



Neofityzacja łągów jesionowo-wiązowych w dolinach polskich rzek

Neophyte-induced degradation of Poland's riparian hardwood forests

Anna Kowalska 

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyńskiego PAN
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
aniak@twarda.pan.pl

Zarys treści. W pracy przedstawiono wyniki analizy roślinności łągów jesionowo-wiązowych przeprowadzonej na podstawie 249 zdjęć fitytosocjologicznych wykonanych na 83 stanowiskach zlokalizowanych w dolinach polskich rzek. Zdjęcia pochodzą z prac monitoringu przyrodniczego oraz z projektu *Świadczenia łągów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły*. Celem badań było wskazanie zależności między udziałem obcych gatunków inwazyjnych a strukturą i składem gatunkowym roślinności łągów oraz charakterystyka preferencji siedliskowych tych gatunków. Obecność obcych gatunków inwazyjnych stwierdzono na blisko 70% badanych powierzchni. Wśród odnotowanych 15 gatunków najbardziej rozpowszechniony był niecierpek drobnokwiatowy. W zbiorowiskach z obecnością gatunków inwazyjnych obserwowano mniejsze ogólne bogactwo gatunków rodzimych, co wynika przede wszystkim ze spadku udziału gatunków higrofilnych i cienioznośnych gatunków leśnych, a także mniejszej liczby krzewów i mchów. Może to być związane ze zmianami warunków siedliskowych, które osłabiły konkurencję ze strony dotychczasowej kompozycji fitocenozy. W zbiorowiskach z gatunkami inwazyjnymi runo tworzą gatunki preferujące siedliska bardziej nasłonecznione, bardziej zasadowe i o wyższej trofii, natomiast mniej jest gatunków o większych wymaganiach co do wilgotności gleby. Szeroki zakres tolerancji ekologicznej niecierpka drobnokwiatowego względem światła i odczynu gleby, preferencja siedlisk świeżych oraz łatwość rozsiewania, sprzyjają jego ekspansji i dominacji w przekształconych zbiorowiskach. Przeprowadzona analiza pokazała, że degradacja łągów może być ograniczana przez zapewnienie warunków siedliskowych, w których te ekosystemy naturalnie funkcjonują.

Słowa kluczowe: bogactwo i różnorodność gatunkowa, ekologiczne liczby wskaźnikowe, grupy socjologiczno-ekologiczne, inwazje obcych gatunków roślin, zdjęcia fitytosocjologiczne, zmiany siedliskowe.

Keywords: *species richness and diversity, ecological indicators, socio-ecological groups, invasive alien plant species, phytosociological relevés, habitat changes.*

Wstęp

Łągi jesionowo-wiązowe (*Ficario-Ulmetum minoris* Knapp 1942 em. J. Mat. 1976) to wielogatunkowe lasy o urozmaiconej strukturze, z bujnym podszytem i runem. Związane są z siedliskami okazjonalnie zalewanymi wodami rzecznyymi lub pozostającymi pod wpływem okresowych spływów powierzchniowych albo ruchomych wód gruntowych. Mają szeroki zasięg geograficzny w zachodniej i środkowej oraz częściowo w południowej Europie. W Polsce występują na całym niżu i wyżynach, ale ze względu na szczególne wymagania

topograficzno-hydrologiczne warunkujące ich występowanie, lokalnie mogą być bardzo rzadkie lub w ogóle nieobecne (Pawlaczyk, 2012). Większość siedlisk łągowo-wiązowych jest aktualnie zajęta przez wysoko produktywne użytki zielone lub uprawy rolno-ogrodnicze. W zachowanych, zwykle niewielkich płatach leśnych obserwuje się daleko idące zmiany pokrywy glebowej oraz struktury i składu florystycznego wynikające z przekształceń warunków siedliskowych wskutek melioracji i regulacji koryt rzecznych, a także budowy wałów przeciwpowodziowych czy prowadzonej gospodarki leśnej (Klimo i Hager, 2001; Matuszkiewicz, 2001; Matuszkiewicz i inni, 2012). Niemniej nawet przekształcone zbiorowiska należą do cennych ekosystemów leśnych, z którymi związana jest najwyższa różnorodność żyjących w nich gatunków (Tockner i Stanford, 2002). Z tego względu łągi jesionowo-wiązowe zostały objęte ochroną (siedlisko priorytetowe 91F0 – Dyrektywa Siedliskowa 92/43/EEC, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody) oraz poddane monitoringowi przyrodniczemu (Program..., 2015).

Ostatnie badania prowadzone w krajach członkowskich UE wskazują, że stan większości monitorowanych stanowisk siedliska 91F0 jest niezadawalający lub zły, z tendencją do pogarszania¹. W Polsce dotychczasowe badania monitoringowe wskazują na pogarszający się stan blisko 50% obserwowanych zbiorowisk, a tylko 46% stanowisk posiada kategorię określoną jako stan właściwy. Dominujące oddziaływania negatywne obejmują zmianę stosunków wodnych (ograniczenie zalewów i modyfikacje poziomu wód gruntowych), a także niewłaściwą gospodarkę leśną (np. usuwanie martwych i zamierających drzew) oraz inwazję gatunków obcych (Sprawozdanie..., 2018). Podobne procesy odnotowano w całej Europie (Janssen i inni, 2016).

Postępujące rozprzestrzenianie się gatunków obcego pochodzenia (neofityzacja) jest jednym z najbardziej widocznych przejawów degradacji lasów łągowych. Współcześnie inwazje obcych gatunków² uważane są obok fragmentacji siedlisk za jedno z podstawowych zagrożeń dla różnorodności biologicznej (Mack i inni, 2000; Davis, 2003; Essl i inni, 2017). Masowe rozprzestrzenianie się gatunków obcych jest też przyczyną poważnych strat gospodarczych (np. wskutek zachwaszczenia upraw czy obniżenia wartości rynkowej gruntów – Tokarska-Guzik i inni, 2012). Obce gatunki roślin wkraczają zwykle w pierwszej kolejności do układów niestabilnych (np. na ugory, nasypy kolejowe czy pobocza dróg), gdzie opór środowiska jest najmniejszy. Stamtąd trafiają do trudniejszych do opanowania zbiorowisk półnaturalnych i naturalnych, do których należą m.in. lasy łąkowe (Drake i inni, 1989; Jackowiak, 1999).

Siedliska łąkowe są szczególnie wrażliwe na inwazję gatunków obcych, ze względu na te same czynniki, które wspierają ich dużą różnorodność (Pyšek i Prach, 1993). Duża podatność łągowo-wiązowych na inwazję związana jest m.in.: z lokalizacją w dolinach rzek, które są kanałami migracyjnymi dla roślin, występowaniem licznych fluktuacji (np. zmienna wilgotność gleby, powstawanie luk w drzewostanie zwiększających lokalnie nasłonecznienie) i zwykle wysoką żyznością siedliska (Hood i Naiman, 2000; Planty-Tabacchi i inni, 2001; Kucharczyk, 2003). Stwarzaniu dogodnych warunków dla osiedlania się gatunków obcych sprzyja też działalność człowieka, powodująca m.in. zaburzenia (np. zmiany w strukturze

¹ <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summaries>

² Inwazją obcych gatunków roślin nazywamy rodzaj ekspansji terytorialnej gatunków (tzn. poza obszar ich naturalnego zasięgu geograficznego), przebiegającej gwałtownie i masowo, będącej wynikiem pośredniego lub bezpośredniego udziału człowieka (Faliński, 2004).

zbiorowiska) i dostawę propagul, czyli nasion i innych części roślin, z których mogą wyrosnąć nowe osobniki (Vicente i inni, 2010; Kueffer, 2017).

Celem prezentowanej pracy jest wskazanie zależności między udziałem obcych gatunków inwazyjnych a strukturą i składem gatunkowym roślinności łęgów jesionowo-wiązowych w dolinach polskich rzek oraz charakterystyka preferencji siedliskowych tych gatunków.

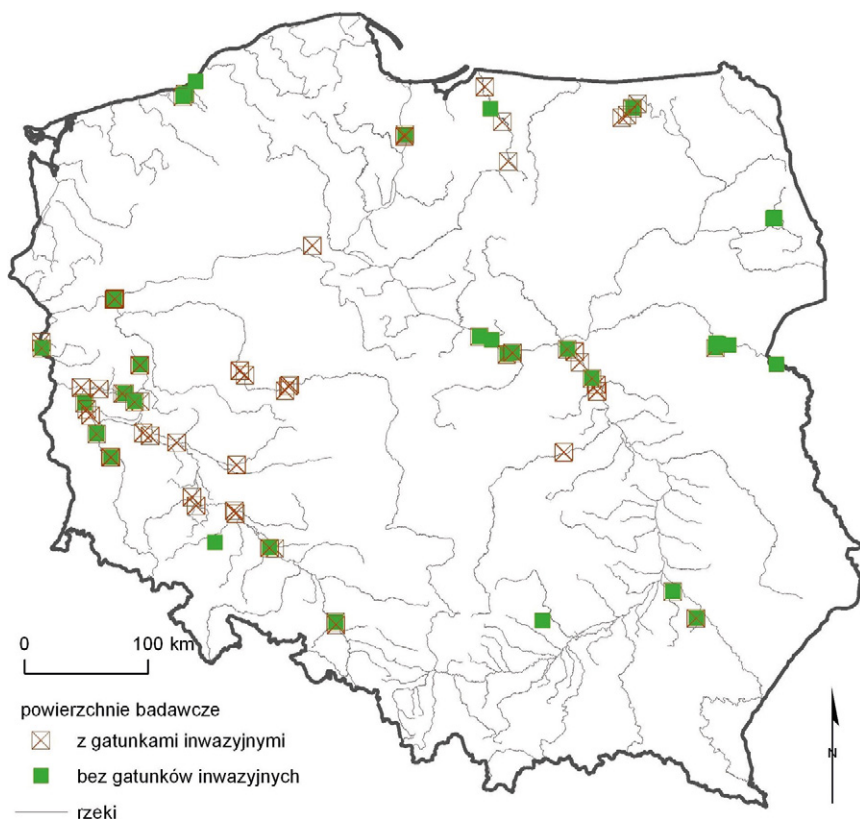
Metody i materiały

Badaniami objęto 83 stanowiska łęgów jesionowo-wiązowych zlokalizowane w 13 województwach na terenie Polski (ryc. 1). Badane zbiorowiska położone są zarówno w dolinach dużych (np. Odra, Wisła) jak i mniejszych rzek (np. Bóbr, Noteć, Pasłęka, Pilica).

Analizę roślinności przeprowadzono na podstawie 249 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w 2017 r.³. Na każdym stanowisku wykonano trzy zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 100 m², zgodnie z wytycznymi monitoringu siedlisk przyrodniczych (Pawlaczyk, 2012). Na każdej powierzchni oszacowano pokrycie warstw drzew (*A*), krzewów (*B*) oraz warstwy runa z podziałem na rośliny zielne (*C*) i mszaki (*D*). Dla każdej warstwy zanotowano wszystkie gatunki określając ich pokrycie według zmodyfikowanej skali Braun-Blanqueta (Wysocki i Sikorski, 2009).

Badane zbiorowiska podzielono na dwie grupy: *ZI* – z obecnością obcych gatunków inwazyjnych (wg listy Tokarskiej-Guzik i inni, 2012) i *ZN* – zbiorowiska naturalne (bez obcych gatunków inwazyjnych). Zależności między udziałem gatunków inwazyjnych a strukturą i składem gatunkowym roślinności rodzimej badano porównując bogactwo gatunkowe (liczba taksonów *S* – ogólna, *S_A* – drzew, *S_B* – krzewów, *S_C* – roślin zielnych, *S_D* – mszaków), różnorodność gatunkową (*H* – wskaźnik różnorodności Shannona (Shannon i Weaver, 1949), *J* – wskaźnik równomierności Pielou – 1975) oraz preferencje siedliskowe gatunków wyrażone liczbami wskaźnikowymi Ellenberga (Ellenberg i inni, 1992) i ich przynależność socjologiczno-ekologiczną (Schmidt i inni, 2011). Obliczono dla każdej powierzchni badawczej średnie ważone (z uwzględnieniem ilościowego udziału gatunków) wartości wskaźników Ellenberga dla światła (*EIV-L*), wilgotności podłoża (*EIV-F*), odczynu podłoża (*EIV-R*) oraz trofizmu podłoża (*EIV-N*). Następnie dla każdego wskaźnika ekologicznego wydzielono podgrupę gatunków z wysoką wartością wskaźnika ($IV \geq 7$, L_w, F_w, R_w, N_w) i niską wartością wskaźnika ($IV \leq 3$, L_n, F_n, R_n, N_n), co umożliwiło bardziej szczegółową diagnozę warunków ekologicznych występowania gatunków inwazyjnych. Za Schmidt i inni (2011) wyróżniono cztery grupy socjologiczno-ekologiczne: *1_1* – typowe gatunki leśne (*geschlossener Wald*), *1_2* – gatunki obrzeży zadrzewień i polan śródleśnych (*Waldränder und – verlichtungen*), *2_1* – gatunki lasów „otwartych” (*Wald wie im Offenland*), *2_2* – gatunki nieleśne – terenów otwartych (*auch Wald, aber Schwerpunkt Offenland*). Porównywano zmiany liczebności oraz pokrycia wyróżnionych grup gatunków. Z analizy wyłączono taksony niewystępujące w randze gatunku.

³ Większość zdjęć (z 77 stanowisk) pochodzi z obserwacji monitoringowych prowadzonych w ramach monitoringu przyrodniczego siedliska 91F0 łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Dane Państwowego Monitoringu Środowiska udostępnione przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska). Pozostałe (na 6 stanowiskach) wykonano w ramach projektu badawczego *Świadczenia łęgów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły* (Projekt nr 99/2017/Wn-07/MN-PO/D finansowany przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej).



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych na terenie Polski
Locations of the study sites across Poland

Zbadano czy występują korelacje pomiędzy liczbą i udziałem powierzchniowym gatunków inwazyjnych a wartościami wymienionych wyżej parametrów. Obliczono współczynniki rang Spearmana oraz zweryfikowano ich istotność przy $p \leq 0,05$. Różnice między średnimi wartościami dla dwóch grup zbiorowisk (ZI i ZN) zbadano przy pomocy testu *U* Manna-Whitneya. Wszystkie analizy statystyczne wykonano w programie PAST 2.17 (Hammer i inni, 2001).

Wyniki

Obecność obcych gatunków inwazyjnych stwierdzono na blisko 70% badanych powierzchni (173 zdjęcia), ze średnim pokryciem ok. 8% (maksymalnym ok. 33%). Ogółem odnotowano 15 gatunków inwazyjnych. Było wśród nich sześć gatunków drzew i krzewów oraz dziewięć gatunków roślin zielnych (tab. 1). Na pojedynczej powierzchni obserwowano maksymalnie 4 gatunki inwazyjne (1 zdjęcie), natomiast średnia liczba gatunków inwazyjnych dla zdjęcia wyniosła 0,9. Najbardziej rozpowszechnionym gatunkiem był niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* (ryc. 2).

Tabela 1. Wykaz inwazyjnych gatunków roślin naczyniowych występujących na badanych stanowiskach wraz z liczbą wystąpień i średnim pokryciem*List of invasive vascular plant species noted at the sites studied, with numbers of occurrences and mean cover*

Lp.	Gatunek	Nazwa łacińska	Liczba wystąpień w zdjęciach	Średnie pokrycie (%)
1	Czeremcha amerykańska	<i>Padus serotina</i>	2	0,6
2	Dąb czerwony	<i>Quercus rubra</i>	2	3,0
3	Klon jesionolistny	<i>Acer negundo</i>	10	2,8
4	Konyza kanadyjska	<i>Conyza canadensis</i>	2	0,1
5	Nawłóć kanadyjska	<i>Solidago canadensis</i>	1	1,0
6	Nawłóć późna	<i>Solidago gigantea</i>	11	6,9
7	Niecierpek drobnokwiatowy	<i>Impatiens parviflora</i>	157	19,9
8	Niecierpek gruczołowaty	<i>Impatiens glandulifera</i>	7	14,3
9	Orzech włoski	<i>Juglans regia</i>	1	0,1
10	Przetacznik perski	<i>Veronica persica</i>	1	17,5
11	Rdestowiec ostrokończysty	<i>Reynoutria japonica</i>	2	2,6
12	Robinia akacjowa	<i>Robinia pseudoacacia</i>	7	11,2
13	Róża pomarszczona	<i>Rosa rugosa</i>	1	0,1
14	Szczawik żółty	<i>Oxalis fontana</i>	9	1,0
15	Uczep amerykański	<i>Bidens frondosa</i>	6	1,5

**Ryc. 2.** Niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* w runie łągu jesionowo-wiązowego w Jabłonce (fot. A. Kowalska, 2017)*Small balsam (Impatiens parviflora) in the herb layer of riparian hardwood forest at Jabłonna*

Grupa zbiorowisk ze stwierdzoną obecnością gatunków inwazyjnych (ZI) charakteryzowała się istotnie mniejszym ogólnym bogactwem gatunkowym S (tab. 2). W tej grupie obserwowano także mniejsze bogactwo gatunków krzewów S_b i mchów S_d oraz niższe wartości wskaźników różnorodności H i równomierności J . Obecność gatunków inwazyjnych wiązała się również ze znacząco mniejszym zwarcim warstwy krzewów (B) i mszaków (D). Nie odnotowano natomiast istotnych różnic między grupami ZI i ZN pod względem zwarcia warstwy drzew (A) i warstwy zielnej (C). Większość wymienionych parametrów opisujących strukturę i różnorodność gatunkową badanych zbiorowisk była istotnie negatywnie skorelowana z liczbą i pokryciem gatunków inwazyjnych, choć korelacje opisane współczynnikiem rang Spearmana były raczej przeciętne lub słabe (tab. 2).

Na podstawie otrzymanych średnich wartości wskaźników $EIV-L$, $EIV-F$, $EIV-R$ i $EIV-N$ można wnioskować, że flora badanych zbiorowisk łągowych jest umiarkowanie cienioznośna oraz preferuje gleby umiarkowanie wilgotne, słabo zasadowe i zasobne w składniki odżywcze. Przy czym w grupie zbiorowisk z gatunkami inwazyjnymi runo tworzą gatunki preferujące siedliska bardziej nasłonecznione ($EIV-L$), bardziej zasadowe ($EIV-R$) i o wyższej trofii ($EIV-N$) (tab. 2).

W grupie zbiorowisk z obecnością gatunków inwazyjnych (ZI) stwierdzono istotnie mniejszy udział gatunków cienioznośnych L_n , natomiast znacząco większy gatunków stanowisk naświetlonych L_w . Występuje w nich również mniej gatunków o większych wymaganiach co do wilgotności gleby F_w , a także gatunków preferujących zarówno stanowiska z glebami o niskim jak i wysokim odczynie pH (odpowiednio R_n i R_w). Nie stwierdzono

Tabela 2. Zmienność parametrów struktury, bogactwa i różnorodności gatunkowej oraz ekologicznych grup gatunków w zbiorowiskach ZI – z obecnością gatunków inwazyjnych i ZN – zbiorowiskach naturalnych (bez gatunków inwazyjnych) (test U Manna-Whitneya); korelacja rangowa Spearmana między wartościami poszczególnych parametrów a udziałem powierzchniowym oraz liczbą gatunków inwazyjnych (współczynniki z $p \leq 0,05$ pogrubiono); n – liczba zdjęć fytosocjologicznych

Differences in parameters of forest structure, species richness and diversity as well as ecological groups of species in the forest communities ZI – with alien invasive species and ZN – natural communities (without alien invasive species) (Mann-Whitney U-test); Spearman rank correlation between values for selected parameter and invasive species cover and number (values for coefficients with $p \leq 0.05$ are bolded); n – number of phytosociological relevés

Parametr*	Zbiorowiska						p (test U Mann- -Whitney)	rs Spear- man (l. gat. inwaz.)	rs Spear- man (% gat. inwaz.)
	z obecnością gatunków inwazyjnych ZI (n=173)			bez gatunków inwazyjnych ZN (n=76)					
	Średnia	Mediana	bł. stand.	Średnia	Mediana	bł. stand.			
	(n= 249)								
zwarcie A (%)	65,9	70	1,42	62,4	70,0	2,63	0,44	0,07	0,09
zwarcie B (%)	36,9	35	1,90	54,5	60,0	3,11	0,0001	-0,23	-0,29
zwarcie C (%)	79,2	80	1,26	75,6	80,0	2,41	0,39	0,06	0,01
zwarcie D (%)	2,9	1	0,46	12,5	5,0	2,00	0,0002	-0,29	-0,30
S _A	3,0	3	0,10	3,2	3,0	0,18	0,28	-0,09	-0,03
S _B	3,7	4	0,15	4,3	4,0	0,21	0,02	-0,12	-0,15
S _C	17,1	17	0,42	19,5	17,0	0,95	0,11	0,02	-0,06
S _D	0,7	1	0,07	1,4	1,0	0,16	0,0002	-0,24	-0,22
S	21,4	21	0,46	24,9	21,5	1,10	0,04	-0,02	-0,09

H		2,47	2,44	0,03	2,66	2,67	0,05	0,0004	-0,16	-0,21
J		0,49	0,49	0,01	0,54	0,53	0,01	0,0002	-0,27	-0,26
EIV-L		5,3	5,3	0,04	5,0	4,9	0,07	0,0003	0,27	0,29
EIV-F		6,2	6,1	0,04	6,1	6,1	0,05	0,46	0,08	0,02
EIV-R		6,9	7,0	0,03	6,7	6,8	0,06	0,005	0,17	0,22
EIV-N		6,9	6,8	0,04	6,6	6,7	0,07	0,009	0,13	0,13
L_n	l. gat.	1,7	1,0	0,15	3,7	3,0	0,42	0,0001	-0,28	-0,31
	%	5,3	0,5	0,66	9,7	3,2	1,39	0,0001	-0,26	-0,28
L_w	l. gat.	4,2	4,0	0,19	3,2	3,0	0,25	0,002	0,27	0,20
	%	21,1	20,7	1,08	15,1	10,7	1,62	0,0005	0,21	0,23
F_n	l. gat.	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,00	0,14	0,05	0,17
	%	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,00	0,35	0,03	0,09
F_w	l. gat.	4,5	4,0	0,19	5,8	5,0	0,39	0,006	-0,09	-0,23
	%	17,9	15,8	1,06	20,9	19,6	1,56	0,06	-0,08	-0,17
R_n	l. gat.	0,1	0,0	0,02	0,4	0,0	0,08	0,0001	-0,23	-0,23
	%	0,1	0,0	0,05	1,2	0,0	0,31	0,0001	-0,23	-0,23
R_w	l. gat.	9,0	9,0	0,20	10,2	10,0	0,46	0,02	-0,07	-0,09
	%	43,9	42,2	1,17	45,3	44,5	1,95	0,46	-0,02	-0,15
N_n	l. gat.	0,6	0,0	0,05	0,7	0,0	0,11	0,52	-0,01	-0,05
	%	1,2	0,0	0,29	1,6	0,0	0,34	0,28	-0,01	-0,05
N_w	l. gat.	10,3	10,0	0,23	9,7	10,0	0,41	0,22	0,19	0,13
	%	43,0	41,6	1,26	39,6	39,0	2,03	0,18	0,07	-0,07
1_1	l. gat.	5,2	5,0	0,25	8,0	6,0	0,76	0,006	-0,14	-0,16
	%	29,9	24,6	1,87	37,1	30,4	2,90	0,03	-0,18	-0,11
1_2	l. gat.	0,7	1,0	0,06	0,4	0,0	0,07	0,007	0,21	0,28
	%	3,7	1,0	0,70	1,0	0,0	0,27	0,003	0,23	0,30
2_1	l. gat.	6,8	6,5	0,20	7,1	7,0	0,31	0,63	0,08	-0,01
	%	63,6	67,4	1,84	60,6	67,8	2,89	0,45	0,09	0,02
2_2	l. gat.	0,9	1,0	0,09	0,5	0,0	0,10	0,001	0,30	0,23
	%	2,7	0,7	0,44	1,3	0,0	0,35	0,002	0,27	0,21

*A – warstwa drzew, B – warstwa krzewów, C – warstwa roślin zielnych, D – warstwa mszaków; bogactwo gatunkowe: S – ogólne, S_A – drzew, S_B – krzewów, S_C – roślin zielnych, S_D – mszaków; H – wskaźnik różnorodności Shannona, J – wskaźnik równomierności Pielou; wartości wskaźników Ellenberga: $EIV-L$ – dla światła, $EIV-F$ – wilgotności podłoża, $EIV-R$ – odczynu podłoża, $EIV-N$ – trofizmu podłoża; L_w , F_w , R_w , N_w – gatunki z wysoką wartością wskaźnika ($IV \geq 7$) i L_n , F_n , R_n , N_n – niską wartością wskaźnika ($IV \leq 3$); 1_1 – typowe gatunki leśne, 1_2 – gatunki obrzeży zadrzewień i polan śródleśnych, 2_1 – gatunki lasów „otwartych”, 2_2 – gatunki nieleśne – terenów otwartych

*A – tree layer, B – shrub layer, C – herb layer, D – bryophyte layer; species richness: S – in total, S_A – trees, S_B – shrubs, S_C – herbs, S_D – bryophytes; H – Shannon diversity index, J – Pielou evenness index; Ellenberg indicator values: $EIV-L$ – light intensity, $EIV-F$ – soil moisture, $EIV-R$ – soil reaction, $EIV-N$ – nutrient content; L_w , F_w , R_w , N_w – species with high indicative value ($IV \geq 7$) and L_n , F_n , R_n , N_n – low indicative value ($IV \leq 3$); 1_1 – species typical for closed forest, 1_2 – species of forest edge and clearings, 2_1 – species of open forest, 2_2 – non-forest species of open habitats

natomiast istotnych różnic pod względem udziału gatunków związanych z glebami ubogimi N_n (które występowały bardzo rzadko) i zasobnymi N_w w składniki odżywcze, choć obserwowano dodatnie korelacje między liczebnością gatunków będących wskaźnikami gleb żyznych N_w oraz liczbą i pokryciem gatunków inwazyjnych (tab. 2).

Grupa zbiorowisk z gatunkami inwazyjnymi (ZI) cechowała się mniejszą liczbą i pokryciem gatunków typowo leśnych (1_1). Większy udział na tych powierzchniach wykazały natomiast gatunki nieleśne (2_2) oraz gatunki obrzeży zadrzewień (1_2), mające większe wymagania świetlne. Obserwowano również istotne zależności (odpowiednio ujemne lub dodatnie) między liczebnością i udziałem ilościowym gatunków z wyróżnionych grup socjologiczno-ekologicznych oraz pokryciem i liczbą gatunków inwazyjnych (tab. 2).

Dyskusja

Przeprowadzona analiza zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w łęgach jesionowo-wiązowych potwierdziła, opisywaną w dotychczasowych badaniach (Chytrý i inni, 2005; Walter i inni, 2005; Medvecká i inni, 2018), szczególną podatność tych lasów na inwazję gatunków obcych. Odnotowana ogólna liczba gatunków inwazyjnych (15) jest nieznacznie niższa niż stwierdzona podczas obserwacji prowadzonych na terenie Słowacji i Węgier (17 – Petrášová i inni, 2013). Większą różnicę, na korzyść polskich zbiorowisk, obserwowano porównując wartości średnie dla zdjęcia – we wspomnianych badaniach słowacko-węgierskich średnia liczba gatunków wyniosła aż 2,3 (w Polsce 0,9).

Podobnie jak w innych badaniach realizowanych w łęgach jesionowo-wiązowych (Cieśła, 2009; Stefańska-Krzaczek, 2013; Stefańska-Krzaczek i Podgrudna, 2015; Medvecká i inni, 2018) najczęściej spotkanym gatunkiem inwazyjnym był niecierpek drobnokwiatowy, który należy do neofitów o szerokiej amplitudzie ekologicznej (Chytrý i inni, 2005). Rozprzestrzenianiu niecierpka sprzyjają zaburzenia wierzchniej warstwy gleby, takie jak wykroty i buchtowiska dzików, które tworzą mikrosiedliska dogodne do kiełkowania nasion i dalszego rozwoju siewek; może on również kolonizować powalone pnie drzew (Piskorz i Klimko, 2001). Pomimo stwierdzonych oddziaływań alleopatycznych (Vrchotová i inni, 2011) niecierpek jest raczej wskaźnikiem degradacji siedliska niż jej przyczyną. Gatunek ten szybko wnika do odkształconych i zubożonych florystycznie zbiorowisk, natomiast dotychczasowe badania (np. Godefroid i Koedam, 2010) nie potwierdziły wypierania przez niego innych gatunków; stwierdzono jednak istotną negatywną korelację pomiędzy bogactwem gatunkowym i pokryciem runa a frekwencją i ilościowością niecierpka (Obidziński i Symonides, 2000; Chmura i Sierka, 2006). Tendencję do wypierania innych gatunków i tworzenia jednogatunkowych, zwartych płatów wykazują natomiast nawłocie (Nowak i Kącki, 2009; Szymura i Szymura, 2011).

W niniejszych badaniach, zbiorowiska z obecnością gatunków obcych charakteryzowały się znacząco niższym ogólnym bogactwem gatunkowym, które jednak nie było istotnie skorelowane z udziałem powierzchniowym gatunków inwazyjnych (tab. 2). Taką zależność obserwowano tylko w przypadku bogactwa mchów i krzewów, a także ich pokrywania. Obie warstwy pełnią rolę pielęgnacyjną w odniesieniu do gleby i wpływają na kształtowanie korzystnego mikroklimatu wnętrza lasu (zapobiegają erozji, zmniejszają parowanie wody z powierzchni gleby i in. – Szymański, 2000). Ich większe bogactwo i zwarcie wydaje się być skuteczną barierą przed ekspansją gatunków inwazyjnych (Hood i Naiman, 2000).

Wynika to z preferencji siedliskowych zarówno niecierpka, który najczęściej kolonizuje powierzchnie puste, z zaburzoną pokrywą glebową (Csontos, 1986; Hejda, 2012), jak i innych, mających dodatkowo większe wymagania świetlne gatunków (np. nawłoci późnej i klonu jesionolistnego – Nowak i Kącki, 2009; Mędrzycki, 2011).

Istotnie wyższe wskaźniki różnorodności H i równomierności J w zbiorowiskach bez gatunków inwazyjnych świadczą o dużym wpływie udziału ilościowego i równomierności rozmieszczenia gatunków rodzimych. Zbiorowiska o większej liczbie gatunków i równomierności rozmieszczenia (tj. bez dominacji pojedynczych gatunków) zdają się być słabiej zasiedlone przez gatunki obce. Podobne prawidłowości obserwowali na Śląsku, w lasach łągowych z dominacją niecierpka drobnokwiatowego Chmura i Sierka (2006), wiążąc je z różnorodnością funkcjonalną oraz znaczącym udziałem powierzchniowym gatunków rodzimych.

Na podstawie otrzymanych wyników i w zgodzie z wcześniejszymi badaniami (Chytrý i inni, 2005; Walter i inni, 2005; Petrášová i inni, 2013) można stwierdzić, że powierzchnie zasobniejsze w składniki odżywcze, z wyższym odczynem i mocniej naświetlone są bardziej podatne na inwazje gatunków obcych. Jest to potwierdzenie teorii „oscylujących zasobów” (*fluctuating resources* – Davis i inni, 2000), według której zbiorowiska roślinne stają się bardziej wrażliwe na inwazje przy wzroście udziału niewykorzystanych zasobów. W przypadku badanych łągów, wyższy trofizm i odczyn na powierzchniach z gatunkami inwazyjnymi może być rezultatem przenawożenia sąsiadujących z nimi upraw rolnych i składowania odpadów z gospodarstw domowych; natomiast większa dostępność światła może wynikać z wprowadzonych przez człowieka zaburzeń w strukturze zbiorowisk (np. ścieżki, wycinka drzew) – Sprawozdanie..., 2018; Kowalska i inni, 2019. Zmienione warunki świetlne sprzyjają gatunkom światłolubnym, charakterystycznym dla terenów otwartych i obrzeży zadrzewień, dlatego na powierzchniach z większą liczbą gatunków inwazyjnych jest ich znacząco więcej. Podobne zależności między udziałem gatunków inwazyjnych a udziałem gatunków ruderalnych z siedlisk otwartych oraz tolerujących brak dostępu światła gatunków leśnych odnotowały w Czechach Simonová i Lasosová (2008).

Wbrew spostrzeżeniom Kurowskiego (2007) i Stefańskiej-Krzaczek (2013), że osuszenie siedlisk nie jest bezpośrednią przyczyną neofityzacji, zdecydowana dominacja niecierpka drobnokwiatowego preferującego siedliska świeże oraz negatywne zależności między liczbą (i w mniejszym stopniu udziałem powierzchniowym) gatunków higrofilnych oraz udziałem powierzchniowym gatunków inwazyjnych pozwala przypuszczać, że raportowane zmiany stosunków wodnych (brak zalewów, obniżenie poziomu wód gruntowych i przesuszenie gleby – Sprawozdanie..., 2018; Kowalska i inni, 2019) mogą pogłębiać degradację łągów. Zmiany reżimu wodnego przyczyniły się m.in. do nasilenia neofityzacji w łągach na Słowacji i na Węgrzech (Petrášová i inni, 2013).

Podsumowanie

Mniejsze bogactwo gatunkowe w badanych zbiorowiskach z obecnością gatunków inwazyjnych jest związane ze spadkiem udziału gatunków higrofilnych i cienioznośnych gatunków leśnych, a także mniejszą liczbą pełniących rolę fitomelioracyjną krzewów i mchów. Może to być związane ze zmianami warunków siedliskowych, które osłabiły konkurencję ze strony dotychczasowej kompozycji fitocenozy. Wydaje się, że zarówno obserwowane

stabilniejsze warunki wilgotnościowe, wynikające przede wszystkim z braku zalewów i niskiego poziomu wód gruntowych, jak i zaburzenia w strukturze zbiorowisk, ograniczyły różnorodność gatunków rodzimych ułatwiając inwazję gatunków obcych.

Szeroki zakres tolerancji ekologicznej niecierpka drobnokwiatowego względem światła i odczynu gleby, preferencja siedlisk świeżych oraz łatwość rozsiewania, sprzyjają jego ekspansji i dominacji w przekształconych zbiorowiskach.

Przeprowadzona analiza pokazała, że neofityzacja łągów może być ograniczana przez zapewnienie warunków siedliskowych, w których te ekosystemy naturalnie funkcjonują. W niezakłóconych warunkach środowiska łągi jesionowo-wiązowe odnawiają się spontanicznie i mogą funkcjonować bez ingerencji człowieka (Danielewicz i Pawlaczyk, 2004). Oprócz zapewnienia odpowiednich warunków wilgotnościowych, należy przywrócić naturalną strukturę roślinności ograniczając bezpośrednią presję antropogeniczną.

Dalsze badania powinny koncentrować się na analizach natężenia dostawy propagul i rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych, na które ma wpływ m.in. użytkowanie terenów rolniczych, najczęściej sąsiadujących z łągami.

Ryciny i tabele, pod którymi nie zamieszczono źródeł, są opracowaniami własnymi autora artykułu.

Piśmiennictwo

- Chmura D., Sierka E., 2006, *Relation between invasive plant *Impatiens parviflora* and species richness in forest floor vegetation*, Polish Journal of Ecology, 54, 3, s. 417–428.
- Chytrý M., Pyšek P., Tichý L., Knollová I., Danihelka J., 2005, *Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats*, Preslia, 77, s. 339–354.
- Cieśla A., 2009, *Wpływ zabudowy hydrotechnicznej Odry na zróżnicowanie fitosocjologiczne siedlisk łągowych kompleksu leśnego Prawików*, Leśne Prace Badawcze, 70, 2, s. 161–174.
- Csontos P., 1986, *Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest*, Abstracta Botanica, 10, s. 341–348.
- Danielewicz W., Pawlaczyk P., 2004, *Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario-Ulmetum)*, [w:] J. Herbach (red.), *Lasy i Bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, 5, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 242–258.
- Davis M.A., 2003, *Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?*, Bioscience, 53, s. 481–489. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0481:BGDC-FI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0481:BGDC-FI]2.0.CO;2).
- Davis M.A., Grime J.P., Thompson K., 2000, *Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility*, Journal of Ecology, 88, s. 528–534. <https://doi.org/10.3410/f.1027034.326553>.
- Drake J., di Castri F., Groves R., Kruger F., Mooney H., Rejmánek M., Williamson M. (red.), 1989, *Biological Invasions: a Global Perspective*, Wiley, Chichester.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D., 1992, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, Scripta Geobotanica, 18, Göttingen.
- Essl F., Hulme P.E., Jeschke J.M., Keller R., Pyšek P., Richardson D.M., Saul W.-Ch., Bacher S., Dullinger S., Estévez R.A., Kueffer C., Roy H.E., Seebens H., Rabitsch W., 2017, *Scientific and normative foundations for the valuation of alien-species impacts: thirteen core principles*, Bioscience, 67, s. 166–178. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw160>.

- Faliński J.B., 2004, *Inwazje w świecie roślin: mechanizmy, zagrożenia, projekt badań*, Phytocoenosis 10 (N.S.), Seminarium Geobotanicum, 16, s. 3–31.
- Godefroid S., Koedam N., 2010, *Comparative ecology and coexistence of introduced and native congeneric forest herbs: *Impatiens parviflora* and *I. noli-tangere**, Plant Ecology and Evolution, 143, 2, s. 119–127. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2010.397>.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001, *PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis*, Palaeontologia Electronica, 4, 1, art. 4.
- Hejda M., 2012, *What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests?*, PLoS One, 7, 6, e39571. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039571>.
- Hood W.G., Naiman R.J., 2000, *Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants*, Plant Ecology, 148, s. 105–114. <https://doi.org/10.1023/A:1009800327334>.
- Jackowiak B., 1999, *Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych*, Phytocoenosis, 11, (N.S.) Seminarium Geobotanicum, 6, s. 4–16.
- Janssen J.A.M. et al., 2016, *European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and Freshwater habitats*, Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/091372>.
- Klimo E., Hager H. (red.), 2001, *The floodplain forests in Europe: current situation and perspectives*, European Forest Institute Research Report 10 (Netherlands), Brill.
- Kowska A., Affek A., Baranowski J., Gierszewski P., Kaszubski M., Kołaczowska E., Kruczkowska B., Regulka E., Wolski J., Zawiska I., 2019, *Raport z realizacji projektu badawczego Świadczenia łągów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa. <https://doi.org/10.7163/rap.0001>.
- Kucharczyk M., 2003, *Analysis of distribution of anthropophytes in the Vistula River valley*, [w:] A. Zająć, M. Zająć, B. Zemanek (red.), *Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants*, Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow, s. 295–300.
- Kueffer C., 2017, *Plant invasions in the Anthropocene*, Science, 358, 6364, s. 724–725. <https://doi.org/10.1126/science.aao6371>.
- Kurowski J.K., 2007, *Procesy syndynamiczne w zbiorowiskach leśnych wywołane odwodnieniem siedlisk*, Leśne Prace Badawcze, 68, 2, s. 27–44.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.N., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A., 2000, *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*, Ecological Applications, 10, s. 689–710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2).
- Matuszkiewicz W., 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzbica M. (red.), 2012, *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Medvecká J., Jarolímecká I., Hegedúšová K., Škodová I., Bazalová D., Botková K., Šibíková M., 2018, *Forest habitat invasions – Who with whom, where and why*, Forest Ecology and Management, 409, s. 468–478. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.038>.
- Mędrzycki P., 2011, *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo**, Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species, <http://www.nobanis.org>.
- Nowak A., Kącki Z., 2009, *Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp.*, [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczky (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*, Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 80–86.

- Obidziński T., Symonides E., 2000, *The influence of the ground layer structure on the invasion of small balsam (Impatiens parviflora DC.) to natural and degraded forests*, Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 69, s. 311–318. <https://doi.org/10.5586/asbp.2000.041>.
- Pawlaczyk P., 2012, *Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario–Ulmelum)*, [w:] W. Mróz (red.), *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny Część III*, GIOŚ, Warszawa, s. 292–315.
- Petrášová M., Jarolínek I., Medvecká J., 2013, *Neophytes in Pannonian hardwood floodplain forests – History, present situation and trends*, Forest Ecology and Management, 308, s. 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.041>.
- Pielou E.C., 1975, *Ecological diversity*, Wiley, New York.
- Piskorz R., Klimko M., 2001, *Kolonizacja powalonych drzew i buchtowisk dzików przez Impatiens parviflora DC. w zbiorowiskach Galio silvatici-Carpinetum wybranych rezerwatów Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, 334, s. 151–163.
- Planty-Tabacchi A., Tabacchi E., Bonillo M., 2001, *Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes*, [w:] G. Brundu, J. Brock, I. Camarda, L. Child, M. Wade (red.), *Plant Invasions. Species Ecology and Ecosystem Management*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 221–233.
- Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016–2020, 2015, Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Pyšek P., Prach K., 1993, *Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe*, Journal of Biogeography, 20, s. 413–420. <https://doi.org/10.2307/2845589>.
- Schmidt M., Kriebitzsch W.-U., Ewald J. (red.), 2011, *Waldartenlisten der Farn-und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands*. BfN-Skripten 299.
- Shannon C., Weaver W., 1949, *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana.
- Simonová D., Lososová Z., 2008, *Which factors determine plant invasions in man-made habitats in the Czech Republic?*, Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 10, s. 89–100. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.11.003>.
- Sprawozdanie..., 2018, *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wyniki monitoringu w latach 2016–2018. Sprawozdanie z monitoringu siedliska 91F0 łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario–Ulmelum)*, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
- Stefańska-Krzaczek E., 2013, *Bogactwo gatunkowe osuszonych lasów łęgowych w środowisku miejskim Wrocławia*, Sylwan, 157, 5, s. 366–375.
- Stefańska-Krzaczek E., Podgrudna K., 2015, *Florystyczne i fitocenotyczne wskaźniki stanu zachowania lasów zalewowych w miejskiej dolinie rzecznej*, Sylwan, 159, 1, s. 82–88.
- Szymański S., 2000, *Ekologiczne podstawy hodowli lasu*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Szymura M., Szymura T.H., 2011, *Rozmieszczenie nawłoci (Solidago spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenoz*, [w:] Z. Kącki, E. Stefańska-Krzaczek (red.), *Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej*, Acta Botanica Silesiaca, 6, s. 195–212.
- Tockner K., Stanford J.A., 2002, *Riverine floodplains: present state and future trends*, Environmental Conservation, 29, s. 308–330. <https://doi.org/10.1017/s037689290200022x>.

- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz., 2012, *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Vicente J., Alves P., Randin Ch., Guisan A., Honrado J., 2010, *What drives invasibility? A multi-model inference test and spatial modeling of alien plant species richness patterns in Northern Portugal*, *Ecography*, 33, s. 1081–1092. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.6380.x>.
- Vrchotová N., Šerá B., Krejčová J., 2011, *Allelopathic activity of extracts from Impatiens species*, *Plant, Soil, Environment*, 57, 2, s. 57–60. <https://doi.org/10.17221/156/2010-pse>.
- Walter J., Essl F., Englisch T., Kiehn M., 2005, *Neophytes in Austria: habitat preferences and ecological effects*, [w:] W. Nentwig, S. Bacher, M.J.W. Cock, H. Dietz, A. Gigon, R. Wittenberg (red.), *Biological Invasions – From Ecology to Control*, Neobiota 6, Institut für Ökologie der TU, s. 13–25.
- Wysocki Cz., Sikorski P., 2009, *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

Summary

Riparian hardwood forests have become very rare in most areas across Europe, as their fertile habitats have mostly been transformed into grasslands and arable land. Furthermore, where small patches remain, these are seen to be subject to major changes in soil cover and plant composition, thanks to habitat change induced by drainage, river engineering, the construction of river embankments and forestry. A further, highly visible symptom of the degradation of riparian hardwood forest is invasion by alien species (neophytes).

This article therefore draws on work to analyze Poland's vegetation of riparian hardwood forest, by reference to some 249 phytosociological relevés from 83 sites located along river valleys (Fig. 1). The work came within *Natura 2000* habitat monitoring, and specifically a research project entitled *Riparian hardwood forest services in the middle Vistula river valley*. The main objectives here were to point to any relationships that might pertain between the share of invasive alien species and the structure and composition of riparian hardwood forest vegetation, as well as to determine the former's habitat requirements.

The studied communities were divided into two groups: *ZI* – with the presence of invasive alien species, and *ZN* – natural communities lacking such species (as listed by Tokarska-Guzik et al., 2012). Relationships between the share of invasive species and the structure and composition of native vegetation were tested by comparing species richness (number of species: S – general, S_A – trees, S_B – shrubs, S_C – herbs, S_D – bryophytes), species diversity (H – the Shannon diversity index (Shannon and Weaver, 1949), J – the Pielou evenness index (Pielou, 1975)), habitat preferences of species by reference to Ellenberg ecological indicators (Ellenberg et al., 1992) and socio-ecological affinity (after Schmidt et al., 2011).

Spearman rank correlation coefficients were used to assess relationships between the numbers of invasive alien species and the cover-shares they accounted for on the one hand, and the values of all studied parameters on the other. Mean values were compared across the *ZI* and *ZN* groups using the Mann-Whitney *U*-test. Statistical analyses were performed using PAST 2.17 (Hammer et al., 2001).

Invasive alien species were recorded on ca. 70% of the plots studied. Small balsam was species among the 15 observed most frequently and achieving greatest abundance (Table 1, Fig. 2). Lower general richness of species in the communities where invasive alien species are present results mainly from decline in numbers of hygrophilous and shade-tolerant forest species, as well as shrubs and bryophytes (Table 2). This may be related to changes in habitat conditions that diminish competition from the existing composition of the phytocoenosis. The undergrowth of communities featuring invasive species is composed of species preferring habitats with higher light availability, with a higher soil pH and a richer trophic status, but there are few species of more moist habitats. The broad habitat range characteristic for small balsam (as regards light and soil pH) combine with its preference for drier mesophilous sites and a marked capacity to disperse providing for the expansion of the species, which in fact comes to dominate in disturbed forest communities. On a more-positive note, the analysis shows how the degradation of riparian hardwood forests could be limited, if only their natural habitat conditions can be assured.