

Zróźnicowanie fitocenotyczne wybranych gatunków inwazyjnych w dolinach rzecznych Karpat i Kotliny Sandomierskiej

DOMINIK WRÓBEL

WRÓBEL, D. 2015. Phytocoenotic differentiation of some invasive species in the river valleys of the Carpathians and the Sandomierz Basin. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 22(1): 47–63. Kraków. PL ISSN 1640-629X.

ABSTRACT: In this paper phytosociological characteristics of some vascular plant invasive species are given. Probability of common invasive species co-occurrence was described as well. Research was carried out during 2010–2014 in the valleys of the Carpathian tributaries of the Vistula River, and along the Vistula River in Sandomierz Basin.

KEY WORDS: invasive vascular plant species, river valleys

D. Wróbel, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, ul. Lubicz 46, 31–512 Kraków, Polska; Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa im. S. Pigoń, ul. Rynek 1, 38-400 Krosno, Polska; e-mail: pterido@interia.pl

WSTĘP

Zjawisko wkraczania gatunków inwazyjnych na siedliska naturalne i półnaturalne jest od dawna znane i szeroko opisywane przez wielu autorów (KORNAŚ 1990, 1996; FALIŃSKI 1998; JACKOWIAK 1999; FALIŃSKI 2004; CHYTRY i in. 2009; DAJDOK & TOKARSKA-GUZIŁ 2009; ZAJĄC & ZAJĄC 2009), jednak jak dotąd słabo opisane ilościowo. Szczególną rolę w tym względzie pełnią bardzo dynamiczne, podlegające częstym zaburzeniom, doliny rzeczne. Rozpoznanie zarówno jakościowe, jak i ilościowe tego zjawiska ma podstawowe znaczenie dla przeciwdziałania rozprzestrzenianiu się obcych gatunków zwłaszcza inwazyjnych (FALIŃSKI 2004).

Doliny rzeczne są w wielu przypadkach ostatnimi ostojami roślinności naturalnej i zbliżonej do naturalnej, a jednocześnie pełnią ważne funkcje środowiskowe jako drogi migracji wielu gatunków roślin i zwierząt, tak rodzimych jak i obcych (DAJDOK & TOKARSKA-GUZIŁ 2009). Ukształtowanie morfologiczne dolin dużych rzek karpaccich, warunki mikroklimatyczne w nich panujące oraz energia transportowa wód rzecznych sprawia, że migracja rodzimych organizmów roślinnych odbywa się głównie od źródeł do odcinków ujściowych. Równolegle do ekspansji ekologicznej dokonuje się stopniowa kolonizacja terenu przez gatunki obce geograficznie. Ta ostatnia jednak oznacza wkraczanie na nowe siedliska gatunku w obrębie swojego naturalnego zasięgu (JACKOWIAK 1999; FALIŃSKI 2004).

Zgodnie z ujęciem FALIŃSKIEGO (2004) poszerzanie zasięgu może odbywać się drogą powolnej penetracji i przenikania z obszarów sąsiadujących ze zwartym zasięgiem gatunku, poprzez przesuwanie się granic zasięgowych lub w formie inwazji, polegającej na gwałtownym wzroście liczby stanowisk na nowym terenie i masowości występowania osobników. Zwykle inwazje są celowo lub przypadkowo zainicjowane przez człowieka. Niejednokrotnie się zdarza, że gatunek wprowadzony celowo przez wiele lat pozostaje na pojedynczych stanowiskach, by z niejasnych przyczyn nagle, po wielu latach od wprowadzenia na nowe terytorium, zacząć rozprzestrzeniać się masowo. Z tego właśnie powodu, należy baczną uwagę poświęcać nie tylko gatunkom aktualnie dokonującym inwazji, ale również lokalnie jedynie zdomowionym i uznawanym za potencjalnie inwazyjne.

CELE I ZAKRES

Prowadzone badania miały za zadanie uzupełnić, w aspekcie zarówno jakościowym, jak i ilościowym, wiedzę o występowaniu gatunków inwazyjnych w dolinach rzecznych, a w szczególności: (1) określić spektra fitocenotyczne i częstość występowania poszczególnych gatunków inwazyjnych, (2) przedstawić skalę neofityzacji, występujących w dolinach rzecznych siedlisk przyrodniczych objętych ochroną, (3) sprawdzić występowanie korelacji (dodatniej albo ujemnej) lub jej brak między typem siedliska/użytkowania terenu, a występowaniem gatunków inwazyjnych, (4) określić grupę gatunków inwazyjnych, wykazujących tendencję do współwystępowania.

Obserwacje prowadzono w dolinach rzecznych polskiej części Karpat oraz w Kotlinie Sandomierskiej i w przylegającym do niej odcinku doliny Wisły.

MATERIAŁ I METODY

Badania terenowe prowadzono w latach 2010–2013 na transektach pasowych, przebiegających, w miarę możliwości, od koryta rzeki do granicy terasy zalewowej (co najmniej do obwałowań przeciwpowodziowych, jeśli były obecne). Objęte transektami, najniżej położone, fragmenty dolin rzecznych stanowią jednocześnie jej najbardziej dynamiczne części podlegające najsilniejszym zaburzeniom, zarówno ze względu na naturalną dynamikę rzeki, jak i z powodu różnorodnych sposobów zagospodarowania terenu.

Przeanalizowano łącznie 99 transektów zlokalizowanych zarówno w dolinie Wisły (ciek I rzędu wg tradycyjnej klasyfikacji numerycznej) (9 transektów), głównych rzek Karpat (cieki II i III rzędu), od zachodu: Raba (8), Dunajec (11), Biała Dunajcowa (6), Ropa (7), Wisłoka (16), Jasiołka (9), Wisłok (6), San (6), jak i na ich dopływach (łącznie 21 transektów na 12 ciekach)

Transekty zlokalizowano zarówno w odcinkach uregulowanych, jak i nieuregulowanych dolin rzecznych. Ich wybór i dokładna lokalizacja została ustalona metodą systematyczno-losową.

Powierzchnia pól podstawowych transektu została dostosowana do rozległości terasy zalewowej, tak aby objąć całkowite zróżnicowanie siedliskowe (FALIŃSKA 2002). W zależności od wielkości cieku, części doliny i rodzaju fitocenozy, wynosiła ona od 1×1 m (dla zbiorowisk inicjalnych i nadbrzeżnych terofitów w dolinach małych cieków) do 10×10 m (dla lasów i zarośli lęgowych, niezależnie od wielkości cieku). Na polach podstawowych, w obrębie każdego transektu oraz w sąsiadującym odcinku doliny (100 m w górę i w dół cieku, na obydwu brzegach) charakteryzowano roślinność przy zastosowaniu klasycznej metody fitosocjologicznej Braun-Blanqueta (DZWONKO 2007). Wykonano łącznie 783 zdjęć fitosocjologicznych,

w tym 723 z udziałem gatunków inwazyjnych, a w przeprowadzonej analizie uwzględniono 707 z nich. Opisywano także sposób zagospodarowania powierzchni terenu, w tym występowanie różnych form zabudowy, umocnień, dróg i innych form prowadzących do petryfikacji doliny. Transekt, na którym pomiędzy kolejnymi obserwacjami, dokonana została istotna zmiana w zagospodarowaniu (np. przeprowadzono regulację brzegów lub wcześniejszą łakę objęto uprawą), traktowano jako odrębny (nowy), w stosunku do wcześniejszego okresu.

Za gatunki inwazyjne uznano te, które w oparciu o analizę literatury (TOKARSKA-GUZIŁ i in. 2012) lub własne obserwacje, wykazują obecnie tendencję do szybkiego rozprzestrzeniania się w obszarze Karpat i Kotliny Sandomierskiej i które są potencjalnie inwazyjne lub przynajmniej lokalnie zdomowione, pod warunkiem występowania w naturalnych lub półnaturalnych zbiorowiskach roślinnych.

Ujęcie jednostek fitosocjologicznych oraz ich systematykę przyjęto za opracowaniem MATUSZKIEWICZA (2007). Nazewnictwo gatunków roślin naczyniowych podano według MIRKA i in. (2002).

Dane terenowe opracowano w oparciu o metody statystyczne i probabilistyczne.

Prawdopodobieństwo wystąpienia gatunków inwazyjnych na różnych typach siedlisk/użytkowania terenu obliczono odnosząc liczbę wystąpień poszczególnych gatunków inwazyjnych na wskazanym typie siedliska do całkowitej liczby wystąpień wszystkich gatunków inwazyjnych na polach podstawowych transektów. W obrębie każdego transektu wskazywano wszystkie stwierdzone siedliska. Powiązanie występowania gatunków inwazyjnych z typem siedliska/użytkowania terenu na poszczególnych transektach obliczono testem niezależności chi-kwadrat (ŁOMNICKI 1999). Sporządzono tablicę kombinowaną dla dwóch cech (tablica niezależności), której wypełnienie pozwoliło uzyskać macierz liczebności empirycznych. Nałożono na nią macierz liczebności teoretycznych, obliczoną przy założeniu niezależności cech. Porównanie obu macierzy poprzez obliczenie statystyki chi-kwadrat, miało odpowiedzieć na pytanie czy liczba gatunków jest zależna od typu siedliska/użytkowania terenu (hipoteza zerowa H_0 – liczba gatunków jest niezależna od typu siedliska/użytkowania terenu, hipoteza alternatywna H_1 – liczba gatunków zależy od typu siedliska/użytkowania terenu).

Tendencję poszczególnych gatunków inwazyjnych do występowania wraz z innymi gatunkami określono analizując współwystępowanie i współnieobecność poszczególnych gatunków w parach.

Jako miarę siły kolonizacyjnej różnych siedlisk przez poszczególne gatunki inwazyjne przyjęto ich występowanie w różnych kombinacjach gatunkowych oraz powtarzalność tych kombinacji w zdjęciach fitosocjologicznych. Za gatunki o dużej sile kolonizacyjnej uznano te, które posiadają największą liczbę wystąpień i jednocześnie najczęściej (w grupie gatunków inwazyjnych) występują na tych samych miejscach wraz z innymi gatunkami inwazyjnymi. Aby określić czy istnieje korelacja między liczbą możliwych kombinacji gatunków inwazyjnych a ich powtarzalnością posłużono się testem t Studenta, natomiast dla określenia siły korelacji użyto testu istotności dla współczynnika korelacji liniowej Pearsona (ŁOMNICKI 1999). Współczynnik korelacji ρ przyjmuje wartości od -1 do 1 . Jeżeli $\rho=0$ wtedy zmienne są nieskorelowane ze sobą. Im $|\rho|$ jest bliższa wartości 1 tym korelacja jest silniejsza (hipoteza podstawowa H_0 : $\rho=0$ czyli zmienne nie są skorelowane, hipoteza alternatywna H_1 : $\rho \neq 0$ czyli zmienne są skorelowane).

WYNIKI

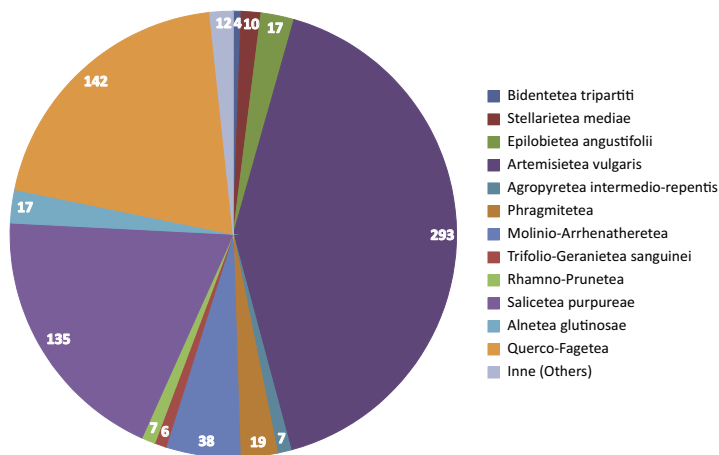
W analizowanych zdjęciach fitosocjologicznych stwierdzono występowanie 15 gatunków wymienianych w opracowaniu TOKARSKIEJ-GUZIŁ i in. (2012) jako inwazyjne w skali kraju (*Acer negundo*, *Bromus carinatus*, *Conyza canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum sosnowskyi*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Reynoutria japonica*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago gigantea*), inwazyjne regionalnie (*Parthenocissus inserata*, *Rudbeckia laciniata*) lub potencjalnie inwazyjne (*Typha laxmannii*). Uwzględniono również *Celastrus orbiculatus*, gatunek uznawany za lokalnie zdomowiony, ze względu na znalezione w latach 2008–2013 nowe stanowiska, w tym w zbiorowiskach

Tabela 1. Udział gatunków inwazyjnych w poszczególnych klasach fitosocjologicznych
Table 1. Invasive species participation in particular phytosociological classes

Σ stanowisk (localities) – 99	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Σ zdjęć fitosocjologicznych (relevé) – 707	<i>Solidago gigantea</i>	<i>Echinocystis lobata</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Rudbeckia laciniata</i>	<i>Reynoutria japonica</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Hieracium sosnowskyi</i>	<i>Conyza canadensis</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Parthenocissus inserta</i>	<i>Bromus carinatus</i>	<i>Celastrus orbiculatus</i>	<i>Typha laxmannii</i>
Liczba stanowisk (Number of localities)	65	43	35	26	21	16	13	12	11	7	4	4	3	2	1
Liczba zdjęć fitosocjologicznych (Number of relevé)	215	125	98	63	53	35	27	21	31	11	11	7	5	2	3
Suma współczynników pokrycia (Sum of cover coefficient)	12467,9	2630,9	3785,5	4200,1	425,4	1542,7	1902,5	1762,8	1662,6	107,6	735,1*	590,1*	82,5	152,5*	55,1
Średnie pokrywanie w zdjęciu (Average cover in relevé)	57,99	21,05	38,63	66,67	8,03	40,59	70,46	103,69*	53,63	9,78	66,83*	84,30*	16,50	76,25*	18,37
Udział [%] wystąpię (Occurrence participations [%])															
<i>Bidensetea tripartiti</i>	0,5	0,8	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stellarietea mediae</i>	1,4	0,0	0,0	1,6	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Epilobietea angustifolii</i>	0,9	0,8	4,1	0,0	9,4	0,0	0,0	0,0	9,7	0,0	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Artemisietea vulgaris</i>	47,0	35,2	42,9	58,7	22,6	44,7	74,1	5,9	45,2	27,3	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Agropyreteae intermedio-repentis</i>	0,5	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	6,5	9,1	0,0	0,0	20,0	0,0	33,3
<i>Phragmitetea</i>	5,1	2,4	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33,3
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	12,1	1,6	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19,4	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	33,3
<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,8	0,0	18,2	0,0	0,0	40,0	0,0	0,0
<i>Rhamno-Prunetea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,7	0,0	18,2	18,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salicetea purpureae</i>	9,8	28,0	28,6	28,6	15,1	31,6	14,8	11,8	6,5	0,0	27,3	14,3	20,0	0,0	0,0
<i>Ainetea glutinosae</i>	0,0	4,0	0,0	0,0	9,4	15,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14,3	0,0	0,0	0,0
<i>Quercus-Fagetea</i>	22,3	27,2	17,4	11,1	24,5	7,9	7,4	41,2	12,9	0,0	18,2	42,9	0,0	100,0	0,0
Inne (Others)	0,5	0,0	0,0	0,0	9,4	0,0	3,7	11,8	0,0	9,1	0,0	28,6	0,0	0,0	0,0

naturalnych. Na największej liczbie transektów stwierdzono: *Solidago serotina* (65), *Echinocystis lobata* (43), *Impatiens glandulifera* (35), *Helianthus tuberosus* (26), *Impatiens parviflora* (21), *Rudbeckia laciniata* (16), *Reynoutria japonica* (13), *Robinia pseudoacacia* (12) i *Heracleum sosnowskyi* (11).

Analiza wykonanej dokumentacji fitosocjologicznej wykazuje występowanie gatunków inwazyjnych w 12 klasach fitosocjologicznych (Tab. 1). Aż ponad 80% notowań dotyczyło występowania któregoś z gatunków w płatach jednej z trzech klas fitosocjologicznych: *Artemisietea vulgaris* (293), *Quercu-Fagetea* (142) lub *Salicetea purpureae* (135) (Ryc. 1).

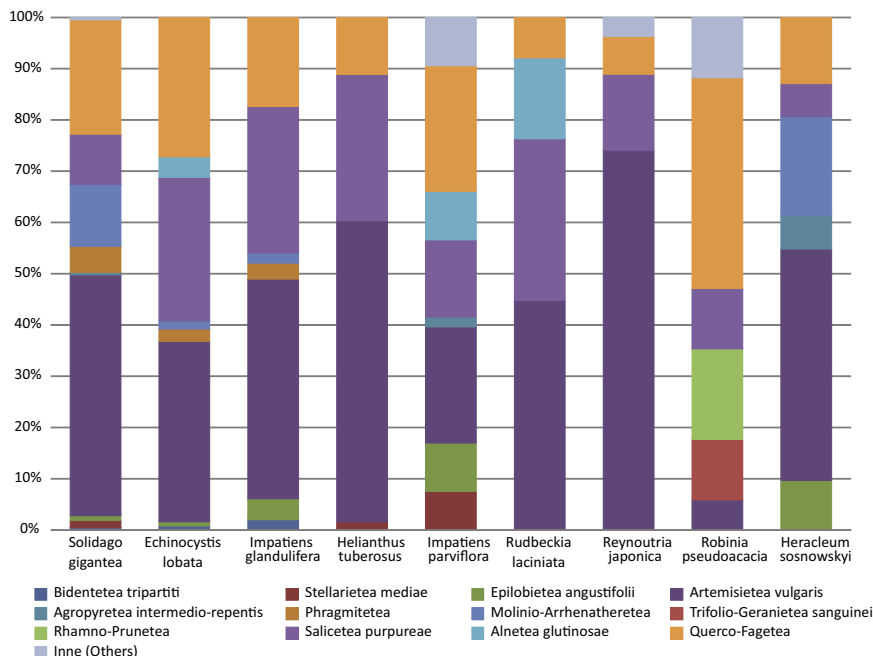


Ryc. 1. Zróżnicowanie fitosocjologiczne analizowanych płatów roślinności z udziałem gatunków inwazyjnych ($\Sigma = 707$)

Fig. 1. The phytosociological differentiation of analyzed vegetation plots with invasive species participation ($\Sigma = 707$)

Również indywidualne spektra fitocenotyczne najczęściej występujących gatunków inwazyjnych wskazują na najwyższą częstość stanowisk w płatach tych klas (Ryc. 2). Zdjęcia reprezentujące klasę *Artemisietea vulgaris* reprezentowały zarówno zespoły i zbiorowiska spontaniczne ze związku *Convolvulion sepium*, stanowiące element mozaiki ziołoroślowo-lęgowej (Ryc. 3), jak też antropogeniczne, rozwijające się na siedliskach ruderalnych i porolnych. Klasa *Quercu-Fagetea* reprezentowana jest głównie przez łąki ze związku *Alno-Ulmion* (113), a jedynie 5 płatów należy do związku *Carpinion* i są one położone u podnóża lub na zboczach dolin. Wśród płatów zaliczonych do klasy *Salicetea purpureae* zdecydowanie dominują postaci młodociane łągów wierzbowych *Salicetum triandro-viminalis*, pojawiły się jednak również postaci dojrzałe *Salicetum albo-fragilis* i *Populetum albae*. Niewielką grupę stanowią płaty inicjalne ze związku *Salicion eleagni*. Wśród pozostałych klas fitosocjologicznych wyróżnia się *Molinio-Arrhenatheretea* (38), *Phragmitetea* (19), *Alnetea glutinosae* (17) i *Epilobietea angustifolii* (17).

Analiza przynależności fitosocjologicznej wykazała skalę neofityzacji roślinności dolin rzecznych. Szczególną uwagę poświęcono temu zjawisku w odniesieniu do siedlisk przyrodniczych objętych ochroną (Tab. 2), w tym wymienianych w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43 EWG (Dyrektywa Siedliskowa). Gatunki inwazyjne często i z wysokim



Ryc. 2. Spektra fitocenotyczne najczęściej występujących gatunków inwazyjnych

Fig. 2. Most frequent invasive species phytocenotic spectra

pokrywaniem występowały w płatach tych siedlisk. Aż 12 gatunków inwazyjnych posiadało znaczny udział w strukturze florystycznej łągów wierzbowych, topolowych, olszowych i jesionowych (kod: 91E0), 8 w składzie gatunkowym ziółorośli górskich i nadrzecznych (6430), po 4 gatunki w grądach (9170) i łągach wiązowo-jesionowo-dębowych (91F0), po 3 w płatach zalewanych mulistych brzegów rzek (3270) i łąk świeżych (6510), po 2 w roślinności starorzeczy (3150) i w zaroślach wierzbowych na kamieńcach nadrzecznych (3240) i po 1 gatunku w płatach pionierskiej roślinności na kamieńcach górskich potoków (3220) (Ryc. 4) i w zaroślach wrześniowych (3230).

Siedliska w różny sposób użytkowane, od półnaturalnych łąk aż do ruderalnych gruzowisk i umocnień hydrotechnicznych, były znacznie częściej zajmowane przez gatunki inwazyjne od siedlisk spontanicznych i nieużytkowanych, jak łągi, ziółorośla, żwirowe odsypiska i starorzeczka. Prawdopodobieństwo wystąpienia dowolnego gatunku inwazyjnego w siedliskach użytkowanych wynosi 0,77 (Tab. 3).

Badanie związku między liczbą gatunków inwazyjnych a typem siedliska/użytkowania terenu wykazało, że istnieje dodatnia korelacja. Obliczona wartość statystyki wynosi 8,2, a odczytana z tablic wartość na poziomie istotności $\alpha=0,32$ wynosi 8,144789. Możemy więc stwierdzić, że z 68% prawdopodobieństwem istnieje zależność pomiędzy typem siedliska, a liczbą gatunków inwazyjnych w nim występujących.

Analiza współwystępowania gatunków inwazyjnych wskazuje, że istnieje wśród nich grupa gatunków o zbliżonych wymaganiach siedliskowych, najczęściej występujących łącznie, w różnych kombinacjach gatunkowych. Są to: *Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*,



Ryc. 3. Płat zbiorowiska welonowego, zdominowany przez *Parthenocissus inserta* (u podnóża *Impatiens glandulifera*) na skraju łągu wierzbowego nad Wisłoką w Jasle

Fig. 3. Veil-community plot dominated by *Parthenocissus inserta* (*Impatiens glandulifera* at the bottom) in the willow carr edge on the Wisłoka bank in Jasło

Impatiens glandulifera, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*, *Reynoutria japonica*, *Robinia pseudoacacia* i *Heracleum sosnowskyi*. Gatunki te wykazały najczęstsze współwystępowanie (Ryc. 5), przy czym *Reynoutria japonica* i *Robinia pseudoacacia* tylko w stosunku do *Solidago serotina*.

Tabela 2. Typy siedlisk przyrodniczych, wymienianych w Załączniku I Dyrektywy 92/43 EWG, w których stwierdzono występowanie gatunków inwazyjnych

Table 2. Habitat types, mentioned in Annex I of the Directive 92/43 EEC, in which the occurrence of invasive species was observed

Gatunek (Species)	Tokarska-Guzik i in. (2012)	W dolinach rzecznych (In river valleys)
<i>Acer negundo</i>	6210, 91E0 , 91F0	91E0, 9170
<i>Bromus carinatus</i>	6430 , 6510	6510, 91E0
<i>Celastrus orbiculatus</i>	–	91E0
<i>Conyza canadensis</i>	2330, 3220, 6210	3220
<i>Echinocystis lobata</i>	3270, 6430 , 91E0	3150, 3240, 3270, 6430, 91E0, 91F0
<i>Helianthus tuberosus</i>	6430	6430, 91E0, 91F0
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	6210, 6430 , 6510, 6520	6430 , 6510, 91E0
<i>Impatiens glandulifera</i>	3240, 6430 , 91E0	3150, 3230, 3240, 3270, 6430, 91E0
<i>Impatiens parviflora</i>	3220, 3240, 6430, 8210, 8220, 9110, 9130, 9160, 9170 , 9180, 9190, 91E0, 91F0	6430, 91E0, 9170, 91F0
<i>Parthenocissus inserata</i>	9170, 91E0 , 91F0	91E0
<i>Reynoutria japonica</i>	3240, 6430 , 91E0	6430, 91E0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2230, 3220, 4030, 6120 , 6210, 8220, 9160, 9170, 9190 , 9110	91E0, 9170
<i>Rudbeckia laciniata</i>	3220, 3240, 6430 , 91E0	6430, 91E0
<i>Solidago gigantea</i>	6210, 6410, 6430 , 6440, 6510 , 6520, 8220, 91E0	3270, 6430, 6510, 9170, 91E0, 91F0
<i>Typha laxmannii</i>	6430	–



Ryc. 4. Płat pionierskiej roślinności na kamieńcach górskich potoków (typ siedliska 3220), zdominowany przez *Impatiens glandulifera*

Fig. 4. Pioneer vegetation plot on mountain streams gravel bank (habitat type 3220), dominated by *Impatiens glandulifera*

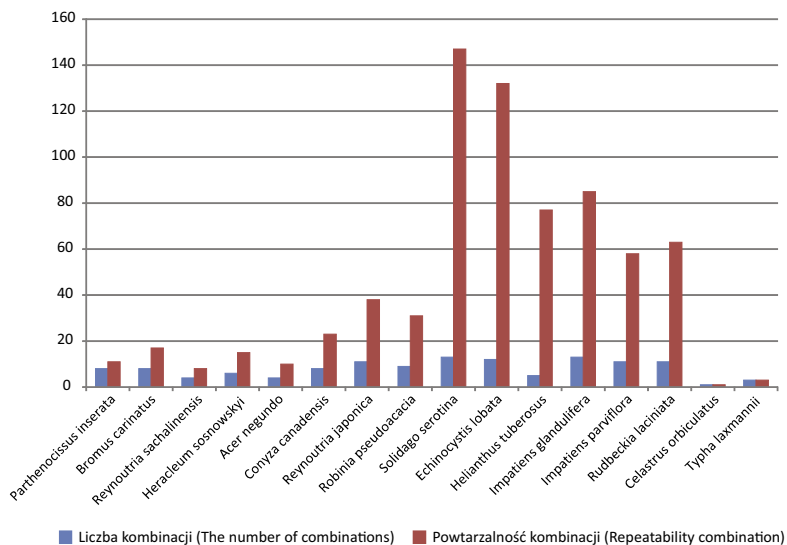
Tabela 3. Prawdopodobieństwo (pi*) wystąpienia gatunku inwazyjnego w poszczególnych typach siedlisk/użytkowania terenu
Table 3. The probability (pi*) of invasive species occurrence in different types of habitat / land use

???	Liczba wystąpień (Number of occurrence)										Liczebność wiersza (The sum of the line)	pi*
	Siedliska spontaniczne (Spontaneous habitats)											
	<i>Solidago serotina</i>	<i>Echinocystis lobata</i>	<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens pseudocactia</i>	<i>Robinia laciniata</i>	<i>Rudbeckia japonica</i>	<i>Reynoutria parviflora</i>				
Łęgi (Carr)	19	9	10	6	4	4	4	2	58	0,087		
Ziolorośla (Tall herb)	23	14	10	10	5	6	6	4	78	0,116		
Odyspiska żwirowe (Gravel banks)	5	1	1	0	2	0	2	0	11	0,016		
Starorzecz (Oxbow lakes)	2	1	1	0	1	2	1	0	8	0,012		
Suma (Sum)	49	25	22	16	12	12	13	6	155	0,231		
Siedliska półnaturalne i antropogeniczne (Seminatural and antropogenic habitats)												
Łąki (Meadows)	9	4	4	3	0	3	1	0	24	0,036		
Pola uprawne (Cultivated fields)	6	3	3	3	0	2	1	2	20	0,030		
Ruderalne/Porolne (Ruderal/Fallow lands)	27	22	14	15	5	6	6	6	101	0,151		
Wyrobiska (Excavations)	5	5	2	3	1	2	3	2	23	0,034		
Ogródki działkowe (Garden plots)	9	6	4	6	2	4	4	3	38	0,057		
Tereny rekreacyjne (Recreational areas)	12	7	5	3	2	2	3	4	38	0,057		
Drogi gruntowe (Dirt roads)	20	13	11	6	4	5	5	5	69	0,103		
Gruzowiska/Składowiska (Rubble/Landfills)	9	10	6	8	3	6	5	7	54	0,081		
Drogi utwardzone/Umocnienia hydrotechniczne (Surfaced roads/hydrotechnical strengthening)	13	12	7	8	4	7	6	5	62	0,093		
Place/Parkingi (Squares/Car parks)	7	9	4	6	2	4	3	4	39	0,058		
Zabudowa (Buildings)	12	10	5	7	3	3	4	3	47	0,070		
Suma (Sum)	129	101	65	68	26	44	41	41	515	0,769		



Ryc. 5. Brzegi Wisłoka w Krośnie, porośnięte zioloroślami kształtowanymi dominującym udziałem *Echinocystis lobata*, *Solidago serotina*, *Impatiens glandulifera*, a także występowaniem *Reynoutria japonica*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora* i *Rudbeckia laciniata*

Fig. 5. The Wisłok banks in Krosno, covered by tall herb communities with dominant participation of *Echinocystis lobata*, *Solidago serotina*, *Impatiens glandulifera*, and occurrence of *Reynoutria japonica*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora* and *Rudbeckia laciniata*



Ryc. 6. Wzajemne współwystępowanie poszczególnych gatunków inwazyjnych

Fig. 6. Mutual co-occurrence of particular invasive species

Gatunkami, które występowały w największej liczbie kombinacji gatunkowych są: *Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*. Wykazują one również najwyższą powtarzalność kombinacji, w skład których wchodzi (Ryc. 6).

Jednocześnie, korzystając z testu t Studenta dla współczynnika korelacji, stwierdzono, że istnieje zależność między liczbą tworzonych kombinacji a ich powtarzalnością dla poszczególnych gatunków. Obliczona tym testem statystyka wyniosła $t = 4,35$, a dla przyjętego poziomu istotności $\alpha = 0,05$ odczytana z tablic wartość krytyczna $t_{\alpha} = 2,13$. Ponieważ $|t| = 4,35 > t_{\alpha} = 2,13$ zatem odrzucamy hipotezę H_0 na korzyść hipotezy alternatywnej H_1 . Obliczony współczynnik korelacji $r = 0,746929$. Można więc uznać, że badana zależność jest silna.

DYSKUSJA

Spektrum fitocenotyczne poszczególnych gatunków inwazyjnych, występujących w dolinach rzecznych, jest w pewnej mierze pochodną różnicowania siedliskowego całego przekroju doliny i dlatego wśród płatów roślinności z udziałem gatunków inwazyjnych stwierdzono aż 35,5% płatów łągów. Zbiorowiska nadrzeczne, z racji swojej naturalnej dynamiki (niszczenie wodami wezbraniowymi i krą, osadzanie namulów, zamieranie runa wskutek zalewania wodami), jak również ze względu na zaburzenia antropogeniczne, okazują się bardzo podatnymi na wkraczanie gatunków obcych geograficznie i siedliskowo, zwłaszcza jeśli gatunki te w swoich ojczyznach również związane są z ekosystemami nadrzecznymi (DAJOK & TOKARSKA-GUZIŁ 2009). Zaledwie w kilkunastu płatach łągowych nie stwierdzono występowania żadnego z gatunków inwazyjnych, a w większości występowały więcej niż dwa gatunki z tej grupy. Lasy i zarośla łągowe ze związku *Alno-Ulmion*, w których stwierdzano występowanie gatunków inwazyjnych, są zazwyczaj zniekształcone prowadzonym wyrębem, zaśmieceniem czy wskutek uszkodzenia podłoża podczas prac różnego typu. Niektóre płaty łągów były wręcz zdegradowane, a ich runo nabrało charakteru ksenospontanicznego. Zniekształcenie runa szczególnie mocno dotyczy brzeżnych partii leśno-zaroślowych. Gatunki inwazyjne szczególnie chętnie zajmowały położenia w okrajach i oszybkach, dlatego wydłużenie granic płatu, przecinanie ich drogami, liniami energetycznymi, a także rozluźnienie struktury drzewostanu (Ryc. 7) zawsze promowało wkraczanie *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Solidago serotina*, *Rudbeckia laciniata* i innych. W przypadku łągów z klasy *Salicetea purpureae*, ograniczonych zazwyczaj do wąskiego pasa wzdłuż brzegu rzeki, często tworzyły się mozaikowate układy w różnym stopniu zdegenerowanych i ubogich gatunkowo płatów z klasy *Artemisietea vulgaris* z dominacją *Helianthus tuberosus*, *Solidago serotina* czy *Reynoutria japonica*. Wymienione gatunki, a ponadto *Rudbeckia laciniata* często występują również na siedliskach porolnych, nieużytkowanych niekiedy od nawet 20 lat i więcej. Do trwałej degradacji siedlisk łągowych przyczyniają się również gatunki drzewiaste, takie jak *Acer negundo* i *Robinia pseudoacacia*, jednak na analizowanych transektach sytuacja taka zaistniała w zaledwie 12 płatach. W silnie przekształconych rolniczo fragmentach dolin, w otoczeniu łągów lub na polanach

w ich obrębie, występowały niejednokrotnie rozległe płaty zajęte przez synuzjalne wystąpienia kenofitów. Miejsca te zapewne podlegały wcześniej uprawie, a następnie wskutek jej zaprzestania zostały objęte ekspansją gatunków inwazyjnych, jak *Helianthus tuberosus* (Ryc. 8), *Solidago serotina*. *Helianthus tuberosus* zajmował równie często powierzchnie, na których dokonano usunięcia zarośli łęgowych wskutek prac regulacyjnych lub też lasy łęgowe zostały zniszczone w efekcie działalności niszczącej rzeki. Możliwe też, że obydwa oddziaływania następowały przemiennie, uniemożliwiając regenerację roślinności naturalnej. Ekspansji gatunków inwazyjnych podlegają też płaty łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. W ich runie pojawia się głównie *Solidago serotina* (26) oraz *Heracleum sosnowskyi* (6). Pierwszy z tych gatunków wkracza przede wszystkim w łąki świeże ze związku *Arrhenatherion* wskutek zaniedbania lub całkowitego zaprzestania koszenia, natomiast *Heracleum sosnowskyi* został stwierdzony na siedliskach bardziej wilgotnych, odpowiadających zbiorowiskom ze związków *Calthion* i *Filipendulion* (Ryc. 9).

Lista chronionych siedlisk przyrodniczych, jakie poddane są oddziaływaniu gatunków inwazyjnych w przebadanych dolinach rzecznych odbiega znacznie od zestawienia TOKARSKIEJ-GUZIŁ i in. (2012) (Tab. 2). Wynika to w dużej mierze z uwzględnienia w niniejszym opracowaniu wyłącznie siedlisk znajdujących się na wyznaczonych transektach, a więc całkowicie pominięto siedliska położone poza dnem i zboczami doliny, jak na przykład kwaśne buczyny (9110). Niemniej jednak, w kilku przypadkach poszerzono tu zestawienie siedlisk poddanych presji ze strony neofitów. W szczególności należy zauważyć, że w przypadku aż 5 „nowych” gatunków wskazano na ich degradujące oddziaływanie w płatach łęgowych, co wcześniej nie zostało uwzględnione. Wskazuje to na konieczność prowadzenia dalszych badań nad występowaniem oraz biologią i ekologią gatunków inwazyjnych. Uzyskanie pełnej informacji o ich spektrum fitocenotycznym będzie możliwe jedynie po dokonaniu przeglądu szerokiego zestawu typów siedlisk o zróżnicowanym charakterze.

Negatywny wpływ gatunków inwazyjnych na kompozycję gatunkową chronionych siedlisk przyrodniczych, został dostrzeżony i uwzględniony w metodykach monitoringu przyrodniczego, przeznaczonych do oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych (MRÓZ 2010, 2012a, b). Spośród wymienionych 10 typów siedlisk przyrodniczych opublikowano dotąd metodyki dla 8 (brak obowiązujących metodyk dla grądów środkowoeuropejskich i subkontynentalnych (9170) oraz dla zalewanych mulistych brzegów rzek 3270)) i w każdej z nich obecność gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia jest uznana za wskaźnik powodujący obniżenie oceny, a dla 5 (3150, 3220, 3240, 91E0, 91F0) z nich jest to wskaźnik kardynalny, przy czym w odniesieniu do łęgów wiązowo-jesionowo-dębowych (91F0) dotyczy tylko gatunków budujących drzewostan. Zarówno wyniki krajowego monitoringu siedlisk, jak i prezentowane wyżej wyniki badań, wskazują na szczególnie duży wpływ, jaki wywiera udział gatunków inwazyjnych na całościową ocenę stanu zachowania siedlisk 3220, 3240 i 91E0, przy czym zniekształcenie składu florystycznego udziałem gatunków obcych geograficznie najwyraźniej uwidacznia się w runie łęgów, natomiast w mniejszym stopniu dotyczy pionierskiej roślinności (3220) i zarośli wierzbowych na kamieńcach nadrzecznych (3240). Różnice te są trudne do zinterpretowania i najprawdopodobniej wynikają z faktu, że na stanowiskach wybieranych metodą systematyczno-losową trudno zapewnić



Ryc. 7. Zdegradowany fragment łągu wierzbowego nad Wisłoką w Jasle, z runem zdominowanym przez *Helianthus tuberosus*

Fig. 7. Part of disturbed willow carr on the Wisłoka bank in Jasło with herb layer dominated by *Helianthus tuberosus*



Ryc. 8. Rozległy płat zdominowany przez *Helianthus tuberosus* nad Ropą w Przysiekach

Fig. 8. Vast vegetation plot, dominated by *Helianthus tuberosus* on the Ropa bank in Przysieki



Ryc. 9. Siedlisko wilgotnych łąk i ziółorośli łęgowych zdominowane udziałem *Heracleum sosnowskyi*

Fig. 9. Moist meadows and carr herb habitat dominated by *Heracleum sosnowskyi* participation



Ryc. 10. Nagie podłoże, zarastane przez *Helianthus tuberosus*, około 30 dni po zakończeniu prac budowlanych

Fig. 10. Bare ground, overgrown by *Helianthus tuberosus*, about 30 days after the end of the construction work

pełną reprezentatywność fitocenoz stanowiących fitosocjologiczne identyfikatory siedlisk przyrodniczych, w rozumieniu Dyrektywy Siedliskowej.

Znacznie wyższe prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku inwazyjnego na siedliskach antropogenicznych nie jest zaskakujące, jednak należy podkreślić, że w grupie tej największy udział łączny mają siedliska, które w znacznym stopniu uzależnione są od powstawania i utrzymywania w dolinach rzecznych powierzchni odkrytego podłoża glebowego (Ryc. 10) (uprawy, siedliska ruderalne i porolne, wyrobiska różnego typu, ogródki działkowe, drogi gruntowe, gruzowiska i składowiska oraz place i parkingi). Generują one aż 51% prawdopodobieństwo wystąpienia gatunków inwazyjnych. Związek pomiędzy typem siedliska, a liczbą gatunków inwazyjnych w nim występujących wskazuje, że liczba ta może być miarą stopnia zniekształcenia środowiska.

Występowanie niektórych gatunków inwazyjnych w różnych i często powtarzalnych kombinacjach gatunkowych wskazuje, że mogą one posiadać szeroką skalę ekologiczną, a więc posiadają zdolność do zasiedlania zróżnicowanych układów przestrzenno-siedliskowych w dolinach rzecznych. Częste współwystępowanie niektórych gatunków inwazyjnych, jak *Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata* oraz powtarzalność tworzonych przez nie kombinacji gatunkowych wskazują, że obecność w dolinach rzecznych tej grupy gatunków może stanowić wskaźnik stopnia ich antropogenicznego przekształcenia.

WNIOSKI

(1) Występowanie gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia jest zjawiskiem znacznie częstszym na siedliskach przekształconych antropogenicznie, ale dotyczy również siedlisk naturalnych.

(2) Czynnikiem najsilniej protegującym wkraczanie gatunków inwazyjnych w doliny rzeczne jest pozostawianie odsłoniętego podłoża glebowego, dlatego wszelkie formy działalności, które powodują takie sytuacje powinny być w dolinach rzecznych zakazane lub znacząco ograniczone.

(3) Najczęstsze i najczęściej współwystępujące gatunki inwazyjne (*Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*) stanowią grupę będącą miarodajnym wskaźnikiem skali antropogenicznego przekształcenia dolin rzecznych.

(4) Obecny poziom znajomości rozprzestrzenienia gatunków inwazyjnych, ich biologii i ekologii jest niewystarczający dla skutecznego planowania działań ochronnych siedlisk przyrodniczych pozostających pod ich wpływem; konieczne są dalsze badania.

Podziękowania. Pragnę wyrazić wdzięczność prof. dr hab. Zbigniewowi Mirkowi za wszelką pomoc i cenne uwagi dotyczące manuskryptu. Badania wykonano w ramach grantu Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr: N N304 393338.

LITERATURA

- CHYTRY M., PYŠEK P., WILD J., PINO J., MASKELL L.C. & VILÀ M. 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. – *Diversity and Distribution* **15**: 98–107.
- DAJDOK Z. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 2009. Doliny rzeczne i wody stojące jako siedliska gatunków inwazyjnych. – W: Z. DAJDOK & P. PAWLACZYK (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*, s. 24–30. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- DZWONKO Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. s. 308. Wydawnictwo SORUS, Poznań – Kraków.
- FALIŃSKA K. 2002. Przewodnik do badań biologii populacji roślin. *Vademecum Geobotanicum* 4. s. 587. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- FALIŃSKI J. B. 1998. Invasive alien plants and vegetation dynamics. – W: U. STARFINGER, K. EDWARDS, I. KOWARIK & M. WILLIAMSON (red.), *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, s. 3–21. Backhuys Publishers, Leiden.
- FALIŃSKI J. B. 2004. Inwazje w świecie roślin: mechanizmy, zagrożenia, projekt badań. – *Phytocoenosis* **10** (N.S.) *Seminarium Geobotanicum* **16**: 3–31.
- JACKOWIAK B. 1999. Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych. – *Phytocoenosis* **11** (N.S.), *Seminarium Geobotanicum* **6**: 3–16.
- KORNAŚ J. 1990. Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. – W: F. DE CASTRI, A. J. HANSEN & M. DEBUSSCHE (red.), *Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*, s. 19–36. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- KORNAŚ J. 1996. Pięć wieków wymiany flor synantropijnych między Starym i Nowym Światem. – *Wiadomości Botaniczne* **40**: 11–19.
- ŁOMNICKI A. 1999. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. s. 260. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MATUSZKIEWICZ W. 2007. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. *Vademecum Geobotanicum* 3. s. 537. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A. & ZAJĄC M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist. – W: Z. MIREK (red.), *Biodiversity of Poland* **1**, s. 442. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- MRÓZ W. 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza. s. 311. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- MRÓZ W. 2012a. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część druga. s. 320. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- MRÓZ W. 2012b. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część trzecia. s. 338. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., DAJDOK Z., ZAJĄC M., ZAJĄC A., URBISZ A., DANIELEWICZ W. & HOŁDYŃSKI C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. s. 197. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- ZAJĄC M. & ZAJĄC A. 2009. Apophytes as invasive plants in the vegetation of Poland. – *Biodiversity: Research and Conservation* **15**: 35–40.

SUMMARY

The paper presents the phytocoenotic differentiation and frequency of invasive species occurrence. The stage of neophyte invasion in protected natural habitats along river valleys has been determined, the correlation (positive or negative) or lack thereof between the type of habitat / land use and the presence of invasive species has been noted, as well as a set of invasive species, which have a tendency to co-occurrence were given. Research was carried out in the river valleys of the Carpathian tributaries of the Vistula River, and along the Vistula River in Sandomierz Basin.

In the studied localities 15 invasive species were found (prevalent in the country scale: *Acer negundo*, *Bromus carinatus*, *Conyza canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum sosnowskyi*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Reynoutria japonica*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago gigantea*), regionally invasive species (*Parthenocissus inserata*, *Rudbeckia laciniata*) and potentially invasive species (*Typha laxmannii*), as well as *Celastrus orbiculatus*, locally domesticated species. On the largest number of localities *Solidago serotina* (65), *Echinocystis lobata* (43), *Impatiens glandulifera* (35), *Helianthus tuberosus* (26), *Impatiens parviflora* (21), *Rudbeckia laciniata* (16), *Reynoutria japonica* (13), *Robinia pseudoacacia* (12) and *Heracleum sosnowskyi* (11) were found.

Invasive species in the study area occurred in 12 phytosociological classes. Over 80% of the occurrences of any of the invasive species were found in the plots of one of the three phytosociological classes: *Artemisietea vulgaris* (293) *Quercus-Fagetea* (142) or *Salicetea purpureae* (135). Among other phytosociological classes *Molinio-Arrhenatheretea* (38), *Phragmitetea* (19), *Alnetea glutinosae* (17) and *Epilobietea angustifolii* (17) are important.

12 invasive species had a significant participation in carr plots (code 91E0), 8 in the species composition of mountain and riparian tall herb (6430), 4 species in hornbeam forests (9170), 4 in elm-ash-oak carr forests (91F0), 3 in flooded muddy riverbanks (3270), 3 in meadows (6510), 2 in oxbow lakes vegetation (3150), 2 in the willow bushes on gravel riverbanks (3240), 2 species in plots of pioneering mountain streams vegetation (3220, 3230).

Semi-natural and anthropogenic habitats were more often occupied by invasive species than natural habitats like carr, tall herb, gravelbanks and oxbow lakes. The probability of any invasive species occurrence in anthropogenic habitats is 0.77.

Examination of the relationship between the number of invasive species and habitat type / land use showed that there is a positive correlation between them.

There is a group of invasive species with similar habitat requirements. Most frequent, in various combinations, co-occur: *Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*, *Reynoutria japonica*, *Robinia pseudoacacia* and *Heracleum sosnowskyi*, and in the most species combination occur: *Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*. It was also found for each species that there is a relationship between the number of combinations formed and their repeatability.

The factor most strongly supporting the penetration of the river valley by invasive species is leaving the soil uncovered, which is why all the activities giving rise to such situations should be prohibited or significantly reduced in river valleys.

The most common and most frequently coexisting invasive species (*Solidago serotina*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Rudbeckia laciniata*) form a group which is a good indicator of the anthropogenic transformation of river valleys.

The knowledge of the spread of invasive species, their biology and ecology is not sufficient to plan effective protection of natural habitats against the influence of invasive species. Further research seems necessary.

Przyjęto do druku: 13.03.2015 r.