

Biologická fakulta Jihočeské Univerzity, České Budějovice

MAGISTERSKÁ PRÁCE

**EKOLOGICKÁ STUDIE DRUHU
*REYNOUTRIA JAPONICA***

AUTOR: Petr Horn

VEDOUCÍ MAGISTERSKÉ PRÁCE: RNDr. Karel Prach CSc.

ROK VYPRACOVÁNÍ: 1996

Prohlašuji, že jsem uvedenou práci vypracoval samostatně, pouze s použitím uvedené literatury.

V Českých Budějovicích, 22.4.1996

Petr Horn

PETR HORN

Biologická fakulta Jihočeské University, Branišovská 31

České Budějovice 37005

Telefon: 42- 038- 46513

Email: Moucha@BIO.BF.JCU.CZ

OBSAH:

Abstract	3
1. ÚVOD	3
2. CÍLE PRÁCE	4
3. RÁMCOVÁ CHARAKTERISTIKA DRUHU	4
3.1 Taxonomická a morfologická charakteristika druhu	4
3.2 Populační genetika <i>R.j.</i> a příbuzných taxonů	5
3.3 <i>Reynoutria japonica</i> ve svém původním areálu	6
3.4 <i>Reynoutria japonica</i> v druhotném areálu, historie šíření	7
4. PRAKTICKÉ ASPEKTY INVAZE <i>REYNOUTRIA JAPONICA</i>	8
4.1 Negativa	8
4.2 Perspektivní využití	9
5. METODY	9
5.1 Dynamika nadzemní biomasy	9
5.2 Klíčivost semen	10
5.3 Další charakteristiky	11
6. VÝSLEDKY	11
6.1 Dynamika nadzemní biomasy	11
6.2 Klíčivost semen	12
6.3 Další charakteristiky	12
7. DISKUSE	12
7.1 Dynamika nadzemní biomasy	12
7.2 Klíčivost semen	14
7.3 Další charakteristiky	15
7.4 Management porostů	16
8. ZÁVĚRY	18
9. Poděkování	18
10. LITERATURA	19

Abstract

Selected autecological characteristics were studied to analyse the high competitive ability of invasive species *Reynoutria japonica* Houtt. .

The dynamics of aerial biomass of *Reynoutria japonica* during vegetation season 1995 was studied in one locality in South Bohemia, Czech Republic. Results show two peaks of standing crop, first in mid-July with maximum of total biomass, second in the end of August during flowering period. The maximal value of the total aerial biomass was 976 g.m^{-2} .

Results of an experiment with seed germination show the possibility of generative reproduction of this alien species in Czech republic, although the origin of seeds is still unclear and the probability of seedling occurrence in the wild is almost zero.

The distribution of shoots in space is aggregated, it means that stands of *Reynoutria japonica* are in small scale very heterogenous.

In established stands of *R.j.* a majority of soil is covered by persistent plant litter. If we compute the data about aerial biomass, the stand produces 1083 g.m^{-2} of persisting material per one year. Litter laying on the ground was estimated in autumn 1994 to 225 g of dry weight per one square meter.

Only 6% of light radiation can penetrate through the dense canopy of *R.j.* to the ground in the middle of vegetation season.

Klíčová slova: *Reynoutria japonica*, invaze, nadzemní biomasa, klíčivost semen, opad, relativní světelný požitek

1. ÚVOD

Tato práce se zabývá studiem ekologie invazního druhu *Reynoutria japonica*. Při studiu byl brán zřetel hlavně na souvislost mezi autekologickými vlastnostmi daného druhu a invazivním charakterem jeho šíření.

Pokusíme-li se obecně definovat, co to je invazní druh, je to druh, který se šíří v oblasti značně vzdálené od místa svého původního areálu. Nejčastěji jde o druh záměrně či neúmyslně zavlečený člověkem (Drake et al, 1989; Pyšek, 1996) V našem konkrétním případě se jedná o rostlinný druh, který má svůj původní areál v jihovýchodní Asii, odkud byl člověkem úmyslně zavlečen jako okrasná rostlina do Evropy, kde se začal v 2. polovině 19. století spontánně šířit (Connolly, 1977).

Mnoho autorů už se pokusilo zobecnit problém invazí (např. Noble, 1989; Drake et al., 1989). Přes všechno úsilí však šlo jen o pokusy zobecnit jev, který je ve své podstatě nezobecnitelný, protože jednotlivé invaze se navzájem liší v mnoha věcech - hlavně v charakteru invazního druhu a také v stavu poznání, průběhu invaze a v typu invadovaného ekosystému. V poslední době proto vzrostl význam studií, jež se zabývají pouze jediným invazním druhem (např. *Heracleum mantegazzianum*)- v

anglické literatuře tzv. case studies. Tyto studie jsou pak základem pro navrhování konkrétních nápravných opatření zaměřených na zpomalení lavinovitého šíření druhu nebo alespoň pro potlačování negativních důsledků invaze.

Práce se zabývá tématem, který je už dlouhou dobu studován jak ve Evropě tak v Japonsku. Mohla tudíž těžit z výsledků rozsáhlých výzkumů, které v těchto dvou zemích proběhly za posledních 15 let. Tyto studie jsou ale svým zaměřením značně roztržité a proto se například dosud nepodařilo opublikovat podrobnější srovnávací studii druhu ve svém původním a sekundárním areálu. Přitom je jasné, že bez takové studie nelze pochopit mechanismus, který způsobil invazivní šíření tohoto druhu.

Doposavadní stav znalostí také dobře ilustruje principiálně odlišný přístup k tématu v Japonsku a v Evropě. V Japonsku je studována intenzivně autekologie a fyziologie *R.j.* na relativně malém území v masivu kráteru Mount Fuji (Maruta, 1976; Maruta, 1983; Chiba et Hirose, 1993; Suzuki, 1994a; Suzuki, 1994b; Mariko et al., 1993; Maruta, 1994). Evropané se naproti tomu studují problém na větším území a v širších souvislostech (Conolly, 1977; Pyšek et Prach, 1993; Beerling et al., 1994; Sukopp et Sukopp, 1988). Na tuto kvalitativně rozdílnou úroveň znalostí bylo třeba brát ohled při jakémkoliv srovnávání výsledků z jihovýchodní Asie s výsledky v této studii.

2. CÍLE PRÁCE

Práce se zabývá některými autekologickými charakteristikami, které by se mohly podílet na dosavadní úspěšnosti tohoto invazivního druhu. Hlavními cíli práce bylo:

1. Pokusit se objasnit úlohu nadzemní biomasy a její sezonní dynamiky v kompetici s autochtonními druhy.
2. Odpovědět na otázku, zda mohou být jiné produkční charakteristiky (opad, délka prýtu) zodpovědné za vysokou konkurenční schopnost druhu např. tím, že účinně blokují cecí jiných druhů do zapojeného porostu?
3. Zjistit zdali je v našich podmínkách možná generativní reprodukce tohoto taxonu a tudíž hrozí-li méně kontrolovatelné šíření druhu pomocí semen na nová stanoviště.

3. RÁMCOVÁ CHARAKTERISTIKA DRUHU

3.1 Taxonomická a morfologická charakteristika druhu

Reynoutria japonica Houtt. je pouze jedním ze synonym, pod kterým byla tato rostlina popsána. V anglické literatuře je běžnější *Fallopia japonica* Houtt. Další užívaná synonyma jsou *Polygonum cuspidatum* Sieb et Zucc., *Pleuropterus cuspidatus* Sieb et Zucc. a *Polygonum zuccarinii* Small, *Reynoutria henryi* Nakai, *Tiniaria japonica* Hedberg (Chrtek, 1990), *Polygonum sieboldii* De Vriese (Beerling et al, 1994). Tento poněkud neobvykle velký počet synonym pro jediný taxon vyplývá z historie jeho popsání a z nejasností kolem jeho taxonomického zařazení. Rostlina byla poprvé popsána Houttuynem jako *Reynoutria japonica*, z materiálu sebraného Thunbergem v Japonsku. Podruhé byla *R.j.* popsána Sieboldem a Zuccarinim v roce 1846 jako *Polygonum cuspidatum* nezávisle na předchozím popisu (Beerling et al., 1994). Až v

roce 1901 Makino (1901) rozpoznal, že se jedná o jeden a tentýž taxon (Beerling et al., 1994). Další synonyma vznikly nejasným zařazením *R.j.* v rámci čeledi *Polygonaceae*. Například Meissner v r.1856 použil zařazení do sekce *Tiniaria* v rámci rodu *Polygonum* L. s.l. (Beerling et al, 1994). V současné době angličtí taxonomové zařazují tuto rostlinu do rodu *Fallopia* sekce *Reynoutria* (Stace, 1991). Naproti tomu česká taxonomická tradice preferuje samostatný rod *Reynoutria* (Chrtek, 1990).

V anglické literatuře je velice často *Reynoutria japonica* uváděna pod svým vžitým názvem tzv. common name. Nejběžnější je Japanese knotweed, název používaný hlavně ve Velké Británii (Bailey, 1994; Grime et al., 1988; Connolly, 1977). Méně používaný je Japanese bamboo a Fleece flower, vžitě názvy z území USA (Wolf, 1971).

Vžitý název pro *R.j.* v Japonsku je Itadori s předponami pro názvy variet, např. Onoe-Itadori, Beni-Itadori, Hachijo- Itadori (Wade et al., 1994).

Reynoutria jap. má lodyhy 2.5-3m vysoké, přímé, v horní části větvené, červeně skvrnitě, křehké. Čepel listů je vejčitá až široce vejčitá, na vrcholu zúžená v dlouhou špičku, na bázi kolmo uťatá, tuhá, s vyniklou žilnatinou (Chrtek, 1990). Květy jsou nazelenale bílé, funkčně dvoudomé (samčí květy s redukováným semeníkem a samičí s redukovánými tyčinkami), opylované hmyzem, často více než 50 v jednom lichoklasu. Plodem je tříhranná nažka 3-4mm dlouhá, výrazně křídlatá (Chrtek, 1990).

Reynoutria japonica se chová fenologicky podobně jako většina domácích ruderalních druhů. Prýty vyrážejí nad zem na konci dubna a díky rychlému růstu dosáhne porost maximální výšky už v první polovině června. Perioda kvetení začíná v druhé polovině srpna a je většinou ukončena prvními mrazy, kdy zároveň uhynou všechny nadzemní části polykormonu. Zimu pak přežívá podzemní systém oddenků, sahající až do hloubky 2 metrů (Beerling, 1990a), z kterého na jaře raší nové prýty. Jinak se chovají populace ve svém původním areálu, prýty vyrážejí nad povrch půdy dříve na jaře a perioda kvetení začíná už v červenci, někde i později v závislosti na lokálním klimatu (Wade et al., 1994).

V místě svého výskytu se *R.j.* chová jako silný kompetitor. Je schopna obsazovat nová místa laterálním rozrůstáním svého kořenového systému (Beerling, 1990a). Pod zapojeným polykormonem se pak redukuje floristická diverzita na minimum (Grime et al, 1988; Sukkop et Sukkop, 1988).

3.2- Populační genetiky *R.j.* a příbuzných taxonů

Reynoutria japonica je klonální rostlina. Klonalita znamená, že tento druh vytváří uniformní populace, které jsou geneticky shodné, takže jedna populace představuje zároveň jeden klon. Populační genetiky *R.j.* byla nejpodrobněji studována na Britských ostrovech (Bailey et Stace, 1991; Bailey, 1994; Bailey et Connolly, 1985). Při studiu populační genetiky se jako nejdůležitější a základní charakteristika ukázal počet chromozomů, protože počet chromozomů je i v rámci jednotlivých variet i kříženců stálý. Druhou důležitou charakteristikou je pohlaví dané populace, protože *Reynoutria japonica* je funkčně dvoudomá rostlina, u které při jejím šíření v sekundárním areálu došlo k disproporcii mezi počtem samčích a samičích klonů (Bailey, 1994).

Reynoutria japonica var. *japonica* je na Britských ostrovech často zplanělá, byly zaznamenány samičí a samčí sterilní rostliny, výška porostu 2,5-3m, $2n=88$ (Bailey, 1994). Přesto, že Májovský et al. (1974) uvádějí pro *R.j.* z území Slovenské republiky

$2n=44$, v současné době se dr. Bailey z University of Leicester po spočítání chromozomů u materiálu z několika českých lokalit domnívá, že většina populací *R.j.* v Čechách je oktoploidního charakteru ($2n=88$). Porosty *R.j.* u nás obsahují takřka výlučně prýty se samičími květy (Chrtek et Chrtková, 1985). Locandro (1978) studující populace *R.j.* v USA udává v průměru 5 samčích prýtů na 1000 porostů složených ze samičích prýtů *R.j.*.

Reynoutria japonica var. *compacta* je v Velké Británii udávána pouze ze zahradních kultur. Je menšího vzrůstu - do 1,5m výšky, a na rozdíl od *R.j.* var. *japonica* má kadeřavé okraje listů. Na území Velké Británie jsou známy tetraploidní populace- $2n=44$ (Bailey, 1994; Bailey et Stace, 1992). V Čechách byla doposud nalezena pouze na jediné lokalitě v Kozích Hřbetech u Kašperských Hor (R.Hlaváček, ústní sdělení). *R.j.* var. *compacta* se nejvíce morfologicky podobá populacím *R.j.*, které rostou na vrcholech japonských vulkánů, v japonštině nazývaných "Onoe" (Wade et al., 1994).

Příbuzná *R.sachalinensis* Schmidt (viz Obrázek 2) je také tetraploid. Od *R.j.* se morfologicky odlišuje vyšším vzrůstem (až 4m) a většími listy (Chrtek, 1990). V České republice často zplaňuje. Část populací samčích rostlin na Britských ostrovech je sterilní, část fertilní (Bailey, 1994).

Mimo obou druhů se šíří i jejich hybrid *Reynoutria x bohemica* (Chrtek et Chrtková, 1983), který byl poprvé popsán z lokality v Průhonickém parku na břehu Podzámeckého rybníka (Chrtek et Chrtková, 1985). Obdobný taxon se vyskytuje i ve Velké Británii, kde jde výlučně o hexaploidní populace- $2n=66$ (Bailey et al., 1995). V minulosti nebyl botaniky tento taxon rozeznáván, a proto floristické údaje o výskytu *R.j.* před popsáním *Reynoutria x bohemica* vyžadují revizi.

Z Britských ostrovů byl popsán hexaploidní hybrid mezi *R.j.* var. *japonica* a *R.j.* var. *compacta*, který byl vypěstován na pokusném pozemku University v Leicesteru a jeho výskyt v volné přírodě dosud nebyl potvrzen (Bailey et Stace, 1992).

Doposud málo známa je genetická variabilita tohoto taxonu ve svém původním areálu. Je bezesporu vyšší, protože publikované výsledky ukazují, že v Japonsku a Číně se vyskytují jak tetraploidní, hexaploidní i oktoploidní populace *Reynoutria japonica*, tak v Evropě neznámé variety - var. *uzenensis*, var. *terminalis* (Bailey et Stace, 1992).

3.3 *Reynoutria japonica* ve svém původním areálu

Původní areál *R.j.* je v Číně, Japonsku, částečně na Taiwanu a Korejském poloostrově. Ekologicky se zde chová jako typický r- strateg využívající stanovišť s pravidelným režimem disturbance (Wade et al., 1994).

Jedním typem těchto stanovišť jsou lávová pole na dosud činných vulkánech. Roste i ve velkých nadmořských výškách, na masivu Mt. Fuji je udávána z 2400-3800 m.n.m. ze subalpinského pásma (Maruta, 1983). Rostliny jsou podstatně nižší, dosahují maximálně 1.5 m výšky. Vytvářejí na lávových polích polykormony s průměrem až 10 metrů (Hirose et Tateno, 1984). *Reynoutria japonica* je zde primárním kolonizátorem sterilního substrátu (sopečného popela), který usnadňuje uchycení v sukcesi následujících druhů. V polykormonu se totiž hromadí organická hmota a když se starší porost v centrální části rozpadne, uchytí se na uvolněném místě na akumulovaném organickém materiálu další druhy bylin - *Aster ageratoides*, *Miscanthus oligostachys*,

Polygonum weirichii var. *japonicum* (Chiba et Hirose, 1993). Postupně se zapojuje vegetační pokryv a s nástupem dřevin - *Alnus hirsuta*, *Larix leptolepis* se vyvíjí klimaxové společenstvo - opadavý les (Maruta, 1976). Na Mt. Aso na ostrově Kjúšú se *R.j.* vyskytuje pouze 300-500m od aktivního kráteru ve společenstvu sestávajícího z *Calamagrostis autumnalis* a *Miscanthus oligostachyus* (Youshioka, 1974). Na ostrově Sakurajima roste *R.j.* ve společenstvu s mechem *Dieranella tosaensis* a kapradinou *Nephrolepis auriculata* na lávových polích, kde toto společenstvo představuje stadium sukcese se stářím okolo 50 let (Youshioka, 1974).

R.j. je klíčovým druhem pro iniciální stadia sukcese, protože akumuluje ve svých porostech organickou hmotu obsahující dusík, který je pak využíván druhy pokročilejších sukcesních stadií (Chiba et Hirose, 1993). Vezmeme-li v úvahu sterilní substrát, jakým je sopečný popel, kde je vysoký deficit dusíku, pak se ekosystem lávového pole za účasti *R.j.* vyvíjí mechanismem facilitace, což v praxi znamená, že druhy v iniciálním stadiu sukcese připravují podmínky pro nástup druhů z pokročilejších stadií.

Druhým typem stanoviště, na němž se *R.j.* ve svém původním areálu vyskytuje, jsou erodované břehy řek. Zde se vyskytuje ve společenstvu vysokých bylin spolu s *Artemisia princeps*, *Phragmites japonica*, *Equisetum arvense*, *Cuscuta pentagona*, *Miscanthus chinensis* (Sukopp et Sukopp, 1988).

Všechny tyto biotopy svým režimem disturbance nápadně připomínají stanoviště, na něž v současné době *R.j.* invaduje (man-made habitats) a lze proto předpokládat, že *R.j.* byla částečně preadaptována na spontánní šíření mimo svůj původní areál. I v Japonsku, kde je původní, se *R.j.* šíří na člověkem ovlivněná stanoviště, konkrétně na obdělávané pastviny, které jsou pravidelně přihnojovány a je proto považována za obtížný plevel (Nashiki et al., 1986).

3.4 *Reynoutria japonica* v druhotném areálu, historie šíření

Sekundární rozšíření spojené s činností člověka zahrnuje většinu Evropy, Kanadu, USA a Nový Zéland (Beerling et al., 1994).

V Severní Americe se *R.j.* spontánně šíří z jihu USA ze státu Louisiana a Severní Karolína směrem na severovýchod USA. V Kanadě je rozšířena od Newfoundlandu po Winnipeg. Na západním pobřeží její areál sahá na jihu až do Kalifornie, severní hranice areálu je na pobřeží Britské Kolumbie (Beerling et al., 1994).

V Evropě se *R.j.* šíří převážně na člověkem narušených stanovištích. Severní hranice rozšíření je na Norském pobřeží a ve Finsku (Vaasa), jižní hranice jde ze severního Portugalska přes severní Itálii až do Bulharska k pobřeží Černého moře. Nejvíce na východ zasahují lokality *R.j.* v Rusku - okolí Moskvy (Beerling et al., 1994). V celé Evropě se vyskytuje v širokém rozmezí nadmořských výšek, nejvýše položené lokality jsou zaznamenány ve Švýcarsku z nadmořské výšky přes 1400 m.n.m. (Beerling et al., 1994). Grime et al. (1988) odhaduje, že současný areál zabírá zhruba 40% rozlohy Evropy.

Co se týče území našeho státu *R.j.* je rozšířena roztroušeně po území celé republiky, jen v jižních a jihovýchodních Čechách je vzácnější než jinde (Chrtek, 1990). Větší hustota lokalit *R.j.* je v regionech na severu republiky, kde se lavinovitě rozšířila v nivách některých řek (K.Prach, ústní sdělení). V oblasti Labských pískovců, kde se *R.j.*

šíří na dnech inverzních údolí (L.Hrouda, ústní sdělení) se její rozšíření dokonce stalo tak masivním, že ohrožuje flóru v chráněných územích (Damohorský, 1993).

Podstatným momentem pro pochopení invaze tohoto druhu je bezesporu historie jeho šíření. Do Evropy byla *R.j.* introdukována na začátku 19.století jako okrasná rostlina a pícnina. Pravděpodobně první zemí, do níž byla *R.j.* introdukována je Velké Británie, kde je poprvé zaznamenána roku 1825 z Kew Gardens a z r. 1886 je první záznam o jejím splanování (Conolly, 1977). Kolem r. 1850 je *R.j.* uváděna v nabídce z katalogu Von Siebolda z Leidenu v Holandsku (Beerling et al., 1994). První spontánní šíření druhu v střední Evropě zaznamenal v roce 1903 Hock (Beerling et al., 1994). Na území Čech byla *R.j.* introdukována na sklonku 19.století. První záznam o jejím pěstování na našem území je z roku 1892, exponenciální fáze šíření (velmi prudký nárůst počtu lokalit) začala ve třicátých letech, v r.1993 byly k dispozici floristické údaje o 643 lokalitách (Pyšek et Prach, 1993).

R.j. dává při svém šíření na území ČR přednost kyselým podkladům. Nejčastěji ve společenstvech řádů *Convolvuletalia sepium*, *Lamio albi-Chenopodietalia bonihenrici* (Chrtěk, 1990). Z Německa je *R.j.* udávána ze společenstev *Stellario-Alnetum*, *Stellario-Petasitetum*, v údolí velkých řek se šíří do stanovišť asociace *Cuscuta-Convolvuletum* (Sukopp et Sukopp, 1988). V poslední době také začíná *R.j.* pronikat z lemových porostů do podrostu aluviálních olšin (Ellenberg, 1978). Mimo aluvia řek se *R.j.* často vyskytuje v společenstvech svazů: *Phalaridion*, *Calystegion*, *Calthion*, *Ulmion*, *Aegopodion podagrariae*, *Artion lappae*, *Sisymbrium* (Sukopp et Sukopp, 1988). Grime et al. (1988) se domnívá, že jediné druhy biotopu na nichž se *R.j.* prozatím nešíří jsou mokřady, skály a pravidelně kosené louky.

4. PRAKTICKÉ ASPEKTY INVAZE REYNOUTRIA JAPONICA

4.1 Negativa

Lavinovité šíření *Reynoutria japonica* v Evropě s sebou přináší i mnoho problémů spojených s negativními vlivy porostů na své okolí. Nejvýraznějším rysem jsou zapojené monokultury *R.j.*, které brzdí uchycení keřů a stromů na stanovišti a snižují tak jeho druhovou bohatost (Grime et al., 1988). Udržování říčních břehů se uchycením *R.j.* znesnadňuje a dochází k poškozování protipovodňových zařízení (Edwards et Howell, 1989). Porosty *R.j.* rostoucí podél silnic snižují viditelnost a tím i bezpečnost silničního provozu (Anonymous, 1991).

Prýty jsou schopny během svého růstu prorazit i asfalt (Pridham et Bing, 1975), tato vlastnost už způsobila škody na parkovištích, chodnicích a dalších veřejných zařízeních, včetně hřbitovů a dětských hřišť (Meade et Locandro, 1979 sec. in Wade, 1993). Oddenkový systém *R.j.* je také schopen poškozovat drenážní systémy a zdi, proto Beerling (1991) navrhuje použití technologie betonových bloků, které se částečně překrývají tak, že neposkytují žádný volný prostor pro uchycení větších rostlin.

V městské zástavbě anglických měst se z monokultur *R.j.* snadno stávají skládky či dokonce dočasná útočiště vandalů a bezdomovců (Scott et Marrs, 1984).

4.2 Perspektivní využití

Reynoutria japonica je velice ozdobná rostlina, zčásti díky hroznům bělavých květů a zčásti kvůli svému atraktivnímu olistění. Pro tyto dvě vlastnosti je také nejčastěji pěstována (Pridham et Bing, 1975).

Během září květy *R.j.* představují poměrně dobrý zdroj nektaru pro včely a proto je někdy *R.j.* pěstována včelaři jako medonosná rostlina (Locandro, 1978).

Beerling et al. (1994) uvádí i další v současnosti pozapomenuté způsoby využití: píce pro dobytek, tinktura z kořene a zpracování suchých stonků na sirky.

Callaghan et al. (1984) studoval možnost pěstování *R.j.* jako obnovitelného zdroje energie, bohužel se nepodařilo vyřešit ekonomicky únosnou metodu zpracování a dalšího využití biomasy.

Šťavnaté dužnaté výhonky *R.j.* se na jaře používají v Japonsku do salátů (Grime et al., 1988). Autorem byl vyzkoušen recept spočívající v dušení výhonků v sojové omáčce. Jde o poměrně chutný pokrm, který má ale dosti kyselou chuť, protože výhonky mají vysoký obsah šťavelanů. To zřejmě přimělo Meade et Locandro (1979, sec. in Wade, 1994) k návrhu, aby se dušené výhonky používali do koláčů jako náhrada za revecň rebarboru!

V zemích svého původu je *R.j.* běžně využívána k medicínským účelům. Používá se hlavně extraktu z kořenů. V Číně a Japonsku je považován za účinný prostředek proti hyperlipemii (Kimura et al., 1983), hnisavému zánětu kůže a kapavce (Jayasuriya et al., 1992). Z kořene byl izolován přípravek proti helmintům, který účinně působí proti dospělým stádiím parazita *Schistosoma japonicum*. Chemickou analýzou získané látky fenolického charakteru jsou použitelné proti malárii, jedna z nich - emodin - má také antikancerogenní účinky proti lymfatické leukémii u myší (Jayasuriya et al., 1992).

5. METODY

5.1 Dynamika nadzemní biomasy

Biomasa byla odebírána na jediné lokalitě situované pod železničním nadjezdem asi 1km severně od budovy železniční stanice České Budějovice. Porost je vitální a homogenní. Studovaný polykormon částečně stíněn viaduktem, není kosen a má poměrně dobré vlhkostní podmínky. V sezoně 1994 byl ke studiu dynamiky biomasy použit přímý destruktivní odběr biomasy a byly testovány regresní vztahy závislosti biomasy vybraného prýtu na allometrických veličinách (délka a průměr prýtu). Naproti tomu v roce 1995 byla po zkušenostech z předchozí sezony použita odlišná metoda založená na nepřímém odhadu biomasy na ploše čtyřikrát větší než byla odběrová plocha v r.1994.

Odběry v vegetační sezoně 1994 byly provedeny v šesti termínech 23.4, 9.5, 23.5., 11.6, 7.7. a 22.8.. Rostliny byly odebírány destruktivně pomocí zahradnických nůžek ze čtyř náhodně vybraných ploch o rozměrech 0.5x0.5m, tedy celkem z 1m². U odebraných rostlin byl změřen průměr lodyhy 4cm nad bazí a délka lodyhy od nejvyššího vrcholového pupenu k bázi stonku. Poté byla oddělena biomasa listů a

biomasa stonku. Biomasa byla zabalena do papírových pytlů a vysušena při teplotě 90°C po dobu 24 hodin. Suchá biomasa byla zvážena na laboratorních předvážkách s přesností na 0.1g.

U prvních sedmi náhodně odebraných rostlin byla změřena celková plocha listů, s přesností na 0.1cm². K měření byl použit picture analyser, sestávající z počítače IBM PC XT s programem DIAS, kamery JVC TK-5310 a pásového dopravníku DELTA-T naspodu s osvětlovací deskou.

U získaných dat byla pomocí regresní analýzy a vypočtena závislost biomasy na změřených allometrických veličinách, respektive závislost biomasy listů na jejich ploše

V sezoně 1995 byla biomasa odebírána v sedmi termínech (3.5., 12.5., 3.6., 16.6., 10.7., 25.9.1995), zhruba pokrývajících celou vegetační sezonu. Dvacet nebo více prýtů, reprezentujících různé velikostní kategorie, bylo useknuto až u země a zároveň změřen jejich průměr 5 cm nad zemí. Biomasa byla zpracována stejným způsobem jako v předchozí sezoně. Na dvou stálých transektech sestávajících z 5 čtverců 0,5x0,5m byly zároveň měřeny průměry všech kořenujících prýtů. Biomasa byla odhadnuta na základě regresního modelu závislosti nadzemní biomasy na průměru stonku (Pielou, 1974).

U posledních tří odběrů v r.1995 byla měřena u 50 náhodně vybraných jednotlivých listů jejich plocha stejnou metodou jako v r.1994.

5.2 Klíčivost semen

Na konci tří vegetačních sezon (1993, 1994 a 1995) byl prováděn sběr vyvinutých semen na vybraných lokalitách. Sebraná semena byla po dobu několika měsíců skladována při pokojové teplotě kvůli zrušení jejich dormance - viz Justice (1941). Semena byla pak testována na klíčivost a to tak že byla exponována na vlhkém podkladě v Petriho miskách při pokojové teplotě.

Na semenech sebraných v roce 1993 byla studována potencionální zásoba semen v půdě. Do dvou skleněných nádob bylo umístěno po 40 semenech. Byly promíchány s půdním substrátem a uzavřeny tak, aby se zabránil přístup větším půdním organismům. Takto připravené nádoby byly umístěny v březnu 1994 20 cm pod povrch půdy. Za rok byly nádoby opět vyjmuty a semena ve směsi s půdou exponována na světle v umělohmotných kontejnerech.

Jiný pokus zabývající se potencionální klíčivostí ve skutečných podmínkách byl založen na výsevu na malou pokusnou plochu. Na plochu zbavenou veškeré vegetace bylo na jaře 1994 pokusně vyseto 200 semen sebraných v r.1993. Na ploše byl do léta následujícího roku sledován vyskyt všech semenáčků a odstraňovány všechny semenáčky jiných druhů.

5.3 Další charakteristiky

Pro získání lepší představy o struktuře porostu, konkrétně o **rozmístění jednotlivých prýtů v prostoru** byl zároveň během měření biomasy umístovány do polykormonu zkusmé plochy. Plochy měly rozměr 0.5x0.5m a byly umístovány náhodně. Jediná veličina, která u nich byla zjišťována, byl počet prýtů, které v ploše kořenují. Počty prýtů byly upraveny do podoby histogramu, a jejich distribuce srovnána s náhodnou Poissonovou distribucí.

Na třech lokalitách v Českých Budějovicích (v parku Stromovka, u Výstaviště, v Šípkové ulici) byl orientačně změřen **relativní světelný požitek**. Měření bylo prováděno ve dnech 11.- 13.6.1994 za pomoci Luxmetru. Na náhodně zvolených místech uvnitř a mimo porost *Reynoutria japonica* byla měřena intenzita světelného záření v oblasti viditelného spektra. Měření bylo prováděno tak, aby velice zhruba zachytilo v jeden okamžik intenzitu záření na úrovni půdy v polykormonu a mimo něj. Z těchto dvou hodnot byl dodatečně spočítán jejich poměr, který vyjadřoval jak velký podíl záření proniká do porostu. Měření bylo pro každý polykormon opakováno pětkrát, navíc bylo prováděno každý den ráno, v poledne a večer takže byl získán soubor 45 hodnot relativního světelného požitku.

Na podzim 1994 ve dnech 23.-24.listopadu bylo provedeno **měření opadu**. Opad byl odhadován ze tří lokalit v Českých Budějovicích (nádraží, železniční přejezd v Suchém Vrbném, u Výstaviště). Na každé lokalitě bylo náhodně umístěno 5 ploch o rozměru 0,5 x 0,5 metru. Z těchto ploch byl vybrán veškerý nerozložený opad, přičemž hlavním kritériem byla dosud patrná struktura listů a stonků. Hmotnost byla rozdělena na listový opad a opad ze stonků. Potom byl materiál v papírových pytlech umístěn do sušárny, kde byl sušen při teplotě 90°C po 24 hodin. Hmotnost biomasy byla zjištěna vážením na laboratorních vahách s přesností na 0,1g.

Produkce opadu ve vegetační sezoně 1995 byla vypočtena z dat o dynamice nadzemní biomasy.

6.VÝSLEDKY

6.1 Dynamika nadzemní biomasy

Při měření v r.1995 byl nejvyšší odhad celkové biomasy ($976\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) spolu s maximem biomasy listů ($351\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) byl zjištěn 16.června. Nejvyšší odhadnutá biomasa stonků ($941\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) 10.července. Další výsledky allometrických měření jsou v Tabulkách 1,7 a 8 .V Grafech 1 a 2 jsou prezentovány výsledky o dynamice nadzemní biomasy a výšky porostu. Výsledky měření listového aparátu jsou v Tabulce 10 a Grafu 5.

6.2 Klíčivost semen

Semena klíčila pouze při pokojové teplotě. Při pokusu o výsev semen do venkovních podmínek se neobjevil žádný semenáček. Stejně tak v pokusu zaměřeném na přetrvávající zásobu semen v půdě se neobjevila žádná klíčící rostlinka. Vypěstované semenáčky jsou na Obrázcích 3 a 4.

Semena klíčila v rozmezí 7-14 dnů od založení pokusu. Další výsledky jsou prezentovány v Tabulkách 2, 3 a 4.

6.3 Další charakteristiky

Distribuce prýtů v zkusmých čtvercích byla upravena do formy histogramu (viz graf 3). Poměr průměru a variance dat o distribuci prýtů je 0,63. Rozmístění jednotlivých prýtů v rámci polykormonu je tedy shlukovité (Lepš, 1995). Graf 3 ukazuje distribuci prýtů v prostoru ve srovnání s náhodnou Poissonovou distribucí.

Výsledný **relativní světelný požitek** je 6,7%, to znamená, že dovnitř porostu *R.j.* dopadá pouze 6,7% záření, které by dopadalo na povrch půdy nestíněné porostem. Směrodatná odchylka měření byla 0,078. Srovnání naměřené hodnoty s jinými porosty je v tabulce 10.

Na podzim 1994 bylo pod porostem 429 g.m^{-2} nerozloženého **opadu**. Z toho tvoří 225 g.m^{-2} opad listů a 204 g.m^{-2} opad tvořený zbytky stonků. Směrodatná odchylka měření byla 137 g.m^{-2} u celkového opadu, 124 g.m^{-2} u opadu ze stonků a 65 g.m^{-2} u opadu listů. Porost ve vegetační sezoně vyprodukoval 1083 g.m^{-2} opadu, srovnání této hodnoty s klimaxovými porosty dřevin je v Tabulce 5.

7. DISKUSE

7.1 Dynamika nadzemní biomasy

Při měřeních v sezoně 1994 se ukázalo, že nejvhodnější allometrickou veličinou, která by s dostatečným R-square vyhovovala způsobu odběru je bazální průměr stonku- viz Tabulky 7 a 8. V sezoně 1995 se pak podařilo vhodnějším designem- výběrem prýtů různých velikostních kategorií- dosáhnout ještě přijatelnějších allometrických závislostí pro jednotlivé odběry (viz srovnání Tabulek 7a 9).

Nadzemní biomasa *Reynoutria japonica* má během vegetační sezony dva vrcholy, první v první polovině června, kdy je rychlý růst podporován zásobními látkami v kořenech. Druhý vrchol je na konci srpna v době kvetení, kdy stoupá nejen biomasa listů, ale i stonků. Na prýtu se vytvářejí nové větve nesoucí převážně květenství. Na dynamice biomasy se podílí také dynamika prýtů uvnitř porostu. Počet prýtů v stále ploše se měnil v průběhu sezony (viz Graf 4), s největší pravděpodobností je příčinou kompetice o světlo a další zdroje uvnitř porostu. Tuto hypotézu podporují výsledky Suzukiho (1994a), který studoval růst populací *R.j.* na Mt.Fuji. Při analýze růstu pomocí tzv. difuzního modelu dospěl k závěru, že výškový růst velkých polykormonů

je přímo úměrný jejich velikosti, to znamená, že velké porosty se svojí růstovou strategií (growth pattern) neliší od rostlin, které nejsou klonální. Naproti tomu menší polykormony měly vyšší relativní růstovou rychlost než větší porosty, což znamená, že svojí růstovou strategií odpovídali modelu růstu klonální rostliny, který předpokládá, že růst menších prýtů je fyziologicky podporován většími prýty (Suzuki, 1994b).

Růst prýtů v květnu je velice rychlý, Wolf(1971) udává, že v květnu se stonky *R.j.* prodlužují v průměru o 4,6 cm za den, což lze srovnávat s rychlostí růstu bambusových výhonků. Na druhou stranu skutečná relativní růstová rychlost není nijak vysoká v porovnání s ruderalními druhy: $R_{max}=0.7g.g^{-1}.týden^{-1}$ (Beerling, 1990a). V kompetici se zřejmě uplatňuje více než relativní růstová rychlost prosté přerůstání ostatních druhů. Při tom hraje velkou roli konečná výška porostu kolem 3m spolu s vysokým list.indexem- maximum 16,1 (Horn, 1994).

Nadzemní biomasa se může vedle kořenů podílet na vegetativním šíření. Skleníkovým experimentem se podařilo dokázat, že nové rostlinky mohou vznikat zakořeňováním úlomků stonku (Brock et Wade, 1992; Beerling et al., 1995). V květnu sebrané části stonku o průměrné délce kolem 20cm zakořeňovali a vytvářeli nové rostliny v 17,3% případů, segmenty z dolní části prýtu dokonce v 25% případů. Naproti tomu stonky z materiálu sbíraného v září nezakořeňovali vůbec, zřejmě v důsledku procesu senescence prýtů na konci vegetační sezony (Brock et Wade, 1992). Stonek, který zakořeňuje, vytváří ve velice krátké době (21 dnů) adventivní kořeny (Brock et al., 1994). Proto se autor domnívá, že tato autekologická vlastnost je potenciálně nebezpečná při šíření druhu na nová stanoviště.

Výsledné odhady biomasy zhruba odpovídají hodnotám, které už byly publikovány - Brock(1994), Beerling(1990), Horn et Prach(1994). Naopak při srovnání s výsledky z práce Maruty (1981), který uvádí biomasu z porostu na Mt.Fuji, je naměřená hodnota značně vysoká (viz Tabulka 6), což je pravděpodobně způsobeno odlišným charakterem růstu druhu v extrémním subalpinském biotopu spolu s jiným chováním *R.j.* v sekundárním areálu.

Listový aparát je velice důležitou složkou dynamiky nadzemní biomasy. Plocha listů je velice dobře korelována s jejich biomasou -viz Tabulka 10, a proto lze změnu biomasy listů zároveň za změnu listové plochy. Architektura listů se také mění během vegetační sezony, důkazem je různá závislost plochy listů na jejich biomase (Tabulka 10) a změna velikostního složení listů mezi jednotlivými odběry (Graf 5). Na konci vegetační sezony se během periody kvetení vyvíjí nové listy, a proto dochází k přechodnému zvýšení průměrné velikosti listu (Graf 5).

Dynamika listového aparátu se svým charakterem přibližuje opadavému lesu v tom, že listy raší poměrně pozdě (na začátku května) a proto v březnu a dubnu do porostu může pronikat dostatek světla. Ve Velké Británii, kde se *R.j.* šíří nejdéle, začaly do polykormonů pronikat druhy smíšených doubrav- *Ranunculus ficaria*, *Endonymion non-scriptus*, *Anemone nemorosa*, *Allium ursinum*, *Narcissus pseudo-narcissus*, *Mercurialis perennis* a další na jaře kvetoucí geofyty (Gilbert, 1994; Palmer, 1994). V Německu se ve stejných podmínkách šíří *Gagea lutea* (Gilbert, 1994). V České republice se naproti tomu podle autorových zkušeností vyskytují pod porosty *R.j.* zatím pouze sporadicky ruderalní druhy, např. *Urtica dioica*, *Arctium lappae*, *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*.

7.2 Klíčivost semen

Klíčivost semen, které uzrají na podzim na prýtech *R.j.* je závislá na mnoha faktorech. Zcela určitě závisí na tom, kdy nastanou první mrazy. V tom okamžiku je totiž ukončen proces zrání semen a při špatné sezoně nemusí na lokalitě uzrát ani jedno semeno. I při dobrých podmínkách na jednom polykormonu uzrává pouze několik desítek semen. Proto je velice obtížné studovat semennou produkci tohoto druhu s průkaznými výsledky. V tomto postřehu se shoduje tato studie se zkušenostmi z výzkumů ve Velké Británii (Bailey, 1988; Bailey, 1989; Bailey, 1994; Bailey et Stace, 1992).

Semena byla testována metodou, která odpovídá metodě doporučené literárními prameny. Justice (1941) i Bailey (1994) doporučují jako ideální metodu pro zrušení dormance semen 3-5 měsíční skladování při pokojové teplotě. Semena sebraná 22. listopadu 1991 v Leicesteru, která byla ihned namočena, začala klíčit mezi 72 hodinami a 8 dny a dosáhla 45% klíčivosti. Zároveň byla vystavena lehkému mrazu, což dokazuje, že semena z porostů ve Velké Británii mohou klíčit ihned po opadání z mateřské rostliny (Beerling et al., 1994). Locandro (1973, sec. in Wade, 1993) na základě laboratorních testů udává, že klíčivost semen prudce klesá s časem, takže po jednom roce je takřka nulová. Prodlužování skladování při nízké teplotě zvyšovalo klíčivost na rozdíl od pokusného odstraňování semenných obalů. Naproti tomu světlo a vlhkost neměli průkazný vliv na výsledky klíčení.

Další výzkum by vyžadovalo zkoumání původu semen. *Reynoutria japonica* totiž na většině území Čech tvoří samičí klony (Chrtek, 1985), což ve svém důsledku znamená totální nedostatek pylu pocházejícího ze stejného taxonu. Anglické prameny (Bailey, 1988; Bailey, 1994; Bailey et Stace, 1992) popisují při podobném složení populace poměrně zajímavý jev. Samičí květy jsou zde opylovány pylem příbuzných rostlin-*Reynoutria sachalinensis* a *Fallopia baldshuanicum*. Vznikají tak semena hybridního původu, nejčastěji kříženci mezi *R.j.* a *Fallopia baldshuanicum* s 54 chromosomy. V menší míře se vyskytují semena s hexaploidní chromosomovou sádkou - $2n=66$, vzniklá křížením s samčími klony *Reynoutria sachalinensis* (Bailey et Stace, 1992).

Dosavadní výsledky z počítání chromozomů ukázali, že polykormon, na němž byl měřena dynamika biomasy je oktaploidní, vypěstované semenáčky mají $2n=54$ nebo $2n=66$. Považuji momentálně spolu s Dr. Baileym za nejpravděpodobnější hypotézu, že sebraná semena s $2n=54$ vznikají hybridizací s *Fallopia baldshuanicum*, $2n=20$, nabízí se ale ještě alternativní hypotéza předpokládající, že semena vznikají opylováním pylem *Fallopia dumetorum*, $2n=20$ (Chrtek, 1990), vzhledem k odlišné situaci se zdroji pylu v Českých Budějovicích, kde se *Fallopia baldshuanicum* teprve začíná šířit a v celém okolí se zatím vyskytuje pouze na 2 lokalitách (S. Mihulka, ústní sdělení), a kde se *F. dumetorum* vyskytuje hojně přímo v porostech *R.j.*. V místech společného výskytu s *R. sachalinensis* by se situace neměla lišit od U.K., to znamená vznik semen křížence *R.x bohemica* s 66 chromosomy. Na potvrzení této hypotézy a studiu populační genetiky v současné době probíhá další výzkum ve spolupráci s dr. Baileym z University of Leicester a B. Mandákem z Ústavu aplikované ekologie v Kostelci nad Černými lesy.

Bude také třeba přehodnotit údaj z druhého dílu Květeny České republiky o $2n=44$ (Chrtek, 1990), protože předběžné výsledky dr. Baileyho ukazují, že většina populací u nás má $2n=88$.

Skutečné generativní rozmnožování *R.j.* ve svém sekundárním areálu bylo pozorováno doposud pouze třikrát. Prvním případem je nález hybridu *R.j.* var. *japonica* x *Fallopia*

baldshuanicum ve čtvrti Haringey v Londýně (Bailey, 1988). V druhém případě Locandro (1978) studující populace v USA zaznamenal zajímavý jev: hromadný výskyt semenáčků *R.j.* pod mateřskými rostlinami. Semenáčky ale nepřežily první sezonu vzhledem k světelným a půdním poměrům v porostu. Třetím pozorováním tohoto jevu byl hromadný výskyt semenáčků *R.x bohemica* na zkušebním pozemku na Univerzitě v Leicesteru, kde je pěstována *R.j.* společně s *R.sachalinensis* (Bailey, 1994).

Na území České republiky se doposud ve volné přírodě žádný semenáček prokazatelně pocházející z porostu *R.j.* nepodařilo najít, ačkoliv možnost generativního rozmnožování tu bezesporu je a byla. Tuto domněnku potvrzuje to, že v herbáři Přírodovědecké fakulty v Praze se autorovi podařil nález položky *R.j.* se semeny pocházející ze sběru z roku 1942, z lokality Na Petříně. Na druhou stranu pravděpodobnost výskytu semenáčku je velice malá, při vysetí semen se sběrů, které klíčily v laboratorních podmínkách, do venkovních podmínek se žádný semenáček neobjevil a taktéž přetrvávající zásoba semen v půdě je nulová (viz výsledky).

Celou situaci by dokázala podstatně zhoršit další introdukce z původního areálu, která by mohla způsobit, že vegetativní šíření *R.j.* by bylo podpořeno masivním šířením pomocí semen. Maruta (1983) udává, že všechny populace *R.j.* na Japonských ostrovech jsou plodné, dokonce i ty v nadmořských výškách přes 2500 m.n.m.. Je produkováno velké množství malých létavých semen, které dobře klíčí, avšak klíčící rostlinky většinou nepřežijí první sezonu, protože nejsou schopny vytvořit vytrvalé podzemní orgány pro přezimování. Uvážíme-li tuto skutečnost jeví se nynější absence samičích populací v sekundárním areálu jako pozitivní, protože znemožňuje ještě rychlejší šíření druhu na další potenciálně vhodná stanoviště.

7.3 Další charakteristiky

Distribuce jednotlivých prýtů v rámci homogenního porostu je shlukovitá při použití zkusmých ploch o velikosti 0,5x0,5m. Tento výsledek se podle názoru autora dá nejlépe vysvětlit tak, že velké prýty, které jsou fyziologicky spojené mohutným kořenovým systémem, rostou rychleji než prýty menších velikostí. Po vývinu listového aparátu se pak výrazně projeví kompetiční převaha větších prýtů nad menšímu, které odumírají (viz změny počtu prýtů ve čtvrcích 2,3 a 4 v Grafu 4). V červenci po oslabení listového aparátu (viz Graf 1) se v nově vytvořených světelných dírách v porostu mohou vyvíjet znovu prýty menších velikostí (viz Graf 4). Tato kompetice v rámci porostu by také mohla vysvětlovat, proč růst velkého polykormonu nedpovídá matematickému modelu ideální klonální rostliny (Suzuki, 1994b).

Měření **relativní světelný požitku** v porostu přineslo výsledek, který odpovídal předpokladu, že listový zápoj dovnitř porostu propouští jen velice malou část slunečního záření. Ze srovnání s jinými porosty (viz Tabulka 10) vyplývá, že tato charakteristika může blokovat ecesi jiných druhů do porostu.

Na druhou stranu průkaznost výsledku je velice malá, což dokazuje velmi vysoká hodnota standartní odchylky. Hodnotu získanou tímto měřením je proto nutno považovat pouze za orientační odhad.

Hodnota **opadu** je poměrně vysoká, uvážíme-li navíc, že se jedná zhruba o polovinu nadzemní biomasy. Tato skutečnost je ještě podpořena tím, že opad se úplně rozloží až za dva a půl roku (Pridham et Bing, 1975). Též při srovnání s potenciálními klimaxovými porosty se zjištěná hodnota jeví jako značně vysoká (viz Tabulka 5).

Hodnota byla stejně jako u předchozí charakteristiky spíše orientačního charakteru, protože další měření byla přerušena vnějšími rušivými vlivy.

Tato autekologická vlastnost, která je potencionálně výhodná při rozrůstání na sterilním sopečném popelu, se po introdukci na ruderalní stanoviště stala nevýhodnou pro vývoj ekosystému. Namísto připravování edafických podmínek pro další sukcesi ji totiž opad naopak dlouhodobě blokuje tím, že blokuje ecesi jiných druhů na stanoviště. Základní problém tu pravděpodobně spočívá v tom, že stárnutím se porosty *R.j.* nerozpadají, jak je tomu v původním areálu (Chiba et Hirose, 1992), ale naopak obsazují stále více prostoru.

7.4 Management porostů

V současné době vznikla na některých lokalitách potřeba zastavit nekontrovatelné šíření porostů *R.j.* Při tom je třeba vzít v úvahu, že *R.j.* se šíří převážně vegetativně, což v praxi znamená hlavně transportem substrátu kontaminovaného oddenky. Při tomto způsobu šíření se uplatňuje dobrá schopnost regenerovat z úlomků kořenového systému (Brock et Wade, 1992). Vzhledem k tomu by nejlepším preventivním řešením byla kontrola přemísťovaného materiálu spojená s mechanickou úpravou kontaminovaného materiálu (prosévání). Toto řešení by ale zároveň bylo velice náročné na čas a vložené prostředky, přičemž výsledek by při malé kázni stavebních firem v České republice zůstal značně nejistý

Daleko přijatelnější je proto metoda přímého ničení porostů *R.j.* na vybraných lokalitách. Tento způsob kontroly je také nejběžnější a nejlépe vyzkoušený ve světě.

Likvidace porostů *R.j.* je velice obtížná vzhledem k velkému množství zásobních látek v podzemním kořenovém systému (Pridham et Bing, 1975). V praxi ji lze provádět dvěma způsoby, manuálně nebo chemicky.

Chemické ničení porostu je založeno na jejich ošetřování herbicidem, kdy je herbicid aplikován přímým sprayováním porostu. Nejvíce byla studována aplikace herbicidů ve Velké Británii a proto jsou následující přípravky uváděny pod anglickými obchodními názvy. V úvahu přichází několik přípravků. Glyphosate, který je neselektivní takže ničí i všechnu ostatní vegetaci. 2,4 -D amine, který je selektivní na byliny s většími listy, ale méně účinný. Selektivní herbicid Picloram je velice účinný, na druhou stranu je ho však možno používat pouze za situace, kdy nehrozí přímá kontaminace podzemních vod (Scott et Marss, 1984).

Nejvhodnějším termínem pro aplikaci herbicidu je nejspíše druhá polovina července, kdy je polykormon za zenitem svého růstu (viz Tabulka 1) a převažující proud asimilátů směřuje dolů do kořenů. V tomto bodě lze souhlasit s doporučením Scotta (1988). Druhým vhodným termínem je květen, v době než porost dosáhne své maximální výšky - viz Graf 2 (Stensones et Garnett, 1994).

Druhou alternativou je mechanické odstraňování porostů *R.j.* Tato metoda je jednoznačně prioritní v oblastech s vysokou přírodovědnou hodnotou. Skrývá ovšem proti předchozí metodě některá úskalí. Porosty musí být každoročně několikrát koseny dokud úplně nezmizí, jinak je zásah neúčinný (Palmer, 1990). Likvidace je znesnadněna tím, že kosené porosty mají sklon dále expandovat, protože kosení podporuje laterální rozrůstání (Beerling, 1990a). Navíc mají kosené polykormony vyšší hustotu prýtlů (Scott, 1988), což je zřejmě způsobeno oslabením apikální

dominance jednotlivých prýtlů. Pouhé kosení prýtlů je tudíž neefektivní metoda. Dobrou ilustrací je porost *R.j* v pravidelně sekaném trávníku před areálem Výstaviště v Českých Budějovicích. Tento polykormon je vitální ač je kosen dvakrát až třikrát ročně, dosahuje pouze nižší výšky než nekosené porosty (asi 0,5m).

Na druhou stranu kosení výrazně snižuje vitalitu porostu v následující vegetační sezoně a je vhodné jako primární managementový zásah, s tím, že v dalších letech se aplikuje herbicid (de Waal, 1995).

Meade et Locandro (1979, sec in Wade, 1993) dosáhly určitých výsledků, když pokosené porosty pokrývali černou plastickou fólií, ale účinnost této metody je podle názoru autora dosti diskutabilní, vzhledem k vysokým růstovým schopnostem druhu, které jsou zvláště výrazné na začátku vegetační sezony (viz Graf 1).

Cronk et Fuller (1995) doporučují spojit kosení s odstraňováním oddenků. Tato metoda je ale také neefektivní, vzhledem k velmi dobré schopnosti *R.j.* regenerovat znovu z velice malých úlomků oddenku (Brock et Wade, 1992).

Palmer (1990) doporučuje kombinovat kosení porostu s herbicidem, tedy metodu, která je dnes nejběžnější i při managementu jiných invazních rostlin- např. *Heracleum mantegazzianum* nebo *Impatiens glandulifera*. Tento způsob managementu by mohl být vhodný vzhledem k tomu, že odstraněním velkého množství biomasy na stanovišti (Tabulka 6) lze dosáhnout účinnější aplikace herbicidu do kořenového systému a tak podstatně snížit vitalitu porostu.

Beerling (1990a) zaznamenal poměrně dobré výsledky při nařezávání porostů *R.j* pastvou ovcí a hovězího dobytka. Vezmeme-li v úvahu poměrně rychlý růst prýtlů *R.j.* na začátku sezony (viz Graf 2), je tento způsob managementu prakticky použitelný pouze v dubnu a květnu, předtím než se stane porost příliš vysokým a tím i neatraktivním pro dobytek.

V České republice byly porosty *R.j.* likvidovány doposud pouze v CHKO Labské pískovce. V r.1993 byly polykormony v PR Babylon pokoseny 10cm nad zemí, poté byly báze stonků potřeny Roundupem (Damohorský, 1993). Podobnou metodou byl ničen porost *R. sachalinensis* na hoře Čerchov v okrese Domažlice (J.Sladký, osobní sdělení). Vzhledem k tomu, že se s managementem začalo teprve před 2 lety, nejsou dosud známy konkrétní výsledky prováděných opatření.

8. ZÁVĚRY

1. Pouhá hmotnost nadzemní biomasy zřejmě nehraje rozhodující roli při kompetici s domácimi druhy. Větší význam při kompetici má pravděpodobně dynamika nadzemní biomasy, hlavně její prudký nárůst na začátku vegetační sezony.
2. Jiné produkční charakteristiky mohou zodpovídat za vysokou konkurenční schopnost druhu. Jako důležitější než nadzemní biomasa se při vytlačování jiných druhů ukázala velká plocha listů spolu s výškou porostu. S nimi související nízká úroveň záření pod porostem a velké množství těžko rozložitelného opadu mohou blokovat ecesi jiných druhů a tak přispívat k dlouhodobému zablokování sukcese na stanovišti.
3. Generativní reprodukce tohoto invazního druhu je na území České republiky možná, ale s velice malou pravděpodobností a za vzniku hybridů. V případě introdukce samčích rostlin by zřejmě ještě více vzrostla invazivnost druhu.

9. PODĚKOVÁNÍ

Děkuji všem zaměstnancům BF JU, ÚMBR, ÚEK za jejich trpělivost a ochotu ve chvílích, kdy jsem je byl nucen otravovat. Též jim patří dík za to, že dávali všanc své mnohdy velice drahé přístroje.

Doc.Karlu Prachovi a dr.Baileymu děkuji za poskytnutou literaturu, financování experimentů, cenné rady a doporučení.

10. LITERATURA

- Anonymous (1991): Guidelines for control of Japanese knotweed.- Welsh Development Agency.
- Bailey J.P. (1988): Putative *Reynoutria japonica* x *Fallopia baldshuanicum* Holub hybrids discovered in Britain.- *Watsonia*, 17:163-164.
- Bailey J.P. (1989): Cytology of large alien *Polygonum* species.- Ph.D. Thesis, University of Leicester.
- Bailey J.P. (1994): Reproductive Biology and Fertility of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) and its hybrids in the British Isles.- In: deWaal et al (eds.), Ecology and management of Invasive Riverside Plants, p.140-158, John Willey and sons, Chichester.
- Bailey J.P., Child L.E. et Wade M. (1995): Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia* x *bohemica*.- In Pyšek et al. (eds.), Plant Invasions- General Aspects and Special Problems, pp.141-150, SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- Bailey J.P. et Connolly A.P. (1985) Chromosome numbers of some alien *Reynoutria* species in the British Isles.- *Watsonia*, 15:270-271.
- Bailey J.P. et Stace C.A. (1992) Chromosome number, morphology, pairing and DNA values of species and hybrids in the genus *Fallopia* (*Polygonaceae*).- *Plant Systematics and Evolution*, 180:29-52.
- Berling D.J. (1990a): The ecology and control of Japanese Knotweed on river banks in south Wales. - Ph.D. Thesis, University of Wales, School of pure and applied ecology.
- Berling D.J. (1990b): The use of non persistent herbicides, Glyphosate and 2,4 - D amine to control riparian stands of Japanese Knotweed.- *Regulated Rivers, Research & Management* 5 :413-417.
- Berling D.J. (1991): The testing and development of cellular concrete revetment blocks resistant to growth of *Reynoutria japonica* (Japanese knotweed).- *Water Research*, 25(4):495-498.
- Berling D.J., Bailey J.P. et Connolly A.P. (1994): *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene.- *Biological flora of British Isles, Journal of Ecology*, 82, 959-979.
- Brock J. (1994): Peak standing crop of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) for 1991 in the United Kingdom.- *Preslia, Praha*, 66:338-344.
- Brock J., Child L.E., de Waal L.C. et Wade M. (1995): The invasive nature of *Fallopia japonica* is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues.- In Pyšek et al. (eds.), *Plant Invasions- General Aspects and Special Problems*, pp.131-139, SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- Brock J. et Wade M. (1992): Regeneration of Japanese knotweed from rhizome and stems.- *Colloque international biologie des mauvaises herbes, Dijon, France*, 9: 85-94.
- Callaghan T.V., Scott R., Lawson G.J. et Mainwaring A.M. (1984): An Experimental Assessment of Native and Naturalized Species of Plants as Renewable Energy sources in Great Britain. III. Japanese Knotweed *Reynoutria japonica*.- *Institute of Terrestrial Ecology*, p.23-34, Merlewood, Cumbria.
- Connolly A.P. (1977): The distribution and History of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*.- *Watsonia*, 11:291- 311.
- Cronk Q., Fuller J.L. (1995): *Plant Invaders*.- WWF International, pp.189-190, Chapman & Hall, London.

- Damohorský M. (1993): Boj s křídlatkou a vejmutovkou.- Nika, Praha, 8:524.
- De Waal (1995): Treatment of *Fallopia japonica* near water- a case study.- In Pyšek et al. (eds.), Plant Invasions- General Aspects and Special Problems, pp.203-213, SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- DeAngelis D.L., Gardner R.H. et Shugart H.H. (1981) :Productivity of forest ecosystems studied during IBP.- in Reichle D.E. (ed.), Dynamic properties of forest ecosystems, p.567-672, Cambridge University Press.
- Drake J.A., Mooney H.A., diCasti F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M. et Williamson M. (eds.) (1989): Biological invasions. A global perspective.- John Wiley and sons, Chichester.
- Edwards R.W. et Howell R. (1989): Welsh rivers and reservoirs.- Management for Wildlife Conservation, Regul. Rivers, 4:213- 223.
- Ellenberg H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in Ekologischer Sicht.- Verlag Engen Ulmer, Stuttgart.
- Gilbert O.(1994):Japanese knotweed.-what problem?- Urban wildlife news, 11(3):1-2.
- Grime J.P.,Hodgson J.G. et Hunt R. (1988): Comparative plant ecology: A functional approach to common British species. - Unwin Hyman, London, 488- 490.
- Hirose T. et Tateno M.(1984): Soil nitrogen patterns induced by colonization of *Polygonum cuspidatum* on Mount Fuji.- Oecologia 61, 218-223.
- Horn P.(1994): Ekologická studie invazní druhu *Reynoutria japonica*.- Bakalářská práce, depon in: Biologická fakulta JU, České Budějovice.
- Horn P. et Prach K. (1994): Aerial biomass and its comparison with that of native species.- Preslia, Praha, 66 :345-348.
- Chiba N. et Hirose T. (1993): Nitrogen acquisition and use in three perennials in the early stage of primary succession.- Functional Ecology 7, 287-292.
- Chrtěk J. (1990): *Reynoutria Houtt.*- křídlatka.- In Hejný S. et Slavík B (eds.), Květena České republiky 2 , pp.364-366, Academia Praha.
- Chrtěk J. et Chrtková A. (1983): *Reynoutria x bohémica*.- Čas. Nár. Muz., ser. natur., 152: 120.
- Chrtěk J. et Chrtková A. (1985): Kříženec *Reynoutria x bohémica* v Průhonickém parku.- Živa, Praha, 4:136- 137.
- Jayasuriya H., Koonchanok N.M., Geahlen R.L., Mclaughlin J.L. et Chang C.(1992): Emodin, a protein kinase from *Polygonum cuspidatum*.- Journal of Natural Products, 55:696- 698.
- Justice O.L.(1941): A study of dormancy in seeds of *Polygonum* .- Mem. Cornell Agric. Exp. Station, 235:1-43.
- Kimura Y., Kozawa M., Baba K. et Hata K.(1983): New constituents of roots of *Polygonum cuspidatum*.-Planta Medica, 48:164-168.
- Larcher W. (1988): Fyziologická ekologie rostlin.- Academia, Praha.
- Lepš J. (1995): Biostatistika.- učební text, Biologická fakulta Jihočeské Univerzity, České Budějovice.
- Locandro R.R. (1978):Weed watch. Japanese bamboo. - Weeds Today, 9(4):21-22.
- Mariko S., Koizumi H., Suzuki J. et Furukawa A. (1993) :Altitudal variation in germination and growth responses of *Reynoutria japonica* populations on Mt.Fuji to a controlled thermal environment.- Ecological Research 8:27-34.

- Maruta E. (1976): Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* on Mount Fuji.- Japanese Journal of Ecology, 31 :101-105.
- Maruta E. (1981): Size structure of *Polygonum cuspidatum* on Mt. Fuji.- Japanese Journal of Ecology, 31:441-445.
- Maruta E. (1983) Growth and survival of current-year seedlings of *Polygonum cuspidatum* at the upper distribution limit on Mt. Fuji.- Oecologia, 60, 316-320.
- Maruta E. (1994): Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* and *Polygonum weyrichii* var. *alpinum*. at high altitudes of Mt. Fuji.- Ecological Research 9:205- 213.
- Nashiki M., Nomoto T., Meguro R. et Sato K. (1986): Effect of natural conditions and management of pastures on weed invasion in cooperative livestock farms in Japan.- Weed Research, Japan, 31(3):221-227.
- Noble I.R. (1989) Attributes of Invaders and the Invading Process: Terrestrial and Vascular Plants, Biological Invasions: a Global Perspective. in Biological Invasions: a Global perspective, edited by J.A. Drake et al, SCOPE, John Wiley and sons, United Kingdom, pp.301-313.
- Palmer J.P. (1990): Japanese knotweed in Wales.- Proceedings The biology and control of invasive plants, Conference of Industrial Ecology Group of the British Ecological Society, Cardiff, pp.80-85.
- Palmer J.P. (1994): *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed) in Wales.- In: deWaal et al. (eds.), Ecology and management of Invasive Riverside Plants, p.160-171, John Willey and sons, Chichester.
- Penka M., Vyskot M., Klimo E. et Vašíček F. (1991): Floodplain Forest Ecosystems 2.- Academia, Praha, 258-259.
- Pielou E.C. (1974): Population and Community Ecology.- Gordon and Breach Science Publishers, pp.117-121.
- Pridham A.M.S. et Bing A. (1975): Japanese bamboo.- Plants. Gard., 31(2):56-57.
- Pyšek P. (1996): Biologické invaze. I. historické a geografické souvislosti.- Živa, Praha, 1: 4-7.
- Pyšek P. et Prach K. (1993): Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe.- Journal of Biogeography 20: 418-420.
- Suzuki J. (1994a): Shoot growth dynamics and the mode of competition of two rhizomatous *Polygonum* species in the alpine meadow of Mt. Fuji.- Folia Geobot. Phytotax., Praha, 20:203-216.
- Suzuki J. (1994b): Growth dynamics of shoot height and foliage structure of a rhizomatous perennial herb, *Polygonum cuspidatum*.- Annals of Botany 73:629-631.
- Scott R. (1988): A Review of Japanese Knotweed control.- NCC/NERC contract report, Institute of Terrestrial Ecology, Natural Environmental Research Council, Merlewood, Cumbria.
- Scott R. et Marrs R.H. (1984): Impact of Japanese knotweed and methods of control.- Aspects of Applied Biology, 5:291- 296.
- Stace C.A. (1991): New Flora of the British Isles.- Cambridge University Press, Cambridge.
- Stenones A. et Garnett R.P. (1994): Controlling Invasive Weeds Using Glyphosate.- In: deWaal et al (eds.), Ecology and management of Invasive Riverside Plants, p.184-188, John Willey and sons, Chichester.
- Sukopp H., Sukopp U. (1988) *Reynoutria japonica* in Japan und in Europa. Veröff. geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 98: 354-372.

Wade P.M. [red.](1993): 4. *Fallopia japonica*, Japanese Knotweed. The autecology and management of *Fallopia japonica*, a literature review.- In: Guidelines to ecology and control of invasive riparian weeds, pp.84-118, ICOLE, Loughborough, United Kingdom.

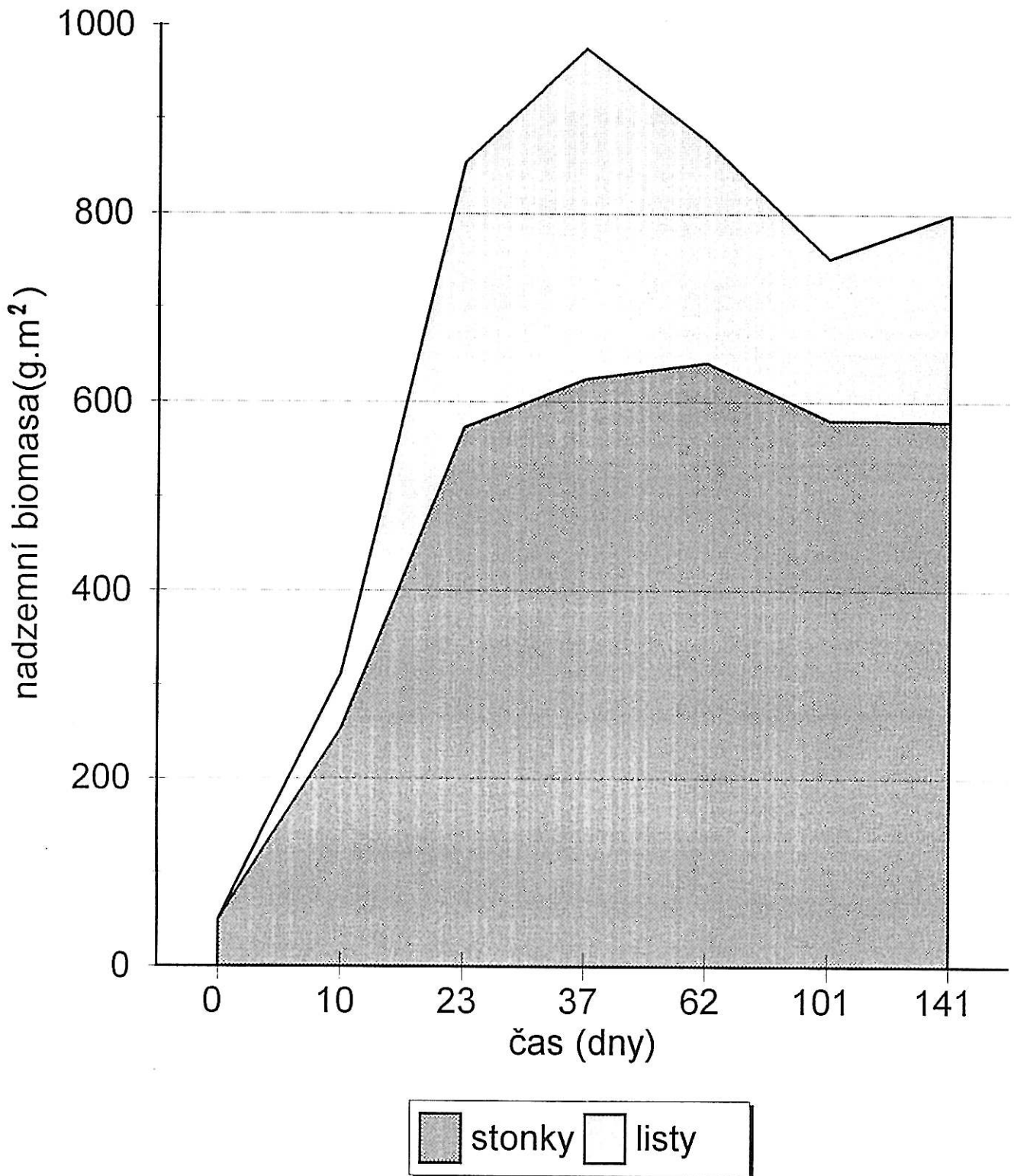
Wade P.M., Child L.E., Fowler S.V., Yano K., Adachi N. et Maruta E. (1994): Comparative ecology of Japanese Knotweed in Japan and the British Isles.- internal report, depon in: ICOLE, Loughborough University, United Kingdom.

Wolf F.(1971): The growth rate of *Polygonum cuspidatum*.- Journal of Tennessee Academy of Science, 46, 2.

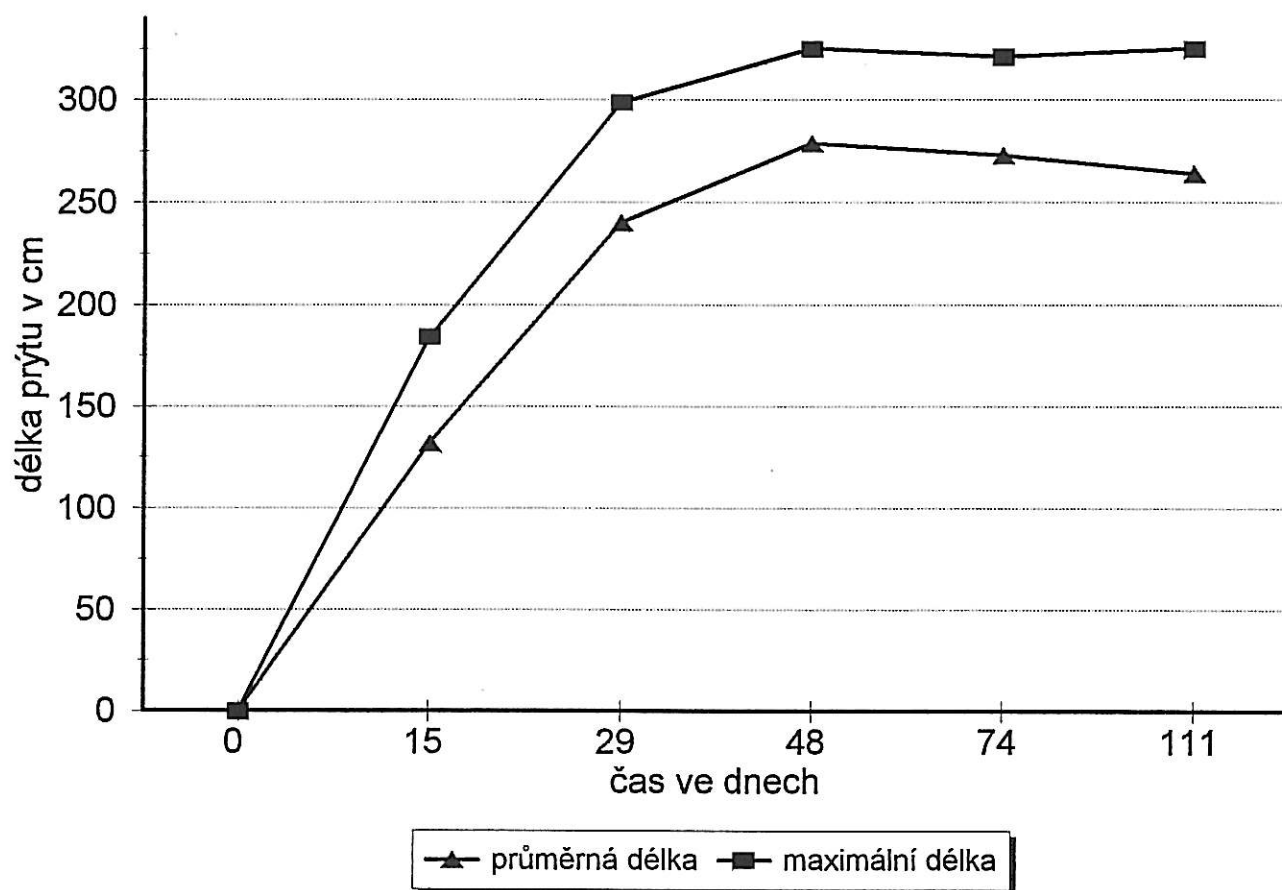
Yoshioka K. (1974): Volcanic vegetation.- in E.Numata (ed.) Flora and vegetation of Japan, Elsevier, Amsterdam, 237- 267.

Graf 1

**Dynamika nadzemní biomasy
během vegetační sezony 1995**

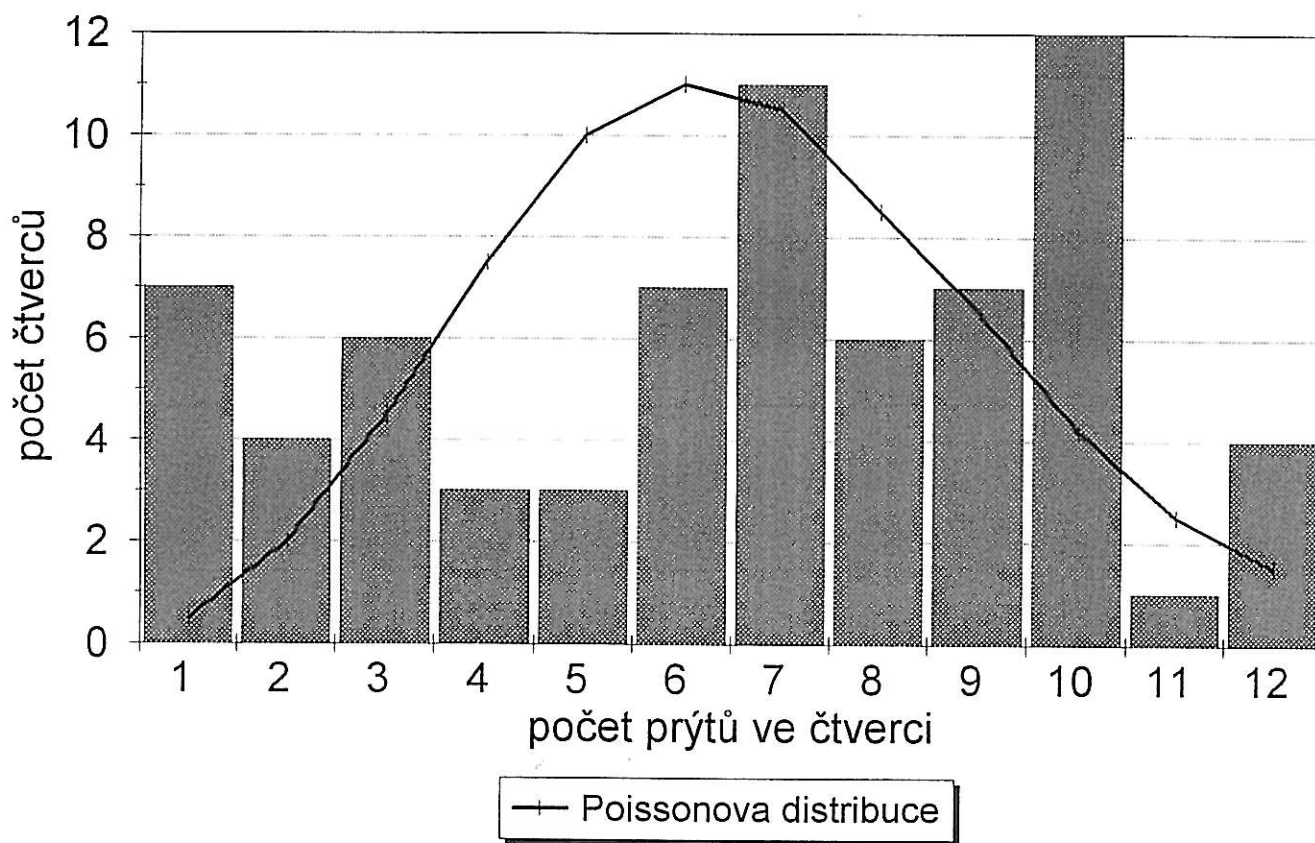


Graf 2 dynamika morfologických charakteristik
při odběrech v sezoně 1994



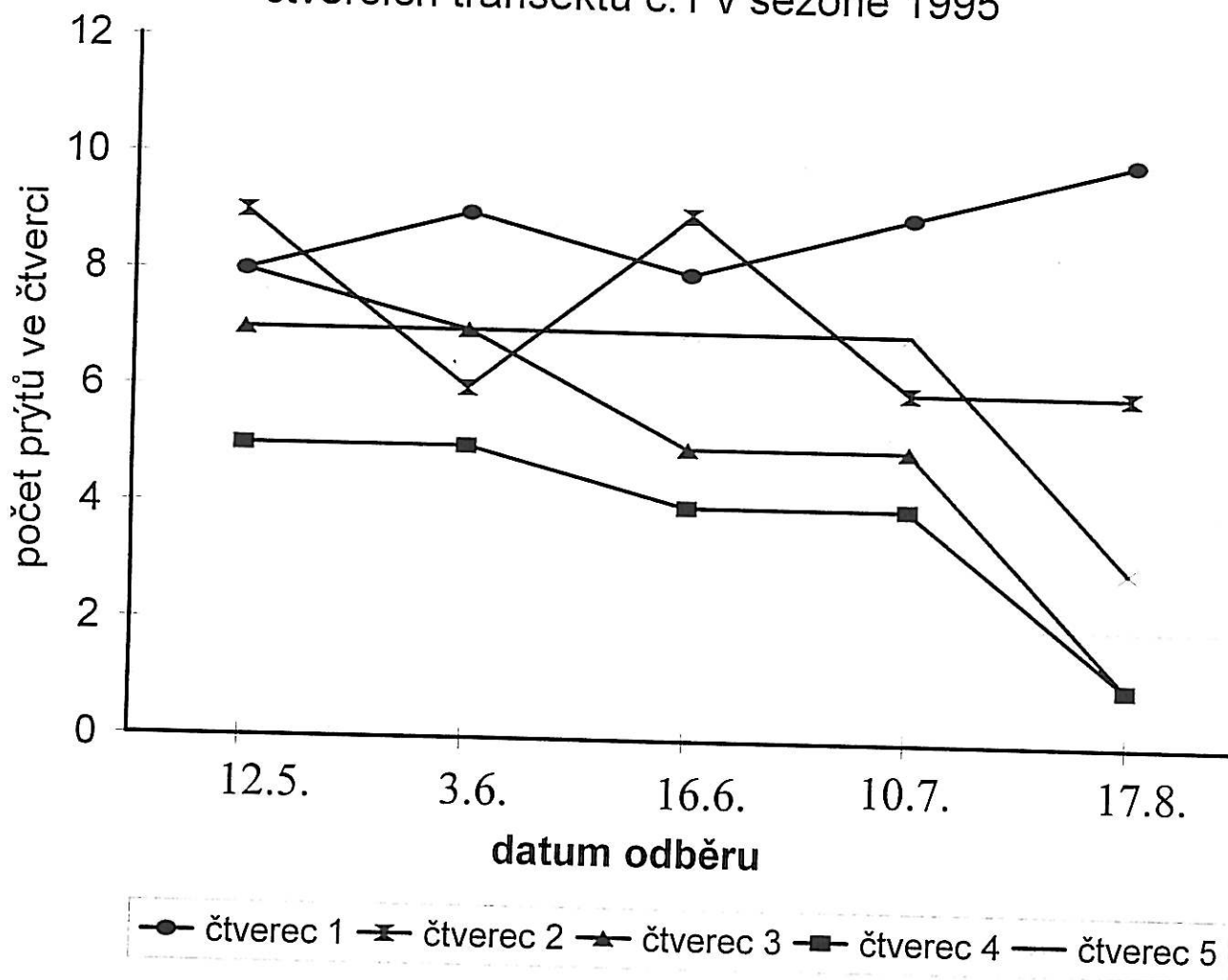
Graf 3

srovnání distribuce prýtů v zkusmých plochách s Poissonovou distribucí

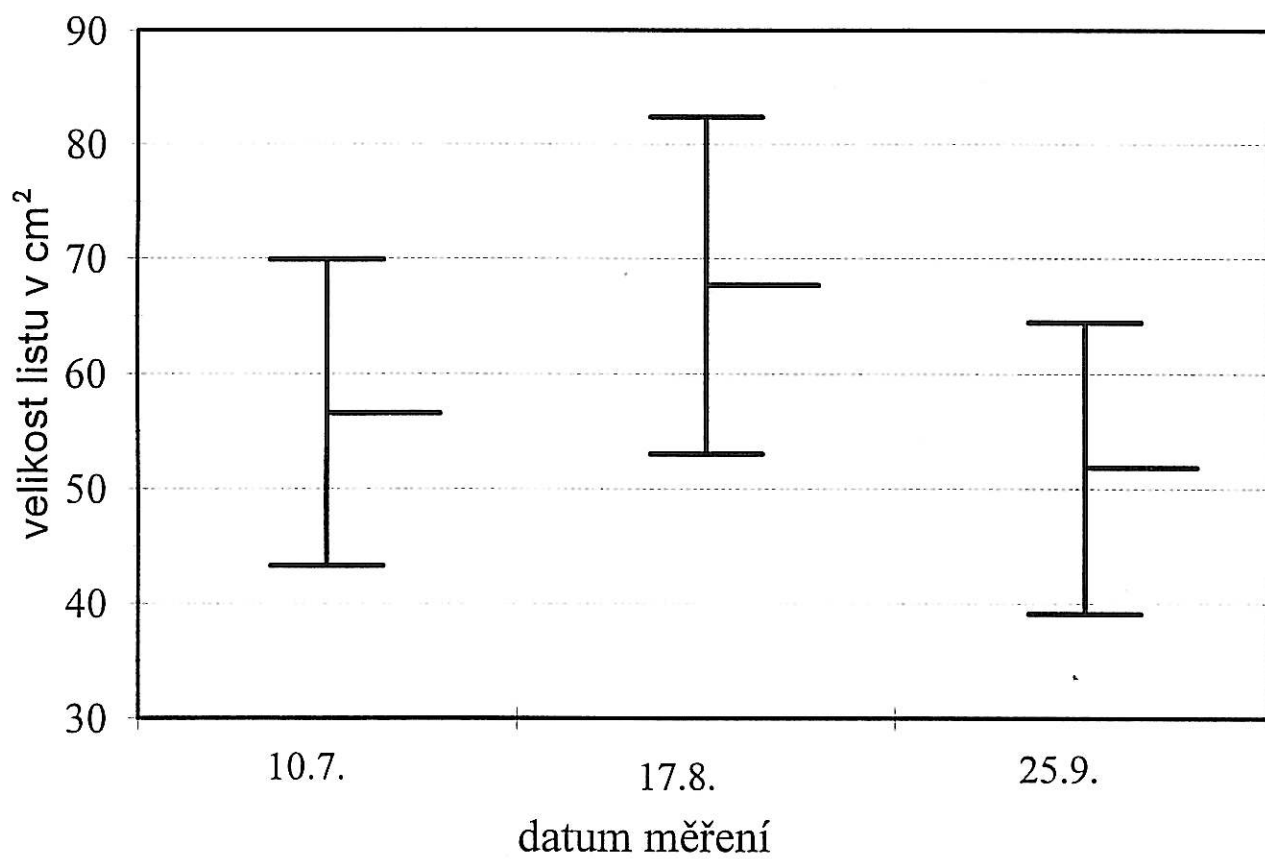


Graf 4

změny počtu prýtů v jednotlivých
čtvercích transektu č.1 v sezoně 1995



Graf 5 změny průměrné velikosti listu
na konci vegetační sezony 1995



Tabulka 1 - sezónní dynamika nadzemní biomasy *Reynoutria japonica*

R²- vyjadřuje míru variability vysvětlované proměnné (biomasy), která je zachycena regresní modelem:

$$\log(\text{biomasa})=a+b*\log(\text{bazální průměr})$$

datum	celková biomasa (g.m ⁻²)	R ²	biomasa listů (g.m ⁻²)	R ²	biomasa stonků (g.m ⁻²)	R ²
3.5.	49	0.91	0		49	0.91
12.5.	320	0.82	59	0.53	253	0.87
3.6.	887	0.89	281	0.80	573	0.93
16.6.	976	0.93	351	0.89	624	0.93
10.7.	896	0.91	235	0.69	641	0.93
17.8.	762	0.80	171	0.53	581	0.86
25.9.	869	0.92	220	0.66	579	0.94

Tabulka 2- klíčivost semen sebraných v r.1993

semenáčky, které byly přežily jsou všechny hybridního původu

lokality	datum sběru	počet semen	klíčivost v %
Č.B. u nádraží	28.10.	140	21
Č.B. Mánesova ul	1.12	50	16
Klatovy-letní kino	25.11.	50	6
Suché Vrbné	8.1.	50	86

Tabulka 3- klíčivost semen sebraných v r.1994

Č.B.= zkratka pro České Budějovice

lokality	datum sběru	počet semen	klíčivost v %
Klatovy- u parku	20.11.	50	0
Č.B.- vědecká knihovna	26.10.	50	10
Č.B.- jižní zastávka	26.11.	50	0
Č.B- u Vltavy	23.11.	50	0
Č.B- u Výstaviště	14.10.	50	0
Č.B- nákladové nádraží	26.10.	50	0
Nové Hrady	3.12.	50	0
Č.B- nádraží	19.10.	50	4
Klatovy- letní kino	28.11.	75	0

Tabulka 4- klíčivost semen sebraných v r.1995

lokality	datum sběru	počet semen	klíčivost v %
Č.B.park Stromovka	17.11.	15	60
Č.B. Suché Vrbné	21.11.	25	48
Č.B. Vodní ul.	22.11.	30	16
Č.B. u Dobrovod. stoky	22.11.	38	50

Tabulka 5- srovnání produkce opadu *Reynoutria japonica* a potenciálního klimaxového porostu
 produkce opadu u *Reynoutria japonica* je vypočtena z dat o dynamice nadzemní biomasy během sezony

porost	země	celková produkce opadu v g.m ⁻² .rok ⁻¹	produkce listového opadu v g.m ⁻² .rok ⁻¹	pramen
<i>Reynoutria jap.</i>	Česká republika	1083	400	tato studie
bučina	Dánsko	382	269	DeAngelis et al., 1981
smíšená doubrava	U.K.	445	324	DeAngelis et al., 1981
lužní les	Česká republika	608	414	Penka et al., 1991
bučina	Švédsko	422	275	DeAngelis et al., 1981

Tabulka 6- nadzemní biomasa *R.j.*- srovnání výsledků různých autorů

typ stanoviště	země	nadzemní biomasa v g.m ⁻²	autor
ruđerál	Česká republika	903	Horn, Prach (1995)
ruđerál	Velká Británie	937	Brock (1994)
ruđerál	Velká Británie	1215	Beerling (1990a)
pokusný pozemek	Velká Británie	800	Callaghan (1984)
subalpínská louka	Japonsko	1,7-120	Maruta (1981)
ruđerál	Česká republika	976	tato studie

Tabulka 7- allometrická závislost mezi průměrem stonku a biomasou pro jednotlivé odběry v r.1994

regresní rovnice ve tvaru: $\log(\text{biomasa}) = a + b \cdot \log(\text{průměr stonku})$

a,b- koeficienty

R²- míra variability souboru vyjádřená regresní závislostí

datum	biomasa stonků			biomasa listů		
	a	b	R ² (%)	a	b	R ² (%)
9.5.	2,18	0,96	26,8	-0,031	0,31	2,07
23.5.	3,22	2,0	85,6	2,39	1,99	80,8
11.6.	3,47	1,99	59,8	2,73	1,95	54,9
7.7.	3,54	2,68	95,4	2,66	2,45	86,1
22.8.	3,47	2,33	85,4	2,38	3,24	62,0

Tabulka 8- allometrická závislost mezi délkou prýtu a biomasou pro jednotlivé odběry v r.1994

regresní rovnice ve tvaru: $\log(\text{biomasa}) = a + b \cdot \log(\text{délka prýtu})$

a,b- koeficienty

R²- míra variability souboru vyjádřená regresní závislostí

datum	biomasa stonků			biomasa listů		
	a	b	R ² (%)	a	b	R ² (%)
9.5.	-4,18	1,52	49,6	-6,6	1,61	41,8
23.5.	-11,2	3,02	75,4	-11,7	2,97	69,2
11.6.	-12,3	3,25	46,2	-12,6	3,15	41,5
7.7.	-19,6	4,76	88,4	-17,6	4,16	73,0
22.8.	-14,1	3,64	69,7	-20,8	4,78	45,4

Tabulka 9- allometrická závislost mezi průměrem stonku a biomasou pro jednotlivé odběry v r.1995

regresní rovnice ve tvaru: $\log(\text{biomasa}) = a + b \cdot \log(\text{průměr stonku})$

a,b- koeficienty

R²- míra variability souboru vyjádřená regresní závislostí

datum	biomasa stonků			biomasa listů		
	a	b	R ² (%)	a	b	R ² (%)
12.5.	0,67	2,18	87	0,19	1,54	53
3.6.	0,73	2,90	93	0,43	2,77	80
16.6.	0,81	2,62	93	0,43	3,03	89
10.7.	0,92	2,31	93	0,19	3,12	69
17.8.	1,02	2,09	86	0,47	2,15	53
25.9.	0,81	2,70	94	0,47	2,47	66

Tabulka 10- Srovnání relativního světelného požitku pod porostem *Reynoutria japonica* s údaji Larchera (1988)

porost	relativní světelný požitek bylinného patra (%)	pramen
<i>Reynoutria japonica</i>	6.7	tato studie
opadavý les mírného pásu v létě	10 - 20	Larcher (1988)
opadavý les mírného pásu v zimě	50 -70	Larcher (1988)
hustý jehličnatý les	méně než 1	Larcher (1988)
boreální les (smrk + bříza)	2	Larcher (1988)
borový les	2	Larcher (1988)
slunečnicové pole	19	Larcher (1988)
kukuřičné pole	7	Larcher (1988)

Tabulka 11- závislost plochy listů na jejich biomase pro měření v sezoně 1994

měření byla provedena pro každý odběr zvlášť

měření byla prováděna na souboru listů ze sedmi náhodně vybraných prýtů

regresní rovnice: plocha listů (v cm²) = a + b* biomasa (v gramech)

a,b- koeficienty

R²- míra variability souboru vyjádřená regresní závislostí

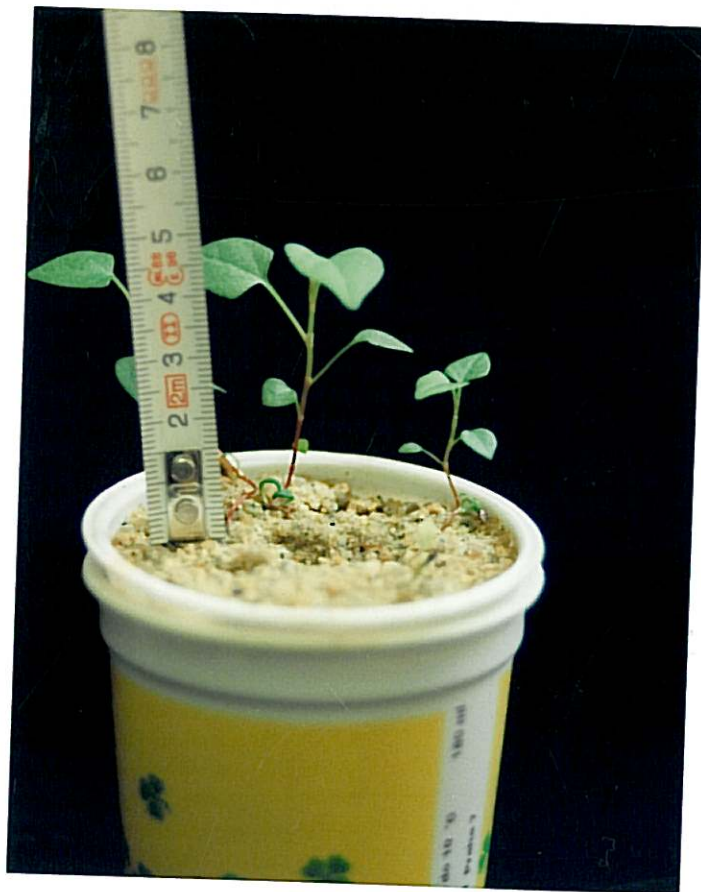
datum odběru	a	b	R ² (%)
9.5.	31	204	64
23.5.	533	230	99
11.6.	1747	152	96
7.7.	976	172	98
22.8.	1222	112	96



Obrázek 1- typický porost *Reynoutria japonica*



Obrázek 2- porost příbuzné *Reynoutria sachalinensis* pěstovaný v Kew Gardens v Londýně



Obrázek 3- 80 dní staré semenáčky vypěstované ze semen sebraných na prýtech *R.j.*



Obrázek 4- 80 dní staré semenáčky vypěstované ze semen sebraných na prýtech *R.j.*