

MATEUSZ ZAJDLER, JAROSŁAW TYBORSKI, MARCIN K. DYDERSKI, ANDRZEJ M. JAGODZIŃSKI

## Analiza dendroklimatologiczna przyrostów radialnych inwazyjnych *Acer negundo* L. oraz *Fraxinus pennsylvanica* Marshall z doliny Warty\*

Dendroclimatological analysis of radial increments of invasive *Acer negundo* L. and *Fraxinus pennsylvanica* Marshall from the Warta river valley

### ABSTRACT

Zajdler M., Tyborski J., Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2018. Analiza dendroklimatologiczna przyrostów radialnych inwazyjnych *Acer negundo* L. oraz *Fraxinus pennsylvanica* Marshall z doliny Warty. Sylwan 162 (7): 547-554.

Invasive tree species are one of the most important threats to the riparian ecosystems. We aimed to check (1) whether invasive tree species have wider annual radial increments than native species and (2) which climatic factors (describing annual variability of air temperature and precipitations) influence radial growth of the investigated species. The study was conducted in the Warta river valley in Poznań (W Poland). Detrended chronologies were built using 28 cores bored from *Acer negundo* and 20 from *Fraxinus pennsylvanica*. Mean annual radial increment of *A. negundo* was of  $3.91 \pm 0.19$  mm and of *F. pennsylvanica* –  $2.76 \pm 0.08$  mm. Radial growth of *A. negundo* was significantly correlated to precipitation in June of the increment year and temperature in November of the year before the increment. In turn, radial growth of *F. pennsylvanica* was significantly correlated to precipitation in April and temperature in May and June of the increment year. These factors explained 44 and 55% of variance in radial increments widths of *A. negundo* and *F. pennsylvanica*, respectively. Annual radial growth of the alien species studied were higher than in case of native riparian species. Thus, studied invasive species constitute a serious threat for the analysed riparian ecosystems. Obtained results may be helpful for predicting their spread under projected climate change scenarios.

### KEY WORDS

riparian habitats, dendroclimatology, alien trees, radial growth

### ADDRESSES

Mateusz Zajdler <sup>(1)</sup> – e-mail: zajdler1993@op.pl

Jarosław Tyborski <sup>(1)</sup> – e-mail: tyborski.jaroslaw@gmail.com

Marcin K. Dyderski <sup>(2,3)</sup> – e-mail: Marcin.Dyderski@gmail.com

Andrzej M. Jagodziński <sup>(2,3)</sup> – e-mail: amj@man.poznan.pl

<sup>(1)</sup> Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań

<sup>(2)</sup> Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk; ul. Parkowa 5, 62-035 Kórnik

<sup>(3)</sup> Katedra Łowiectwa i Ochrony Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu; ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań

\*Praca była częściowo finansowana przez Instytut Dendrologii Polskiej Akademii Nauk w Kórniku.

## Wstęp

Gatunki inwazyjne to gatunki obce, które osiągnęły stadium gatunku zadomowionego (są zdolne do rozmnażania się w warunkach zasięgu wtórnego) oraz rozprzestrzeniają się zarówno w zbiorowiskach roślinnych antropogenicznych, jak i naturalnych [Richardson, Pyšek 2012]. Stanowią jedno z najważniejszych zagrożeń dla różnorodności biologicznej na świecie [Vitousek i in. 1997]. Szczególnie duży wpływ na ekosystemy mają inwazyjne gatunki drzew i krzewów. Wynika to zarówno z ich długowieczności, jak i zdolności do przekształcania siedlisk. Dotychczasowe badania gatunków obcych w Polsce dotyczyły między innymi ich rozmieszczenia i powodów introdukcji [Bijak i in. 2014; Danielewicz, Wiatrowska 2014; Woziwoda i in. 2014], rozprzestrzeniania się [Tokarska-Guzik 2005; Gazda, Fijała 2010; Dyderski i in. 2015] czy wpływu na rodzimą przyrodę [Chmura 2013; Halarewicz, Żolnierz 2014; Paź i in. 2018]. Badania dendrochronologiczne obcych gatunków drzew w Polsce dotyczyły głównie *Quercus rubra* [Bijak i in. 2012; Bijak 2013; Cedro, Nowak 2015], *Tsuga heterophylla* i *Thuja plicata* [Gławenda, Koprowski 2012], *Pinus nigra* [Tomusiak i in. 2016] oraz *Robinia pseudoacacia* [Kalbarczyk, Ziemiańska 2017].

Lasy łęgowe należą do najbardziej zagrożonych zbiorowisk leśnych zarówno w skali kraju [Borysiak 1990; Tylkowski 2010], jak i świata [Tabacchi i in. 1996; Richardson i in. 2007]. Jednym z najważniejszych zagrożeń jest wnikanie do nich i rozwój gatunków roślin obcego pochodzenia, prowadzące do trwałego przekształcenia fitocenoz łęgów [Richardson i in. 2007; Danielewicz 2008; Kołaczowska 2008]. Dodatkowo częstość zaburzeń powodowanych wahaniami poziomu wód oraz obecność korytarza ekologicznego – doliny rzecznej – sprzyja rozprzestrzenianiu inwazyjnych gatunków roślin w zbiorowiskach łęgów [Tokarska-Guzik 2005; Sämuel, Kowarik 2009; Dyderski, Jagodziński 2014, 2016]. Kolejnym czynnikiem sprzyjającym wnikaniu inwazyjnych taksonów roślin do lasów łęgowych jest silna antropopresja związana z budową zbiorników wodnych, wałów przeciwpowodziowych, regulacją rzek oraz usuwaniem drzew z teras zalewowych, co skutkuje zmianami naturalnego charakteru zbiorowisk roślinnych [Macicka, Wilczyńska 1993; Dyderski, Wrońska-Pilarek 2015; Dyderski, Jagodziński 2016]. Szczególnie istotnym czynnikiem przekształcającym nadrzeczne ekosystemy jest regulacja rzek. Poprzez zahamowanie reżimu naturalnych zaburzeń – zalewów rzecznych – znosi ona czynnik ograniczający rozprzestrzenianie się obcych gatunków typowych dla późnych stadiów sukcesyjnych, nieprzystosowanych do pionierskich warunków panujących w dolinie rzecznej [Tabacchi i in. 1996; Richardson i in. 2007; Danielewicz 2008].

Jedną z miar sukcesu ekologicznego poszczególnych osobników są osiągane przez nie wymiary [Closset-Kopp i in. 2011]. W przypadku roślin drzewiastych często wykorzystywaną miarą jest przyrost drewna na grubość, będący efektem aktywności merystemów bocznych. Nierównomierność i indywidualny charakter (szerokość) każdego słoja wynika m.in. z nierównomiernej aktywności tkanek twórczych. Bezpośredni wpływ na szerokość przyrostów mają warunki klimatyczne oraz zaburzenia oddziałujące na aktywność merystemów bocznych [Kokociński 2005]. Jednym z czynników warunkujących przyrost radialny w danym roku jest zasobność gleby w wodę [Wertz 2012]. Szczególne znaczenie ma dostępność wody w okresie tworzenia drewna wczesnego, tj. na początku okresu wegetacyjnego [Wilczyński 2013]. Dodatkowo wzrost temperatury powietrza powoduje zwiększenie intensywności transpiracji i parowania [Wilczyński 2013], co w konsekwencji skutkuje również zwiększeniem szerokości przyrostu rocznego. W przypadku występowania innych czynników ograniczających wzrost drzew, np. niedoboru składników odżywczych w glebie, wpływ klimatu na przyrosty roczne może być niewielki [Dyderski i in. 2016].

Najczęściej występującymi obcymi gatunkami drzew w dolinach rzecznych Polski są *Acer negundo* L. oraz *Fraxinus pennsylvanica* Marshall [Danielewicz 2008; Chmura 2009; Dyderski i in. 2015]. Oba pochodzą ze wschodniej części Ameryki Północnej. *A. negundo* występuje głównie na siedliskach wilgotnych, np. w dolinach rzecznych oraz nad brzegami jezior. *F. pennsylvanica* najczęściej rośnie na siedliskach aluwialnych, choć występuje również na suchych i ubogich glebach lasoprerii. Oba taksony cechuje duża tolerancja na suszę oraz przymrozki, rozprzestrzenianie się na drodze anemochorii, a także szybki wzrost w młodości [Burns, Honkala 1990]. Gatunki te były wprowadzane do zieleni miejskiej oraz zadrzewień przydrożnych, skąd rozpoczęły kolonizację dolin rzecznych [Tokarska-Guzik 2005; Danielewicz 2008; Chmura 2009; Dyderski i in. 2015].

Celem pracy było określenie wpływu czynników klimatycznych, temperatury powietrza oraz opadów, na przyrosty radialne dwóch inwazyjnych gatunków drzew – *Acer negundo* oraz *Fraxinus pennsylvanica* – w warunkach miejskich oraz porównanie szerokości przyrostów gatunków inwazyjnych z informacjami o przyrostach gatunków rodzimych dostępnymi w literaturze. Przyjęto dwie hipotezy badawcze: (1) średnia wielkość przyrostów rocznych drewna badanych gatunków inwazyjnych będzie w sposób istotny statystycznie większa niż gatunków rodzimych oraz (2) czynniki klimatyczne będą miały wpływ na szerokość przyrostu rocznego badanych gatunków drzew.

## Materiał i metody

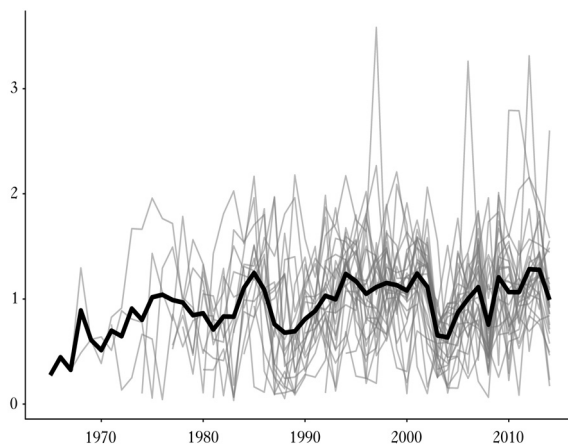
Badania przeprowadzono w dolinie rzeki Warty na terenie Poznania (52,3838-52,4541°N, 16,9412-16,9722°E). Obszar ten wybrano z uwagi na obfite występowanie tu obcych taksonów roślin drzewiastych i ich ekspansję [Dyderski i in. 2015]. Dolina Warty została uregulowana poprzez budowę zbiornika zaporowego w Jeziorsku w 1986 roku, natomiast w obrębie Poznania została dodatkowo obwałowana, a w części miasta koryto wyłożono betonowymi płytami. W dolinie Warty w Poznaniu występują lasy reprezentujące całą toposekwencję zbiorowisk lasów łęgowych związanych z dolinami dużych rzek – od łągu wierzbowego *Salicetum albae*, przez łąg topolowy *Populetum albae*, łąg wiązowo-jesionowy *Quercus-Ulmetum minoris*, po grądy *Galio sylvatici-Carpinetum*, a także olsy *Carici elongatae-Alnetum*, łągi olszowo-jesionowe *Fraxino-Alnetum* oraz leśne zbiorowiska zastępcze – głównie nasadzenia sosnowe na siedliskach łęgowych [Dyderski, Jagodziński 2014, 2016; Dyderski, Wrońska-Pilarek 2015]. Wybór miejsc poboru prób uzależniony był od występowania drzewostanów z *A. negundo* i *F. pennsylvanica* na tym terenie – do badań wybrano lasy w Radojewie oraz w użytku ekologicznym „Dębina” i jego sąsiedztwie na zachodnim brzegu Warty. Do próbkowania wybierano drzewa o największej średnicy, potencjalnie umożliwiające uzyskanie jak najdłuższej chronologii przyrostów. Unikano przy tym wyboru osobników pochylonych – ze względu na występowanie w tych drzewach drewna kompresyjnego. Materiał badawczy stanowiły wywierty pozyskane świdrem przyrostowym Presslera. Z każdego drzewa pobrano jeden wywiert na wysokości 0,5 m od strony rzeki (od wschodu), łącznie 37 z *A. negundo* oraz 22 z *F. pennsylvanica*. Po wstępnym wysuszeniu wywierty wklejano na specjalne prawidła. Po zeszlifowaniu (w celu zwiększenia widoczności przyrostów) wywierty skanowano przy użyciu skanera Epson V700. Skany po obróbce w programie graficznym (zwiększenie kontrastu i wyostrzenie) analizowano przy wykorzystaniu programu WinDENDRO (Regent Instruments Inc.), w którym mierzono szerokość każdego z przyrostów rocznych.

Do analizy wykorzystano 886 szerokości przyrostów rocznych 28 drzew *A. negundo* oraz 881 przyrostów z 20 drzew *F. pennsylvanica* – odrzucono wywierty z fragmentami zgnilizny uniemożliwiający pomiary. Po usunięciu trendu wiekowego za pomocą ujemnej funkcji wykładniczej

zaimplementowanej w procedurze *dplR::detrend()* zbudowano chronologię dla każdego z badanych gatunków przy użyciu funkcji *dplR::chron()* [Bunn 2008]. W celu określenia wpływu zmiennych klimatycznych na szerokość przyrostów rocznych wykorzystano analizę cząstkowych korelacji za pomocą funkcji *treeclim::dcc()* [Zang, Biondi 2015]. Zmiennymi objaśniającymi szerokość przyrostu w danym roku były miesięczne sumy opadów oraz średnie miesięczne temperatury od czerwca roku poprzedzającego przyrost do września roku wytworzenia danego przyrostu. Dane z lat 1951-2015 uzyskano ze stacji meteorologicznej IMGW w Poznaniu. Wszystkie analizy wykonano w środowisku R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)).

## Wyniki

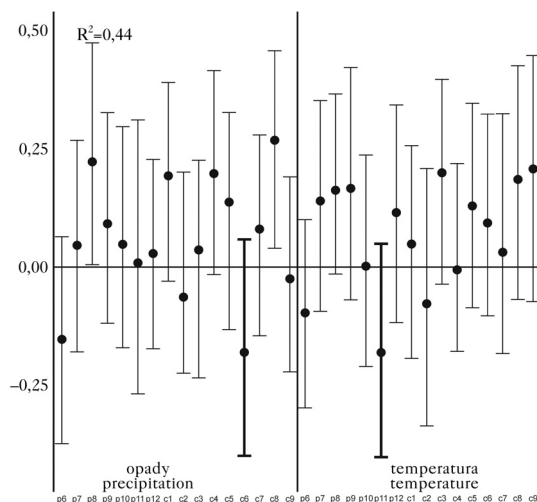
Chronologia *Acer negundo* wykazywała niewielki trend wzrostowy od połowy lat 80. XX wieku (ryc. 1). Średnia szerokość przyrostu radialnego wynosiła  $3,91 \pm 0,19$  mm. Największe przyrosty radialne drzewa badanego gatunku osiągały w latach 1985 (6,72 mm), 1994 (5,95 mm), 1995 (5,78 mm) oraz 2001 (5,55 mm). Najmniejsze wartości odnotowano natomiast w latach 2003 (2,77 mm), 2004 (2,43 mm) i 2008 (2,83 mm). Model opisujący zależność pomiędzy szerokością przyrostów rocznych a czynnikami klimatycznymi wyjaśniał 44% zmienności ( $p < 0,05$ ; ryc. 2).



Ryc. 1.

Chronologia gatunkowa (czarna) oraz pojedyncze serie indeksów przyrostowych ( $n=28$ ; szary) *Acer negundo* z doliny Warty w Poznaniu

Species chronology (black) and individual series (n=28) of tree ring indices (grey) of *Acer negundo* from the Warta river valley in Poznań



Ryc. 2.

Ocena wpływu czynników klimatycznych na szerokość przyrostów rocznych na grubość *Acer negundo*

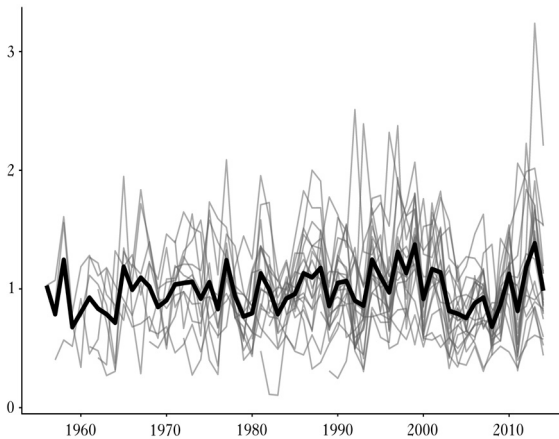
Assessment of the influence of climatic factors on tree rings width of *Acer negundo*  
punkt – wartość współczynnika korelacji Pearsona, linia – 95-procentowy przedział ufności, pogrubione – wartości istotne statystycznie przy 0,05; 1-12 – miesiące, p – rok poprzedzający przyrost, c – rok przyrostu;  $R^2$  – współczynnik determinacji dla całego modelu  
point – Pearson correlation coefficient, line – 95% confidence intervals, in bold – values significant at 0.05; 1-12 – months, p – previous year, c – current year;  $R^2$  – determination coefficient for the whole model

Czynnikami wpływającymi w sposób istotny statystycznie na szerokość przyrostów rocznych były suma opadów w czerwcu roku tworzenia przyrostu oraz średnia temperatura listopada roku poprzedzającego przyrost (ujemnie skorelowane).

Chronologia *Fraxinus pennsylvanica* wykazywała brak trendu oraz niewielką fluktuację w latach 2001-2010 (ryc. 3). Średnia szerokość przyrostu radialnego wynosiła  $2,76 \pm 0,08$  mm. Drzewa tego gatunku osiągały największe przyrosty w latach 1994 (3,99 mm), 1997 (3,72 mm) i 1999 (3,89 mm), a najmniejsze w latach 2005 (1,99 mm), 2008 (1,57 mm) oraz 2011 (1,76 mm). Model opisujący zależność pomiędzy szerokością przyrostów rocznych a czynnikami klimatycznymi wyjaśniał 55% zmienności ( $p < 0,01$ ; ryc. 4). Czynnikami wpływającymi w sposób istotny statystycznie na szerokość przyrostów radialnych były suma opadów w kwietniu roku tworzenia przyrostu (ujemnie skorelowana) i średnie temperatury lipca roku poprzedzającego przyrost oraz maja i czerwca w roku tworzenia przyrostu (dodatnio skorelowane).

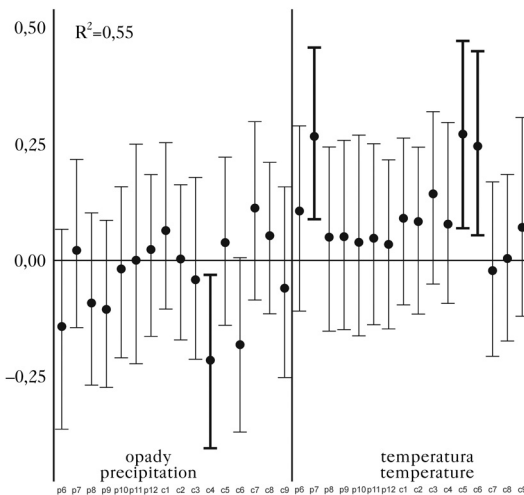
### Dyskusja

Większość dotychczasowych prac potwierdzających wpływ regulacji rzek na wkraczanie gatunków inwazyjnych dotyczyła występowania danego taksonu lub pośredniej oceny ilościowo wy-



**Ryc. 3.**

Chronologia gatunkowa (czarna) oraz pojedyncze serie indeksów przyrostowych ( $n=20$ ; szary) *Fraxinus pennsylvanica* z doliny Warty w Poznaniu  
Species chronology (black) and individual series ( $n=20$ ) of tree ring indices (grey) of *Fraxinus pennsylvanica* from the Warta river valley in Poznań



**Ryc. 4.**

Ocena wpływu czynników klimatycznych na szerokość przyrostów rocznych na grubość *Fraxinus pennsylvanica*  
Assessment of the influence of climatic factors on tree rings width of *Fraxinus pennsylvanica*  
oznaczenia jak na ryc. 2; denotes as in figure 2

rażonej jego obecności, np. na podstawie spisów florystycznych lub zdjęć fitosocjologicznych [Catford i in. 2011; Dyderski, Jagodziński 2016; Chen i in. 2017]. Z tego względu analizowana próba objęła drzewa, które przekroczyły jedną z barier w procesie naturalizacji – barierę środowiskową związaną z niekorzystnymi warunkami *sensu* Richardson i Pyšek [2012]. Co więcej, badane obce gatunki drzew osiągają w warunkach lasów łęgowych większe przyrosty radialne niż gatunki rodzime typowe dla tych ekosystemów. Z drugiej strony brak w literaturze informacji o szerokości przyrostów rocznych gatunków pionierskich – *Populus alba*, *P. nigra*, *Salix alba* i *S. fragilis*, budujących lasy łęgowe najbliżej koryta rzeki [Borysiak 1990; Danielewicz 2008; Dyderski, Jagodziński 2014]. Jedyna praca dendroekologiczna dotycząca wierzb w Polsce wskazuje na brak wpływu stanu wody na szerokość przyrostów rocznych w dolnym biegu małej rzeki górskiej [Bijak i in. 2013]. Porównanie sekwencji przyrostów dwóch innych gatunków typowych dla lasów łęgowych – *Alnus glutinosa* i *Fraxinus excelsior* – wskazuje na większe przyrosty roczne *F. excelsior* [Tomusiak, Wojtan 2014]. Niemniej jednak można założyć, że badane gatunki inwazyjne mają zbliżoną średnią szerokość przyrostów rocznych, co pozwala im konkurować z gatunkami rodzimymi. Średnia szerokość przyrostów rocznych w dolinach rzecznych w Polsce wynosiła dla *F. excelsior* 1,58 mm [Okoński, Koprowski 2012] oraz 1,98 mm [Chojnacka-Ożga i in. 2016], a dla *Q. robur* – 1,95 mm [Okoński, Koprowski 2012], 1,56 mm [Kędziora, Tomusiak 2012] oraz przed regulacją rzeki 2,38 mm i po regulacji 1,57 mm [Czeraniak i in. 2008]. Czynniki hydrologiczne mają również znaczenie dla przyrostów *A. glutinosa* [Wójcik i in. 2014].

Z uwagi na brak opublikowanych wyników prac z Polski wskazujących na wpływ czynników klimatycznych na badane gatunki drzew w kontekście ich przyrostu na grubość nie można odnieść wyników uzyskanych w przedstawionych badaniach do innych lokalizacji. Niewiele jest również prac opisujących przyrost na grubość gatunków obcych w naszych warunkach środowiskowych [Bijak i in. 2012; Bijak 2013; Cedro, Nowak 2015; Kalbarczyk, Ziemiańska 2017]. Decydującym czynnikiem mającym wpływ na szerokość przyrostu rocznego na grubość *A. negundo* jest suma opadów czerwca w roku tworzenia się przyrostu. Tomusiak i in. [2016] w badaniach przyrostów innego gatunku inwazyjnego – dębu czerwonego *Q. rubra* – i rodzimego dębu szypułkowego *Q. robur* również stwierdzili, że największy wpływ na szerokość przyrostów radialnych ma suma opadów czerwca w roku tworzenia się przyrostu, natomiast Bijak i in. [2012] wykazali, że opady mają największe znaczenie w okresach początku aktywności kambium. Kolejnym czynnikiem mającym wpływ na aktywność kambium jest temperatura listopada w roku poprzedzającym przyrost. Podobnie Bijak i in. [2012] wskazują, że dużą rolę w kształtowaniu przyrostów rocznych drzew odgrywa temperatura okresu, gdy drzewa przygotowują się do przejścia w stan spoczynku zimowego.

Na przyrost radialny *F. pennsylvanica* największy wpływ wywiera suma opadów kwietnia roku tworzenia przyrostu. Korelacja ta jest ujemna, w przeciwieństwie do wyników uzyskanych przez Okońskiego i Koprowskiego [2012], którzy dla rodzimego *F. excelsior* stwierdzili również silny związek z opadami w maju oraz czerwcu, lecz korelacja ta była dodatnia. Ważny [2006] w badaniach dębów udowodnił, że przyrosty na grubość uzależnione są od opadów, szczególnie w okresie od kwietnia do sierpnia. Kolejną zmienną mającą wpływ na procesy periodyzacyjne *F. pennsylvanica* jest średnia temperatura lipca roku poprzedzającego przyrost. Potwierdzają to również badania Bijaka i in. [2012], którzy wykazali niewielki wpływ temperatury lata na kształtowanie przyrostu dębu czerwonego i szypułkowego w bieżącym roku oraz duże jej znaczenie przy formowaniu przyrostu w następnym roku. Z uwagi na przewidywane zmiany klimatyczne można spodziewać się dalszej ekspansji tego gatunku, podobnie jak w przypadku prognoz dla *F. excelsior* [Dyderski i in. 2018].

## Podsumowanie

Uzyskane wyniki wskazują na wpływ czynników klimatycznych (44 i 55% zmienności szerokości przyrostów rocznych odpowiednio *A. negundo* oraz *F. pennsylvanica*) na kształtowanie się przyrostów rocznych badanych gatunków inwazyjnych. Co więcej, ich zdolność do dużych przyrostów radialnych wskazuje na dobre przystosowanie do warunków panujących w dolinie rzecznej. Opisany wpływ warunków klimatycznych na przyrost radialny badanych neofitów może być wykorzystany do oceny ich ekspansji, szczególnie w warunkach przewidywanych zmian klimatycznych.

## Literatura

- Bijak S. 2013. Powiązanie przyrostu radialnego obcych i rodzimych gatunków drzew w LZD Rogów z wybranymi parametrami korony. Sylwan 157 (4): 278-287.
- Bijak S., Bronisz A., Bronisz K. 2012. Wpływ czynników klimatycznych na przyrost radialny dębu szypułkowego i czerwonego w LZD Rogów. Studia i Materiały CEPL 30: 121-128.
- Bijak S., Czajkowski M., Ludwisiak Ł. 2014. Występowanie czerechmy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) w Lasach Państwowych. Leś. Pr. Bad. 75: 359-365.
- Bijak S., Remisz J., Witek M. 2013. Rola stanów wody w kształtowaniu przyrostu radialnego drzew i aktywności podłoża w strefie krawędzi terasy zalewowej na przykładzie Ścinawki w okolicach Gorzuchowa. Przyroda Sudetów 16: 139-146.
- Borysiak J. 1990. Zespół łągi wierzbowo-topolowego *Salici-Populetum* R.Tx. 1931 Meijer Dress 1936 p.p. w dolinach rzek niżowych Polski. W: Białobok S. [red.]. Wierzby. *Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze drzewa leśne. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa. 139-160.
- Bunn A. G. 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). Dendrochronologia 26 (2): 115-124.
- Burns R. M., Honkala B. H. 1990. Silvics of North America. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service.
- Catford J. A., Downes B. J., Gippel Ch. J., Vesik P. A. 2011. Flow regulation reduces native plant cover and facilitates exotic invasion in riparian wetlands. Journal of Applied Ecology 48: 432-442.
- Cedro A., Nowak G. 2015. Dendroclimatic investigations on *Quercus rubra* and *Quercus robur* in north-western Poland. Dendrobiology 74: 123-133.
- Chen C., Wu S., Meurk C. D., Ma M., Zhao J., Lv M., Tong X. 2017. Effects of local and landscape factors on exotic vegetation in the riparian zone of a regulated river: Implications for reservoir conservation. Landscape and Urban Planning 157: 45-55.
- Chmura D. 2009. Inwazyjne gatunki drzew mokradła Polski – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*. W: Dąjdok Z., Pawlaczyk P. [red.]. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin. 119-123.
- Chmura D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: a study of the Silesian Upland (southern Poland). Polish Journal of Ecology 61: 431-442.
- Chojnacka-Oźga L., Jerczyński T., Oźga W., Zakrzewski J. 2016. Zmienność sygnału klimatycznego w przyrostach radialnych na różnych wysokościach pnia jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior* L.) rosnącego w dolinie Pilicy. Studia i Materiały CEPL 48: 26-34.
- Closset-Kopp D., Saguez R., Decoc G. 2011. Differential growth patterns and fitness may explain contrasted performances of the invasive *Prunus serotina* in its exotic range. Biological Invasions 13: 1341-1355.
- Czerniak A., Kayzer D., Górna M., Krzemińska K. 2008. Analiza zmian szerokości słoików rocznych drewna dębów szypułkowych *Quercus robur* L. pozyskanych z zamierającego drzewostanu nadwarciańskiego. Studia i Materiały CEPL 18: 305-315.
- Danielewicz W. 2008. Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Poznań.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. Peckiana 9: 59-67.
- Dyderski M. K., Czapińska N., Zajdl M., Tyborski J., Jagodziński A. M. 2016. Functional diversity, succession, and human-mediated disturbances in raised bog vegetation. Science of the Total Environment 562: 648-657.
- Dyderski M. K., Gdula A. K., Jagodziński A. M. 2015. 'The rich get richer' concept in riparian woody species – A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). Urban Forestry & Urban Greening 14: 107-114.
- Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2014. Synantropizacja zbiorowisk łągowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania. Acta Botanica Silesiaca 10: 41-69.
- Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2016. Patterns of plant invasions at small spatial scale correspond with that at the whole country scale. Urban Ecosystems 19: 983-998.

- Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Jagodziński A. M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24: 1150-1163.
- Dyderski M. K., Wrońska-Pilarek D. 2015. Szata roślinna nowo powstałych użytków ekologicznych „Dębina I” i „Dębina II” w Poznaniu. *Nauka Przyroda Technologie* 9: #46.
- Gazda A., Fijała M. 2010. Obec gatunki drzewiaste w południowym kompleksie Puszczy Niepołomickiej. *Sylvan* 154 (5): 333-340.
- Gławenda M., Koprowski M. 2012. Dendrochronologiczna analiza przyrostów radialnych choiny zachodniej (*Tsuga heterophylla* Sarg.) i żywotnika olbrzymiego (*Thuja plicata* D. Don) z Pomorza Zachodniego (Nadleśnictwo Dobrzany). *Studia i Materiały CEPL* 30: 21-28.
- Halarewicz A., Żołniercz L. 2014. Changes in the understorey of mixed coniferous forest plant communities dominated by the American black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.). *Forest Ecology and Management* 313: 91-97.
- Kalbarczyk R., Ziemiańska M. 2017. Identification of meteorological conditions in the growth of *Robinia pseudoacacia* on the basis of pointer years in urban conditions. *Dendrobiology* 77: 33-43.
- Kędziora W., Tomusiak R. 2012. Dendrochronologiczna analiza przyrostów radialnych dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.) z terenu Mazurskiego Parku Krajobrazowego. *Studia i Materiały CEPL* 30: 29-36.
- Kokociński W. 2005. Anatomia drewna. Prodrak, Poznań.
- Kończakowska E. 2008. Inwazje obcych gatunków roślin – problem naukowy i praktyczny. *Przegląd Geograficzny* 80: 55-73.
- Macieka T., Wileczyńska W. 1993. Aktualna roślinność doliny środkowej Odry i jej zagrożenia. W: Tomiałojć L. [red.]. *Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków. 49-60.
- Okoński B., Koprowski M. 2012. Zależność przyrostów promieniowych dębu szypułkowego oraz jesionu wyniosłego od opadów atmosferycznych na stanowisku położonym na terasie zalewowej doliny rzecznej Warty. *Studia i Materiały CEPL* 30: 47-54.
- Paż S., Czapiewska N., Dyderski M. K., Jagodziński A. M. 2018. Ocena introdukcji *Carya ovata* (Mill.) K. Koch na siedlisku grądu w Nadleśnictwie Czerniejewo. *Sylvan* 162 (1): 41-48.
- Richardson D. M., Holmes P. M., Esler K. J., Galatowitsch S. M., Stromberg J. C., Kirkman S. P., Pyšek P., Hoobs R. J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13: 126-139.
- Richardson D. M., Pyšek P. 2012. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist* 196: 383-396.
- Sämuel I., Kowarik I. 2009. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning* 94: 244-249.
- Tabacchi E., Planty-Tabacchi A. M., Salinas M. J., Décamps H. 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 367-390.
- Tomusiak R., Staniszewski P., Szyk K., Kędziora W., Sagan J., Wojtan R. 2016. Wybrane właściwości strukturalne drewna sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) i sosny czarnej (*Pinus nigra* Arn.) rosnących na wydmach nadmorskich w rezerwacie Mierzeja Sarbska. *Studia i Materiały CEPL* 48: 208-215.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Tomusiak R., Wojtan R. 2014. Porównanie sekwencji przyrostowych jesionu wyniosłego i olszy czarnej rosnących w bliskim sąsiedztwie. *Studia i Materiały CEPL* 40: 99-104.
- Tomusiak R., Wojtan R., Arasim W. 2016. Porównanie przyrostów radialnych dębu czerwonego i szypułkowego rosnących w bliskim sąsiedztwie. *Studia i Materiały CEPL* 48: 80-89
- Tylkowski T. 2010. Przekształcenia w składzie dendroflory w Dolinie Środkowej Warty. *Acta Scientiarum Polonorum, Administratio Locorum* 9 (3): 117-124.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Ważny T. 2006. Dendrochronologia dębu. W: Bugała W. [red.]. *Dęby – Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. Nasze drzewa leśne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań. 39-61.
- Wertz B. 2012. Dendrochronologiczna ocena wpływu emisji przemysłowych na główne gatunki drzew iglastych z Wyżyny Kieleckiej. *Sylvan* 156 (5): 379-390.
- Wileczyński S. 2013. Przyczyny krótkookresowych reakcji przyrostowych sosen z różnych siedlisk. *Sylvan* 157 (9): 662-670.
- Wozniwoda B., Potocki M., Sagan J., Zasada M., Tomusiak R., Wileczyński S. 2014. Commercial forestry as a vector of alien tree species-the case of *Quercus rubra* L. introduction in Poland. *Baltic Forestry* 20: 131-141.
- Wójcik A., Czajka A., Kaczka R. J. 2014. Wpływ regulacji środkowego biegu Nidy na stan lasu łęgowego – zapis procesu w przyrostach rocznych olszy czarnej *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Studia i Materiały CEPL* 40: 174-182.
- Zang Ch., Biondi F. 2015. treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography* 38 (4): 431-436.