Zeitschrift: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen

Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen

Band: 48 (2007)

Artikel: Heracleum mantegazzianum, Reynoutria japonica und Solidago canadensis : drei invasive Neophyten auf dem Gebiet der Stadt Schaffhausen

Autor: Albrecht, Niels

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-584903

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 12.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Mitt. natf. Ges. Schaffhausen 48, 7–28 / Schaffhausen 2007

Heracleum mantegazzianum, *Reynoutria japonica* und *Solidago canadensis* – drei invasive Neophyten auf dem Gebiet der Stadt Schaffhausen

von

Niels Albrecht

Zusammenfassung: Vorliegende Untersuchung basiert auf einer Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Zürich und beschäftigt sich mit der Verbreitung und Häufigkeit des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*), des Japanischen Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*) und der Kanadischen Goldrute (*Solidago canadensis*) auf dem Gebiet der Stadt Schaffhausen. Alle drei Arten gelten als invasive Neophyten weil sie sich auf Kosten der einheimischen Flora ausbreiten und so zu einem Verlust der regionalen Biodiversität beitragen. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten vom September 2003 bis Oktober 2004. Die Kanadische Goldrute ist in Schaffhausen mit einer Stetigkeit von 63,3% sehr stark vertreten; sie ist vor allem im Siedlungsgebiet (Wohn- und Industriequartiere) häufig. Deutlich seltener wurden der Japanische Staudenknöterich (12,5%) sowie der Riesen-Bärenklau (5,8%) gefunden. Die Vorkommen des Japanischen Staudenknöterichs konzentrieren sich entlang oder im Einzugsgebiet von Fliessgewässern sowie wasserstauenden Muldenlagen. Oft liegen die Standorte entlang von Hauptverkehrsachsen. Die wenigen Fundorte des Riesen-Bärenklaus lassen kein Verbreitungsmuster erkennen.
Die untersuchten Neophyten wurden gemäss einem Kriterienkatalog zu den vier Phasen der Invasionskurve nach Jeanmonod (2001) eingeteilt. Anhand dieser Darstellung wird das enorme invasive Potenzial von *Solidago canadensis* und *Reynoutria japonica* verdeutlicht. *Heracleum mantegazzianum* befindet sich zurzeit noch in der Phase der Etablierung bzw. der Ausbreitung.

1 Einleitung

Durch die stetige Intensivierung des globalen Handels und durch Reisen gelangen auch gebietsfremde Arten nach Mitteleuropa. Der wahrscheinliche Höhepunkt der Einführung von Neophyten (Pflanzen, die nach 1492 nach Europa gelangten) wurde im 18. und 19. Jahrhundert im Zuge der Industrialisierung Europas und der naturwissenschaftlichen Erforschung der Kontinente (z.B. durch Alexander von Humboldt) erreicht. Nach KOWARIK (2003) wurden viele der neuen Pflanzen wohl absichtlich als Zier- oder Nutzpflanzen eingeführt, noch viel mehr wurden jedoch z.B. in Saatgut oder Ballastwasser als blinde Passagiere unbeabsichtigt eingeschleppt.

Die Einführung, Ausbreitung und letztendliche Etablierung einer fremden Art in ihrer neuen Umgebung stellen ein Zusammenspiel von biologischen Mechanismen und vorherrschenden Umweltbedingungen und -veränderungen dar. Zwei Faktoren spielen dabei eine begünstigende, zentrale Rolle: Zum einen fehlen im Einführungsgebiet meist artspezifische Schädlinge und Krankheiten, welche die Populationen der Neophyten kontrollieren könnten. Zum anderen treffen die Neophyten vielfach auf gestörte Habitate, was ihre Ausbreitung und Etablierung erleichtert oder erst ermöglicht.

Obwohl sich nur ein geringer Teil aller eingeführten Arten dauerhaft etablieren kann und ein noch kleinerer Teil aus heutiger Sicht Problemarten darstellt, sind diese invasiven Neophyten für gravierende ökologische, ökonomische sowie gesundheitliche Auswirkungen verantwortlich. Sie stellen heute als Teil biologischer Invasionen ein ernst zu nehmendes, globales Problem dar und gelten nach dem Lebensraumverlust durch anthropogene Landnutzung als zweitwichtigster Gefährdungsfaktor für die Biodiversität.

Dies wird offensichtlich, wenn der Einfluss auf die Tierwelt mitberücksichtigt wird. Für spezialisierte Insekten, wie viele Phytophage oder Blütenbesucher, ist eine veränderte Flora problematisch, denn die meisten Spezialisten haben sich im Rahmen ihrer Evolution an die Inhaltsstoffe ihrer Nahrungspflanzen angepasst. Einheimische Pflanzen werden daher gegenüber den fremden Verwandten meist bevorzugt. Sehr erfolgreiche invasive Neophyten neigen ausserdem zu einer Uniformierung des Florenbestandes in ihrem Areal. Sie können unter Umständen einheimische Arten völlig verdrängen.

Viele Neophyten lassen sich heute in Bezug auf ihre Dominanz noch nicht

ausreichend beurteilen. Denn erst nach einer gewissen Populationsdichte und folglich nach einer bestimmten Zeitdauer stellt sich heraus, ob die Pflanze sich invasiv verhält oder krankmachende Allergene freisetzt. Aufgrund dieser Ungewissheit ist auch die Schwarze Liste[1] der Schweizerischen Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (SKEW) Schwankungen unterworfen. Momentan sind auf dieser Liste 20 invasive Neophyten aufgeführt. Laufend werden aber neue Problempflanzen identifiziert, so etwa der Amerikanische Riesenaronstab (*Lysichiton americanus*).

Vorliegende Arbeit soll im Wesentlichen folgende Punkte beantworten:

- Charakteristika und Auswirkungen der drei untersuchten invasiven Neophyten (*Heracleum mantegazzianum, Reynoutria japonica und Solidago canadensis*)
- Verbreitung und Häufigkeit dieser drei Arten
- Klassierung und Bewertung aus ökologischer Sicht
- Möglichkeiten der Bekämpfung

2 Methodik

Um eine ganze Vegetationsperiode erfassen zu können, wurden die Vegetationsaufnahmen im Zeitraum zwischen September 2003 und Oktober 2004 durchgeführt. Grössere Waldflächen im Umland der Siedlung wurden jedoch nicht lückenlos abgesucht. Die Bestimmung der Arten erfolgte mit Hilfe des Standardwerkes von LAUBER & WAGNER (2001) sowie den von der SKEW herausgegebenen Merkblättern. Die Standorte wurden mit einem GIS-Programm (ArcView 3.2) digital erfasst. Die Darstellung der Resultate erfolgte in Karten mit einem Raster von 500 x 500 Metern Kantenlänge. Zur besseren Orientierung wurden die Karten mit dem digitalisierten Zonenplan (Altstadt, Wohn-, Industrieraum, Landwirtschaftszone und Wald) der Stadt Schaffhausen sowie den wichtigsten Gewässern unterlegt (Karte 1).

1 Liste der invasiven Neophyten der Schweiz, die in den Bereichen der Biodiversität, Gesundheit und/oder Ökonomie Schäden verursachen. Die Ausbreitung dieser Arten muss verhindert werden (SKEW 2006).

3 Charakterisierung der untersuchten Neophyten

3.1 Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*)

Herkunft:	Kaukasus
Einführungszeit:	1828–1893
Einfuhr als:	Zierpflanze, Bienenweide
Höhe:	2–3, seltener bis 4 m
Blütenzeit:	Juni bis September
Lebensform:	Hemikryptophyt
Ausbreitung:	Windstreuer (bis 30 000 Samen/Pflanze); Schwimmsamen; Samenbank (bis 10 000 Samen/ Pflanze); Verschleppung
Standorte:	Kollin bis subalpin; nährstoffreiche Böden in halbschattigen, luftfeuchten Lagen; Uferbereich, Ruderalstellen, Weg- und Waldränder, Wiesen, Gärten; Ökologische Zeigerwerte: 334–342; Unkraut- oder Ruderalpflanze
Auswirkungen auf die Flora:	Durch starke Beschattung können einheimische Arten verdrängt werden. Rückgang der Artenzahlen und Deckungsgrade der Krautschicht; Verlust an Artenvielfalt; Hybridisierung mit dem einheimischen Wiesen-Bärenklau.
Auswirkungen auf die Fauna:	Als Bienen- und Nektarpflanze aufgrund der gleichzeitigen Blüte mit einheimischen Arten meist uninteressant; mögliche Nahrungspflanze für Phytophage.
Ökonomische Auswirkungen:	Bestände in Äckern und Wiesen verursachen Ertragsverluste. Erhöhte Erosionsgefahr an Fliessgewässern; Zugang zu Gewässern wird erschwert; Sichthindernis im Strassenverkehr (Schweden).
Gesundheitliche Auswirkungen:	Der phototoxische Pflanzensaft (Furanocumarinen) führt unter Sonnenstrahlung zu schweren Schwellungen, Blasen und Verbrennungen der Haut sowie zu allergischen Reaktionen.

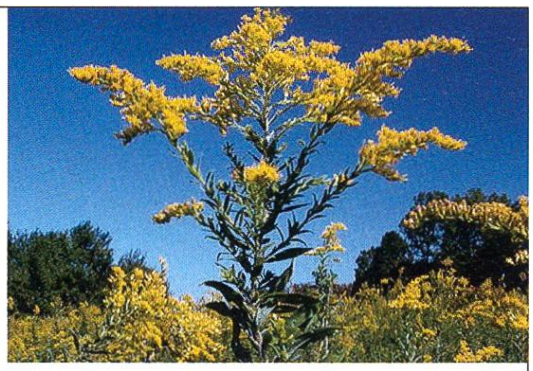
Quelle: Eigene Darstellung, Angaben aus Pyšek (1991); Ochsmann (1996); Wade et al. (1997); Ludwig et al. (2000); Lauber & Wagner (2001); Weber (2003); SKEW-Merkblatt

3.2 Japanischer Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*)

Herkunft:	Ostasien
Einführungszeit:	1825
Höhe:	1 bis 3 m
Blütenzeit:	Juli bis September
Einfuhr als:	Zier-, Futter- und Deckungspflanze
Lebensform:	Geophyt
Ausbreitung:	Rhizome; Verdriftung von Sprossteilen (Fliessgewässer); Verschleppung; generative Ausbreitung (vernachlässigbar)
Standorte:	Kollin; wechselnasse, nährstoffreiche Böden; Uferbereich, Auen, Schuttstellen, Verkehrswege, Böschungen; Ökologische Zeigerwerte: 334–342; Unkraut- oder Ruderalpflanze
Auswirkungen auf die Flora:	Verdrängung einheimischer Arten (besonders der Krautschicht durch Beschattung). Die Folge sind artenarme Pflanzengesellschaften. Behinderung der Gehölzverjüngung in Wäldern; Ablenkung/Verzögerung der natürlichen Sukzession.
Auswirkungen auf die Fauna:	Für die meisten blütenbesuchenden Insekten sowie Phytophage ist die Art als Nahrungspflanze unattraktiv, da diese weder an die Inhaltsstoffe noch an die Blütenmorphologie angepasst sind. Dominanzbestände können somit die Insektenvielfalt reduzieren. Die Funktion als Äsungs- und Deckungspflanze wird meist nicht erfüllt.
Ökonomische Auswirkungen:	Behinderung des Hochwasserabflusses, Uferabbrüche sowie Erosionsförderung an Fliessgewässern. Der Zugang zu Gewässern wird erschwert. Damm-, Gebäude- und Strassenschäden durch das Wurzelwerk; Wiedernutzung von Brachflächen wird erschwert.

Quelle: Eigene Darstellung, Angaben aus CHILD et al. (1992); HARTMANN et al. (1995); SUKOPP & STARFINGER (1995); ALBERTERNST (1998); SCHEPKER (1998); LUDWIG et al. (2000); LAUBER & WAGNER (2001); KOWARIK (2003); WEBER (2003); SKEW-Merkblatt

3.3 Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*)



Herkunft:	Nordamerika
Einführungszeit:	1645
Einfuhr als:	Zierpflanze, Bienenweide
Höhe:	0,5 bis 2,5 m
Blütenzeit:	Mitte Juli bis Oktober
Lebensform:	Geophyt
Ausbreitung:	Windverbreitung (bis 19000 Samen/Stängel); vegetativ (Rhizome); Verschleppung
Standorte:	Kollin; lockere Böden; relativ standortunabhängig; Ruderal-, Schuttstellen, Waldschläge, Wegränder, Gebüsche, Bahnareale, Gärten; Ökologische Zeigerwerte: 333–343; Unkraut- oder Ruderalpflanze
Auswirkungen auf die Flora:	Dominanzbestände verdrängen einheimische Arten, was zum Verlust von Biodiversität führt. Ihre Dominanz wirkt als befristete Sukzessionssperre.
Auswirkungen auf die Fauna:	Veränderung des Nahrungsangebotes. Ubiquisten dient die Art als Nahrungspflanze, Spezialisten jedoch nicht. Ihnen wird die Lebensgrundlage entzogen. Das Fehlen einheimischer Arten in Reinbeständen beschränkt das Nektarangebot auf die Blütezeit. Für die meisten Insekten ist die Art als Futterpflanze unattraktiv, da sie evolutionär nicht an die Inhaltsstoffe der Pflanze angepasst sind.
Ökonomische Auswirkungen:	Verlandung von stehenden Gewässern. Der Zugang zu Gewässern kann erschwert werden. Sehr schwierige, langwierige und teure Bekämpfungen nötig.

Quelle: Eigene Darstellung, Angaben aus WESTRICH (1989); GAGGERMEIER (1991); LUDWIG et al. (2000); LAUBER & WAGNER (2001); KOWARIK (2003); WEBER (2003); SKEW-Merkblatt

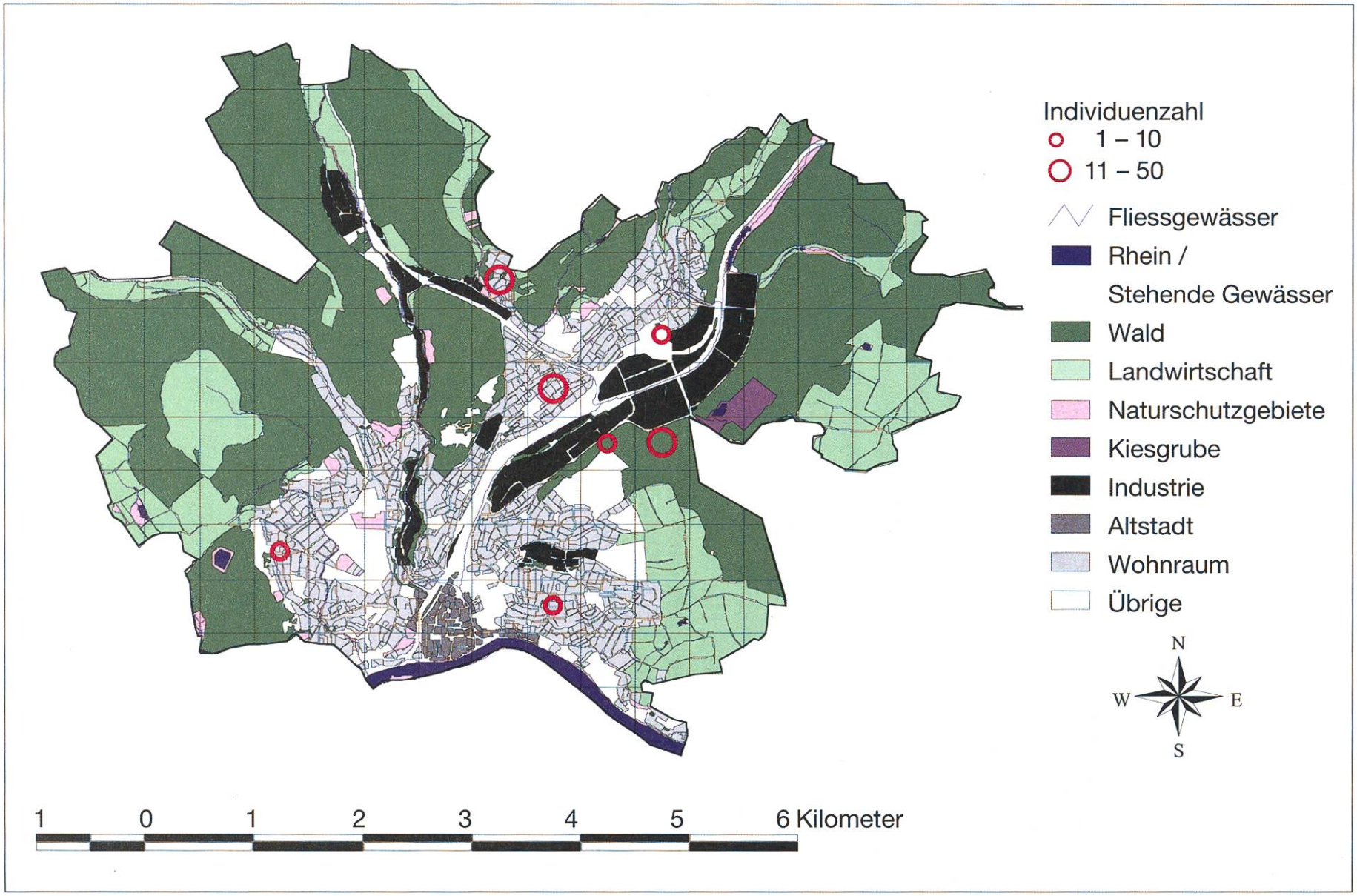
4 Verbreitung und Häufigkeit der drei Arten in Schaffhausen

4.1 Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*)

Mit über 80000 Einzelblüten können die Dolden einer einzigen Pflanze eine sehr grosse Diasporenmenge produzieren (TILEY et al. 1996), und eine grosse Anzahl der Samen bleibt in der Samenbank während Jahrzehnten keimfähig. Nach CLEGG & GRACE (1974) sowie OCHSMANN (1996) sind die Diasporen bis zu drei Tagen schwimmfähig und können durch Haftung an Tieren und Fahrzeugen über weite Distanzen verbreitet werden. PYŠEK et al. (1995) stellten ein erhebliches Regenerationspotenzial fest, indem die Art nach mechanischen Beschädigungen Nachtriebe und Notblüten aus dem Vegetationskegel ausbildet. KOWARIK (2003) vermutet, dass der Riesen-Bärenklau zuerst die Ufer von Fliessgewässern und erst später gewässerferne Standorte besiedelt.

Der Riesen-Bärenklau wurde und wird in Gärten und Parks als Zierpflanze, in naturnahen Gebieten als Bienenweide, Deckungspflanze sowie zur Böschungssicherung angepflanzt (HARTMANN et al. 1995; SCHEPKER 1998). Gemäss verschiedenen Untersuchungen (z.B. PYŠEK 1991; PYŠEK 1994; PYŠEK & PYŠEK 1995; HARTMANN et al. 1995; TILEY et al. 1996; SCHEPKER 1998) kann *H. mantegazzianum* auf verschiedensten Standorten spontan ansiedeln. Die Art weist eine breite ökologische Amplitude auf, was sich in den verschiedenen Wuchsorten auf dem Gebiet der Stadt Schaffhausen widerspiegelt:

Wuchsort:	Böschung/ Hang	Garten	Hecke/ Rabatte	Pflaster	Ruderal
Anzahl	3	1	–	–	3
Wuchsort:	Ufer	Wald	Waldrand	Wiese	Total:
Anzahl	–	–	4	2	13



Karte 1: Verbreitung und Individuenzahlen des Riesen-Bärenklaus

Der Riesen-Bärenklau wurde in Schaffhausen am häufigsten an Waldrändern, an Böschungen sowie auf Ruderalstellen gefunden (Karte 1). In Gärten konnte erstaunlicherweise nur ein Standort beobachtet werden. Als eingeführte Zierpflanze wäre eine grössere Anzahl in Gärten zu erwarten gewesen. Ein Grund dafür könnten die gesundheitsschädigenden Eigenschaften der Pflanze sein, die schon seit längerer Zeit bekannt sind. Die Lage des grössten Vorkommens am Waldrand in unmittelbarer Nähe zu einer Strasse entspricht der Vorliebe der Art für nährstoffreiche Böden an halbschattigen, luftfeuchten Standorten. Trotz des grossen Ausbreitungspotenzials tritt die Staude in Schaffhausen noch nicht massenhaft auf.

Wieso kommt die Staude genau an diesen Fundorten vor? Die Ausbreitung durch Fliessgewässer kann mit grosser Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, denn bis auf einen Standort liegen die Vorkommen nicht im Einzugsgebiet eines Fliessgewässers. Die oft beschriebene Ansalbung des Riesen-Bärenklaus durch Imker oder Jäger konnte in Schaffhausen nicht beobachtet werden. Eine unbeabsichtigte Verschleppung von Samen durch den Menschen oder durch Tiere ist hingegen wahrscheinlich. Die direkt an der Gennersbrunnerstrasse gelegene grössere Population bei der Kiesgrube Solenberg kann durchaus menschlichen Ursprungs sein, etwa wenn Diasporen an Fahrzeugen haften oder samenhaltiges Bodenmaterial abgelagert wurde. Die Vorkommen inmitten des Siedlungsgebietes könnten ebenfalls durch sekundäre Ausbringung an ihre heutigen Standorte gelangt sein. Denkbar wäre auch eine spontane Verwilderung, ausgehend von ehemals in Gärten angepflanzten Individuen.

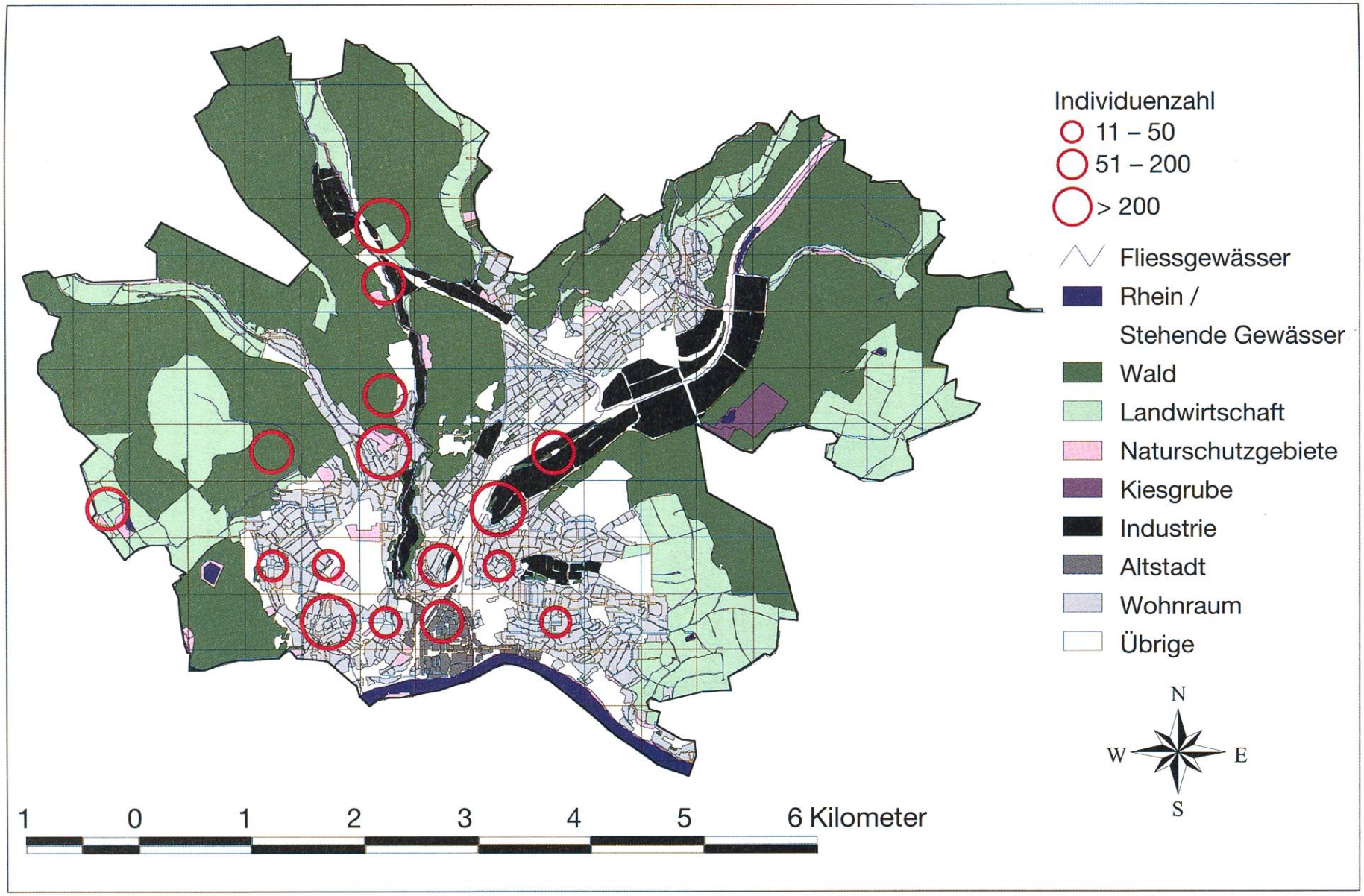
4.2 Japanischer Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*)

Nach ALBERTERNST (1998) ist die Pflanze an ruderalen Standorten, Strassen- und Wegrändern, Böschungen und urbanindustriellen Brachflächen sehr wuchskräftig. Die starke Dominanz des Knöterichs mit seiner beschattenden Wirkung lässt die restliche Vegetation verkümmern. Artenarme Bestände, beinahe in Reinkultur, sind die Folgen. Auch in Schaffhausen existieren solche dominanten Bestände mit hohen Individuenzahlen. Zu dieser Dominanz trägt einerseits die Schnellwüchsigkeit der Pflanze bei, anderseits die Tatsache, dass sie die einheimischen Konkurrenzarten erheblich an Wuchshöhe übertrifft (ALBERTERNST 1998). Nach SUKOPP & SUKOPP (1988) sind viele mitteleuropäische Vorkommen des Japanischen Staudenknöterichs hochwüchsiger als solche im Ursprungsgebiet. Auch die Rhizombildung hilft der Art, Konkurrenzvorteile zu erlangen. Deshalb besitzt diese Staude eine sehr effektive vegetative Ausbreitung und eine erstaunliche Regenerationskraft. Gemäss SUKOPP & STARFINGER (1995) bilden die horizontal wachsenden Rhizome zwei Drittel der Biomasse. Im Vergleich dazu spielt die generative Vermehrung und Ausbreitung eine untergeordnete Rolle (ALBERTERNST 1998).

Die als Zier- und Nutzpflanze eingeführte Art stellt im Siedlungsbereich eine beliebte Garten- und Parkpflanze dar. Im Umland soll sie auch heute noch als Viehfutter, zur Wildäsung, als Deckungsstaude und zur Böschungsbefestigung angepflanzt werden (ALBERTERNST 1998). Die Verbreitung von *R. japonica* in Schaffhausen könnte diese Aussagen bestätigen. Die Art kommt im Wohnbereich, in der Altstadt, in Industrieräumen und in der Landwirtschaftszone vor (Karte 2).

Ausserhalb des Siedlungsgebietes ist eine Zunahme der Individuenzahl zu beobachten. Der Grund dafür liegt hauptsächlich in der besiedelbaren Arealgrösse. Die Wuchsorte im Umland können allgemein grössere Flächen einnehmen und somit auch grössere Individuenzahlen aufweisen. Die innerstädtischen Vorkommen werden dagegen vom Menschen meist eingeschränkt.

Ein bestimmtes Muster oder ein Verbreitungsschwerpunkt lässt sich auf den ersten Blick nicht erkennen. Bei genauerer Betrachtung fällt jedoch auf, dass in fast jedem von der Art besetzten Rasterquadrat ein Fliessgewässer vorkommt. Nach KOSMALE (1981) hat der Japanische Staudenknöterich seinen Verbreitungsschwerpunkt entlang von Fliessgewässern. Kosmale hält zudem fest, dass der Art sowohl naturnahe als auch anthropogen veränderte Uferbereiche sowie feuchte oder gelegentlich überschwemmte Standorte entgegenkommen. Zwar liegen nicht alle



Karte 2: Verbreitung und Individuenzahlen des Japanischen Staudenknöterichs

Fundorte des Japanischen Staudenknöterichs unmittelbar an einem Fliessgewässer, viele davon weisen aber auf einen Wassereinfluss hin (Hang- oder Grundwasser, nässestauende Muldenlage).
Einige grössere Vorkommen befinden sich entlang von Strassen (z.B. entlang der Autobahnböschung im Merishausertal). Der erhöhte Nährstoffeintrag durch den Verkehr kommt der Art zugute. An den begleitenden Strassenböschungen und an vielen Ruderalstellen dominiert der Japanische Staudenknöterich die übrige Vegetation und kommt vielfach in Reinbeständen vor.

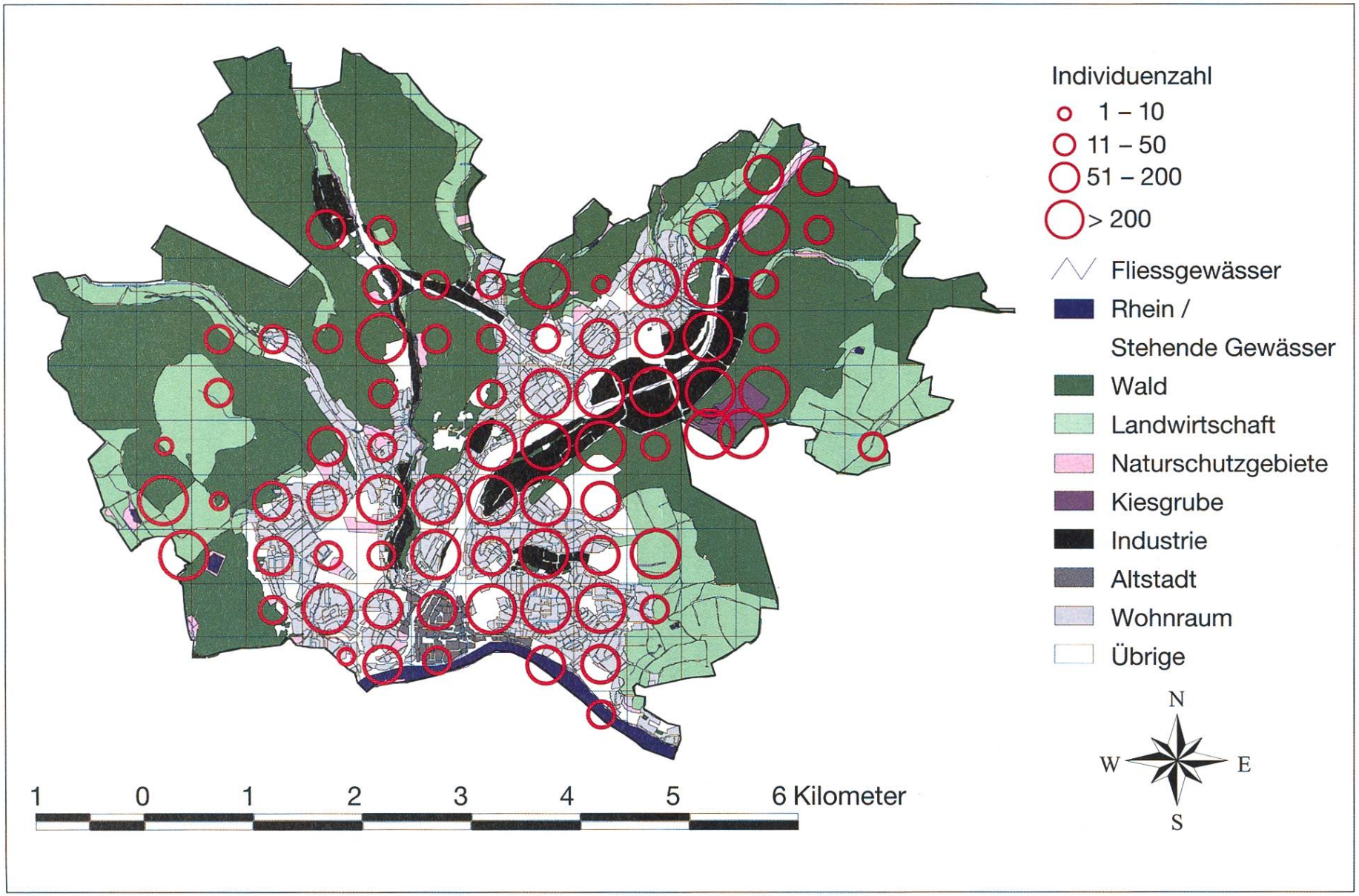
Wuchsort:	Böschung/ Hang	Garten	Hecke/ Rabatte	Pflaster	Ruderal
Anzahl	13	1	1	–	7
Wuchsort:	Ufer	Wald	Waldrand	Wiese	Total:
Anzahl	3	–	2	2	29

Nach der Klassifikation von LAUBER & WAGNER (2001) wird der Japanische Staudenknöterich zur ökologischen Gruppe der Unkraut- oder Ruderalpflanzen zugeteilt. Die in Schaffhausen gefundenen Vorkommen bestätigen diese Einteilung, denn die Art ist fast immer auf gestörten Standorten wie Ruderalstellen oder an Böschungen anzutreffen.
Wie gelangte *R. japonica* an diese Standorte? Nach verschiedenen Autoren (ALBERTERNST 1998; SCHMITZ & STRANK 1986; SCHEPKER 1998; ADLER 1993) spielt der Mensch bei der Ansiedlung und Ausbreitung der Art eine grosse Rolle (Anpflanzung als Zier- und Nutzpflanze, Verschleppung von Spross- und Wurzelteilchen mit Gartenabfällen und Bodenaushub). Einmal angesiedelt, kann sich die Art vegetativ oder mit der Hilfe von Fliessgewässern sehr schnell verbreiten. Gestörte Stellen in naturnahen Gebieten erleichtern die Ansiedlung der Art. Ansalbungen der Pflanze durch Jäger konnten in Schaffhausen hingegen keine beobachtet werden.

4.3 Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*)

Gemäss verschiedenen Autoren (z.B. Kopecky 1967 und 1985; Görs 1974; Brandes 1981; Schwabe & Kratochwil 1991; Lohmeyer & Sukopp 1992; Adolphi 1995; Brandes & Sander 1995; Hartmann et al. 1995; Grunicke 1996; Ludwig et al. 2000) ist die Art in Mitteleuropa vom Tiefland bis in mittlere Gebirgslagen sehr verbreitet. In sommerwarmen Gebieten sowie auf urbanindustriellen Brachflächen bildet sie häufig Dominanzbestände. Die unterschiedlichen Fundorte verweisen auf das breite Standortspektrum der Kanadischen Goldrute, wobei die Pflanze bevorzugt auf Ruderalstandorten (urbanindustrielle Brachflächen, Bahn- und Strassenböschungen, Halden, Schuttstellen), in brachgefallenen Gärten, auf Äckern, Wiesen, Magerrasen, in Weinbergen sowie als uferbegleitende Hochstaudenvegetation anzutreffen ist. Weder ein Klima- noch Bodenfaktor limitieren die Art in ihrer Verbreitung. Bei der Kanadischen Goldrute kann deshalb durchaus von einer Standort unabhängigen Art gesprochen werden. Lauber & Wagner (2001) zählen *S. canadensis* zu den Unkraut- oder Ruderalpflanzen. Die Strategie solcher Pflanzen zielt meist auf eine möglichst grosse Nachkommenschaft ab. Die sehr effektive generative Fernausbreitung (Flugsamen), die vegetative Nahausbreitung (Rhizome) sowie die grosse Samenbank im Boden (Werner et al. 1980; Hartnett & Bazzaz 1985; Ludwig et al. 2000) fördern die Verbreitung. Die Rhizome dienen nicht nur der Vermehrung, sie sind auch Speicherorgan für Wasser, Nährstoffe sowie Assimilate. Das gespeicherte Wasser, die Nährstoffe und Photosyntheseprodukte werden zwischen den einzelnen Rameten ausgetauscht. Dieses soziale Gefüge hilft bei der Regeneration beschädigter Pflanzenteile, wodurch die Konkurrenzstärke der Art noch gesteigert wird. Menschliche Aktivitäten wie die Anpflanzung als Zier- und Gartenpflanze, die Ansalbung als Bienenweide, ein Schonen bei Unterhalts- und Pflegearbeiten sowie die unbeabsichtigte Verschleppung mit Gartenabfällen und Bodenaushub begünstigen ihre Verbreitung. Als sehr konkurrenzstarke Art kann die Kanadische Goldrute in der Folge grossflächige Dominanzbestände mit hohen Individuenzahlen bilden.

Die Kanadische Goldrute ist im Schaffhauser Siedlungsgebiet lückenlos und in weiten Teilen des naturnahen Umlandes sehr stark vertreten (Karte 3). Die höchsten Standort- und Individuenzahlen wurden in Wohn- und Industriegebieten sowie in der Kiesgrube Solenberg gefunden. Standorte im Industrieraum weisen grundsätzlich mehr Exemplare auf als solche in Wohnquartieren. Die Vorliebe der Kanadischen Goldrute für urbanindustrielle Ruderalstellen lässt sich auch für die Stadt Schaffhausen belegen.



Karte 3: Verbreitung und Individuenzahlen der Kanadischen Goldrute

Ruderal- und Gartenvorkommen machen im Untersuchungsgebiet über 60% aller Standorte aus:

Wuchsort:	Böschung/ Hang	Garten	Hecke/ Rabatte	Pflaster	Ruderal
Anzahl	18	115	67	45	187
Wuchsort:	Ufer	Wald	Waldrand	Wiese	Total:
Anzahl	7	6	17	23	485

Vermutlich wurde die Kanadische Goldrute ursprünglich in Gärten angepflanzt. Die höchsten Individuenzahlen wurden aber interessanterweise in Industriegebieten und nicht in Wohnquartieren gefunden. Zwar findet häufig eine spontane Verwilderung ausser-, nicht jedoch innerhalb der Gärten statt. Hier wird die Ausbreitung durch Pflegeeingriffe meist unterbunden. Dies ist auf Ruderalstellen nicht der Fall, was grossflächige Dominanzbestände mit hohen Individuenzahlen zur Folge hat. Die zahlreichen Vorkommen entlang von Verkehrswegen weisen auch auf eine Ausbreitung durch Transportmittel hin. Noch heute breitet sich die Art aus dem Siedlungsraum immer weiter ins Umland aus. An einem Standort (Nähe Oerlifall) wurde zudem eine Ansalbung durch Imker festgestellt.

5 Invasionsdynamik

Nach JEANMONOD (2001) können bei der Ausbreitung von Neophyten die vier Phasen der Einführung, Etablierung, Ausbreitung und Invasion unterschieden werden. Gemäss diesem Modell nehmen mit zunehmender Zeit die generellen Auswirkungen, die Bedrohung für die Umwelt und in speziellen Fällen für die menschliche Gesundheit sowie die Schwierigkeit und die Kosten der Bekämpfung zu. Ab dem Zeitpunkt der Ausbreitung mit nachfolgender Invasion steigen die allgemeinen Auswirkungen bis zu einem bestimmten Punkt exponentiell an und erreichen am Ende ein Sättigungsniveau (Abbildung 1).

Basierend auf dem Vorkommen und der biologischen Eigenschaften, wurden zwölf invasive Neophyten einer bestimmten Phase der Invasionskurve zugeordnet (Abbildung 2). Selbstverständlich gilt diese Zuordnung nur für das Gebiet der Stadt Schaffhausen, in anderen schwei-

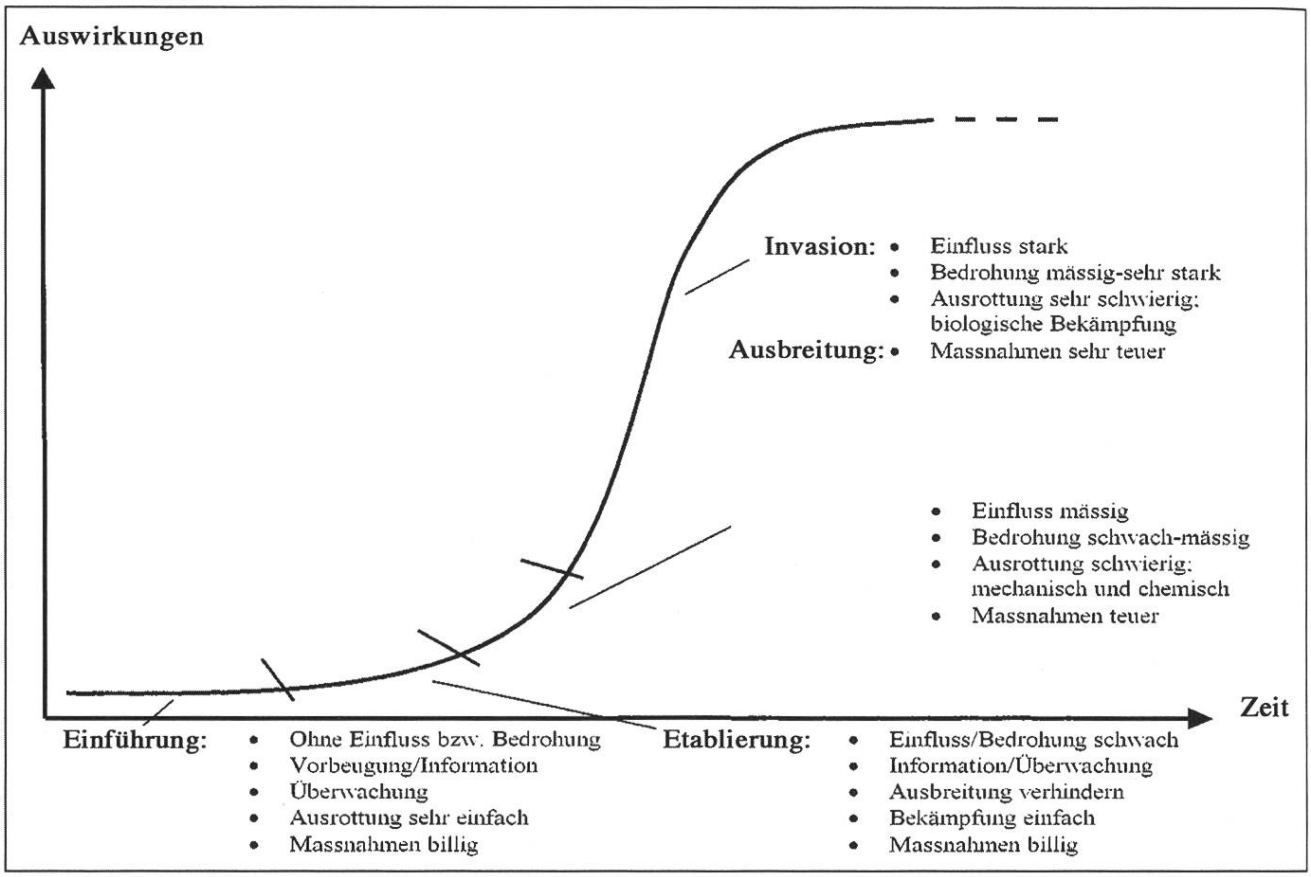


Abbildung 1: Die vier Phasen der Invasionsdynamik von Neophyten: Einführung, Etablierung, Ausbreitung und Invasion (nach JEANMONOD 2001, verändert)

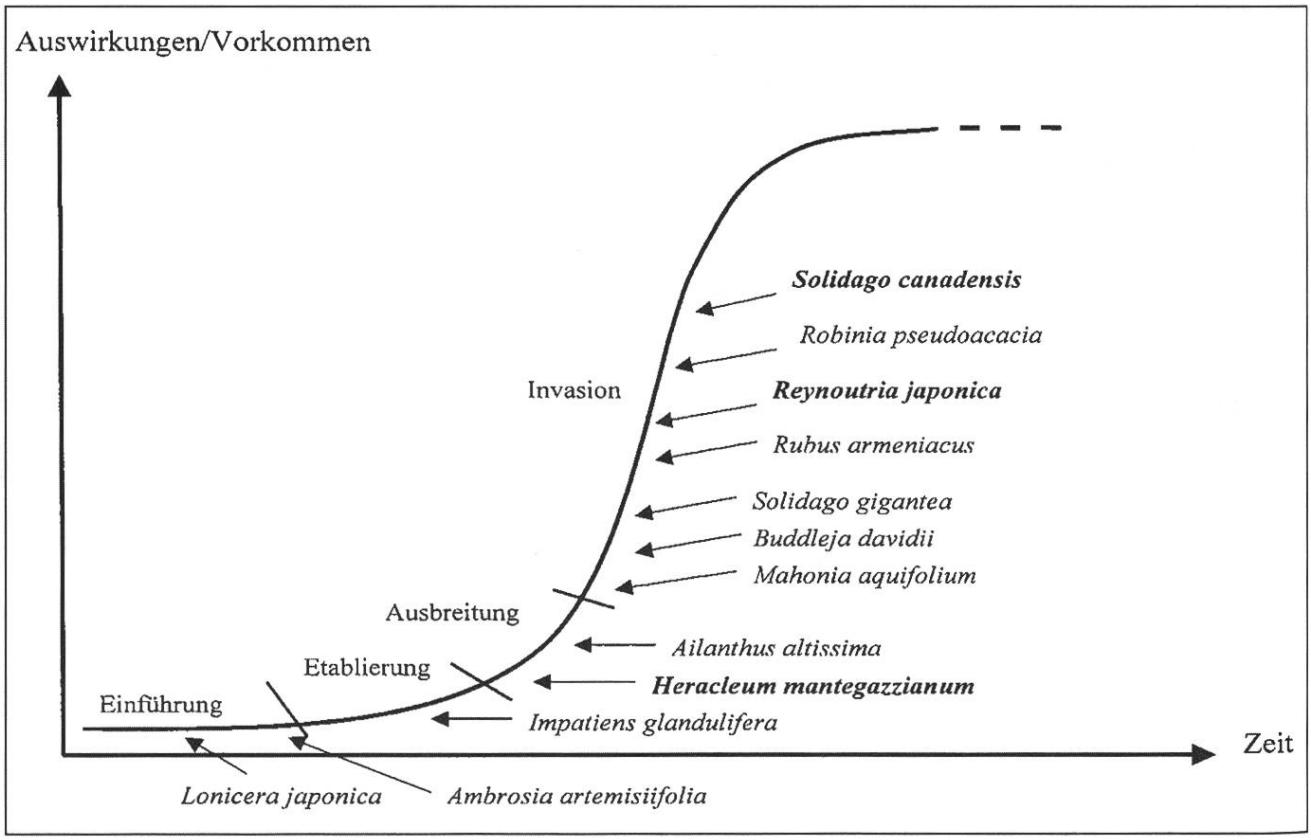


Abbildung 2: Zuordnung von zwölf Arten zu den vier Phasen der Invasionsdynamik (ALBRECHT 2005)

zerischen oder europäischen Regionen können andere Stufen der Invasionsdynamik erreicht sein.
Die Zuweisung beruht auf folgenden Kriterien: Einfluss bzw. Bedrohung, Aufwand der Ausrottung bzw. der Bekämpfungsmöglichkeiten, der finanzielle Aufwand der Massnahmen, das Ausbreitungspotenzial der Art sowie die Anzahl der Standorte und Individuen in Schaffhausen. *S. canadensis* musste am deutlichsten der Phase Invasion zugeteilt werden. Dies war aufgrund der Vegetationskartierung zu erwarten (Karte 3). Erstaunlich scheint dagegen die Zuordnung von *R. japonica* zur Invasionsphase, denn gemäss Standort- und Individuenzahlen befindet sich die Pflanze in der dritten Phase. Die zusätzliche Berücksichtigung des Einflusses, des Ausbreitungspotenzials sowie der Schwierigkeit und der Kosten der Bekämpfung ergibt für diese Art aber ein enormes invasives Ausbreitungspotenzial. Ähnlich verhält es sich mit *H. mantegazzianum*. Aufgrund ihrer Auswirkungen (v.a. gesundheitliche) wird diese Art trotz noch spärlichem Vorkommen der Ausbreitungsphase zugeordnet.
Welche Neophyten gelangen in nächster Zeit in die Phase der Ausbreitung oder Invasion? Wegen des Time-lag-Effektes (Latenzphase zwischen der Ersteinführung und dem Beginn der natürlichen Verjüngung, also der Etablierung und Ausbreitung) wird es immer wieder zu neuen Invasionen von bereits vorhandenen Neophyten kommen. Erfahrungsgemäss liegen etwa anderthalb Jahrhunderte zwischen Ersteinführung und beginnender Naturverjüngung. Weitere Zeitverzögerungen zwischen dem Aufbau erster Populationen und dem Einsetzen von Massenvermehrungen bzw. einer Invasion sind möglich. Bei Vermehrungs-, Etablierungs- und Ausbreitungsprozessen haben sich menschliche Einflüsse häufig als entscheidende Steuerungsfaktoren herausgestellt (Kowarik 2003). Nicht zuletzt aufgrund dieser Tatsache ist die zeitliche Vorhersage von Invasionen bestimmter Neophyten sehr schwierig. Mit Sicherheit sind aber eine erfolgreiche Ausbreitungsstrategie, das Vorhandensein potenziell besiedelbarer Areale, eine gewisse Verbreitung sowie genügend grosse Populationen Voraussetzung für eine Invasion.

6 Bekämpfung

Die Schweiz hat sich mit ihrer Zustimmung zur Konvention über die Biologische Vielfalt (CBD, Rio 1992) und deren Ratifizierung (1994) zur Kontrolle, Bekämpfung sowie Beseitigung von schädlichen nichteinheimischen Arten verpflichtet. Die Bekämpfung invasiver Neophyten und Neozoen entspricht somit einem Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt.
Pauschale Bewertungen von invasiven Neophyten sind jedoch proble-

matisch. Ebenso ist das Zusammenstellen allgemein gültiger Massnahmenpläne sehr schwierig, denn viele Arten unterscheiden sich in ihrer Wuchsform und ihrer Ausbreitungsstrategie bzw. -möglichkeit. Zusätzlich erfordert jeder Standort mit seiner ansässigen Flora und Fauna eine spezifische Beurteilung. Je nach Biologie, Verbreitung und lokaler Abundanz eines invasiven Neophyten sowie dessen Standort sind verschiedene Ansätze zur Eindämmung erforderlich. Die für alle Neophyten effektivste und kostengünstigste Regulierungsmethode ist die Prävention. Indem eine invasive Art gar nicht eingeführt wird bzw. die ersten Vorkommen frühzeitig eliminiert werden, lässt sich eine Massenausbreitung verhindern. Prävention erfordert neben dem Erkennen des betreffenden Neophyten auch die entsprechenden gesetzlichen Grundlagen. Solange invasive Neophyten legal eingeführt, von Imkern und Jägern ausgebracht und in Baumschulen sowie Gärtnereien verkauft werden, ist eine effektive Prävention und somit eine Bekämpfung nicht möglich. Zur Prävention gehört auch eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit, um die beabsichtigte oder unbeabsichtigte Ausbringung der Problemarten in die freie Natur zu verhindern (STURM 1995). Denn mit der Entsorgung von Schnittgut oder Wurzelteilen in Kompostieranlagen wird das Problem nur verlagert oder sogar vergrössert, wenn sich daraus neue Populationen bilden.

Die invasiven Neophyten lassen sich je nach Standort mit chemischen Mitteln, mechanischen oder biologischen Methoden sowie spezieller Bewirtschaftung bekämpfen. In Naturschutzgebieten ist eine effiziente Bekämpfung von invasiven Arten oft erschwert, da Herbizide verboten sind und maschinelle Arbeiten auch Schäden bringen können (z.B. Gefährdung der Zwergmaus [*Micromys minutus*] als bedrohte Art). Privateigentum (z.B. Privatgärten oder Industrieareale) ist zudem im Allgemeinen nicht zugänglich. Generell ist vor jeder Bekämpfungsaktion eine Kosten-Nutzen-Analyse durchzuführen und die Nachhaltigkeit der Massnahmen (oft über mehrere Jahre nötig) muss gewährleistet sein. Periodische Kontrollgänge sind unerlässlich, denn aus Rhizomteilen oder aus der Samenbank im Boden können innerhalb weniger Jahre wieder ganze Bestände wachsen. Um nach einer Bekämpfung neue Bestände auf offenem Boden zu verhindern, sollte das brachliegende Gebiet mit einheimischen Arten eingesät werden. Diese allgemeinen Massnahmen gelten auch für die Bekämpfung des Riesen-Bärenklaus, des Japanischen Staudenknöterichs und der Kanadischen Goldrute. Nachfolgend noch weitere spezifische Möglichkeiten zur Bekämpfung:

Art	Bekämpfung
Riesen-Bärenklau	Vor der Fruchtbildung die Staude abschneiden oder ausgraben. Der Vegetationskegel kann im April oder Oktober mit einem Spaten durchtrennt werden. Im zeitigen Frühjahr ist ein Herbizideinsatz erfolgreich. Beweidung durch Schafe reduziert die Dominanz der Art. Unbedingt Schutzkleidung und Handschuhe tragen!
Japanischer Staudenknöterich	Eine effektive Bekämpfungsmethode ist noch nicht bekannt. Vereinzelte Erfolge konnten durch Schafbeweidung, sehr aufwändige, langjährige Mahd sowie mittels Bedeckung mit schwarzer Folie erzielt werden. Das Totalherbizid Glyphosat schafft vegetationsfreie Flächen, ist aber in Natur- und Grundwasserschutzgebieten verboten.
Kanadische Goldrute	Mahd: zweimalig, möglichst tief (Ende Mai, Mitte August) Folie: Nach Mahd mit schwarzer UV-undurchlässiger Folie für mindestens drei Monate abdecken Bodenbearbeitung: Fräsen des Bodens bis 15 cm Tiefe (Ende April und Anfang Juni nach vorgängiger Mahd) Abstossen: Nach der Mahd oberste Bodenschicht abstossen Vernässen: Überstauen des Standortes für mehrere Wochen Herbizid: Diverse Studien zeigen einen mässigen Erfolg Die Kombination verschiedener Methoden dürfte am erfolgversprechendsten sein.

Aufgrund der unterschiedlich starken Vorkommen und Individuenzahlen drängen sich differenzierte Bekämpfungsstrategien auf. Die beinahe auf dem ganzen Stadtgebiet verbreitete Kanadische Goldrute kann heute nicht mehr mit einem verhältnismässigen Ressourcenaufwand eliminiert werden. Die Invasion ist schon zu stark fortgeschritten. Dieser Neophyt sollte nur lokal aktiv bekämpft werden (z.B. Naturschutzgebiete, Freiflächen wie Kiesgruben). Ansonsten gilt es, durch Mahd zum Blühzeitpunkt eine weitere Ausbreitung in natürliche Gebiete zu unterbinden. Im Gegensatz dazu ist beim Japanischen Staudenknöterich und beim Riesen-Bärenklau eine generelle, flächendeckende Bekämpfung noch erfolgsversprechend und verhältnismässig. Die schnelle Bekämpfung der heute noch lokalen Populationen kann eine weitere Verbreitung mehr oder weniger kostengünstig verhindern. Für alle drei Arten wären zudem eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit und das Unterbinden des Verkaufs in Gärtnereien nötig.
Wie sieht die Zukunft aus? Die Stadt als Wärmeinsel bietet schon heute günstigere Umweltbedingungen für wärmeliebende Pflanzen als das Umland. In Zukunft dürfte die Klimaerwärmung eine Verbreitung von weiteren Neophyten begünstigen. Um welche Arten es sich handelt, ist heute aber noch nicht ersichtlich.

7 Literatur

ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Tuexenia 13, 373–398.

ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. Nardus 2, 1–272.

ALBERTERNST, B. (1998): Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. Culterra 23, 198 S.

ALBRECHT, N. (2005): Zur Problematik der invasiven Neophyten auf dem Gebiet der Stadt Schaffhausen. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Zürich-Irchel, 149 S.

BRANDES, D. (1981): Neophytengesellschaften der Klasse *Artemisietea* im südöstlichen Niedersachsen. Naturkdl. SchR. 1 (2), Braunschweig, 183–211.

BRANDES, D., & C. SANDER (1995): Neophytenflora der Elbufer. Tuexenia 15, 447–472.

CHILD, L.E., L.C.D. WAAL & P.M. WADE (1992): Control and management of *Reynoutria* species (Knotweed). Aspects Applied Biol. 29, 295–307.

CLEGG, L. M., & J. GRACE (1974): The distribution of Heracleum mantegazzianum (Somm. & Levier) near Edinburgh. Transactions from the Proceedings of the Botanical Society of Edinburgh. 42 (2), 223–229.

GAGGERMEIER, H. (1991): Die Waldsteppenpflanze *Adenophora liliifolia* (L.) A. DC. In Bayern. Hoppea 50, 287–322.
GÖRS, S. (1974): Nitrophile Saumgesellschaften im Gebiet des Taubergiessen. In: Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg (Hrsg.): Das Taubergiessengebiet. Eine Rheinlandschaft. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 7, 325–354.

GRUNICKE, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Kreuperstufenrand des Remstals. Diss. Bot. 261, 210 S.

HARTMANN, E., H. SCHULDES, R. KÜBLER & W. KONOLD (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Ecomed, Landsberg, 301 S.

HARTNETT, D.C., & F.A. BAZZAZ (1985): The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. J. Ecology 73, 407–413.

JEANMONOD, D. (2001): Beitrag zum SANU-Workshop: Invasive Neophyten – Standortbestimmung und Ausblick. BUWAL, 10-11

KOPECKY, K. (1967): Die flussbegleitende Neophytengesellschaft Impatienti-Solidaginetum in Mittelmähren. Preslia 39, 151–166.

KOPECKY, K. (1985): Die Gesellschaften der Convuletalia sepium und des Convolvulion sepium in der Tschechoslowakei. Preslia 57, 235–246.

KOSMALE, S. (1981): Die Einwanderung von *Reynoutria japonica* Houtt. Bereicherung unserer Flora oder Anlass zur Besorgnis? Flor. Mitteilungen d. Ges. f. Natur u. Heimat Bez. Dresden 3, 6–11.

KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart, 380 S.

LAUBER, K., & G. WAGNER (2001): Flora Helvetica (3. Auflage). Verlag Paul Haupt, Bern-Stuttgart-Wien, 1615 S.

LOHMEYER, W., & H. SUKOPP (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. SchrR. Vegetationskunde 25, 1–185.

LUDWIG, M., H. GEBHARDT, H.W. LUDWIG & S. SCHMIDT-FISCHER (2000): Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München-Wien-Zürich, 127 S.

OCHSMANN, J. (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae) in Deutschland. Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repert. 107 (7-8), 557–595 .

PYŠEK, P. (1991): *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. Folia Geobot. Phytotax. 26, 439ff.
PYŠEK, P. (1994): Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. In: L.C. de Waal et al.: Ecology and managment of invasive riverside plants. 45–54.

PYŠEK, P., & A. PYŠEK (1995): Invasion of *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. J. of Vegetation Science 6, 711–718.
SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Ibidem Verlag Stuttgart, 246 S.

SCHMITZ, J., & K.J. STRANK (1986): Zur Soziologie der *Reynoutria*-Sippen (*Polygonaceae*) im Aachener Stadtwald. Decheniana 139, 141–147.

SCHWABE, A., & A. KRATOCHWIL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. NNA-Ber. 4 (1), 14–27.

STURM, P. (1995): Neophyten - ein Naturschutzproblem? In: Laufener Seminarbeiträge 2/95: Bestandesregulierung und Naturschutz. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Laufen/Salzach, 57–61.

SUKOPP, H., & U. STARFINGER (1995): *Reynoutria sachalinensis* in Europe and in the far east: a comparison of the species ecology in its native and adventive distribution range. In: Pyšek, P., K. Prach & M. Wade (Hrsg.): Plant invasions. General aspects and special problems. 151–159.

SUKOPP, H., & U. SUKOPP (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. In Japan und in Europa. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 98, 354-372

TILEY, G.E.D., F.S. DODD & P.M. WADE (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. J. Ecol. 84, 297–319.

WADE, M., E.J. DARBY, A.D. COURTNEY & J.M. CAFFREY (1997): Heracleum mantegazzianum: a problem for river managers in the Republic of Ireland and United Kingdom. In: BROCK, J.H., M. WADE, P. PYŠEK & D. GREEN (Hrsg.): Plant invasions: studies from North America and Europe. Backhuys Publishers, Leiden, 139–152.

WEBER, E. (2003): Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds. CABI Publishing, Wallingford, 548 S.

WERNER, P.A., J.K. BRADBURY & R.S. GROSS (1980): The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. Can. J. Plant Science 60, 1393–1409.

WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Bd. 1, 2. Ulmer, Stuttgart.

Mündliche Mitteilungen

CAPAUL, U. (Stadtökologe Schaffhausen).

Weitere Quellen

Schweizerische Kommission für die Erhaltung von Wildpflanzen (2006).

Adresse des Autors:
Niels Albrecht
Märktgass 23
8197 Rafz
niels.albrecht@bluewin.ch