

**ANDRZEJ BOCZOŃ, ANNA KOWALSKA, RADOŚLAW GAWRYŚ**

## **Glebowo-wodne uwarunkowania prowadzenia gospodarki leśnej w perspektywie zmian klimatu**

Soil-water determinants of forest management in the perspective of climate change

### **ABSTRACT**

Boczoń A., Kowalska A., Gawryś R. 2017. Glebowo-wodne uwarunkowania prowadzenia gospodarki leśnej w perspektywie zmian klimatu. Sylwan 161 (9): 763-771.

The paper reviews the projected impacts of climate change on forest stands in relation to the local conditions in Poland. One of the most urgent challenges for foresters in Central Europe is adapting the stands to the effects of climate change. Warming of the climate will lead to limited soil water availability to forest stands and to the increasing risk of long-term drought. The threat of soil drought depends on the meteorological conditions, but also on the ability of the soil to retain water. In Poland, forests grow mainly on poor sandy soils with low water retention capacity. Additionally, relatively small precipitation – less than 600 mm per year – occurs in most areas of Poland and long-term periods without precipitation are more and more frequent. In 2015, drought affected large area of the country. The forests are severely exposed to the stress of drought caused by climate change. Polish forests are comprised of rather small number of tree species. It is considered that drought will threaten the biodiversity of forests. Of all tree species in Poland, Scots pine has the best ability to survive drought and therefore it can be expected that the share of pine in the stands will increase in the future. Pedunculate oak, which is the most common deciduous species in Poland, may retreat because of its vulnerability to drought. Forest management should aim at the adaptation of stands to climate change. The proportion of species resistant to drought stress should be increased. The thinning of forest stand can help to reduce damage. A smaller number of trees contributes to lower interception and consequently increases the amount of water reaching the soil. In some opinions the reduction in the number of trees and the density of the canopy reduces evapotranspiration, but not in Scots pine stands.

### **KEY WORDS**

drought, soil water, climate projections

### **ADDRESSES**

Andrzej Boczoń – e-mail: a.boczon@ibles.waw.pl  
Anna Kowalska – e-mail: a.kowalska@ibles.waw.pl  
Radosław Gawryś – e-mail: r.gawrys@ibles.waw.pl

Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

## **Wstęp**

Jednym z najważniejszych wyzwań, przed jakim stoją leśnicy w środkowej Europie, jest dostosowanie drzewostanów do skutków zmian klimatu. Długi okres życia drzew powoduje, że są one szczególnie narażone na zetknięcie się z niekorzystnymi warunkami środowiskowymi, które będą

ograniczały ich wzrost, obniżały zdrowotność, a nawet prowadziły do zamarcia. Skutkiem ocieplenia klimatu szczególnie wpływającym na drzewostany jest zwiększenie ryzyka występowania susz glebowych. Prognozowanie występowania susz, ich zasięgu, częstotliwości i nasilenia zarówno w skali globalnej, jak i krajowej może stanowić podstawę do opracowywania strategii łagodzenia skutków zmian klimatu [Wang i in. 2014]. Susze powodujące zmiany w strukturze i budowie drzewostanów będą decydować o wyglądzie lasów w przyszłości. Rozpoznanie przestrzennego i czasowego rozkładu występowania susz z uwzględnieniem podatności poszczególnych gatunków drzew na stres suszy jest ważne dla opracowania i wdrożenia praktyk zarządzania lasami na obszarach szczególnie zagrożonych [Peters i in. 2015].

Celem pracy było przedstawienie problematyki wpływu zmian klimatu na dostępność wody dla ekosystemów leśnych i podkreślenie potrzeby prowadzenia gospodarki leśnej dostosowanej do zmieniających się warunków środowiska.

### Zmiany klimatu a dostępność wody glebowej dla drzewostanów

Modele klimatyczne przewidują zmniejszenie w przyszłości średnich rocznych opadów atmosferycznych na dużych obszarach półkuli północnej, przy jednoczesnym wzroście temperatury powietrza [Climate... 2013]. W wyniku tego zwiększać się będzie parowanie terenowe, a susze glebowe będą zjawiskiem coraz częstszym, przy czym ich nasilenie oraz czas trwania będą rosnać [Allen i in. 2010]. W skali globalnej wykazuje się wzrost udziału corocznej powierzchni objętej suszami w okresie 1902-2008 [Wang i in. 2014]. Oprócz zwiększania obszaru występowania susz obserwuje się od 1970 roku wzrost intensywności i czasu ich trwania [Burke i in. 2006; Blunden i in. 2011]. Długość trwania suszy jest ważnym parametrem zagrożenia drzewostanów, gdyż drzewa reagują głównie na czas trwania suszy, a nie na jej nasilenie [Gustafson i in. 2013]. Dla obszaru północno-zachodniej Europy modele klimatyczne przewidują wyższą średnią temperaturę roczną i zmiany w rozkładzie opadów, wilgotniejsze zimy i gorętsze lata [Lindner i in. 2010]. Lasy północnej Europy będą otrzymywać zwiększony dopływ wody na wiosnę, ale będą narażone na częstsze i intensywniejsze susze latem [Scharnweber i in. 2011].

Także w Polsce obserwuje się częste występowanie susz, które negatywnie wpływają na drzewostany. W Puszczy Białowieskiej w okresie 1950-2003 posuchy długotrwałe – powyżej 28 dni bez opadów – odnotowano w latach 1997 i 2000 [Boczoń 2006], a susza w 2000 roku wpłynęła na znaczne obniżenie poziomu wód gruntowych [Boczoń 2002], co mogło być przyczyną obserwowanego obecnie znacznego obniżenia zdrowotności drzew. Z suszą glebową występującą na znacznych obszarach Polski mieliśmy do czynienia w 2015 roku [Boczoń i in. 2016b]. Występowała ona najdłużej w Wielkopolsce, gdzie miejscami trwała ponad 100 dni, i objęła całą centralną część kraju od zachodniej do wschodniej granicy oraz północno-wschodnie przygranicze (ryc. 1). Na tych terenach czas jej trwania przekroczył 60 dni [Boczoń i in. 2016b].

Wystąpienie suszy glebowej zależy od warunków meteorologicznych, ale także od zdolności gleb do retencjonowania wody. Woda, która może być zatrzymana przez glebę i wykorzystana przez roślinność, znajduje się w mezoporach gleby. W zależności od składu mechanicznego gleb objętość mezoporów, a tym samym ilość retencjonowanej wody, jest różna. Im gleby zawierają więcej grubych frakcji mineralnych i mniej substancji organicznych, tym ich zdolność do retencjonowania wody jest mniejsza. W przypadku gleb o małych zdolnościach retencyjnych ocieplenie klimatu będzie wywierało silniejszy negatywny wpływ na bilans wodny siedlisk leśnych. Mała ilość retencjonowanej w glebie wody będzie skutkowała jej szybszym wyczerpywaniem i występowaniem susz długotrwałych. Zgodnie z Bankiem Danych o Lasach na ponad 50% powierzchni leśnej Polski występują gleby o niskich zdolnościach retencjonowania wody, tj. bielicowe, rdzawe



Ryc. 1.

Liczba dni suszy w lasach Polski w 2015 [Boczoń i in. 2016b]

Number of drought days in Polish forests in 2015 [Boczoń et al. 2016b]

bielicowe i rdzawe właściwe. Drzewostany na nich rosnące są szczególnie narażone na występowanie suszy glebowej.

### Podatność drzew na stres suszy

Niedobór wody glebowej wywiera bezpośredni wpływ na uprawy roślinne. Zagrożenie suszami dotyczy przede wszystkim rolnictwa [Walczak i in. 2015], ale także leśnictwa. Stres suszy jest postrzegany jako ważne zagrożenie dla vitalności i wzrostu drzew, mogące ostatecznie prowadzić do ich zamierania [Allen i in. 2010].

Poszczególne gatunki drzew w różnym stopniu są podatne na dysfunkcje przewodzenia wody w drewnie po wpływie stresu suszy. Uważa się, że gatunki nagozalążkowe, w tym drzewa iglaste, mają większy hydrauliczny margines bezpieczeństwa niż gatunki okrytozalążkowe (w tym drzewa liściaste) w reakcji na suszę [Choat i in. 2012]. Na podstawie wskaźnika mówiącego o wielkości potencjału wody powodującego 50-procentowy spadek zdolności przewodzenia wody w drewnie ( $\Psi_{50}$ ) gatunki drzew liściastych budujące lasy w Polsce można uszeregować od najbardziej do najmniej wrażliwych na stres suszy: dąb czerwony – olsza czarna – brzoza brodawkowata – lipa drobnolistna – dąb szypułkowy – jesion wyniosły – buk zwyczajny – dąb bezszypułkowy – grab pospolity [Choat i in. 2012]. Letnie susze, wynikające głównie z małej ilości opadów i wysokiego parowania, zmniejszają wzrost drzew różnych gatunków liściastych (buk zwyczajny, lipa drobnolistna, klon pospolity, wiśnia ptasia, olsza czarna, jesion wyniosły, dąb szypułkowy, brzoza brodawkowata, wierzba biała), nawet rosnących na żyznych glebach o korzystnych warunkach wodnych i zasobnych w składniki odżywcze [Weemstra i in. 2013].

Wskaźnik  $\Psi_{50}$  wszystkich głównych gatunków iglastych tworzących drzewostany w Polsce wskazuje na ich dużą odporność na stres suszy. Jednak badania dendrochronologiczne przeprowadzone w Austrii pokazują, że świerk pospolity i modrzew europejski w większym stopniu

reagują zmniejszeniem przyrostu pod wpływem suszy niż sosna zwyczajna, sosna czarna i daglezja [Lévesque i in. 2014].

Ważnym gatunkiem z punktu widzenia gospodarki leśnej i jednocześnie wrażliwym na stres powodowany przez suszę jest dąb szypułkowy *Quercus robur* L., u którego łatwo dochodzi do dysfunkcji przewodzenia wody w drewnie wskutek embolizmu. Przyrost dębów jest zahamowany przez letnie susze, a powtarzający się w kolejnych latach brak dostępnej wody doprowadza do stopniowego osłabiania i zamierania dębów [Sohar i in. 2013]. Większa częstotliwość występowania susz powodowana ocieplaniem się klimatu będzie zwiększała śmiertelność dębów szypułkowych [Urli i in. 2015]. Dlatego na terenach z najdłużej trwającym deficytem wody należy się spodziewać negatywnego efektu stresu suszy dla dębów w najbliższych latach. Deficyt wody nie musi doprowadzać do śmierci drzew, ale wywiera silny wpływ na ich wzrost.

Głównym gatunkiem budującym lasy w Polsce jest sosna pospolita. Mimo że jest uznawana za gatunek odporny, to jednak nie wyklucza się możliwości zamierania sosen na skutek stresu suszy [Dobbertin i in. 2007]. Wzrost promieniowy sosny silnie koreluje z parametrami klimatycznymi związanymi z dostępnością wody latem [Eilmann i in. 2011]. Pomimo to uważa się, że ze względu na małą liczbę gatunków budujących lasy w centralnej Europie sosna pospolita może być głównym gatunkiem umożliwiającym adaptowanie lasów do zmian klimatu [Albert i in. 2015].

Z punktu widzenia rozwoju i wzrostu drzew ważny jest termin wystąpienia suszy. Aktywne fizjologicznie drewno wczesne tworzone jest wiosną w pierwszej fazie wzrostu. Dlatego najbardziej negatywne skutki wywołują susze, które mają miejsce w pierwszych miesiącach okresu wegetacyjnego.

### **Gospodarka leśna w warunkach zwiększonego ryzyka występowania susz glebowych**

Częstsze występowanie susz może prowadzić do ograniczenia bioróżnorodności lasów. W drzewostanach różnogatunkowych dochodzi do większego ograniczenia dostępności wody w glebie podczas suchych sezonów wegetacyjnych niż w drzewostanach jednogatunkowych [Grossiord i in. 2014]. Będzie to prowadziło do powstawania drzewostanów jednogatunkowych, na co wskazują badania przemian drzewostanów sosnowo-dębowych w regionie śródziemnomorskim [Grossiord i in. 2015].

Na obszarach, gdzie zmiany klimatu będą wywoływać więcej susz, do drzewostanów powinny być stopniowo wprowadzane gatunki bardziej tolerancyjne na suszę [Gustafson i in. 2013]. W Polsce sosna pospolita powinna być więc nadal podstawowym gatunkiem lasotwórczym, a zmniejszanie arealu jej występowania na rzecz gatunków o mniejszych zdolnościach przetrwania w okresach suszy może w przyszłości prowadzić do zamierania lasów na większych powierzchniach.

Obszar Polski charakteryzuje duża zmienność przychodu wody z opadami. Można wyróżnić obszar przymorski z opadami powyżej 600 mm, centralną i północno-wschodnią Polskę z opadami rocznymi mniejszymi od 600 mm oraz obszar wyżyn i gór z opadami dochodzącymi do ponad 1000 mm. Na terenach z najniższymi opadami kluczowym problemem zagospodarowania lasów będzie ich dostosowanie do nasilającego się problemu braku wody dostępnej dla roślin, natomiast w rejonach z opadami najwyższymi gospodarka leśna powinna wspomagać ochronę przeciwpowodziową. Najmniej dotkliwe skutki susz powinny być obserwowane w rejonie przymorskim oraz w rejonie wyżyn i gór. Na tych terenach wysokie opady atmosferyczne powinny redukować ryzyko wystąpienia suszy, ale całkowicie nie można go wykluczyć. Natomiast centralna Polska

będzie zmagać się z niedostatkami wody, dlatego dostosowanie gospodarki leśnej do zmian klimatu powinno w tych rejonach skupiać się na właściwej alokacji zasobów wodnych, tj. należy prowadzić gospodarkę tak, aby jak największa ilość wody trafiała do drzewostanu głównego, jako podstawowego celu hodowlanego.

Rosnące zagrożenie występowaniem susz powoduje, że działania z zakresu gospodarki leśnej powinny dążyć do maksymalizowania ilości wody dostępnej w glebie dla drzewostanu głównego, szczególnie w przypadku gleb najłagodniejszych o niskich zdolnościach do zatrzymywania wody. Gospodarka leśna nie ma wpływu ani na wielkość opadów, ani na ich równomierność w sezonie wegetacyjnym, jednak są wskazywane metody przynoszące pozytywne skutki dla stanu zasobów wodnych gleb. Do metod tych zalicza się np. zabiegi mające na celu zwiększenie ilości wody docierającej do gleby lub wprowadzenie gatunków o mniejszych potrzebach wodnych. Zwiększenie ilości wody docierającej do gleby można uzyskać poprzez prowadzenie hodowli drzew o mniejszej intercepcji, ograniczanie liczby warstw roślinności w ekosystemie leśnym, tak aby drzewostan główny był głównym beneficjentem zasobów wody glebowej, oraz poprzez zmniejszenie zwarcia drzewostanu. Efektem przerzedzenia jest zmniejszenie liczby drzew i redukcja gęstości okapu. Zmniejszenie gęstości drzewostanu może być sposobem na adaptację lasu do zmian klimatu [Misson i in. 2003; Martin-Benito i in. 2010]. Wiele wskazuje na to, że przerzedzenie będzie zmniejszało podatność drzewostanów na występowanie suszy poprzez zmniejszenie intercepcji drzewostanu i zwiększenie zasobów wody glebowej [Whitehead i in. 1984; Aussenac, Granier 1988; Gracia i in. 1999]. Pozytywny wpływ przerzedzania na drzewostan w warunkach stresu suszy uzyskano w 32-letnim drzewostanie sosny czarnej w Hiszpanii [Martin-Benito i in. 2010] i w 22-letnim drzewostanie świerkowym w belgijskich Ardenach [Misson i in. 2003].

W badaniach Boczonja i in. [2016a] zmniejszenie ulistnienia oraz zwiększenie udziału luk między koronami sosen powodowało zmniejszenie intercepcji opadów. Intercepcja przed trzebieżą wynosiła 45%, a po wykonaniu trzebieży była o 10% niższa. Podobny efekt zaobserwował Knoche [2005]: zmniejszenie gęstości drzewostanu sosny pospolitej o 40% spowodowało redukcję intercepcji z 38 do 31%. W badaniach Chrousta [1994] wykazano, że zredukowanie pola przekroju drzewostanu sosny zwyczajnej o 25% zmniejszyło intercepcję opadu o 11,8%, a efekt przerzedzenia trwał 10 lat. Długość trwania efektu przeprowadzenia rozluźnienia okapu zależy od tempa rozrastania się koron. Wzrost koron wypełniających powstałą przestrzeń obserwowany był także w drzewostanach sosnowych [Baldwin i in. 2000; Lockow 2003]. Badania Juodvalkisa i in. [2005] wykazały, że większy przyrost objętości koron osiąga się, przeprowadzając trzebież młodych drzewostanów, np. w przypadku sosny są to drzewostany 10-20-letnie. W starszych klasach wieku wzrost koron jest mniejszy. Dlatego można się spodziewać, że zwiększenie opadu podkoronowego wskutek trzebieży będzie trwało dłużej w drzewostanach starszych, natomiast w młodszych, ze względu na szybsze tempo rozrastania się koron, pożądany wpływ trzebieży będzie się utrzymywał znacznie krócej.

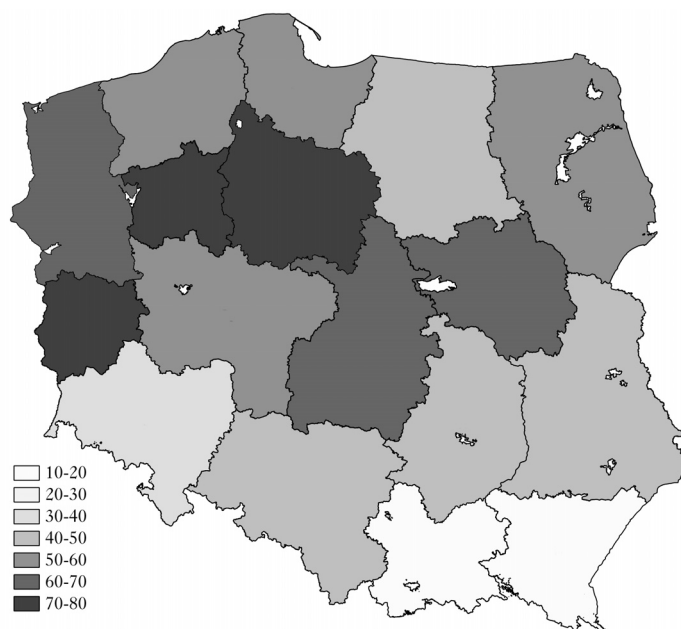
Część badaczy [Cregg i in. 1990; Stogsdill i in. 1992; Breda i in. 1995; Baumler, Zech 1997] jest zdania, że zmniejszona ewapotranspiracja lub transpiracja wskutek zmniejszenia zwarcia drzewostanu jest kolejnym czynnikiem powodującym zwiększenie zasobów wody glebowej oraz zapewniającym drzewostanowi lepszy dostęp do wody. Przy specyfice warunków siedliskowych polskich lasów można mieć wątpliwości, czy taki efekt nastąpi. Badania transpiracji sosen i ewapotranspiracji ekosystemu pokazały, że zarówno przed trzebieżą, jak i po niej udział transpiracji sosen w ewapotranspiracji ekosystemu był na takim samym poziomie – odpowiednio 0,60 i 0,61 [Boczoń i in. 2016a]. Stosunkowo niewielki udział transpiracji sosen w ewapotranspiracji wskaź-

nikowej i potencjalnej wskazuje na stosunkowo niewielkie potrzeby wodne sosen pospolitych. Możliwe, że niewykorzystywanie przez sosny całej aktualnie dostępnej wody jest jednym z głównych czynników, które umożliwiły temu gatunkowi występowanie w szerokim zakresie siedlisk leśnych: od skrajnie suchych do bagiennych. Zmiana warunków po trzebieży wpłynęła w równym stopniu na transpirację pojedynczych drzew, jak i na ewapotranspirację całego ekosystemu. Przyczyną takiego zjawiska może być przerzedzenie koron, które prowadzi nie tylko do zwiększenia przestrzeni wzrostu dla poszczególnych drzew, ale może także skutkować powstaniem lepszych warunków transpiracji. Po przerzedzeniu większa ilość światła dociera do koron, a powstanie przestrzeni między koronami sprzyja lepszej wymianie pary wodnej i jej odprowadzaniu ponad korony. Zapewnienie większej dostępności światła do koron drzew jest jednym z powodów, dla których wykonuje się trzebież – przyrost drzew przyspiesza się poprzez stworzenie lepszych warunków dla procesu fotosyntezy. Jednocześnie polepsza się warunki dla transpiracji drzew. Większa ilość światła przechodzącego przez okap sprzyja rozwojowi niższych warstw drzewostanu i wzrostowi ich transpiracji, przez co zwiększa się ich zapotrzebowania na wodę. W badaniach Boczoniu i in. [2016a] ewapotranspiracja ekosystemu z drzewostanem sosnowym po przeprowadzeniu trzebieży wzrosła o 14%. Zwiększenie ewapotranspiracji ekosystemu po silnym zmniejszeniu ulistnienia zaobserwował także Knoche [2005]. Na większej ilości światła przedostającej się przez okap drzewostanu oraz zwiększonej wilgotności gleby korzystają również dolne warstwy roślinności. Lüttschwager i in. [1999] oraz Müller i in. [1998] wskazują na duże znaczenie runa w ewapotranspiracji ekosystemów z drzewostanem sosnowym. Wykazali oni, że runo leśne zdominowane przez takie gatunki jak *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth i *Deschampsia flexuosa* L. może w sprzyjających warunkach transpirować blisko 50% całkowitego poboru wody ekosystemu leśnego. Charakterystyczną cechą tych gatunków runa są ich duże wymagania świetlne, dlatego silna redukcja okapu drzewostanu może wpływać korzystnie na występowanie i rozwój tych gatunków po trzebieży, co prowadzi do zwiększenia całkowitej ewapotranspiracji ekosystemu.

Warunki wodno-glebowe ekosystemów leśnych Polski będą potęgować ryzyko występowania susz glebowych. Na obszarze o najmniejszych opadach dominują gleby najsłabsze. Gleby o najniższych możliwościach retencjonowania wody (bielicowe, rdzawe właściwe i rdzawe bielicowe) zajmują największą powierzchnię pod lasami w centralnej i północnej Polsce (ryc. 2.). W lasach, w których występują najniższe opady i dominują najsłabsze gleby, negatywne skutki zmian klimatu będą najsilniej odczuwane, a dostosowanie drzewostanów do zmieniających się warunków klimatycznych powinno być jednym z głównych czynników branych pod uwagę w zagospodarowaniu lasów.

W ostatnich latach w Polsce prowadzi się hodowlę lasu z uwzględnieniem wprowadzania niższych warstw roślinności. W drzewostanach iglastych wprowadza się często liściaste gatunki biocenotyczne, które pozytywnie wpływają na procesy rozkładu materii organicznej. Biorąc jednak pod uwagę zagrożenie niedoborem wody, należy pamiętać, że dodatkowa warstwa roślinności stanowi konkurencję w dostępie do wody glebowej i zwiększa jej rozchód.

Na terenach z rosnącym ryzykiem występowania suszy prowadzenie hodowli lasu powinno uwzględniać właściwości wodne, a w szczególności retencyjne gleb. Obecnie w ramach jednego typu siedliskowego lasu sklasyfikowane są drzewostany rosnące na glebach o skrajnie różnych zdolnościach retencyjnych. Zgodnie z Bankiem Danych o Lasach bór mieszany świeży obejmuje ekosystemy na glebach bielicowych właściwych, ale także ekosystemy na glebach brunatnych, płowych, rędzinach, czarnoziemach i czarnych ziemiach. Podobne zróżnicowanie występuje w innych typach siedliskowych lasu (TSL). Może to wynikać z niedostatecznego uwzględniania



Ryc. 2.

Udział [%] powierzchni leśnej z glebami o niskich zdolnościach retencyjnych  
Share [%] of forest area with soils characterized by low retention capacity

właściwości gleb przy identyfikacji TSL w przeszłości. Odmienne właściwości gleb wiążą się z różną podatnością na występowanie stresu suszy, a tym samym działania leśników powinny być dostosowane do lokalnych warunków wodno-glebowych – nie tylko w przypadku drzewostanów istniejących, ale już na etapie planowania składu gatunkowego upraw. Ustalenie składu gatunkowego upraw zgodnie z warunkami wodnymi gleb, z uwzględnieniem ryzyka występowania susz, może ograniczyć w przyszłości zamieranie drzew i poprawić stan całych ekosystemów leśnych.

## Podsumowanie

Z modeli klimatycznych wynika, że w środkowej Europie wskutek zmian klimatu będzie dochodziło do zwiększenia ewapotranspiracji oraz zmniejszania ilości opadów atmosferycznych. Opady będą występowały rzadziej, ale z większą intensywnością. Takie warunki będą sprzyjały występowaniu susz glebowych, szczególnie na terenach z glebami o małych zdolnościach retencjonowania wody. Większość drzewostanów w Polsce rośnie na takich glebach, dlatego zmiany klimatu będą mocno oddziaływały na drzewostany i wymuszały podejmowanie adekwatnych działań w gospodarce leśnej. Poszczególne gatunki drzew w różnym stopniu reagują na stres suszy. Uważa się, że gatunki iglaste są bardziej wytrzymałe na brak wody niż gatunki liściaste. Z gatunków budujących lasy w Polsce sosnę pospolitą można uznać za gatunek o dużych zdolnościach przetrwania okresów bezdeszczowych, a dąb szypułkowy za jeden z bardziej podatnych na negatywne skutki suszy. Można się więc spodziewać, że sosna będzie nadal gatunkiem dominującym w polskich lasach, a udział dębu szypułkowego będzie się zmniejszał. Z gatunków liściastych dąb bezszypułkowy charakteryzuje się większą odpornością na suszę. W przyszłości udział tego gatunku może się zwiększać. Susze powodowane zmianami klimatu, poprzez eliminację gatunków nieodpornych na brak wody, będą prowadzić do zmniejszenia różnorodności gatunkowej lasów,

dlatego wczesne wprowadzanie i popieranie gatunków charakteryzujących się odpornością na suszę może w przyszłości decydować o różnorodności drzewostanów w Polsce.

## Literatura

- Albert M., Hansen J., Nagel J., Schmidt M., Spellmann H. 2015. Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change *Forest Ecosystems* 2 (14): 1-21. DOI: 10.1186/s40663-015-0036-5.
- Allen C. D., Macalady A. K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Venetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D. D., Hogg E. H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S. W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.001.
- Aussenac G., Granier A. 1988. Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 100-105.
- Baldwin V. C. Jr., Peterson K. D., Clark III A., Ferguson R. B., Strub M. R., Bower D. R. 2000. The effects of spacing and thinning on stand and tree characteristics of 38-year-old loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 137: 91-102.
- Baumler R., Zech W. 1997. Atmospheric deposition and impact of forest thinning on the throughfall of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* 95: 243-251.
- Blunden J., Arndt D., Baringer M. [red.]. 2011. State of the Climate in 2010. *Bulletin of the American Meteorological Society* 92 (6): S1-S266.
- Boczoń A. 2002. Wody gruntowe w Puszczy Białowieskiej w suchym 2000 roku. *Sylwan* 146 (7): 93-105.
- Boczoń A. 2006. Charakterystyka warunków termiczno-pluwialnych w Puszczy Białowieskiej w latach 1950-2003. *Leś. Pr. Bad.* 1: 57-72.
- Boczoń A., Dudzińska M., Kowalska A. 2016a. Effect of thinning on evaporation of Scots pine forest. *Applied Ecology and Environmental Research* 14 (2): 367-379. DOI: [http://dx.doi.org/10.15666/aecer/1402\\_367379](http://dx.doi.org/10.15666/aecer/1402_367379).
- Boczoń A., Kowalska A., Dudzińska M., Wróbel M. 2016b. Drought in Polish Forests in 2015. *Polish Journal of Environmental Studies* 25 (5): 1857-1862.
- Breda N., Granier A., Aussenac G. 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree Physiology* 15: 295-306.
- Burke E. J., Brown S. J., Christidis N. 2006. Modeling the recent evolution of global drought and projections for the twenty-first century with the Hadley Centre climate model. *Journal of Hydrometeorology* 7 (5): 1113-1125.
- Choat B., Jansen S., Brodribb T. J., Cochard H., Delzon S., Bhaskar R., Bucci S. J., Feild T. S., Gleason S. M., Hacke U. G., Jacobsen A. L., Lens F., Maherali H., Martínez-Vilalta J., Mayr S., Mencuccini M., Mitchell P. J., Nardini A., Pittermann J., Pratt R. B., Sperry J. S., Westoby M., Wright I. J., Zanne A. E. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491 (7426): 752-755.
- Chroust L. 1994. Effect of stand density and thinning on water interception in Scots pine stands. *Lesnictví – Forestry* 40: 409-416.
- Climate change. 2013. The physical science basis. IPCC, Cambridge.
- Cregg B. M., Hennessey T. C., Dougherty P. M. 1990. Water relations of loblolly-pine trees in southeastern Oklahoma following precommercial thinning. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1508-1513.
- Dobbertin M., Wermelinger B., Bigler C., Bürgi M., Carron M., Forster B., Gimmi U., Rigling A. 2007. Linking increased drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *Scientific World Journal* 7 (S1): 231-239. DOI: 10.1100/tsw.2007.58.
- Eilmann B., Zweifel R., Buchmann N., Pannatier E. G., Rigling A. 2011. Drought alters timing quantity and quality of wood formation in Scots pine. *Journal of Experimental Botany* 62: 2763-2771.
- Gracia C., Sabate S., Martinez J. M., Albeza E. 1999. Functional responses to thinning. W: Rodá F., Retana J., Gracia C., Bellot J. [red.]. *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Springer-Verlag, Heidelberg. 329-338.
- Grossiord Ch., Forner A., Gessler A., Granier A., Pollastrini M., Valladares F., Bonal D. 2015. Influence of species interactions on transpiration of Mediterranean tree species during a summer drought. *European Journal of Forest Research* 134: 365-376. DOI: 10.1007/s10342-014-0857-8.
- Grossiord Ch., Granier A., Gessler A., Jucker T., Bonal D. 2014. Does Drought Influence the Relationship Between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Boreal Forests? *Ecosystems* 17: 394-404. DOI: 10.1007/s10021-013-9729-1.
- Gustafson E. J., Sturtevant B. R. 2013. Modeling Forest Mortality Caused by Drought Stress: Implications for Climate Change. *Ecosystems* 16: 60-74. DOI: 10.1007/s10021-012-9596-1.
- Juodvalkis A., Kairiukstis L., Vasiliauskas R. 2005. Effects of thinning on growth of six tree species in north-temperate forests of Lithuania. *European Journal of Forest Research* 124: 187-192.
- Knoche D. 2005. Effects of stand conversion by thinning and underplanting on water and element fluxes of a pine ecosystem (*P. sylvestris* L.) on lignite mine spoil. *Forest Ecology and Management* 212: 214-220.



- Kurz W. A., Dymond C. C., Stinson G., Rampley G. J., Neilson E. T., Carroll A. L., Ebata T., Safranyik L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452: 987-990. DOI: 10.1038/nature06777.
- Lévesque M., Rigling A., Bugmann H., Webera P., Branga P. 2014. Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology* 197: 1-12.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolström M., Lexer M. J., Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259: 698-709.
- Lockow K. W. 2003. Wpływ trzebieży na dynamikę rozwoju drzewostanów sosnowych. *Sylwan* 147 (9): 3-9.
- Lüttschwager D., Rust S., Wulf M., Forkert J., Hüttel R. F. 1999. Tree canopy and herb layer transpiration in three Scots pine stands with different stand structures. *Annals of Forest Science* 56: 265-274.
- Martin-Benito D., Del Rio M., Heinrich I., Helle G., Canellas I. 2010. Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *Forest Ecology and Management* 259: 967-975.
- Misson L., Vincke C., Devillez F. 2003. Frequency responses of radial growth series after different thinning intensities in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *Forest Ecology and Management* 177: 51-63.
- Müller J., Bolte A., Beck W., Anders S. 1998. Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Kiefernforstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 407-414.
- Peters M. P., Iverson L. R., Matthews S. N. 2015. Long-term droughtiness and drought tolerance of eastern US forests over five decades. *Forest Ecology and Management* 345: 56-64.
- Scharnweber T., Manthey M., Criegee C., Bauwe A., Schröder C., Wilmking M. 2011. Drought matters – declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *Forest Ecology and Management* 262: 947-961.
- Slodiacak M., Novak J., Dusek D. 2011. Canopy reduction as a possible measure for adaptation of young Scots pine stand to insufficient precipitation in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 262: 1913-1918.
- Sohar K., Helama S., Läänelaid A., Raisio J., Tuomenvirta H. 2013. Oak decline in a southern finnish forest as affected by a drought sequence. *Geochronometria* 41 (1): 92-103. DOI: 10.2478/S13386-013-0137-2.
- Stogsdill W. R., Wittwer R. F., Hennessey T. C., Dougherty P. M. 1992. Water-use in thinned loblolly-pine plantations. *Forest Ecology and Management* 50: 233-245.
- Urli M., Lamy J.-B., Sin F., Burlett R., Delzon S., Porte A. J. 2015. The high vulnerability of *Quercus robur* to drought at its southern margin paves the way for *Quercus ilex*. *Plant Ecology* 216: 177-187. DOI: 10.1007/s11258-014-0426-8.
- Walczak F., Tratwal A., Bocianowski J. 2015. Effects of Changes in Precipitation and Temperature on Select Agrophage Risk in Poland, 1965-2009. *Polish Journal of Environment Studies* 24: 325-332. DOI: 10.15244/pjoes/27820.
- Wang Q., Wu J., Lei T., He B., Wu Z., Liu M., Mo X., Geng G., Li X., Zhou H., Liu D. 2014. Temporal-spatial characteristics of severe drought events and their impact on agriculture on a global scale. *Quaternary International* 349: 10-21.
- Weemstra M., Eilmann B., Sass-Klaassen U. G. W., Sterck F. J. 2013. Summer droughts limit tree growth across 10 temperate species on a productive forest site. *Forest Ecology and Management* 306: 142-149.
- Whitehead D., Jarvis P. G., Waring R. H. 1984. Stomatal conductance, transpiration, and resistance to water uptake in a *Pinus sylvestris* spacing experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 14: 692-700.