag Anwendung findet (siehe Heinrich und Messer 2012:36; Kühn 2013). Basierend auf dem wissenschaftlich anerkannten Modell von MacArthur und Wilson (1967) (Grime 2001:4), das auf zwei Strategietypen, den r-Strategen und den k-Strategen aufbaut, hat Grime (1979; 2001) ein Modell mit drei Strategen entwickelt. Die Strategen leiten sich dabei aus einer Analyse des Standortes nach verschiedenen Eigenschaften ab. Die Betrachtung erfolgt über die Einschätzung der Produktivität des Standortes, die über die verfügbaren Einheiten an Nährstoffen, Raum und Licht sowie über den Faktor Störung, der eine Beeinträchtigung der Biomassenentwicklung zur Folge hat, geführt wird (vgl. Grime 2001). Die Theorie selber findet sich ausreichend in der Literatur beschrieben und erfährt an dieser Stelle keiner weiteren Ausführung. Ihre Popularität lässt sich damit erklären, dass sie eine leicht zugängliche Möglichkeit bietet, die Wechselwirkungen der Arten untereinander mit Bezug zum Standort bei der Pflanzplanung mit einzubeziehen (vgl. Köppler 2005:74). Die Anwendung dieser wissenschaftlichen

Theorie im realen Umfeld zeigt sich durch eine Vielzahl an Veröffentlichungen zur Handhabung im Planungsalltag (Kühn 2013; Heinrich und Messer 2012: 34,ff) sowie eine Einbindung im Gartenbau, bei der z.B. Pflanzkataloge und -listen hinsichtlich einer möglichen Verwendung auf die Strategien verweisen (Schmidt 2006; Hofmann 2016).

Diesen Vorzügen steht jedoch entgegen, dass eine Pflanzung - wie auch eine Pflanzengemeinschaft - eine Mischung von Arten und somit eine Zusammensetzung aus unterschiedlichen Strategien darstellt. Wie diese Zusammensetzung in Anzahl und Verhältnissen mit den Strategietypen zu erreichen ist, lässt sich jedoch aus dem Modell von Grime nicht ableiten. Es fehlt an Erläuterungen, wie die Entwicklung der Arten und Individuen auf der Ebene des gesamten Bestandes zusammengeführt werden können und wie dies in konkreten Zahlen und Verteilungsformen umgesetzt werden müsste, um eine relativ dauerhafte Pflanzung zu erhalten (Köppler 2005:79). In diesem Punkt ist es nach wie vor notwendig sich Mittels der Empirie, also über Versuch und Irrtum, dem Ziel einer Artenkombination am konkreten Standort, die pflegeleicht und unter vermindertem gärtnerischen Eingriff ausdauernd ist (vgl. Kühn 2011:248; Heinrich und Messer 2012:117,170ff), zu nähern. Vor diesem Hintergrund wäre es hilfreich Kenntnisse über das generelle Zusammenwirken der Arten unter dem Einfluss des Standortes zu haben sowie einschätzen zu können, wie sich verändernde Standorteinflüsse auf dieses Zusammenwirken auswirken. Der Planungsprozess sowie einzubeziehenden Maßnahmen für Entwicklung und Erhalt einer künstlich zusammengestellten Pflanzung könnten damit genauer und zielgerichteter erfolgen und damit den Erfolg in der Anwendung verbessern.

3.5 Zielstellung der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Anwendung von naturalistischen Pflanzungen als Teil einer urbanen Freiraumplanung zu verbessern. Dabei sollen Möglichkeiten aber auch die Grenzen für eine Anwendung aufgezeigt werden, um letztendlich die Anwendung in objektspezifischen Planungssituationen besser einschätzen zu können. Um dies zu erreichen, sind drei Forschungsfragen zu beantworten, welche sich in praktischer und theoretischer Ausführung mit der Thematik befassen. Dies ist i) die funktional-planerische Artenzusammenstellung von naturalistischen Pflanzungen unter dem Gesichtspunkt des reduzierten Pflegeaufwandes sowie ii) die Anwenderorientiertheit durch die Betrachtung vom Erscheinungsbild einer naturalistischen Pflanzung im Bezug zu den Anforderungen an den öffentlichen Freiraum.

3.6 Forschungsfragen und Methoden

1) Welche ökologischen Parameter sind für die planerische Erstellung einer Pflanzung, die mit minimalem Pflegeaufwand auskommen soll, von Belang und wie können diese Parameter Verwendung im praktischen Planungsprozess finden?

In einer Literaturschau werden naturwissenschaftliche Veröffentlichungen mit Aussagen zur Entwicklung von terrestrischen Pflanzengemeinschaften miteinander verglichen. Im Fokus der Betrachtung stehen Faktoren und Prozesse, welche eine Dauerhaftigkeit des Bestandes ermöglichen oder beeinflussen können. Hieraus werden dann Planungsparameter und Wirkungsmechanismen abgeleitet, unter deren Berücksichtigung bzw. Anwendung ein künstlicher Pflanzenbestand erzielt und mit vermindertem Pflegegrad erhalten werden kann.

2) Können Pflanzungen mit naturhaften Erscheinungsformen Funktion und Nutzung des urbanen Freiraumes unterstützen und damit Akzeptanz für sich selbst erzielen?

Die Frage wird in zwei Schritten beantwortet. Zuerst erfolgt eine Betrachtung der Wünsche und Ansprüche, die aus Sicht der Gesellschaft an den urbanen Freiraum gestellt werden. Danach wird über den Bezug zur Ästhetik-Theorie ermittelt, auf welche Art Akzeptanz beim Betrachter entstehen kann und wie sich die urbane Vegetation in diesen Prozess einordnen lässt. Vor dem Hintergrund dieser beiden Ausführungen wird dann gezeigt, wie naturalistische Pflanzungen i) Ansprüche an den Freiraum bedienen können sowie ii) welche Mechanismen einer ästhetischen Wertschätzung berücksichtigt werden sollten, um Akzeptanz zu generieren bzw. zu stärken.

3) Welche spezifischen Parameter beeinflussen die Entwicklung von Zierarten in einem halbnatürlichen Pflanzenbestand an einem bestimmten Standort?

Am urbanen Standort von Berlin Hellersdorf-Marzahn wird ein Pflanzenbestand aus Ruderalvegetation mit Zierarten ergänzt. Die Entwicklung der Zierarten wird anhand der Überlebensraten nach einem Zeitraum von zwei Jahren bewertet. Die Pflanzung wird im Entwicklungszeitraum mit geringem Pflegeaufwand betreut. Die Bewertung der Artenentwicklung erfolgt mit Hinblick auf die Einflüsse aus der Ruderalvegetation, den klimatischen Bedingungen sowie den Standorteigenschaften. Damit soll die Relevanz der jeweiligen Einflüsse auf die Entwicklung untersucht werden und schließlich eine Gewichtung für die planerische Anwendung möglich werden.

3.7 Quellen

- Aufmolk, G. (2014). Öffentliche Grünflächen – Anforderungen der Zukunft. In Fischer, H. (Hg). Zukunft aus Landschaft gestalten. CGL Studies 17. AVM Verlag: München: 185-188.
- Bächtiger, J.-B. (2005). Dynamik als Gestaltungselement – über die erfolgreichen Versuche mit Staudenmischpflanzungen im öffentlichen Grün. In Wädenswiler Stauden- und Gehölztage 2005. Wädenswil, CH: 31-32.
- Bauer, N. (2005). Attitudes towards wilderness and public demands on wilderness areas. In Kowarik, I. und Körner, S. (Hg). Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry. Springer Verlag: Berlin: 47-66.
- Becker, C. (1995). Grünflächen: Folgekosten werden zum Problem. Stadt und Grün 7: 461-467.
- Berleant, A. (1992). The aesthetics of environment. Temple University: Philadelphia/USA.
- Böhm, U., Zahiri, C. und Benfer, K. (2013). Städtebau und grüne Stadträume. In Jirku, A. (Hg). Stadtgrün. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart: 56-65.
- Bouillon, J. (Hg). (2013). Handbuch der Staudenverwendung. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Bruno, G. A. (2009). Aesthetic value, intersubjectivity and the absolute conception of the world. Postgraduate Journal of Aesthetics 6(3): 40-49.
- Carlson, A. A. (1977). On the possibility of quantifying scenic beauty. Landscape and Urban Planning 4: 131-172.
- Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for a sustainable city. Landscape and Urban Planning 68: 129-138.
- Dams, C. (2013). Pflege und Unterhaltung – aktuelle Tendenzen und Probleme. In Jirku, A. (Hg). Stadtgrün. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart: 270-278.

- Darke, R. (2009). The wild garden. William Robinson with new chapters by Rick Darke. Timber Press: Portland/Oregon/USA.
- DeLucio, J. V. und Mugica, M. (1994). Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning* 29: 145-160.
- Dierschke, H. (1994). Pflanzensoziologie. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Dunnett, N. (2004). The dynamic nature of plant communities. In Dunnett, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London: 97-114.
- Dunnett, N. und Hitchmough, J. (Hg). (2004). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London.
- Dunnett, N., Kircher, W. und Kingsbury, N. (2004). Communicating naturalistic plantings: plans and specifications. In Dunnett, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London: 244-255.
- Dunnett, N. und Willis, A. J. (2000). Dynamics of *Chamerion angustifolium* in grassland vegetation over a thirty-nine-year period. *Plant Ecology* 148(1): 43-50.
- Foerster, K. (2001). Freude und Ärger im Garten. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Föhn, M. (2005). Integrierte Pflanzensysteme. In Wädenswiler Stauden- und Gehölztag 2005. Wädenswil/CH: 33.
- Ford, R. M., Williams, K. J. H., Smith, E. L. und Bishop I. D. (2012). Beauty, belief and trust, towards a model of psychological processes in public acceptance of forest management. *Environment and Behaviour*: DOI: 10.1177/0013916512456023.
- Freytag, A. (2014). Unkraut. In Fischer, H. (Hg). *Zukunft aus Landschaft gestalten*. CGL Studies 17. AVM Verlag: München: 231-234.
- Garthwaite, A. J., von Bothmer, R. und Colmer, T. D. (2005). Salt tolerance in wild *Hordeum* species is associated with restricted entry of Na⁺ and Cl⁻ into the shoots. *Journal of Experimental Botany* 56(419): 2365- 2378.
- Gerritsen, H. (2010). *Essay on Gardening*. Architectura und Natura Press: Amsterdam/NL.
- Grime, J. P. (1979). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. Wiley and Sons Ltd: Chichester/UK.
- Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*, 2nd ed. Wiley and Sons Ltd: New York.
- Gröning, G. (1997). Ideological aspects of nature garden concepts in late twentieth-century Germany. In Wolschke-Bulmahn, J. (Hg). *Nature and Ideology*. *Dumbarton Oaks Research Library and Collection*: Washington, DC/USA: 221-248.
- Grunert, H. (2014). Stadtgrün und Gartenkultur. In DGGL (Hg). *Zukunft Stadtgrün. Jahrbuch 2014*. Callwey Verlag: München: 52-57.
- Hansen, R. und Stahl, F. (1981). *Die Stauden und ihre Lebensbereiche*. Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Hansen, R. und Stahl, F. (1997). *Die Stauden und ihre Lebensbereiche*. 5. Auflage. Verlag Eugen Ulmer: Stuttgart.
- Heath, T. F. (1988). Behavioral and perceptual aspects of the aesthetics of urban environments. In Nasar, L. (Hg). *Environmental aesthetics*. Cambridge University Press: Cambridge: 6-10.
- Henze, E. (2014). Einführung. In DGGL (Hg). *Zukunft Stadtgrün. Jahrbuch 2014*. Callwey Verlag: München: 6-9.
- Heinrich, V. (2013). Hermann Mattern. *Leben und Werk*. Universitätsverlag der TU Berlin: Berlin.

- Heinrich, A. und Messer, U. (2012). Staudenmischpflanzungen. Praxis, Beispiele, Tendenzen. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Heft, H. (2010). Affordances and the perception of landscape: an inquiry into environmental perception and aesthetics. In Thompson, C.W., Aspinall, P. und Bell, S. (Hg). Innovative approaches to researching landscape and health. Routledge: London: 9-32.
- Hepburn, R. (1963). Aesthetic appreciation of nature. *British Journal of Aesthetics* 3 (3): 195-209.
- Hepburn, R. (1996). Landscape and the metaphysical imagination. *Environmental Values* 5: 191-204.
- Hitchmough, J. (2004). Naturalistic herbaceous vegetation for urban landscapes. In Dunnet, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis, London: 130-183.
- Hitchmough, J., dela Fleur, M. und Findlay, C. (2004). Establishing North American prairie vegetation in urban parks in northern England. Part 1. Effect of sowing season, sowing rate and soil type. *Landscape and Urban Planning* 66: 75-90.
- Hitchmough, J. und Wagner, M. (2011). Slug grazing effects on seedling and adult life stages of North American Prairie plants used in designed urban landscapes. *Urban Ecosystems* 14: 279-302.
- Hobhouse, P. (1991). *Flower Gardens*. Frances Lincoln Ltd: London.
- Hofmann, T. (2016). *Pflanzenkatalog Die Staudengärtnerei Till Hofmann, Wald-Michelbach, BRD*.
- Hofmann, M., Westermann, J., Kowarik, I. und van der Meer, E. (2012). Perceptions of parks and urban wilderness by landscape planners and residents. *Urban Forestry and Urban Greening* 11: 303-312.
- Ives, R. und Carpenter, S. R. (2007). Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317(5834): 58-62.
- Jirku, A. (2013). Parkanlagen als Möglichkeitsräume. In Jirku, A. (Hg). *Stadtgrün*. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart: 97-105.
- Jorgensen, A. (2004). The social and cultural context of ecological plantings. In Dunnet, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London: 293-325.
- Kahmen, A., Perner, J. und Buchmann, N. (2005). Diversity-dependent productivity in semi-natural grasslands following climate perturbations. *Functional Ecology* 19(4): 594-601.
- Kaplan, R. und Herbert, E. J. (1987). Cultural and sub-cultural comparisons in preferences for natural settings. *Landscape and Urban Planning* 14: 281-293.
- Kaplan, S. (1988). Where cognition and affect meet: a theoretical analysis of preferences. In Nasar, J. L. (Hg). *Environmental aesthetics, theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 56-63.
- Kingsbury, N. (2004). Contemporary overview of naturalistic planting design. In Dunnet, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis, London: 58-96.
- Kingsbury, N. (2005). *Traumgärten*. Deutsche Verlags-Anstalt GmbH: München.
- Kingsbury, N. (2013). Trends in planting design. *Topos* 83: 66-71.
- Kircher, W. und Messer, U. J. (2002). Perennemix, Mischpflanzungen für das öffentliche Grün. *Garten und Landschaft* 112(5): 24-27.
- Köppler, M.-R. (2005). Anwendung vegetationsökologischer Theorien auf die Pflanzenverwendung. Diplomarbeit an der Technischen Universität Berlin, Fachgebiet Vegetationstechnik und Pflanzenverwendung.

- Kopp, U. (2013). Der Präriegarten: pflegeleicht, robust und von wilder Schönheit. Bassermann Verlag: Niedernhausen.
- Kuhbier, A., von Krosigk, K. und Elwers, R. (2000). Berlin Grün, Historische Gärten und Parks der Stadt. L und H Verlag: Berlin.
- Kühn, N. (2005a). Präriepflanzen in der Stadt. Kritische Reflexion eines neuen Trends. Teil 1: Prärie als Vorbild für eine extensive Pflanzenverwendung im urbanen Raum. Stadt und Grün 7: 22-28.
- Kühn, N. (2005b). Präriepflanzungen in der Stadt – Kritische Reflexion eines neuen Trends. Teil 2: Möglichkeiten des Einsatzes von Präriepflanzen in Mitteleuropa. Stadt und Grün 8: 47-56.
- Kühn, N. (2006). Intentions for the unintentional, spontaneous vegetation as the basis for innovative planting design in urban areas. JoLA (autumn): 58-65.
- Kühn, N. (2011). Neue Staudenverwendung. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Kühn, N. (2013). Strategietypen der Stauden. Wissen und Erfahrungen einen Rahmen geben. Gartenpraxis 7: 31-35.
- Kuo, F. E., Bacaicoa, M. und Sullivan, W. C. (1998). Transforming inner-city landscapes. Trees, sense of safety, and preference. Environment and Behaviour 30: 28-59.
- Lang, J. (1988). Symbolic aesthetics in architecture: towards a research agenda. In Nasar, J. L. (Hg). Environmental aesthetics, theory, research and applications. Cambridge University Press: Cambridge: 11-26.
- Lange, W. (1909). Gartengestaltung der Neuzeit. Weber Verlag: Leipzig.
- Lord, T. (1995). Gardening at Sissinghurst. Frances Lincoln Limited: London.
- Lothian, A. (1999). Landscape and the philosophy of aesthetics: is landscape quality inherent in the landscape or in the eye of the beholder. Landscape and Urban Planning 44: 177-198.
- Lloyd, C. (1978). The Well-Tempered Garden. Penguin Books Ltd: Harmondsworth/UK.
- MacArthur, R. H. und Wilson, E. O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press: Princeton/New Jersey/USA.
- Messer, U. (2008). Studies on the development and assessment of perennial planting mixtures. Research PhD Thesis. University of Sheffield, Department of Landscape: Sheffield/UK.
- Meyer, G. (1860). Lehrbuch der schönen Gartenkunst. Riegel: Berlin.
- Morrison, D. (2004). A methodology for ecological landscape and planting design. In Dunnet, N. und Hitchmough, J. (Hg). The dynamic landscape. Taylor and Francis: London: 115-129.
- Nagel, R. (2014). Strategische Perspektiven für das städtische Grün. In DGGL (Hg). Zukunft Stadtgrün. Jahrbuch 2014. Callwey Verlag: München: 22-26.
- Nassauer, J. I. (1995). Messy ecosystems, orderly frames. Landscape Journal 14: 161-170.
- Niesel, A. (Hg). (2006). Grünflächen – Pflegemanagement, dynamische Pflege von Grün. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Nohl, W. (1988). Open space in cities: in search for a new aesthetic. In Nasar, J. L. (Hg). Environmental aesthetics, Theory, research and applications. Cambridge University Press: Cambridge: 74-83.
- Odenbaugh, J. (2001). Ecological stability, model building, and environmental policy: a reply to some of the pessimism. Philosophy of Science 68(3): 493-505.

- Özgüner, H. und Kendle, A.D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning* 74: 139-157.
- Oudolf, P. (2013). *Design trifft Natur: Die modernen Gärten des Piet Oudolf*. Eugen Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Perderau, B. und Perderau, P. (2009). *Giverny. Le jardin de Claude Monet*. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Ploger, J. (2001). Millenium urbanism, discursive planning. *European Urban and Regional Studies* 8 (1): 63-72.
- Pot, L. (2015). *Im Farbenmeer eines Präriegartens*. Deutsche Verlagsanstalt: München.
- Sayuti, Z. und Hitchmough, J. (2013). Effect of sowing time on the emergence and growth of South African grassland species. *South African Journal of Botany* 88: 28-35.
- Schmidt, C. (2006). Ökologische Strategien und Staudenpflege. *Gartenpraxis* 32 (4):28-35.
- Schmidt, C. (2008). Staudenmischungen (5), Wilder Westen im Staudenbeet – Weinheimer Staudenmischungen. *Campos* 5: 21.
- Siebert, A. (2016). Die Symbolik der Natürlichkeit. *Stadt und Grün* (1): 41-45.
- Stampfli, A. und Zeiter, M. (2004). Plant regeneration directs changes in grassland composition after extreme drought: a 13-year study in southern Switzerland. *Journal of Ecology* 92(4): 568-576.
- Thompson, C. W. (2013). Activity, exercise and the planning and design of outdoor spaces. *Journal of Environmental Psychology* 34: 79-96.
- Thompson, C. W., Aspinall, P. und Bell, S. (2010). *Innovative approaches to researching landscape and health*. Routledge: London.
- Tyler, T., Brunet, J. und Tyler, G. (2002). Sensivity of the woodland herb *Anemone hepatica* to changing environmental conditions. *Journal of Vegetation Science* 13(2): 207-216.
- Tzoulas, K. und James, P. (2010). Peoples' use of, and concerns about, green space networks. A case study of Birchwood, Warrington New Town, UK. *Urban Forestry and Urban Greening* 9: 121-128.
- von Krosigk, K.-H. (2014). Vorwort. In DGGL (Hg). *Zukunft Stadtgrün. Jahrbuch 2014*. Callwey Verlag: München: 4-5.
- Wareham, A. (2011). *The bad tempered gardener*. Frances Lincoln Limited: London.
- Wöbse, H. H. (2002). *Landschaftsästhetik*. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Wolf, R. (2002). *Gartenpflanzen. Praxis Handbuch*. BLV Verlag: München.
- Wolschke-Bulmahn, J. (2009). Gärten, Natur und völkische Ideologie. In Hering, R. (Hg). *Die Ordnung der Natur. Vorträge zu historischen Gärten und Parks in Schleswig-Holstein*. Landesamt Schleswig-Holstein, Bd. 96: 143-187.
- Wood, M. und Tankard, J.B. (2015). *Gertrude Jekyll at Munstead Wood*. The Pimpernel Press Ltd: London.
- Woudstra, J. (1997). Jacobus P. Thijsses influence on dutch landscape architecture. In Wolschke-Bulmahn, J. (Hg). *Nature and ideology: natural garden design in the twentieth century*. Dumbarton Oaks: Washington, DC/USA: 155-185.
- Woudstra, J. (2004). The changing nature of ecology: a history of ecological planting. In Dunnett, N. und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London: 23-57.
- Woudstra, J. und Hitchmough, J. (2000). The enamelled mead: history and practice of exotic perennials grown in grassy swards. *Landscape Research* 25(1): 29-47.

4. MANUSKRIFT 1

‘Ecology good, aut-ecology better: improving the sustainability of designed plantings’

Content

4.1 Abstract	25
4.2 Introduction	25
4.3 Planting design and its passion for stability ..	28
4.4 Key-processes of stability	30
4.5 Advantages of naturalistic planting	34
4.6 Conclusions	36
4.7 References	37

4.1 Abstract

This paper explores how contemporary ecological science, and aut-ecology in particular, can improve the sustainability of designed vegetation. It is proposed that ecological understanding can be applied to design at three levels: 1) as representation, 2) as process, and 3) as aut-ecology, representing a gradient from the least to the most profound. Key ecological interactions that determine the success of designed plantings are explored via a review of relevant ecological research, challenging some widely held but unhelpful constructs about how both semi-natural and designed vegetation actually function. The paper concludes that there are real benefits to integrating autecological understanding in the design of vegetation at all scales but that will require ecological theory to be taught as design toolkit rather than largely as descriptive knowledge.

Keywords

Aut-ecology, competition, disturbance, diversity, planting design, stability

4.2 Introduction

Over the past forty years, a search for ‘new’ planting styles with relatively low maintenance costs has taken place. More recently, a similar process has occurred in search of higher ecological sustainability. In the rich

nations of the West, the goal has been to reduce financial and carbon expenditure, while still meeting public aspirations for colour, drama, and seasonal change (Hitchmough 2004: 135-136). A recurrent theme in this approach has been to find ways to reduce more craft-based, horticultural maintenance, traditionally used to maintain plantings in a relatively fixed, unchanging state. One of the approaches to achieve this has been through the design of ecologically-based plant communities. These new communities, be they native or non-native to the planting site, have often been inspired by the apparent stability of semi-natural vegetation such as meadows, prairies, heathlands, and woodlands at low levels of maintenance (Robinson 1874; Hansen and Stahl 1993).

Since its emergence as an academic discipline in the late nineteenth century, ecology has had a significant influence on planting design. In Germany, Humboldts' observations on biogeography (von Humboldt and Bonpland 1807) are still represented in some botanic gardens. Ecological underpinning of planting design is the most developed in Northern and Central Europe, where plant phyto-sociology

descriptions of spatial arrangement and successional change over time strongly informed, for example, the Hansen School of perennial planting in Germany (Hansen and Stahl 1993). Much of late nineteenth- and twentieth-century ecology followed a holist tradition of looking at semi-natural vegetation in the wild, describing and drawing inference about the ecological processes believed to be in operation. In landscape architecture as a whole, the use of ecology to inform landscape and planting design can be seen to operate at three distinctive levels: 'ecological ideas as representation', 'ecological ideas as process' and 'ecological ideas as aut-ecology'. These approaches represent a gradient from the application of ecology from the most superficial to the most profound but are not mutually exclusive; in some cases all three might be involved in a design project.

'Representation' might involve the creation of facsimile plant communities without a detailed understanding of the species themselves and how these relate to the site in question; capturing the look but not necessarily the desired functional properties. An example of this might be the sowing of generic



Fig. 1 Standardized planting concepts: a prairie mixture as roadside vegetation.

native wildflower seed mixes specified by a planning authority on an infrastructure projects (compare Walker et al. 2004; Kühn 2011: 256). The list acts as a surrogate for the design process, the designer having little if any engagement with the individual species, nor whether they will be fit for the specific site conditions. Further examples might include designing a shrubby community without understanding the regeneration strategies of the individual species, or creating Prairie or Steppe meadows by standardized planting mixtures (see Kühn 2011: 244-245) that do not adequately consider ecological processes (Fig. 1).

‘Ecology as process’ deals with understanding of systems and the associated ecological processes and has grown out of environmental-landscape planning (McHarg 1969), for example, urban watershed design in relation to pollution (Alberti et al. 2007) or habitat connectivity (Donald 2005). These approaches typically focus on the larger scale, and have strongly informed thought and practice within landscape architecture at a broad philosophical level. ‘Working with the existing’, or adopting a relatively passive, less interventionist approach of just letting things happen to ‘live lightly on the earth’ (Dee 2012: 10) fit into this category, as do design interventions to allow access, etc. into semi-natural vegetation where protection is paramount. When applied to planting design, process-based ecology is often expressed as habitat restoration, returning landscapes back to the ‘original’, repairing ‘damage’, and regaining ecological function (Fig. 2).

‘Aut-ecology’ seeks to understand how an individual of a species interacts with other species, and the biotic and abiotic environment; it grows in prominence during the 1970’s (Grime 1979; Ellenberg 1988), associated with reductionist experimentation, seeking cause and effect in plant communities (see for example Grime 2001). Aut-ecology argues that to understand the community, be it spontaneous or designed, you must first understand the component parts. These are the individual plant species, cogs



Fig. 2 Ecologically oriented design: spontaneous vegetation in contemporary public park design.

with knowable properties, that when combined with other cogs of different species create a ‘machine’ with broadly knowable properties and behaviours -the plant community. The properties of individual species are known as ‘traits’ and represent behaviours acquired over long evolutionary histories. Species and sub-populations are what evolution in their habitats made them. This approach to ecological research has some parallels with how horticulturists understand plants through practice and designers think about plants as ‘building blocks’. There are also major differences. Horticultural approaches seek to identify the optimal conditions for that plant, which are then met by changing site conditions through cultivation and maintenance. The evolutionary traits of plants are often excluded from this conceptualization. Aut-ecology offers a profound understanding of plants, derived from either investigation of the habitat, and plant behaviour in it, or experimentation to establish the tolerance of a species to given factors. This research can also be undertaken on designed communities, as has been demonstrated, for example, by research in the Department of Landscape, University of Sheffield (Hitchmough and de la Fleur 2006: 387-388) or at the Technical University Berlin (Fig. 3a,b) (Kühn 2006).

The needs of a given species or cultivar in the horticultural literature are largely based on anecdotes of ‘what seems to work’. Nearly all horticultural



Fig. 3a A field survey at the TU Berlin, Germany, where biomass development of ornamental species is measured

texts treat *Kniphofia* (approximately 70 species) as a uniform entity: all need well drained soils (for example, Rice 2006). All *Kniphofia* will potentially grow satisfactorily in well-drained soils, but in actual fact, many *Kniphofia* are wetland species (for example; *K. northiae*, *K. caulescens*), others are highly xeric (*K. hirsuta*, *K. stricta*). Some are relatively short lived, others immortal (Codd 1968). Some species form vast colonies (*K. caulescens*, *K. linearifolia*), due to their competitive traits, while others are always solitary (*K. triangularis*) and intolerant of competition. By emphasizing specific tolerances and behaviours, rather than generic horticultural anecdotes, an aut-ecological perspective shows which species can, and cannot be 'stretched' to deal with specific stresses that are inherent in designed landscapes (for example, a wet site), and how to predict much more accurately how species will perform and persist in the longer-term (Fig. 4).

Aut-ecology is extremely powerful, but unlike ecology as representation and process, is much less evident in landscape architectural discourse and practice, most probably because it requires the acquisition of more highly developed underpinning knowledge. The potential to converge design, ecological, and horticultural thinking in an aut-ecology approach facilitates finding better answers to planting design questions. A key idea in ecology

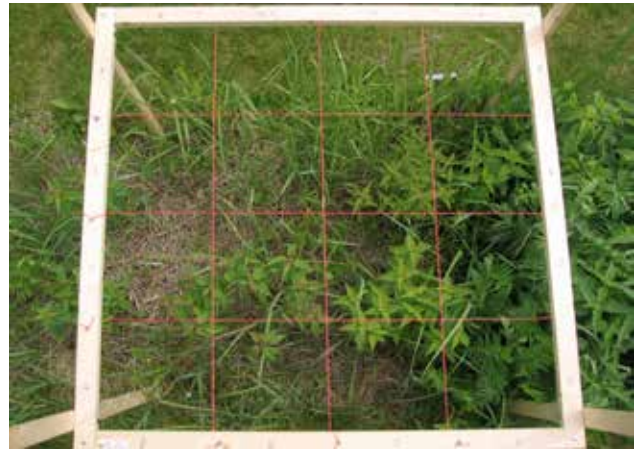


Fig. 3b *Monarda fistulosa* under the influence of the surrounding spontaneous vegetation.

as representation or process is that ecology is largely (or entirely) a property of assemblages of native plants and animals, with humans a spoiling or corrupting influence (Eisenhardt et al 1995: 223). This limits the application of ecological ideas when dealing with very artificial environments such as an urban car park. This is not a problem with aut-ecological thinking, which is applicable to all situations, no matter how natural or unnatural. An impermeably surfaced car park has no obvious natural analogue and therefore no obvious link to representation or process. Trees that have evolved to grow on flood plains, where low soil oxygen is a recurrent experience (Kabrick et al. 2012), will however be far more tolerant of such sites than will trees selected at random on appearance, or locally native species associated with well drained soils.

4.3 Planting design and its passion for stability

Planting designers have a vested interest in plantings persisting in order to continue delivering the benefits species were originally selected for; stability promises lower maintenance levels. In addition to its use in an ecological context, stability has a long history as political, economic, and social metaphor (Rousseau 1762). Human beings value the idea of the world not oscillating too dramatically between different

states. Stability is, however, a temporal illusion in the human realm and even more so in the ecological one. Fairbrother (1974) even explicitly recognizes the ephemeral nature of planting that in practice we implicitly imagine to be almost permanent. Our short life span, a high capacity to forget what we have experienced, and constantly creating new narratives about our relationship with the ecological world, appear to compel us to believe that the latter is intrinsically stable (Ladle and Gillson 2009: 234-239).

We often describe this as 'the balance of nature', an idea that begins to appear widely in human discourse beginning in the late nineteenth century, in response to the observed and imagined perils of industrialization (Naylor 1980) and new views of the world arising from the anthroposophic philosophy of Steiner (Moore 1992).

This leads to the construct that nature is stable until human beings interfere with it. Although this view of human interaction with the natural world appears to be very widely held (Worster 1985: 341; Budiansky 1995: 23; Thompson 2000: 144), most ecological scientists no longer do so (Wu and Loucks 1995: 459, 460). Vegetation that looks unchanging (and hence stable) to the casual observer will show dramatic change to the knowledgeable long-term observer (Dunnett and Willis 2000: 47-50). 'Natural vegetation', like designed vegetation, is always changing. This is not to say that semi-natural 'wild' vegetation changes as rapidly as vegetation in a garden might, once management ceases. In the latter, fertilization and watering drives change at rates that are impossible in the less productive conditions of most semi-natural habitats.



Fig. 4 It is apparent from the image of *Kniphofia caulescens* (colony forming monoculture) and *K. northiae* (individual giant) in a bog at 2,800 m in the Eastern Cape, South Africa, that horticultural conceptualizations of the needs of plants fall well short of the understandings required for sustainable design.

Most of our understanding of these ecological phenomena are derived from semi-natural vegetation; what sort of change can be expected to occur in designed plantings and why? Firstly, change may occur at the level of individual species and the aggregated number of species present (the community). Change may be driven by planted, or incoming weedy species that produce large biomasses causing the loss of other planted species. The latter often arise from vegetative fragments of previous site occupants not completely extirpated by site preparation protocols, from seedlings recruited from the soil seed bank, or from seed transported by vectors such as wind, water, and animals.

In practice, change in designed vegetation may be minor, the planted community acquiring new species as described, while at the same time retaining many of the planted species. Alternatively, new colonists may lead to the elimination of the planted species. This is common in landscape plantings where either weeding or mulching is insufficient in the first few years.

The planted species are not passive bystanders in the process of acquisition/loss. Depending upon their degree of fitness and growth traits, they may either eliminate planted neighbours, co-exist with them, be outcompeted by incomers, or actively exclude the latter. In some cases, a notionally stable outcome might entail a gross reduction in diversity of the initially planted species as a few (sometimes one) of the most robust or competitive planted species eliminate both their planted neighbours and check invasion from outside (Hitchmough and Wagner 2013: 130). Avoiding species with the traits that lead to this situation (rapid growth rate; tall, leafy stems spreading rhizomes [in herbaceous plants]) plus highly productive soils substantially reduces post-planting instability.

4.4 Key-processes of stability

Assuming for a moment that designed and semi-natural plant communities can reach an equilibrium point, which are the species, or community properties, that facilitate or undermine this stability?

Many scientific studies have tried to answer this question but have often been frustrated as to what stability means precisely (Odenbaugh 2001: 494-498) and how to meaningfully measure it (Christianou and Kokkoris 2008: 162). Species diversity, such as the number of species per unit area, has dominated research into stability over the past decade because currently it is an important currency politically and is relatively easy to measure (Ives and Carpenter 2007: 58).

MacArthur (1955) and Elton (1958) proposed that diverse systems should better resist change, return to their original state following disturbance (Tilman and Downing 1994: 364), and be more resistant to invasion (Levine and D'Antonio 1999: 16).

Two key processes that underpin stable plant communities are 1) response to disturbance, and 2) response to invasion. The specific ecological meaning of disturbance is: an 'externally imposed factor that temporarily restricts or perturbs the production of biomass' (Grime 2001: 83). Common disturbance factors include grazing, trampling, soil cultivation, cutting, burning, drought, and so on. Disturbance factors are at work in all natural and semi-natural vegetation, sometimes obviously human imposed (as in alpine hay meadows), sometimes imposed by wild herbivores, and sometimes by the abiotic environment, as in the case of fire or drought. Designed vegetation is subject to both intentional (cutting, surface cultivation, etc.) and unintentional disturbance (vandalism, trafficking, de-icing salts, etc.). Understanding plant and community response to disturbance is therefore a pre-requisite to creating more sustainable designed landscapes. If not

understood during the plant selection and design process, it is unlikely that plantings will be manageable in the longer-term. How common is it for landscape architects to select shrubby plants for urban plantings on the basis of their capacity to respond satisfactory to management disturbances such as coppicing?

The literature shows that at best the evidence for plant diversity increasing positive responses to disturbance is either weak (Tilman and Downing 1994: 599; Kahmen et al. 2005: 599; Wang et al. 2010:110) or negative, such as that increasing plant diversity reduces recovery post disturbance (Kennedy et al. 2003; Pfisterer et al. 2004). This suggests that whatever the perceived aesthetic richness, by itself increasing plant diversity is unreliable as a means of improving designed plantings response to disturbance. Thus, relatively stable plant communities might be based on few or many species, depending on specific environmental conditions and the aut-ecological traits of individual species. No matter how many species of non-resprouting dwarf shrubs are present in a designed ground cover planting, return to the previous state post disturbance (for example, canopy removal by coppicing) will be poor compared to a monoculture of a resprouting species. Aut-ecology rather than diversity determines the outcome.

The resistance of natural and designed plant communities to invasion is derived from the aut-ecological traits of the resident species (Baez and Collins 2008: 4–5). The major factor driving invasion is competition for light, space, water, and nutrients (Thompson et al. 2005: 357). Under productive site conditions (abundant light, water, and nutrients) competition is mainly between leaves and shoots, such as for light. Under unproductive conditions, for example, in poor, dry soil, competition is largely for water and nutrients (Weiner et al. 2001) since it is not possible to produce enough leafage to shade other plants.

These competitive processes are ongoing in designed plantings, just as in naturally occurring vegetation. Un-exploited light, nutrients, and water constitute an ‘open gate’ to establishment within the community (Weiner et al 2001: 788-789). Community ‘invasibility’ depends on the traits of the resident species to monopolize all the available resources to ‘close the gate’. Resistance to invasion is not reliably correlated to plant diversity (Crawley et al. 1999: 145). Highly resistant communities can contain few or many species (Kennedy et al. 2003: 138-139), depending on the characteristics of these species and the site conditions, with invasion taking place when the community is most open (Grigulis et al. 2001: 288), typically in winter–spring.

4.4.1 Transferring these ideas to planting design: aut-ecology as the toolkit

In naturally occurring communities the individual species have been co-evolving with one another for centuries, or much longer, to arrive at compatible aut-ecological strategies for that particular environment. Species with incompatible traits will have been eliminated long ago.

In contrast to this, most designed plant communities are based on species whose aut-ecological traits are either unknown to the designers and, hence, simply on the basis of chance alone. There is likely to be a large degree of incompatibility (fast growing species mixed with slow, shade tolerant with intolerant, competitive with uncompetitive) between species and, as a result, stability is likely to be lower. The more experienced the designer, and paradoxically the more restricted their plant palette, fewer species are likely to be outcompeted and the greater the stability there will be. All designers can use aut-ecological thinking to increase stability of mixed plantings by selecting species with similar key traits (growth rate, for example). In essence, every planting design is at some



Fig. 5 Change in designed South African Altimontane grassland in Sheffield over a three-year period, driven by aut-ecological trait differences in relation to varying ratios of low to tall species; Year 2011 (top); Year 2012 (middle), and Year 2013 (bottom).

point an unintentional experiment into the affect of traits of the individual species interacting with one another and the environment, leading to winners and losers.

This raises an interesting question; if we only use native species would stability automatically be better captured, irrespective of the degree of understanding of the plant material? The difficulty with this is that by definition newly created communities (no matter where the species come from) cannot initially be at equilibrium with the environment and since on a given site only some of the species will find themselves well-fitted, there is still likely to be as much instability as with species of eclectic origin. The establishment period is often a barrier preventing species and communities that are capable of achieving some degree of stability from being able to do so.

4.4.2 Barriers to incorporating aut-ecological approaches

All landscape architecture students receive tuition in plant ecology but this does not mean that they are able to use ecological understanding with confidence in practice, as part of their core design toolkit. In many cases this is due to that how ecological understanding feeds into creative design practice has not been adequately resolved at the 'curriculum' level. Ecology is largely taught as description of either communities or processes, with only a limited understanding considered regarding the traits of individual species under different design scenarios. One of the characteristics of ecology at the representational and process level is that it is based on broad, almost philosophical, theoretical positions.

To reference aut-ecology requires access to information on the traits of individual species, such as are presented in Comparative Plant Ecology (Grime et al. 1988) for common Western European species. The concept was originally developed for native

species but has increasingly been applied to cultivated species (Sayuti and Hitchmough 2013) used in landscape architecture. Currently, however, there is no convenient equivalent to Comparative Plant Ecology for less common native and non-native species. It is possible to assemble proxy information of this nature from either observation of plants in their habitat or by reading the ecological and botanical literature. There is a pressing need for a new horticultural/ecological literature on plants that brings this information together. Typically, this commences by screening individual species for aut-ecological characteristics such as tolerance of shade, moisture stress (Bartlett et al., 2012), temperature extremes, palatability, and growth rate. This is then applied to long-term testing in microcosm (miniaturized real world) experiments to see how the traits of individual species affects their capacity to persist over long periods of time. Figure 5 shows a microcosm experiment over a three-year period, designed to identify the critical threshold densities for long-term survival of ten low canopy, ten medium canopy, and ten tall canopy species. The species in each canopy layer have different aut-ecological traits. This research tests both the performance of individual species and the designed community as a whole, vital information to create new plant communities in landscape practice (Fig. 5).

‘Fitness’ of plant species in relation to the planting site is a major determinant of success in planting and is often based on the similarity of the environment of the habitats in which plants have evolved in relation to the planting site. Key ecological factors affecting this ‘fitness’ are air temperature, precipitation, evapotranspiration, solar radiation levels, and soil fertility-productivity. With herbaceous planting, slug and snail density is also of critical importance (Hitchmough and Wagner 2011: 281). The interactions generated from within the designed community, substantially the product of the traits of the species, include: how tall, how shade tolerant, how palatable,

how fast growing, leaf canopy position in space, and the means of reproduction. The importance of these factors are more widely appreciated in some landscape architecture cultures than others; there is a long tradition of this in German landscape architecture (Hansen and Stahl 1993).

4.4.3 Advantages of simple mono-specific planting?

The search for urban vegetation that is relatively stable and cheaper to maintain has led to strongly contrasting planting styles. Historically, modernism and economic rationalization led independently to monocultures of low evergreen shrubs such as *Lonicera pileata*, that after an intensive establishment period could be maintained at extremely low resource levels. Although there is no published trait data on this species, it is clear that it tolerates sun to moderately dense shade; high levels of moisture stress but not anaerobic soil; is able to initiate roots in moderately compacted soil; is tolerant of pH extremes; long lived, highly unpalatable, suffers some loss of leaf density with aging (leading to gradual invasion by tree seedlings) but retains viable vegetative buds in the old tissues



Fig. 6 Most temperate shrubs maintain viable buds in the basal bark. With global warming/urban heat islands more Mediterranean, fire ecosystem species are being used in plantings. Many of these species do not maintain basal buds and die after fire (or severe pruning). *Leucadendron spissifolium*, a resprouter, four weeks post an intense fire.

(see Warda 2002: 365). It is a re-sprouting species that can be regenerated by severe coppicing. Once its leaf canopy has fused, light, water, and nutrients are very effectively utilized, keeping the ‘invasion gate’ closed and stability is high. After twenty to forty years, in the absence of maintenance (such as managed disturbance), tree seedlings eventually colonize these plantings. Although their horticultural origin, mono-specific composition, and simple mono-layer structure position this planting genre outside current conceptions of the ecological, it is an impressive ecological application of high dominance potential. These aut-ecological traits allow such shrubs to dominate in the same way that native clone-forming graminoids, such as *Phragmites communis* and *Typha latifolia*, do in wetlands.

When disturbances such as cyclic ‘coppicing off’ the canopy to ground level and returning it to the site as a chipped mulch are applied to monocultural shrub plantings, this dominance appears to be maintainable almost indefinitely for species with the capacity to ‘resprout’ from basal buds (La Dell 2004) (Fig. 6).



Fig. 7 Herbaceous planting in different layers. *Aegopodium* is set as ground layer and is overgrown by taller species of *Euphorbia* or *Epilobium*.

4.5 Advantages of naturalistic planting

In Northern Europe the current fashion is to design more species-rich plantings which borrow the appearance, and in some cases the structural and spatial organization of wild occurring vegetation, such as North American prairie or Eurasian steppe, and meadow (Kühn 2011: 244). Much of this work in practice operates at the level of ecology as representation; and, as a result, offers few guarantees that the vegetation will be more stable in the long-term than horticultural monocultures (Kühn 2011: 273).

These caveats aside, one of the advantages of naturalistic design form, when aut-ecological understanding is well represented in the design process, is potentially high self-regulation at the community level. This is due to plants often being organized into multiple canopy layers and spatially distributed on a repeating basis. By organizing plants into two or three overlapping layers with the most shade tolerant species at the ground level and the most shade intolerant in the upper, the capacity for near complete utilization of resources that check plant invasion is increased (Davis et al. 2000). The spatially more complex structures that result support more invertebrate biodiversity (Morris 2000: 140) and also potentially more aesthetically pleasing seasonal change events, that are more important for landscape users (Özgüner and Kendle 2006: 152) than single layers are able to provide (Fig. 7).

Conventional single layer landscape plantings nearly always involve mono-specific blocks or patches that are only as stable as the traits of individual species allows. Once a patch declines only weedy colonists are left.

Where large patches are replaced by a diversity of individual species or small groups that repeat across a planting, community self-regulation (such as gaps resulting from plant failure are likely to be



Fig. 8 A naturalistic planting where similar groups of species are repeatedly distributed over the planting site and are allowed to spread and establish at the suitable micro sites; Meyer, C.

utilized by adjacent planted plants) is facilitated. As an example of this, in planted urban drainage swales marked gradients of soil wetness occur over quite short distances: a wet central swale channel, wet to drier lower slopes, and dry upper slopes. The actual wetness-dryness status of a swale profile is almost impossible to know at the time of designing the planting. By including wet species in at least the lower slope, as well as the channel, and dry species in the lower slope, as well as the upper slopes, the vegetation is better able to self-organize in response to the environmental conditions as found, even without self-seeding occurring. To do this requires the use of mixes of repeating species (Fig. 8). The consequence of this, however, is that some planted individuals will inevitably be poorly fitted to their micro-site and will be lost from the community; this must be seen as normal rather than a calamity.

These processes work best as the density of planting increases, as this increases the likelihood of individuals finding locations or 'niches' in which they are well fitted, and minimizes the visual impact of

the loss of species. This type of ecological planting is essentially an 'active skin' that can respond to changing conditions and 'fix' itself.

By embracing fluctuating species numbers and spatial distributions, suitable species are able to spread to close down remaining open spaces. This process works most effectively under low-moderate productivity conditions. On highly productive soils the speed of change is accelerated and gaps either fill up quickly with growth from planted neighbours or weedy invading colonists. Low productivity approaches challenge traditional landscape architectural specifications that value high productivity substrates (such as agricultural quality topsoil) over low. In most cases, the most significant restrictions on achieving these more sustainable types of plant communities can be the difficulties of finding unproductive soil substrates and, secondly, convincing sceptical clients who see topsoil as a fundamental 'good', regarding the value of doing this.

There is, however, a negative aspect to using low productivity conditions because this inevitably means that the community will be 'open' for longer. Adequate resource consumption will rarely be achieved by the planted species over this timescale and hence even if invaders are individually small (due to the low productivity), invasion from outside will take place, leading in spring to plantings in which many of the spaces are occupied by thousands of nutrient stressed weed seedlings, which, even if they do not outcompete the planted species, create a sense of failure in the minds of the public. The design of planting must therefore be informed by estimated site productivity; high productivity sites require high productivity vegetation with a closed canopy and low productivity sites allow the use of more open low productivity vegetation types such as xeric steppe (Hitchmough 2004). On a highly productive soil, low open communities like xeric steppe can never consume sufficient quantities of the spare resources (light, water, and nutrients), to be stable and low maintenance. Traditionally, we get around this ecological restriction by applying a highly selective ecological disturbance known as weeding. Where this cannot be afforded, the only option is to apply less selective disturbance treatments to disadvantage the colonizing species. In meadow-like communities this involves cutting and removal of biomass at the most harmful times for tall invaders, frequently July. In prairie or steppe communities, burning over in spring with a flame gun, or applying vinegar-based herbicides (acetic acid) post removal of the dead canopy, is required to kill seedlings of species that have invaded over the leafless winter months (Hitchmough and de la Fleur 2006: 387-388). However, this can only work when species are selected on the basis of their aut-ecological traits to ensure that they can respond positively to the intended management regime.

4.6 Conclusions

At the outset of writing this paper we asked ourselves was it likely that landscape architects, whose primary focus was not planting design, would see these issues as important? Given the broad church that is landscape architecture, perhaps it is unrealistic to ask designers to apply ecological theory at a deeper, aut-ecological level?

Such an approach would, in time, potentially bring benefits. For example, it would help more clearly distinguish the contribution of landscape architecture from architecture in the design of more sustainable landscapes in the built environment. There are many challenges in doing this, not the least of which is finding space in the curriculum and having the aut-ecological skills to teach this to students, who in many cases diverged from the biological sciences relatively early in high school. Few landscape architecture departments are large enough to have a 'publishing' ecological science researcher on staff, and even if they do, the chances they will also be a designer is relatively remote. A review of the world's published research literature in landscape architecture suggests there are few who can confidently integrate these contrasting traditions, especially at the aut-ecological level. Professional ecologists are often brought in to teach descriptive ecology and students learn background ecological principles such as food webs, plant succession, important native plant communities, and how to do a basic habitat survey. These are all important and useful understandings but generally will not equip students to 'use' ecological theory as a creative and practical tool in designing sustainable landscape vegetation. Without this ability, the capacity of landscape architecture to develop plantings that can be sustainably managed in the long-term is significantly compromised. In practice, an alternative to re-thinking how ecology is taught, in conjunction with design, is for landscape architectures

to work more closely with ecologists and ecologically-informed horticulturists. This is possible on prestige projects that are well funded but unless ecologists who are supportive of design can be found, the result can be schizophrenic, a rather unsatisfactory compromise between two competing world-views, rather than a true, creative integration of design and ecology.

Acknowledgements

This study was funded in parts by the German Research Foundation (DFG) as part of the graduate research training program 'Urban Ecology Berlin' (GRK 780/III).

4.7 References

- Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S. and Spirandelli, D. (2007). The Impact of Urban Patterns on Aquatic Ecosystems: An Empirical Analysis in Puget Lowland Sub-basins. *Landscape and Urban Planning* 80/40: 345–361.
- Bartlett, M.K., Scoffoni, C., Ardy, R., Zhang, Y., Sun, S., Cao, K. and Sack, L. (2012). Rapid Determination of Comparative Drought Tolerance Traits; Using an Osmometer to Predict Turgor Loss Point. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 880–888.
- Brose, U., Williams, R. J. and Martinez, N. D. (2006). Allometric Scaling Enhances Stability in Complex Food Webs. *Ecology Letters* 9/11: 1228–1236.
- Budiansky, S. (1995). *Nature's Keepers: The New Science of Nature Management*. New York: The Free Press.
- Christianou, M. and Kokkoirs, G. D. (2008). Complexity Does Not Affect Stability in Feasible Model Communities. *Journal of Theoretical Biology* 253/1: 162–169.
- Codd, L. E. (1968). *The South African Species of Kniphofia*. Pretoria: Botanical Research Institute.
- Crawley, M., Brown, S. L., Head, M. S. and Edwards, G. R. (1999). Invasion-Resistance in Experimental Grassland Communities: Species Richness or Species Identity? *Ecology Letters* 2/3: 140–148.
- Davis, M. A., Grime, P. and Thompson, K. (2000). Fluctuating Resources in Plant Communities: A General Theory of Invasibility. *Journal of Ecology* 88/3: 528–534.
- Dee, C. (2012). *To Design Landscape: Art, Nature and Utility*. Oxford: Routledge.

- Donald, P. F. (2005). Climate Change and Habitat Connectivity: Assessing the Need for Landscape-Scale Adaptation for Birds in the UK. Sandy, UK: RSPB Research Report No. 10.
- Dunnet, N. (2004). The Dynamic Nature of Plant Communities, Pattern and Process in Designed Plant Communities. In N. Dunnett and J.D. Hitchmough (Eds). The Dynamic Landscape. London: Taylor and Francis: 97–114.
- Dunnett, N. P. and Willis, A. J. (2000). Dynamics of *Chamerion Angustifolium* in Grassland Vegetation Over a Thirty-nine-Year Period. *Plant Ecology* 148/1: 43–50.
- Eisenhardt, P., Kurth, D. and Stiehl, H. (1995). *Wie Neues entsteht. Die Wissenschaften des Komplexen und Fraktalen*. Rowolt: Hamburg.
- Ellenberg, H. (1988). *The Vegetation Ecology of Central Europe*, 4th ed. Cambridge: Cambridge University Press.
- Elton, C. S. (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London: Methuen.
- Fairbrother, N. (1974). *The Nature of Landscape Design*. London: Architectural Press.
- Grigulis, K., Seppard, A. W., Ash, J. E. and Groves, R. H. (2001). The Comparative Demography of The Pasture Weed *Echium Plantagineum* Between Its Native and Invaded Ranges. *Journal of Applied Ecology* 38/2: 281–290.
- Grime, J. P. (1979). *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Chichester: Wiley and Sons.
- Grime, P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, 2nd ed. Chichester: Wiley and Sons.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. and Hunt, R. (1988). *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach To Common British Species*. London: Unwin Hyman.
- Hansen, R. and Stahl, F. (1993). *Perennials and Their Garden Habitats*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hitchmough, J. D. (2004). Naturalistic Herbaceous Vegetation for Urban Landscapes. In N. Dunnett and J.D. Hitchmough (Eds). The Dynamic Landscape. London: Taylor and Francis: 130–183.
- Hitchmough, J. D. and de la Fleur, M. (2006). Establishing North American Prairie Vegetation in Urban Parks in Northern England: Effect of Management and Soil Type on Long-Term Community Development. *Landscape and Urban Planning* 78/4: 386–397.
- Hitchmough, J. D. and Wagner, M. (2011). Slug Grazing Effects on Seedling and Adult Life Stages of North American Prairie Plants Used in Designed Urban Landscapes. *Urban Ecosystems* 14/2: 279–302.
- Hitchmough, J. D. and Wagner, M. (2013). The Dynamics of Designed Plant Communities of Rosette Forming Forbs for Use in Supra-Urban Drainage Swales. *Landscape and Urban Planning* 117 (September): 122–134.
- Ives, R. and Carpenter, S. R. (2007). Stability and Diversity of Ecosystems. *Science* 317/5834: 58–62.
- Kabrick, J. M., Dey, D.C. and Van Sambeek, J. W. (2012). Quantifying Flooding Effects on Hardwood Seedling Survival and Growth for Bottomland Restoration. *New Forests* 43/5–6: 695–710.
- Kahmen, A., Perner, J. and Buchmann, N. (2005). Diversity-Dependent Productivity in Semi-Natural Grasslands Following Climate Perturbations. *Functional Ecology* 19/4: 594–601.
- Kennedy, A. D., Biggs, H. and Zambatis, N. (2003). Relationship Between Grass Species Richness And Ecosystem Stability in Kruger National Park, South Africa. *African Journal of Ecology* 41/2: 131–140.

- Kühn, N. (2006). Intentions for the Unintentional. Spontaneous Vegetation as the Basis for Innovative Planting Design in Urban Areas. *Journal of Landscape Architecture* 1/2: 46–53.
- Kühn, N. (2011). *Neue Staudenverwendung*. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.
- La Dell, T. (2004). Pruning Shrubs. In J.D. Hitchmough and K. Fieldhouse (Eds.). *The Plant User Handbook* (Oxford: Blackwell), 194–210.
- Ladle, R. J. and Gillson, L. (2009). The (Im)balance of Nature: A Public Perception Time-lag? *Public Understanding of Science* 18/2: 229–242.
- Levine, J. M. and D'Antonio, C. M. (1999). Elton Revisited: A Review of Evidence Linking Diversity and Invisibility. *Oikos* 87/1: 15–26.
- MacArthur, R. H. (1955). Fluctuations of Animal Populations, and a Measure of Community Stability. *Ecology* 36/3: 533–536.
- McHarg, I. (1969). *Design with Nature*. New York: The Natural History Press.
- Moore, H. (1992). *Rudolf Steiner's Contribution to the History and Practice of Agricultural Education*. Milwaukee: Biodynamic Farming and Gardening.
- Morris, M. G. (2000). 'The Effects of Structure and its Dynamics on the Ecology and Conservation of Arthropods in British Grasslands', *Biological Conservation* 95/2: 129–142.
- Naylor, G. (1980). *The Arts and Crafts Movement; A Study of Its Sources, Ideals and Influences on Design Theory*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Odenbaugh, J. (2001). Ecological Stability, Model Building, and Environmental Policy: A Reply to Some of The Pessimism. *Philosophy of Science* 68/3: 493–505.
- Özgüner, H. and Kendle, A. D. (2006). Public Attitudes Towards Naturalistic Versus Designed Landscapes in the City of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning* 74/2: 139–157.
- Pfisterer, A. B., Joshi, J., Schmid, B. and Fischer, M. (2004). Rapid Decay of Diversity-Productivity Relationships After Invasion of Experimental Plant Communities. *Basic and Applied Ecology* 5/1: 5–14.
- Rice, G. (2006). *RHS Encyclopaedia of Perennials*. London: Dorling-Kindersely.
- Robinson, W. (1874). *The Wild Garden*. London: John Murray.
- Rousseau, J., J (1762). *Du Contrat Social ou Principes du Droit Politique*. Paris: Chez Chazin.
- Sayuti, Z. and Hitchmough, J. D. (2013). Effect of Sowing Time on the Emergence and Growth of South African Grassland Species. *South African Journal of Botany* 88 (September): 28–35.
- Stampfli, A. and Zeiter, M. (2004). Plant Regeneration Directs Changes in Grassland Composition After Extreme Drought: A 13-Year Study in Southern Switzerland', *Journal of Ecology* 92/4: 568–576.
- Thompson, I. H. (2000). *Ecology, Community and Delight. Sources of Values in Landscape Architecture*. London: E. & F. Spon.
- Thompson, K., Askew, A. P., Grime, J. P., Dunnett, N. P. and Willis, A. J. (2005). Biodiversity, Ecosystem Function and Plant Traits in Mature and Immature Plant Communities. *Functional Ecology* 19/2: 355–358.
- Tilman, D. and Downing, J. A. (1994). Biodiversity and Stability in Grasslands. *Nature* 367/6461: 363–365.
- von Humboldt, A. and Bonpland, A. (1807). *Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer*. Tübingen: F. G. Cotta.

- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mointford, J. O., Manchester, S. J. and Pywell, R. F. (2004). The Restoration and Re-Creation of Species-Rich Lowland Grassland on Land Formerly Managed for Intensive Agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119/1: 1–18.
- Wang, J., Wang, Y. and Yu, S. (2010). Relationships Between Diversity and Compositional Stability in Experimental Grassland Communities Exposed to Drought Stress. *Community Ecology* 11/1: 105–112.
- Warda, H. D. (2002). *Das große Buch der Garten- und Landschaftsgehölze*. Oldenburg: Niemann und Stegemann GmbH.
- Weiner, J., Griepentrog, H. W. and Kristensen, L. (2001). Suppression of Weeds by Spring Wheat *Triticum Aestivum* Increases with Crop Density and Spatial Uniformity. *Journal of Applied Ecology* 38/4: 784–790.
- Worster, D. (1985). *Nature's Economy. A History of Ecological Ideas*. Cambridge: University Press.
- Wu, J. and Loucks, O. L. (1995). From Balance of Nature to Hierarchical Patch Dynamics: A Paradigm Shift in Ecology. *The Quarterly Review of Biology* 70/4: 439–466.

5. MANUSKRIFT 2

‘Aesthetical appreciation of designed plantings on the concept of affordance’

Content

5.1 Abstract	41
5.2 Introduction	42
5.3 Urban landscape affordance.....	43
5.4 Landscape aesthetics.....	46
5.5 Affordance and aesthetics in planting design	49
5.6 Conclusions	51
5.7 References	52

5.1 Abstract

Budgeting in urban green departments has put the planting design profession under pressure to develop new approaches in urban greening. The allowance of an autonomous species development seems to be a promising approach as maintenance might get reduced. Simultaneously poses it the question for acceptance, as associations of abandonment and wilderness are an ever-returning argument.

In this article the appreciation of designed plantings is considered from a social perspective. This consideration is derived from a concept of environmental science, named as the affordance concept. The concept deals with lay people’s day-to-day demands and asks how a designed landscape might answer them. Due to ideological and emancipatory drivers on human behaviour, it is shown that today’s demands are much about recreations activities and a landscape design that allows experience of nature. By aesthetic theory it is analysed how the approval towards such a suitable design can be turned into aesthetical appreciation within the circumstances of day-to-day life. Three appreciation models, running between the concepts of affective arousal and cognition, are presented and rated for realistic application. Each model bases on a different social background and presents a specific way of aesthetic appreciation. The feasibility of each model depends on how far the concepts of arousal and cognition do work in the specifics of the observer’s social background. It is shown that in day-to-day landscape

use, the stressing of the arousal concept increases the chances for an aesthetical appreciation.

In front of the presented landscape demands and a realistic way to achieve aesthetical appreciation the potentials of naturalistic plantings are pointed out. The allowance of an autonomous species development offers a display for consumentory experience in a natural like surrounding. This answers contemporary landscape demands. The display of the plantings can be percept on low levels of cognitive information processing as characteristics for bold visual drama are used and no cultural background for understanding respectively approval is necessary. Therefore naturalistic plantings seems to meet both, contemporary landscape demands and an appreciation model that works under day-to-day circumstances.

The findings of this paper contribute to a better understanding of acceptance mechanisms for designed vegetation and it shows the potentials of naturalistic plantings to achieve an aesthetic appreciation.

Key words

Aesthetic appreciation, affordance concept, planting design and urban green

5.2 Introduction

For a couple of decades public urban greening in Western Society is confronted with ongoing budget constraints. By this, the challenging idea is developed to substitute maintenance by design schemes that integrate the autonomous species development (compare Dunnett and Hitchmough 2004:2; Kingsbury 2004:94). This ecological driven design has influence on a planting's appearance and therefore might challenge the user in his traditional acceptance scheme. Traditionally plantings are set as decorative images in fixed arrangements and held in place by horticultural maintenance (Dunnett and Hitchmough

2004:2; Kellner 2014:17). In contrast to this, natural concepts allow an autonomous species development such as spreading or decay, so that the visual appearance gets less structured. To people who live and work in or close to these settings, the changed visual appearance can be quite controversial (Kingsbury 2013:70). Without doubt do these plantings create bold visual drama at their seasonal peak but when they are in a *pre* or *post* visual attractive season impressions of neglect and wilderness might get evoked (compare Nassauer 1995; Kingsbury 2004; Aufmolk 2014:186). Yet there are studies from environmental psychology, reporting that people do accept naturalness in an urban context when it is associated with traces of human culture (Kuo et al 1998; Tzoulas and James, 2010) and we do have design schemes that follow these advices (Özgüner and Kendle 2006:154; Lindemann-Matthies and Marty 2013:43). But within this consideration might be a simple flaw. It bases on the scientific aim to identify objective parameters, which produce at any time and at any place repeatable results (compare Carlson 1977:135). By the intention of naming objective parameters any subjective concern is set out of focus and therefore the influence of any individual perception, evaluation and emotional experience is left out (see Hepburn 1996:194). There is much evidence that in day-to-day circumstances perception and appreciation is heavily ruled by subtle influences and that objective parameters might be less influential than supposed to be (compare Greenbie 1988:65; Kaplan 1988b: 62; Heft 2010:20; Ford et al. 2012:2; Ives and Kendel 2014:68). By following this line, we finally might know much about general preferences of human beings, but only little about the real human needs and the links to landscape features that determine appreciation (see Jorgensen 2004:297; Heft 2010:22).

To achieve a more realistic estimation a shift in the current angle of view is suggested. Environmental psychology has developed an approach that links

human behaviour and environmental design (see Thompson et al. 2010). Following this, people's demands are much influenced by values and attitudes of society (Ives and Kendel 2014). It is stated that by moving through the landscape, people screen the environment in regard to their demands. This means, the less an object fit into the demand, the less likely the observer gets aware of it and subsequently shows appreciation (compare Heath 1988:7; Lang 1988:12; Nohl 1988:78; Heft 2010:20). With this in mind, we turn to the question by which shape, structure or function the landscape might fulfil or support the values and attitudes and how designed vegetation might be a part of this.

To approach an affordance of naturalistic plantings two work steps are considered. First, it is analysed which role the urban landscape plays in society. Which demands do exist in day-to-day live? Second, the interest turns to the feasibility of aesthetic appreciation. How can an aesthetic appreciation be achieved under day-to-day circumstances? By this means, it is possible to name planning mechanisms and characteristics and finally transfer them to planting design, respectively to point out how natural plantings might fit into this.

5.3 Urban landscape affordance

People's demands evolve from social driven attitudes and values (compare Lang 1988:23). In Western society a strong focus on the individual can be outlined. This development goes back to the time of Enlightenment in the eighteenth century. Within this time the society based on common rules that influenced nearly all aspects in the individual life. These circumstances were challenged by the idea of a human being that is autonomous and possesses the freedom to act on its own (Hall und Gieben 1997:6; Healey 2006:8). From this on the emancipation process and co-developing

ideologies are working as serious drivers on the general behaviour (compare Healey 2006:38; Siebel 2010:51; Arendt 2013:12).

5.3.1 Drivers in society

Ideologies

Contemporary landscape design is much influenced by a body of ideologies that bases on social and ecological driven knowledge (compare Daniel 2001). In the following the influences from ecology and sociology on contemporary landscape demands are described.

Ecology is contemporary seen as a science that delivers essential knowledge about the environment and the affects that human acting has on it. In the eighteenth century the geographer Alexander von Humboldt still characterized the experience of landscape by the "*Totalcharakter einer Erdgegend*", i.e. an experience that is based on the sensorial perception (Daniel 2001:269; Wöbse 2002:13). With the introduction of ecology as a science, human kind moved away from this landscape perception that was mainly derived from art principles (Porteous 1996:73). A physical understanding of nature in terms of soils, nutrients and climate, all connected by complex processes, entered the *termini*. So that by today's understanding the landscape is a complex construction of psychological, biological and ecological processes (Daniel 2001:269). Driven by this knowledge, society shows an increasing awareness for the ecological benefits to human life and the frailty of the underlying processes due to human acting. Any interaction might change the natural interplay and therefore influence quantity and quality of the benefits (Eisenhardt et al 1995:232).

With this awareness a constant worry about possible side effects from any planning process has come to existence (Gobster et al 2007:971; Dobbie 2013:188). As long as the caused alterations on natural processes

are i)for humans perceptible and ii)recognised as a consequence to the initial operation, the acting individual might be sensitized for any harm that is done to the benefits. But considering processes beyond the human realm, which range from microscopic to global scales and change between fractions of seconds to millennia any protection concerns got complex (see Daniel 2001:269; Gobster et al. 2007:960). The sensorial perception of Humboldt's time is not sufficient enough to experience cause and effect. This puts the science of ecology in an important position. It delivers knowledge about the natural processes and the influences of human acting, so that people may develop a more sustainable behaviour (van der Wal et al. 2014:137,138). Knowledge input is seen as the factor that changes the behaviour. Landscape features are explained in context to their function in natural processes. So any appreciation for the processes gets extended to the correlating landscape features (Lang 1988:12; Nassauer 1992; Gobster et al 2007:965). Out

of this appreciation people are expected to adjust their behaviour so that the benefits don't get endangered. For laypeople this can be a quite abstract demand. Any adjustment in one's own behaviour can't be easily traced in its outcome on the natural processes. The interplay is too complex, so that the sensorial human realm is only of little use for experience. In consequence, this demand is answered in various forms. Principally the willingness to adapt the behaviour depends on ethical understanding of how far a person feels engaged with ecological concern. In today's society this engagement differs from individual to individual. Every person defines to what extent his behaviour is adjusted to ecological thinking (compare Thompson 2000:142, Jorgensen 2004:300). As a result there is a scale that ranges between hedonistic ideas, with only little interest (see Rhein 2006:34), and more holistic views, with much interest to subordinate personal concern to the preservation of natural functions. However, despite the differences,



Fig. 1 Shows a naturalistic orientated planting concept of succession as contemporary public park design, Gleisdreieck Park, Berlin 2014



Fig. 2 Shows a contemporary park design, fostering all kind of active behaviour; Gleis-Dreieck Park Berlin 2014

there is a commonly accepted ecological awareness, that affects nearly all environmental considerations (see Richardson 2011:121; Fürst and Scholles 2008:37, Corner 2006:23). In regard to landscape experience it goes along with a strong wish to experience nature and its functions without jeopardising them (compare Eisenhardt et al 1995:233; Richardson 2011:123) (Fig.1).

The aim of sociology is to explain how humans react to the environment. In sociological terms the environment is taken as a *stimulus* that triggers human reactions by meaning or association (compare Daniel 2001:273; Richardson 2011:119). Out of this, social orientated design is less about physical patterns and arrangements and more about psychological processes, that base on the individual reaction towards the design (Kaplan 1985:162; Chiesura 2004:137). Since the third part of the twentieth century these ideas have got quite popular in European planning policies (Ploger 2001:63; Thompson 2013:79). The main intention is to get people engaged with the green landscape. It promises a more peaceful urban coexistence as it lowers significantly stress and

crime rates (Ploger 2001:63; Chiesura 2004:136). Furthermore does it foster an active live-style. This is an essential argument according to contemporary health problem in Western society. A sedentary life-style leads into a general obesity and diabetes that increasingly burdens the social systems (Zimring et al 2005:186; Thompson 2013:80).

As a result, the use of the urban landscape has turned away from the 18th century *flaneur* who considered the landscape from distance and out of the picturesque (Woudstra 2004:25) towards modern activity arenas. Today's urban society shows various forms of outdoor recreation activities, such as biking, jogging or skating. These activities get more and more dominant in ordinary day-to-day behaviour (Cordell and Betz 2002:14; Engström 2004:113; Bell et al 2007:8; Dobberstein und Bauermeister 2013:113; Jirku 2013:102) (Fig. 2).

Emancipation

For the modern society the urban landscape was the democratic place where people of different classes could intermingle and get into political debating

(Thompson 2002:60). Nowadays we still use the public space for this democratic reason, but the object of concern, the individual, has changed. The individual is in his interests and demands no part of a homogenous society anymore. People intend to define their own personality (Tessin 2008:37). Today's community is an assemblage of multi sided interests, values and attitudes in nearly all aspects of life (Beriatos and Gospodini 2004:190; Healey 2006:32).

The landscape fulfils in this construction an important position. It provides the stage where values and attitudes are communicated (Heath 1988:8). The display of items and behaviour in public is an important aspect for human beings (Lang 1988:15; Engström 2004:112; Rhein 2006:51). It offers i) the possibility to present the own identity and ii) to gain approval by others and find like minded ones. By this, the landscape is needed to support the autonomous individual in his self-conception in life. Within this context the previous mentioned outdoor recreation activities seem to be an important part. They allow the expression of different life-styles, ranging from hedonism by sport and fitness activities to different forms of natural affection, such as field observations or urban apiculture (compare Rhein 2006:59).

5.3.2 Affordances of the urban landscape

From these considerations we learn, that the urban landscape plays an important role within the self-conception ideas of Western society. The individual is placed in the centre of this consideration and its conception is shaped by sovereignty in behaviour and value establishment. The affordances of the landscape bases on people's wishes to promote and represent their attitudes and personal values.

In this context the urban landscape should provide the place to pursue the interests that are influenced by the ideas from ecology and sociology. The science of ecology shapes by knowledge input

a general wish of people towards landscape design (DeLucio and Mugica 1994:157; van der Wal et al 2014:137). The design should go along with natural driven concepts and present an ecological rightful image. Characteristics of this design are often named by terms such as naturalness, sustainability or diversity (see Daniel 2001:274). Sociology tries to animate an active live-style. Whether political imposed or generated out of peoples demands, the society shows increasing outdoor recreation activities. The recreation activities are furthermore an important part in the individual self-conception processes. By this, the general demand on the landscape to provide space for recreation activity has to be considered for physical but also psychological reasons, both aiming at the people's well-being.

5.4 Landscape aesthetics

There is a long and on going debate about the nature of aesthetic experience in landscape (Lothian 1999:191). In consequence different considerations of how it works in detail can be named (Berleant 1988; Bourassa 1991:22; Daniel 2001:270). Central aspect in the different considerations is the influence of the observer. In classical philosophy aesthetical affection was seen as a result from size, proportion, harmony and so forth. Beauty was set as a quality of the object's physical features and it was believed that the observer just perceives it (Sargolini 2013:6). This idea of beauty lasted till the eighteenth century when English and German philosophers argued that it must be rather seen as a result from human experience. From this on, it was assumed that without a human perception no beauty can be found (Bourassa 1991:28; Lothian 1991:182). Since the mid of the twentieth century this understanding was further developed by the work of environmental science. With the focus on the observer, the question has been raised, how the observer

precepts and subsequently develops the aesthetical experience. This gets important as the perception of the environment changes under influence of context and knowledge. Perception can happen in affective or cognitive ways (compare Berleant 1988:91; Nohl 1988:75; Bourassa 1991:22; Saito 2007:151; Leder et al 2004:502). Affect is an expression for emotional arousal (Lang 1988:19) that works without concepts and is immediately possible at the very moment. It is an experience that is achieved without utilitarian thinking. Cognition on the other side means, that the environment works as a stimulus and leads on cultural or educational base to an aesthetical appreciation (Lang 1988:25; Kaplan 1988a:57).

5.4.1 Three models of appreciation

Out of its history the urban landscape addresses many cognitive processes. On the other side does it offer huge ranges of emotional arousal, especially by nowadays use for recreation activities. Therefore it is assumed, that both processes are important in day-to-day appreciation. In the following, three models of landscape appreciation are presented that differ in the proportions of cognition and arousal for the aesthetic appreciation.

i) Sensorial appreciation

The first model is called the sensorial appreciation. It includes all kinds of experiences primarily based on auditive and visible features (see hierarchy of senses, Bourassa 1991:23) and got enlarged by those as temperature, wind, taste and smell. Altogether they are leading into an arousal of pure emotional pleasingness that offers appreciation (Wöbse 2002:85; Carroll 2008:170). In a situation of sensorial perception the observer experiences the natural characteristics in absence of any thoughts about self-concern. At the moment when this experience is set in cognitive context of culture, individual experience or social ideologies the observer starts to associate the percept and develops

an appreciation as part of that context. (see Nassauer 1992:247; Gobster et al. 2007; Özgüner et al 2007:37). The meaning of affect and cognition in this process is difficult to catch, as they merge into each other (Carroll 2008:170). Cognition already starts at some point in sub consciousness (Lang 1988:23) until it is consciously applied on intellectual terms and stepwise changes the experience to valuation in context. This knowledge driven appreciation is an important part in any design concept where the human sensorial realm is insufficient to catch the value, such as in heritage or ecological concerns (Gobster et al 2007; Dobbie 2013:178).

ii) Application of knowledge

The second model bases on the application of knowledge. In its core thinking it is a specification of the former one. Out of the challenge to classify, understand and cognitively master an item, the observer takes a pleasing affect. The observer shows the intention to repeat this experience, so that there is an intrinsic motivation for further cognitive challenges (see Leder et al 2004:493). The urban landscape gives many possibilities to apply this model, as it provides out of the historical development a mix of art, utilitarian artefacts and semi natural surroundings. Heritage parks or cultural green such as English Landscape parks or traditional English Borders are appreciated for formal aspects of colour, proportion or perspectives (Bourassa 1991:25; Saito 2008:152). Without education or cultural interest respectively the wish for information processing no proper aestheticization is possible (Saito 2008:156).

iii) A consequence of engagement

The third model derives the aesthetic experience from the observer's engagement (compare Berleant 1988:89). The experience arises from an interaction between observer and environment, so that the observer is actively involved in generating the experience (Clark 2010:356). In context of urban

green it might result from a visit to the local park. The appreciation comes from the performance of any outdoor recreation activity that offers pleasure and a being away feeling from day-to-day duties (Bourassa 1991:37; Kaplan 1995:174). This experience is not intellectual and bases on an unfocused situation of 'involuntary intention' (Kaplan 1995:172) where one's interest easily shifts from one to another item. Interest and fascination stays superficial and allows recreation from 'mental fatigue', the omnipresent stress of overwork that shapes today's society (Tessin 2008:66; Kaplan et al. 2009:17). This doesn't mean that cognitive processes are denied in general. They only get restricted to low or intermediate levels. The observer doesn't want to be overwhelmed by information. His wishes to stay in a position that allows him to be superficial and to let the attention drift away without a need to react. The engagement experience is possible in psychological terms, such as the observation of landscape or interacting people (see Tessin 2008:60), or in physical terms, the performance of outdoor recreation activity. Both ways create pleasingness and a psychological well being (Kaplan et al. 2009:18) that is transformed into an aesthetical appreciation of the surrounding landscape. Within this context the quality of the landscape design is only of little importance. It may support the experience but it's not a necessity (Tessin 2008:59).

5.4.2 Aesthetical experience and human needs

Until here it is shown that several ways of aesthetical appreciation are possible. Each way runs on different kinds of human demands. According to the humanistic psychologist Maslow (1954) the human demands can be differentiated in basic and advanced needs. Therefore it is possible to correlate the aesthetic appreciation by the importance of the underlying needs. Nourishment, shelter, safety respectively the wishes for physical recreation belong to the basic needs that need to be fulfilled in first place. They run on of

physical demands of the human body and intend to generate its functions, so that next day challenges can be successfully mastered (compare Porteous 1996:7,8). Considering the social frame of day-to-day live in Western society, people are increasingly confronted with a constant demand of information processing (Beck 1995:156). As a result from demanding work-life, leisure time is generally spend consumentory and on the basis of little intellectual input. People try to avoid any additional mental work that might further increase the already existing 'mental fatigue' (see Kaplan et al. 2009:17). Therefore day-to-day recreation experiences need to work on low cognitive level and should be mastered with involuntary attention that allows drifting mentally away at any time (Tessin 2008:74). Although being in the recreation phase, the wish to express individuality has still to be considered. In this context the communication of individuality runs less on realistic context and function and increasingly on meaning and associations (Leder et al. 2004:490; Rhein 2006:31). The individuality is presented by the person's specific behaviour in public and the displayed items.

With the aim to evoke appreciation on affordance concept, the design profession needs to visualize these underlying values and provide space for individual recreation (compare Eisenhardt et. al 1995:233; Richardson 2011:123). Only after the basic demand for recreation is satisfied, the human mind turns to considerations of self-actualization and further on to cultural interests (compare Maslov 1954). This means in psychological terms, that the human mind starts to look for mental challenges after the physical recreation has been completed. The application of knowledge delivers satisfaction and self-affirmation. In consequence the human mind demands for constant repetition (Leder et al. 2004:493). By this, the interests in individual concerns get stepwise substituted by knowledge application and finally end in the search of beauty on the basis of cognitive processes (compare

Lang 1988:15,16; Wu 2013:1005). The ordinary day-to-day visit of urban landscape will be rather less affected by these ideas (see Tessin 2008:59) (Fig. 3). Of course, there are cultural interests in society, but in regard to the hierarchy of needs they present more sophisticated wishes, that in the paper's aim are of subsequent importance. In perspective of a social orientated landscape design it is expected that basic demands of recreation have to be fulfilled first, before cultural interests can be considered. It is expected that these interests will be restricted to single places, such as heritage parks or private estates that may concentrate on mentally demanding design schemes (compare Berleant 1988:85; Bourassa 1991:31).

5.5 Affordance and aesthetics in planting design

Introducing the affordance concept into planting design imposes some challenges on traditional appreciation schemes that mostly work on decorative orientated ideas. The aesthetic appreciation on affordance concept works by the way of how far the

offered visual display fits into the expected demands. The demands can be rated between recreation demands from day-to-day work on little cognitive effort and intellectual or cultural aspects that need demanding mental information processing. By visiting a public park in a day-to-day situation a demand for distraction and recreation within a reduced intellectual frame is implied. Out of this, landscape design and therefore planting design needs concepts that work in common landscape sites with intermediate to low level of information processing. Its design should deliver pleasure under the condition of involuntary observation. Interest should be generated by bold characteristics such as visual drama, or eye-catching structure or texture (compare Hitchmough 2004; Jorgensen 2004:316). Despite the demands to lower down information processing, cognitive processes can't be fully left out as they are supposed to be in progress at least in little extent within the recreation phase. By using objects with a generally associated meaning, they can be integrated as the observer is able to relate to the object but without demanding information processing.



Fig. 3 Behaviour of urban dwellers in high cultural park surrounding, Victoria-Luise-Platz Charlottenburg, Berlin, 2015.

5.5.1 Potentials of naturalistic plantings

The concept of naturalistic planting design shows much potential to fit into these requirements. Out of economical reason the concept integrates the autonomous species development (compare Dunnett and Hitchmough 2004:7; Kühn 2011:41). The planting is assumed to operate as an 'active ground covering skin'. Species are allowed to change in their spatial distribution, expand their vegetative performance or get reduced. Unpleasant visual display of fading vegetation is supposed to be covered by horizontal layering (compare Hitchmough 2004:131). A fading species layer is overgrown by a seasonal subsequent one that offers experience of new visual drama (compare Özgüner and Kendle 2006:152). This result into a visual display of dynamic processes that are commonly associated with naturalness and diversity in fauna and flora (compare Morris 2000:140).

Basing on the idea of an active skin, the visual perception lies on an overall impression of the whole planting (see Hitchmough 2004:131). Damages by human interactions to single parts get less obvious as the consequences are less visible in the overall impression. Out of this, the demand for integrating people's recreation activity (Richardson 2011:273), by moving through and consequently touching, snapping or picking leaves and flowers, gets easier to meet.

In the following two examples are presented, showing how the ideas of this paper are successfully put into action. The first example is the planting design in Queen Elizabeth Park during the Olympic games in London 2012, by Nigel Dunnett and James Hitchmough (Hitchmough and Dunnett 2013). The design based on bold colourful impression, with long lasting visual drama. High amounts of species per square meter and a species structure that came by seed proportions, provided an image of a highly diverse and natural like grassland. The resulting appreciation based mainly on affective arousal. People felt attracted by the simple structures and eye-catching colour schemes. Approval also resulted from the overall display that corresponded with an image of an idealized highly diverse and natural like grassland (see Hitchmough and Dunnett 2013:74). Next to the visual aspects, the observer was invited to interact with the planting. Physical accessibility was not restricted, so that people could step into the planting and touch or pick the species. Both, the allowance of individual experience and the display of ecological key-thinking were seen as important issues in generating aesthetic appreciation (compare Hitchmough 2013:25).

The second example, the High Line Park in New York, works on the ideas of symbolism and associations to achieve appreciation. The park is a converted aerial



Fig. 4 and 5 Show visitors of the Olympic games 2012, engulfed and engaged by bright flowering naturalistic meadows; London 2012; Krehl, B and Hitchmough, J.



Fig. 6 and 7 Show the apparently naturalistic vegetation and groups of attracted visitors at the High Line in New York, 2014; Bochnig, S.

railway line. It was supposed to be demolished but under the influence of public participation it was turned into the park (Oudolf and Kingsbury 2011:188; Richardson 2011:213). Out of this history, the park itself got a symbol for people's wishes and desires and generates therefore appreciation. The park consists out of a single path with pocketed recreation places, both closely framed by a dense vegetation. By this spatial arrangement many views go literally through a veil of plants, so that the visitor gets the impression of moving through respectively being within the planting. The structure and the choice of species evoke images from prairie grasslands that are interpreted as naturalistic and ecological cohesive (see Lehmann-Reupert 2013:110)(see Fig. 6). By visiting this place, the observer gets the impression of being in a natural retreat that is closely surrounded by urbanity (see Hammond 2011). From professional perspective it must be mentioned that the planting itself is less natural as assumed. It is highly artificial and although informal in character, it is intensive in care. Next to maintenance, a constant support by an irrigation system is needed (Richardson 2011:122; Kingsbury 2013:70). In this example the association and meaning of the place derives in cooperation with the planting design an authentic sense and leads into the visitor's aesthetic appreciation (see Richardson 2011:123).

5.6 Conclusions

The aim of the paper was to ask, to what extent designed naturalistic plantings achieve the observer's appreciation in an urban surrounding. It was shown that the social frame of the observer plays an important role. The feasibility of an aesthetical appreciation depends on an appreciation process that works in this social frame. In the case of naturalistic plantings as part of the urban landscape that is primarily used for leisure time, the aesthetical appreciation much relies on a visual display that reflects ecological values and offers natural experience. Planting design can raise or strengthened the aesthetical appreciation by a design that visually reflects these values and attitudes and therefore works as a value promise for the intended demands.

Acknowledgements

This study was funded in parts by the German Research Foundation (DFG) as part of the graduate research training program 'Urban Ecology Berlin' (GRK 780/III).

5.7 References

- Arendt, H. (2013). *Vita active oder vom tätigen Leben*, 12th Ed. Piper Verlag: München.
- Aufmolk, G. (2014). Öffentliche Grünflächen – Anforderungen der Zukunft. In Fischer, H. (Ed). *Zukunft aus Landschaft gestalten. Stichworte zur Landschaftsarchitektur*. CGL Studies 17. AVM München: 185-188.
- Beck, U. (1995). *Risikogesellschaft*. Suhrkamp Verlag: FfM.
- Bell, S., Tyrvaäinen, L., Sievänen, T., Pröbstl, U. and Simpson, M. (2007). Outdoor recreation and nature tourism: a European perspective. *Living Review Landscape Research* 1(2): 1-46.
- Beriatos, E. and Gospodini, A. (2004). "Glocalising" urban landscapes: Athens and the 2004 Olympics. *Cities* 21(3): 187-202.
- Berleant, A. (1988). Aesthetic perception in environmental design. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 84-100.
- Bourassa, S. C. (1991). *The aesthetics of landscape*. Belhaven Press: London.
- Carlson, A. A. (1977). On the possibility of quantifying scenic beauty. *Landscape Planning* 4: 131-172.
- Carroll, N. (2008). On being moved by nature. In Carlson, A. and Lintott, S. (Eds). *Nature, Aesthetics and Environmentalism*. Columbia University Press: New York: 169-187.
- Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for a sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68: 129-138.
- Clark, S. (2010). Contemporary art and environmental aesthetics. *Environmental Values* 19: 351-371.
- Corner, J. (2006). *Terra fluxus*. In Waldheim, C. (Ed). *The landscape urbanism reader*. Princeton architectural press: New York: 21-33.
- Cordell, H. K. and Betz, C. J. (2002). Recreation and the environment as cultural dimensions in contemporary American society. *Leisure Sciences* 24: 13-41.
- Daniel, T. C. (2001). Wither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning* 54: 267-281.
- DeLucio, J. V. and Mugica, M. (1994). Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning* 29: 145-160.
- Dobberstein, T. and Bauermeister, T.-M. (2013). Sport in der Stadt, Freiräume in Bewegung. In Jirku A. (Ed). *StadtGrün*, Fraunhofer Verlag Stuttgart: 113-119.
- Dobbie, M. F. (2013). Public aesthetic preferences to inform sustainable wetland management in Victoria, Australia. *Landscape and Urban Planning* 120: 178-189.
- Dunnett, N and Hitchmough, J. (Eds). (2004). *The dynamic landscape*. Taylor & Francis: New York.
- Eisenhardt, P., Kurth, D. and Stiehl, H. (1995). *Wie Neues entsteht. Die Wissenschaften des Komplexen und Fraktalen*. Rohwolt: Reinbeck.
- Engström, L.-M. (2004). Social change and physical activity. *Scandinavian Journal of Nutrition* 48(3): 108-113.
- Ford, R. M., Williams, K. J. H., Smith, E. L. and Bishop I. D. (2012). Beauty, belief and trust, toward a model of psychological processes in public acceptance of forest management. *Environment and Behaviour*. DOI: 10.1177/0013916512456023.

- Fürst, D. and Scholles, F. (Eds). (2008). *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*, 3. Auflage. Rohn Verlag: Dortmund.
- Greenbie, B. B. (1988). The landscape of social symbols. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 64-73.
- Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C. and Fry, G. (2007). The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22: 959-972.
- Hall, S. and Gieben, B. (Eds). (1997). *Formations of Modernity*. Open University Press: Milton Keynes.
- Hammond, R. (2011). Foreword. In Oudolf, P. and Kingsbury, N. (Eds). *Piet Oudolf Landscapes in Landscapes*. Thames and Hudson Ltd: London.
- Healey, P. (2006). *Collaborative planning, shaping places in fragmented societies*. Palgrave MacMillan: NY.
- Heath, T. F. (1988). Behavioral and perceptual aspects of the aesthetics of urban environments. In Nasar, L. (Ed). *Environmental aesthetics*. Cambridge University Press: Cambridge: 6-10.
- Heft, H. (2010). Affordances and the perception of landscape – an inquiry into environmental perception and aesthetics. In Thompson, C.W., Aspinall, P. and Bell, S. (Eds). *Innovative approaches to researching landscape and health*. Routledge: London: 9-32.
- Hepburn, R. (1996). Landscape and the metaphysical imagination. *Environmental Values* 5: 191-204.
- Hitchmough, J. (2004). Naturalistic herbaceous vegetation for urban landscapes. In Dunnett, N and Hitchmough, J. (Eds). *The dynamic landscape*. Taylor & Francis: New York: 130-183.
- Hitchmough, J. (2013). Gestalten mit Pflanzen in Großbritannien in *Garten + Landschaft* 4: 12-17.
- Hitchmough, J. and Dunnett, N. (2013). Design and planting strategy in the Olympic Park, London. *Topos* 83: 72-77.
- Ives, C. D. and Kendel, D. (2014) The role of social values in the management of ecological systems. *Journal of Environmental Management* 144: 67-72.
- Jirku, A. (2013). Parkanlagen als Möglichkeitsräume. In Jirku, A. (Ed). *Stadtgrün*. Fraunhofer IRB Verlag: Stuttgart: 97-105.
- Jorgensen, A. (2004). The social and cultural context of ecological plantings. In Dunnett N. and Hitchmough, J. (Eds). *The dynamic landscape*. Taylor & Francis: New York: 293-325.
- Kaplan, R. (1985). The analysis of perception via preference, a strategy for studying how the environment is experienced. *Landscape Planning* 12: 161-176.
- Kaplan, S. (1988a). Where cognition and affect meet: a theoretical analysis of preferences. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 56-63.
- Kaplan, S. (1988b). Perception and landscape: conceptions and misconceptions. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 45-55.
- Kaplan, S. (1995). The restorative benefits of nature: toward an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology* 25: 169-182.
- Kaplan, R., Kaplan, S. and Ryan, R. L. (2009). *With people in mind, design and management of everyday nature*. Island Press: Washington DC.
- Kellner, U. (2014). Die historische Entwicklung des Stadtgrüns. In DGGL (Eds). *Zukunft Stadtgrün. Jahrbuch 2014*. Callwey Verlag: München: 15-21.

- Kingsbury, N. (2004). Contemporary overview of naturalistic planting design. In Dunnett, N. and Hitchmough, J. (Eds). *The dynamic landscape*. Francis & Taylor: London: 58-96.
- Kingsbury, N. (2013). Trends in planting design. *Topos* 83: 66-71.
- Kühn, N. (2011). *Neue Staudenverwendung*. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Kuo, F. E., Bacaicoa, M. and Sullivan, W.C. (1998). Transforming inner-city landscapes. Trees, sense of safety, and preference. *Environment and Behaviour* 30: 28-59.
- Lang, J. (1988). Symbolic aesthetics in architecture: toward a research agenda. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 11-26.
- Leder, H., Belke, B., Oeberst, A. and Augustin, D. (2004). A model of aesthetic appreciation and aesthetic judgements. *British Journal of Psychology* 95: 489-508.
- Lehmann-Reupert, S. (2013). *Von New York lernen*. Hatje Cantz Verlag: Ostfildern.
- Lindemann-Matthies, P. and Marty, T. (2013). Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden? *Biological Conservation* 159: 37-44.
- Lothian, A. (1999). Landscape and the philosophy of aesthetics: is landscape quality inherent in the landscape or in the eye of the beholder. *Landscape and Urban Planning* 44: 177-198.
- Morris, M. G. (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British Grasslands. *Biological Conservation* 95(2): 129-142.
- Nassauer, J. I (1992). The appearance of ecological systems as a matter of policy. *Landscape Ecology* 6(4): 239-250.
- Nassauer, J. I. (1995). Messy ecosystems, orderly frames. *Landscape Journal* 14: 161-170.
- Nohl, W. (1988). Open space in cities: in search for a new aesthetic. In Nasar, J. L. (Ed). *Environmental aesthetics, Theory, research and applications*. Cambridge University Press: Cambridge: 74-83.
- Maslow, A.H. (1954). *Motivation and Personality*. Harper and Row: New York.
- Oudolf, P. and Kingsbury, N. (2011). *Piet Oudolf. Landscapes in Landscapes*. Thames and Hudson Ltd: London.
- Özgüner, H. and Kendle, A. D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield, UK. *Landscape and Urban Planning* 74: 139-157.
- Özgüner, H., Kendle, A. D. and Bisgrove R. J. (2007). Attitudes of landscape professionals towards naturalistic versus formal urban landscapes in the UK. *Landscape and Urban Planning* 81: 34-45.
- Ploger, J. (2001). Millenium urbanism – discursive planning. *European Urban and Regional Studies* 8(1): 63-72.
- Porteous, J. D. (1996). *Environmental aesthetics*. Routledge: London.
- Richardson, T. (2011). *Futurescapes*. Thames and Hudson: New York.
- Rhein, S. (2006). *Lebensstil und Umgehen mit Umwelt*. Deutscher Universitäts-Verlag: Wiesbaden.
- Saito, Y. (2007). Appreciating nature on its own terms. In Carlson, A. and Lintott, S. (Eds). *Nature, aesthetics and environmentalism*. Columbia Press: New York: 151-168.

- Sargolini, M. (2013). Urban landscapes. Environmental networks and the quality of life. Springer Verlag Italia: Milan.
- Siebel, W. (2010). Stadtsoziologie und Planung – Notizen zu einem zunehmend engen und ambivalenten Verhältnis. In Harth, A. (Ed). Soziologie in der Stadt- und Freiraumplanung, Analysen, Bedeutung und Perspektiven. VS Verlag: Wiesbaden: 51-68.
- Tessin, W. (2008). Ästhetik des Angenehmen. VS Verlag für Sozialwissenschaften: Wiesbaden.
- Thompson, I. H. (2000). Ecology, community and delight. E & F SPON: London.
- Thompson, C. W. (2002). Urban open space in the 21st century. Landscape and Urban Planning 60: 59-72.
- Thompson, C. W. (2013). Activity, exercise and the planning and design of outdoor spaces. Journal of Environmental Psychology 34: 79-96.
- Thompson, C.W., Aspinall, P. and Bell, S. (Eds). (2010). Innovative approaches to researching landscape and health. Routledge: London.
- Tzoulas, K. and James, P. (2010). Peoples' use of, and concerns about, green space networks. A case study of Birchwood, Warrington New Town, UK. Urban Forestry & Urban Greening 9: 121–128.
- van der Wal, R., Miller, D., Irvine, J., Fiorini, S., Amar, A., Yearley, S. Gill, R. and Dandy, N. (2014). The influence of information provision on people's landscape preferences: a case study on understorey vegetation of deer-browsed woodlands. Landscape and Urban Planning 124: 129-139.
- Wöbse, H. H. (2002). Landschaftsästhetik. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Woudstra, J. (2004). The changing nature of ecology: a history of ecological planting (1800-1980). In Dunnett, N. and Hitchmough, J. (Eds). The dynamic landscape. Taylor & Francis: New York: 23-57.
- Wu., J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. Landscape Ecology 28: 999-1023.
- Zimring, C., Joseph, A., Nicoll, G. L. and Tsepas, S. (2005). Influences of building design and site design on physical activity. American Journal of Preventive Medicine 28 (2): 186-193.

6. MANUSKRIFT 3

„Enhancing wasteland vegetation by adding ornamentals: opportunities and constraints for establishing steppe and prairie species on urban demolition sites“

Content

6.1 Abstract	57
6.2 Introduction.....	58
6.3 Material and methods.....	59
6.4 Results.....	62
6.5 Discussion	64
6.6 Conclusions.....	67
6.7 References	68

6.1 Abstract

Following economic or demographic decline, many cities undergo extensive structural changes which often lead to large wasteland areas. Adding aesthetically attractive ornamental species to such sites has been proposed as a low cost approach to integrate wastelands into urban green space systems and enhance their acceptance by residents. Species from North American prairies and Eurasian steppes are expected to persist on urban sites despite low maintenance, but this idea has not yet been tested under Central European conditions. On urban demolition sites in Berlin, we established a randomised block design with mixtures of introduced species from either tall grass prairies or steppes. To test a low cost approach, the sites were mown once in autumn and never irrigated. Steppe species showed significantly higher mean survival rates (61%) than prairie species (19%). Competition from co-occurring wasteland species adversely affected prairie species but not steppe species. The second year after planting, survival rates declined due to a severe summer drought. Steppe species likely performed better because, in their native range, drought stress in spring and summer is common. Contrasting, prairie species are adapted to high precipitation during their major development period in North America. Nevertheless, three prairie and eight steppe species showed mean establishment rates >50% and obviously coped with

Bearbeitungsstand Manuskript 3: veröffentlicht

This is an Accepted Manuscript of an article published by Elsevier in Landscape and Urban Planning on 03/03/2014, available online: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.001>.

the severe site conditions. Our results demonstrate opportunities for adding ornamentals to wastelands. In the face of a limited water supply, using robust steppe species appears most promising. Integrating regular irrigation into maintenance schemes could enhance the establishment of prairie species.

Key words

Steppe plantings, prairie plantings, perennials planting schemes, public green, shrinking cities

6.2 Introduction

Worldwide the urban population is growing. By 2030 it is expected that over 60% of the world's population will be living in urban settings (UN, 2010). But this is only half the story of contemporary urban development. Between 1990 and 2000, one in four cities around the world lost population; this counter movement, known as urban shrinkage, is a global phenomenon (Oswalt and Rieniets 2006 ; Martinez-Fernandez et al. 2012). Currently, 37% of all European cities are losing population (Turok and Mykhenenko 2007), mainly in the eastern parts of the continent (Oswalt and Rieniets 2006). In North America, shrinking is mostly associated with industrial transformation (Wiechmann and Pallagst 2012).

The demolition of urban structures within shrinking cities often enables the emergence of wastelands and thus evokes questions about the future use of these new open spaces (Rebele and Dettmar 1996; de Sousa 2003; Adams et. al. 2010). This is a novel challenge for urban design, landscape architecture and conservation. Revaluing wastelands through design may contribute to new urban identities but is usually restricted by financial constraints (Kowarik and Körner 2005; Kühn 2006; Langner and Endlicher 2007; Schetke and Haase 2008). Moreover, urban-industrial wastelands often represent novel types of ecosystems, characterised by deeply changed site conditions and

the presence of many non-native species (Kühn and von Birgelen 2010; Kowarik 2011). Material from demolition processes, for example, often changes soil qualities and limits planting opportunities without intensive and costly site preparation (Hitchmough 2004; Kingsbury 2004).

Incorporating wasteland vegetation in urban design approaches may be a promising alternative but must be acceptable by residents. Spontaneous vegetation is often perceived as weedy and associated with urban decay (Nassauer 1995 ; Bixler and Floyd 1997; Hitchmough 2004, Kingsbury 2004). Yet studies from environmental psychology reveal that many people accept wildness, generally, and even in an urban context, when it is associated with traces of human culture such as infrastructure elements or maintenance approaches (Kuo et al. 1998; Bauer 2005; Tzoulas and James 2010; Hofmann et al. 2012).

Previous approaches to urban wastelands range widely from converting wastelands into more or less traditional green spaces to incorporating existing wasteland vegetation into design schemes (Rebele and Dettmar 1996; de Sousa 2003; Adams et al. 2010). In the latter case, attempts have been made to aesthetically enhance urban-industrial wastelands by controlling succession, adding design elements or artwork (e.g. Dettmar 2005; Kowarik and Langer 2005) or encouraging forest establishment (Burkhardt and Lohmann 2010). Other approaches rely on the introduction of aesthetically attractive species to wasteland vegetation (Kühn 2006), either native grassland species (Fischer et. al. 2013 a, b) or non-native forbs and grasses. Among the latter, aesthetically attractive North American prairie species are a frequent choice as they are expected to persist despite low maintenance efforts (Hitchmough et al. 2005; Hitchmough and de la Fleur 2006; Cascorbi 2007; Kühn 2011).

Planting schemes that rely on the addition of species to extant urban vegetation and that are expected to survive without costly site preparations must (i) be visually attractive to residents and (ii) persist even under low maintenance regimes (Hitchmough 2000, 2009; Cascorbi 2006; Kühn 2006). Hence, the capacity of added species to survive and establish self-sustaining populations without intensive maintenance efforts is vital for the success of such approaches. However, controlled experiments that test a range of species added to urban wasteland sites are rare (but see Cascorbi 2007; Hitchmough 2009; Fischer et al. 2013a, b).

We performed a field experiment on urban demolition sites in Berlin, Germany, which aimed to enhance extant urban wasteland vegetation through the addition of ornamental species. Our study area was the district of Marzahn-Hellersdorf, where urban shrinkage and subsequent demographic changes left an oversupply of kindergartens and schools. Like in other residential areas of eastern Germany, the demolition of this educational infrastructure has resulted in a scattered distribution of open spaces among apartment buildings with no designated follow-up use (BMH 2006; Schetke and Haase 2008; Bernt 2009). Most of these sites are covered by neglected lawns and different successional stages of wasteland vegetation. They offer good opportunities to test new concepts for low-maintenance and aesthetically attractive large-scale greening in shrinking neighbourhoods.

We used the spontaneous vegetation of the sites as a basic vegetation layer and aimed to extend its flower season, colour spectrum, texture and structure by adding aesthetically attractive ornamental species. We tested the survival of a set of species from (i) North American tall grass prairies and (ii) Eurasian steppes as these are expected to compete successfully under urban conditions amidst extensively maintained native vegetation (Kühn 2005). We addressed the

following main research questions: 1. Do planted steppe and tall grass prairie species differ in survival on urban demolition sites in Berlin? 2. How do site conditions (soil parameters, cover of spontaneous vegetation) affect survival rates?

6.3 Material and methods

6.3.1 Study area

The experiment was carried out in a large-scale housing area situated in north-eastern Berlin, Germany. Berlin has a mean annual temperature of 9.4°C and a mean annual precipitation of 584 mm (observation period 1960–1990; DWD 2011). Figure 1 illustrates the variation in temperature and precipitation in the long term and during the years of the field study (DWD 2011). The study sites were located on the grounds of demolished buildings adjacent to the remaining apartment houses. The sites were open to the public and basically covered with early successional wasteland vegetation. Dominant species were native grasses such as *Arrhenatherum elatius*, *Elymus repens* and *Dactylus glomerata*, and herbs such as *Tanacetum vulgare*, *Trifolium repens* and *Medicago lupulina*.

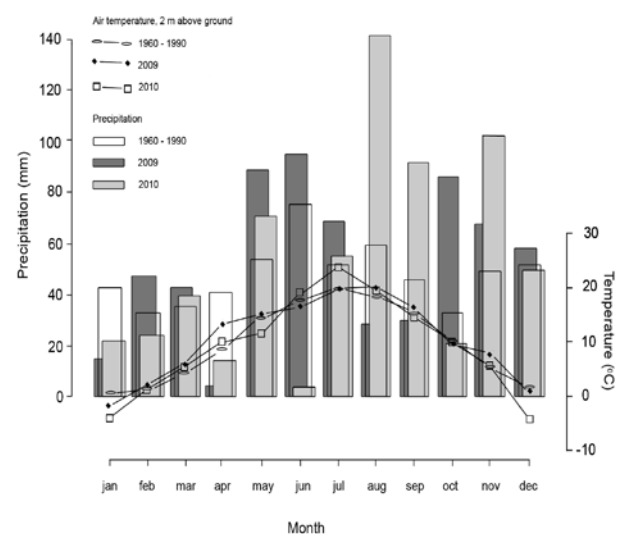


Fig. 1 Precipitation and temperature in Berlin for the study years 2009 and 2010 and for the long-term period 1960–1990 (DWD 2011).

6.3.2 Experimental design and plant mixtures

In autumn 2008, eight study sites were set up, each with a randomised block design of three plots (4x4 m). The plots were mown and tilled to 30 cm deep with a rotary cultivator. Mowing and tilling were performed to provide better conditions for the initial establishment of target species by reducing the competitive strength of the existing wasteland species.

On each plot of a site, one of three different plant mixtures was introduced. Two of these mixtures consisted of species from North American tall grass prairies (Pa, Pb). The third mixture consisted of East European steppe species (S). Table 1 presents the composition of these mixtures, with details on habitats and characteristics. Botanical nomenclature followed IPN (2009). The species were selected based on the following criteria: (a) wild steppe or tall grass prairie origins (no cultivars of these species) (b) presence of attractive flowers or foliage that contrasts with the wasteland vegetation and (c) a good availability on the market to increase feasibility and applicability to comparable sites in Germany and Central Europe. We used two prairie mixtures compared to one steppe mixture to account for the much higher number of prairie species that are available on the market. Plants were delivered by a local nursery (Foerster Stauden GmbH, Potsdam-Bornim) in 9-cm-square pots filled with a compost substrate. All plants of a species were of approximately the same size. The number of individuals planted per species varied for aesthetic reasons between 9 and 18 for forbs and 9 and 27 for grasses. The density of planted individuals followed Hitchmough (2004) who proposed a planting grid of 200-500mm to create naturalistic herbaceous communities on moderate productive sites. To compensate for potential failure of individuals due to the high competitive pressure of the extant wasteland vegetation we chose a distance close to the lower bound of this range. In total, the species assemblage of each

mixture planted on a plot consisted of 144 individuals. The plants were randomly arranged on a regular grid of 12 x 12 positions with 250 mm between each planting position and a distance of 625 mm to the edges. The planting took place in early October 2008. The species were planted without tearing up the root balls. Root fragments from existing wasteland species in or close to the planting holes were not cleared. The plantings were not irrigated or weeded as our experiment was intended to test low cost approaches for enhancing wastelands sites by adding ornamentals. The only maintenance was an annual mowing in autumn with a rotary mower, and clippings were removed from the plots.

6.3.3 Data collection

In August 2009 and 2010, we recorded the individual survival, height and cover of the target species as well as the mean height and wasteland vegetation cover both in total and of individual species. The total vegetation cover and that of each species was visually estimated according to Londo (see Schmidt, 1974) in 10% intervals, with a more detailed classification of covers <10% (i.e., <1%, 1–3%, 3–5%, 5–10%).

For soil analyses we took 0.5 l mixed core samples of five evenly distributed points from all plots. We determined the pH in deionized water and 0.01 n CaCl₂ solution, using 10 g field-moist soil and 25 ml of the solution (pH Meter 761 Calimatic, Knick, Berlin, Germany). Organic C and N (Corg and Ntot) were measured with a C/N/S analyser (Vario EL III, Elementar, Hanau, Germany). The plant available water field capacity was deduced from bulk density and mineral soil texture (AG Boden 2005), both determined according to DIN ISO 11272 (2001).

Table 1 Mixtures of East European steppe (S) and North American prairie (Pa, Pb) species added to wasteland sites in Berlin. Information on habitats and plant characteristics is based on Gleason and Cronquist (1991), Rothmaler et al. (1994), Lad (1995), Jelitto et al. (2002), Klotz et al. (2002), and Haeupler and Muer (2007)

Species	Habitat in native range	Plant description
Mixture Steppe (S)		
<i>Aster linosyris</i> (L.) Bernh	Calcareous grasslands, dry resistant thermophilic meadows and dry roadsides	Up to 60 cm, yellow flowers from August to September
<i>Bupththalmum salicifolium</i> L.	Calcareous grasslands, thermophilic meadows, dry roadsides and wet grasslands	Up to 50 cm, yellow flowers from June to September
<i>Euphorbia epithymoides</i> L.	Thermophilic mixed forests, meadows and dry roadsides	Up to 40–60 cm, yellow flowers from April to May
<i>Gypsophila paniculata</i> L.	Lowlands, sandy and rocky sites, poor in lime	Up to 120 cm, white-pinkish flowers from July to September
<i>Linum perenne</i> L.	Nutrient-poor meadows, calcareous grasslands and upland pine woods	Up to 50 cm, blue flowers from May to August
<i>Ononis spinosa</i> L.	Calcareous, nutrient-poor grasslands and dry meadows	Up to 100 cm, pinkish flowers from June to August
<i>Phlomis tuberosa</i> L.	Thermophilic mixed forests, dry meadows and road sides	Up to 150 cm, light purple flowers from June to July
<i>Salvia nemorosa</i> L.	Calcareous grasslands, dry meadows, roadsides and nitrogen-poor sites	Up to 50 cm, purple flowers from June to July
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	Calcareous grasslands and dry waste lands	Up to 80 cm, light yellow flowers from July to October,
<i>Stipa capillata</i> L.	Calcareous grasslands and dry grasslands	Up to 100 cm, flowers from July to August
Mixture Prairie a (Pa)		
<i>Aster oblongifolius</i> Nutt.	Upland and hill prairies, in open spaces	Up to 75 cm, violet or blue flowers from August to October
<i>Asclepias tuberosa</i> L.	Well-drained lime-free, sandy soils in prairies, savannas, and waste lands	Up to 30–90 cm, orange flowers from May to September
<i>Baptisia australis</i> (L.) R.Br.	Dolomite glades, prairies and rocky moist soils	Up to 150 cm, deep blue-violet flowers from May to June
<i>Echinacea pallida</i> (Nutt.) Nutt	Dolomite glades, rocky and dry places	Up to 100 cm, bright yellow flowers from May to July
<i>Gaillardia aristata</i> Pursh	Mesic and dry prairies	Up to 60 cm, reddish purple with yellow-edged flowers from June to October
<i>Helianthus orygalis</i> DC.	Dry prairies and savannas, on limestone	Up to 150(–300) cm, yellow flowers from September to October
<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>deamii</i> (S. F. Blake) Perdue	Dry and moist soils in open woods, glades, and thickets	Up to 90 cm, yellow flowers from August to September
<i>Rudbeckia triloba</i> L.	On dolomite glades, moist prairies, open woodlands and along streams	Up to 130 cm, yellow-orange flowers from August to September
<i>Schizachyrium scoparium</i> (Michx.) Nash	Mesic and dry soils	Up to 120 cm, flowers in September
<i>Oligoneuron rigidum</i> (L.) Small	Moist and dry open places, especially in sandy soils	Up to 160 cm, yellow flowers from August to september
Mixture Prairie b (Pb)		
<i>Andropogon gerardii</i> Vitman	Dominant in mesic and tallgrass prairies	Up to 200 cm, flowers in September
<i>Aster laevis</i> L.	Wet and mesic soils, meadows and open woods	Up to 120 cm, pinkish blue or pale lavender flowers from September to October
<i>Baptisia australis</i> (L.) R.Br.	See Pa	See Pa
<i>Coreopsis lanceolata</i> L.	Dry, sandy open sites, associated with sandstone and flint	Up to 70 cm, yellow flowers from June to August
<i>Echinacea paradoxa</i> (J.B.S. Norton) Britton	Limestone slopes, dry and mesic sites	Up to 90 cm, yellow flowers from Mai to June
<i>Gaillardia aristata</i> Pursh	See Pa	See Pa
<i>Penstemon digitalis</i> Nutt. Ex Sims	Moist and mesic prairies, savannas and open woodlands	Up to 150 cm, white flowers from July to August
<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>deamii</i> (S. F. Blake) Perdue	See Pa	See Pa
<i>Rudbeckia subtomentosa</i> Pursh	Mesic and wet tallgrass prairies	Up to 140 cm, yellow flowers from July to September
<i>Solidago rugosa</i> W.Mill.	Woodlands, moist and dry places	Up to 200 cm, yellow flowers from August to October

6.3.4 Statistical analyses

All analyses were made using the open source statistical and programming software R version 2.11.0 (R development core team 2010). We applied a two-way ANOVA to reveal effects of the planting mixture and

time since planting (a factor separating the first and the second year after planting) on the establishment success of target species. The affiliation of the plots to the 8 study sites was included as a random block effect. Establishment success was measured as the proportion

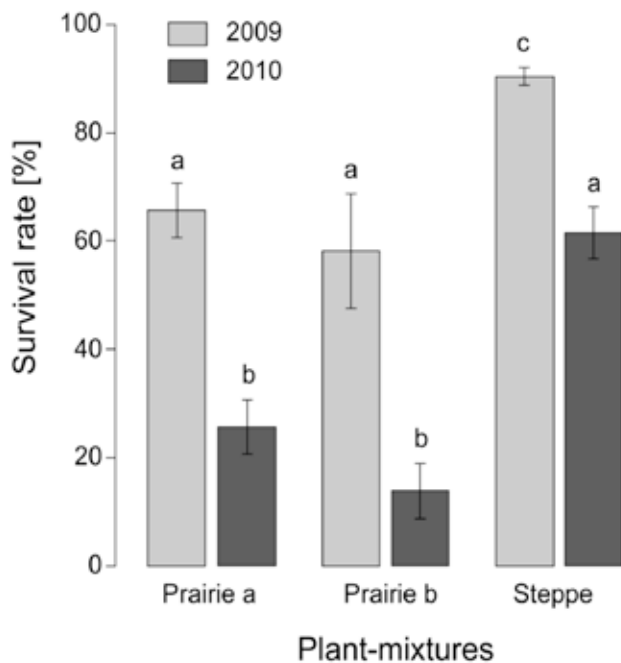


Fig. 2 Survival rates (means +1 SE) of planted individuals in three treatments: mixtures of tall grass prairie species (Prairie a, b) and steppe species (Steppe) one and two years after planting. Different lower case letters above the boxes indicate significant differences as indicated by a post-hoc Tukey test ($p < 0.05$).

of surviving specimen per plot and per species for both years surveyed. We used the post-hoc Tukey test to reveal differences in establishment success between planting mixtures and years. One-way ANOVA and the post-hoc Duncan test were applied to analyse differences in establishment performance between species. Proportion data was transformed by arcsine square root prior to analysis to meet the assumption of normality of the response. To determine the effect of site conditions and competition by resident vegetation on the establishment of the target species, we performed a regression tree analysis (De'ath and Fabricius 2000) using the R package 'rpart'. For this, the set of plots is repeatedly divided into two groups at a threshold value of an environmental predictor that shows the most discriminating effect on the establishment rate. Planting mixtures, soil parameters and competition of the resident vegetation were included as predictors and establishment rates of target species in the plots were included as response.

We included five predictors of soil conditions (pH, C/N ratio, total N, usable field capacity, bulk density) and four predictors of competition with the resident vegetation (total vegetation cover, vegetation height, share of grasses, share of legumes). The tree model was pruned after a 10-fold cross validation according to the 1 standard error rule (De'ath and Fabricius 2000) to maximise its predictive power.

6.4 Results

6.4.1 Mixture performance

After two growing seasons, the planted individuals of each mixture differed significantly in their establishment success (Fig. 2). The mixture ($p < 0.001$, $F_{2,37} = 27.99$) as well as the time since planting ($p < 0.001$, $F_{1,37} = 73.05$) were significantly associated with the mean total survival rates in the plots. There was a significant block effect ($p = 0.031$, $F_{7,37} = 2.54$), revealing considerable environmental heterogeneity between the sampling sites. Tukey's HSD test showed that in both years the two prairie mixtures had significantly lower survival rates compared to the steppe mixture ($p < 0.05$); survival did not differ between the prairie mixtures ($p > 0.05$).

Between the first and the second year of establishment, the survival rates of target species in all mixtures declined. Mean survival rates of steppe species declined from 90% in the first year to 61% in the second year. In the two prairie mixtures, survival rates fell from 66 and 58% to 25 and 14%.

6.4.2 Individual performance

By 2010, four planted species of forbs (*Asclepias tuberosa*, *Baptisia australis*, *Echinacea paradoxa*, *Gaillardia aristata*) and two of grasses (*Schizachyrium scoparium*, *Andropogon gerardii*) appeared only as single individuals or had disappeared entirely from the plots.

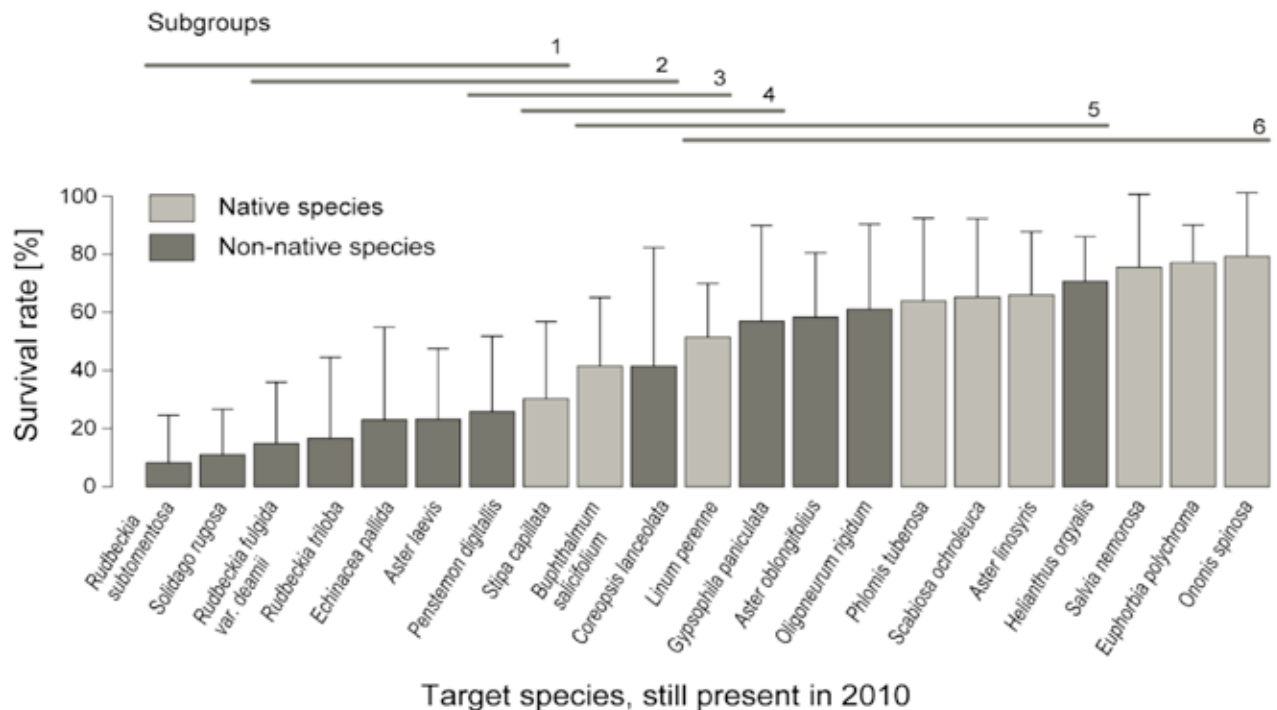


Fig 3 Survival rates of prairie and steppe species two years after planting (means +1 SE). Homogenous subgroups of species that are not significantly different in their mean survival rate are displayed by the overlapping horizontal lines above the bars (post-hoc Duncan test, $p > 0.05$). Six prairie species that disappeared entirely from the plots are not displayed here: *Asclepias tuberosa*, *Baptisia australis*, *Echinacea paradoxa*, *Gaillardia aristata*, *Schizachyrium scoparium*, *Andropogon gerardii*.

The mean establishment rates of the remaining target species differed significantly (one-way ANOVA, $F_{20,147}=7.06$, $p < 0.001$), ranging from 8% for *Rudbeckia subtomentosa* to 79% for *Ononis spinosa* (Fig. 3). Post-hoc Duncan test revealed six homogenous subgroups of species that did not differ significantly in survival ($p < 0.05$), indicated by the lines above the bars in Figure 3. Significant differences in survival between subgroups (indicated by non-overlapping lines) exist only between the poorest performing subgroups 1 and 2 compared to the highest performing subgroup 6. Subgroup 1 was also significantly lower in survival compared to subgroup 5. Group 1 contained the species with the lowest survival rates (8–30%). All of these except *S. capillata* were prairie species. Group 6 included the species with highest survival rates (51–79%), eight steppe and three prairie species.

6.4.3 Effects of soil conditions and resident vegetation

Site conditions at our experimental plots were representative for urban soils with a high bulk density, high pH values and a low field capacity (Table 2). Standard deviation of the variables was moderate except for C/N values, where the highest values reached more than twice the magnitude of the mean. We found dense wasteland vegetation at the study sites with a mean cover of 62% already in the first year after tilling.

The tree model for the effects of environmental variables on establishment resulted in three terminal nodes that contained groups of plots with clearly different survival success (Fig. 4). On each side of a split, the levels or decisive thresholds of the predictors that caused the split are given. At each node, the number of plots and the mean survival rate of the respective subgroup are shown. Only vegetation cover

of wasteland species as a proxy for competition with resident species was retained as an environmental predictor in the pruned tree model, and all soil parameters were discarded by the pruning procedure. Soil conditions thus did not explain differences in target species survival. Planting mixture caused the first split, with the steppe plots assigned to the final node with the highest average establishment rate (61%), and all prairie plots to the branch with lower establishment rates. The branch containing the prairie plots was further split by cover of the wasteland vegetation, predicting the lowest average establishment rate (11%) for plots with a total cover >65% and an intermediate establishment rate (31%) for plots with a vegetation cover <65%. Cover of wasteland vegetation did not significantly affect the survival of steppe species.

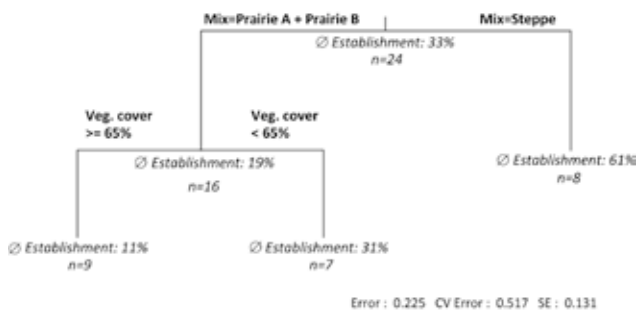


Fig. 4 Regression tree model for effects of planting mixtures and environmental variables on establishment success (survival rates) of prairie and steppe species. Vegetation cover was the only environmental variable retained in the pruned tree, strongly affecting the establishment of prairie species.

6.5 Discussion

Our experiment suggests that non-native ornamental species can be successfully introduced into the wasteland habitats that often emerge in urban settings, although the survival rates generally declined over the two year period and the performance of species groups (prairie versus steppe species) differed significantly. As a general pattern, steppe species showed intermediate

to high survival rates while prairie species showed low survival rates including a number of species that completely disappeared. Thus, our results do not support the idea that North American prairie species will easily persist in urban settings under low maintenance regimes (Kühn 2005; Cascorbi 2006; Hitchmough and de la Fleur 2006).

The differences in survival rates were not explained by soil parameters. This result is in contrast to that found in a study on comparable wasteland sites, where soil parameters were found to significantly affect seedling establishment of sown native grassland species (Fischer et al. 2013a, b). A missing effect of soil parameters on species survival in this study can be explained by the more significant effects of competition and mixture performance. However, it has to be mentioned that the variability of some key parameters that commonly impact the establishment of planted perennials, like field capacity, bulk density or pH values, was surprisingly low across the experimental plots. This could be an effect of the shared history of these sites with a comparable former use and age. Therefore, it is likely that the urban soil conditions at the study sites had indeed a relevant effect on establishment success, but did not lead to significant differences between the sites because of their rather low variation. Hence, missing significance in the tree model does not necessarily relate to a general irrelevance of soil parameters for establishment in the plots but may just have equally affected all plots in a similar way.

In keeping with the low cost approach, the sites were only mowed and tilled before the ornamentals were planted. We thus anticipated the re-emergence of wasteland species due to regeneration from propagules in the soil and associated competition effects. Indeed, competition from extant wasteland species, indicated by vegetation cover, negatively affected the survival of prairie species but, surprisingly, not that of steppe species. We thus found fundamental differences in the

Table 2 Soil parameters and characteristics of the extant wasteland vegetation at the study plots.

Study site	Plot	Soil			Bulk density (g*cm-1)	pH-Value	%N	C/N-Value	Field capacity (plant available)	Wasteland vegetation	
		Soil type %								Mean height [cm]	Cover [%]
		Clay	Silt	Sand							
Mean		6,2	15,2	78,6	1,11	6,97	0,079	16,58	18,2	59,6	62,8
SD		1,8	3,1	4,1	0,14	0,29	0,026	6,95	1,3	17,0	23,1
Site 1	Pa	6	10	84	1,37	6,75	0,048	13,81	19	30	27,0
	Pb	4	12	84	1,27	7,06	0,062	14,46	19	60	54,0
	S	6	14	80	1,04	7,06	0,085	14,03	18	60	13,0
Site 2	Pa	5	10	85	1,07	7,24	0,054	15,66	16	70	83,0
	Pb	6	15	79	1,22	7,22	0,065	13,56	18	50	92,5
	S	7	12	81	1,11	7,33	0,052	16,87	17	60	29,0
Site 3	Pa	7	19	74	1,18	6,51	0,110	11,93	19	80	86,0
	Pb	7	21	72	1,16	6,59	0,117	11,50	20	80	89,5
	S	8	20	72	0,96	6,8	0,116	12,65	21	70	89,0
Site 4	Pa	7	13	80	1,02	6,99	0,063	16,53	18	70	43,0
	Pb	6	12	82	1,25	7,14	0,065	14,88	18	70	61,0
	S	8	13	79	1,22	7,09	0,055	14,18	18	90	66,0
Site 5	Pa	11	21	68	1,12	7,17	0,111	20,77	19	60	37,0
	Pb	7	15	78	0,98	7,12	0,084	26,22	16	30	77,5
	S	9	14	77	0,74	6,94	0,125	40,03	19	80	72,5
Site 6	Pa	6	18	76	1,09	6,51	0,119	12,48	18	70	51,0
	Pb	5	17	78	1,08	6,46	0,088	12,33	19	70	84,0
	S	5	17	78	1,13	6,44	0,107	12,08	19	70	61,0
Site 7	Pa	6	15	79	0,91	7,48	0,075	28,59	16	50	52,0
	Pb	6	12	82	0,92	7,3	0,074	27,23	17	40	100,0
	S	5	19	76	1,30	6,83	0,045	13,09	16	60	34,0
Site 8	Pa	3	14	84	1,33	7,03	0,053	12,74	19	40	69,0
	Pb	6	18	76	1,11	7,16	0,072	11,38	19	30	80,5
	S	4	14	82	1,15	7,08	0,052	10,96	19	40	57,0

performance of steppe and prairie species and in the role of competition from existing vegetation for plant survival in both groups.

6.5.1 Differences between steppe and prairie species

Differences in the overall establishment success of prairie versus steppe species in our experiment can be explained by their adaptations to the different climatic conditions in their native ranges and the resulting differences in the seasonal growing performance compared to dominant wasteland species in Berlin. European grasslands are usually dominated by wintergreen species such as the grasses *A. elatius*, *E. repens* and *D. glomerata*, which prevailed in the wasteland vegetation at our sites. These species typically already present a dense vegetation layer in spring and show maximum development from March to June (Weaver 1954; Rychnovská 1992). Both prairie and steppe species have a slower development.

In Eurasian steppes, winter development is affected by snow cover and harsh and long-lasting winter conditions (Knapp et al. 1998; Breckle 1999; Boonmann and Mikhalev 2005). It is only rising spring temperatures that allow for growth with an early development peak in May/June and a second minor one in July/August (Keller 1927; Rychnovská 1992). Similarly, a substantial winter development is also lacking in species from tall grass prairies (Breckle 1999). Prairie grasslands are typically dominated by summer growing, i.e. warm season grasses (e.g. *A. gerardii*, *Sorghastrum nutans*) that form a dried up grass layer during the winter (Weaver 1954; Kucera 1992; Knapp et al. 1998; Hitchmough et al. 2004). This litter accumulation restricts substantial winter growth, i.e. the development of potential cool-season species competitors, and thereby reduces grass competition in spring (Weaver 1954; Hitchmough 2009).

Moreover, water supply during the major phase

of vegetation development differentiates prairie and steppe vegetation from Central European grasslands as well as from wasteland vegetation in Berlin. Generally, the soils in steppes and tall grass prairies are wet in springtime due to melting snow in steppe grasslands (Breckle 1999) and to high precipitation in tall grass prairies (Knapp et al. 1998). Both habitats thus provide sufficient moisture when species start to grow. In Central Europe, however, dry periods in spring can challenge vegetation development, and this clearly happened in both years after planting.

A very dry April in the growing seasons of the years 2009 and 2010 and a dry June in 2010 (Fig. 1) resulted in considerable drought stress, which obviously slowed the vegetation development of our target species. Thus in these years, the competitive pressure from wintergreen, or earlier developing, Central European species coincided with a pronounced drought stress in April, and drought stress and competition in concert likely reduced the survival rates of the target species. The higher survival rates of steppe species compared to prairie species suggest a better pre-adaptation of the former to the environmental filters present during our experiment.

Eurasian steppe grasslands are regularly affected by hot summers and dry periods in June and July (Breckle 1999; Boonmann and Mikhalev 2005). Moreover, many steppe species show a semi-dormancy in summer (Lavrenko 1992) that helps to reduce drought stress. This could explain the better performance of the majority of the steppe species in our experiment (Fig. 3).

In contrast, the development peaks of tall grass prairie species in June and July coincide in their native ranges with periods of highest annual precipitation (Weaver et al. 1956; Breckle 1999). Many prairie and steppe species are known to be drought resistant because of an extensive root system, but the study period of two years was likely not long enough for

many species to have developed an extended root system. We thus conclude that the drought periods during our experiment (Fig. 1) decreased the survival of both groups, but affected prairie species much more than steppe species and ultimately resulted in a better performance of the latter (Fig. 2, 3). The typical urban soil conditions at our study sites likely contributed to drought stress during summer. The fact that we did not find a discriminating effect of soil properties on establishment success might just be a result of the low variation of these parameters across the study sites. Nevertheless, the actual range of soil properties might have influenced the overall low establishment rates of planted species. The high sand content and bulk density result in very low field capacities (mean=18.2, Table 2) at all study sites that most likely added to drought stress. Nutrient availability was probably not a limiting factor as N content and C/N ratio were comparable to or even higher than productive grassland sites. The range of pH values was typical for demolition sites where carbonate is washed out from mortar and concrete. However, with a maximum pH of 7.4, soil conditions were not that alkaline as to hamper vegetation development.

6.5.2 Divergent performance of individual species

The majority of steppe species showed intermediate to high establishment rates between 51 and 79%, with two exceptions: *Stipa capillata* (30%) and *Buphthalmum salicifolium* (41%). The first is common on dry grasslands (Haeupler and Muer 2007) and less competitive in dense vegetation (Süß et al. 2004). The second naturally occurs in poor grasslands on sandy or rocky soils, sometimes as a pioneer on bare ground (Rothmaler et al. 1994). We thus suppose that both species were affected by the competition from resident wasteland species which established dense vegetation cover with average heights of about 100 cm.

In contrast to most other prairie species *Aster oblongifolius*, *Oligoneurum rigidum*, and *Helianthus orgyalis* performed well, likely due to an adaptation to dry sites in their native range. *A. oblongifolius* and *O. rigidum* are highly competitive (Dwyer 1958) and common on dry prairie sites (Gleason and Cronquist 1991; Lad 1995; Kurz 1999). A shallow and fibrous root system enables them to interlace their roots with those of opposing plants and is highly efficient at taking up resources (Weaver 1954; Dwyer 1958). Furthermore the third species, *H. orgyalis*, is often found in upland prairies (Weaver 1954) and is described as drought resistant (Gleason and Cronquist 1991). Prairie restoration projects have demonstrated its competitive strength in tall grass prairies (Kucera 1992; Wasowski 2002). Its root system is rhizomatous, and the tubers spread nearly horizontally in the upper soil (Gleason and Cronquist 1991; Jelitto et al. 2002). We thus assume that a shallow root system combined with an overall high competitiveness helped these three prairie species to access the restricted amounts of precipitation that likely moistened only upper soil levels in the critical phases of vegetation development during our experiment. This illustrates that despite their affiliation to a certain habitat type, the species can be more adapted to the urban environment because of certain functional traits. These traits might just be more abundant within one habitat type but can occur in the other as well.

6.6 Conclusions

Adding aesthetically attractive ornamental species to wasteland vegetation has been proposed as a promising low cost approach to enhance the acceptance of such areas by residents and to integrate them into urban green systems. Our experiment illustrated opportunities and limitations of implementing this approach by planting species from North-American

tall grass prairies and Eurasian steppes in a Central European city. We explained the weaker performance of prairie species in terms of two environmental filters: (i) competition from existing vegetation, which develops earlier in Central European grasslands or wastelands than it does in North American prairies and (ii) drought stress in spring and early summer to which Central European and steppe species are much better adapted than prairie species. However, the fact that some prairie species were comparable successful as steppe species in our study sites suggests a mixture of the most successful species from both habitats to increase the number of suitable species.

Due to the short term character of the experiment, further monitoring is needed to test the validity of our findings. Nevertheless some conclusions on design and management approaches can be drawn from our results as the initial phase of a planting is usually critical for its further success. For a low cost maintenance scheme that is expected to function without irrigation, as in our experiment, planting of steppe species appears to be more promising. This holds for most parts of Central Europe where dry periods in spring and early summer limit the survival of most prairie species. Yet in western parts of Europe with a more oceanic climate, a higher, or at least more frequent, precipitation would enhance the establishment success of prairie species. Under such conditions, or by including irrigation in spring and summer, a higher proportion of prairie species in plant mixtures may be feasible. While it is unlikely that a regular irrigation of these large abandoned areas will be possible in the future, it might be worth considering an initial irrigation within the first year for an enhanced establishment of the species.

Mowing and tilling wasteland vegetation prior to planting ornamental species was another component of our low cost approach. The recovery of the extant wasteland vegetation after tilling was quick and resulted in a strong competition that likely

compounded the negative effects of drought stress on vegetation development. Although we found no significant effect on steppe species, a high cover of wasteland vegetation affected the establishment of prairie species.. As a consequence, regular mowing could be shifted from autumn to early spring to reduce the competition pressure from co-occurring wintergreen or early developing species.

Overall, our study demonstrates some promising opportunities to integrate attractive ornamental plants into urban wasteland vegetation and suggests some maintenance measures to improve success. Given that frequent plantings of non-native species can induce plant invasions (Dehnen-Schmutz et al. 2007), further research should consider invasion risks that can, but need not necessarily, be associated with well established non-native species. Another important question is how residents perceive novel assemblages of wasteland and ornamental species.

Acknowledgements

This study was funded by the German Research Foundation (DFG) as part of the graduate research training program 'Urban Ecology Berlin' (GRK 780/III). We thank the Bezirksamt Marzahn-Hellersdorf, Abteilung für Ökologische Stadtentwicklung, and Stadt und Land Wohnbauten for providing study sites; Karin Fenselau, Birgit Seitz, and Friedrich-Wilhelm Zinnow for support; Leonie Fischer and Marianna Weber for assistance in the field; and Kelaine Ravdin for improving our English and two anonymous reviewers for their valuable comments on our manuscript.

6.7 References

- Adams, D., de Sousa, C. and Tiesdell, S. (2010). Brownfield development. A comparison of North American and British approaches. *Urban Studies* 47: 75-104.
- AG BODEN (Ed.). (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung (Manual of soil mapping)*. 5. verbesserte Auflage. KA5. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.
- Bauer, N. (2005). Attitudes towards wilderness and public demands on wilderness areas. In Kowarik, I., and Körner, S. (Eds). *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Berlin: 47-66.
- Bernt, M. (2009). Partnerships for demolition. The governance of urban renewal in East Germany's shrinking cities. *International Journal of Urban and Regional Research* 33: 754-769.
- Bixler, R.D. and Floyd, M.F. (1997). Nature is scary, disgusting, and uncomfortable. *Environment and Behavior* 29: 443-467.
- BMH (Ed.). (2006). *Im Wandel beständig. Stadtbau in Marzahn und Hellersdorf (Being constant within the change. Urban restructuring in Marzahn and Hellersdorf)*. Selbstverlag des Bezirksamtes Marzahn-Hellersdorf von Berlin.
- Boonmann, J.G. and Mikhalev, S. (2005). The Russian steppe. In Suttie, J.M., & Reynold, B. (Eds). *Food and Agriculture Organization of the UN*. Rome 2005: 381-414.
- Breckle, S.W. (1999). *Walter's vegetation of the earth*, 4th edition. Berlin.
- Burkhardt, I. and Lohmann, K. (2010). *Urbaner Wald - ein neuer Freiflächentyp*. *Garten und Landschaft* 120(5): 32-35.

- Cascorbi, U. (2006). Prärie in der Wiese? Neue Pflanzenkombinationen in ökologisch ausgerichteten Pflanzungen. *Stadt und Grün* 55: 32-37.
- Cascorbi, U. (2007). Integration of invasion ecology theories into the analysis of designed plant communities. A case study in Southern Germany. *Landscape Ecology* 22: 1371-1381.
- de Sousa, C.A. (2003). Turning brownfields into green space in the city of Toronto. *Landscape and Urban Planning* 62: 181-198.
- De'ath, G. and Fabricius, K.E. (2000). Classification and regression trees. A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178-3192.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. and Williamson, M. (2007). A century of the ornamental plant trade and its impact on invasion success. *Diversity and Distributions* 13: 527-534.
- Dettmar, J. (2005). Nature dominated development in urban landscapes. In Institute for Landscape Architecture, ETH Zurich (Eds). *Landscape Architecture in Mutation – Essays on Urban Landscape*. Zürich: 79-97.
- DIN ISO 11272 (2001). Bodenbeschaffenheit. Bestimmung der Trockenrohdichte. Normenausschuß Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung e.V.
- DWD (2011). Deutscher Wetterdienst. Wetterdaten Berlin Tegel, Retrieved November 29, 2011 from – <http://www.dwd.de/>
- Dwyer, D.D. (1958). Competition between forbs and grasses. *Journal of Range Management* 11:115-118.
- Fischer, L.K., von der Lippe, M., Rillig, M.C. and Kowarik, I. (2013). Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation* 159: 119-126.
- Fischer, L.K., von der Lippe, M. and Kowarik, I. (2013). Urban grassland restoration. Which plant traits make desired species successful colonisers? *Applied Vegetation Science* 16, 272-285.
- Gleason, H.A. and Cronquist, A. (1991). *Manual of vascular plants of Northeastern United States and adjacent Canada*, 2nd edition. New York.
- Haeupler, H. and Muer, T. (2007). *Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Stuttgart.
- Hitchmough, J. (2000). Establishment of cultivated herbaceous perennials in purpose-sown native wildflower meadows in south-west Scotland. *Landscape and Urban Planning* 51, 37-51.
- Hitchmough, J. (2004). Naturalistic herbaceous vegetation for urban landscapes. In Dunnett, N. and Hitchmough, J. (Eds). *The dynamic landscape, design, management and ecology of naturalistic urban planting*. London: 130-183.
- Hitchmough J. (2009). Diversification of grassland in urban greenspace with planted, nursery-grown forbs. *Journal of Landscape Architecture* 4: 16-27.
- Hitchmough, J. and de la Fleur, M. (2006). Establishing North American prairie vegetation in urban parks in northern England. Effect of management and soil type on long-term community development. *Landscape and Urban Planning* 78. 386-397.
- Hitchmough, J., de la Fleur, M. and Findlay, C. (2004). Establishing North American prairie vegetation in urban parks in northern England. Part 1. Effect of sowing season, sowing rate and soil type. *Landscape and Urban Planning* 66: 75-90.
- Hitchmough, J., Reid, E. and Dourado, A. (2005). Establishment and persistence of field sown North American prairie grasses in southern England in response to mulching and extensive weed management. *Journal of Environmental Horticulture* 12: 101-108.

- Hofmann, M., Westermann, J., Kowarik, I. and van der Meer, E. (2012). Perceptions of parks and urban wilderness by landscape planners and residents. *Urban Forestry and Urban Greening* 11: 303-312.
- IPN (2009). International plant names. List of names of woody plants and perennials. Retrieved May 13, 2013 from – <http://www.internationalplantnames.com>.
- Jelitto, L., Schacht, W. and Simon, H. (2002). *Die Freilandschmuckstauden*. Band 1 und 2. Stuttgart.
- Keller, B.A. (1927). Distribution of vegetation on the plains of european Russia. *Journal of Ecology* 15: 189-233.
- Kingsbury, N. (2004). Contemporary overview of naturalistic planting design. In Dunnett, N. and Hitchmough, J. (Eds). *The dynamic landscape, design, management and ecology of naturalistic urban planting*. London: 244-255.
- Klotz, S., Kühn, I. and Durka, W. (2002). BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38.
- Knapp, A., Briggs, J., Hartnett, D. and Collins, S. (1998). *Grassland dynamics. Long-term ecological research in tallgrass prairie*. New York.
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974-1983.
- Kowarik, I. and Körner, S. (Eds). (2005). *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Berlin.
- Kowarik, I. and Langer, A. (2005). *Natur-Park Südgelände. Linking conservation and recreation in an abandoned railyard in Berlin*. In Kowarik, I. and Körner, S. (Eds). *Wild urban woodlands. New perspectives for urban forestry*. Berlin: 287-299.
- Kucera, C.L. (1992). Tall grass prairie. In Coupland R.T. and Robert T. (Eds). *Ecosystems of the world. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere*, 8A. London: 227-268.
- Kühn, N. (2011). *Neue Staudenverwendung*. Stuttgart.
- Kühn, N. (2006). Intentions for the unintentional. Spontaneous vegetation as the basis for innovative planting design in urban areas. *Journal of Landscape Architecture* 1: 46-53.
- Kühn, N. (2005). Präriepflanzen in der Stadt. Kritische Reflexionen eines neuen Trends. Teil 2: Möglichkeiten des Einsatzes von Präriepflanzen in Mitteleuropa. *Stadt und Grün* 8: 49-56.
- Kühn, N. and von Birgelen, A. (2010). *Naturschutz in Wohnfolgelandschaften. Möglichkeiten des Einsatzes von gebietseigenen Pflanzenherkünften*. ANL Laufener Seminarbeiträge 2/09: 157-165.
- Kuo, F.E., Bacaicoa, M. and Sullivan, W.C. (1998). Transforming inner-city landscapes. Trees, sense of safety, and preference. *Environment and Behaviour* 30: 28-59.
- Kurz, D. (1999). *Ozark wildflowers - A field guide to common Ozark wildflowers*. Helena/ Montana, USA.
- Lad, D.M. (1995). *Tallgrass prairie wildflowers, a field guide*. Guilford/ Connecticut, USA.
- Langner, M., Endlicher, W. (Eds). (2007). *Shrinking cities. Effects on urban ecology and challenges for urban development*. Frankfurt a. M.
- Lavrenko, E.M. (1992). Steppes of the former Soviet Union and Mongolia. In Coupland R.T. and Robert T. (Eds). *Ecosystems of the World. Natural grasslands. Eastern Hemisphere and resumé*, 8B. London: 3-55.

- Martinez-Fernandez, C., Audirac, I. Fol, S. and Cunningham-Sabot, E. (2012). Shrinking cities. Urban challenges of globalization. *International Journal of Urban and Regional Research* 36: 213-225.
- Nassauer, J. I. (1995). Messy ecosystems, orderly frames. *Landscape Journal* 14: 161-170.
- Oswalt, P. and Rieniets, T. (Eds). (2006). *Atlas of shrinking cities*. Osfildern-Ruit.
- R Development Core Team (2010). *R - A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rebele, F., and Dettmar, J. (1996). *Industriebrachen. Ökologie und Management (Industrial wastelands. Ecology and management)*. Stuttgart.
- Rothmaler, W., Bäßler, M., Jäger, E.J. and Werner K. (1994). *Exkursionsflora von Deutschland. Band 2 Gefäßpflanzen. Grundband*. Jena.
- Rychnovská, M. (1992). Temperate semi-natural grasslands of Eurasia. In Coupland R.T. and Robert T. (Eds). (1992). *Ecosystems of the world. Natural grasslands. Eastern Hemisphere and resumé*, 8B. London: 125-162.
- Schetke, S. and Haase, D. (2008). Multi-criteria assessment of socio-environmental aspects in shrinking cities. Experiences from eastern Germany. *Environmental Impact Assessment Review* 28: 483-503.
- Schmidt, W. (1974). Bericht über die Arbeitsgruppe für Sukzessionsforschung auf Dauerflächen der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. *Vegetatio* 29: 69-73.
- Süß, K., Storm, C., Zehm, A. and Schwabe, A. (2004). Succession in inland sand ecosystems. Which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* (L.)? *Plant Biology* 6: 465-476.
- Turok, I., and Mykhnenko, V. (2007). The trajectories of European cities, 1960-2005. *Cities*, 24: 165-182.
- Tzoulas, K. and James, P. (2010). Peoples' use of, and concerns about, green space networks. A case study of Birchwood, Warrington New Town, UK. *Urban Forestry & Urban Greening* 9: 121-128.
- UN (Eds). (2010). *World urbanization prospects. The 2009 revision. Highlights*. United Nations. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York.
- Wasowski, S. (2002) *Gardening with prairie plants*. Minneapolis, USA.
- Weaver, J.E. (1954). *The North American prairie*. Lincoln.
- Weaver, J.E., Albertson, F.W. and Heerwagen, A. (1956). *Grasslands of the Great Plains. Their Nature and Use*. Lincoln.
- Wiechmann T. and Pallagst, K. M. (2012). Urban shrinkage in Germany and the USA. A comparison of transformation patterns and local strategies. *International Journal of Urban and Regional Research* 36: 261-280.

7. SYNTHESE

7.1 Planungsparameter und Mechanismen

Die betrachteten naturalistischen Pflanzungen verfolgen das Ziel, den gärtnerischen Aufwand zu reduzieren. Die Verminderung der Pflege soll dabei durch ein Einbeziehen der natürlichen Entwicklung, wie z.B. Ausbreitung und Vermehrung der Individuen, erfolgen. Durch das Einbeziehen dieser autonomen Prozesse erhält die Pflanzung eine Dynamik in der Artenentwicklung. Detaillierte, durch den Planer getroffene Festsetzungen, wie z.B. die Kombination von Individuen nach spezifischen Farb- oder Blühabfolgen, verlieren dabei zugunsten einer Gesamtbetrachtung an Bedeutung. Bei dieser Betrachtung ist der Masseneindruck von Texturen und Strukturen wichtiges Planungselement. Variationen in der Anzahl und Verortung der Individuen sind möglich, jedoch sollten die Arten konstant vertreten sein, um die spezifischen Eindrücke zu erzielen. Die Planung einer naturalistischen Pflanzung befasst sich also mit dem Erhalt einer Pflanzengemeinschaft, die in ihrer Artenzusammensetzung gleich bleibend ist, jedoch Veränderungen in Anzahl und Verortung der Individuen zulässt. Durch diese Auslegung wird die Frage nach den Parametern und den Mechanismen für die Zusammenstellung an den bedingenden und erhaltenden Faktoren von natürlichen Pflanzengemeinschaften angelehnt (vgl. Dierschke 1994; Grime 2001). Über diesen Bezug muss sich die Planung am Zusammenspiel unterschiedlicher Faktoren orientieren. Dazu gehören neben den Standortbedingungen vor allem die Wechselwirkungen zwischen den vorhandenen Individuen sowie die Ausprägung der spezifischen Arteigenschaften. Grundsätzlich ist die Existenz einer Pflanze davon abhängig, in wie weit sie sich am Standort den Zugang zu den lebensnotwendigen Einheiten von Wasser, Nährstoffen, Licht und Raum, also den Standortressourcen, sichern kann. Zu Beginn einer Pflanzung, wenn alle Arten neu gepflanzt

sind, ist von einer homogenen Artenentwicklung auszugehen. Die Pflanzen entwickeln sich in diesem Anfangsstadium weitgehend gleichmäßig ohne gegenseitige Beeinflussung in ihrem Zuwachs und sind nur durch ihre genetischen Eigenschaften in der Ressourcenaufnahme reguliert. Dabei ist anzunehmen, dass die Art, die schneller Zugänge zu den Standortressourcen belegt und die verfügbaren Mengen effektiver nutzen kann, mittelfristig einen Entwicklungsvorteil hat. Sind nun mehrere Individuen am Standort anwesend, entsteht durch das Wachstum aller Individuen ein höherer Ressourcenverbrauch, der schließlich zu einer Verknappung der zur Verfügung stehenden Raten führt. Mit dieser Einschränkung der Ressourcenverfügbarkeit können nicht mehr alle Ansprüche gleichermaßen bedient werden. In der Folge wird die Entwicklung der Arten von verschiedenen Wechselwirkungen beeinflusst. Prinzipiell geht dabei der Zuwachs des einen Individuums mit der Einschränkung eines Nachbarindividuums einher, das in der Folge keinen oder nur einen geringeren Zuwachs zeigt (vgl. Weiner et al. 2001; Auskallniene et al. 2010). Im weiteren Entwicklungsverlauf dürfte bei gleich bleibenden Standortbedingungen die Art dominieren, die erfolgreich nicht nur einen schnellen Ressourcenzugang erzielt, sondern diesen auch unter den zunehmenden Bedürfnissen der Nachbarindividuen langfristig sichern kann. Die planerische Zusammenstellung der Arten ist damit stets in Relation vom vorhandenen Ressourcenangebot sowie den Arteigenschaften, die eine optimale Nährstoffaufnahme unter der gegebenen Versorgung ermöglichen, vorzunehmen. Eine Einschätzung von vorteilhaften Arteigenschaften ist dabei anhand des Ressourcenangebotes zu treffen. Je nach Aufkommen, können Standorte in produktive oder unproduktive Orte unterschieden werden. Grundlegend ist die Existenz eines Individuums von der Verfügbarkeit aller Ressourcen abhängig. Im Detail wird sie jedoch durch die Ressource reguliert, deren verfügbare Menge

im Verhältnis zu den Mengen aller Ressourcen nur im Minimum zum Bedarf vorhanden ist (vgl. Weiner et al 2001:788). Daraus folgt, dass die Ausdauer einer Art im Bestand davon abhängig ist, in wie weit sie sich mit Hilfe ihre Eigenschaften einen Zugang zu der minimierten Ressource sichern kann. Wird nun der Standort hinsichtlich seiner Ressourcenverfügbarkeit betrachtet, so kann bei Standorten mit mittlerer bis hoher Produktivität generell von folgender Situation ausgegangen werden: Durch eine ausreichende Versorgung mit Bodennährstoffen und Wasser kommt es zu einer oberirdischen Biomassenentwicklung, in deren Folge der Zugang zur oberirdischen Ressource Licht zum entscheidenden Faktor über die Ausdauer des Individuums in der Gemeinschaft wird. Handelt es sich hingegen um Standorte mit niedriger Produktivität, ist der Lichtzugang weniger eingeschränkt, da die stark reduzierten Raten von Bodennährstoffen und Wasser die Entwicklung der oberirdischen Biomasse reglementieren. Während im erstgenannten Fall die Individuenentwicklung zu Vegetationsbildern mit hohen Deckungsgraden und einem Aufwuchs von visuell deutlich wahrnehmbarer Biomasse führt, zeigen sich im zweitgenannten Fall eher Bilder mit offenen Flächen und reduziertem oberirdischen Aufwuchs. So sind es im zweitgenannten Fall dann auch eher Eigenschaften zur Wasser- und Nährstoffspeicherung, wie z.B. die Ausprägung von faserigen Wurzelsystemen für eine effektive Wasseraufnahme, die eine Existenz im Bestand begünstigen. Aus diesem Zusammenhang resultiert, dass die Arten gemäß ihrer morphologisch-physikalischen Eigenschaften in Relation zur Produktivität des Standortes auszusuchen sind. Dabei ist davon auszugehen, dass es nicht eine bestmögliche Ausprägung gibt, sondern dass sich der Vorteil einer Eigenschaft aus dem Vergleich der Fähigkeiten aller am Ort vorhandenen Arten ergibt. Die Art, die in diesem Vergleich effektiver Ressourcen aufnehmen kann, ist den anderen Arten gegenüber im Vorteil. In diesem Zusammenhang hat der durchgeführte

Versuch gezeigt, dass sich ein Standort innerhalb eines Jahres in seiner Produktivität durchaus verändern kann. So waren es im Versuch zu Jahresbeginn mittlere bis hohe Produktivitätsraten, die den Standort definierten. Die Ausdauer im Bestand war damit von Eigenschaften abhängig, die einen Zugang zu der Ressource Licht ermöglichten. Im saisonalen Verlauf hat sich der Vorteil dieser Eigenschaften aufgrund einer veränderten Produktivität vermindert. Eine andauernde Trockenheit und hohe Lufttemperaturen führten dazu, dass der Gesamtbedarf an der Bodenressource Wasser die vorhandenen Raten überschritten hat. Somit wurden die Arteigenschaften, die unter diesen begrenzten Versorgungsraten einen Zugang ermöglichten, zu einem entscheidenden Überlebensfaktor. In der Gesamtbetrachtung war damit die Dauerhaftigkeit in der Gemeinschaft zu Jahresbeginn von den morphologisch-physikalischen Eigenschaften zur oberirdischen Ressourcensicherung und in der zweiten Jahreshälfte von denen zur unterirdischen Ressourcensicherung geprägt. Von dieser Entwicklung haben die Arten profitiert, die entweder in der einen oder anderen Periode ihren Vegetationszyklus abschließen oder die aufgrund weit gefächerter Eigenschaften, also einer weiten Standortamplitude, beide Bereiche abdecken konnten.

Das Verhältnis von Ressourcenaufnahme und Standortproduktivität hat zusätzlich zu diesen Betrachtungen einen weiteren Einfluss, der sich auf den Pflegeaufwand bezieht. In einer künstlichen Pflanzenkombination ist eine dauerhafte Existenz von Arten nur dann möglich, wenn alle Individuen unter den vorhandenen Ressourcenraten versorgt werden können. Sobald der Gesamtbedarf in einer Stoffeinheit die Versorgungsrate übertrifft, konkurrieren die Individuen um die begrenzten Mengen. In der Folge wird die Entwicklung der Pflanzen beeinträchtigt und es kommt zum Ausfall von Individuen oder einer ganzen Arten. Gibt es hingegen freie Raten, können sich die im Bestand vorhandenen Arten in der Anzahl

ihrer Individuen vermehren und ausbreiten. Bleibt dies aus, haben bestandsfremde Arten die Möglichkeit aufzulaufen und durch ihre Entwicklung das Vegetationsbild zu verändern, so dass zum Erhalt ein pflegerischer Eingriff notwendig werden kann. Um dies zu unterbinden, sollte die Artenzusammensetzung so erfolgen, dass eine weitgehende Belegung aller Ressourcen entsteht und damit Wildkräuter nicht auflaufen können. Das Einbeziehen der autonomen Entwicklung, wie die Zu- und Abnahme der Biomasse bzw. auch der Individuenanzahl oder eine Anpassung in der räumlichen Verteilung, optimiert dabei die Belegung der Versorgungsraten. Unerwünschte Arten können damit besser ausgegrenzt werden und der Aufwand zur pflegerischen Entfernung wird vermindert.

Bis zu diesem Punkt ist die Entwicklung der Arten und damit die Frage nach den Kriterien der Artenzusammenstellung auf der Betrachtungsebene des Pflanzenbestandes und den dort auftretenden Mechanismen beschrieben worden. Interessant für die Entwicklung eines Bestandes ist darüber hinaus, wenn Einflüsse von Außen auf den Bestand einwirken. Diese Einflüsse führen zu einer Beeinträchtigung der Biomasse, in deren Folge es im Bestand zu einer Veränderung der Ressourcenaufnahme kommt. Das ehemals gewachsene Verhältnis zwischen Ressourcenangebot und Biomasse wird gestört. Dieser Einfluss wirkt sich jedoch nicht auf alle Arten bzw. deren Individuen gleichermaßen aus. Unterschiede in den morphologisch-physikalischen Eigenschaften oder eine ungleichmäßige räumliche Verteilung können die Gründe dafür sein. Unabhängig von der Ausprägung kommt es im Anschluss an die Störung in den betroffenen Bereichen zu einer Neuausrichtung im Ressourcenzugang. Ehemals dominante Arten können dabei zurückgesetzt werden und weniger dominante Arten die Möglichkeit erhalten, frei werdende Ressourcenraten zu belegen und sich somit besser zu entwickeln. Genauso kann dies jedoch auch

dazu führen, dass ehemals weniger dominanten Arten durch den Einfluss weiter geschwächt werden und die schon dominanten Arten noch dominanter werden. Ausschlaggebend ist in dieser Situation die Fähigkeit der Arten, ob und wie weit sie mit Wachstum auf den eingetretenen Biomassenverlust reagieren können sowie in welcher Geschwindigkeit dies geschieht, um schließlich die Einschränkungen im Ressourcenzugang auszugleichen oder auch auszubauen. Dem Einfluss von solchen Störungen wird in der Verwendung von naturalistischen Pflanzungen ein hoher Stellenwert beigemessen. So ist das Miteinander der Arten gerade im urbanen Raum von verschiedenen Einflüssen geprägt, die ihre Ursache außerhalb des Pflanzenbestandes haben. Sie resultieren zum einen aus der kulturellen Überprägung des Standortes und damit einer zunehmenden Inhomogenität der Bodeneigenschaften. Zum anderen sind auch eine Vielzahl unterschiedlicher und sich stetig ändernder anthropogener Nutzungen dafür verantwortlich.

Nebem dem Erlangen und Sichern von Nährstoffraten gibt es noch einen weiteren planungsrelevanten Mechanismus, der einen Einfluss auf das Miteinander der Arten hat. Gemäß der Wachstumsbedingungen, die sich aus den Eigenschaften der Vegetationszonen ableiten (s. Roloff und Bärtels 1996:23), weisen Pflanzen an mitteleuropäischen Standorten einen Entwicklungsrhythmus auf. So erfolgt jedes Jahr im Anschluss an die winterliche Ruhephase mit dem Neuaustrieb im Frühjahr erneut die Ressourcensicherung, bei der das Verhältnis der Individuen zueinander neu ausgerichtet wird. Dies betrifft vor allem krautige Arten, deren Überwinterungsknospen in Bodennähe liegen, und die sich damit jedes Jahr in der oberirdischen Biomasse neu aufbauen müssen (vgl. Weiner et al. 2001:788). Im Hinblick auf diese jährlich wiederkehrende Entwicklung kommen Unterschiede der Arten in den phänologischen Rhythmen für das Miteinander im Bestand zum Tragen. Die Ergebnisse

aus dem Freilandpflanzenversuch haben gezeigt, dass eine Kombination verschiedener Rhythmen das Miteinander von Arten unter eingeschränkter Standortproduktivität verbessert. Ausschlaggebend ist die Betrachtung des Ressourcenverbrauchs im Verhältnis zum Bedarf aller vorhandenen Arten. Saisonal sich früh entwickelnde Arten können Ressourcenraten nutzen, um die in Zeiten verminderten Wachstums weniger stark konkurriert wird. Das ist z.B. im zeitigen Frühjahr oder im Herbst/Winter der Fall. Durch einen frühen Wachstumsbeginn haben diese Arten zum Zeitpunkt eines allgemein einsetzenden Wachstums im Frühjahr bereits einen Zuwachs an Biomasse erreicht, der einen Vorteil im Zugang und auch in der Sicherung der Ressourcen darstellt. Sobald es nach dem Einsetzen der bis dahin noch nicht ausgetriebenen Arten zu einer Verknappung in den Ressourcenraten kommt, ist die frühe Entwicklung ein Vorteil für die Ausdauer im Bestand. Ein mit dem saisonal frühen Entwicklungsstart einhergehender früher phänologischer Höhepunkt kann diesen Vorteil weiter verstärken. Besonders Arten, die im weiteren Jahresverlauf nicht in der Lage sind, die erlangten Zugänge gegen die Ansprüche der anderen Arten zu sichern, profitieren hiervon. Schnelle Zuwachsraten zu Jahresbeginn und der zeitige Abschluss des jährlichen Vegetationszyklus zum Frühjahr bzw. Frühsommer sind dabei ausschlaggebend für die Existenz im Pflanzenbestand.

Unter Einbezug dieser ökologischen Zusammenhänge lassen sich für die Beständigkeit in künstlichen Pflanzungen zusammenfassend folgende Parameter und Mechanismen nennen. Grundsätzlich ist die Pflanzung davon abhängig, dass sie eine konstante Artenzusammensetzung aufweist, die einen gleich bleibenden Gesamteindruck ermöglicht. Ein Einwandern von fremden Arten sollte prinzipiell vermieden werden, da es zu Verdrängung der Bestandsarten führen kann. Die Vermeidung der

Einwanderung ist dabei von der Fähigkeit der im Bestand vorhandenen Arten abhängig, die vorliegenden Ressourcenraten zu belegen. Sollte es offene Raten geben oder in Folge einer Zerstörung von Biomasse dazu kommen, dass offene Raten entstehen, müssen die Arten in der Lage sein durch vegetativen Zuwachs oder eine Vermehrung der Individuen diese offenen Raten zu belegen. Dieser Zusammenhang zwischen potentiell möglicher Entwicklung und Ressourcenverfügbarkeit lässt sich bei der Artenauswahl in zwei Handlungsformen übersetzen. Um auf diese unterschiedlichen Ausprägungen zu reagieren, ist es einerseits möglich eine hohe Anzahl von Arten mit unterschiedlichen Eigenschaften bzw. weiten Standortamplituden zu verwenden, so dass die Summe der am Standort vorhandenen Eigenschaften eine hohe Varianz aufweist. Andererseits können auch einzelne oder wenige Arten, sogenannte Kosmopoliten (vgl. Dierschke 1994:578), Verwendung finden. Aufgrund ihrer genetischen Auslegung können diese eine weite Standortamplitude abdecken und damit ausreichende Reaktionsfähigkeiten aufzeigen. Neben der Anzahl der Arten spielt auch die Anzahl von verwendeten Individuen eine wichtige Rolle. Je höher die Individuendichte pro Flächeneinheit ist, desto wahrscheinlicher erscheint es, dass eine weitgehende Ressourcenbindung entsteht und damit offene, ungenutzte Raten vermieden werden (vgl. Weiner et al 2010:476). Das Auflaufen bestandsfremder Arten wird damit weniger wahrscheinlich. Mit Blick auf die Ressourcenbindung ist es im Verlauf der Vegetationsperiode auch notwendig, eine Pflanzung hinsichtlich der phänologischen Artenentwicklung zu betrachten. So führen die Artunterschiede in der phänologischen Entwicklung zu einer artspezifischen Ressourcenbindung innerhalb bestimmter Zeiten der Vegetationsperiode (vgl. Hitchmough 2004: 130f). Die Kombination von Arten mit zeitlich aufeinanderfolgenden Höhepunkten bei gleichzeitig hoher Artendichte kann dazu genutzt werden, dass

die Ressourcenbindung ausgeglichen ist. Bei einer einsetzenden Stagnation der einen Art wird diese von einer nachfolgenden Art durchwachsen, die dann die frei gewordenen Ressourcenraten nutzt. So entsteht am gleichen Standort eine Artenabfolge, in der Individuen mit einem frühen Vegetationshöhepunkt von Arten mit einem späteren Höhepunkt durchwachsen werden. Folglich sollten die Pflanzen räumlich so dicht zusammengesetzt sein, dass sie sich mittels Höhenwachstums in der zeitlichen Abfolge nacheinander bzw. höhengestaffelt übereinander anordnen und eine konstante Ressourcenbelegung am Standort entsteht. Pflanzungen sollten also in ihrer räumlichen Zusammensetzung nicht nur in der horizontalen Anordnung, sondern mit Einbezug der saisonalen Entwicklung auch in der vertikalen betrachtet werden.

In der Gesamtbetrachtung muss die Artenzusammenstellung in Bezug zur Ressourcenverfügbarkeit erfolgen. Dies hat Auswirkungen auf die notwendigen Arteigenschaften und lässt sich anhand der Standortproduktivität in oberirdische und unterirdische Kriterien zur Ressourcenbindung unterscheiden. Dabei sind bei den Arten Variationen im saisonalen Nährstoffbedarf sowie aber auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen innerhalb der Vegetationsperiode miteinander abzugleichen. Eine Aussage zu generell vorteilhaften Eigenschaften ist nicht möglich (vgl. Dierschke 1994:53). Viel eher ist dies in Relation zu den genannten Variationen im Entwicklungsverlauf sowie aber auch zu den spezifischen Fähigkeiten der Ressourcenbindung der anderen am Standort vorhandenen Arten zu sehen. Der Vorteil einer Eigenschaft ergibt sich also erst aus dem Vergleich und ist damit von der Artenzusammenstellung abhängig. Jede Veränderung in der Artenzusammenstellung kann die einmal entstandene Gewichtung und damit die Ausdauer im Bestand neu beeinflussen.

Werden diese Punkte bei der Planung zusammengeführt, dürfte die Wahrscheinlichkeit für eine ausdauernde Artenkombination unter verringertem Pflegeaufwand gesteigert sein. Unter der Zielstellung, die Pflege zu minimieren ist festzuhalten, dass der Pflegeaufwand mit dem Einbezug der autonomen Entwicklung zwar reduziert wird, jedoch nicht komplett entfallen kann. Grundsätzlich ist der Pflegeaufwand bei einer naturalistischen Pflanzung nur dann als gering einzuschätzen, wenn die Arten in ihrer Fähigkeit zur Ressourcenbindung gemäß der Standortproduktivität zusammengestellt sind und eine breite Varianz an Möglichkeiten aufweisen, um auf unterschiedliche Formen von Störungen bzw. Schwankungen zu reagieren. Es ist ferner davon auszugehen, dass diese autonome Reaktion nur bis zu einem gewissen Grad an Beeinträchtigungen funktioniert. Sobald Veränderungen in der Produktivität mit extremen Ausmaßen auftreten, ist von einer Artenauslese auszugehen, in deren Folge mehr Spezialisten als Generalisten eine Überlebenschance haben. In dem Moment, in dem jedoch die Produktivität wieder ansteigt, sind diese Spezialisten weniger in der Lage die freien Ressourcenraten oder offenen Flächen abzudecken. Unter erhöhter Produktivität können sich dann fremde Arten etablieren und schließlich zur Veränderung der verbliebenen Bestandsarten führen. So ist davon auszugehen, dass bei zunehmenden Extrembeeinträchtigungen die Fähigkeit des Erhalts aus sich selbst heraus unwahrscheinlicher und die Notwendigkeit des Eingriffes wahrscheinlicher wird.

7.2 Kriterien der Akzeptanz

Die Akzeptanz von naturalistischen Pflanzungen ist im Zusammenhang zu den Wünschen und Anforderungen des Nutzers an den öffentlichen Raum gesetzt worden. Dabei resultiert Akzeptanz aus dem Maß, mit dem die Pflanzungen als Teil der räumlichen Gestaltung die Wünsche und Anforderungen der Nutzer an den Freiraum unterstützen bzw. ermöglichen. Die Anforderungen und Wünsche an den öffentlichen Freiraum werden in der Gesellschaft von ökologischen und sozialen Werten geformt. Diese ergeben sich aus einer kulturellen Entwicklung und wirken sich im Rahmen der zunehmenden Individualisierung in unterschiedlichem Ausmaß auf das jeweilige Verhalten aus. In einer generellen Betrachtung ist das Freizeitverhalten im öffentlichen Freiraum unter dem Gesichtspunkt eines erlebnisorientierten Verhaltens zu sehen. Es ist Bestandteil der individuellen Selbstverwirklichung im Leben. Der Aufenthalt im Freiraum bietet dabei die Möglichkeit, selbst gewählten Interessen und Aktivitäten nachzugehen. Er ermöglicht Kontakt zu Gleichgesinnten und führt durch ein Wiedererkennen der eigenen Interessen und Ansichten bei anderen Akteuren zur Selbstbestätigung der eigenen Werte. Das Freizeitverhalten an sich ist in der Ausformung von unterschiedlichen Werten gegenüber der Natur geprägt und lässt sich zwischen ökozentrischen und anthropozentrischen Ansätzen einordnen (vgl. Thompson 2000:141f). Die Werte variieren dabei mit dem Grad, mit dem das Individuum bereit ist, sein Handeln ökologischen Prozessen unterzuordnen. Gemein ist den Variationen, dass das Individuum beim Aufenthalt im Freien eine Naturerfahrung sucht, die ein direktes Erleben von Natur und ihrer Entwicklungsprozesse beinhaltet.

Auf diesen Wünschen und Anforderungen aufbauend, sollte die räumliche Planung Flächen anbieten, die in ihrer Gestaltungssprache und

den möglichen Nutzungsformen die allgemeine gesellschaftlich-ökologische Prägung widerspiegeln bzw. ein aktives Freizeitverhalten ermöglichen. Bei der Gestaltung muss beachtet werden, dass der Austausch und die Kommunikation von Einstellungen und Werten zwischen den Individuen dabei zunehmend über Assoziation beeinflusst wird. Die Gesellschaft zeigt ein generelles Verhalten, in dem Wahrnehmung und Verständnis von Objekten und Handlungen weniger durch ihre realen Eigenschaften und Funktionen, sondern mehr durch assoziative Eindrücke und Empfindungen erfolgt. Der assoziative Eindruck, aufgrund dessen der Nutzer sein Handeln ausrichtet, ist damit eine wichtige Grundlage für die Werteermittlung (vgl. Wolfrum 2007; Tessin 2008: 37). Eine Ursache dieser Entwicklung ist in der zunehmenden Dichte von Informationen zu sehen, mit denen der Mensch in seinem Alltag konfrontiert ist. Es wird von ihm erwartet, dass er diese als Entscheidungsgrundlage jederzeit für seine Handlungen verarbeitet (vgl. Beck 2012:157). Aus diesem Umstand entsteht ein hoher Grad an geistigen Anforderungen, der zur Übermüdung im Alltag führt. Daraus folgt der Wunsch des Individuums, die Freizeit zur Erholung von der geistigen Anstrengung zu nutzen. Mit der Anwendung von Assoziationen wird dabei eine Möglichkeit genutzt, Wertungen im Rahmen verminderter geistiger Anstrengungen vorzunehmen. Bei der assoziativen Wahrnehmung und Wertung spielen reale Funktionen und Eigenschaften nur eine geringere Rolle. Entscheidend ist der Eindruck, der sich vom Objekt oder den Handlungen ableiten lässt. Dieser Zusammenhang ist auch im Umgang mit urbaner Vegetation zu beobachten. Er zeigt sich in der Wahrnehmung und Wertung von Vegetation, die, obwohl sie ein Produkt des anthropogenen Handelns ist, in der Alltagsbetrachtung oftmals als natürlich gedeutet wird (vgl. Richardson 2011: 268; Küster 2014).

Werden diese Zusammenhänge aus assoziativem Verständnis sowie der Bedeutung von einem aktiven Freizeitverhalten und einer ökologischen Grundprägung als Ausgang für eine nutzerorientierte räumliche Planung angenommen, so zeigen Pflanzungen generell ein hohes Potential, sich hier einzufügen. So können Pflanzungen als Freiraumelement für eine aktive Raumnutzung verwendet werden. Dies bezieht sich auf eine Flankierung oder Rahmung von Flächen für Aktivitäten durch dekorative Vegetationsbilder. Darüber hinaus ergibt sich die Möglichkeit, den Nutzer über ein aktives Erleben an die Pflanzung zu binden. So können Pflanzungen den Nutzer direkt ansprechen bzw. ihn anziehen (vgl. Hitchmough und Dunnett 2013: 74). Ein physischer Kontakt, wie ein Be- und Eintreten oder auch Durchstreifen, ermöglicht dabei ein aktives Naturerlebnis. Weiterhin eröffnet sich die Möglichkeit, Pflanzungen mittels ihrer visuellen Erscheinungsform als Spiegel von gesellschaftlichen Werten zu nutzen. So können Strukturen und Anordnungen in der Pflanzung eine assoziative Deutung von Natürlichkeit vermitteln und damit ökologische Grundwerte ansprechen. Das Abbilden von realen Funktionen und Eigenschaften kann eine Möglichkeit sein ist aber nicht ausschlaggebend, da die Wertung über die individuelle Reflektion erfolgt. Für die Planung erscheint es zielführend, in diesem Zusammenhang populäre Schlagworte wie *Naturhaftigkeit* oder *Vielfalt* gestalterisch zu interpretieren und damit Assoziation von Natur bzw. einem natürlichen Umfeld hervorzurufen. Mit diesem Vorgehen ist es schließlich möglich, beim Betrachter eine Wertschätzung auf der Grundlage einer ökologischen Grundeinstellung zu generieren. Der beim Individuum entstehende positive Eindruck vom Raum sowie das erlebnisreiche Freizeitverhalten führen dabei zu einer als angenehm wahrgenommen Erfahrung, welche als Wertschätzung auch auf die Pflanzung übertragen wird (vgl. Tessin 2005: 14ff).

Dieser Zusammenhang von Akzeptanz und Nutzung des öffentlichen Raumes ist im Kontext einer freizeitorientierten Gesellschaft zu sehen. Diese nutzt den Freiraum, um eine Erholung vom Alltag zu erzielen, und handelt verstärkt auf der Grundlage der assoziativen Wahrnehmung. Prinzipiell gibt es neben dieser assoziativ begründeten Wertung noch eine andere weitere Form Akzeptanz zu erzielen. Diese basiert auf einer Kontextualisierung von Objekten oder Handlungen und setzt einen intellektuellen Prozess voraus. Anwendung findet diese Form vor allem in Bewertungen von Objekten als Teil ihrer kulturellen Entwicklung oder auch in der Umwelterziehung (vgl. Gobster et al. 2007). Der Vorteil ist, dass sich hiermit Zusammenhänge oder Wertigkeiten von Elementen verdeutlichen lassen, die in einer assoziativen und zumeist über die Sinne erfolgenden Wahrnehmung als unwesentlich erscheinen, aber z.B. in der Betrachtung von ökologischen Zusammenhängen bedeutend sind. Das Objekt oder der Prozess wird hierbei mittels zusätzlicher Information in einen Kontext gesetzt. Das vermittelte Wissen über den Zusammenhang erzeugt dabei eine Wertigkeit, die der Betrachter aus der Wertschätzung für den übergeordneten Kontext ableitet und auf das Objekt oder den Prozess überträgt. Diese Form Akzeptanz zu erzielen wird jedoch in dem hier dargelegten Kontext als nachgeordnet in ihrer Anwendungsmöglichkeit eingestuft. Wird eine Nutzung des Freiraums zu Grunde gelegt, bei der das primäre Ziel in der Erholung von der geistigen Beanspruchung liegt, steht die Akzeptanz im Rahmen der Kontextualisierung vor einer Herausforderung. So versucht sie durch den Prozess der Informationsverarbeitung Akzeptanz zu erzeugen. Im dargelegten Zusammenhang vernachlässigt sie dabei jedoch, dass der Betrachter eigentlich genau diesem Prozess entgehen möchte. Prinzipiell muss an dieser Stelle darauf verwiesen werden, dass es generelle Nutzeranforderungen im Umgang mit urbaner Vegetation gibt, die sich

auf das Erfahren von gartenkulturellen Qualitäten stützen. Mit der Einschätzung, dass der öffentliche Raum aber primär der Erholung dient, wird diese Form der Wertschätzung als sekundär eingestuft. So ist davon auszugehen, dass die Bereitschaft einen intellektuellen Prozess zu vollziehen, vom Grad der geistigen Ermüdung beeinflusst wird. Ein Individuum sucht zunächst die geistige Regeneration in der Freizeit, bevor es schrittweise intellektuelle Ansprüche entwickelt und damit eine Bereitschaft zur Informationsverarbeitung zeigt, woraus sich dann Akzeptanz generieren könnte (vgl. Kaplan et al. 2009: 17). In der Schlussfolgerung dürfte damit diese Form Akzeptanz im öffentlichen Raum herzustellen, für die Masse der Nutzer weniger erfolgsversprechend sein. Unter der Annahme, dass sich die urbane Freiraumgestaltung an der Grundversorgung der Bevölkerung ausrichtet, dürfte diese Form damit auf einige wenige Orte, die einen besonderen Bezug zur kulturellen Entwicklung aufzeigen und damit auch die entsprechenden Nutzer anziehen, begrenzt sein.

Die Erfüllung von Wünschen und Anforderungen der Nutzer an den öffentlichen Raum kann durch die Verwendung von naturalistischen Pflanzungen unterstützt werden. Aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften ergibt sich eine Reihe an Möglichkeiten, um Akzeptanz zu generieren oder zu steigern. Das Vegetationsbild einer naturalistischen Pflanzung definiert sich aus der Betrachtung der Gesamtheit der Pflanzung. Einzelne Individuen und deren Qualität rücken dabei in den Hintergrund. So ist es möglich, ein Interagieren des Nutzers durch Betreten oder Durchstreifen der Fläche oder auch Pflücken von Pflanzenteilen in die Nutzung mit einzubinden bzw. in definiertem Maß zu tolerieren. Die dabei entstehenden Beeinträchtigungen im Erscheinungsbild sind weniger offensichtlich, als wenn es sich um Pflanzungen mit einem hohen Ordnungsgrad handeln würde. Dies ist zum einen dadurch begründet, dass die Pflanzung über den Gesamteindruck wirkt, bei dem Details

und damit einzelne Beeinträchtigungen weniger offensichtlich sind. Zum anderen dürfte es aber auch daran liegen, dass eine scheinbar gärtnerisch ungerichtete Entwicklung der Arten und damit eine räumliche Durchmischung der Individuen toleriert wird, die zu einem natürlicheren Gesamteindruck führt, in dem die Beeinträchtigungen visuell ebenfalls in den Hintergrund treten. Weiterhin ist zu erwarten, dass der strukturelle Aufbau die generelle Wertschätzung erhöht. So führt die Abfolge der Vegetationsrhythmen durch das im saisonalen Ablauf nacheinander erfolgende Durch- und Überwachsen zu verschiedenen Vegetationsbildern an einem Ort. Hierdurch entsteht eine visuelle Vielfalt, die jeweils durch die hohe Individuendichte eine Massierung von Eigenschaften, wie z.B. das Massenblühen einer Art, beinhaltet und damit sehr plakativ wirkt. Die Abfolge sowie die plakativen Masseneindrücke führen dazu, dass der Betrachter die Pflanzung als scheinbar natürlich wahrnimmt, assoziativ als ökologisch funktionierend wertet und sie damit wertschätzt (vgl. Kingsbury 2013: 70; Lehmann-Reupert 2013: 110). Darüber hinaus erscheinen die Pflanzenkombinationen aufgrund der Entwicklungsdynamik, der Artendichte und der autonomen Entwicklung weniger stark gärtnerisch geordnet, was im Umkehrschluss den Eindruck einer naturgetreuen Gestaltung noch verstärkt. Unterstützt wird der Eindruck von Naturhaftigkeit durch weitere Auswirkungen, die sich aus der floralen Dichte ergeben. So hat diese einen Einfluss auf die faunistische Vielfalt, die hier einen Lebensraum findet und den Erlebniswert der Pflanzung durch mögliche Beobachtungen von Lebewesen steigert (vgl. Morris 2000).

Insgesamt bieten naturalistische Pflanzungen viele Möglichkeiten, als Reflektionsfläche für ökologische Werte und gesellschaftliche Erwartungen zu dienen. Sie binden auf leicht zugängliche Weise Interesse und Aufmerksamkeit beim Betrachter. Diese

fühlen sich gemäß des gesellschaftlichen Zeitgeistes angesprochen und können gleichzeitig bei Bedarf möglichen Interaktionen nachgehen. Hier muss eingeräumt werden, dass das Ausmaß der möglichen Interaktionen begrenzt sein muss. Es liegt an der räumlichen Planung, die physische Zugänglichkeit so zu lenken, so dass diese nicht im Übermaß auftritt. Mit einer zunehmenden Nutzungsdichte kann schnell eine Übernutzung entstehen, die zum Ausfall einzelner Arten bis hin zum Verkahlen ganzer Flächenteile führen kann und damit den Gesamteindruck beeinträchtigt. Ein solcher Einfluss ist, wie zuvor im Abschnitt über die Parameter und Mechanismen dargelegt wurde, nur schwer durch eine autonome Entwicklung der Pflanzung auszugleichen.

7.3 Abschließende Betrachtung

Ziel dieser Arbeit war es den Einsatz von naturalistischen Pflanzungen in der urbanen Freiraumplanung zu untersuchen. Das Ziel steht vor dem Hintergrund einer ökonomisch notwendigen Pflegeverminderung und wurde über die planerische Erstellung und die Akzeptanz des Vegetationsbildes hergeleitet. Die dargelegten Ergebnisse zeigen, dass der Pflanzplaner im Aufgabenbereich der naturalistischen Pflanzungen auf unterschiedlichen Ebenen arbeiten muss. So muss er einerseits die autonome Artenentwicklung mit Hilfe ökologischer Grundlagen unter den Einflüssen des urbanen Raumes beurteilen können. Andererseits sollte er im Sinne der Akzeptanz die Arten so kombinieren können, dass Vegetationsbilder entstehen, die Assoziationen oder auch Wertungen gemäß der generellen Gesellschaftsansprüche zulassen. Beide Bereiche, der ökologische und der soziologische, sind letztendlich in einer gemeinsamen Pflanzenauswahl zu bedienen. Dies ist für den Planer eine anspruchsvolle Aufgabe mit einer Reihe an Herausforderungen. So muss er im

ökologischen Bereich das Wissen über die Entwicklung der verwendeten Arten zusammentragen. Da die Standardliteratur hier nicht ausführlich genug ist, muss er auf wissenschaftliche Arbeiten zurückgreifen (vgl. Klotz et al. 2002; Grime et al. 2007), die ihre Resultate nicht anwendungsorientiert darlegen und somit zunächst für den Planungsansatz auszuwerten sind. In Bezug zu den sozialen Aspekten muss er sich über gesellschaftliche Ansprüche und Prinzipien der Wertebildung genauso wie über das Freizeitverhalten am Planungsort bewusst sein. Im Planungsverständnis ist der Pflanzplaner damit nicht mehr in der Rolle des Spezialisten zu sehen, der nur aufgrund seiner Ausbildung über die Attraktivität von Artenkombinationen entscheidet. Vielmehr ist er jetzt derjenige, der Ansprüche oder mögliche attraktive Formen aus Sicht des Nutzers ermitteln muss und daraufhin passende Pflanzungen konzipiert. Beide Bereiche, der ökologische sowie der soziologische, sind dabei kreativ für die jeweilige planungsspezifische Aufgabe zusammenzuführen. Dieses Vorgehen erfordert neben einer fachübergreifenden Ausbildung viel Erfahrung im Umgang mit Pflanzungen, um einerseits die Komplexität der Wechselwirkungen aber auch die im Alltag oftmals unvorhersehbaren Veränderungen in die letztendliche Umsetzung mit einbeziehen zu können.

Insgesamt scheint mit der Anwendung von naturalistischen Pflanzungen auf den ersten Blick eine Antwort auf die ökonomisch begrenzten Rahmenbedingungen im öffentlichen Pflegemanagement gefunden zu sein. So wird in Form des geringeren Arbeitsumfanges der Aufwand, der traditionell für die Erhaltung und die Entwicklung notwendig ist, gemindert. Diese Reduzierung wird jedoch mit einem komplexeren und auch intensiveren Planungsprozess erreicht, wobei neben der für die konventionelle Pflanzplanung aufgewendeten Zeit für eine soziologische und ökologische Qualifizierung des Planers ein zusätzlicher Aufwand betrieben werden

muss, was letztendlich zu einer Kostensteigerung in der Gesamtplanung führt.

Da jedoch die Kosten für Planung und Anlage einer Pflanzung meist durch Investitionsmittel bedient werden, also nicht im Rahmen der Pflege und Erhaltung der Grünflächen verbucht werden (vgl. Dams 2013), mildert diese Kostenumlagerung die angespannte Haushaltssituation der Kommunen deutlich ab und entspricht somit der Zielsetzung.

7.4 Quellen

- Auskalniene, O., Psibisauskiene, G., Auskalnis, A. und Kadzys, A. (2010). Cultivar and plant density influence on weediness in spring barely crops. *Zemdirbyste-Agriculture* 97(2): 53-60.
- Beck, U. (2012). *Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne*. Suhrkamp Verlag: Ffm.
- Dams, C. (2013). Pflege und Unterhaltung – aktuelle Tendenzen und Probleme. In Jirku, A. (Hg). *Stadtgrün*. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart: 270-278.
- Dierschke, H. (1994). *Pflanzensoziologie*. Eugen Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Grime, P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, 2nd ed. Wiley and Sons: Chichester.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. und Hunt, R. (2007). *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. 2nd ed. Castlepoint Press: Colvend/UK.
- Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C. und Fry, G. (2007). The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22: 959-972.

- Hitchmough, J. (2004). Naturalistic herbaceous vegetation for urban landscapes. In Dunnett, N und Hitchmough, J. (Hg). *The dynamic landscape*. Taylor and Francis: London: 130-183.
- Hitchmough, J. und Dunnett, N. (2013). Design and planting strategy. *Topos* 83: 72-77.
- Kaplan, R., Kaplan, S. und Ryan, R. L. (2009). *With people in mind, design and management of everyday nature*. Washington DC: Island Press.
- Kingsbury, N. (2013). Trends in planting design. *Topos* 83: 66-71.
- Klotz, S., Kühn, I., und Durka, W. (2002). *BIOLFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- Küster, H. (2014). Natur. In Fischer, H. (Hg). *Zukunft aus Landschaft gestalten. Stichworte zur Landschaftsarchitektur*. AVM Verlagsgemeinschaft: München: 175-178.
- Lehmann-Reupert, S. (2013). *Von New York lernen*. Hatje Cantz Verlag: Ostfildern.
- Morris, M. G. (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British Grasslands. *Biological Conservation* 95(2): 129-142.
- Richardson, T. (2011). *Futurescapes*. Thames and Hudson: New York.
- Roloff, A. und Bärtels, A. (1996). *Gartenflora. Band 1 Gehölze*. Ulmer Verlag: Stuttgart.
- Tessin, W. (2005). Ästhetik des Angenehmen. *Stadt und Grün* 8: 13-19.
- Tessin, W. (2008). *Ästhetik des Angenehmen. Städtische Freiräume zwischen professioneller Ästhetik und Laiengeschmack*. VS Verlag für Sozialwissenschaften: Wiesbaden.
- Thompson, I. (2000). *Ecology, community and delight*. Taylor and Francis: London.
- Weiner, J., Griepentrog, H. W. und Kristensen, L. (2001). Suppression of weeds by spring wheat *Triticum aestivum* increases with crop density and spatial uniformity. *Journal of Applied Ecology* 38(4): 784-790.
- Weiner, J., Andersen, S. B., Wille, W., Griepentrog, H. W. und Olsen, J. M. (2010). Evolutionary Agroecology: the potential for cooperative, high density, weed-suppressing cereals. *Evolutionary Applications* 3: 473-479.
- Wolfrum, S. (2007). Zur Ästhetik urbaner Freiräume. In DGGL (Hg). *Gartenkunst im Städtebau. Jahrbuch 2007*. Callwey Verlag: München: 12-16.

8. ANHANG

8.1 Abbildungsverzeichnis

Manuskript 1

- Fig. 1** Standardized planting concepts: a prairie mixture as roadside vegetation.26
- Fig. 2** Ecologically oriented design: spontaneous vegetation in contemporary public park design. .. 27
- Fig. 3a** A field survey at the TU Berlin, Germany, where biomass development of ornamental species is measured28
- Fig. 3b** *Monarda fistulosa* under the influence of the surrounding spontaneous vegetation.....28
- Fig. 4** It is apparent from the image of *Kniphofia caulescens* (colony forming monoculture) and *K. northiae* (individual giant) in a bog at 2,800 m in the Eastern Cape, South Africa, that horticultural conceptualizations of the needs of plants fall well short of the understandings required for sustainable design.29
- Fig. 5** Change in designed South African Altimontane grassland in Sheffield over a three-year period, driven by aut-ecological trait differences in relation to varying ratios of low to tall species; Year 2011 (top); Year 2012 (middle), and Year 2013 (bottom).32
- Fig. 6** Most temperate shrubs maintain viable buds in the basal bark. With global warming/urban heat islands more Mediterranean, fire ecosystem species are being used in plantings. Many of these species do not maintain basal buds and die after fire (or severe pruning). *Leucadendron spissifolium*, a resprouter, four weeks post an intense fire.33
- Fig. 7** Herbaceous planting in different layers. *Aegopodium* is set as ground layer and is overgrown by taller species of *Euphorbia* or *Epilobium*.34
- Fig. 8** A naturalistic planting where similar groups of species are repeatedly distributed over the planting site and are allowed to spread and establish at the suitable micro sites; Meyer, C.35

Manuskript 2

- Fig. 1** Shows a naturalistic orientated planting concept of succession as contemporary public park design, Gleisdreieck Park, Berlin 2014..... 44
- Fig. 2** Shows a contemporary park design, fostering all kind of active behaviour; Gleis-Dreieck Park Berlin 2014..... 45
- Fig. 3** Behaviour of urban dwellers in high cultural park surrounding, Victoria-Luise-Platz Charlottenburg, Berlin, 2015. 49
- Fig. 4 and 5** Show visitors of the Olympic games 2012, engulfed and engaged by bright flowering naturalistic meadows; London 2012; Krehl. B and Hitchmough, J. 50
- Fig. 6 and 7** Show the apparently naturalistic vegetation and groups of attracted visitors at the High Line in New York, 2014; Bochnig, S. 51

Manuskript 3

- Fig. 1** Precipitation and temperature in Berlin for the study years 2009 and 2010 and for the long-term period 1960-1990 (DWD 2011). 59
- Fig. 2** Survival rates (means +1 SE) of planted individuals in three treatments: mixtures of tall grass prairie species (Prairie a, b) and steppe species (Steppe) one and two years after planting. Different lower case letters above the boxes indicate significant differences as indicated by a post-hoc Tukey test ($p < 0.05$). 62
- Fig 3** Survival rates of prairie and steppe species two years after planting (means +1 SE). Homogenous subgroups of species that are not significantly different in their mean survival rate are displayed by the overlapping horizontal lines above the bars (post-hoc Duncan test, $p > 0.05$). Six prairie species that disappeared entirely from the plots are not displayed here: *Asclepias tuberosa*, *Baptisia australis*, *Echinacea paradoxa*, *Gaillardia aristata*, *Schizanthus scoparium*, *Andropogon gerardii*. 63
- Fig. 4** Regression tree model for effects of planting mixtures and environmental variables on establishment success (survival rates) of prairie and steppe species. Vegetation cover was the only environmental variable retained in the pruned tree, strongly affecting the establishment of prairie species. 64

8.2 Tabellenverzeichnis

Manuskript 3

Table 1 Mixtures of East European steppe (S) and North American prairie (Pa, Pb) species added to wasteland sites in Berlin. Information on habitats and plant characteristics is based on Gleason and Cronquist (1991), Rothmaler et al. (1994), Lad (1995), Jelitto et al. (2002), Klotz et al. (2002), and Haeupler and Muer (2007)61

Table 2 Soil parameters and characteristics of the extant wasteland vegetation at the study plots....65

