

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce

**Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)
jako invazní druh**



Vypracovala:
Kristýna Svačinová

Vedoucí bakalářské práce:
RNDr. Stanislav Mihulka, Ph.D.

České Budějovice, duben 2011

Svačinová K. (2011): Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) jako invazní druh. [Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) as an invasive species. Bc. Thesis, in Czech] – 44p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) is a perennial grass invasive in North America. Reasons of its aggressive spread are being discussed and not known yet. This study collects current knowledge and experiment results about reed canary grass. This material can be used as a base for further research.

Tato práce byla financována z grantu MŽP VaV SPII2d1/37/07 a MSMT 6007665801.

Prohlašuji, že jsem svoji bakalářskou práci vypracovala samostatně, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne

Kristýna Svačinová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli Standovi Mihulkovi za pohodový přístup, podporu a trpělivost. Dále chci poděkovat celé své velké rodině za to, že mne dočasně zbavila povinností a poskytla mi prostor pro psaní, děkuji našim zvířátkům za rozptýlení a podporu z gauče a pelíšků a hlavně děkuji svému příteli za zvládnutí zvířátek, domácnosti a především za neustále nucení k psaní této práce.

Obsah

1	Úvod	1
1.1	Biologické invaze.....	1
1.1.1	Úvod do invazí.....	1
1.1.2	Historie invazí.....	2
1.1.3	Průběh invazí	2
1.1.4	Mokřady a invaze.....	4
2	Chrastice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i>)	8
2.1	Obecné informace	8
2.2	Rozšíření chrastice rákosovité.....	10
2.3	Historie zavlečení chrastice rákosovité	10
2.4	Původnost chrastice rákosovité v Severní Americe	12
2.5	Genetická variabilita chrastice rákosovité	14
2.6	Invaze chrastice rákosovité	16
2.6.1	Vliv narušení.....	17
2.6.2	Vliv vodního režimu	17
2.6.3	Vliv nadbytku živin	18
2.6.4	Usazování sedimentů	19
2.6.5	Šíření chrastice rákosovité	20
2.6.6	Konkurenční schopnost chrastice rákosovité.....	21
2.6.7	Fyziologická tolerance a plasticita v architektuře rostliny	22
2.6.8	Alelopatický vliv chrastice rákosovité.....	22
2.7	Ekologické dopady chrastice rákosovité.....	22
2.8	Likvidace porostů chrastice rákosovité	24
2.8.1	Fyzické odstranění	24
2.8.2	Mechanické odstranění chrastice rákosovité	24
2.8.2.1	Vypalování porostů chrastice rákosovité	24
2.8.2.2	Sekání chrastice rákosovité	25
2.8.2.3	Orání porostů chrastice rákosovité.....	25
2.8.2.4	Zakrytí porostu textilní nebo plastovou folií.....	26
2.8.3	Úprava hydrologie	26
2.8.4	Chemická likvidace porostů chrastice rákosovité.....	26
2.8.5	Biologická kontrola porostů chrastice rákosovité.....	27

2.8.5.1	Výsev nebo vysazení jiných druhů	27
2.8.5.2	Herbivor nebo patogen	27
2.8.5.3	Spásání porostů chrastice rákosovité	28
2.9	Průmyslové využití chrastice rákosovité.....	28
2.9.1	Pěstování chrastice rákosovité na biomasu.....	29
2.9.2	Pěstování chrastice rákosovité na píci	32
2.9.3	Kořenové čističky	32
3	Závěr	34
4	Literatura	35

1 Úvod

Předmětem této práce je chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), která je studována v rámci grantu AMWIS – Srovnávací studie agresivních invazních amerických a původních agresivních a neagresivních evropských populací chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*).

Chrastice rákosovitá je původní druh v Evropě a v Severní Americe, tam se ale během posledních sta let začala invazně šířit (formálně jde o expanzi původního druhu). Předpokládá se, že invazně se šíří genotypy chrastice, které pocházejí z Evropy. V Evropě je chrastice expanzní druh a vzhledem k počtu hnojených rybníků v České republice se dá očekávat její další šíření. Zmíněný grant se v budoucnu bude věnovat výzkumu agresivního chování evropských a amerických invazních i neinvazních populací.

Chrastice se hojně využívá v kořenových čističkách odpadních vod, pěstuje se jako krmivo pro hospodářská zvířata a zvažuje se její pěstování jako zdroj biomasy, což by mohlo vyústit v její další šíření a zavlékání vedoucí k invazi (formálně expanzi) měnící mokřady na monokulturní porosty chrastice.

Cílem této bakalářské práce je vypracovat přehlednou rešerši dostupných informací o chrastici rákosovité. Tato práce bude sloužit jako základ dalšího výzkumu chrastice rákosovité.

1.1 Biologické invaze

1.1.1 Úvod do invazí

V současné době jsme svědky dramatických globálních změn, které jsou způsobeny námi, lidmi. Některé změny, jako například globální oteplování a ubývání deštných pralesů, jsou hojně diskutovány a tudíž dobře známé široké veřejnosti. Dalším, neméně důležitým a přesto veřejnosti málo známým problémem, jsou biologické invaze (D'Antonio & Vitousek 1992, Vitousek et al. 1996, Dukes & Mooney 1999, Dukes 2000, Levine 2008). Ty dávají do pohybu změny, které se ve srovnání se změnou klimatu a odlesňováním mohou zdát méně důležité, nicméně nejsou. Biologické invaze mají na svědomí vymírání řady druhů (D'Antonio & Vitousek 1992), mají vliv na

intenzitu a frekvenci disturbancí (Saunders et al. 1991, D'Antonio & Mack 1998, Simberloff 2000), a předpokládá se, že představují velkou hrozbu pro biodiverzitu (Dukes & Mooney 1999). Naproti tomu Spyreas et al (2009) zastávají názor, že některé zavlečené druhy mohou zvýšit lokální druhovou diverzitu a vytvořit vhodné podmínky pro nové druhy.

Invaze mají také souvislost s globálním oteplováním, které umožňuje druhům teplejších oblastí přesouvat se a množit se v místech, kde by jinak neměly šanci přežít (Dukes & Mooney 1999, Walther et al. 2009). Kvůli přesunům druhů do vyšších nadmořských výšek a na sever, klesá hojnost těchto druhů na jihu a v níže položených oblastech (Kelly & Goulden 2008). Druhy, které se nerozšíří dál na sever nebo do vyšších poloh, trpí zmenšováním areálu a jsou náchylnější k vymření (Wilson et al. 2005, Parmesan 2006).

1.1.2 Historie invazí

Přesuny populací na velké vzdálenosti probíhaly v celé historii Země, například díky posunům tektonických desek (Levine 2008), semena rostlin mohou být přenášena živočichy (Pyšek & Tichý 2001, Pyšek et al. 2004). Zřejmě ale nikdy nedocházelo k šíření druhů v takové míře, jako to dělá člověk (Pyšek & Tichý 2001, Pimentel et al. 2001, Callaway & Ridenour 2004, Lambdon 2008, Lambdon et al. 2008). První významnější vlna šíření druhů se datuje do doby kolem roku 8 tisíc př.n.l., kdy začalo vznikat zemědělství (Diamond 2004). Historický zlom nastal v patnáctém století, které přineslo nespočet zámořských objevů a obrovský rozvoj dopravy a obchodu (D'Antonio & Vitousek 1992, Pyšek & Tichý 2001, Levine 2008). V Evropě začaly vznikat první botanické zahrady, dovážely se zemědělské plodiny a dřeviny. Většinou se ale převážely pouze samotné rostliny, jejich škůdci a přirození predátoři (herbivoři) zůstávali na místech původního výskytu. Kvůli světovým válkám a globalizaci jsme nyní svědky invazní vlny organismů, která je svými důsledky zřejmě nejrozsáhlejší ze všech v lidské historii (Pyšek & Tichý 2001).

1.1.3 Průběh invazí

Podle Levina (2008) invaze nastává, pokud je druh buď úmyslně nebo náhodou zavlečen mimo původní oblast výskytu, a v novém prostředí se úspěšně šíří (Pyšek &

Tichý 2001). A právě zavlékání druhů je velkou specialitou člověka, který překonal geografické překážky, a začal s šířením druhů do jim jinak nepřístupných míst (D'Antonio & Vitousek 1992, Callaway & Ridenour 2004, Mlíkovský & Stýblo 2006, Lambdon 2008). Tyto zavlečené druhy mohou prostřednictvím predace, kompetice a schopnosti změny prostředí ovlivnit jak druhové složení, tak běh celého ekosystému (Pyšek & Tichý 2001, Callaway & Ridenour 2004, Levine 2008, Lambdon 2008). Biologické invaze mají také nemalý vliv na světovou ekonomiku, například v USA se jedná o ztrátu více než 100 miliard amerických dolarů za rok (Pimentel et al. 2000, Levine 2008).

Aby se rostlina stala invazní, musí projít několika fázemi. Nejdříve musí být nepůvodní rostlina člověkem introdukována (zavlečena) do nového prostředí. Poté začíná proces naturalizace, kdy se rostlina musí vypořádat s biotickými a abiotickými překážkami a začít se rozmnožovat (D'Antonio & Vitousek 1992, Callaway & Ridenour 2004, Pyšek & Richardson 2006, Lambdon 2008, Lambdon et al. 2008). O invazi můžeme hovořit, jestliže se rostlina rozmnožující se semeny, rozšíří na vzdálenost větší než 100 m za méně než 50 let, a rostlina rozmnožující se vegetativně se rozšíří za 3 roky na vzdálenost více než 6 m (Richardson & Pyšek 2006).

Aby se invazní rostlina prosadila mezi původními druhy, musí mít oproti původním výhody. Mnohdy se vyznačuje velkou růstovou rychlostí (Weber 2003), velkou klíčivostí, plodností (Pyšek 2001) a velkou produkcí biomasy (Pyšek 2001). Mnohdy má také invazní rostlina alelopatický vliv na okolní rostliny, zatímco na původním stanovišti jsou na sebe rostliny adaptovány (např. Callaway & Ridenour 2004). Jak již bylo zmíněno výše, rostlina také uniká svým specializovaným herbivorům (Callaway & Ridenour 2004).

Přes všechny tyto výhody se rostlina musí vypořádat s mnoha problémy (Alpert 2006) a pouze 10% původních druhů se stane naturalizovanými, a z nich se pouze 10% stane invazními (Williamson 1993).

Narůstající zájem o invaze je částečně způsoben obavami z jejich důsledků, ale podle Levina (2008) také proto, že invaze představují výjimečné přírodní experimenty umožňující porozumění funkci a struktuře společenstev. Spyreas et al. (2009) zastávají názor, že současné invaze pomáhají studovat a předvídat invaze budoucí.

1.1.4 Mokřady a invaze

Ve své práci se zabývám shrnutím informací o chrastici rákosovité (*Phalaris arundinacea*), která se invazně (expanzně) šíří v severoamerických mokřadech (Galatowitsch et al. 1999, Maurer & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004, Kercher & Zedler 2004, Lavoie et al. 2005).

Mokřady tvoří 6% zemské souše a 24% invazních rostlin, které jsou považovány za světově nejrozšířenější, tvoří druhy vyskytující se především v mokřadech (Zedler & Kercher 2004).

Mokřady tedy patří mezi biotopy, které jsou velmi citlivé na invaze, především pak invaze trav (Galatowitsch et al. 1999, Zedler & Kercher 2004, Lavergne & Molofsky 2004, Lavergne & Molofsky 2006). Trávy dokážou snížit počty původních druhů, změnit kvalitu a strukturu života v mokřadech, změnit cirkulaci vody a frekvenci ohně (Galatowitsch et al. 1999, Zedler & Kercher 2004, Lavergne & Molofsky 2004, Lavergne & Molofsky 2006).

Kromě chrastice jsou v severoamerických mokřadech invazní například chrastici příbuzné trávy rákos obecný (*Phragmites australis*) a trst' rákosovitá (*Arundo donax*) (Weber 2003). Mnoho druhů trav je i mezi původními rostlinami v severoamerických mokřadech, například rody ostřice - *Carex* (*Carex hystericina*), psineček - *Agrostis*, sveřep - *Bromus*, ječmen - *Hordeum*, sítina - *Juncus*, bika - *Luzula*, lipnice - *Poa*, spartina - *Spartina* (*Spartina alternifolia*) a další (USDA).

Jednou z invazně se šířících trav je trst' rákosovitá (*Arundo donax*) (Weber 2003). Je to jedna z největších trav, dosahuje výšky 8 – 9 m (Perdue 1958). Rozmnožuje se především vegetativně pomocí oddenků, které rostou těsně pod povrchem, zatímco silné kořeny pronikají hluboko pod povrch (Sharma et al. 1998, Quinn et al. 2007). Na větší vzdálenosti se šíří například pomocí oddenků odplavených při povodních (Quinn et al. 2007). Vzhledem k vegetativnímu rozmnožování má nízkou genetickou variabilitu a nízkou možnost vytvoření nových genotypů (Perdue 1958, Duke 1979). Roste na všech typech půdy (Perdue 1958), přečká zaplavení i sucho a přesto, že se vyskytuje v subtropických oblastech, přežije také mrazy (Perdue 1958). Trst' je původní v Asii a v oblasti Středomoří (Rossa et al. 1998, Boose & Holt 1999). Člověkem byla zavlečena do všech temperátních a subtropických oblastí světa hlavně díky svému širokému využití (Perdue 1958), například jako protierozní rostlina, jako stavební materiál

(Robbins et al. 1951, Perdue 1958), na výrobu hudebních nástrojů, košů, prutů, papíru, oplocení, atd. (Perdue 1958, Weber 2003). Využívá se také jako okrasná rostlina v zahradnictví (Perdue 1958, Weber 2003). Dnes se invazně šíří v USA, Austrálii, Jižní Africe, na Novém Zélandu a na Azorech (Veselack & Nisbet 1981, Weber 2003, Coffman et al. 2010). Do USA byla trst' zavlečena na začátku 18. století (Dudley 2000). Podle IUCN a ISSG je trst' zařazena do seznamu sta nejinvazivnějších druhů světa (včetně živočichů).

Byly nalezeny fyziologické a morfologické vlastnosti přispívající k jejímu invaznímu šíření – velká listová plocha, relativně nízká produkce semen (energii investuje do mohutného systému oddenků), na přídavek živin reaguje rychlým růstem a má krátké juvenilní období (Rejmanek & Richardson 1996; Hamilton et al. 2005, Caffman et al. 2010). Její rozšíření závisí na obsahu dusíku v půdě (Quinn et al. 2007) a prokazatelně se její výskyt liší na polích s různým obsahem dusíku v půdě, preferuje půdy bohaté na kyslík (Stohlgren et al. 1999, Fenn et al. 2003, Huston 2004, Decruyenaere & Holt 2005, Blumenthal 2006). Růst trsti dále ovlivňuje četnost disturbancí (Hobbs & Huenneke 1992, Burke & Grime 1996), vlhkost půdy (Meekins & McCarthy 2001) a teplota (Beerling 1993). Mezi její negativní dopady patří zvýšená frekvence ohňů, která je způsobená tím, že trst' poskytuje velké množství suchého paliva (Robbins et al. 1951, Scott 1994, Bell 1997). Dalším negativním dopadem je ničení biotopů ptáků a jiných živočichů, přesuny zásob vody v půdě a ničení mostů a kanálů ucpáním během povodní (Bell 1997).

Dalším příkladem invazně se šířící trávy je rákos obecný (*Phragmites australis*). Rákos je kosmopolitně rozšířená vytrvalá tráva. Někteří jej považují za světově nejrozšířenější rostlinu (Holm et al. 1977, Mal & Narine 2004). Je hojný v mokřadech, podél břehů toků, rybníků nebo jezer. Vytváří specifické porosty - rákosiny (Grau et al. 1998). Rozmnožuje se především vegetativně mohutnými oddenky (Saltonstall 2002), které mohou dosáhnout délky až 20m (Weber 2003). Jak již bylo řečeno, rákos je rozšířen téměř kosmopolitně (Holm et al. 1977, Grau et al. 1998, Mal & Narine 2004) a některé genotypy se šíří invazně v USA, Kanadě, na Aljašce, v Austrálii a na Novém Zélandě (Chambers et al. 1999, Weber 2003). V posledním století se rákos stal velmi invazním v severoamerických mokřadech (Chambers et al. 1999). Invaze rákosu se připisuje eurasijským genotypům, zavlečeným do Severní Ameriky kolem roku 1800 (Saltonstall 2002). Rákos je součástí severoamerických mokřadů téměř 10 000 let

(Niering et al. 1977, Orson 1999). Podle fosilních nálezů se v Severní Americe vyskytuje přibližně 40 000 let (Saltonstall 2002). Nicméně za posledních 150 let jeho rozšíření dramaticky vzrostlo, především podél atlantického pobřeží USA. V 18. století býval rákos pozorován vzácně, kolem roku 1900 se začal více objevovat a šířit (Saltonstall 2002). Dnes se vyskytuje po celém USA a Kanadě a je považován za ukazatel narušení v mokřadech (Saltonstall 2002). Rákos obecný nahrazuje v mokřadech USA domácí druh *Spartina alterniflora* (Marks et al., 1994; Windham & Lathrop, 1999).

Rákos obecný se většinou objevuje po disturbancích (Weber 2003). Jeho hustý a vysoký porost je chudý na jiné druhy z rostlinné i živočišné říše (Weber 2003). Rákos snižuje druhovou rozmanitost (Chambers et al. 1999, Bertness et al. 2002, Chambers et al. 2003), redukuje využití biotopu živočichy (Meyerson et al. 2000; Osgood et al. 2003), mění funkci ekosystému (Meyerson, et al. 2000; Windham 2001), způsobuje usazování sedimentů, mění hydrologii, tok vody (Buttery and Lambert, 1965; Weinstein and Balletto, 1999) a může také zablokovat vodní cesty (Weber 2003). Kvůli své velikosti a vysoké evapotranspiraci také snižuje obsah vody v půdě (Weber 2003). Rákos toleruje sůl, takže se mimo jiné vyskytuje v brakických vodách a šíří se kolem silnic, které jsou v zimě sypané solí (Galatowitsch et al 1999, Weber 2003).

V posledním století invazní genotypy nahradily původní genotypy podél atlantického pobřeží Severní Ameriky (Saltonstall 2002). Existují příklady vnitrodruhové invaze (Daehler & Strong 1996) a vnitrodruhového křížení, které může vyústit v křížence s ještě větší vitalitou (Anttila et al. 2000) a může vést k vytvoření agresivních kříženců nebo k vymizení původních genotypů (Rhymer & Simberloff 1996, Ellstrand & Schierenbeck 2000, Vila et al. 2000, Pooler et al. 2002, Ayres et al. 2008). Přestože je nepůvodní rákos součástí severoamerických mokřadů již více než sto let a křížení je možné (Meyerson et al. 2009), nebyly nalezeny žádné přirozeně se vyskytující populace kříženců (Saltonstall 2003). Nicméně bylo dokázáno (Meyerson et al. 2009), že původní genotypy rákosu se mohou křížit s invazními genotypy.

Chrastice rákosovitá má s těmito dvěma druhy kromě blízké příbuznosti mnoho společného. Všechny tři druhy se šíří převážně vegetativně a to mohutnými, rychle rostoucími oddenky. Tyto oddenky jsou také schopné obnovit porost při přesunu části oddenku, například při povodních nebo orání. Společné je také jejich široké využití, které vyústilo v mnohonásobné zavlečení těchto druhů. Trst' rákosovitá je stejně jako

chrastice zvažována jako plodina vhodná na výrobu energie (Lewandowski et al. 2003). S rákosem obecným má chrastice společného ještě mnohem víc. Oba druhy jsou invazní v severoamerických mokřadech, oba druhy jsou v Severní Americe původní a u obou se předpokládá, že genotypy způsobující invazi pochází z Evropy. Stejně jako u chrastice došlo v případě rákosu k mnohonásobnému zavlečení, což u chrastice vedlo k vyšší genetické variabilitě v jejím invazním areálu oproti oblastem jejího původního výskytu (Lavergne & Molofsky 2007). Jak je ale patrné z příkladu rákosu, vícenásobné zavlečení a křížení vždy nevede k vytvoření fyziologicky dokonalejšího genotypu. Rozdíly mezi genotypy a zvýšená genetická variabilita tedy nemusí vést ke zvýšené agresivitě rostliny (Brodersen et al. 2008, Lavergne & Molofsky 2007). V případě rákosu i v případě chrastice je nutný další výzkum příčiny agresivity zavlečených genotypů.

2 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

2.1 Obecné informace

Chrastice (lesknice) rákosovitá (*Phalaris*, *Baldingera*, *Phalaroides arundinacea*), anglicky reed canary grass, patří do čeledi lipnicovité (*Poaceae*) (Dostál 1989, Cook 1996, Grau et al. 1998, Botanika 2007, Lavergne & Molofsky 2007). Je to vytrvalá, 50 – 200 cm dorůstající mohutná tmavozelená tráva. Stébla má přímá a hladká, pochvy listů jsou hladké s dřipeným (dlouze čárkovitě děleným) jazýčkem. Květenství je lata, často načervenalá. Plodem chrastice jsou obilky (Dostál 1989, Cook 1996, Grau et al. 1998, Botanika 2007). Chrastice kvete v červnu a červenci (Dostál 1989). Grau et al. (1998) uvádí, že kvete od července do srpna. Doba kvetení zřejmě záleží na klimatických podmínkách a geografickém výskytu rostliny. Chrastice tvoří květy až druhý rok po vyklíčení. Stonky ukončené latou většinou tvoří pouze 15% z celkového počtu stonků na jednotku plochy (Lindig – Cisneros & Zedler 2002). I přes to se v jednom květenství vytvoří stovky semen za sezónu (Regal 1953, Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2007).

Chrastice má dormantní semena, která vytvářejí významnou semennou banku (Lindig – Cisneros & Zedler 2001, Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004). Ke klíčení potřebuje disturbanci, která pro ni vytvoří volné místo a přístup dostatečného množství světla (Werner & Zedler 2002, Zedler & Kercher 2004, Lavergne & Molofsky 2006). Semenáčky jsou citlivé na mezidruhovou konkurenci a na jakýkoliv hospodářský zásah. Většinou potřebuje jednu sezónu na to, aby se řádně uchytila (Lindig – Cisneros & Zedler 2002). Semena v semenné bance jsou schopna klíčit několik let, delší zaplavení může zapříčinit ztrátu klíčivosti již po dvou letech (Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2007).

Další růst chrastice je ale velmi rychlý a díky schopnosti znovu rychle obrůst patří k nejvýnosnějším travám. Je také odolná vůči chladu, proto přežije první podzimní mrazy (Galatowitsch et al 1999, Lewandowski et al. 2003). Chrastice má mohutný kořenový systém (Regal 1953, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004). Šíří se také vegetativně pomocí plazivých oddenků (Regal 1953, Grau et al. 1998, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004).

Chrastice má přirozeně vysokou koncentraci směsi alkaloidů odvozených od tryptaminu, karbolinu, graminu a fenylethylaminu, které dělají druh přirozeně špatně stravitelný (Marten et al. 1973, Ostrem 1987, Lewandowski et al. 2003, Sahramaa et al. 2003).

Chrastice obsahuje halucinogenní DMT (dimethyltryptamin) a 5-methoxy-DMT, které způsobují krátkodobé vizuální halucinace (Květena ČR). Kvůli obsahu těchto látek je od 1.1.2010 její pěstování trestné. Chrastice se dostala do skupiny rostlin, jejichž pěstování (více než pět rostlin) je trestáno přísněji než pěstování konopí. Za pěstování chrastice tedy hrozí pokuta až 15 000 Kč nebo odnětí svobody až na jeden rok (Květena ČR). Vzhledem k tomu, že v případě chrastice se jedná o zcela běžně se vyskytující druh, je aplikace této legislativy v praxi velmi problematická.

Chrastice se vyskytuje na březích vod, na mokřích loukách, v lužních lesích, v močálech, v pobřežních rákosinách stojatých i tekoucích vod, v příkopech a roste také v mělkých vodách (Regal 1953, Dostál 1989, Grau et al. 1998, Weber 2003). Spolu s rákosem, ostřicemi a zblochany vytváří typická pobřežní společenstva. V doprovodu psárky, lipnice a přesličky roste na vlhkých loukách (Regal 1953).

Chrastice preferuje mokré, humózní, občas zaplavované půdy (Dostál 1989, Regal 1953). Ideální pH půdy je pro ni 5 (Regal 1953). Roste kolem tekoucích vod s dostatkem kyslíku. Chrastice snáší také občasné záplavy. Jarní záplavy podporují produkci biomasy přísunem živin, naproti tomu letní záplavy mohou porost mechanicky poškodit (Regal 1953, Zedler & Kercher 2004).

Přestože se nejvíce vyskytuje na vlhkých stanovištích, můžeme ji najít i ve vyšších polohách, kde může přežít dočasné sucho lépe než ostatní trávy (Lewandowski et al. 2003, Lavergne & Molofsky 2004).

Využívá se také v zahradnictví. Pěstuje se hlavně okrasný, podélně bíle panašovaný kultivar *Phalaris arundinacea* var. *picta*. (Dostál 1989, Weber 2003, Botanika 2007).

Chrastice má tři odlišné cytotypy. Tetraploid ($2n=28$), *Phalaris arundinacea* *arundinacea*, je nejrozšířenější díky velké toleranci k prostředí. Vyskytuje se v temperátních oblastech Evropy a Asie, v Mediteránu omezeně (Bennett & Smith 1976, Baldini & Jarvis 1991, Kerguelen 1993) . Hexaploid ($2n=42$), *Phalaris arundinacea* *oehleri*, je více adaptován na teplejší prostředí. Omezeně se vyskytuje na

Iberském poloostrově a v Severní Africe (Bennett & Smith 1976, Kerguelen 1993). Diploid ($2n=14$), *Phalaris arundinacea rotgesii*, se vyskytuje pouze na ostrově Korsika (Baldini & Jarvis 1991, Kerguelen 1993).

2.2 Rozšíření chrastice rákosovité

Původní oblastí výskytu chrastice rákosovité je Evropa, mírné oblasti Asie, Severní Amerika a Severní Afrika (Grau et al. 1998, Merigliano & Lesica 1998, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004, Lavoie et al. 2005).

Oblastmi, kam byla chrastice zavlečena, ale není tam invazní, jsou Jižní Afrika, tropická Asie, Nový Zéland, západ USA, Jižní Amerika, Havaii a ostrov Mascarens v Indickém oceánu (Weber 2003).

Chrastice rákosovitá se invazně šíří v USA, Kanadě, Austrálii a na Aljašce (Lavergne & Molofsky 2004). Holm et al. (1991) dále uvádí země, kde se chrastice více či méně intenzivně šíří: Afganistán, Argentina, Belgie, Česká republika, Čína, Anglie, Turecko, Švédsko, Polsko, Finsko, Německo, Maďarsko, Korea, Kolumbie, Portoriko, Nový Zéland, Indonésie, Portugalsko, Mauritanie.

Chrastice je v Severní Americe původní, takže formálně by se mělo hovořit o expanzi chrastice rákosovité. Jak se ale zmiňuji dále, existují předpoklady, že v Severní Americe jsou invazní populace zavlečených evropských genotypů (Merigliano & Lesica 1998, Lavergne & Molofsky 2004, Lavoie et al. 2005). Jde tedy vlastně o invazi na úrovni genotypů, stejně jako například u rákosu.

Původní populace chrastice byly kromě USA objeveny také v Kanadě, a to v jižním Québecu poblíž Montréalu (Lavoie et al. 2003). Její původnost v Americe byla prokázána díky herbářovým položkám nasbíraným na území USA (Merigliano & Lesica 1998, Casler et al. 2009a).

V České republice je expanzní šíření chrastice častým problémem. Způsobuje ho nedostatečné kosení luk a pastvin osídlených chrasticí.

2.3 Historie zavlečení chrastice rákosovité

V Evropě je chrastice rákosovitá pěstovaná od poloviny 18. století (Merigliano & Lesica 1998, Casler et al. 2009a). Odrůda vhodná jako krmivo (nízký obsah

alkaloidů) byla vyšlechtěna v severní Evropě roku 1835 (Ostrem 1987, Galatowitsch et al. 1999). Casler et al. (2009a) uvádí, že od roku 1830 je pěstována také v Severní Americe a východní Kanadě. Pěstování v té době znamenalo sběr semen na původních stanovištích a jejich vysévání v oblastech, které chtěli lidé zúrodnit (močály, rašeliniště) (Casler et al. 2009a).

V roce 1834 se v Connecticutu a v New Hampshire začalo s pokusy s přesazováním oddenků (Galatowitsch et al. 1999).

Jiný zdroj uvádí, že evropské odrůdy chrastice byly do USA dovezeny před rokem 1924 a velmi rychle si podmanily americký trh. Kolem roku 1930 využívání chrastice v zemědělství vzrostlo jako důsledek sucha, které postihlo středozápad USA. Sucho zničilo velké množství úrody a chrastice, která sucho přečkala, vydržela a tím k sobě přitáhla pozornost zemědělců (Ostrem 1987, Galatowitsch 1999).

Podle Lavergne & Molofsky (2004) byla chrastice rákosovitá zavlečena do USA z Evropy v roce 1850. Od té doby se rozšířila po celé Severní Americe. Nejprve byly dovezeny odrůdy s nízkým obsahem alkaloidů, které byly vhodné jako krmivo a na pastviny (Galatowitsch et al. 1999, Lavergne & Molofsky 2004). Chrastice tedy byla zavlečena několikrát (Galatowitsch et al. 1999, Merigliano & Lesica 1998, Lavergne & Molofsky 2004, Casler et al. 2009a).

Chrastice se používá také na zpevňování břehů a půd kvůli možné erozi (Figiel et al. 1995, Weber 2003). Díky schopnosti odstraňovat z vody a půdy nitráty a amoniak je používána na čištění odpadních vod a k dekontaminaci vody a půdy (Chekol et al. 2002, Edwards et al. 2006). Byla také hojně využívána na obnovu půdy, hlavně díky možnostem jejího snadného a rychlého šíření (Casler et al. 2009a). Výsledky těchto obnov jsou vidět dodnes v hustotě porostů chrastice kolem silnic, na březích toků a na neobdělávaných pruzích půdy mezi poli (Casler et al. 2009a). Jejím dalším využitím je pěstování na produkci biomasy, která se dále používá na přímé spalování, buničinu, vlákninu nebo výrobu papíru. Díky tomu je o ní od roku 1980 zvýšený zájem jako o zdroj biomasy (Lewandowski et al. 2003, Sahramaa et al. 2003, Lavergne & Molofsky 2004).

Chrastice rákosovitá osídlila mnoho lokalit v Severní Americe a podle USDA je klasifikována jako škodlivá rostlina v devíti státech USA (například v Massachusetts je

její pěstování zakázáno). I přes to je ale chrastice do USA dovážena a pěstována (Lavergne & Molofsky 2004).

2.4 Původnost chrastice rákosovité v Severní Americe

Jak již bylo zmíněno dříve, chrastice rákosovitá je v Severní Americe původní druh (Grau et al. 1998, Merigliano & Lesica 1998, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004, Lavoie et al. 2005). Její původnost v Americe byla prokázána díky herbářovým položkám nasbíraným na území USA (v nepřístupných oblastech severozápadu) na počátku 19. století, ještě před tím, než tuto oblast osídlili Evropané (Merigliano & Lesica 1998, Casler et al. 2009a).

Chrastice rákosovitá evropského původu byla do Severní Ameriky zavlečena opakovaně z různých důvodů, což nepochybně přispělo k jejímu invaznímu úspěchu (Merigliano & Lesica 1998, Galatowitsch 1999, Lavergne & Molofsky 2004). Opakované zavlékání chrastice způsobilo zmatek ohledně genetického původu chrastice nalázané v amerických mokřadech, na pastvinách a ve šlechtitelských programech (Lavergne & Molofsky 2004, Casler et al. 2009a).

Původní a zavlečené populace spolu v Severní Americe koexistovaly více než sto let, takže došlo ke křížení genotypů a k migracím. Předpokládá se, že evropské druhy a jejich kříženci jsou agresivnější (Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Maurer & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004). Tento předpoklad se stal jakýmsi dogmatem i přes to, že pro něj neexistuje dostatek vědeckých důkazů (Casler et al. 2009a).

Oddělení původních amerických genotypů od evropských je téměř nemožné, takže se nabízí závěr, že invaze chrastice v Severní Americe je následek jejího dovozu a zemědělského využívání (Lavergne & Molofsky 2004, Lavergne & Molofsky 2006). To je důvod, proč Lavergne & Molofsky (2004,2006) žádají zákaz pěstování a dovozu chrastice. Nicméně pro toto tvrzení neexistují důkazy (Casler et al. 2009a). Naopak je prokázáno, že vlastnosti, které chrastici zvýhodňují oproti původním druhům (rychlý růst, vegetativní šíření), jsou univerzálními vlastnostmi tohoto druhu po celém světě (Casler et al. 2009a).

Důležité výsledky přináší práce Caslera et al. 2009a. Casler et al. (2009a) ve své práci zjišťovali genetické rozdíly mezi evropskými a americkými genotypy. Porovnával 205 rostlin z 15 genotypů (vyšlechtěné genotypy, genotypy z přírody, evropské

genotypy) na základě 102 AFLP DNA markerů. Zjistil, že na základě jaderné DNA můžeme genotypy rozdělit na dvě oddělené skupiny, jednu sestávající ze tří blízce příbuzných genotypů ze Severní Ameriky, a druhou, obsahující všechny zbývající genotypy. Tři testované, blízce příbuzné genotypy pocházející z Oregonu, Alabamy a Arkansasu, by mohly být potomky zástupců původního severoamerického genofondu. Tyto genotypy samozřejmě mohou pocházet z evropských genotypů, které byly do Severní Ameriky během 19. a 20. století dováženy. Nicméně výrazné oddělení severoamerických genotypů, které pocházejí ze dvou velmi odlišných částí USA (z Oregonu a Alabamy s Arkansasem), od všech evropských genotypů, které samy o sobě pocházejí z velké oblasti východní a severní Evropy, naznačuje rozdílný původ těchto tří genotypů. Této teorii také nahrává skutečnost, že v Alabamě a v Arkansasu je chrastice mnohem méně běžná v mokřadech, na pastvinách i ve šlechtitelských programech než v severnějších oblastech USA. Zemědělské aktivity zahrnující chrastici jsou tam také méně běžné. To tedy znamená, že staré genotypy z této oblasti, která reprezentuje jižní hranici výskytu chrastice v USA, jsou nejspíše zdrojem původního severoamerického genofondu (Casler et al. 2009a).

Dále se ukázalo, že tyto tři genotypy mají výrazně nižší genetickou variabilitu oproti ostatním severoamerickým a evropským genotypům. Casler et al. (2009a) našli dostatek podpory pro působení efektu zakladatele (founder effect), který vyplývá z migrace chrastice z Evropy nebo Asie v několika posledních meziledových obdobích. Tyto genotypy jsou tedy považovány za původní severoamerické přesto, že doba jejich výskytu v Severní Americe je kratší, než doba jejich dřívějšího výskytu v Evropě. Zakládající populace v Severní Americe tedy zřejmě prošla mnoha mutacemi, které vedly k vytvoření genotypů odlišných od evropských. Tyto mutace měly jen malý vliv na fitness a morfologii rostliny, což znamená, že rostlina zůstávala fenotypově téměř nezměněná. Důsledkem je jejich menší genetická variabilita, která je důsledkem bottleneck efektu (Casler et al. 2009a). Mnohočetné dovážení z Evropy, tedy imigrace spolu s migracemi způsobené například člověkem nebo větrem, vyústilo v křížení evropských a amerických genofondů (Casler et al. 2009a). Toto tvrzení podporuje hypotézu, že imigrace evropských kultivarů pomohla americké chrastici překonat bottle neck efekt působící při jejím prvním osídlení Severní Ameriky (Lavergne & Molofsky 2007).

Pokud dojde k opětovnému potvrzení této teorie, původní severoamerické genotypy by se mohly stát cenným materiálem pro výzkum chrastice před zavlečením

evropských genotypů (Casler et al. 2009a). V případě, že v Severní Americe jsou opravdu invazní evropské genotypy, výzkum rozdílů mezi těmito genotypy by mohl přinést odpověď na otázku, proč jsou evropské druhy agresivnější (Lavergne & Molofsky 2004, Casler et al. 2009a). Pokud severoamerické původní genotypy nejsou v Severní Americe expanzní a evropské genotypy v Evropě ano, je objevení původních severoamerických genotypů pro další postupy důležité.

Přestože je tedy stále jasnější, že zavlečení evropských genotypů chrastice do Severní Ameriky způsobilo rozšíření genofondu, mechanismus tohoto procesu zůstává nejasný (Casler et al. 2009a).

Casler et al. (2009a) dále uvádí, že v porovnání amerických a evropských genotypů se neprokázaly žádné rozdíly v potencionální schopnosti invaze. V severoamerických mokřadech se sice častěji vyskytují evropské genotypy, nicméně se nezdá, že je to způsobeno odlišnými genetickými vlohami pro schopnost invaze, fitness nebo vitalitu (Casler et al. 2009a). Genotypy vyskytující se v mokřadech, jsou geneticky velmi podobné těm, které tvoří zemědělské porosty (Casler et al. 2009a).

2.5 Genetická variabilita chrastice rákosovité

Pochopení mechanismů, které umožňují některým druhům stát se invazními, je nezbytné pro určení vhodné kontroly, popřípadě likvidace těchto rostlin (Sakai et al. 2001). Jednou z možností, která by mohla mít vliv na invazní úspěch druhu, je genetické složení. Jeho výzkum by mohl pomoci předvídat šíření invazních druhů (Sakai et al. 2001). Množství a využití genetické variability může mít vliv na to, zda se bude druh dále šířit (Sakai et al. 2001). Druhy s velkou genetickou variabilitou mohou být invazně úspěšné, protože genetická variabilita může mít vliv na přizpůsobení se různým prostředím a různým ekologickým podmínkám (Sakai et al. 2001).

Genetické složení také poskytuje náhled do historie druhu, jeho migrací nebo do vztahů mezi jednotlivými populacemi (Sakai et al. 2001). Genetická variabilita může přispět ke schopnosti druhu šířit se, pokud je spojena s fenotypovými změnami podporujícími fitness genotypu (Gifford et al. 2002, Lavergne & Molofsky 2004). Velká genotypová diverzita může invaznímu druhu propůjčit výhody. Díky ní může mít druh různé odpovědi na různé ekologické podmínky (Gifford et al. 2002). To vede ke schopnosti osídlení různých ekologických nik (Lavergne & Molofsky 2004).

Gifford et al. (2002) ve své práci předpokládali, že populace chrastice, které jsou invazní v mokřadech, pocházejí z populací chrastice dovezených jako krmivo z Evropy. Mokřadní populace by tedy musely projít bottle-neck efektem a selekcí prostředím, což by mohlo způsobit vzrůst genetické variability a genetickou rozdílnost mezi populacemi. Předpoklad se ale nepotvrdil. Rozdílnost mezi populacemi byla velmi malá a důkaz bottle-neck efektu nebyl nalezen. Stejně tak se nenašla genetická variabilita v morfologických vlastnostech. Největší nalezená genetická variabilita byla nalezena v rámci jedné populace a genetické rozdíly mezi jednotlivými populacemi byly nepodstatné (Gifford et al. 2002).

Morrison & Molofsky (1998,1999) se ve své práci zabývaly tím, že genotypická diverzita může invaznímu druhu propůjčit výhody, protože různé genotypy se mohou lišit v odpovědích na různé ekologické podmínky. Rozdílné genotypy se také mohou lišit ve fenotypové plasticitě a mohou být schopné přežít na různém poli ekologických podmínek (Barett 1992, Morrison & Molofsky 1998, 1999). Oba typy genotypů byly v práci Molofsky & Bever (2002) nalezeny v relativně malém vzorku genotypů z jedné pastviny. Tyto genotypové rozdíly mohou mít vliv na růst a přežití celé rostliny (Morrison & Molofsky 1998, 1999, Molofsky & Bever 2002). Přítomnost rozdílů v růstu v rámci populace poukazuje na možnou důležitost tohoto jevu pro úspěšnou invazi v novém prostředí rostliny (Morrison & Molofsky 1998, 1999, Molofsky & Bever 2002). Důležitou vlastností chrastice je to, že v rámci populace vykazuje různé genotypy lišící se ve fenotypové plasticitě a různých odpovědích na různé prostředí (Morrison & Molofsky 1999).

Předpoklad, že invaze chrastice je způsobená genotypy z Evropy se zatím nepotvrdil (Gifford et al. 2002). Gifford et al. (2002) nenašli genetickou rozdílnost mezi populacemi chrastice a nenašli ani genetickou variabilitu v morfologických vlastnostech. Naproti tomu Molofsky & Bever (2002) našly genotypové rozdíly v rámci jedné populace.

Původ invazního genotypu tedy zatím zůstává nezjištěn. Proto je nutné se výzkumu různých genotypů chrastice dále věnovat.

2.6 Invaze chrastice rákosovité

Proč jsou mokřady tak náchylné k invazím? Zedler & Kercher (2004) mají hypotézu, která uvažuje o mokřadech jako o krajinných dnech (landscape sink), která shromažďují sedimenty, vodu a živiny z výše položených míst. Přítok těchto komponentů, které způsobují v mokřadu disturbance, je vlastně důsledkem disturbancí ve vyšších polohách (Zedler & Kercher 2004).

Disturbance v mokřadu vytvoří mezery v populaci, které mohou být obsazeny invazním druhem a navíc tyto disturbance dodávají invazním druhům to, co potřebují k vytvoření monokultury (Galatowitsch 1999).

Invazní druhy, které napadají mokřady, mají většinou několik shodných vlastností (Galatowitsch 1999). Mezi ně patří schopnost semen a částí rostlin nebo celých rostlin šířit se pomocí vody. Podle Galatowitsch (1999) jsou invazemi více postižené mokřady v blízkosti zemědělských ploch a měst, protože do nich stéká voda a sedimenty právě z těchto míst (Galatowitsch 1999, Zedler & Kercher 2004). Mokřady, které nejsou primárně zásobeny tokem povrchové vody a nachází se ve vyšších polohách, mají obecně větší druhovou diverzitu a jsou téměř bez invazí (Zedler & Kercher 2004).

Chrastice je invazní v temperátních oblastech USA. Osídlila mokřady, břehy toků a vlhké louky (Merigliano & Lesica 1998, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004, Lavoie et al. 2005). Ve Wisconsinu je chrastice dominantní (více než 80 % porostu) na 40 000 ha mokřadů (Bernthal & Willis 2004, Zedler & Kercher 2004). V Illinois je chrastice nejdominantnější rostlinou v 74 % mokřadů (Spyreas et al. 2010). Podle botanického výzkumu v Minnesotě, Washingtonu a Québecu, je chrastice dominantní na 50 – 100% plochy napadeného území (Galatowitsch 1999).

Chrastice rákosovitá má mnoho vlastností a výhod, které ji zvýhodňují oproti původním druhům a umožňují jí agresivní šíření. Jedná se například o její schopnost šířit se buď semeny nebo oddenky a dalšími částmi rostlin, včetně přesunu a následného zakořenění celé rostliny (Regal 1953, Grau et al. 1998, Weber 2003, Lavergne & Molofsky 2004). Využívá ve svůj prospěch kolísání živin (Kercher & Zedler 2004, Jakubowski et al. 2010), vykazuje morfologickou plasticitu (Gifford et al. 2002, Lavergne & Molofsky 2004), nemá téměř žádné herbivory (Lavergne & Molofsky 2004), produkuje velké množství biomasy (Lewandowski et al. 2003) a stárne později

než ostatní druhy rostlin (Maurer & Zedler 2002, Werner & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004, Kercher & Zedler 2004). Právě díky pozdějšímu stárnutí chrastice je možné její porosty mapovat pomocí satelitních snímků (Bernthal & Willis 2004).

Podle Kercher & Zedler (2004) existuje několik teorií na téma úspěšnosti zavlečených druhů v novém areálu. Jedná se například o hypotézu o úniku patogenům a herbivorům (Mitchell & Power 2003), o toleranci extrémních ekologických podmínek a disturbancí (zaplavení, nános sedimentů), o větší využitelnosti světla a živin a o alelopatii (Bais et al. 2003).

2.6.1 Vliv narušení

Oblasti, které jsou vystaveny disturbancím (narušení), jsou obecně více náchylné k invazím (Kotanen et al. 1998, Morrison & Molofsky 1999, Kercher et al. 2007).

V mokřadech nebo na březích toků mohou být disturbance vyvolané člověkem (například ztráta biomasy), půdní erozí způsobenou povodněmi, nebo požáry (Kotanen et al. 1998). Chrastice nejlépe klíčí právě po takovýchto disturbancích, kdy dojde k uvolnění místa, které chrastice rychle obsadí (Lindig – Cisneros & Zedler 2002). Při disturbancích je patrné snížení počtů domácích druhů, které umožní přístup světlu a tím umožní růst chrastice (Kercher & Zedler 2004). Na druhou stranu porosty chrastice dokážou takovéto disturbance přečkat, což mimo jiné dokazuje používání chrastice na zpevňování půdy (Rice & Pinkerton 1993).

Disturbance sice umožňují chrastici rozšiřovat porost, ale neexistují důkazy o tom, že chrastice potřebuje disturbance k úspěšné invazi (Lavergne & Molofsky 2004).

2.6.2 Vliv vodního režimu

Působení člověka může ovlivnit vodní režim a hladinu vody v mokřadech především tím, že na polích a ve městech je omezena savost půdy a dešťová voda po povrchu stéká (Lavergne & Molofsky 2004, Kercher et al. 2007). Se stavební činností rostou ztráty vegetace a nepropustná plocha a mokřady musí čelit přítokům dešťové vody, zvýšené erozi a usazování většího množství sedimentů (Werner & Zedler 2002). Chrastice nejlépe roste a klíčí na vodou prosáklých půdách (Lindig – Cisneros & Zedler 2001, Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004). Větší škody na ní nezanechá ani dlouhodobější zaplavení (Regal 1953, Zedler & Kercher 2004).

Dlouhodobější zaplavení sice zpomalí nebo pozastaví růst a vegetativní šíření, ale po opadnutí vody je chrastice schopná růst i šíření obnovit (Lavergne & Molofsky 2004). Podle práce Zedler & Kercher (2004) se porost chrastice a původních druhů během čtyř týdeního zaplavení snížil o 2/3, což mělo za následek větší přístupnost světla, což podpořilo v růstu hlavně chrastici.

Chrastice také přečkává povodně, které jiné druhy odnesou. Po odplavených rostlinách zůstane uvolněné místo, na které se chrastice rychle rozšíří (Miller & Zedler 2003, Lavergne & Molofsky 2004).

Výzkum odhalil, že disturbance způsobené člověkem nebo záplavami, potlačují druhovou diverzitu v mokřadech a způsobují narůstající počet zavlečených druhů, mimo jiné také chrastici rákosovitou (Zedler & Kercher 2004).

Na druhou stranu má chrastice ještě jednu výhodu a tou je její tolerance sucha (Lewandowski et al. 2003, Lavergne & Molofsky 2004, Jakubowski et al. 2010).

2.6.3 Vliv nadbytku živin

Agresivní šíření chrastice může být následek vysoké hladiny živin (Kercher & Zedler 2004, Jakubowski et al. 2010). Mokřady jsou kvůli blízkosti zemědělsky používaných ploch citlivé na nadměrný přísun živin právě z hnojených zemědělských ploch (Galatowitsch 1999). Intensifikace zemědělství v Severní Americe po 2. světové válce vedla k eutrofizaci mokřadů (Kercher & Zedler 2004, Jakubowski et al. 2010). Při vysoké hladině živin je chrastice schopná konkurenčně vytlačit původní druhy (Jakubowski et al. 2010).

Na rozdíl od Jakubowski et al. (2010), Kercher & Zedler (2004) zjistily, že v experimentech s invazní schopností chrastice, se při zvýšeném přísunu živin zvýšila produkce biomasy chrastice a ostatních druhů, ale samo o sobě hnojení nemělo prokazatelný vliv na druhovou bohatost. Ale například v kombinaci s jarními záplavami se invaze chrastice zvýšila o 30 – 50 % (Kercher & Zedler 2004).

Kercher & Zedler (2004) přinášejí také další zajímavý důsledek hnojení. Pokud jsou porosty chrastice hnojeny, začne se i přes potřebu světla ke klíčení vyskytovat na zastíněných místech.

Podle Jakubowski et al. (2010) jsou invazí chrastice méně postižené mokřady v blízkosti vodních toků. To je zřejmě způsobené tím, že živiny a sedimenty spláchnuté z polí jsou částečně odnášeny tokem dále (Jakubowski et al. 2010).

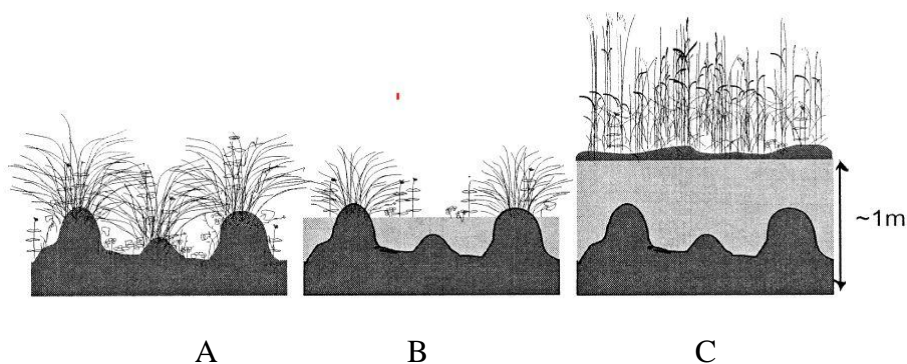
Povodí s intenzivnějším zemědělstvím jsou více zasažené šířením chrastice (Bernthal & Willis 2004).

2.6.4 Usazování sedimentů

Intensifikace zemědělství a rozvoj stavebnictví má za příčinu zvýšení nepropustných povrchů, které kromě přitékající vody a živin způsobuje také množství přinášejících a usazovaných sedimentů (Werner & Zedler 2002, Kercher & Zedler 2004). Reakce mokřadu na přísun sedimentů je většinou pokles původních druhů způsobený změnou kvality a vlhkosti půdy (Werner & Zedler 2002). Například ve Wisconsinu se na ostřicových loukách vlivem usazování sedimentů a přítoky dešťové vody začala šířit chrastice, což vyústilo v invazi (Werner & Zedler 2002).

Usazování sedimentů v kombinaci s brzkými jarními povodněmi způsobilo zdvojnásobení biomasy chrastice a zároveň snížilo počty a biomasu původních druhů (Kercher & Zedler 2004).

Obrázek 1: Usazování sedimentů v mokřadu a s tím spojený výskyt chrastice



(Werner & Zedler 2002)

A... minimální množství usazenin, vyskytují se trsy ostřic spolu s dalšími druhy

B...částečné zanesení sedimenty, klesá druhová bohatost a organická složka půdy

C...úplné pohřbení porostu sedimenty, půda je bohatá na minerály a porost ostřice je nahrazen monokulturním porostem chrastice

Při shrnutí kapitol o vlivu vody, živin a sedimentů na invazi chrastice rákosovité, bych ráda zmínila experiment Kercher et al. (2007), které studovaly reakce původních druhů na jednotlivé a četné disturbance a vliv kombinace disturbancí na chrastici. Zajímaly se o to, jaký byl vliv vody, sedimentů a živin odtékajících z lidských obydlí na průběh invaze.

Ve svém experimentu aplikovaly různé množství živin (tři kategorie formou hnojiva jednou za čtyři týdny), různý typ substrátu (kontrola – bez substrátu, jemný písek, vrchní vrstva půdy jedenkrát za rok) a různý vodní režim (konstantní zaplavení, jarní zaplavení čtyři týdny a přerušované zaplavení 2 ze 14 dní) (Kercher et al. 2007).

Při dlouhodobém zaplavení a přidavku sedimentů došlo ke ztrátě 50 % druhů v prvních šesti týdnech. Po snížení počtu druhů se zvýšila přístupnost světla a s ní vzrostla také invaze chrastice. Zaplavení způsobilo nejvíce škod v kombinaci s přidavkem živin (Kercher et al. 2007).

Vztah mezi úhynem původních druhů a následnou invazí zřejmě vyplývá z uvolnění prostoru a nadzemních nebo podzemních zdrojů, které následovně využije chrastice (Kercher et al. 2007). Klíčovou roli pravděpodobně hraje světlo, zatímco hnojení samo o sobě mělo jen malý vliv (Kercher et al. 2007). Při přerušovaném zaplavení byly živiny zřejmě částečně spotřebovávány také původními druhy, takže invaze chrastice nebyla tak rozsáhlá. Dalším zjištěním je to, že původní druhy svým úhynem vlastně poskytují chrastici živiny, což také podporuje invazi (Kercher et al. 2007).

Při experimentu byla chrastice méně zastoupena v místech s nižším počtem disturbancí a naopak se intenzivně prosazovala v místech s největší četností disturbancí (Kercher et al. 2007). Při vysokém obsahu živin chrastice vykazovala velmi rychlý růst oproti původním druhům, které tím vytlačovala. Také zjistily, že invazi nezastaví ani neomezí odstranění pouze jedné z těchto disturbancí (živiny, usazeniny, voda), což je důležité pro úvahy o likvidaci porostů chrastice (Kercher et al. 2007).

2.6.5 Šíření chrastice rákosovité

Chrastice je výrazná především schopností rychlého šíření. Šíří se buď semeny, kterých jedno květenství vyprodukuje stovky za sezónu, a která se uchovávají v semenné bance roky, nebo vegetativně oddenky (Lindig – Cisneros & Zedler 2001,

Lindig – Cisneros & Zedler 2002, Lavergne & Molofsky 2004, Kercher & Zedler 2004). Další možnosti šíření jsou silné oddenky, které jsou schopné vyrůst až o tři metry ročně (Lavergne & Molofsky 2006, Jakubowski et al. 2010). Oddenky vytvoří pod povrchem hustou síť, která je pro jiné druhy neproniknutelná. Oddenky mají spící pupeny, které obnoví porost při jeho odstranění nad povrchem (Kercher & Zedler 2004, Lavergne & Molofsky 2004). V oddencích se ukládá energie na přečkání zimy, jarní růst, kvetení i tvorbu semen (Kercher & Zedler 2004, Lavergne & Molofsky 2004). Chrastice se snadno šíří i na velké vzdálenosti, protože semena i vegetativní části plavou (Jakubowski et al. 2010), což dělá z potoků a řek její rozšiřovací koridory, především v období záplav (Lavergne & Molofsky 2004, Kercher & Zedler 2004). Při záplavách může být utržen a odplaven celý trs chrastice, který se může usadit a začít růst (Kercher & Zedler 2004, Kercher et al. 2007). Semena se navíc velmi snadno přichytí na pokožku nebo na srst a jsou tak šířena lidmi (auty) i zvířaty na velké vzdálenosti (WRCG).

2.6.6 Konkurenční schopnost chrastice rákosovité

Díky energii uložené v oddencích je chrastice schopná zahájit růst velmi brzy na jaře, což jí poskytuje konkurenční výhodu oproti ostatním druhům (Regal 1953, Lavergne & Molofsky 2004, Kercher & Zedler 2004). Další konkurenční výhodou je rychlý růst a větší tvorba biomasy, ke které přispívá vyšší průměrná rychlost fotosyntézy (Brodersen et al. 2008). Také velká genetická variabilita v poměru kořenů a nadzemních částí naznačuje, že chrastice je schopná rychlé adaptace na nadzemní i podzemní konkurenci (Lavergne & Molofsky 2004, Brodersen et al. 2008).

Průměrná rychlost fotosyntézy a alokace biomasy do listů ovlivnily schopnost rostliny asimilovat uhlík a tím přispěly k celkové rychlosti růstu (Brodersen et al. 2008).

Tyto rozdíly mohou sice pomoci invazním druhům zvítězit nad spolu rostoucími domácími druhy v soutěži o zdroje, ale není jasné, jestli vybavení těmito fyziologickými vlastnostmi přispělo ke schopnosti invaze zavlečeného druhu (Brodersen et al. 2008).

Oddenky a mohutný kořenový systém jsou konkurenčními výhodami také pod povrchem (Lavergne & Molofsky 2004).

Navíc schopnost rychlého jarního růstu, rychlé vegetativní šíření, potenciál rychlého prodloužení stonku, široká fyziologická tolerance a velká plasticita

v architektuře rostliny, umožňuje druhu agresivně se šířit v širokém spektru ekologických podmínek (Lavergne & Molofsky 2004, Kercher et al. 2007).

2.6.7 Fyziologická tolerance a plasticita v architektuře rostliny

Jak již bylo řečeno dříve, chrastice má velkou fyziologickou toleranci k různým vodním režimům (přečká zaplavení i sucha). Kořeny chrastice jsou z velké části tvořeny aerenchymem (Green & Galatowitsch 2001, Kercher & Zedler 2004), což umožňuje rostlinám tolerovat zaplavení (Miller & Zedler 2003, Lavergne & Molofsky 2004).

Chrastice využívá změny architektury rostliny a alokaci biomasy pod zem při obdobích chudých na živiny (Lavergne & Molofsky 2004). Je také schopná reagovat přesunem biomasy na nadzemní i podzemní konkurenci (Lavergne & Molofsky 2004, Brodersen et al. 2008). Podle dostupných zdrojů chrastice tvoří buď nadzemní biomasu nebo oddenky, kterými se vegetativně šíří (Lavergne & Molofsky 2004).

2.6.8 Alelopatický vliv chrastice rákosovité

Dominance chrastice nad ostatními druhy by se dala vysvětlit také jejím alelopatickým vlivem na okolní rostliny. Jak ale ve své práci zmiňují (Lavergne & Molofsky 2004), podle několika experimentů se zdá nepravděpodobné, že by za její invazní úspěch mohla nějaká forma alelopatie. Nicméně je třeba toto tvrzení ověřit dalšími experimenty.

2.7 Ekologické dopady chrastice rákosovité

V oblastech, kam byla chrastice zavlečena, postupně vytváří monokulturní porosty v mokřadech, na vlhkých loukách, v pobřežních oblastech nebo korytech potoků a řek (Galatowitsch et al. 1999, Lavergne & Molofsky 2004).

Invazní šíření chrastice rákosovité vede k vytvoření monokultury a omezení diverzity (Werner & Zedler 2002, Kercher & Zedler 2004). Podle Barnes (1999) ale negativní korelace mezi diverzitou původních druhů a výskytem chrastice rákosovité ještě neprokazuje, že chrastice snižuje diverzitu původních druhů, protože chrastice se může vyskytovat na stanovištích s nižší diverzitou. Podle Spyreas et al. (2010) je invaze chrastice provázána velkými změnami v zastoupení původních druhů. S přibývajícím

chrastici roste výška a hustota porostu a rostlinná diverzita klesá. Spyreas et al. (2010) tento vztah pozorovali již na počátku invazního procesu v přírodě i v experimentálních podmínkách.

Chrastice začíná růst velmi brzo na jaře, protože potřebuje dostatek světla. Svým růstem zastíní původní druhy klíčící později (Galatowitsch et al. 1999). Její konkurenceschopnost více působí na původní druhy trav než bylin (Galatowitsch et al. 1999). Rachich & Reader (1999) ve své práci zmiňují negativní vliv chrastice (omezení růstu a přežívání) mokřadního druhu *Verbena hostata*. Budelsky & Galatowitsch (2000) zmiňují stejný vliv na *Carex lacustris*. Chrastice ohrožuje také populace vodní rostliny *Howellia aquatilis*, která se vyskytuje v Kalifornii, Idahu, Montaně, Washingtonu a Oregonu, a podle USDA je klasifikována jako ohrožená vzhledem k fragmentaci oblasti jejího výskytu (Lesica 1997).

Některé práce popisují negativní vliv chrastice na hmyz. V porostu chrastice je malá diverzita půdního hmyzu (Hansen & Castelle 1999). Porosty chrastice v Québecu poskytují potravu menšímu počtu původního herbivorního hmyzu (*Diptera*, *Coleoptera*, *Lepidoptera*) a naopak zde hostí více invazního hmyzu (Beaulieu & Wheeler 2002). Spyreas et al. (2010) ve své práci zjistili pokles početnosti stejnořídlého hmyzu v závislosti na rozšiřujícím se porostu chrastice.

Invaze chrastice rákosovité je poměrně rychlá. Barnes (1999) uvádí, že chrastice kolonizovala a podmanila si více než 40 % ostrovů a pobřeží řeky Wisconsin za méně než 15 let. Další výzkum (Mulhouse & Galatowitsch 2003) ukázal, že ve 41 z 62 studovaných mokřadů, byla chrastice dominantní rostlinou 10 let po jejím prvním výskytu.

Přítomnost chrastice má vliv na strukturu společenstva (Galatowitsch et al. 2000, Lavoie et al. 2003). Jak již bylo zmíněno dříve, využívá mezery v porostu vzniklé různými disturbancemi. Uvolněné místo díky světlu rychle zaroste (Kercher & Zedler 2004). Její šíření poblíž toků může v extrémních případech vést až k tomu, že chrastice zaroste koryto a tím přeruší tok (Lefor 1987). Chrastice také způsobuje zvýšené usazování sedimentů jak v mokřadech a na loukách, tak také na březích řek (Kercher & Zedler 2004). To vede ke změně cirkulace vody (Lefor 1987). Na vlhkých ostřicových loukách zvýšené usazování sedimentů působí pokles půdní mikrostruktury a snižuje členitost terénu v mikrotopografii (Werner & Zedler 2002). Pokud je chrastice jednou

zavlečena, začne se rychle šířit díky plazivým oddenkům a vytvoří hustý porost (Galatowitsch et al. 2000, Lavoie et al. 2003, Levine et al. 2003).

2.8 Likvidace porostů chrastice rákosovité

Když chrastice oblast úspěšně osídlí a vytlačí původní druhy, začne být její odstranění problematické (Simberloff 2003, Lavergne & Molofsky 2006). V několika případech se sice podařilo chrastici odstranit, jsou to ale zatím jen výjimky. Zvrácení invaze chrastice tedy vyžaduje dlouhodobou spolupráci vědců, politiků, neziskových organizací a především vlastníků půdy (Simberloff 2003, Lavergne & Molofsky 2006).

Pokus o zamezení šíření invazních druhů začne být veřejností zvažován většinou až v okamžiku, kdy jsou patrné ekonomické dopady. V té době už je ale na úrovni ekosystému napácháno hodně mnohdy již nevratných škod (Simberloff 2003, Lavergne & Molofsky 2006).

2.8.1 Fyzické odstranění

Vykopání chrastice odstraní oddenky a eliminuje semennou banku. Odstraní ale také živiny a substrát (Lavergne & Molofsky 2006).

Na počátku kolonizačního procesu chrastice může být fyzické odstranění jednoduchým a účinným řešením (Lavergne & Molofsky 2006).

2.8.2 Mechanické odstranění chrastice rákosovité

2.8.2.1 Vypalování porostů chrastice rákosovité

Oheň zajistí zničení biomasy, zničí semena ležící na půdě a sníží množství dostupného dusíku (Hutchinson 1992). V oblastech, kde je oheň přirozenou disturbancí, může být řízené vypalování účinné, protože zničí porosty chrastice a umožní růst druhům, které jsou na oheň adaptované (Lavergne & Molofsky 2006). Rozporuplné jsou názory na dobu vhodnou k vypalování. Jarní vypalování může porosty chrastice, její oddenky a semennou banku zahubit nebo alespoň eliminovat. Existuje ale také názor, že vypalování chrastici naopak posílí, protože je to druh těžící z disturbancí, na něž reaguje rychlým růstem (Lavergne & Molofsky 2006). Lavergne & Molofsky (2006) uvádí, že

doba vhodná na vypalování je jaro nebo podzim po dobu pěti až šesti let. Na rozdíl od Lavergne & Molofsky (2006) WRGC uvádí, že vypalování by mělo proběhnout v pozdním jaře, což by chrastici donutilo použít energii uloženou v oddencích. Naopak vypalování na podzim WRGC nedoporučuje kvůli krátkodobému výsledku.

Nevýhodou vypalování chrastice je ohrožení dalších rostlin, které rostou brzy na jaře. Je tedy možné ho používat pouze v oblastech, kde je v semenné bance dostatečná zásoba semen rostlin adaptovaných na požáry. Tyto rostliny pak mohou zarůst vypálené místo (Lavergne & Molofsky 2006).

Využití ohně tedy může být vhodným prostředkem k likvidaci porostů chrastice, problém ale nastává již při výběru vhodného období. Přikláním se k názoru WRGC, který se týká krátkodobého účinku pozdního vypalování. Porost chrastice tím lze jistě krátkodobě omezit, nicméně rozumnější se zdá být vypálení jarní, vzhledem k následovnému vyčerpání oddenků. Na druhou stranu takto připravený porost s oslabenými oddenky by mohlo následovné vypálení na podzim silně zredukovat. Vypalování tedy jistě může být účinné, musí se ale opakovat několikrát za sebou nebo zkombinovat s dalšími likvidačními prostředky. Podle mého názoru jde o management vhodný převážně pro jednodruhové porosty, protože jde-li o smíšený porost chrastice a původních druhů, zlikviduje se nejen chrastice, ale také ostatní druhy. Nehledě na dříve několikrát zmíněnou odolnost a vytrvalost semen a oddenků chrastice, které by mohly znovu zarůst plochu zbavenou méně odolných původních druhů.

2.8.2.2 Sekání chrastice rákosovité

Sečení chrastice, pokud je spojené se sklizní, redukuje její výšku a odstraňuje její biomasu (Apfelbaum & Sams 1987, Lavergne & Molofsky 2006). Pokud dojde k sečení před dozráním semen, omezí se sezónní přísun nových semen do semenné banky (Apfelbaum & Sams 1987). Při odstranění stonků, listů a květů dojde k odhalení půdy světlu a tím je umožněn růst dalších druhů (Gillespie & Murn 1992). Pokud se chrastice poseče a nechá ležet, vytváří se biomasa vhodná ke spálení.

2.8.2.3 Orání porostů chrastice rákosovité

Podle WRGC není orání vítanou formou managementu, protože odhalí, roztrhá a roznese oddenky. To chrastici pomůže v dalším šíření. Orání může také přispět k erozi.

Kilbride & Paveglia (1999) uvádějí, že orání sice omezí porosty chrastice v následujícím roce, ale nezabrání opětovnému růstu chrastice z oddenků.

2.8.2.4 Zakrytí porostu textilní nebo plastovou folií

Další možností mechanické likvidace chrastice je její zakrytí černou nebo textilní folií (Apfelbaum & Sams 1987). Jde o neselektivní formu kontroly, ničí oddenky i dospělé rostliny. Nevýhodou je ničení dalších druhů. Podle Lavergne & Molofsky (2006) oddenky vydrží ve tmě vitální až dva roky. Hrozí také to, že chrastice folií proroste. Nevýhodou zakrytí porostu folií je možné porušení nebo dokonce odstranění folie (například při sezónních záplavách) (Gillespie & Murn 1992).

Zakrytí folií na dva a více roků se zdá být jako účinné řešení. Na druhou stranu udržet folii neporušenou po tak dlouhou dobu považují na velké ploše za nemožné. K poškození může dojít nejen vlivem povodní, ale také vlivem větru. O poškození pokryvu se mohou postarat také živočichové, kteří hledají potravu.

Stejně jako u většiny invazních trvalek, které se šíří oddenky, mechanické metody likvidace nestačí. Je tedy třeba mechanickou kontrolu používat spolu s dalšími metodami managementu (Lavergne & Molofsky 2006, WRCG).

2.8.3 Úprava hydrologie

Růst chrastice ovlivňuje pohyb a hladina vody (Lavergne & Molofsky 2004, Kercher et al. 2007). Manipulace s ní by tedy mohla pomoci. Podle experimentů, zaplavení trvající více než deset dní, chrastici prokazatelně škodí. (Rice & Pinkerton 1993). Na druhou stranu jde o rizikové počínání vzhledem ke schopnosti chrastice kompetičně vyřadit jiné druhy v proměnlivě vlhkém prostředí. (Lavergne & Molofsky 2006).

Zaplavování mokřadů se zdá být vzhledem k nejistým výsledkům technicky náročné a složité. Navíc podle výzkumů zaplavení chrastici většinou nevádí.

2.8.4 Chemická likvidace porostů chrastice rákosovité

Herbicidy jsou nejpoužívanější metodou likvidace invazních druhů a to i přes jejich potenciálně škodlivé účinky na životní prostředí (Lavergne & Molofsky 2006).

Výhodou herbicidů je jejich možná aplikace na velké území. Lze je aplikovat také lokálně na jednotlivé trsy.

Lavergne & Molofsky (2006) uvádí jako dobu vhodnou k aplikaci herbicidu brzké jaro, kdy chrastice už roste, ale okolní druhy ještě ne. Nemuselo by tedy dojít k jejich poškození.

Podle mého názoru by po maloplošné aplikaci herbicidu mělo následovat buď odklizení, nebo spálení vzniklé biomasy. To by uvolnilo prostor pro nové druhy. Podle hustoty bývalého porostu chrastice bych přistoupila k výsevu původních druhů nebo nechala původní semennou banku, ať se o uvolněný prostor postará. Samozřejmě semenná banka obsahuje také chrastici, takže aplikace herbicidu by se měla provádět několik sezón za sebou.

2.8.5 Biologická kontrola porostů chrastice rákosovité

2.8.5.1 Výsev nebo vysazení jiných druhů

Protože chrastice vykazuje citlivost na konkurenci o světlo během klíčení (Lindig – Cisneros & Zedler 2001), nabízí se jako účinné řešení vysetí semen původních konkurentů. WRCG uvádí například druhy *Lolium multiflorum*, *Bidens sp.*, *Elimus canadensis*, *Polygonum amphibium*, *Carex*, *Scirpus*. Perry & Galatowitsch (2003) uvádějí jako vhodný druh *Echinochloa crus galli*, která se ovšem v USA také šíří invazně, takže její vysazení je rizikové. Podle Weber (2003) vysazování původních trav a ostřic omezuje návrat chrastice rákosovité.

Další možností je vysazování stromů nebo keřů. Kim et al. (2006) ve svém experimentu vysazovali do porostu chrastice vrby. Zjistili, že ve dvou až třech sezónách vrby výrazně omezí porost chrastice rákosovité, pokud jsou vysazovány 0,6 – 0,9 m od sebe.

2.8.5.2 Herbivor nebo patogen

Další možností biologické kontroly je nasazení účinného herbivora nebo patogenu, který omezí šíření rostliny (Keane & Crawley 2002). V případě chrastice v tomto nastává problém. Neexistují totiž důkazy, že invaze chrastice v USA je

způsobena ztrátou přirozeného herbivora (Lavergne & Molofsky 2004). Použití biologické kontroly navíc vždy zahrnuje další rizika pro původní rostliny a živočichy (Lavergne & Molofsky 2006).

2.8.5.3 Spásání porostů chrastice rákosovité

Protože se chrastice rákosovitá pěstuje také jako krmivo, nabízí se možnost kontroly pastvou. Pastva snižuje množství biomasy. Nejvhodnější doba k pastvě je bezprostředně po vypálení porostů chrastice, protože mladé výhonky jsou pro hospodářská zvířata nejchutnější. Rizikem je spásání dalších druhů a jejich podupání (WRCG).

Ukazuje se, že nejúčinnější metodou na likvidaci chrastice, je kombinace několika postupů. Zatím nejúčinnější likvidace chrastice byla provedena na severozápadě USA, kde orání, aplikace herbicidů a manipulace s vodní hladinou během tří let snížily porosty chrastice o 79 – 99 % (Lavergne & Molofsky 2006).

Lavergne & Molofsky (2006) apelují na zvážení rizik spojených s dovážením zemědělských plodin.

Zatímco výhody introdukce a pěstování dovezené plodiny jsou znát již po první sklizni, nevýhody zůstávají dlouho skryté. Postupně se ale nevýhody objevují na scéně a jejich rozměry podle mého názoru převyšují výhody. Vyváží vhodnost chrastice jako krmení pro dobytek ztrátu původních ekosystémů? Jistě by bylo vhodné, kdyby lidé začali přemýšlet dopředu a před úmyslným zavlečením nějakého, na první pohled užitečného druhu, se zamysleli nad možnými riziky pro přírodu. Na druhou stranu nelze dopředu odhadnout chování druhu v novém prostředí a podle některých jsou dokonce invaze samotné cenným (neúmyslným a velmi drahým) experimentem.

2.9 Průmyslové využití chrastice rákosovité

Nejvyužívanějším, ale omezeným zdrojem energie na Zemi, jsou fosilní paliva. Jejich zatěžování životního prostředí a omezené množství vede k hledání nových zdrojů energie. Díky tomu se do popředí zájmu dostává energie z obnovitelných zdrojů, z nichž největší význam má biomasa, která zaujímá přibližně 75 % obnovitelných zdrojů.

Evropská unie se zavázala zajistit 20 % energie z obnovitelných zdrojů do roku 2020 (Petříková 2001).

Pro energetické a průmyslové využití je pěstováno mnoho druhů rostlin, například rychle rostoucí dřeviny a trvalé travní porosty. Jednou z trav, o které se uvažuje jako o zdroji biomasy, je právě chrastice rákosovitá (Andersson & Lindvall 1997, Lewandowski et al. 2003, Heinsoo et al. 2011).

2.9.1 Pěstování chrastice rákosovité na biomasu

Důvodů a výhod, pro které jsou travní porosty považovány za vhodnou průmyslovou plodinu, je podle Andersson & Lindvall (1997) hned několik. Pěstování trav je mezi farmáři známé, není zapotřebí jiných strojů ani skladovacích prostor. Na rozdíl od pěstování rychle rostoucích dřevin není potřeba velkých investic a zásahů na poli při jeho rekultivaci. Díky tomu se snižuje riziko půdní eroze a zvyšuje se obsah uhlíku v půdě (Lewandowski et al. 2003). Používání biomasy namísto fosilních paliv by také mělo přinést snížení množství emisí CO₂ (Lewandowski et al. 2003). Na druhou stranu další šíření již tak mnohdy invazních trav se nezdá být jako úplně rozumný nápad. Navíc o velikosti sklizně rozhodují nepředvídatelné jevy jako například povodně, sucha nebo bouře. I zde je tedy nutný rozumný kompromis.

Vytrvalé trávy se používaly jako krmivo pro hospodářská zvířata po staletí, byly tedy v podstatě zdrojem energie skrz tažná zvířata. Ve 21. století se o nich začíná uvažovat jako o plodinách využívaných na přímou produkci energie. Od roku 1980 je zvýšený zájem o trávy jako zdroje biomasy v Evropě a USA (Lewandowski et al. 2003).

Na rozdíl od jiných zdrojů biomasy, například dřevnatých plodin (C₃ plodin), produkují C₄ trávy (chrastice) ve vhodných podmínkách až dvakrát více biomasy ročně díky efektivnější fotosyntéze. Díky recyklaci živin jejich kořenovým systémem nevyžadují tolik hnojení a mají málo přirozených škůdců, takže se téměř nemusí ošetřovat pesticidy (Lewandowski et al. 2003).

Chrastice se používá na přímé spalování (výhřevnost až 17 MJ/kg), výrobu briket a její zelené části se využívají pro produkci bioplynu (Stražil 1999).

Ve Švédsku byl v roce 1980 prováděn výzkum trav vhodných pro průmyslové využití. Jako jedna z nejzajímavějších rostlin v tomto ohledu, byla vybrána právě

chrastice rákosovitá (Lewandowski et al. 2003). Během následujících deseti let se ve Švédsku a Finsku začala pěstovat pro průmyslové využití. (Lewandowski et al. 2003).

Ve Finsku je chrastice od roku 1990 spalována spolu se dřevem nebo rašelinou na výrobu elektřiny. Mezi roky 2001 až 2006 vzrostla plocha, na které je chrastice pěstována z 500 hektarů na 17 000 hektarů. Poskytuje 10 % surovin na spalování ve čtyřech elektrárnách (Casler et al. 2009b).

Podle studií by chrastice v Estonsku a dalších východoevropských zemích mohla z jedné třetiny pokrýt výrobu elektřiny (Heinsoo et al. 2011).

Chrastice rákosovitá má vysoký obsah ligninu (14 %) a celulosy (30 – 36 %) (Hutla 2004), což je více než u jednoletých rostlin (Andersson & Lindvall 1997). Lignin obsahuje až 64 % uhlíku a díky němu má chrastice velkou výhřevnost. Ve Švédsku se chrastice používá na výrobu buničiny (Hutla 2004). Tato buničina je v tahu pevnější než buničina z břízy (Andersson & Lindvall 1997). Může se také využívat na výrobu papíru a kartonu (Andersson & Lindvall 1997).

Kvůli vyššímu obsahu draslíku a křemíku chrastice hoří při nižších teplotách než dřevo a proto produkuje velké množství popela (Andersson & Lindvall 1997). Na obsah popela má velký vliv typ půdy, na němž se chrastice pěstuje. Z tohoto hlediska jsou nevhodné jílovité půdy, humusové a organické jsou naopak vhodné (Lewandowski et al. 2003). Chrastice obsahuje chlór, který způsobuje korozi spalovacích zařízení (Andersson & Lindvall 1997).

Obsah draslíku, vápníku, hořčíku, fosforu a chlóru přes zimu klesá, naopak obsah křemíku stoupá (Lewandowski et al. 2003). Při rozvláknování buničiny křemík reaguje s chemikáliemi, což způsobuje problémy (Andersson & Lindvall 1997). Obsah látek ovlivňuje doba sklizně. Nejlepší je sklizeň pozdní (Andersson & Lindvall 1997, Lewandowski et al. 2003).

Průmyslově pěstovaná plodina se sklízí z velkých ploch a je uskladňována k celoročnímu použití. Z ekonomických důvodů není možné chrastici uměle sušit, je třeba jí sklídit suchou (Andersson & Lindvall 1997). Proto byla ve Švédsku vyvinuta metoda pozdní sklizně (Lewandowski et al. 2003). Úroda se sklízí jednou za rok, na jaře, před začátkem nového růstu. Přes zimu dojde k přemístění živin, o které by se posekáním v létě nebo na podzim přišlo, zpět do kořenů. Díky tomu se omezí nutnost hnojení a živiny (sacharidy) jsou recyklovány (Andersson & Lindvall 1997,

Lewandowski et al. 2003). Jarní sklizeň má ještě výhodu v tom, že chrastice obsahuje méně minerálních látek způsobujících problémy (Sahramaa et al. 2003).

Podle Sahramaa et al. (2003) je průměrná sklizeň sušiny chrastice 10 t/ha. Hutla (2004) uvádí průměrný výnos chrastice ve Švédsku 7,5 t/ha. Lewandowski et al. (2003) uvádí sklizeň ve výši 12 t/ha, což je v porovnání s dalšími trávami pěstovanými na biomasu (*Panicum virgatum*, *Miscanthus ssp.*, *Arundo donax*) nejméně, ale jako jediná z nich je chrastice schopná růstu v oblastech s tuhými zimami a krátkým obdobím růstu (Lewandowski et al. 2003).

Chrastice je díky velké genetické variabilitě vhodná ke šlechtění (Casler et al. 2009b).

V České republice byla z odrůdy Motterwizer vyšlechtěna odrůda Chrastava. Chrastava je první českou odrůdou trávy určené na energetické účely, hlavně pro přímé spalování (Cagaš 2008).

Tabulka 1: Porovnání výnosu a výhřevnosti chrastice, ozdobnice a topolu

ROSTLINA	Výnos z celé rostliny	Výhřevnost
	t/ha	MJ/kg
chrastice rákosovitá	9	17
ozdobnice čínská	13	17
topol japonský	12 - 16	12,3

(Lewandowski et al. 2003, www.japonsky-topol)

V Tabulce 1 uvádím porovnání tří plodin pěstovaných jako zdroje biomasy. Vybrala jsem ozdobnici čínskou (*Miscanthus sinensis*), protože je to další tráva, která je zkoumaná pro produkci biomasy a topol japonský (*Populus sp.*), který reprezentuje rychle rostoucí dřevinu. Chrastice rákosovitá má nejnižší výnos na hektar, ozdobnice čínská ale nesnáší teplotní rozdíly a výkyvy tak dobře jako chrastice, proto je její areál potencionálního růstu menší než areál chrastice. Je překvapivé, že výhřevnost obou trav je vyšší než výhřevnost dřeva (u dřeva dosahuje nejvyšší výhřevnosti jedle se 14 MJ/kg). Na druhou stranu energie získaná spalováním biomasy má malou plošnou nebo

prostorovou hustotu, což vyžaduje jiné, finančně náročnější spalovací zařízení (Příručka obnovitelné zdroje energie).

Tyto trávy mají oproti zmíněnému topolu další výhodu, a tou je možná sklizeň v plné výši již v prvním roce pěstování. Topol japonský se doporučuje sklízet až po pěti letech růstu, kdy dosahuje výšky 13 m a tloušťky kmene 18 – 25 cm (www.japonsky-topol), jiný zdroj uvádí sklizeň po 2 – 3 letech při výšce 6 – 8 m (www.rychlerostoucitopol.cz). Výhodou chrastice je tedy každoroční sklizeň, která přináší „jistotu“ pěstiteli každý rok. Výnos je ale celkově nižší než sklizeň topolu. Největší výhoda chrastice podle mého názoru spočívá v její nenáročnosti na hnojení, údržbu pole, sklizeň, na technické vybavení pěstitele a také možnost jednoduché likvidace osázené plochy. Nevýhody spočívají v dalším šíření chrastice.

2.9.2 Pěstování chrastice rákosovité na píci

Při pěstování chrastice na píci (v Americe) se chrastice sklízí obvykle dva až třikrát ročně a doporučuje se sklizeň před proběhnutím metání (růstová fáze, při které generativní orgán - klas, lata - opustí listovou pochvu), rostlina má v tu dobu vysoký obsah bílkovin. Pokud sklizeň proběhne později, doporučuje se zesilážování (Hutla 2004).

Hutla (2004) dále uvádí, že chrastice je hůře stravitelná než ostatní pícniny a obsahuje průměrný obsah živin.

2.9.3 Kořenové čističky

Chrastice rákosovitá se také často využívá v kořenových čističkách odpadních vod (Edwards et al. 2006). Tyto čističky se používají na čištění takzvané šedé odpadní vody, to je voda z dřezů, umyvadel, sprch, myček a praček. Jedná se v podstatě o umělé mokřady. V České republice byla první kořenová čistička uvedena do provozu v roce 1989 a podle průzkumů v roce 2003 u nás bylo 155 kořenových čističek. Dodnes vzniklo v ČR asi 250 kořenových čističek (Svoboda 2006, Vymazal 2004). V Evropě je kolem 50 000 těchto zařízení (Svoboda 2006, Vymazal 2004).

Pro osázení kořenové čističky se nejvíce používá rákos obecný (*Phragmites australis*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Chrastice roste oproti rákosu rychleji a vytváří porost již v prvním roce po vysazení. Její další výhodou jsou oproti

rákosu kratší kořeny (20 – 30 cm), není tedy třeba taková hloubka nádrže. Chrastice a rákos se většinou používají v kombinaci s dalšími rostlinami, jako například orobince (*Typha spp.*) nebo kosatce (*Iris spp.*). Díky těmto kvetoucím rostlinám se kořenová čistička stává nejen užitečným, ale také vzhledným koutem v zahradách (Svoboda 2006, Vymazal 2004). Nevýhodou používání chrastice v čističkách je opět riziko jejího úniku a šíření.

3 Závěr

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) je vytrvalá tráva tvořící dormantní semena a šířící se agresivními oddenky. V Severní Americe se kromě neagresivních populací vyskytují populace, které se agresivně šíří. Předpokládá se, že agresivní populace pocházejí z genotypů zavlečených z Evropy. Z Evropy byla chrastice mnohonásobně zavlečena kvůli jejímu širokému využití. Vedou se spory o její původnosti v Severní Americe. Byl nalezen genotyp (rostoucí v USA), který je odlišný od všech ostatních (evropských i severoamerických invazních). Výzkum tohoto genotypu by mohl přinést odpovědi na otázky ohledně původu chrastice.

Ke svému šíření chrastice využívá disturbance, snese zaplavení, pozitivně reaguje na zvýšený přísun živin a je schopná nadzemní i podzemní konkurence. Díky těmto vlastnostem osidluje narušená místa a není snadné ji zlikvidovat. Na likvidaci chrastice panují rozdílné názory a není žádný zaručený návod na její odstranění. Popisované metody jsou většinou destruktivní a po jejich použití zůstane jen holá půda. Pokud ale chceme zlikvidovat jednodruhový porost chrastice, je holá půda vlastně to, co chceme získat.

Co se likvidace týče, mělo by se využít jediného období, kdy je chrastice zranitelná, a to je růst semenáčků. Protože semenáčky potřebují světlo, nabízí se využití jiných časně rostoucích druhů, které ji konkurenčně vyřadí. Vhodným managementem by mohlo být vypálení porostu a poté vysazení dalších druhů.

Chrastice rákosovitá má široké využití (zdroj biomasy, kořenové čističky, píce, protierozní kontrola, zahradnictví), což přispívá k jejímu (invaznímu) šíření. A protože původ invazních populací není znám, je třeba dále studovat agresivní i neagresivní americké a evropské populace.

Další možnost výzkumu poskytuje dosud málo prozkoumaný alelopatický vliv chrastice rákosovité.

Tato studie je přípravou na diplomovou práci, která bude probíhat v rámci grantu AMWIS – Srovnávací studie agresivních invazních amerických a původních agresivních a neagresivních evropských populací chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*).

4 Literatura

- Alpert, P. (2006) The advantages and disadvantages of being introduced. *Biological Invasions*, **8**, 1523–1534.
- Andersson, B., Lindvall, E. (1997) Use of biomass from Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*) as raw material for production of paper pulp and fuel. http://www.internationalgrasslands.org/publications/pdfs/1997/1_03_003.PDF
- Anttila, C. K., King, R. A., Ferris, C., Ayres, D.R. & Strong, D.R. (2000) Reciprocal hybrid formation of *Spartina* in San Francisco Bay. *Molecular Ecology*, **9**, 765–770.
- Apfelbaum, S.I., & Sams, C.E. (1987) Ecology and control of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.). *Natural Areas Journal*, **7**, 69-74.
- Ayres, D. R., Zaremba, K., Sloop, C. M., Strong, D. R. (2008) Sexual reproduction of cordgrass hybrids (*Spartina foliosa* x *alterniflora*) invading tidal marshes in San Francisco Bay. *Diversity and Distribution*, **14**, 187-195.
- Bais, H. P., Vepachedu, R., Gilroy, S., Callaway, R. M., and Vivanco, J. M. (2003) Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. *Science*, **301**, 1377–1380.
- Baldini, R. M. & Jarvis, C. E. (1991) Typification of some Linnaean names in *Phalaris* (Gramineae). *Taxonomy*, **40**, 475–485.
- Barnes, W. J. (1999) The rapid growth of a population of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) and its impact on some riverbottom herbs. *Torrey Botanical Society*, **126**, 133–138.
- Barrett, S. (1992) Genetics of weed invasions. *Applied Population Biology*, 91–119, Jain, S. and Botsford, L., Eds., Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Beaulieu, F. & Wheeler, T. A. (2002) Insects (Diptera, Coleoptera, Lepidoptera) reared from wetland monocots (Cyperaceae, Poaceae, Typhaceae) in southern Quebec. *Proceedings of Entomological Society Washington*, **104**, 300–308.
- Beerling, D. J. (1993) The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography*, **20**, 45–53.
- Bell, G. P. (1997) Ecology and management of *Arundo donax*, and approaches to riparian habitat restoration in southern California. *The Nature Conservancy of New Mexico*, **212**, 1-22.
- Bennett, M. D. & Smith, J. B. (1976) Nuclear DNA amounts in Angiosperms. *Philosophical Transactions of Royal Society London Serie B*, **274**, 227–274.
- Berthel, T. W. & Willis, K. G. (2004) Using LANDSAT 7 Imagery to map invasive Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*) A landscape level wetland monitoring methodology. Wisconsin Department of Natural Resources PUB-SS-992, The Wisconsin Department of Natural Resources, Grant No. CD-975115-01-0, U.S. Environmental Protection Agency, Region 5.
- Bertness, M. D., Ewanchuk, P. J. & Silliman, B. D. (2002) Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **99**, 1395– 1398.

- Blumenthal, D.M. (2006) Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. *Ecology Letters*, **9**, 887–895.
- Boose, A. B. & Holt, J. S. (1999) Environmental effects on asexual reproduction in *Arundo donax*. *Weed Research*, **39**, 117–27.
- Brodersen, C., Lavergne, S. & Molofsky, J. (2008) Genetic variation in photosynthetic characteristics among invasive and native populations of Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*). *Biological Invasions*, **10**, 1317–1325.
- Budelsky, R. A. & Galatowitsch, S. M. (2000) Effects of water regime and competition on the establishment of a native sedge in restored wetlands. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 971–985.
- Burke, M. J. W. & Grime, J. P. (1996) An experimental study of plant community invasibility. *Ecology*, **77**, 776–790
- Buttery, B. R., & Lambert, J. M. (1965) Competition between *Glyceria maxima* and *Phragmites communis* in the region on Surlington Broad I. The competition mechanism. *Journal of Ecology*, **53**, 163– 181.
- Cagaš, B. (2008) Nové odrůdy: Chrastice rákosovitá Chrastava, *Czech Journal of Genetics and Plant Breeding*, **44**, 41–42.
- Callaway, R. M. & Ridenour, W. M. (2004) Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**, 436–443.
- Casler, M. D., Phillips, M. M. & Krohn, A. L. (2009a) DNA Polymorphism reveal geographic races of Reed Canarygrass. *Crop science*, **49**, 2139–2148.
- Casler, M. D., Cherney, J. H. & Brummer, E. Ch. (2009b) Biomass Yield of Naturalized Populations and Cultivars of Reed Canary Grass. *Bioenergy Resources*, **2**, 165–173.
- Coffman, G. C., Ambrose, R. F. & Rundel, P. W. (2010) Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems, *Biological Invasions*, **12**, 2723–2734.
- Cook, C. D. K. (1996) Aquatic plant book, Academic publishing, 164, Amsterdam/New York.
- Daehler, C. C. & Strong, D. R. (1996) Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation*, **78**, 51–58.
- D'Antonio, C. M. & Mack, M. C. (1998) Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, **13**, 195–198.
- D'Antonio, C. M. & Vitousek, P. M. (1992) Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **23**, 63–87.
- Decruyenaere, J. G. & Holt, J. S. (2005) Ramet demography of a clonal invader, *Arundo donax* (Poaceae), in Southern California. *Plant Soil*, **277**, 41–52.
- Diamond, J. (2004) Třetí šimpanz. Paseka, Praha a Litomyšl, 180.
- Dostál, J. (1989) Nová květena ČSSR 2, Academia Praha, 1394, Praha.

- Dudley, T. L., DeLoach, C. J., Lovich, J. E. & Carruthers, R. I. (2000) Saltcedar invasion of Western riparian areas: impacts and new prospects for control. In: McCabe RE, Loos SE (eds) Transactions, 65th No. American wildlife and natural resource conference, March 2000. Rosemont, Illinois. Wildlife Management Institute, Washington, DC, pp 345–381 Duncan KW (1997) A case study in *Tamarix ramosissi*.
- Duke, J. A. (1979) Ecosystematic data on economic plants. *Quarterly Journal of Crude Drug Research*, **17**(3), 91–110.
- Dukes, J. S. & Mooney, H. A. (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution*, **14**, 135–139.
- Dukes, J. S. (2000) Will the increasing atmospheric CO₂ concentration affect the success of invasive species? *Invasive Species in a Changing World* (eds H. A. Mooney & R. J. Hobbs), pp. 95–114. Island Press, Washington, DC.
- Edwards, K. R., Čížková, H., Zemanová, K., Šantrůčková, H. (2006) Plant growth and microbial process in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. *Ecological Engineering*, **27**, 153–165.
- Ellstrand, N. C. & Schierenbeck, K. A. (2000) Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plant? *The Proceedings of the National Academy Science USA*, **97**, 7043–7050.
- Fenn, M. E., Baron, J. S., Allen, E. B., Rueth, H. M., Nydick, K. R., Geiser, L., Bowman, W. D., Sickman, J.O., Meixner, T., Johnson, D. W. & Neitlich, P. (2003) Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *Bioscience*, **53**, 404–420.
- Figiel, C. R., Collins, B., & Wein, G. (1995) Variation in survival and biomass of two wetland grasses at different nutrient and water levels over a six week period. *Bulletin of Torrey Botanical Club*, **122**, 24–29.
- Galatowitsch, S. M., Anderson, N. O. & Ascher, P. D. (1999) Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands*, **19**, 733–755.
- Galatowitsch, S. M., Whited, D. C., Lehtinen, R., Husveth, J. & Schik, K. (2000) The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environmental Monitoring and Assessment*, **60**, 121–144.
- Gifford, A. L. S., Ferdy, J. B. & Molofsky, J. (2002) Genetic composition and morphological variation among populations of the invasive grass, *Phalaris arundinacea*. *Canadian Journal of Botany*, **80**, 779–785.
- Gillespie, J., & Murn, T. (1992) Mowing controls reed canarygrass releases native wetland plants (Wisconsin). *Restoration Management Notes*, **10**, 93–94.
- Grau, Kremer, Mösel, Rambold, Triebel (1998) *Trávy*, Ikar, 134, Praha.
- Green, E. K. & Galatowitsch, S. M. (2001) Differences in wetland plant community establishment with additions of nitrate-N and invasive species (*Phalaris arundinacea* and *Typha xglauca*). *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne Botanique*, **79**, 170–178.
- Hamilton, M. A., Murray, B. R., Cadotte, M. W., Hose, G. C., Baker, A. C., Harris, C. J. & Licari, D. (2005) Life-history correlates of plant invasiveness at regional and continental scales. *Ecological Letters*, **8**, 1066–1074.

- Hansen, J. D. & Castelle, A. J. (1999) Insect diversity in soils of tidal and nontidal wetlands of Spencer Island, Washington. *Journal of Kansas Entomological Society*, **72**, 262–272.
- Heinsoo, K., Hein, K., Melts, I., Holm, B. & Ivask, M. (2011) Reed canary grass yield and fuel quality in Estonian farmers' fields, *Biomass and bioenergy*, **35**, 617–625.
- Hobbs, R. J. & Huenneke, L. F. (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, **6**, 324–337.
- Holm, L. G., Pancho, J. K., Herberger, J. P. & Plunkett, P. L. (1991) A geographical atlas of world weeds. Krieger Publishing Co., Malabar, Florida.
- Holm, L. G., Plucknett, D. L., Pancho, J. V. & Herberger, J. P. (1977) *The World's Worst Weeds*. University Press of Hawaii, Honolulu.
- Huston, M. A. (2004) Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. *Diversity and Distribution*, **10**, 167–178.
- Hutchinson, M. (1992) Vegetation management guideline – reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.). *Natural Areas Journal*, **12**, 159.
- Hutla, P. (2004) Chrástice rákosovitá - pěstování a možnosti využití. *Biom.cz* [online]. 2004-03-10 [cit. 2011-03-29]. <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/chrastice-rakosovita-pestovani-a-moznosti-vyuziti>>. ISSN: 1801-2655.
- Chambers, R. M., Meyerson, L. A. & Saltonstall, K. (1999) Expansion of reed into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany*, **64**, 261–273.
- Chambers, R. M., Osgood, D. T., Bart, D. J. & Montalto, F. (2003) *Phragmites australis* invasion and expansion in tidal wetlands: interactions among salinity, sulfide, and hydrology. *Estuaries*, **26**, 398–406.
- Chekol, T., Vough, L. R., & Chaney, R. L. (2002) Plant-soil-contaminant specificity affects phytoremediation of organic contaminants. *International Journal of Phytoremediation*, **4**, 17–26.
- Jakubowski, A. R., Casler, M. D. & Jackson, R.D. (2010) Landscape context predicts Reed Canarygrass invasion: implications for management. *Wetlands*, **30**, 685–692.
- Keane, R.M., & Crawley, M. J. (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 164–170.
- Kelly, A. E. & Goulden, M. L. (2008) Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**, 11823–11826.
- Kerguelen, M. (1993) *Index synonymique de la flore de France*, Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Kercher, S. M., Herr-Turoff, A. & Zedler, J. B. (2007) Understanding invasion as a process: The case of *Phalaris arundinacea* in wet prairies. *Biological Invasions*, **9**, 657–665.
- Kercher, S. M. & Zedler, J. B. (2004) Multiple disturbances accelerate invasion of Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm study. *Oecologia*, **138**, 455–464.
- Kilbride, K. M. & Paveglio F. L. (1999) Integrated pest management to control reed canarygrass in seasonal wetlands of southwestern Washington. *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 292–297.

- Kim, K. D., Ewing, K. & Giblin, D. E (2006) Controlling *Phalaris arundinacea* (reed canarygrass) with live willow stakes: A density – dependent response. *Ecological Engineering*, **27**, 219–227.
- Kolektiv autorů (2007) *Botanika*, Slovart, 659, Praha
- Kotanen, P. M., Bergelson, J. & Hazlett, D. L. (1998) Habitats of native and exotic plants in Colorado shortgrass steppe: a comparative approach. *Canadian Journal of Botany*, **76**, 664–672.
- Lambdon, P. W. (2008) Is invasiveness a legacy of evolution? Phylogenetic patterns in the alien flora of Mediterranean islands. *Journal of Ecology*, **96**, 46–57.
- Lambdon, P. W., Pyšek, P., Basnou, C. et al. (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93–107.
- Lavergne, S. & Molofsky, J. (2007) Increased genetic variation and evolutionary potential drive the success of an invasive grass. *The Proceedings of National Academy of Science USA*, **104**, 3883–3888.
- Lavergne, S. & Molofsky, J. (2006) Control strategies for the invasive reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) in North American wetlands: The need for an integrated management plan. *Natural Areas Journal*, **26**, 208-214.
- Lavergne, S. & Molofsky, J. (2004) Reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) as a biological model in the study of plant invasions. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **23**, 415-429.
- Lavoie, C., Dufresne, C. & Delisle, F. (2005) The spread of reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) in Québec: A spatio-temporal perspective. *Écoscience*, **12(3)**, 355-375.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. & Letourneau, G. (2003) Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*, **30**, 537–549.
- Lefor, M. W. (1987) *Phalaris arundinacea* L. (reed canary grass, Gramineae) as an hydrophyte in Essex, Connecticut, USA. *Environmental Management*, **11**, 771–773.
- Lesica, P. (1997) Spread of *Phalaris arundinacea* adversely impacts the endangered plant *Howellia aquatilis*. *Great Basin Naturalis*, **57**, 366–368.
- Levine, J. M. (2008) Biological invasions. *Current Biology*, **18**, R57-R60.
- Levine, J. M., Vilà, M., D'Antonio, C. M., Dukes J. S., Grigulis, K. & Lavelle, S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of Royal Society of London, Series B*, **270**, 775-781.
- Lewandowski, I., Scurlock, J. M. O., Lindvall, E. & Christou, M. (2003) The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe, *Biomass and Bioenergy*, **25**, 335 – 361.
- Lindig-Cisneros, R. & Zedler, J. B. (2001) Effects of light on seed germination in *Phalaris arundinacea* L. (reed canary grass). *Plant Ecology*, **155**, 75–78.
- Lindig-Cisneros, R. & Zedler, J. B. (2002) *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of canopy complexity in fen, mesocosm, and restoration experiments. *Canadian J. Botany–Revue Canadienne De Botanique*, **80**, 617– 624.

- Mal, T. K. & Narine, L. (2004) The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science*, **84**, 365–396.
- Marks, M., Lapin, B. & Randall, J., (1994) *Phragmites australis* (P. communis): threats, management, and monitoring. *Natural Areas Journal*, **14**, 285–294.
- Marten, G. C., Barnes, R. F., Simons, A. B., & Wooding, F. J. (1973) Alkaloids and palatability of *Phalaris arundinacea* L. grown in diverse environments. *Agronomy Journal*, **65**, 199–201.
- Maurer, D. A. & Zedler, J. B. (2002) Differential invasion of a wetland grass explained by tests of nutrients and light availability on establishment and clonal growth. *Oecologia*, **131**, 279–288.
- Meekins, J. F. & McCarthy, B. C. (2001) Effect of environmental variation on the invasive success of a nonindigenous forest herb. *Ecological Applications*, **11**, 1336–1348.
- Merigliano, M. F. & Lesica, P. (1998) The native status of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in the Inland Northwest, USA. *Natural Areas Journal*, **18**, 223–230.
- Meyerson, L. A., Saltonstall, K., Windham, L., Kiviat, E. & Findlay, S. (2000) A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 89–103.
- Meyerson, L. A., Viola, D. V. & Brown, R. N. (2009) Hybridization of invasive *Phragmites australis* with a native subspecies in North America. *Biological Invasions*, **12**, 103–111.
- Meyerson, L. A., Vogt, K. A. & Chambers, R. M. (2000) Linking the success of *Phragmites* to the alteration of ecosystem nutrient cycles. Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology (eds M.P. Weinstein & D.A. Kreeger), pp. 827–844. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Miller, R. C. & Zedler, J. B. (2003) Responses of native and invasive wetland plants to hydroperiod and water depth. *Plant Ecology*, **167**, 57–69.
- Mitchell, C. E. & Power, A. G. (2003) Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*, **421**, 625–627.
- Mlíkovský, J. & Stýblo, P. (2006) Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky, Český svaz ochránců přírody a MŽP, 9–12, Praha.
- Molofsky, J. & Bever, J. D. (2002). A novel theory to explain species diversity in landscapes: positive frequency dependence and habitat suitability. *Proceedings of the Royal Society of London*, **269**, 2389–2393.
- Morrison, S. L. & Molofsky, J. (1998) Effects of genotypes, soil moisture, and competition on the growth of an invasive grass, *Phalaris arundinacea*, (reed canary grass). *Canadian Journal of Botany*, **76**, 1939–1946.
- Morrison, S. L. & Molofsky, J. (1999) Environmental and genetic effects on the early survival and growth of the invasive grass, *Phalaris arundinacea*. *Canadian Journal of Botany*, **77**, 1447–1453.
- Mulhouse, J. M. & Galatowitsch, S. M. (2003) Revegetation of prairie pothole wetlands in the mid-continental US: twelve years post-reflooding. *Plant Ecology*, **169**: 143–159.

- Niering, W.A., Warren, R.S. & Weymouth, C. (1977) Our dynamic tidal marshes: vegetation changes as revealed by peat analysis. *Connecticut Arboretum Bulletin No. 22*. <http://www.conncoll.edu/green/arbo/8569.htm>.
- Orson, R.A. (1999) A paleoecological assessment of *Phragmites australis* in New England tidal marshes: changes in plant community structure during the last few millennia. *Biological Invasions*, **1**, 149–158.
- Ostrem, L. (1987) Studies on genetic variation in reed canary grass, *Phalaris arundinacea* L. I. Alkaloid type and concentration. *Hereditas*, **107**, 235–248.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **37**, 637–669.
- Perdue, R. E. (1958) *Arundo donax*—Source of musical reeds and industrial cellulose. *Economic Botany*, **12**, 368–404.
- Perry, L.G., & Galatowitsch S. M. (2003) A test of two annual cover crops for controlling *Phalaris arundinacea* invasion in restored sedge meadow wetlands. *Restoration Ecology*, **11**, 297–307.
- Petříková, V. (2001) Biomasa – významný zdroj ekologické energie. *Biom.cz* [online]. 2001-11-08 [cit. 2011-04-28]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasa-vyznamny-zdroj-ekologicke-energie>>. ISSN: 1801-2655.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2001) Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agroecosystems and Environment*, **84**, 1–20.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, **50**, 53–65.
- Pooler, M. R., Dix, R. L. & Feely, J. (2002) Interspecific hybridization between the native bittersweet, *Celastrus scandens*, and the introduced invasive species *C. orbiculatus*. *Southeast Nat*, **1**, 69–76.
- Příručka obnovitelné zdroje energie (2005) Hospodářská komora, http://www.businessinfo.cz/files/2005/061106_oborova-prirucka-oze.pdf (15.3.2011).
- Pyšek, P. (2001) Past and future of predictions in plant invasions: a field test by time. *Diversity and Distributions*, **7**, 145–151.
- Pyšek, P. & Tichý, L. (2001) Rostlinné invaze. Rezekvítek, Brno.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53**, 131–143.
- Quinn, L. D., Rauterkus, M. A. & Holt, J. S. (2007) Effects of nitrogen enrichment and competition on growth and spread of giant reed (*Arundo donax*). *Weed Science*, **55**, 319–326.
- Rachich, J. & Reader, R. (1999) Interactive effects of herbivory and competition on blue vervain (*Verbena hastata* L., Verbenaceae). *Wetlands*, **19**, 156–161.
- Regal, V. (1953) Pícní a plevelné trávy. Státní zemědělské nakladatelství, 1953, Praha.
- Rejmanek, M., Richardson, D. M. (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, **77**, 1655–1661.

- Rhymer, J. M. & Simberloff, D. (1996) Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**, 83–109.
- Rice, J. S. & Pinkerton, B. W. (1993) Reed canary grass survival under cyclic inundation. *J. Soil Water Conservation*, **48**, 132–135.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2006) Plant invasions: Merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, **30**, 409–431.
- Robbins, W. W., Bellue, M. K., Ball, W. S. (1951) Weeds of California. Department of Agriculture, Sacramento, California.
- Rossa, B., TuAers, A. V., Naidoo, G., von Willert, D. J. (1998) *Arundo donax* L. (Poaceae)—a C3 species with unusually high photosynthetic capacity. *Botanica Acta*, **111**, 216–21.
- Sahramaa, M., Ihamaki, H. & Jauhiainen, L. (2003) Variation in biomass related variables of reed canary grass. *Agricultural and food science in Finland*, **12**, 2123–225.
- Sakai, A., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neill, P., Parker, I.M., Thompson, J.N., & Weller, S.G. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**, 305–332.
- Saltonstall, K. (2003) Microsatellite variation within and among North American lineages of *Phragmites australis*. *Molecular Ecology*, **12**, 1689–1702.
- Saltonstall, K. (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **99**, 2445–2449.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation - a review. *Conservation Biology*, **5**, 18–32.
- Scott, G. (1994) Fire threat from *Arundo donax*. *Arundo donax* workshop proceedings. Ontario, California, November 19, 1993. University of California Cooperative Extension, Imperial County, pp 17–18.
- Sharma, K. P., Kushwaha, S. P. S. & Gopal, B. A. (1998) Comparative study of stand structure and standing crops of two wetland species, *Arundo donax* and *Phragmites karka*, and primary production in *Arundo donax* with observations on the effect of clipping. *Tropical Ecology*, **39**, 39.
- Simberloff, D. (2000) Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, **262**, 253–261.
- Simberloff, D. (2003) How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology*, **17**, 83–92.
- Spyreas, G., Wilm, B. V., Plocher, A. E., Ketzner, D. M., Matthews, J. W., Ellis, J. L. & Heske, E. J. (2010) Biological consequences of invasion by Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*). *Biological Invasions*, **12**, 1253–1267.
- Stohlgren, T. J., Binkley, D., Chong, G. W., Kalkhan, M. A., Schell, L. D., Bull, K. A., Otsuki, Y., Newman, G., Bashkin, M. & Son, Y. (1999) Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs*, **69**, 25–46.

- Strašil, Z. (1999) Pěstování a možnosti využití některých energetických plodin. Národní agentur pro zemědělský výzkum (projekt reg. č. EP 6457), <http://stary.biom.cz/sborniky/99kara/03.html> (15.3.2011).
- Svoboda, J. (2006) Kořenová čistírna odpadních vod. <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=663> (21.3.2011).
- Veselack, M. S., Nisbet, J. J. (1981) The distribution and uses of donax. *Proceedings of the Indiana Academy of Sciences*, **90**, 2.
- Vila, M., Weber, E. & D'Antonio, C. M. (2000) Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological Invasions*, **2**, 207–217.
- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L. & Westbrooks, R. (1996) Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, **84**, 468-478.
- Vymazal, J. (2004) Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o. p. s. Třeboň, MSM 000020001.
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pysek, P., Kuhn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukat, Z., Bugmann, H., Czucz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarosik, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V. E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vila, M., Vohland, K. & Settele, J. (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 686-693.
- Weber, E. (2003) Invasive plants of the world – a reference guide to environmental weeds, Cabi Publishing, 57, 318, 321, Zurich, Švýcarsko.
- Weinstein, M. P. & Balletto, J. H., (1999) Does the common reed, *Phragmites australis*, affect essential fish habitat? *Estuaries*, **22**, 793–802.
- Werner, K. J. & Zedler, J. B. (2002) How sedge meadow soils, microtopography, and vegetation respond to sedimentation. *Wetlands*, **22**, 451-466.
- Williamson, M. (1993) Invaders, weeds and the risk from genetically manipulated organisms. *Experientia*, **49**, 219–24.
- Wilson, R. J., Gutierrez, D., Gutierrez, J., Martinez, D., Agudo, R. & Monserrat, V. J. (2005) Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, **8**, 1138-1146.
- Windham, L. (2001) Comparison of biomass production and decomposition between *Phragmites australis* (common reed) and *Spartina patens* (salt hay grass) in brackish tidalmarshes of New Jersey, USA. *Wetlands*, **21**, 179–188.
- Windham, L. & Lathrop, R., (1999) Effects of *Phragmites australis* on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh. *Estuaries*, **22**, 927–935.
- Zedler, J. B., & Kercher, S. M. (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Critical Reviews in Plant Science*, **23**, 431-452.

Internetové zdroje

AMWIS

Americké Vědecké Informační Středisko (<http://amvis.cz/granty.htm>) (25.3.2011).

ISSG

Invasive Species Specialist Group (<http://www.issg.org/>) (6.4.2011).

IUCN

International Union for Conservation of Nature (<http://www.iucn.org/>) (6.4.2011).

Květena ČR

(<http://www.kvetenacr.cz/detail.asp?IDdetail=751>) (21.3.2011).

USDA

United States Department of Agriculture (<http://www.usda.gov>) (8.4.2011).

WRCG

Wisconsin Reed Canary Grass Management Working Group. 2009. Reed Canary Grass (*Phalaris arundinacea*) Management Guide: Recommendations for Landowners and Restoration Professionals (ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/WA/.../RCG_management_0509.pdf) (7.4.2011).

www.japonsky-topol.cz (15.3.2011).

www.rychlerostoucitol.cz (15.3.2011).