

Untersuchung ausgewählter Neophyten im Nationalpark Thayatal: Verbreitung, Lebensräume, Monitoring- und Managementkonzept

Franz Essl & Erwin Hauser



Studie im Auftrag der
Nationalparkverwaltung Thayatal



Jänner 2002

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	4
2	AUFTRAG UND FRAGESTELLUNG	4
3	GEBIETSBESCHREIBUNG	5
4	METHODIK	6
4.1	Taxonomie und Nomenklatur	6
4.2	Freilanderhebungen	6
4.3	Datenauswertung und Darstellung	7
5	DEFINITIONEN	8
6	UNTERSUCHTE ARTEN	9
6.1	<i>Fallopia japonica</i> (Japanischer Staudenknöterich)	9
6.2	<i>Impatiens glandulifera</i> (Drüsiges Springkraut)	11
6.3	<i>Robinia pseudacacia</i> (Robinie)	12
6.4	Weitere Arten	13
6.4.1	<i>Ailanthus altissima</i> (Götterbaum).....	13
6.4.2	<i>Solidago gigantea</i> (Späte Goldrute).....	14
7	ERGEBNISSE	16
7.1	Pflanzengesellschaften	16
7.1.1	<i>Fallopia japonica</i> -(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft.....	16
7.1.2	<i>Robinia pseudacacia</i> -(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe	16
7.1.3	Melampyro nemorosi-Carpinetum Passarge 1957	18
7.1.4	Caricetum buekii Kopecky et Hejny 1965	18
7.1.5	Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931	19
7.1.6	Senecionion fluviatilis-Gesellschaft mit Verbandszugehörigkeit.....	19
7.1.7	Weitere Pflanzengesellschaften und Überblick.....	23
7.2	Verbreitung und Häufigkeit	24
7.2.1	<i>Fallopia japonica</i> , <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Robinia pseudacacia</i>	24
7.2.2	<i>Ailanthus altissima</i> , <i>Solidago gigantea</i>	25
7.3	Naturschutzfachliche Bewertung	26
7.3.1	<i>Fallopia japonica</i>	26
7.3.2	<i>Impatiens glandulifera</i>	26
7.3.3	<i>Robinia pseudacacia</i>	27
7.3.4	<i>Ailanthus altissima</i> , <i>Solidago gigantea</i>	27

7.4	Monitoringnetz.....	27
7.5	Managementkonzept	28
7.5.1	Fallopia japonica.....	28
7.5.2	Impatiens glandulifera	28
7.5.3	Robinia pseudacacia	29
7.5.4	Ailanthus altissima, Solidago gigantea	30
7.5.5	Begleitende Maßnahmen.....	30
8	ZUSAMMENFASSUNG.....	31
9	DANKSAGUNG.....	32
10	LITERATURVERZEICHNIS	32
11	ANHANG 1: LAGE DER KARTENAUSSCHNITTE	36
12	ANHANG 2: VERBREITUNGSKARTEN.....	37
13	ANHANG 3: FLÄCHEN DER NEOPHYTENKARTIERUNG	49
14	ANHANG 4: ERHEBUNGSBOGEN NEOPHYTENBESTÄNDE	51
15	ANHANG 5: ERHEBUNGSBOGEN DAUERQUADRATE	55
16	ANHANG 6: LAGE UND VERORTUNG DER DAUERQUADRATE	58
17	ANHANG 7: ROHDATEN NEOPHYTENBESTÄNDE	60
18	ANHANG 8: ROHDATEN DAUERQUADRATE	130

1 EINLEITUNG

Mit 1. Jänner 2000 trat die Nationalparkverordnung für den Nationalpark Thayatal in Kraft und der fünfte österreichische Nationalpark war somit offiziell gegründet. Dieser ergänzt den auf der tschechischen Seite angrenzenden Nationalpark Podyji und bildet gemeinsam mit diesem den Internationalpark Thayatal-Podyji.

Der Nationalpark Thayatal mit einer Gesamtfläche von 1.330 ha umfaßt den naturnahen rechtsufrigen Talabschnitt der Thaya samt den angrenzenden flussnahen Plateaubereichen und zufließenden Nebenbächen. Die Naturzone umfasst 1.260 ha, auf 70 ha Naturzone mit Management werden dauernde Eingriffe zum Schutz der Ökosysteme gestattet.

Der tschechische Národní Park Podyjí ist mit 6.260 ha deutlich größer. Er umfaßt 2.220 ha Kernzone, 2.260 ha Pflegezone und 1.780 ha Außenzone (ANONYMUS 2001).

Der Nationalpark Thayatal wird geprägt durch großflächige Laubwälder, in die Sonderstandorte (Felsen, Trockenrasen), die Thaya mit der sie begleitenden Ufervegetation und extensiv genutzte Wiesenflächen eingelagert sind. Dieses Biotopensemble vereint neben nicht bis wenig anthropogen veränderten Biotopen auch extensives Kulturland (Wiesen). Anthropogen stärker überformte Bereiche (Forste) kommen nur kleinflächig vor.

Im nationalen Vergleich weist die Vegetation des Nationalparks Thayatal einen stark unterdurchschnittlichen Anteil an Neophyten auf. Dies dürfte v.a. auf die – abgesehen von Hardegg – fehlende Besiedlung, auf die geringe landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes, auf den geringen Erschließungsgrad mit Verkehrsinfrastruktur und auf die periphere Lage zurückzuführen sein. Diese für den Naturschutz erfreuliche Situation kann aber längerfristig durch fortschreitende Ausbreitung derzeit noch seltener, in anderen Gebieten Mitteleuropas als problematisch erkannter Neophyten, einen Wandel durchlaufen.

Nationalparks sollen „besonders eindrucksvolle und formenreiche Landschaftsbereiche in ihrer weitgehenden Ursprünglichkeit und Schönheit sowie die Funktionalität und die Artenvielfalt der Ökosysteme erhalten“ (NÖ Nationalparkgesetz, § 2, Absatz 1). Um diesen Auftrag gerecht zu werden, wurde von der Nationalparkverwaltung diese Studie zur detaillierten Bearbeitung der Verbreitung potenziell problematischer Neophyten in Auftrag gegeben. Motiviert wurde die Ausschreibung dieser Studie zusätzlich durch seit mehreren Jahren im angrenzenden tschechischen Nationalpark durchgeführte Managementmaßnahmen zur Kontrolle von *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia*. Auf österreichischer Seite werden Maßnahmen zur Kontrolle von *Impatiens glandulifera* seit dem Jahr 2000 und zur Kontrolle von Robinie seit dem Jahr 2001 durchgeführt.

2 AUFTRAG UND FRAGESTELLUNG

Die Ausschreibung zum Projekt „Neophyten im Nationalpark Thayatal“ erfolgte im Jänner 2001 durch die Nationalparkverwaltung Thayatal. Mit Auftrag vom 12. März 2001 wurde der Forschungsinstitut für Natur- und Umweltschutz im Umweltdachverband mit der Durchführung dieser Studie beauftragt. Die Bearbeitung wurde von F. Essl und E. Hauser durchgeführt.

Folgende Arbeitsinhalte waren Auftragsgegenstand:

- Artbeschreibung der untersuchten Neophyten (Ausbreitungsverhalten und –geschichte, Management Erfahrungen, Verbreitung und Häufigkeit in Österreich, spezielle Literatur, etc.)

- Erfassung der Verbreitung und Häufigkeit ausgewählter Neophyten (*Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*)
- Darstellung der Lebensraumbindung der untersuchten Arten (besiedelte Pflanzengesellschaften)
- Beurteilung des Ausbreitungsverhaltens der untersuchten Arten
- Erfassung und Bewertung naturschutzfachlicher Probleme der untersuchten Neophyten
- Erstellung eines Managementplanes
- Einrichtung eines Monitoringnetzes zur Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen

3 GEBIETSBESCHREIBUNG

Das engere Untersuchungsgebiet umfaßte den 1.330 ha großen Nationalpark Thayatal. Für dieses Gebiet wurden alle Erhebungsmethoden (Bestandeserhebung, Einrichtung Monitoringnetz, Entwicklung eines Managementplans) durchgeführt.

Um der Ausbreitungsdynamik von Neophyten Rechnung zu tragen, wurde das angrenzende kulturlandschaftlich geprägte Hinterland in die Untersuchung mit einbezogen. Die Grenzen dieses äußeren Untersuchungsgebietes sind weitgehend deckungsgleich mit dem nach der FFH-Richtlinie nominierten Gebiet „Thayatal bei Hardegg“ mit einer Fläche von 6.809 ha (ESSL et al. 2001). Zwischen Niederfladnitz und Heufurth wurden kleinere angrenzende Flächen in die Untersuchung einbezogen. Abzüglich dem Nationalpark Thayatal umfaßt das untersuchte FFH-Gebiet 5.479 ha und schließt die Gebiete um Heufurth, Merkersdorf und Niederfladnitz mit ein (siehe Abbildung 1). Für dieses Gebiet wurde die Bestandeserhebung der untersuchten Neophyten durchgeführt. Die Einrichtung eines Monitoringnetzes unterblieb aber.

Der Nationalpark Thayatal liegt im Übergangsbereich zwischen dem warm-trockenen pannonischem Klima und dem kühleren, feuchteren Klima des Waldviertels. Als bezeichnend für die östlichen, wärmeren und trockeneren Teile des Nationalparks Thayatal können die Klimawerte der Station Znojmo (Znaim) mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,8°C und 564 mm Jahresniederschlag gelten (CHYTRY & VICHEREK 1995). In den höheren Plateaulagen des Westteils des Nationalparks liegt die Jahresdurchschnittstemperatur bei etwas über 7,5°C, der Jahresniederschlag überschreitet 600 mm (GRULICH 1997).

Dieser Klimagradient schlägt sich auch in der biogeographischen Übergangssituation der Flora und Vegetation des Nationalparks Thayatal wieder. An xerothermen Sonderstandorten reichen pannonische Pflanzenarten und Vegetationskomplexe bis in den Nationalpark, während in den kühleren Plateaulagen und auf absonnigen Hängen mitteleuropäische Vegetationstypen dominieren (GRULICH 1997; CHYTRY et al. 1999; CHYTRY & VICHEREK 2000; WRBKA et al. 2001a).

Die Thaya bildet mit ihren ausgeprägten Talmäandern und den angrenzenden naturnahen bewaldeten Einhängen und Sonderstandorten (Felswände, Trockenrasen) das dominierende Verbindungselement des Nationalparks Thayatal. Nach WIMMER & MOOG (1994) wird der Thaya im Untersuchungsgebiet die Flussordnungszahl 6 zugeordnet. Dies weist sie als einen mäßig großen Fluss aus.

Sind die Thaya und ihre Uferzonen morphologisch im Nationalparkbereich zwar nur wenig durch einzelne niedrige und teilweise verfallende Wehre beeinflusst, so ist doch die Hydrologie der Thaya durch das tschechische Oberliegerkraftwerk bei Vranov (Frain) stark verän-

dert. Das Kraftwerk erzeugt Spitzenstrom, so dass im Schwallbetrieb die Abflussmengen zwischen 1 m³/sec. und 30-40 m³/sec. schwanken (ANONYMUS 2001).

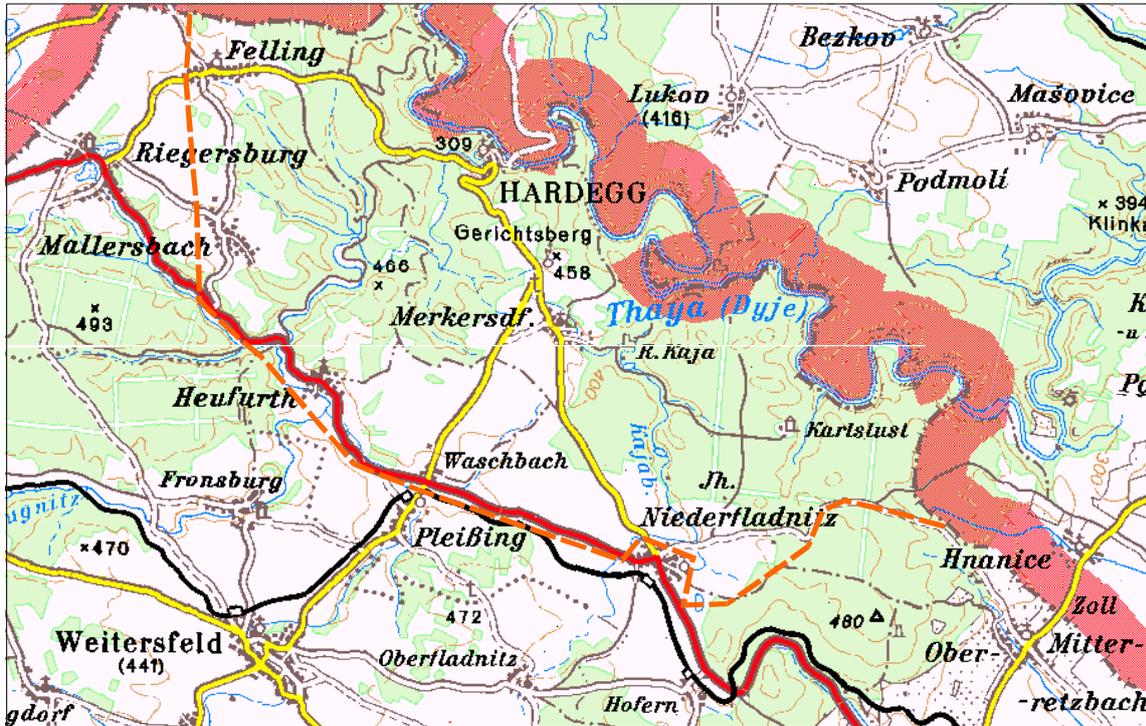


Abbildung 1: Lage und Grenzen des Untersuchungsgebietes. Das durch die strichlierte orange Linie und die Staatsgrenze abgegrenzte Untersuchungsgebiet umfasst den Nationalpark Thayatal und das angrenzende, nach der FFH-Richtlinie nominierte Gebiet „Thayatal bei Hardegg“ sowie kleinere angrenzende, in die Untersuchung einbezogene Flächen zwischen Niederfladnitz und Heufurth; Kartengrundlage: ÖK 1:50.000

4 METHODIK

4.1 Taxonomie und Nomenklatur

Die Taxonomie und Nomenklatur der deutschen und wissenschaftlichen Namen folgen der Exkursionsflora von Österreich (ADLER & al. 1994). Die Syntaxonomie der Pflanzengesellschaften richtet sich nach den Pflanzengesellschaften Österreichs (GRABHERR & ELLMAUER 1993; GRABHERR & MUCINA 1993; MUCINA & al. 1993).

4.2 Freilandhebungen

Die Erhebung der Geländedaten erfolgte in der Vegetationsperiode 2001. Orientierende Freilandbegehungen wurden in den Monaten Mai und Juni 2001 durchgeführt. Die eigentliche Datenerhebung erfolgte abgestimmt mit der Phänologie der Untersuchungsarten in den Hochsommermonaten (Juli und August). Als Hauptuntersuchungsarten wurden folgende Arten gemäß Ausschreibung bearbeitet:

- *Fallopia japonica* (Japanischer Staudenknöterich)

- *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut)
- *Robinia pseudacacia* (Robinie)

Wurden Vorkommen weiterer potenziell invasiver Neophyten im Nationalpark Thayatal aufgefunden, so wurden diese in einer Kurzdarstellung (Populationsgröße, besiedelte Vegetationstypen) erfaßt. Es sind dies folgende Nebenuntersuchungsarten:

- *Ailanthus altissima* (Götterbaum)
- *Solidago gigantea* (Späte Goldrute)

Als Grundlage für die Freilandhebungen wurden vorläufige Verbreitungskarten der Untersuchungsarten erstellt, die eine Kompilation der bekannten Verbreitung der Arten im Gebiet darstellten. Anhand dieser Unterlage wurde der Nationalpark Thayatal bearbeitet, wobei alle bekannten Vorkommen gezielt aufgesucht wurden. Zusätzlich wurden Bereiche, wo ergänzende Vorkommen zu vermuten waren, gezielt aufgesucht. Es waren dies v.a. die Talsohle der Thaya, das Umfeld der Feste Kaja und die Umgebung von Hardegg sowie das Tal der Fugnitz.

Die im Freiland erhobenen Neophyten-Vorkommen wurden kartographisch auf Luftbildern im Maßstab 1:5.000 abgegrenzt, numeriert und mit eigens angefertigten Erhebungsbögen (vgl. Anhang 3) erfaßt. Zusätzlich wurden die Bestände fotografisch dokumentiert.

Zur Dokumentation der Bestandesgröße und -dichte der einzelnen Vorkommen wurden Daten zur Bestandesgröße (0-10m²; 10-100m²; 100-1.000m²; 1.000-10.000m²; <10.000m²) und Bestandesdichte (Bestand wenig dicht – Deckung < 5%; Bestand mäßig dicht – Deckung 5-25%; Bestand dicht – Deckung 25-50%; Bestand sehr dicht – Deckung >50%) erhoben. Die Bestandesentwicklung der Bestände wurde eingestuft (unbekannt, sich ausbreitend, sich verkleinernd, stabil).

Zur Erfassung der von den Untersuchungsarten besiedelten Vegetationstypen wurden 19 Vegetationsaufnahmen erstellt. Diese pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen wurden nach der gebräuchlichen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhoben.

Als Grundlage für ein Monitoring von Managementmaßnahmen wurden 20 Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet und anhand eines Erhebungsbogens beschrieben (Anhang 4). Für jede der Hauptuntersuchungsarten wurde eine repräsentative Anzahl an Dauerbeobachtungsflächen angestrebt. Insgesamt wurden 20 Dauerquadrate eingerichtet: 8 Dauerquadrate liegen in Robinienbeständen, 8 Dauerquadrate in Beständen des Drüsigen Springkrautes und 4 Dauerquadrate in Beständen des Japanischen Staudenknöterichs.

Die Dauerquadrate sind einheitlich große, fest mit Moniereisen verortete und zu markanten Punkten eingemessene Quadrate mit einer Kantenlänge von 3 x 3 m. In jedem Dauerquadrat wurde neben allgemeinen Daten (Erhebungsdatum, verbale Flächenbeschreibung, Verortung, etc.) die Deckung aller vorkommenden Gefäßpflanzenarten getrennt nach Schichten in Prozent geschätzt (vgl. Anhang 4).

4.3 Datenauswertung und Darstellung

Die im Freiland innerhalb und im unmittelbaren Nahbereich des Nationalparks Thayatal auf Luftbildern abgegrenzten Neophytenbestände wurden digitalisiert. Die Verbreitungskarten der Neophyten wurden mit Hilfe eines geographischen Informationssystems erstellt und verwaltet (Arc/View) und sind im vorliegenden Bericht enthalten. Neben einer Überblickskarte handelt es sich um 11 Verbreitungskarten (Anhang 1). Die im weiteren Umfeld des Nationalparks aufgenommenen Neophytenbestände wurden auf einer Übersichtskarte (Basis: ÖK 1:50.000) dargestellt, die im Anhang 2 enthalten ist.

Zur Verwaltung der nicht-graphischen Daten wurde eine ACCESS-Applikation entwickelt, in der die erhobenen Daten (Erhebungsbogen, Dauerquadrate, Vegetationsaufnahmen) abgelegt wurden. Diese Datenbank mit der Bezeichnung „Thayaneodat“ wird dem Auftraggeber über den Auftrag hinausgehend zur Verfügung gestellt. Die Rohdaten des Jahres 2001 sind im Anhang 7 enthalten.

Die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen erfolgte anhand der Pflanzengesellschaften Österreichs (GRABHERR & ELLMAUER 1993; GRABHERR & MUCINA 1993; MUCINA & al. 1993). Ergänzend wurden die Pflanzengesellschaften Süddeutschlands (OBERDORFER 1992a, 1992b, 1993a, 1993b) und regionale vegetationskundliche Bearbeitungen des Nationalparks Thayatal (CHYTRY & VICHEREK 2000; WRBKA et al. 2001a, 2001b) herangezogen.

Die naturschutzfachliche Beurteilung der untersuchten Neophyten erfolgt einzelart- und vorkommensbezogen für das Gebiet des Nationalparks Thayatal. Folgende Themen wurden dabei besonders berücksichtigt:

- Häufigkeit des Neophyten im Gebiet und seine Verteilung auf naturschutzfachlich hochwertige Lebensräume
- Bestandesentwicklung im Gebiet
- Beurteilung der Art vor einem österreichweiten Hintergrund

Im Managementprogramm wurden folgende Inhalte festgehalten:

- Festlegung von Schwerpunktgebieten zur Bekämpfung der Neophyten (falls nötig)
- Auswertung der Literatur zu Bekämpfungsmöglichkeiten und -erfahrungen sowie zur Effizienz von Bekämpfungsmaßnahmen der ausgewählten Neophyten
- Festlegung der im Nationalpark Thayatal unter den herrschenden Rahmenbedingungen sinnvollen, möglichen und effizienten Bekämpfungsmaßnahmen

5 DEFINITIONEN

Die Erklärungen wichtiger Begriffe im Zusammenhang mit Neophyten orientieren sich an den in der Botanik und in der Naturschutzforschung bewährten und anerkannten Definitionen, die auf THELLUNG (1918) zurückgehen und später wiederholt modifiziert und verfeinert wurden.

Als "Neophyten" werden Pflanzenarten verstanden,

die in einem bestimmten Gebiet (Österreich) nicht einheimisch sind und die erst nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in dieses Gebiet (Österreich) gelangt sind und hier wild leben oder gelebt haben

(ergänzt nach SCHRÖDER 1969, 1974, 2000; SUKOPP & SUKOPP 1994; KOWARIK 1999).

Mit dem Jahr 1492 wird eine zeitliche Grenze festgelegt. Anthropogene Veränderungen der heimischen Flora gehen aber bereits bis auf neolithische Aktivitäten zurück. Das Ausmaß der Veränderung hat jedoch mit dem transkontinentalen Waren- und Personenverkehr eine völlig neue Größenordnung bekommen und läßt sich nur schwer mit den früheren Aktivitäten vergleichen. Der Zeitpunkt 1492 markiert symbolisch die seit der Entdeckung Amerikas verstärkten Fernhandelsbeziehungen, durch die die Anzahl absichtlich oder unabsichtlich transportierter Pflanzen sehr stark anstieg.

Neben der direkten Mitwirkung des Menschen durch Einbürgerung bzw. Einschleppung sind auch die indirekten Folgen menschlicher Aktivitäten zu berücksichtigen: Die Schaffung neuer Verbindungswege und die Veränderung ganzer Ökosysteme (z.B. durch Eutrophierung) können Ausgangspunkt für die Ausbreitung von Neobiota sein. Eine indirekte anthropogene Beteiligung an der Ausbreitung von Tieren und Pflanzen ist jedoch oft schwierig mit Sicherheit nachzuweisen.

Neophyten lassen sich weiters nach dem **Grad der Naturalisation** einteilen:

Agriophyten sind in einem bestimmten Gebiet in der naturnahen Vegetation etabliert¹, fehlen aber in der ursprünglichen Vegetation. Sie sind erst mit Hilfe des Menschen eingewandert, sind heute aber in natürlichen bzw. naturnahen Pflanzengesellschaften konkurrenzfähig und würden sich auch ohne menschlichen Einfluss als fester Bestandteil der Flora halten.

Apophyten sind in einem bestimmten Gebiet einheimisch, besiedeln aber neben ihren ursprünglichen Standorten auch vom Menschen geschaffene Standorte.

Epökophyten sind in einem bestimmten Gebiet in der vom Menschen beeinflussten und geprägten Vegetation etabliert. Ohne menschliche Tätigkeit würden sie ihre Standorte verlieren und wieder verschwinden.

Ephemerophyten kommen in einem bestimmten Gebiet wild wachsend vor, können aber keine beständigen Vorkommen etablieren und sind auf menschliche Einflussnahme angewiesen sind (z.B. permanenter Diasporennachschub). Sie treten nur unbeständig auf und können keine dauerhaften Populationen aufbauen.

Ergasiophyten kommen in einem bestimmten Gebiet nur kultiviert vor, besitzen also keine Wildvorkommen.

Naturschutzfachlich besonders relevant sind Agriophyten, da nur diese Arten sich dauerhaft in naturnahen Biotoptypen zu etablieren vermögen. Alle in dieser Studie behandelten Neophyten verhalten sich im Nationalpark Thayatal und in dessen Umgebung als Agriophyten.

6 UNTERSUCHTE ARTEN

6.1 *Fallopia japonica* (Japanischer Staudenknöterich)

Ursprüngliche Verbreitung: Das natürliche Areal von *Fallopia japonica* umfaßt Japan, China und Korea (JÄGER 1995).

Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte: Der Japanische Staudenknöterich wurde im 19. Jahrhundert als Zier- und Viehfutterpflanzen nach Mitteleuropa eingeführt (LUDWIG et al. 2000). *Fallopia japonica* wurde nach ihrer Einfuhr in Holland (1823) häufig in Parks und Gärten gepflanzt. Oftmals wurde die Art aufgrund ihres konkurrenzstarken, verdrängenden Wuchses von den Besitzern bald wieder entfernt, so dass Rhizombruchstücke auf diesem Weg auf Abfallhaufen etc. gelangten (JÄGER 1995). Die Verbreitung erfolgt primär vegetativ, v.a. über die Verschleppung von Wurzelstücken durch Hochwässer, Aushub oder Gartenabfälle. Staudenknöterichklone können sich über Rhizome horizontal um etwa 0,5 bis 1,0 m pro Jahr ausbreiten (KRETZ 1995), so dass rasch dichte Bestände entstehen. Die sexuelle Verbreitung spielt eine untergeordnete Rolle, da der Japanische Staudenknöterich zweihäusig ist und es daher meist zur Ausbildung großer, eingeschlechtlicher Bestände

¹ Voraussetzung für die Einschätzung einer Art als etabliert ist der Nachweis von mindestens zwei bzw. drei Generationen über einen Zeitraum von mindestens 25 Jahren (KOWARIK 1991, 1992).

kommt (LUDWIG et al. 2000). Schon in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wird *Fallopia japonica* in Mitteleuropa regelmäßig als verwildert angegeben, seit den 1950er Jahren hat die Fundortsdichte stark zugenommen (vgl. JÄGER 1995).

Aktuelle Verbreitung in Österreich: *Fallopia japonica* kommt in allen Bundesländern Österreichs von der collinen bis untermontanen Stufe vor und ist mäßig häufig bis häufig. Er wächst von der collinen bis zur submontanen Stufe (ADLER et al. 1994).

Lebensräume: Der Verbreitungsschwerpunkt von beiden Arten liegt an Ufern, in lichten feuchten Auwäldern und in feuchten Hochstaudenfluren. Seltener kommen sie an frischen bis feuchten Ruderalstellen vor.

Naturschutzprobleme: Hat sich der Japanische Staudenknöterich an einem Standort etabliert, so werden dank vegetativer Vermehrung durch unterirdische, nach allen Seiten jährlich um bis zu einem Meter vordringende Ausläufer bald ansehnliche Polykormone aufgebaut. Der starke Schattenwurf des geschlossenen Blätterdaches bewirkt, dass alle anderen krautigen Arten aufgrund von Lichtmangel absterben oder sehr stark kümmern. Einzig Frühlingsgeophyten (z.B. *Ranunculus ficaria*) und vereinzelt Therophyten (z.B. *Veronica subglobata*) können die Zeit bis zum Aufbau des beschattenden Blätterdaches nützen. Gehölz- oder Hochstaudenverjüngung findet in dichten Beständen der Staudenknöteriche nicht statt. Die beiden Staudenknötericharten führen in Deutschland bei massivem Vorkommen zu Uferschutzproblemen, da die feinwurzelnarmen Reinbestände v.a. im Winterhalbjahr einen nur ungenügenden Erosionsschutz bieten (WALSER 1995).

Bekämpfungsmöglichkeiten: Eine erfolgreiche Bekämpfung etablierter Staudenknöterichbestände ist sehr aufwendig. Wie mehrere Untersuchungen in Deutschland zeigten, gelingt es mit einer mehrmaligen Mahd (eventuell in Kombination mit Beweidung), Staudenknöterichbestände in ihrer Vitalität zu schwächen. Das Mähgut muß sorgfältig entfernt werden, weil sich sonst herumliegende Sproßabschnitte bei feuchter Witterung wieder bewurzeln können (KONOLD et al. 1995). Als besonders effizient und als eine meist vergleichsweise kostengünstige Variante ist eine Schafbeweidung einzustufen (KRETZ 1995).

Eine letale Schädigung ist durch Mahd alleine aber nicht möglich, da die beiden Staudenknötericharten als Rhizomgeophyten hohe Nährstoffreserven besitzen. Eine möglichst vollständige Beseitigung kann über die Pflanzung beschattender Gehölze in mittels vorangegangener Mahd geschwächten Beständen erfolgen (KONOLD et al. 1995). Allerdings müssen die Gehölze in den ersten Jahren regelmäßig freigeschnitten werden (KRETZ 1995). Gezielte Herbizidinjektionen (Wachstumregulatoren) in Staudenknöterichpflanzen stellen bei kleinen Beständen eine erfolgversprechende Bekämpfungsalternative dar (HAGEMANN 1995). Eine weitere Bekämpfungsmöglichkeit besteht im Abgraben der befallenen Flächen und dem maschinellen Sieben des Erdreichs, so dass die Staudenknöterichrhizome entfernt werden (WALSER 1995). Diese sehr aufwendige und teure Prozedur stellt einen massiven Eingriff dar und ist an naturnahen Standorten folglich nicht einzusetzen.

Spezielle Literatur: STROBL (1987), JÄGER (1995), SUKOPP (1995), HAGEMANN (1995), KONOLD et al. (1995), KRETZ (1995), WALSER (1995), LUDWIG et al. (2000)

6.2 *Impatiens glandulifera* (Drüsiges Springkraut)

Ursprüngliche Verbreitung: Westlicher Himalaya in Höhenlagen zwischen 2.000 und 3.200 m Seehöhe, dort in frischen bis feuchten Bachtälern wachsend.

Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte: Im Jahr 1839 wurden erstmals Samen des Drüsigen Springkrauts nach Europa (England) importiert, erste eingebürgerte Vorkommen traten in den 1850er Jahren in England auf. In den 1880er und 1890er Jahren wurden die ersten Verwilderungen auf dem europäischen Kontinent in Frankreich und der deutschen bzw. holländischen Nordseeküste festgestellt. Die Art wurde ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in Österreich in Gärten wegen ihrer attraktiven Blüten kultiviert. Erste Fundorte von Verwilderungen des Drüsigen Springkrauts stammen aus Niederösterreich und Kärnten. Die Art wurde am Weidlingbach nahe Wien 1898 erstmals festgestellt, ein Beleg vom "Seltschacher Bach nächst dem Schloße in Arnoldstein" existiert aus dem Jahr 1899 (DRESCHER & PROTS 1996). HEGI (1925) führt das Drüsige Springkraut noch nicht für Österreich an und schreibt: "Verwilderungen werden neuerdings [aus Mitteleuropa] wiederholt gemeldet, Einbürgerungen hingegen scheinen sehr selten zu sein, da die Samen meist nicht recht ausreifen". Nach JANCHEN (1956-60) kam die Art in Ostösterreich Mitte des 20. Jahrhunderts schon "vom Tiefland bis in die untere Voralpenstufe zerstreut, stellenweise häufig [vor]". Die ersten Nachweise aus Oberösterreich stammen aus der Linzer Umgebung aus der Zeit um 1950 (PILS 1984). Zu Beginn der 1970er Jahre wurde das Drüsige Springkraut regional, wie z.B. an der Leitha (HOLZNER 1971), schon massenhaft aufgefunden. Eine weitere starke Ausbreitung erfolgte in den letzten Jahrzehnten.

Aktuelle Verbreitung in Österreich: Häufig bis sehr häufig von der collinen bis untermontanen Stufe, in lichten, feuchten und gut nährstoffversorgten Fluss- und Bachauen oftmals Massenbestände bildend. Mit zunehmender Höhe wird die Art seltener, etwa bei 1.000 m Seehöhe erreicht sie die Verbreitungsobergrenze, da das Drüsige Springkraut fünf frostfreie Monate zum Abschluß ihres Lebenszyklus benötigt (DRESCHER & PROTS 1996).

Lebensräume: Der Verbreitungsschwerpunkt mit oftmaliger Massenentwicklung liegt in feuchten Auwäldern, weiters kommt das Drüsige Springkraut in feuchten Hochstaudenfluren und feuchten Ruderalstellen vor. Der enorm hohe Wasserbedarf dieser Art wirkt an trockeneren Standorten für das Vorkommen limitierend, an voll besonnten Standorten kann sie nur dort gedeihen, wo die Wasserversorgung permanent gut ist (SCHULDES 1995). In Beständen der Klasse Galio-Urticetea ist das Drüsige Springkraut wesentlich am Aufbau neophyten-dominierten, artenarmer Bestände beteiligt, die teilweise einer eigenen Pflanzengesellschaft zuzuordnen sind (Impatienti-Solidaginetum – DRESCHER & PROTS 1996). HOLZNER (1978) stellt die Entstehung der Springkrautfluren aus Beständen des Cuscuta-Convolutetum oder Urtico-Aegopodietum dar.

Naturschutzprobleme: An optimalen Standorten baut das Drüsige Springkraut trotz seines annualen Entwicklungsrhythmus hochwüchsige (bis etwa 2,5 m!) und dicht schließende Dominanzbestände auf. Da es überwiegend auf naturnahen Standorten (Auwäldern, feuchte Hochstaudenfluren) vorkommt, stellt das Drüsige Springkraut eine starke Konkurrenz zur autochthonen Flora dieser Biotoptypen dar. SUKOPP (1995) betont hingegen die jährlich stark schwankenden Bestandesdichten, und vertritt die Ansicht, dass die Art zwar Mitbewerber bedrängen kann, dass es jedoch dennoch zu keinen stärkeren Vegetationsveränderungen kommt. Aber auch er stellt Veränderungen in den Abundanzen der Begleitarten – v.a. in Bidention-Gesellschaften am Rhein – fest. Dies drückt sich in einer teilweisen Verdrängung einheimischer Arten von Schleiergesellschaften aus.

Vom Drüsigen Springkraut dominierte Bestände weichen zudem strukturell wesentlich von den ursprünglichen Beständen ab, mit möglichen Konsequenzen für Tierarten, die entsprechende Habitatstrukturen benötigen.

Bekämpfungsmöglichkeiten: Erfolgversprechende Bekämpfungsmaßnahmen müssen ein vollständiges Verhindern der Samenbildung zum Ziel haben. Dies kann durch Mahd oder Häckseln erzielt werden. Entscheidend ist die Wahl des richtigen Mähzeitpunktes, dieser liegt zu Beginn der Blütezeit. Wählt man einen zu frühen Zeitpunkt, so können neue Pflanzen nachkeimen oder kleine Pflanzen werden nicht erfaßt. Zu hoch geschnittene Pflanzen können neue Triebe bilden. Wie Erfahrungen aus Deutschland zeigen, geht bei fehlender Samenzufuhr das Drüsige Springkraut innerhalb weniger Jahre stark zurück (SCHULDES 1995). Eine großflächige Bekämpfung der Art ist aufgrund der weiten Verbreitung aber nicht möglich.

Spezielle Literatur: HOLZNER (1971, 1978), STROBL (1982, 1984), PILS (1984), SUKOPP (1995), SCHMITZ (1995), SCHULDES (1995), DRESCHER & PROTS (1996)

6.3 *Robinia pseudacacia* (Robinie)

Ursprüngliche Verbreitung: Osten der USA zwischen dem 32. und 41. Breitengrad (Appalachen und Red River-Gebiet) (LUDWIG et al. 2000, KIRCHMEIR et al. 2001)

Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte: Die Robinie wurde erstmals um 1630 nach Europa eingeführt (Frankreich), um 1670 erstmals in Deutschland angepflanzt und seit etwa 1750 großflächig in Mitteleuropa kultiviert (Ödlandaufforstung, Bienenweidepflanze, Rebpfähle für Weinbau, Windschutzstreifen). In den Tieflagen Österreichs erfolgte seither eine starke Ausbreitung, die immer noch anhält.

Aktuelle Verbreitung in Österreich: Die Robinie kommt in allen Bundesländern von der collinen bis untermontanen Höhenstufe vor. Besonders im pannonischen Raum ist sie sehr häufig (ADLER et al. 1994), bestandsbildend und immer noch in Ausbreitung begriffen. In den Alpen mit Ausnahme des Alpenostrandes und tiefer gelegener Täler, in höheren Lagen des Nördlichen Alpenvorlandes und in mittleren bis höheren Lagen der Böhmisches Masse ist sie selten bis fehlend. Die Robinie ist die häufigste neophytische Gehölzart Österreichs und stellt immerhin 0,2% des österreichischen Holzvorrats (KIRCHMEIR et al. 2001).

Lebensräume: Die Robinie ist im warm-trockenen Klima Ostösterreichs in einer größeren Anzahl von Lebensräumen konkurrenzstark: trockene Wälder (vom Flaumeichenbuschwald bis zu Hartholzauen), Waldränder, Feldgehölze, Windschutzanlagen. Die Robinie ist sehr trockenheitsresistent und breitet sich daher oft auch in Trockenrasen aus. Zusätzlich wird sie noch immer häufig gepflanzt. Da die Robinie durch Stickstoffakkumulation standortsverändernd wirkt, kommt es zur Ausbildung eines eigenen, artenarmen Vegetationstyps (*Sambucus nigra-Robinia pseudacacia*-Gesellschaft), in dessen Unterwuchs Ruderalarten und Nährstoffzeiger dominieren (KLAUCK 1986, 1988, GRABHERR & MUCINA 1993).

Naturschutzprobleme: Die Robinie ist aus Naturschutzsicht vermutlich der problematischste Neophyt in Österreich, v.a. im pannonischen Raum. Dies hat mehrere Gründe: Die Robinie hat massive Auswirkungen auf die Zusammensetzung der einheimische Vegetation und ist zudem nur sehr schwierig und aufwendig zu bekämpfen und zurückzudrängen. Die starke Stickstoffanreicherung im Boden (Knöllchenbakterien) führt rasch zum völligen Bestandesumbau unter Ausfall konkurrenzschwächerer Arten, die Artenzahl der Begleitvegetation sinkt dramatisch ab (vgl. Abbildung 26). Die ausgeprägte vegetative Vermehrung

ermöglicht den effizienten Aufbau von Dominanzbeständen und durch Wurzelschösslinge das sukzessive Eindringen in angrenzende Flächen, wie z.B. Trockenrasen. Zusätzlich ermöglicht die hohe Trockenresistenz der Robinie ein Eindringen auch an Extremstandorte (WESTHUS 1981, KOWARIK 1995). Gleichzeitig ist eine Bekämpfung größerer Bestände sehr arbeits- und zeitaufwendig, die Beseitigung der hohen Nährstoffkonzentrationen ist auf absehbare Zeit meist unmöglich. Zudem befindet sich die Robinie nach wie vor in Ausbreitung.

Bekämpfungsmöglichkeiten: Arbeits- und zeitaufwendig. Ist die lichtbedürftige Robinie in einem Waldbestand mit nur geringerer Häufigkeit vertreten, so führt eine selektive Entfernung (am besten ist Ringeln des Stammes im Sommer) und Belassen der restlichen Gehölze am schnellsten zum Erfolg, da es dann zum Ausdunkeln der Wurzeltriebe durch die verbliebene Baumschicht kommt. Wichtig ist ein über mehrere Jahre wiederholtes Ausschneiden der Wurzeltriebe.

Schwierig bekämpfbar sind größere Reinbestände. Noch am erfolgversprechendsten erscheint sommerliches Ringeln auf $\frac{9}{10}$ des Stammumfangs. Im nächsten Jahr ist das verbliebene Kambium zu entfernen. Mit dieser aufwendigen Methode wurden in Berlin gute Erfolge erzielt, da so die starke Wurzelsproßbildung unterblieb, die bei völliger Ringelung erfolgt (BÖCKER 1995).

Austreibende Wurzelsprosse müssen über mehrere Jahre während der Vegetationsperiode möglichst tief gekappt oder gehäckselt werden. Beim Nachlassen der Austriebskraft der Wurzelstöcke sind möglichst dicht schattende Baumarten zu pflanzen, einzelne austreibende Robinien sind weiterhin nachzuschneiden (Steiner mündl. Mitteilung).

Kontraproduktiv ist ein Fällen von Robinien ohne anschließende Bekämpfung der Wurzelschösslinge, da es durch die starke Wurzelsproßbildung in der Regel sogar zu einer unbeabsichtigten Vermehrung kommt. Die Ausschlagskraft der Robinie läßt erst im hohen Alter nach.

In Österreich wird die Robinie aus naturschutzfachlichen Gründen u.a. im Nationalpark Donauauen seit einigen Jahren durch Ringelung und Nachschneiden der Wurzelsprosse bekämpft. Es handelt sich überwiegend um Bestände, in denen die Robinie nur beigemischt vorkommt. Die Erfolgsquote der Maßnahmen ist unterschiedlich, in Summe aber zufriedenstellend (Fraissl mündl. Mitteilung).

Spezielle Literatur: WESTHUS (1981), KLAUCK (1986, 1988), BÖCKER (1995), KOWARIK (1995, 1996), LUDWIG et al. (2000), NEUHAUSER (2001)

6.4 Weitere Arten

6.4.1 *Ailanthus altissima* (Götterbaum)

Ursprüngliche Verbreitung: Süd- und Ostasien (China, eventuell Teile Koreas). Das Areal des Götterbaumes in Ostasien ist anthropogen vergrößert (KOWARIK & BÖCKER 1984).

Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte: Nach LUDWIG et al. (2000) wurde der Götterbaum 1571 erstmals in Europa angepflanzt, nach anderen Autoren (KOWARIK & BÖCKER 1984, KOWARIK 1992) wurde er erst in den 1740er Jahren nach Europa gebracht. Seit etwa 1850 wurde der Götterbaum in Österreich als Zier- und Forstbaum kultiviert (ADLER et al. 1994). In der älteren floristischen Literatur beziehen sich Angaben über Ver-

wilderungen meist auf einzelne spontan aufgekommene Pflanzen im Nahbereich des Wuchsortes kultivierter Bäume. Ein Mangel an geeigneten Standorten in den dicht verbauten Stadtkernen und die intensive Pflege der Grünanlagen verhinderte die weitere Ausbreitung (KOWARIK & BÖCKER 1984). Die massive Ausbreitung in Mitteleuropa erfolgte erst nach dem 2. Weltkrieg, als sich der Götterbaum vielerorts auf den großen Brach- und Trümmerschuttflächen der zerbombten Städte etablieren konnte. In Wien war der Götterbaum aber bereits in den 1930er Jahren eine Charakterart der östlichen und südlichen Stadtbezirke, die stärkste Ausbreitung erfolgte jedoch auch in Wien erst auf den Trümmerschuttflächen nach 1945 (KOWARIK & BÖCKER 1984; FORSTNER & HÜBL 1971).

Aktuelle Verbreitung in Österreich: In warmen Gebieten Österreichs, v.a. im pannonischen Raum, häufig verwildert und oft eingebürgert. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Städten (Wien, Linz, Graz – MAURER 1996), im Pannonikum wächst der Götterbaum aber auch häufig im Freiland (vgl. UDVARY 1999). Collin bis submontan.

Lebensräume: Trockene und warme städtische Lebensräume (Pflasterritzen, Trümmerschutt, Ruinen, Ruderalstandorte), seltener in wärmeliebenden Wäldern, Gebüsch, Halbtrockenrasen und an Waldrändern. Der Götterbaum besiedelt sogar erfolgreich durchwegs intakte, massive Mauern (z.B. entlang der Vorortelinie in Wien), wo er in den Entwässerungslöchern wurzelt. Charakteristisch sind auch Fugenstandorte zwischen Gehweg und Gebäudemauern.

Naturschutzprobleme: Der Götterbaum ist an trocken-warmen Standorten sehr konkurrenzstark, da er schnellwüchsig ist, sich generativ reichlich vermehrt und durch wurzelbürtige Sprosse größere Bestände aufzubauen vermag (KOWARIK & BÖCKER 1984). Der Götterbaum baut bei dominantem Auftreten einen eigenen Vegetationstyp (*Ailanthus altissima*-Gesellschaft) auf ruderalen Standorten auf (MUCINA et al. 1993). In Städten ist das Vorkommen des Götterbaums, der auch Extremstandorte zu besiedeln vermag, für den Naturschutz wenig problematisch. Bedenklich ist, dass der Götterbaum v.a. durch vegetative Vermehrung auch in naturnahe Biotoptypen einzudringen vermag. Lokale, wenigstens teilweise Verdrängungen autochthoner Pflanzenarten durch Götterbaumbestände sind aus Ungarn dokumentiert (UDVARY 1999).

Bekämpfungsmöglichkeiten: Der Götterbaum wird u.a. im Nationalpark Donauauen aus Naturschutzgründen bekämpft. Neben kleinflächigen Kahlschlägen und einer nachfolgenden Aufforstung wird seit einigen Jahren die Ringelung der Bäume angewandt. Die Ringelung führt innerhalb von 2 bis 3 Jahren zum Absterben der Bäume, die Wurzelsproßbildung unterbleibt bei dieser Maßnahme weitgehend (Fraissl mündl. Mitteilung). Durch die ausgeprägte Fähigkeit zur Bildung wurzelbürtiger Sprosse ist eine Bekämpfung durch Kahlschläge nicht zu empfehlen (BOSSARD et al. 2000).

Spezielle Literatur: KOWARIK & BÖCKER (1984), UDVARY (1999), BOSSARD et al. (2000), LUDWIG et al. (2000)

6.4.2 *Solidago gigantea* (Späte Goldrute)

Ursprüngliche Verbreitung: Nordamerika (Großteil der USA, Süd-Kanada).

Zeitpunkt der Ankunft und Ausbreitungsgeschichte: *S. gigantea* wurde 1758 aus dem atlantischen Nordamerika zuerst nach England als Zierpflanze eingeführt. Erste Verwilderungen in Deutschland wurden um 1850 festgestellt (Westfalen), seit etwa 1950 breitet sich die Späte Goldrute in Mitteleuropa explosionsartig aus (LUDWIG et al. 2000; HARTMANN &

KONOLD 1995). Die Fernverbreitung erfolgt v.a. generativ über viele flugfähige Samen, der Aufbau großer, dichter Polykormone wird durch unterirdische Rhizome ermöglicht.

Aktuelle Verbreitung in Österreich: Die Späte Goldrute ist in der collinen bis submontanen Stufe häufig bis sehr häufig. Da sie ziemlich hohe Temperaturansprüche stellt, wird sie mit zunehmender Meereshöhe seltener und erreichen in der mittelmontanen Stufe ihre Verbreitungsobergrenze.

Lebensräume: Die Späte Goldrute benötigt viel Licht und bevorzugt lockeren, tiefgründigen, kalkhaltigen Boden. Sie bevorzugt feuchte Böden und kommt daher schwerpunktmäßig in lichten Auwäldern und feuchten Hochstaudenfluren vor. Da lang andauernde Überschwemmungen zum Absterben führen, werden tiefgelegene Weichholzauen gemieden (LUDWIG et al. 2000).

Naturschutzprobleme: Die Späte Goldrute ist sehr konkurrenzkräftig und neigt durch starke vegetative Vermehrung mit Rhizomen zur Ausbildung artenarmer Dominanzbestände, die sich auch in naturnahen Biotopen etablieren können. Besonders problematisch ist das Eindringen in brachliegende Feuchtwiesen, da dies zum Verschwinden seltener Arten führt (HARTMANN & KONOLD 1995). Die Späte Goldrute kann zudem in Auwäldern dichte Bestände aufbauen.

Bekämpfungsmöglichkeiten: Die Bekämpfung der Späten Goldrute ist sehr aufwendig. Wie Versuche in Deutschland zeigten, sind Goldruten in Feuchtwiesenbrachen durch Mähen oder Mulchen zwar zu schwächen, aber nicht zu eliminieren. Gute Ergebnisse wurden durch maschinelles oberflächliches Lockern und Wenden des Bodens erzielt. Die Rhizome blieben überwiegend an der Oberfläche liegen und vertrockneten, die Goldruten wurden massiv zurückgedrängt. Die Flächen mußten anschließend mit einer Gräser-Leguminosen-Mischung eingesät werden, da sich die Goldruten sonst wieder rasch etabliert hätten (HARTMANN & KONOLD 1995; Fraissl mündl. Mitteilung). Diese Bekämpfungsmethode stellt jedoch einen massiven Eingriff in den Lebensraum dar. Gute Ergebnisse sind mit dem – ebenfalls sehr aufwendigen – händischen Ausreißen der Pflanzen vor der Blüte im Spätsommer zu erzielen, da auch größere Rhizombruchstücke entfernt und die Pflanzen dadurch geschwächt werden. Außerdem werden die Goldruten am Aussamen gehindert. Diese Methode ist zur Bekämpfung kleiner Bestände geeignet.

Spezielle Literatur: HARTMANN & KONOLD (1995), HARTMANN et al. (1995), LUDWIG et al. (2000), WEBER (1999)

7 ERGEBNISSE

7.1 Pflanzengesellschaften

7.1.1 *Fallopia japonica*-(Senecionion fluviatilis)-Gesellschaft

Aufnahmen: V2_1, V11_1, V22_1, V30_1

Von *Fallopia japonica* aufgebaute Staudenbestände erreichen Höhen von mehr als 2 m und sind meist äußerst dicht. Daher weisen sie im allgemeinen nur wenige Begleitarten auf (MUCINA 1993).

Alle vier diesem Vegetationstyp zugeordneten Aufnahmen entsprechen dieser Charakteristik. Begleitarten treten in sehr niedriger Artenzahl und in geringen Deckungswerten auf. Nur drei Arten – allesamt Ruderalisierungszeiger – sind in zwei Aufnahmen vorhanden (*Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Galium aparine*), alle anderen Arten sind nur in einer Aufnahme vorhanden.

Die Artenzahl der Aufnahmen schwankt zwischen 5 und 10.



Foto 1: Blick in einen dichten *Fallopia japonica*-Bestand (Bestand E2) mit fehlender Begleitvegetation (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001).

7.1.2 *Robinia pseudacacia*-(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe

Aufnahmen: V3_1, V8_1, V9_1, V123_1, V26_1

Die *Robinia pseudacacia*-(Lamio albi-Chenopodietalia)-Gesellschaftsgruppe beinhaltet Gehölzbestände, in denen die Robinie die Baumschicht bildet (MUCINA 1993). Von der Ro-

binie dominierte Bestände zeichnen sich durch eine artenarme, nährstoffliebende Begleitvegetation aus. In der Strauchschicht dominiert meist der Schwarze Holunder (*Sambucus nigra*), in der Krautschicht sind Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) und Taube Trespe (*Bromus sterilis*) stete Begleiter. Die Arten der ursprünglichen Waldvegetation fehlen in Robinienbeständen weitgehend (ESSL et al. 2001; NEUHAUSER 2001).

Dieser generell gültigen Charakteristik von Robinienbeständen entsprechen auch die aufgenommenen Bestände. Die Baumschicht wird von der Robinie mit Artmächtigkeiten von mehr als 75% stark dominiert. In der Baumschicht fehlen in manchen Beständen Begleitarten (V8_1, V9_1). In den anderen Beständen sind noch Arten der ursprünglichen Vegetation am Aufbau der Baumschicht beteiligt, wobei dies meist die Hainbuche ist.

Die Strauchschicht ist artenarm bis relativ artenreich (V3_1). Eine wichtige Rolle am Aufbau der Strauchschicht nehmen *Acer campestre* und *Carpinus betulus* ein.

Die Krautschicht der Bestände ist geprägt durch Störungs- und Eutrophierungszeiger (v.a. *Galium aparine*, *Ballota nigra*, *Chelidonium majus*, seltener auch *Anthriscus sylvestris*, *Lamium maculatum* und *Urtica dioca*). Einzelne Arten der ursprünglichen Waldvegetation kommen meist noch vor (*Brachypodium sylvaticum*, *Geum urbanum*). Stet und mit teilweise hohen Artmächtigkeiten ist *Poa nemoralis* in den Aufnahmen vorhanden. In dem aus einem Trockenrasen hervorgegangenen Bestand der Aufnahme V8_1 sind mit *Melica transsylvanica*, *Geranium sanguineum*, *Teucrium chamaedrys* und *Phleum phleoides* noch einige Arten der Trockenvegetation vorhanden.

Die Artenzahlen der aufgenommenen Bestände ist gering bis sehr gering (8 bis 21 Arten), wobei die Aufnahme V26_1 aufgrund ihrer Artenarmut besonders hervorsteicht.



Foto 2: Dichter Bestand junger Robinien nördlich vom Schloß Karlslust (Bestand E 25), die unterhalb einer Leitungstrasse verstärkt aufkommen (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001).

Die aufgenommenen Robinienbestände sind überwiegend aus Eichen-Hainbuchen-Wäldern (*Melampyrum nemorosi*-*Carpinetum* Passarge 1957, seltener *Primula veris*-*Carpinetum* Neuhäusl et Neuhäusl-Novotna 1964) hervorgegangen, in einem Fall (V8_1) aus einem Trockenrasen (*Euphorbia-Callunion* Schubert ex Passarge 1964). Durch Feldbeobachtungen

dokumentiert sind Robinienbestände im Nationalpark Thayatal auch im Genisto pilosae-Quercetum petraeae Zolymi et al. ex Horanszky 1964 (Steinerne Wand, Maxplateau, Reginafelsen) und in Saumgesellschaften der Ordnung Origanetalia vulgaris T. Müller 1961 (Reginafelsen, Maxplateau). Außerhalb des Nationalparks Thayatal besiedelt diese Gesellschaft noch weitere Pflanzengesellschaften.

7.1.3 Melampyro nemorosi-Carpinetum Passarge 1957

Aufnahmen: V1_1, V20_1, V34_1

Dieser Gesellschaft werden Eichen-Hainbuchenwälder frischer bis trockener Standorte warmer Lagen zugeordnet. Meist dominiert die Trauben-Eiche, charakteristisch ist weiters das Vorkommen thermophiler Begleitarten (*Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, *Evonymus verrucosa*, etc.) (WALLNÖFER et al. 1993). Diese Gesellschaft ist flächenmäßig die bedeutendste Assoziation im Nationalpark Thayatal. Sie ist im Ostteil des Nationalparks mit dem randpannonischen Primulo veris-Carpinetum durch Übergänge verbunden (CHYTRY & VICHEREK 2000).

In den drei dem Melampyro nemorosi-Carpinetum zugeordneten Beständen tritt die Hainbuche kodominant auf, während die Trauben-Eiche nur in der Aufnahme V1_1 vertreten ist. In allen drei Aufnahmen ist die Baumschicht artenreich, v.a. *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata* und *T. platyphyllos* erreichen größere Artmächtigkeiten. Die Robinie ist in der Baumschicht mit Artmächtigkeitswerten von 2 und 3 kodominant vertreten. Vereinzelt sind Forstgehölze (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*) in der Baumschicht vorhanden.

Die Strauchschicht ist artenreich, der stet vorkommende *Sambucus nigra* zeigt schon Eutrophierungstendenzen an. Die Krautschicht wird von weit verbreiteten mesophilen Waldarten dominiert (*Aegopodium podagraria*, *Asarum europaeum*, *Impatiens parviflora*, *Lamium montanum*). Einzelne Eutrophierungs- und Ruderalisierungszeiger (*Chelidonium majus*, *Urtica dioica*) kommen aber ebenfalls schon vor. Die Artenzahl der Bestände liegt zwischen 19 und 32 Arten.

7.1.4 Caricetum buekii Kopecky et Hejny 1965

Aufnahmen: V5_2, V7_1

Diese von der hochwüchsigen und dichte Bestände bildenden Banater Segge aufgebaute Pflanzengesellschaft hat einen osteuropäischen Verbreitungsschwerpunkt. Als Standorte werden nährstoffarme, kalkarme, sandig-lehmige Böden über der Mittelwasserlinie von Fließgewässern besiedelt (OBERDORFER 1992a), die an der Thaya meist eng mit dem angrenzenden Phalaridetum arundinaceae verzahnt sind. In Österreich liegt der Verbreitungsschwerpunkt an den Fließgewässern der Böhmisches Masse, einzelne Bestände gibt es auch im Südöstlichen Alpenvorland (Südburgenland; ELLMAUER & MUCINA 1993).

In den beiden aufgenommenen Beständen kommt *Impatiens glandulifera* in geringer Artmächtigkeit vor. Weitere Begleitarten sind *Circaea lutetiana*, *Galium aparine*, *Impatiens noli-tangere* und *Urtica dioica*. Die Artenzahl ist mit 9 (V5_2) und 15 (V7_1) Arten weitgehend ident mit dem Phalaridetum arundinaceae.



Foto 3: Dichtes Caricetum buekii mit einzelnen *Impatiens glandulifera*-Pflanzen an der Thaya (Bestand E 7) (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001)

7.1.5 Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931

Aufnahmen: V4_1, V5_1, V10_1, V15_1

Das Phalaridetum arundinaceae besiedelt die Ufer von fließenden und stehenden Gewässern mit stark schwankenden Wasserstand, wobei es auch rasch anthropogen geschaffene Standorte zu besiedeln vermag (BALATOVA-TULACKOVA et al. 1993). Die Bestände werden bei Hochwässern meist überflutet. Mit zunehmenden Höhe über dem Wasserspiegel geht die Gesellschaft in nitrophile Hochstaudenfluren und Saumgesellschaften über.

Für die Assoziation bezeichnend sind die hohen Deckungswerte von *Phalaris arundinacea*, die nur von wenigen Arten mit höherer Stetigkeit begleitet wird. In den Aufnahmen sind dies *Impatiens glandulifera*, *Rumex obtusifolius* und *Urtica dioica*. Einige weitere diagnostisch wichtige Arten sind seltener im Aufnahmematerial vertreten (*Calystegia sepium*, *Cardamine amara*, *Carduus crispus*, *Myosoton aquaticum*, *Poa trivialis*).

Die Artenzahl der aufgenommenen Bestände liegt zwischen 5 und 14 Arten. Solche niedrigen Artenzahlen sind durchaus charakteristisch für das Phalaridetum arundinaceae.

7.1.6 Senecionion fluviatilis-Gesellschaft mit Verbandszugehörigkeit

Aufnahme: V7_2

Im Verband Senecionion fluviatilis werden Saumgesellschaften der Ufer und Böschungen von Fließgewässern mit Verbreitungsschwerpunkt in tiefen Lagen zusammengefasst. Am Bestandesaufbau sind v.a. Hochstauden und Gräser beteiligt (MUCINA 1993).

Ein am Ufer der Thaya aufgenommener Bestand mit kodominanter *Impatiens glandulifera* wird diesem Verband zugeordnet. Eine Einordnung in eine Assoziation erscheint aufgrund des geringen Aufnahmematerials und der nicht zwanglosen Zuordnung zu einer beschriebenen Assoziation nicht möglich.

Neben dem Drüsigen Springkraut sind *Festuca gigantea*, *Urtica dioica*, *Rumex obtusifolius*, *Impatiens parviflora*, *I. noli-tangere* und *Mentha longifolia* von Bedeutung, allesamt Pflanzen mit hohen Ansprüchen an die Wasser- und Nährstoffversorgung.

Die Artenzahl der Aufnahme beträgt 16.

Tabelle 1: Tabelle der Vegetationsaufnahmen der aufgenommenen Neophytenbestände. Insgesamt wurden 126 Pflanzenarten in den Aufnahmeflächen festgestellt.

Klasse	Qu.-Fagetea	Phragm.-Magn.	Galio-Urticetea			
Ordnung	Fagetalia s.	Phragmitetalia	Convolvuletalia sepium		Lamio albi-Chenopod.	
Verband	Fagion s.	Phragmition c.	Senecionion fluviatilis			
Assoziation	Mel.-Car.	Phlaridetum ar.	S.f.	C. buek.	Fallopia-Gesell.	Robinien-Ges.gruppe

Wissensch. Name

	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V		
	34	20	1	15	10	4	5	17	2	5	7	1	11	2	22	30	26	12	9	8	3	
	_1	_1		_1	_1	1				2			_1	1	_1	1	_1	_1	1	1	1	
-----	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Robinia pseudacacia BS	8:2	3	2														4	4	5	5	5	
Robinia pseudacacia SS	3:	+																			2	1
Robinia pseudacacia KS	1:																					+
Fallopia japonica	5:			2									5	5	4	5						
Impatiens glandulifera	6:				3	1	2	3	1	1												
Carex buekii	3:								1	45												
Phalaris arundinacea	6:			3	5	1	5	+		2												
Acer campestre SS	3:		+																	2		2
Acer campestre KS	2:													1						+		
Acer platanoides BS	1:	2																				
Acer platanoides SS	2:	2	+																			
Acer pseudoplatanus BS	1:	3																				
Acer pseudoplatanus SS	2:		2																			1
Acer pseudoplatanus KS	1:		+																			
Aegopodium podagraria	8:2	+	+	3				2				+	2						+			
Aesculus hippocastanum KS	1:														+							
Ajuga reptans	1:																			+		
Angelica sylvestris	1:					+																
Anthriscus sylvestris	3:														+	+						+
Arctium lappa	1:							+														
Arrhenatherum elatius	3:														+						2	1
Asarum europaeum	2:1	2																				
Ballota nigra	1:																					+
Brachypodium pinnatum	1:																				2	
Brachypodium sylvaticum	3:+																		+			1
Calystegia sepium	4:			+			2	2		1												

Impatiens parviflora	7:2	+	+	2	1		+	2	
Lactuca serriola	1:								+
Lamiastrum argentatum	1:	2							
Lamiastrum montanum	4:	32					+	2	
Lamium maculatum	5:+		+	1	+			2	
Lapsana communis	3:						+		+
Ligustrum vulgare SS	1:						2		
Ligustrum vulgare KS	1:						2		
Lonicera xylosteum SS	1:	+							
Lycopus europaeus	1:		+						
Lysimachia nummularia	1:						1		
Lysimachia vulgaris	1:						+		
Melica transsilvanica	1:								1
Melica uniflora	4:	+						+	1 2
Mentha longifolia	1:			2					
Mycelis muralis	1:	+							
Myosoton aquaticum	4:		+	+	3	+			
Oxalis acetosella	1:	+							
Petasites hybridus	1:		+						
Phleum phleoides	1:								+
Picea abies KS	1:	2							
Picea abies SS	1:	+							
Pinus sylvestris BS	1:	2							
Pinus sylvestris SS	1:								+
Poa nemoralis	6:	1						1	+
Poa trivialis	4:		+	+		+			2 3 4
Polygonatum multiflorum	3:+	+							+
Primula elatior	1:						+		
Prunus avium SS	2:	+							1
Prunus avium KS	1:	+							
Pulmonaria officinalis	2:+							+	
Quercus petraea s.str. BS	2:	3						2	
Quercus petraea s.str. SS	1:								1
Quercus petraea s.str. KS	3:	+					+	+	
Quercus robur KS	1:								+
Ranunculus repens	1:			1					
Ribes rubrum SS	2:	+	+						
Ribesuva-crispa SS	1:+								
Rosa arvensis KS	2:	+							+
Rosa canina s. strictiss. SS	1:								2
Rosa canina s. strictiss. KS	1:								+
Rubus fruticosus agg.	3:							+	2 2
Rubus idaeus	3:	+				+		+	
Rumex obtusifolius	5:		1	+	2	2	1		
Salix caprea BS	1:								1
Sambucus nigra SS	2:+	2							
Sambucus nigra KS	1:	+							

pseudacacia									
-------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--

7.2 Verbreitung und Häufigkeit

7.2.1 Fallopia japonica, Impatiens glandulifera, Robinia pseudacacia

Die drei untersuchten Hauptuntersuchungsarten sind mit Beständen sehr unterschiedlicher Flächengröße im Nationalpark Thayatal und dessen Umfeld vorhanden (vgl. Tabelle 3). Die 7 Fundorte von *Fallopia japonica*² nehmen 1.076 m² oder 0,9% der gesamten aufgenommenen Bestandesfläche ein. Allerdings sind die Bestände von *Fallopia japonica* durchwegs sehr dicht. Sie konzentrieren sich auf ortsnahe Bereiche mit Schwerpunkt bei Hardegg. Ein Vorkommen liegt am Ortsrand von Merkersdorf, ein Vorkommen liegt im naturnahen Bereich auf einer Thayainsel.

Die Bestände von *Impatiens glandulifera* sind mit einer Flächengröße von 44.531 m² und einem Flächenanteil von 43,2% wesentlich größer. Alle 45 Fundorte befinden sich am Ufer der Thaya. Die Thayazubringer, auch die Zubringerbäche zur Fugnitz im landwirtschaftlich genutzten Bereich außerhalb des Nationalparks, weisen keine Vorkommen von *Impatiens glandulifera* auf. Dies, obwohl diese oftmals regulierten Gewässer aufgrund des Vorhandenseins von feuchten Hochstaudenfluren gut geeignete Lebensräume darstellen sollten. Es sollte daher hinkünftig darauf geachtet werden, ob sich *Impatiens glandulifera* an diesen Gewässern ausbreiten wird.

Die am weitesten verbreitete Neophytenart des Nationalparks Thayatal ist *Robinia pseudacacia* (57.526 m² oder 55,9% Flächenanteil). Die Mehrzahl der Bestände – und auch die flächenmäßig bedeutendsten – befinden sich in und um Hardegg sowie am Ortsrand von Merkersdorf. Abseits der Ortschaften befinden sich im Nationalpark kleinflächige Vorkommen in naturnahen Bereichen (Steinerne Wand, Wald nördlich von Karlslust).

Tabelle 3: Flächengrößen der Bestände von *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia*. Die Flächengrößen wurden im GIS berechnet und beinhalten ausschließlich die Bestände des Nationalparks Thayatal und dessen unmittelbar angrenzenden Randzone.

	Flächengröße	Flächenanteil an den Neophytenbeständen	Anzahl der Flächen	Anteil an der Flächenanzahl
<i>Fallopia japonica</i>	1.076 m ²	0,9%	7	10,3%
<i>Impatiens glandulifera</i>	44.531 m ²	43,2%	45	56,2%
<i>Robinia pseudacacia</i>	57.526 m ²	55,9%	27	33,5%
SUMME	103.133 m²	100%	79	100%

Tabelle 4: Bestandesentwicklung der Bestände von *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia*. Die Daten stammen aus der Datenbank Thayaneodat und beinhalten alle aufgenommenen Bestände. Legende: * = wegen Mahd; ** = wegen Ringelung

	Bestandesentwicklung			
	Unbekannt	Stabil	Sich ausbreitend	Sich verkleinernd
<i>Fallopia japonica</i>	4	0	2	0
<i>Impatiens glandulifera</i>	12	0	0	1*
<i>Robinia pseudacacia</i>	14	6	9	1**
SUMME	30	6	11	2

² Von GRULICH (1997) wird für die Umgebung von Merkersdorf ein Vorkommen der nahe verwandten Art *Fallopia sachalinensis* angegeben. Diese Art konnte während der Erhebungen nicht festgestellt werden.

Das Ausbreitungsverhalten vieler Bestände läßt sich aufgrund der bislang einmaligen Begehung nicht einstufen und wurde daher der Kategorie „unbekannt“ zugeordnet (vgl. Tabelle 4). Von den beurteilten Beständen zeigt sich bei der Robinie und beim Japanischen Staudenknöterich ein Überwiegen sich ausbreitender Bestände. Die Bestandesentwicklung der einzelnen Bestände ließ sich beim Drüsigen Springkraut aufgrund der annualen Biologie der Art kaum einstufen. Allerdings belegt der Vergleich mit den wenigen Fundortsangaben in GRULICH (1997) eine deutliche Ausbreitung der Art im Untersuchungsgebiet während der letzten Jahre. Bei den beiden als zurückgehend eingestuftem Vorkommen ist dies die Folge von bereits durchgeführten Managementmaßnahmen.



Foto 4: Jungrobinie am Straßenrand außerhalb des Nationalparks Thayatal (Bestand E 18) südöstlich von Hardegg (Aufnahme: F. Essl; Juli 2001)

7.2.2 *Ailanthus altissima*, *Solidago gigantea*

Der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) ist im Nationalpark Thayatal und in dessen Umfeld derzeit sehr selten. Im Nationalpark Thayatal wurde im Zuge nur ein einziges, wenige Bäume umfassendes Vorkommen in einem naturnahen Laubmischwald im Einhang des Thayatales festgestellt. Auch ÜBL (2002) nennt nur dieses Vorkommen des Götterbaumes.

Die Späte Goldrute (*Solidago gigantea*) kommt im Nationalpark Thayatal eingebürgert in der Ufervegetation der Thaya vor. Sie besiedelt frische bis feuchte Wiesenbrachen, Hochstaudenfluren und lichte Ufergehölzstreifen und Auwälder. Sie ist mäßig häufig (vgl. GRULICH 1997; ÜBL 2002).

7.3 Naturschutzfachliche Bewertung

7.3.1 Fallopia japonica

Die Vorkommen des Japanischen Staudenknöterichs im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende naturschutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist ziemlich gering
- die Bestände sind stabil bzw. breiten sie sich z.T. aus
- im Umland des Nationalparks sind Vorkommen sehr selten; diese befinden sich aber unmittelbar außerhalb des Nationalparks Thayatal
- die Bestandesdichte ist hoch bis sehr hoch
- die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind groß bis sehr groß
- die Bestände besiedeln überwiegend gestörte Standorte, einige wenige Vorkommen befinden sich aber auch in naturnahen Bereichen
- im Nationalpark Thayatal gibt es noch eine große Anzahl potenziell geeigneter Standorte, die derzeit nicht besiedelt sind (v.a. Uferbereich der Thaya)
- schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen geringe negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der möglichen weiteren Ausbreitung, auch in naturnahen Lebensräumen, und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell bedeutende negative Auswirkungen möglich.

7.3.2 Impatiens glandulifera

Die Vorkommen des Drüsigen Springkrautes im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende naturschutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist groß
- die Bestände breiten sich in den letzten Jahren aus
- im Umland des Nationalparks, an der Fugnitz außerhalb von Hardegg und an den Zubringerbächen der Fugnitz fehlt die Art (noch)
- die Bestandesdichte ist gering bis sehr gering
- die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind derzeit gering bis sehr gering; bei weiterer Ausbreitung und dann zu erwartenden höheren Bestandesdichten sind Auswirkungen mäßiger Intensität mittelfristig zu erwarten (vgl. Kapitel 6.2)
- die Bestände besiedeln fast ausschließlich naturnahe Standorte im Uferbereich der Thaya
- im Nationalpark Thayatal gibt es noch eine größere Anzahl potenziell geeigneter Standorte, die derzeit nicht besiedelt sind (v.a. Uferbereich der Thaya und lokal auch der Fugnitz)
- schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen geringe negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der wahrschein-

lichen weiteren Ausbreitung in naturnahen Lebensräumen und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell mäßig bedeutende negative Auswirkungen möglich.

7.3.3 *Robinia pseudacacia*

Die Vorkommen der Robinie im Nationalpark Thayatal zeichnen sich durch folgende natur-
schutzfachlich bedeutsame Charakteristika aus:

- die Fläche und Anzahl der Vorkommen ist mäßig groß; Vorkommensschwerpunkt ist der Ortsbereich von Hardegg
- die Bestände sind stabil oder die Bestandesentwicklung ist unbekannt; mehrere der Vorkommen breiten sich aber aus
- im Umland sind Fläche und Anzahl der Vorkommen der Robinie mäßig groß; die Robinie ist aber häufiger als im Nationalpark Thayatal und breitet sich weiter aus.
- die Bestandesdichte ist meist mäßig hoch bis hoch
- die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind groß; besonders in den dichten Beständen wird die Begleitvegetation stark verändert (vgl. Kapitel 6.3)
- die Bestände besiedeln häufig (ehemals) naturnahe Standorte
- im Nationalpark Thayatal gibt es eine größere Anzahl potenziell geeigneter Standorte, die derzeit nicht besiedelt sind (z.B. Trockenstandorte und lichte Wälder)
- schwierige Bekämpfbarkeit

Die zusammenfassende naturschutzfachliche Bewertung ergibt daher für die derzeitigen Vorkommen mäßig große negative naturschutzfachliche Auswirkungen. Aufgrund der wahrscheinlichen weiteren Ausbreitung in naturnahen Lebensräumen und der schwierigen Bekämpfbarkeit sind potenziell starke negative Auswirkungen möglich.

7.3.4 *Ailanthus altissima*, *Solidago gigantea*

Das einzige bekannte Vorkommen des Götterbaumes im Nationalpark Thayatal ist derzeit aus naturschutzfachlicher Sicht nicht problematisch. Es ist aber als eine relevante Quelle für eine weitere Ausbreitung dieser Art einzustufen.

Die Bestandesdichte der Bestände der Späten Goldrute in der Vegetation entlang der Thaya ist meist nur relativ gering, so dass massivere Auswirkungen auf die Vegetation zur Zeit nicht zu erwarten sind. Lokal werden aber auch höhere Deckungswerte erreicht, für den Naturschutz problematische Dominanzbestände wurden aber nur kleinflächig beobachtet.

7.4 Monitoringnetz

Im Zuge der Freilandenerhebungen erfolgte auch die Einrichtung und Ersterhebung von 20 fest verorteten Dauerquadraten als Grundlage eines Monitorings zum Erfolg der vorgeschlagenen Managementmaßnahmen. Die erhobenen Daten sind in der Datenbank „Thayaneodat“ abgelegt.

Für Dokumentation der Effizienz der Managementmaßnahmen werden folgendes Wiederholungserhebungen vorgeschlagen:

- vollständige Erhebung aller 20 Dauerquadrate in zweijährigen Turnus zur Hauptvegetationszeit (Juli/August)

Weiters sollten für die untersuchten Neophyten potenziell geeignet erscheinende Bereiche des Nationalparks Thayatal und seines Umlandes hinsichtlich einer allfälligen weiteren Ausbreitung beobachtet werden. Dies betrifft v.a. folgende Bereiche

- *Fallopia japonica*: Ufer der Fugnitz in Hardegg, Thayaufener
- *Impatiens glandulifera*: Ufer der Fugnitz und der Thaya, Oberlauf der Fugnitz und ihrer Zubringerbäche außerhalb des Nationalparks Thayatal
- *Robinia pseudacacia*: Eichen-Hainbuchenwälder und Trockenstandorte im Umfeld von Hardegg, Merkersdorf und Karlslust

7.5 Managementkonzept

7.5.1 *Fallopia japonica*

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung des Japanischen Staudenknöterichs im Nationalpark Thayatal ist als hoch einzustufen. Vordringlich sind die Vorkommen in naturnahen Bereichen (Ufer der Fugnitz, Thaya) zurückzudrängen. Diese Vorkommen bergen aufgrund der leichten Ausbreitbarkeit der Art durch verschwemmte Rhizomstücke (z.B. durch Hochwässer) eine besondere Gefahr als Ausgangsorte einer weiteren Ausbreitung. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Zurückdrängung umfassen:

- Aufnahme der Mahd (1-2 x jährlich)
- manuelle Bestandesreduktion (bes. bei kleineren Beständen) durch möglichst tiefreichendes Ausstechen der Triebe; die ausgestochenen Triebe müssen entfernt werden, damit sie sich nicht wieder bewurzeln können
- alternativ könnten aus Effizienzgründen aufgrund der derzeit noch geringen Bestandesgröße auch Herbizidinjektionen (HAGEMANN 1995) angewandt werden; bevorzugt sollte diese Maßnahme bei den Vorkommen wenig naturnaher Standorte zur Anwendung gelangen
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der Bestände
- eine Prioritätenreihung der Bestände zur Umsetzung der Maßnahmen ist sinnvoll; am vordringlichsten sind die Maßnahmen bei den gewässernahen Vorkommen umzusetzen (Gefahr der weiteren Ausbreitung bei Hochwasser)

Weiters ist die Verhinderung der weiteren Ausbreitung eine wesentliche flankierende Maßnahme. Beim Auffinden sich neu etablierender Bestände sind möglichst frühzeitig Bekämpfungsmaßnahmen zu ergreifen.

7.5.2 *Impatiens glandulifera*

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung des Drüsigen Springkrautes im Nationalpark Thayatal ist als ziemlich hoch einzustufen. Wesentlich ist eine abgestimmte Umsetzung der Maßnahmen mit dem Nationalpark Podyji, da aufgrund der kurzen Lebensdauer der Art und der Konzentration der Bestände auf die Ufer der Thaya eine Ausbreitung über die Staatsgrenzen jederzeit möglich ist. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Zurückdrängung umfassen:

- Aufnahme der Mahd bei relativ dichten Beständen (1x jährlich, unmittelbar vor Beginn der Blütezeit), spätere Kontrollbegehung (Mitte August) zur händischen Entfernung übersehener oder sich spät entwickelnder Pflanzen
- manuelle Bestandesreduktion (bes. bei lockeren Beständen, unmittelbar vor Beginn der Blütezeit) durch Ausreißen der Pflanzen, spätere Kontrollbegehung (Mitte August) zur händischen Entfernung übersehener oder sich spät entwickelnder Pflanzen
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der Bestände
- Monitoring der für die Art geeigneten Bereiche des Thayaufers zur frühzeitigen Auffindung allfälliger übersehener oder sich neu etablierender Bestände
- Monitoring der an den Nationalpark angrenzenden Fließstrecke der Fugnitz; bei einer allfälligen Auffindung von Vorkommen sollten diese in den Managementplan integriert werden, um eine permanente Einwanderung in den Nationalpark zu unterbinden

Aufgrund der relativ weiten Verbreitung des Drüsigen Springkrautes im Nationalpark und der im Vergleich zu Robinie und Japanischem Staudenknöterisch geringeren Auswirkungen auf die Begleitvegetation, ist aus Sicht des Bearbeiterteams auch die Nullvariante eine fachlich vertretbare Option. Eine diesbezügliche Entscheidung sollte seitens des Nationalparks Thayatal in Abstimmung mit dem Nationalpark Podyji unter Analyse der Kosten und Erfolge der bislang durchgeführten Managementmaßnahmen getroffen werden.

7.5.3 Robinia pseudacacia

Der Handlungsbedarf zur Kontrolle und Zurückdrängung der Robinie im Nationalpark Thayatal ist als hoch einzustufen. Vordringlich sind die Vorkommen in naturnahen Bereichen (Steinerne Wand, südlich Schloß Karlslust, Reginafelsen, Maxplateau, bei Feste Kaja) zurückzudrängen. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Zurückdrängung umfassen:

- Ringelung (etwa in Brusthöhe) im Frühsommer zur Blütezeit unter Belassung der Begleitgehölze (Beschattung); austreibende Wurzelschösslinge sind 1-2 x jährlich manuell zu entfernen; allenfalls Nachpflanzung standortstypischer Gehölze zur Ausdunkelung austreibender Robinien
- die großen, dichten Bestände am Burgberg von Hardegg können aus pragmatischen Gesichtspunkten (Akzeptanz in der Bevölkerung, isolierte Lage im Siedlungsgebiet) belassen werden; diese Bestände sollten aber einer weiteren Ausbreitung gehindert werden
- konsequente Anwendung der Maßnahmen bis zum Erlöschen der behandelten Bestände
- bei Auffindung übersehener oder sich neu etablierender Bestände Aufnahme dieser Vorkommen in den Managementplan
- Monitoring der Bestände der an den Nationalpark angrenzenden Kulturlandschaft; bei fortschreitender Ausbreitung im unmittelbaren Nahbereich des Nationalparks gelegener Bestände sollten diese in den Managementplan einbezogen werden.

Alternativ zur Ringelung kann aus Gründen der Maßnahmen- und Kosteneffizienz eine Modifizierung der Maßnahmen sinnvoll sein, wie sie im tschechischen Nationalpark Podyji durchgeführt wird (vgl. ÜBL 2002): die Robinien werden wie oben besprochen geringelt oder – alternativ zur Gänze – umgeschnitten. Haben die austreibenden Schösslinge eine Höhe von 2 m erreicht, so werden sie mit verdünnter Glyphosat-Säure besprüht und sterben anschließend ab. Diese Maßnahme ist aber in naturnahen Lebensräumen nur sehr vorsichtig einzusetzen.

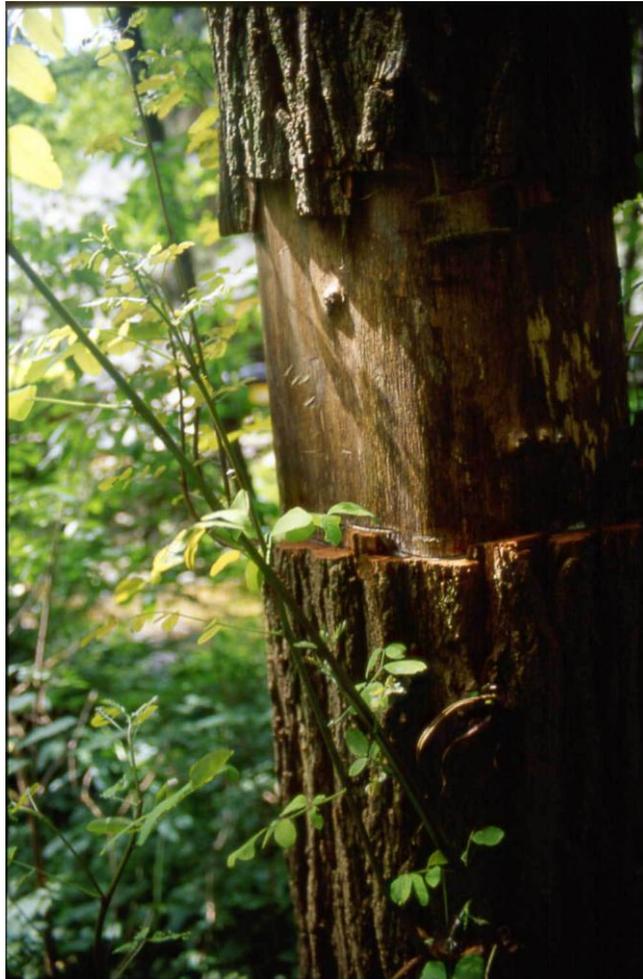


Foto 5: In Brusthöhe geringelte Robinien unterhalb des Reginafelsens mit neu austreibenden Trieben (Aufnahme: F. Essl; August 2001).

7.5.4 Ailanthus altissima, Solidago gigantea

Der Handlungsbedarf zur Zurückdrängung des Götterbaumes ist hoch und leicht umsetzbar, da nur ein individuenarmes Vorkommen bekannt ist. Als geeignetste Maßnahme sollte Ringelung und Rückschneiden austreibender Schösslinge zur Anwendung gelangen.

Ein Handlungsbedarf zur Zurückdrängung der Späten Goldrute ist nicht vorhanden. Die Art ist entlang der Thaya weit verbreitet, die Auswirkungen auf die Begleitvegetation sind vermutlich gering. Eine Bekämpfung erscheint daher weder notwendig noch unter vertretbarem Aufwand durchführbar.

7.5.5 Begleitende Maßnahmen

Bei der Umsetzung des Managementkonzeptes sind begleitende Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung und Information nötig, um eine ausreichende Akzeptanz der Bevölkerung zu erreichen. Folgende Maßnahmen erscheinen wesentlich:

- Information der Bevölkerung über den Zweck und die Notwendigkeit der Maßnahmen (z.B. Artikel in Thayatal-Info, Informationstafeln am Durchführungsort der Maßnahmen).
- Berücksichtigung von in der Öffentlichkeit vorhandenen Sensibilitäten durch zeitlich und räumlich abgestufte Umsetzung der Maßnahmen.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Diese Studie enthält die Ergebnisse der Untersuchung ausgewählter Neophyten im und im Umkreis des Nationalparks Thayatal. Sie behandelt die Frage nach der Verbreitung und naturschutzfachlichen Bedeutung ausgewählter Neophyten im Nationalpark Thayatal und schafft die fachliche Grundlage für ein Managementkonzept. Zur Erfolgskontrolle der vorgeschlagenen Managementmaßnahmen wurde ein Monitoringnetz angelegt.

Nach einer Kurzdarstellung wichtiger Definitionen im Zusammenhang mit Neophyten werden die Hauptuntersuchungsarten *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* und *Robinia pseudacacia* und die Nebenuntersuchungsarten *Ailanthus altissima* und *Solidago gigantea* in Artkapiteln beschrieben. Es werden für jede Art Ausbreitungsverhalten und -geschichte, Management Erfahrungen, Verbreitung und Häufigkeit in Österreich, spezielle Literatur und Naturschutzprobleme behandelt.

Alle Vorkommen der Hauptuntersuchungsarten (*Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*) wurden im Freiland erhoben und kartographisch erfasst. Nicht-graphische Daten wurden in einer Datenbank („Thayaneodat“) abgelegt. Insgesamt wurden 49 Vorkommen erhoben. Am häufigsten ist *Robinia pseudacacia* (v.a. in ortsnahen Gebieten und außerhalb des Nationalparks Thayatal). *Impatiens glandulifera* tritt in der Ufervegetation an der Thaya verbreitet auf, fehlt sonst aber. *Fallopia japonica* besitzt wenige, kleinflächige Vorkommen, überwiegend innerhalb oder am Rand von Siedlungen.

Die Lebensraumbindung der untersuchten Arten wurde durch 19 Vegetationsaufnahmen dokumentiert. Als Grundlage für Monitoringmaßnahmen wurden 20 Dauerquadrate angelegt: 8 Dauerquadrate liegen in Robinienbeständen, 8 Dauerquadrate in Beständen des Drüsigen Springkrautes und 4 Dauerquadrate in Beständen des Japanischen Staudenknöterichs.

Anhand der erhobenen Daten wurden die Ergebnisse interpretiert und ein Managementplan für jede Untersuchungsart entwickelt. Hoher Handlungsbedarf besteht bei *Fallopia japonica* (derzeit wenig aufwändige Zurückdrängung dieser noch seltenen, bei weiterer Ausbreitung problematischen Art) und bei *Robinia pseudacacia* (v.a. aufgrund der Ausbreitungstendenz und der starken Vegetationsveränderungen der Bestände). Für *Impatiens glandulifera* wird der Handlungsbedarf als ziemlich hoch eingestuft. Aufgrund der geringeren negativen Auswirkungen auf die Begleitvegetation, wird für diese Art auch die Nullvariante als naturschutzfachlich vertretbar eingestuft. Bei dieser Art sind die Maßnahmen mit dem Nationalpark Podyji abzustimmen.

Für die Nebenuntersuchungsart *Ailanthus altissima* wird eine Entfernung des einzigen, individuenarmen Bestandes im Nationalpark Thayatal empfohlen. Für die entlang der Thaya verbreitete *Solidago gigantea* werden keine Managementmaßnahmen empfohlen.

9 DANKSAGUNG

Die Bearbeiter möchten der Nationalparkverwaltung Thayatal, vertreten durch Ch. Übl, für die angenehme und konstruktive Zusammenarbeit herzlich danken. Fr. V. Grass (Wien) hat mit der Überlassung wichtiger Angaben zur Verbreitung der Robinie im Nahbereich des Nationalparks Thayatal die Bearbeitung wesentlich erleichtert. Dafür sei herzlich gedankt.

10 LITERATURVERZEICHNIS

- ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. — Ulmer Verlag, 1.180 pp.
- ANONYMUS (2001): Nationalpark Thayatal. Nationalpark von A-Z. — Broschüre, Nationalparkverwaltung Thayatal.
- BALATOVA-TULACKOVA, E., MUCINA, L., ELLMAUER, T., & WALLNÖFER, S. (Hrsg.) (1993): Phragmiti-Magnocaricetea. — In: GRABHERR, G., & MUCINA, L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: 79-130.
- BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (1995): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 215 pp.
- BOSSARD, C., RANDALL, J. M. & HOSBOVSKY, M. C. (2000): Invasive Plants of California's Wildlands. — University of California Press, 360 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. — 3. Auflage, Springer Verlag (Wien - New York), 865 pp.
- CHYTRY, M. & VICHEREK, J. (2000): Die Waldvegetation des Nationalparks Podyji/Thayatal. — Academia (Prag), 166 pp.
- CHYTRY, M., GRULICH, V., TICHY, L. & KOURIL, M. (1999): Phytogeographical boundary between the Pannonicum and Hercynicum: a multivariate analysis of landscape in the Podyji/Thayatal National Park, Czech Republik/Austria. — Preslia 71: 23-41.
- DRESCHER, A. & PROTS, B. (1996): *Impatiens glandulifera* Royle im südöstlichen Alpenvorland – Geschichte, Phytosoziologie und Ökologie. — Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 145-162.
- ELLMAUER, TH. & MUCINA, L. (1993): Molinio-Arrhenatheretea. – In: MUCINA, L., GRABHERR, G., & ELLMAUER, T., (Hrsg.), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: 297-401. G. Fischer Verlag (Jena).
- ESSL, F., DVORAK, M., ELLMAUER, TH., KORNER, I., MAIR, B., SACHSLEHNER, L. & VRZAL, W. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der gemäß den Richtlinien 79/409/EWG und 43/92/EWG zu schützenden Lebensräume in den von Niederösterreich nominierten Natura 2000 Gebieten. — Studie im Auftrag der NÖ. Landesregierung, 414 pp.
- ESSL, F., EGGER, G., ELLMAUER, TH. & AIGNER, S. (2001b): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs: Rote Liste gefährdeter Waldbiotoptypen. — Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien, 106 pp.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (Hrsg.) (2002): Neobiota in Österreich. — Monographie des Umweltbundesamtes.
- ESSL, F. & WALTER, J. (2002): Ausgewählte neophytische Gefäßpflanzenarten Österreichs. — Grüne Reihe des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- GRABHERR, G. & ELLMAUER, Th. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: Anthropogene Vegetation. — G. Fischer Verlag (Jena), 578 pp.
- GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation. — G. Fischer Verlag (Jena), 523 pp.

- GRULICH, V. (1997): Atlas rozšíření cizích rostlin národního parku Podyjí. Verbreitungsatlas der Gefäßpflanzen des Nationalparks Thayatal. — Masarykova Univerzita (Brno), 297 pp.
- HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 179-194.
- HARTMANN, E. & W. KONOLD, W. (1995): Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et *canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 92-104.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & W. KONOLD (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. — Ecomed Verlag (Landsberg).
- HOLZNER, W. (1971): Verbreitung und Vergesellschaftung von *Impatiens glandulifera* an der Leitha. — Mitt. Bot. Linz **3/1**: 45-80.
- HOLZNER, W. (1978): Nitrophile Saumgesellschaften in Niederösterreich und dem Burgenland. — Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **116/117**: 99-110.
- JÄGER, E. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. — Schr.-R. f. Vegetationskde. **27**: 395-403.
- KLAUCK, E.-J. (1986): Robinien-Gesellschaften im mittleren Saartal. — Tuexenia **6**: 325-333.
- KLAUCK, E.-J. (1988): Die *Sambucus nigra-Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft und ihre geographische Gliederung. — Tuexenia **8**: 281-286.
- KONOLD, W., ALBERTERNST, B., KRAAS, B. & R. BÖCKER (1995): Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 141-150.
- KOWARIK, I. (1991): Ökologische Risiken der Einführung nichteinheimischer Pflanzen und Möglichkeiten ihrer Prognose. — In: STUDIER, A. (Hrsg.): Biotechnologie: Mittel gegen den Welthunger? Schriften des Deutschen Übersee-Instituts Hamburg **8**: 121-131.
- KOWARIK, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. — Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 3, 188 pp.
- KOWARIK, I. (1995): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 32-56.
- KOWARIK, I. (1996): Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. — Verh. Ges. f. Ökologie **26**: 173-181.
- KOWARIK, I. (1999): Neophytes in Germany: Quantitative Overview, Introduction and Dispersal Pathways, Ecological Consequences and Open Questions. — Texte des Umweltbundesamtes Berlin 18/99: 12-36.
- KOWARIK, I. & BÖCKER, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) in Mitteleuropa. — Tuexenia **4**: 9-29.
- KRETZ, M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 151-160.
- LUDWIG, M., GEBHARDT, H., LUDWIG, H. W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (2000): Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. — BLV (München), 127 pp.

- MUCINA, L. (1993): Galio-Urticetea. – In: MUCINA, L., GRABHERR, G., & ELLMAUER, T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1: 203-251. G. Fischer Verlag (Jena).
- MUCINA, L., GRABHERR, G., & ELLMAUER, T. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 1. — G. Fischer Verlag (Jena), 578 pp.
- MUCINA, L., GRABHERR, G., & WALLNÖFER, S. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 3. — G. Fischer Verlag (Jena), 352 pp.
- NEUHAUSER, G. (2001): Einfluss der Robinie auf die Flora und die Vegetation der Wälder und (Halb)trockenrasen des östlichen Weinviertels. — Dipl. Univ. Wien, 146 pp.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. — In: NIKLFELD H. (Hrsg.): Grüne Reihe des Bundesministeriums für Jugend, Umwelt und Familie, Bd. 10: 33-130.
- OBERDORFER, E. (1992a): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Bd. 1. — G. Fischer Verlag (Stuttgart), 3. Auflage, 311 pp.
- OBERDORFER, E. (1992b): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Bd. 4a u. 4b: Text- und Tabellenband. — G. Fischer Verlag (Stuttgart), 282 pp. und 580 pp.
- OBERDORFER, E. (1993a): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Bd. 2. — G. Fischer Verlag (Stuttgart), 3. Auflage, 355 pp.
- OBERDORFER, E. (1993b): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Bd. 3. — G. Fischer Verlag (Stuttgart), 455 pp.
- PILS, G. (1984): Alte und neue Zuwanderer in Oberösterreichs Pflanzenwelt. — Öko-L 6/1: 13-18.
- SCHMITZ, G. (1998): *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern und Forsten – eine biozönologische Analyse. — Zeitschr. f. Ökol. u. Natursch. 7: 193-206.
- SCHRÖDER, F. G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. — Vegetatio 16: 225-238.
- SCHRÖDER, F. G. (1974): Zu den Statusangaben bei der floristischen Kartierung Mitteleuropas. — Göt. Flor. Rundbr. 8: 71-79.
- SCHRÖDER, F. G. (2000): Die Anökophyten und das System der floristischen Statuskategorien. — Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie (= Englers Botanische Jahrbücher) 122: 431-437.
- SCHULDES, H. (1995): Das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*): Biologie, Verbreitung, Kontrolle. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 66-82.
- STROBL, W. (1982): Die Verbreitung der Gattung *Impatiens* am Salzburger Alpenrandgebiet. — Florist. Mitt. Salz. 7: 3-9.
- STROBL, W. (1984): Nachtrag zur Verbreitung von *Impatiens glandulifera* Royle (Grossblütiges Springkraut) im Bundesland Salzburg. — Florist. Mitt. Salz. 9: 17-20.
- STROBL, W. (1987): Beitrag zu einigen Neophyten der Salzburger Flora. — Jb. Haus der Natur 10: 104-113.
- SUKOPP, H. (1995): Neophytie und Neophytismus. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 1-31.
- SUKOPP, U. & SUKOPP, H. (1994): Ökologische Lang-Zeiteffekte der Verwilderung von Kulturpflanzen. — Abt. Normbildung und Umwelt des Forschungsschwerpunkts Technik, Arbeit, Umwelt des Wissenschaftszentrums Berlin für Sozialforschung, 91 pp.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationskundlichen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. — Monographie des Umweltbundesamtes 89A: 397 pp.

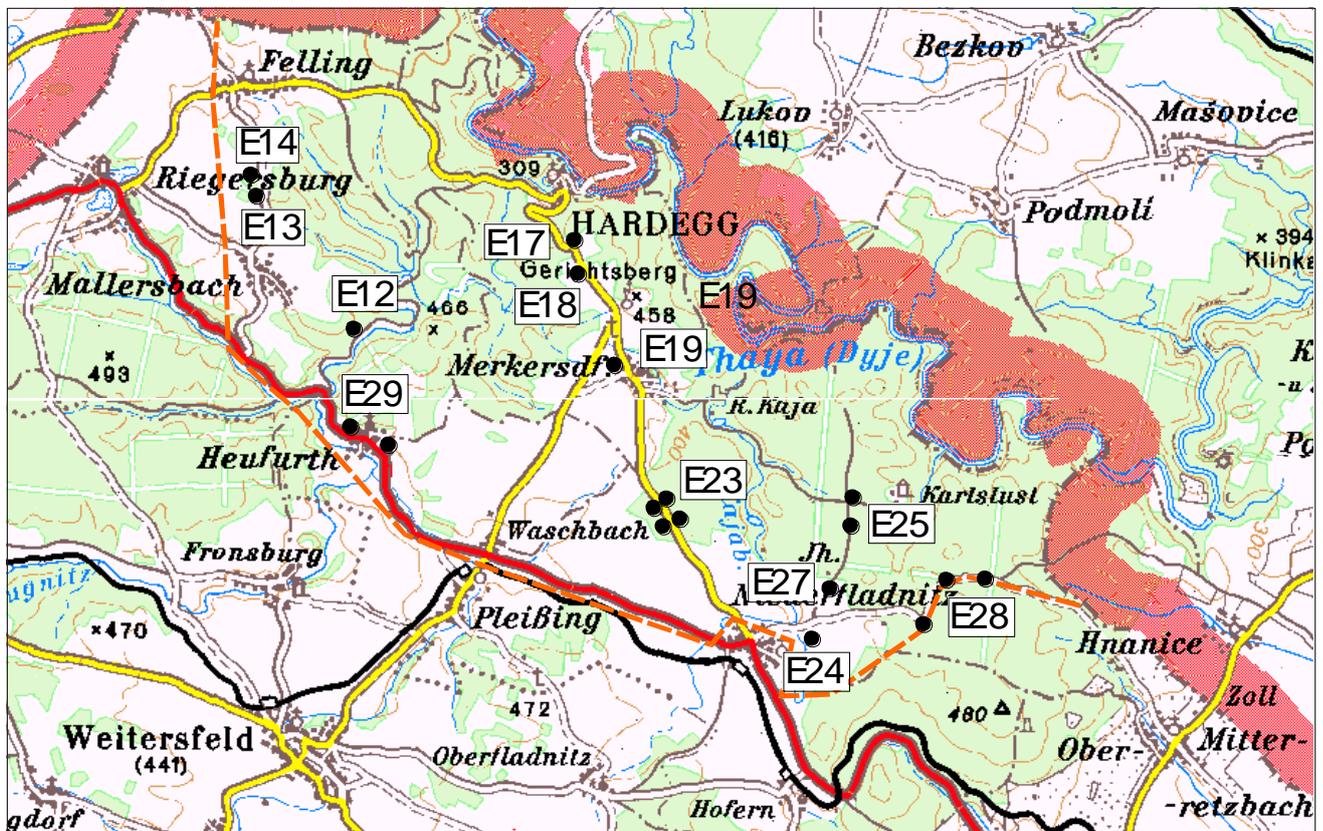
- ÜBL, CH. (2002): Aliens in Österreichs Nationalparks – Kontrollmaßnahmen im Nationalpark Thayatal. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- UDVARY, L. (1999): Some remarkable instances of invasion of *Ailanthus altissima* in Hungary. — Proceedings 5th International Conference on the Ecology of Invasive Species: 122.
- WALSER, B. (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. — In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, p. 161-172.
- WEBER, E. (1999): Biological Flora of Central Europe: *Solidago altissima*. — Flora **195**: 123-134.
- WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen insbesondere mit *Robinia pseudoacacia* L. — Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung **21/4**: 211-225.
- WIMMER, R. & MOOG, O. (1994): Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. — Monographien **51**, 581 pp.
- WRBKA, Th., THURNER, B. & SCHMITZBERGER, I. (2001a): Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. — Unveröffentl. Studie im Auftrag der Nationalparkverwaltung Thayatal, 144 pp. + Anhang.
- WRBKA, Th., THURNER, B. & SCHMITZBERGER, I. (2001a): Vegetationskundliche Untersuchung der Wiesen und Wiesenbrachen im Nationalpark Thayatal. — Unveröffentl. Studie im Auftrag der Nationalparkverwaltung Thayatal, 156 pp. + Anhang.

11 ANHANG 1: LAGE DER KARTENAUSSCHNITTE

##karte einfügen

12 ANHANG 2: VERBREITUNGSKARTEN

Neophytenbestände außerhalb des Nationalpark Thayatal



##Verbreitungskarte 1

##Verbreitungskarte 2

##Verbreitungskarte 3

##Verbreitungskarte 4

##Verbreitungskarte 5

##Verbreitungskarte 6

##Verbreitungskarte 7

##Verbreitungskarte 8

##Verbreitungskarte 9

##Verbreitungskarte 10

##Verbreitungskarte 11

13 ANHANG 3: FLÄCHEN DER NEOPHYTENKARTIERUNG

##kopie einfügen: seite 1

##kopie einfügen: seite2

14 ANHANG 4: ERHEBUNGSBOGEN NEOPHYTENBESTÄNDE

##kopie einfügen: seite 1

##kopie einfügen: seite 2

##kopie einfügen: seite 3

##kopie einfügen: seite 4

15 ANHANG 5: ERHEBUNGSBOGEN DAUERQUADRATE

##kopie einfügen: seite 1

##kopie einfügen: seite 2

##kopie einfügen: seite 3

16 ANHANG 6: LAGE UND VERORTUNG DER DAUERQUADRATE

Nr.	Lage	Vermarkung	Orientierung
E1-1	Wald 200 m O Merkersdorf und 5 m N Str. zur Feste Kaja	2 Vermarkungspflöcke	10 m O Haus N Str.; 4,45 m N Straßenvermessungspflöcke am nördl. Straßenrand
E4-1	S-Ufer der Thaya 30 m O des Wehrs südlich der Ruine Neuhäusl	2 Vermarkungspflöcke	verwachsene Schotterbank 4,6 m nördl. von Fraxinus am Ufer
E5-3	500 m O der Ruine Neuhäusl am Thayaufener	2 Vermarkungspflöcke	7,3 m westl. (72°) großer vielstämmiger Salix alba (mit rotem Band markiert)
E7-4	Nördlich der Wendwiese am Thayaufener	2 Vermarkungspflöcke	5,9 NW (237°) eines Crataegus monogyna-Busches (mit rotem Band markiert)
E8-1	Steinerne Wand im Thayatal	1 Vermarkungspflöcke	Oberer Teil des dichten Robinienbestandes, SW-Ecke bildet eine mit rotem Farbband markierte Carpinus betulus
E9-1	Südlich der Steinernen Wand im Thayatal	1 Vermarkungspflöcke	Westl. der Forststr., SO-Ecke bildet mit Farbband markierte Robinie
E15-1	Thayaufener bei Fugnitz-Mündung	2 Vermarkungspflöcke	Mündungsbereich 6,2 m nördl. einer vielstämmigen Alnus glutinosa
E16-8	Straßenböschung S Hardegg	2 Vermarkungspflöcke	Nördl. Lehmstr. und 1,5 m westl. (270°) des ersten Pfostens der Leitplanke
E10-1	O-Rand von Merkersdorf	1 Vermarkungspflöcke	2 m südl. der Leitplanke (mit Farbband markiert)
E17-1	Waldbestand nördlich von Karlslust	1 Vermarkungspflöcke	Unterhang; SO-Ecke bildet größerer Acer campestre (mit Farbband markiert), NW-Ecke bildet Carpinus betulus (mit Farbband markiert)
E30-1	Zufahrt Hardegg 500m westlich Waldbad	2 Vermarkungspflöcke	Zentralteil des Bestandes; 12,0 m SO eines nördl. der Str. stehenden Grenzpfostens
E32-1	Westlicher Ortsrand von Hardegg	1 Vermarkungspflöcke	O-Teil des Bestandes, SO-Eck bildet Robinie (mit Farbband markiert)
E37-1	S-Hang des Burgberges Hardegg	1 Vermarkungspflöcke	Oberhang, 4,8 m SO (210°) der 2. Bank von Osten; NO-Eck bildet Robinie (mit Farbband markiert)
H1-1	Bei der Fichtendickung am südlichen des Langen Grundes	3 Vermarkungspflöcke	Ein Vermarkungspflöcke neben sehr altem Kreuzdorn neben Fußweg, von dort aus ca. 10m westlich zum Dauerquadrat (2-2,5m vom Ufer entfernt)
H1-2	Uferbereich am südlichen Langen Grund	3 Vermarkungspflöcke	Ein Vermarkungspflöcke neben sehr altem Weißdorn neben Fußweg, von dort aus ca. 8m WSW zum Dauerquadrat (3m vom Ufer entfernt)
H4-1	Umgebung Obere Bärenmühle: 50m flussab des Naturdenkmales (Felsen)	2 Vermarkungspflöcke	Unter der Kronentraufe der alten Bruchweide (flussabwärtiger Teil), direkt am Ufer
H4-2	Flussab der Unteren Bärenmühle	2 Vermarkungspflöcke	Wegkreuzung am Südrand der Wiese 1 Stange mit 2 Tafeln (Wiesen nicht betreten; Thayatalweg 1): von dort WNW am Ufer des Thayaarmes eine am Grund verzweigte sehr alte Schwarzerle, Ast am Ufer mit schmalen schwarzen Band markiert; von dort 6 m flussauf und ca. 1,5 m vom Ufer entfernt

Nr.	Lage	Vermarkung	Orientierung
H6-1	Zwischen Oberer und Unterer Bärenmühle	2 Vermarkungspflöcke	Auf der Höhe des letzten Baumes (Bruchweide) am gegenüberliegenden Thayaufser (Tschechien; dahinter große Wiese) 6 m flußab, direkt am Ufer
H9-1	Unterhalb der Reginafelsen	2 Vermarkungspflöcke	29,5 m von der Tafel "H14" am Grat Richtung Hardegg
H9-2	Unterhalb der Reginafelsen	2 Vermarkungspflöcke	Weitere ca. 12 m vom DQ H9-1 entfernt Richtung am Grat Hardegg

17 ANHANG 7: ROHDATEN NEOPHYTENBESTÄNDE

##Ausdrucke einfügen

18 ANHANG 8: ROHDATEN DAUERQUADRATE

##