

Powierzchnie referencyjne i kontrolne – użyteczne narzędzie dla leśnictwa?

Reference and control plots – a useful tool for forestry?

Adam Wójcicki

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

Tel. +48 22 7150318, fax +48 22 7150507, e-mail: A.Wojcicki@ibles.waw.pl

Abstract. In the current age, the increased need for the restoration of forest ecosystems necessitates a better understanding of natural processes. Forest stands that are affected only by natural processes and disturbances can serve as references and controls for comparison with cut or otherwise managed forests. Such a comparison may help us determine, whether our silvicultural practices actually pursue the goal of sustainable development. It is also important to use uniform terminology across the world to facilitate sharing of experiences and results. Creating reference and control stands in every ecoregion will provide a rich scientific basis for comparison with managed forests and allow us to design and apply restoration methods more effectively.

Keywords: control conditions, control plots, reference conditions, reference plots, restoration

1. Wstęp

Gospodarkę leśną, w kontekście planowania, można określić jako długofalowy eksperyment, prowadzony prawie na wszystkich kontynentach od kilku wieków, który najprawdopodobniej będzie trwał jeszcze przez wiele lat (Frelich et al. 2005). Stosowane od dawna zabiegi gospodarcze często opierane były na pewnych założeniach, na przykład takich, że klimat na danym obszarze pozostaje niezmienny przez całe życie drzew, trendy zmian zachodzących w siedliskach pod wpływem różnych czynników (naturalnych lub antropogenicznych) mają podobny charakter, a strategie, które sprawdzały się w przeszłości, będą skuteczne także w przyszłości (Bernadzki 1993; Frelich et al. 2005). Z kolei wszystkie zmiany zachodzące w drzewostanach, dotyczące chociażby składu gatunkowego biocenoz, mają charakter długofalowy i są najczęściej nie do wychycenia przez jedno lub dwa pokolenia leśników. Wynika to między innymi z długości życia drzew czy też tempa postępowania innych naturalnych procesów modyfikujących warunki panujące w drzewostanach. Dlatego też w leśnictwie, w którym skład gatunkowy drzewostanów planuje się i tworzy w dalekiej perspektywie, kluczowym zagadnieniem jest obserwowanie i poznanie procesów zachodzących w przyrodzie, a także przewidywanie ich kierunku, nasilenia oraz przyczyn.

Istotne jest więc poznanie skali oddziaływania zabiegów gospodarczych na różnorodność biologiczną lasów. Obecnie

bowiem, w myśl funkcjonującej powszechnie idei rozwoju zrównoważonego, ochrona wartości przyrodniczych ekosystemów leśnych ma nie mniejsze znaczenie niż wydajność produkcji drewna. Niektóre z zabiegów (np. kształtowanie monokultur, zręby zupełne) prowadzą do przekształcenia drzewostanów o naturalnej heterogeniczności, tak ważnej dla leśnych populacji chociażby bezkręgowców (np. Niemelä et al. 1996) czy ptaków (np. Freemark, Merriam 1986), w drzewostany bardziej uproszczone pod względem wiekowym i gatunkowym, a przy tym rozdrobnione i rozczłonkowane (np. Faliński 1998). Drzewostany, w których prowadzi się intensywną gospodarkę leśną, charakteryzują się zawartością ogólną węgla mniejszą o 10–15% w porównaniu z drzewostanami niezagospodarowanymi (Krankina, Harmon 1994) oraz niedostateczną z biocenotycznego punktu widzenia ilością drewna martwych drzew, co negatywnie wpływa między innymi na populacje saproksylicznych bezkręgowców (Ranius, Roberge 2011). Wykazują one brak równowagi i wyraźne osłabienie stabilności (Bernadzki 1993). Poza tym na obszarach, gdzie prowadzona jest intensywna gospodarka leśna, bogactwo gatunkowe mszaków, porostów czy grzybów jest o wiele mniejsze niż w lasach wyłączonych z gospodarki (Paillet et al. 2009). Należy również pamiętać, że duża część gatunków rzadkich i chronionych związana jest przede wszystkim z naturalnymi ekosystemami leśnymi (Polska Czerwona Księga Roślin, Polska Czerwona Księga Grzybów, Polska Czerwona Księga Zwierząt).

Wpłynęło: 19.04.2017 r., zrecenzowano: 29.05.2017 r., zaakceptowano: 5.07.2017 r.

Aby skutecznie pogodzić wymagania ekonomiczne z wymaganiami ochrony przyrody konieczna jest nie tylko modyfikacja gospodarki leśnej, ale także utworzenie obszarów nieobjętych działalnością gospodarczą, stanowiących punkty odniesienia przy wyznaczaniu celów na przyszłość. Właściwie założona sieć obszarów wyłączonych z gospodarowania, służąca monitorowaniu i porównywaniu stanu bioróżnorodności z warunkami panującymi w drzewostanach gospodarczych, dostarczy informacji na temat bogactwa gatunków różnych grup taksonomicznych w lasach różnego typu, jak również fundamentalnej wiedzy o procesach, kształtujących różnorodność biologiczną w lesie (Paillet et al. 2009). Będzie także cennym narzędziem ochrony gatunków i powstrzymania degradacji siedlisk, zagrażającej naturalnym zasobom (Stockland 1997).

W innych krajach (zwłaszcza w Stanach Zjednoczonych, skąd pochodzi większość publikacji na temat ekosystemów wyłączonych z gospodarki leśnej), od wielu lat znane są pojęcia „drzewostanów referencyjnych” (*reference forest stands*) i „warunków referencyjnych” (*reference conditions*). Czasem stosuje się także terminy „drzewostany kontrolne” (*control stands*) i „warunki kontrolne” (*control conditions*), określające powierzchnie o nieco innej funkcji. W Polsce także używa się terminów „lasy” lub „drzewostany referencyjne” (albo też „bazowe”, „wzorcowe”, „nietykalne”, „modelowe”, „reprezentatywne”), jednak definiuje się je nieco odmiennie niż za granicą, co może być przyczyną pewnych nieporozumień, zwłaszcza jeśli próbowano by przenieść doświadczenia z innych krajów na warunki polskie.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie definicji i omówienie roli różnego typu powierzchni badawczych, służących do porównania z drzewostanami gospodarczymi, zaproponowanie odpowiedników w polskim nazewnictwie, sposobów ich tworzenia oraz przedstawienie możliwości wykorzystania owego zagadnienia w badaniach w Polsce, a także wyjaśnienie powodów kontrowersji wokół samej koncepcji.

2. Co funkcjonuje w Polsce, a co za granicą?

Zgodnie z punktem 6.4 standardów FSC (*Forest Stewardship Council*) obowiązujących w Polsce, w obrębie lasów certyfikowanych należy wyznaczać ekosystemy reprezentatywne (czasem nazywane także „lasami referencyjnymi”), których zadania gospodarcze określone w planie urządzania lasu powinny być ograniczone ze względu na pełnienie przez te ekosystemy istotnych funkcji przyrodniczych oraz innych funkcji pozagospodarczych (www.ic.fsc.org). Są to najczęściej ekosystemy w stanie naturalnym lub zbliżonym do naturalnego. W ekosystemach reprezentatywnych nie prowadzi się planowego użytkowania, lub prowadzi się je w stopniu ograniczonym, stosownie do zakresu ich ochrony. Zamysłem ich utworzenia, na obszarach certyfikowanych przez FSC, jest ochrona bierna cennych przyrodniczo biocenoz z zastrzeżeniem, że w uzasadnionych przypadkach pewne zabiegi (na przykład cięcia, usunięcie martwych drzew) są dopuszczalne lub wręcz konieczne. Takie powierzchnie funkcjonują

w wielu nadleśnictwach w Polsce (nawet do kilkudziesięciu w obrębie jednego) (np. gdansk.lasy.gov.pl, poznan.lasy.gov.pl, szczecinek.lasy.gov.pl).

Innego typu powierzchniami w Polsce są powierzchnie referencyjne, służące celom naukowym. Przykładem jest obszar o powierzchni około 475 ha lasu w Nadleśnictwie Pisz, który całkowicie wyłączono z gospodarki leśnej po wystąpieniu huraganu 4 lipca 2002 r. (Rykowski 2012). Obecnie nosi on nazwę las ochronny „Szast” i w jego obrębie prowadzono między innymi analizy odnowienia naturalnego (Dobrowolską, Farfał 2009) oraz glebowo-siedliskowe (Czerepko 2009). Kolejnym przykładem powierzchni wyłączonych z gospodarki leśnej do celów naukowych są powierzchnie położone w obrębie dwunastu leśnych kompleksów promocyjnych w różnych częściach kraju (Borowski et al. 2016). Powierzchnie te zinwentaryzowano, opisując warunki początkowe. W przyszłości będą one stanowić punkt wyjściowy w monitoringu naturalnych procesów zachodzących w glebach, drzewostanach, a także populacjach roślin, zwierząt oraz grzybów.

Są miejsca w Polsce, gdzie stałe powierzchnie doświadczalne, służące monitoringowi stanu lasu i jego charakterystyce, funkcjonują już od wielu lat. Przykładowo, w 1936 r. na terenie rezerwatu ścisłego w Puszczy Białowieskiej założono pięć poligonów badawczych, zwanych (od nazwiska ich twórcy) „powierzchniami Włoczewskiego” (Bobiec 2016). Początkowo miały one służyć wyjaśnieniu wpływu warunków glebowych na zróżnicowanie przestrzenne drzewostanu oraz na dynamikę jego zmienności w czasie. Do dnia dzisiejszego monitoruje się na nich zmiany w strukturze drzewostanów i ich składzie gatunkowym, co dostarcza nieocenionej wiedzy przyrodniczej (m.in. Bernadzki et al. 1998; Brzeziecki 2008; Brzeziecki, Bernadzki 2008; Bolibok 2014; Brzeziecki 2016). To właśnie dzięki temu, zrealizowanemu przed wieloma laty, pomysłowi wiadomo dzisiaj, że ochrona ścisła nie jest uniwersalną metodą zachowania bogactwa przyrodniczego i nie gwarantuje ona zachowania wysokiego poziomu zróżnicowania ekosystemów leśnych (Brzeziecki 2011). Do podobnych wniosków dochodzi się na podstawie badań nad lasami naturalnymi w innych krajach (np. Cole, Young 2010).

Jeszcze starszymi obiektami są tzw. „powierzchnie Schwappacha”, założone w XIX w. w Brandenburgii i Prusach (Dudzińska, Bruchwald 2006; Mędrzak 2011). Celem ich założenia była obserwacja przyrostu i wzrostu drzewostanów różnych typów w różnych fazach rozwojowych oraz śledzenie ich reakcji na prowadzone w nich zabiegi. Po zmianie granic w 1945 r. siedemdziesiąt trzy z nich (z około tysiąca) znalazły się na terenie Polski i od tamtej pory wykonuje się na nich cykliczne badania i pomiary. To właśnie na podstawie danych uzyskanych z tych powierzchni ponad sto lat temu opracowano tabele zasobności (Schwappach 1912).

Poza granicami kraju także funkcjonują powierzchnie, które w określonym momencie całkowicie wyłączono z gospodarki leśnej. Są one nazywane drzewostanami kontrolnymi, a panujące w nich warunki – warunkami kontrolnymi (np. Frelich et al. 2005).

Odrębnym typem powierzchni są powierzchnie referencyjne. Stanowią one wzorzec, zawierający modelowe zestawy pożądanych cech, do których należałoby doprowadzić na przestrzeni określonego czasu i w określonym miejscu. Termin ten odnosi się do warunków środowiska, na które nie wpływa działalność człowieka (Stoddard et al. 2006), a także do zakresu naturalnej zmienności cech strukturalnych i funkcjonalnych ekosystemów oraz istniejących w nich organizmów żywych (Landres et al. 1999; Moore et al. 1999). Na warunki referencyjne składają się informacje na temat potencjalnej roślinności, właściwości gleb, struktury i kompozycji krajobrazu, występowania naturalnych zaburzeń (m.in. pożarów, chorób, gradacji szkodników), występowania określonych gatunków, stadiów sukcesji oraz powiązań biotycznych (Kaufmann et al. 1994).

3. Rola powierzchni referencyjnych i kontrolnych

Oba te pojęcia, a zwłaszcza powierzchnie referencyjne, są używane szczególnie w kontekście ochrony i restytucji różnego typu ekosystemów, także leśnych. Obecnie tworzenie powierzchni referencyjnych należy do standardów ochrony siedlisk w większości krajów europejskich (Schuck, Rois 2004). Warunki referencyjne służą jako punkt odniesienia przy określaniu stopnia degradacji ekosystemów, wyznaczeniu celów rekultywacji ekosystemów, a także do oceny skuteczności zastosowanych działań restytucyjnych (Stoddard et al. 2006). Stosuje się je na przykład przy szacowaniu, czy procesy zachodzące w zdegradowanych ekosystemach doprowadzą do regeneracji ich pożądanych usług ekosystemowych, czy też wymagane są określone działania, mające na celu przyspieszenie tych procesów lub ich zmianę (Pickett, Parker 1994; White, Walker 1997; Beauchamp, Shafroth 2011). W przypadku warunków referencyjnych stosuje się rozdzielenie na warunki w skali drzewostanu oraz krajobrazu (Frelich et al. 2005). W skali drzewostanowej porównuje się je z warunkami panującymi w lasach gospodarczych pod kątem składu gatunkowego i rozmieszczenia przestrzennego drzew w różnych klasach wieku, występowania luk oraz martwych drzew. W ujęciu krajobrazowym porównuje się udział drzewostanów w różnych stadiach rozwojowych.

Lasy referencyjne są przydatne, a określenie warunków referencyjnych jest cennym narzędziem przy odtwarzaniu zdegradowanych ekosystemów leśnych. W Stanach Zjednoczonych określano warunki referencyjne dla lasów łęgowych (np. Harris 1999), jodłowo-sosnowych (np. Taylor 2004; 2012), lasów iglastych (np. Pollock et al. 2012), drzewostanów sosny żółtej (np. Covington et al. 1997; Fulé et al. 1997), czy też różnego typu drzewostanów mieszanych (np. Laughlin et al. 2004; Frelich et al. 2005; Margolis et al. 2013). Jednak brak jest przykładów, z racji długiego okresu zmian zachodzących w lasach i cyklu rozwojowego drzew, jednoznacznie świadczących o przebudowie drzewostanu dzięki wcześniej wyznaczonym warunkom referencyjnym. Czas jest jednym z głównych czynników sprawiających, że wnioski wyciąga-

ne nad podstawie warunków referencyjnych nie są proste i jednoznaczne. Dzięki „powierzchniom Włoczewskiego”, funkcjonującym już od ponad osiemdziesięciu lat, widać, że leśne ekosystemy naturalne są niestabilne (Brzeziecki 2008), nieustannie reagują na zmiany środowiska (Bernadzki et al. 1998), należy więc ostrożnie interpretować obserwowane w krótkim okresie zmiany i trendy (Bobiec 2016).

Natomiast celem tworzenia powierzchni kontrolnych jest ocena skutków gospodarki leśnej w drzewostanach (Frelich et al. 2005). Dzięki nim porównuje się warunki panujące w lesie gospodarczym z warunkami kontrolnymi w ujęciu krótko- i długofalowym. Niektóre różnice, wynikające z zaprzestania prowadzenia zabiegów, są widoczne w krótkim czasie (na przykład naświetlenie dna lasu, zmiany liczebności odnowienia naturalnego), inne zaś (jak choćby zmiany w cyklu krążenia pierwiastków, w składzie gatunkowym organizmów, czy w ścieżkach sukcesji) potrzebują dłuższego okresu.

4. Określenie warunków kontrolnych i referencyjnych

Określenie warunków kontrolnych nie nastręcza trudności, ponieważ z definicji istnieją one w drzewostanach związanych z gospodarką leśnej. Natomiast problemem jest wyznaczenie i uzyskanie warunków referencyjnych.

Aby zdefiniować pożądane warunki ekosystemu należy uwzględnić co najmniej kilka aspektów, np.: miąższość drzew żywych i martwych, skład gatunkowy drzewostanu, średnią wysokość drzew i rozkład pierśnicy (Pollock et al. 2012). Cechy te są kluczowe do precyzyjnego opisu warunków referencyjnych, ustanowienia celów, dla których takowe warunki zostaną stworzone oraz do zaplanowania odpowiedniego gospodarowania drzewostanem. Warto mieć świadomość, iż posługiwanie się tylko jednym z nich może prowadzić do błędnych założeń w planowaniu zabiegów, dlatego tak ważne jest uwzględnienie co najmniej kilku z nich.

Istnienie ekosystemów nieprzekształconych przez człowieka w żadnym aspekcie (Kaufmann et al. 1998) oraz podlegających naturalnie występującym zaburzeniom (Frelich et al. 2005) jest optymalnym rozwiązaniem do uzyskania warunków referencyjnych dla konkretnych typów ekosystemów. Niestety wpływ człowieka na środowisko naturalne na całej planecie jest tak duży, iż wydaje się, że takowe nie istnieją (Kaufmann et al. 1998). Z tego względu podejmuje się próby ich odtworzenia przy zastosowaniu różnych metod, które można podzielić na dwie główne grupy. Pierwszą z nich stanowi analiza danych historycznych. Warunki panujące w ekosystemach w przeszłości odtwarza się za pomocą ocalałych materiałów (na przykład zapisów, fotografii), badań archeologicznych i paleontologicznych. Do drugiej grupy należą modele rekonstrukcyjne, które stosuje się w myśl zasady, że teraźniejszość jest produktem przeszłości. W obecnie panujących warunkach szuka się więc oznak zmian, które kiedyś zaistniały w danym ekosystemie. Oczywiście metody te można ze sobą łączyć. Model zawierający dane na temat obecnych warunków i uzupełniony o dane historyczne po-

zwala na opracowanie wiarygodnych wyników dotyczących warunków referencyjnych (np. Brown, White 2002).

Należy jednak pamiętać, że każda metoda ma swoje ograniczenia lub wręcz błędne założenia. Dane historyczne mogą być niekompletne, mogą być w nich pominięte bardzo ważne aspekty, lub też ich zakres nie sięga odpowiednio daleko wstecz (White, Walker 1997). Przy próbach ekstrapolacji danych historycznych dotyczących takiego samego typu drzewostanu z innego miejsca istnieje duże ryzyko, że nie zostaną one dokładnie przeniesione. Natomiast przy analizie i modelowaniu danych ze stanu obecnego może nastąpić błędna ocena rezultatów niektórych długofalowych procesów – potrzebne są wieloletnie obserwacje, by precyzyjnie określić ich wpływ na dany drzewostan (Magnusson et al. 1991).

Jedną z najpoważniejszych przeszkód w tworzeniu warunków referencyjnych są nieustające zmiany klimatyczne, powodujące przekształcenia w szacie roślinnej lasów strefy borealnej, umiarkowanej i tropikalnej (Gonzalez et al. 2010 za IPCC 2007a,b; Rozenzweig et al. 2008). W obliczu globalnego ocieplenia próby wiernego odtworzenia warunków panujących kilkadziesiąt czy też kilkaset lat wydają się więc nierealne. Z tego powodu celem wielu badaczy nie jest idealne odwzorowanie warunków z przeszłości, a jedynie utworzenie warunków możliwie najbardziej przypominających te sprzed wielu dekad (na przykład o podobnej strukturze drzewostanu, z obecnością gatunków rodzimych) oraz umożliwienie niezależnego działania naturalnym procesom i zaburzeniom (na przykład pożarom) (np. Fulé et al. 1997; Moore et al. 1999). Są to dość śmiałe postulaty, zwłaszcza te mówiące o stworzeniu warunków do wybuchów pożarów, raczej niemożliwe do zrealizowania w lesie gospodarczym. Czy jednak nie warto zastanowić się nad możliwością stworzenia ich tam, gdzie wystąpienie klęski nie będzie postrzegane w kategoriach zagrożenia życia ludzkiego i strat ekonomicznych, tylko jako zaistnienie okazji do przeprowadzenia ciekawych z punktu widzenia naukowego obserwacji?

5. Bezżyteczne?

Idea tworzenia i czerpania wzorców z drzewostanów niepodlegających ingerencji człowieka ma również duże grono adwersarzy. Argumentem przeciwko tworzeniu powierzchni referencyjnych jest brak merytorycznych podstaw, wyjaśniających ich użyteczność (Spellman 2013). Ma to swoje odbicie w wynikach badań naukowych, według których lasy naturalne charakteryzują się mniejszym stopniem wielofunkcyjności w porównaniu z lasami zagospodarowanymi. A przecież, w założeniu, las wielofunkcyjny jest najlepszą i najbezpieczniejszą z możliwych dróg prowadzących do uwzględnienia w maksymalnym stopniu wszystkich funkcji lasu – produkcyjnych i pozaprodukcyjnych (Zachara 2000). Tymczasem według wielu autorów (np. Ohlau 2010; Matuszkiewicz 2011; Walentowski 2011; Tzschupke 2012) zaprzestanie zabiegów hodowlanych w drzewostanach prowadzi do nieistotnych różnic lub nawet spadku różnorodności biologicznej, strat ekonomicznych oraz pogorszenia stanu zdrowotnego lasu.

Co więcej, pojawiają się także opinie, że źródłem wiedzy o rozwoju i funkcjonowaniu lasów powinny być wyniki badań naukowych prowadzonych w obiektach poddanych celowym zabiegom hodowlanym (Spellman 2013), a „wielostronne potrzeby, których oczekujemy od lasu, mogą być zaspokojone tylko przez celowe zabiegi hodowlane” (Jaworski 2011). Zakładanie powierzchni poddanych jedynie naturalnym procesom nazywane jest natomiast „zabawą w las pierwotny” (Encke 2012), a skupienie na nich swojej uwagi oraz oczekiwań oznacza cofnięcie się rozwoju myśli z zakresu leśnictwa o dziesiątki lat (Smith et al. 1997).

Przeciwnicy lasów referencyjnych odrzucają je więc jako element wielofunkcyjnego leśnictwa, uznając za pomysł, który nie służy przyszłości ludzkości i celowi gospodarowania człowiekiem w lesie, tj. zapewnieniu pierwszeństwa dla określonych gatunków drzew, struktur drzewostanowych lub dla procesów rozwoju drzewostanów o pożądanych charakterystykach (Smith et al. 1997). Natomiast las naturalny, narażony na przypadkowe procesy naturalnej selekcji oraz na walkę między wszystkimi komponentami gatunków roślinnych i zwierzęcych, nie zapewnia odpowiedniej dynamiki rozwoju drzewostanów.

6. Wskazówki dla leśnictwa w Polsce

Jak widać, koncepcja lasów referencyjnych jest kontrowersyjna. Warto więc, przed zadecydowaniem o ich tworzeniu w polskim leśnictwie, poznać wszystkie konsekwencje ich tworzenia lub likwidacji.

Przy tworzeniu takich powierzchni warto mieć na uwadze, że nie wszędzie obowiązuje taka sama nomenklatura. Aby uniknąć niepotrzebnych nieścisłości przy dzieleniu się doświadczeniami oraz czerpaniu wzorców z zagranicy należy używać nazwy „powierzchnie kontrolne” (ewentualnie „porównawcze”) dla drzewostanów, w których zaprzestano gospodarki leśnej i które mają służyć celom naukowym w badaniu naturalnych procesów sukcesji oraz w ocenie skutków gospodarki leśnej w ekosystemach leśnych. W przypadku drzewostanów o warunkach możliwie najbardziej zbliżonych do naturalnych i objętych ochroną ścisłą lub czynną, czyli tak, jak ma to miejsce przy realizacji wytycznych z pkt. 6.4. standardów FSC, nazwy „powierzchnie referencyjne” (ewentualnie „reprezentatywne”, „wzorcowe”) są uzasadnione i nie ma potrzeby ich modyfikacji.

Aby stworzyć pełną sieć drzewostanów kontrolnych, powinny one istnieć w każdym ekoregionie („*ecoregion*”) dla wszystkich występujących w jego obrębie typów drzewostanów (np. Frelich et al. 2005). W Polsce należałoby mówić o odpowiednio małych obszarach, takich jak np. mezoregiony (wg Kondracki 2002). Jest to istotne z punktu widzenia działania lokalnych czynników. O ile czynniki o zasięgu globalnym czy regionalnym (na przykład zmiany klimatu, depozycja azotu, kwaśne opady, różne działania człowieka o zasięgu wielkopowierzchniowym) generalnie oddziałują w ten sam sposób na drzewostany gospodarcze, kontrolne oraz referencyjne w danym regionie, to wpływ czynników

o charakterze lokalnym może być inny na różnych obszarach (Frelich et al. 2005).

Z naukowego punktu widzenia powierzchnie kontrolne dają nieocenione możliwości monitorowania naturalnych procesów zachodzących bez udziału człowieka praktycznie na dowolnym etapie przy dokładnym określeniu warunków początkowych. Umożliwia to wychwycenie stanu początkowego, tempa i kierunku właściwie dowolnej zmiany w każdym ekosystemie.

W kontekście hodowli lasu stanowią one cenne narzędzie przy poszukiwaniu rozwiązań dla hodowli zbliżonej do natury (np. Franklin et al. 2002). Ponadto długookresowe porównanie warunków panujących w drzewostanach gospodarczych, w których zabiegi pozyskania drewna prowadzone są nieprzerwanie od wieków, z warunkami w drzewostanach kontrolnych może na przykład wykazać, czy aktualnie stosowane zabiegi zapewniają odpowiednią produktywność (Frelich et al. 2005). Istnieje również możliwość wykonania kontroli krótkookresowej, aby zweryfikować skuteczność pojedynczego zabiegu. W tym celu w drzewostanie gospodarczym wyznacza się część kontrolną, gdzie dany zabieg nie będzie stosowany, i eksperymentalną, na której zostanie on przeprowadzony.

Należy zastanowić się nad tworzeniem powierzchni kontrolnych w Leśnych Kompleksach Promocyjnych, wypełniając tym samym funkcję naukową tych obiektów (www.lasy.gov.pl). Da to możliwość lepszego poznania naturalnych procesów regeneracji różnego typu drzewostanów w dwudziestu pięciu regionach kraju, co stworzy solidną sieć polygonów do badań naukowych. Oczywiście nie należy na tym poprzestawać. Warto również ustanawiać takie powierzchnie w miejscach wystąpienia naturalnych zaburzeń na wzór pohuraganowego lasu ochronnego „Szast” w Nadleśnictwie Pisz. Cenne byłoby bowiem dokładne poznanie i porównanie naturalnych procesów regeneracji lasu po różnego typu zaburzeniach: po pożarze, po gradacji szkodników czy pojawieniu się organizmów patogennych.

Najważniejszymi charakterystykami drzewostanów wymagającymi przeanalizowania pod kątem zachodzących zmian są: ilość i rodzaj martwych drzew, liczebność odnowienia naturalnego, fenologia rozwoju liści, tempo rozkładu materii organicznej w glebie, dynamika przyrostu grubości drzew, różnorodność gatunkowa różnych grup organizmów, struktura przestrzenna drzewostanu oraz cechy budowy poszczególnych warstw lasu (Borowski et al. 2016).

Pożądaną jest również tworzenie powierzchni referencyjnych, stanowiących wzorce naturalnego funkcjonowania dla wszystkich typów drzewostanów w Polsce w każdym regionie, a przy okazji będących ważnym elementem ochrony lokalnej lub regionalnej różnorodności biologicznej. Na szczególną uwagę zasługują lasy liściaste obszarów Europy Centralnej, które należą do jednych z najbardziej narażonych na degradację z powodu utraty swojej naturalności (Bengtsson et al. 2000). Jednak w Polsce znalezienie zupełnie nieprzekształconych przez człowieka ekosystemów leśnych wszystkich typów w każdym mezoregionie jest dużym wy-

zwaniem, o ile w ogóle jest możliwe. Dlatego też warunki referencyjne dla każdego typu drzewostanu należałoby odtworzyć korzystając z dostępnych danych historycznych oraz opracować modele, uwzględniające czynniki, o których była wcześniej mowa.

W kwestii wykorzystania danych historycznych, istotnym problemem może być punkt odniesienia w czasie, który należałoby uznać za odpowiedni do wyznaczenia warunków referencyjnych. W Stanach Zjednoczonych, skąd pochodzi większość badań dotyczących tego tematu, za referencyjne najczęściej uznaje się warunki panujące w drzewostanach w epoce prekolumbijskiej (np. Wallin et al. 1996; Fulé et al. 1997; Landres et al. 1999; Fulé et al. 2002; Taylor 2004), a więc w czasach przed intensywnym zasiedlaniem kontynentu przez osadników, których obecność i działania znacznie wpłynęły na stan lasów. W Polsce najbardziej intensywny wyręb, przekształcanie i degradacja powierzchni leśnych przypada na dziewiętnasty wiek (Żabko-Potopowicz 1960; Szymanowska 1974). Teoretycznie można podjąć próby dotarcia do źródeł historycznych sprzed tego okresu, na ich podstawie określić warunki ówczesnie panujące w drzewostanach różnych typów i uznać je za warunki referencyjne.

Nie jest to jednak takie oczywiste, biorąc pod uwagę zaistniałe przez ten czas zmiany klimatu. Stan obecnej wiedzy na temat ich wpływu na ekosystemy i funkcjonujące w ich obrębie gatunki jest niewystarczający. Niektórzy przewidują stosunkowo niewielkie przekształcenia lasów (Loehle 2000), natomiast według innych, zmiany w szacie roślinnej mogą być bardzo poważne (Aber et al. 2001, Scott et al. 2002) i zależne od tego, czy klimat w przyszłości będzie się ocieplał, czy ochładzał (Kozak et al. 2017). W Polsce od połowy dwudziestego wieku średnie roczne temperatury wzrosły o około 1°C, okres bez pokrywy śnieżnej się wydłużył, a w lecie wzrosła liczba upałów i zmniejszyła się ilość opadów (Degirmendzic et al. 2004, Wibig 2014). Przewiduje się też dalszy wzrost temperatury o kolejne 1–3°C do połowy XXI wieku i o 5°C do jego końca (Anders et al. 2014 za Giorgi et al. 2004; Räisänen et al. 2004; Rowell 2005; Christensen et al. 2007; Déqué et al. 2007; Kjellström et al. 2007) oraz opadów o około 10% latem i 15% zimą do roku 2065 (Anders et al. 2014 za Christensen i Christensen 2007; Christensen et al. 2007). Dodatkowo, działalność człowieka jeszcze bardziej komplikuje reakcje ekosystemów na zmieniające się warunki klimatyczne i przez to obniża wiarygodność różnego typu prognoz. W wyniku tej działalności zmiany zachodzące w drzewostanach mogą następować jeszcze szybciej (Ledig 1992). Pełen powrót do warunków naturalnych lasów sprzed kilkudziesięciu lat (o tych sprzed kilkuset lat nie wspominając), które przecież były z ówczesnym klimatem nierozzerwalnie związane, wydaje się więc mało prawdopodobny albo wręcz niemożliwy.

Warto jednak podjąć próby porównania warunków panujących obecnie w lasach naturalnych, funkcjonujących jako powierzchnie referencyjne, z warunkami z przeszłości. Uwiarygodniłoby to stopień naturalności owych drzewostanów. Należy również na etapie planowania nowych powierzchni

referencyjnych wspomagać się opisanymi powyżej metodami odtwarzania warunków sprzed lat. Tworzenie drzewostanów reprezentatywnych w obrębie starych lasów, od dawna chronionych jako rezerваты przyrody lub parki narodowe, jest w pełni uzasadnione, gdyż tam właśnie, nieprzerwanie od wielu lat, zachodzą naturalne procesy (np. Goebel et al. 2005). Są one także lokalnymi lub regionalnymi źródłami bioróżnorodności.

Można zatem uznać, że część sieci tych powierzchni już od dawna istnieje. Należałoby zastanowić się, czy jest ich już wystarczająca liczba, czy dostarczają oczekiwaną wiedzę oraz czy i w jaki sposób tworzyć nowe (np. jaką minimalną powierzchnię powinny zajmować, czy istnieją odpowiednie środki i zasoby by je utrzymywać i badać). Bez wątplenia należy kontynuować wielokierunkowe prace na „powierzchniach Włoczewskiego” i „powierzchniach Schwappacha” oraz innych licznych obiektach badawczych tego typu, dających możliwość monitorowania procesów rozwoju drzewostanów oraz pojedynczych drzew na przestrzeni wielu dekad. Jak dowodzi historia, utrzymywanie podobnych poligonów doświadczalnych może przynieść przyszłym pokoleniom nieprzewidziane korzyści. Przykładowo, na podstawie danych uzyskanych z „powierzchni Schwappacha”, oprócz wspomnianych już tabel zasobności, pod koniec XX w., czyli po około stu latach od ich założenia, stworzono stochastyczne modele wzrostu drzewa indywidualnego dla ważniejszych gatunków drzew leśnych (Bruchwald 1986, 2001; Bruchwald et al. 1996, 1999, 2003; Bruchwald, Zasada 2010). Część algorytmów tego narzędzia jest wdrożona do praktyki leśnej, pozwalając na bardzo dokładne prognozowanie rozwoju drzewostanów. Można je wykorzystywać do optymalizacji cięć oraz wyceniać na jego podstawie wartość lasu (Dudzińska, Bruchwald 2006).

Należy również pamiętać o tym, że choć warunki panujące w lesie naturalnym wydają się odpowiednie, by spełniać rolę warunków referencyjnych, nie zawsze są one źródłem oczekiwanych wniosków dla ochrony przyrody lub gospodarki leśnej. Jak wskazują przykładowe wyniki badań z Puszczy Białowieskiej, naturalne procesy nie sprzyjają chociażby odnowieniu sosny przy ekspansji świerka w borach świeżych oraz odnowieniu jesionu w gęstym runie i przy silnej presji zwierzyny w olsach jesionowych (Matuszkiewicz 1952). Z powodu zagłuszania przez odnowienie świerka cierpią także siewki dębu w lasach mieszanych świeżych (Sokołowski 2004). Z rezultatów prac geobotanicznych prowadzonych w Białowieskim Parku Narodowym wynika także, że w wyniku naturalnych procesów regeneracji lasu różnorodność florystyczna różnego typu zbiorowisk roślinnych na przestrzeni 50 lat znacznie zubożała, a niektóre zespoły roślinne prawie całkowicie zaniknęły (Matuszkiewicz 2011). Poza tym, jak przytoczono w poprzednim rozdziale, wyższy stopień naturalności lasu bardzo często oznacza mniejszą opłacalność produkcji drzewnej (np. Ohlau 2010).

Nie oznacza to, że leśnictwo powinno rezygnować z naturalnych procesów rozwoju drzewostanów. Przeciwnie – istnieją prace z kraju i z zagranicy, potwierdzające skuteczność

połnaturalnej hodowli niektórych drzewostanów (np. dębowych, gdzie podokapowe odnowienie pojawia się spontanicznie) i znaczne możliwości jej wykorzystania (Pigan, Pigan 1999; Schirmer et al. 1999).

Przy posługiwaniu się powierzchniami referencyjnymi jako wzorcem funkcjonowania obszarów chronionych lub lasów gospodarczych należy gruntownie przemyśleć cele przedsięwzięcia, korzyści oraz skutki. Nie warto też definitywnie rezygnować z jakiegoś typu zagospodarowania (lub jego braku), jeśli istnieją szanse uzyskania pozytywnych wyników.

7. Podsumowanie

W nomenklaturze polskiej pojęcie drzewostanów referencyjnych nieco odbiega od pojęcia funkcjonującego w leśnictwie w krajach zachodnich. Posługiwanie się nazwami „powierzchnie referencyjne” i „powierzchnie kontrolne” zgodnie z propozycjami zawartymi w tej pracy pomoże uniknąć ewentualnych nieścisłości przy wymianie wiedzy i doświadczeń.

Zagadnienie wprowadzania lasów referencyjnych i kontrolnych jako narzędzi usprawniających działanie gospodarki leśnej i stanowiących źródło wiedzy naukowej może być kontrowersyjne. Zaprzestanie w drzewostanie zabiegów hodowlanych powoduje, że wykazuje on, według wielu opinii, uboższy wielofunkcyjny charakter, a więc traci cechę dla nowoczesnego leśnictwa najważniejszą. Straty ekonomiczne wynikające z kondycji drzewostanów oraz mniejsza bioróżnorodność są argumentami, które mogą przemawiać przeciwko tworzeniu tego typu powierzchni.

Z drugiej strony, „Zasady hodowli lasu” mówią o tym, że „każdy las w każdym miejscu i czasie w sposób naturalny pełni jednocześnie różne funkcje. Niektóre z nich, uznane za szczególnie ważne dla człowieka, mogą być wzmagane metodami gospodarki leśnej”. A „wielofunkcyjna gospodarka leśna powinna zapewniać możliwość trwałego i zrównoważonego pełnienia przez lasy wszystkich ich naturalnych funkcji i wzmagać funkcje uznane dla danego obszaru za wiodące” (Zasady hodowli lasu 2012). Nie jest więc takie oczywiste, że „jedynie celowe działanie człowieka zapewnia wielostronne potrzeby, których oczekujemy od lasu”. Może czasem można wziąć od niego to, co on sam chce nam dać bez naszej pomocy i oczekiwań?

Określenie warunków kontrolnych i referencyjnych może więc stanowić ważne narzędzie dla leśnictwa w kontekście ochrony i przebudowy drzewostanów, a także lepszego poznania naturalnych procesów zachodzących w lasach oraz ich monitorowania. Drzewostany kontrolne, w których zaprzestano gospodarki leśnej, dają możliwość oceny skali i skuteczności zabiegów gospodarczych w kontekście produktywności i funkcji ekologicznych drzewostanów. Są także bardzo cennymi poligonami doświadczalnymi, dzięki którym istnieje możliwość dokładnego poznania naturalnych procesów regeneracji lasu. W celu poznania tych procesów, powierzchnie kontrolne

warto wyznaczać nie tylko w drzewostanach gospodarczych niedotkniętych zaburzeniami naturalnymi, ale także w drzewostanach po wystąpieniu silnych zaburzeń, powodujących natychmiastowe i znaczne przekształcenie ich struktury.

Tworzenie powierzchni referencyjnych, według obowiązujących standardów FSC, jako drzewostanów o warunkach najbardziej zbliżonych do naturalnych i funkcjonujących bez ingerencji człowieka, jest pożądane przede wszystkim ze względu na ich wartości biocenotyczne oraz poznawcze. Na ich podstawie można określić, jakie warunki powinny w danego typu drzewostanie panować i jakie jego elementy powinny zostać odtworzone. Aby skutecznie ocenić stopień naturalności drzewostanów o charakterze referencyjnym, warto spróbować odtworzyć warunki panujące w przeszłości.

Zarówno z naukowego, jak i gospodarczego oraz przyrodniczego punktu widzenia niezmiernie ważne jest, aby zarówno drzewostany referencyjne, jak i kontrolne (przy decyzji o ich dalszym rozpowszechnianiu) istniały w każdym typie drzewostanu w każdym mezoregionie z uwagi na lokalne czynniki, które mogą modyfikować funkcjonowanie ekosystemów. Umiejętnie tworzone, mogą stać się ważnymi elementami ochrony bioróżnorodności siedlisk, polepszenia produktywności drzewostanów oraz lepszego poznania naturalnych procesów zachodzących w lasach.

Wyznaczanie warunków referencyjnych jest zagadnieniem bardzo subiektywnym, zależącym od podejścia planującego, jego celu oraz czasu, w jakim chce ten cel osiągnąć. Umowne też jest podejście do tego, co dzieje się w lesie. Dla jednych warunki panujące w lasach naturalnych są niestabilnym dziełem przypadku, nieładu i chaosu, dla innych – harmonią istniejących od zawsze naturalnych i logicznych procesów i zależności, z których część wciąż pozostaje nieodkryta. Z pewnością warto nieustannie czerpać korzyści z dobrych pomysłów i brać przykład z poprzedników-wizjonerów, licząc równocześnie na ich kontynuację przez przyszłe pokolenia.

Warto też, co jakiś czas, zadać pytanie, czy to, co wydaje się wiadome w wyniku doświadczeń zebranych przez kilkaset lat leśnictwa (ponad dwieście w przypadku Polski) jest w obecnej sytuacji i perspektywie nadchodzących zmian nadal aktualne.

Konflikt interesów

Autor deklaruje brak potencjalnych konfliktów.

Podziękowania i źródła finansowania

Dziękuję dr hab. Dorocie Dobrowolskiej, dr hab. Zbigniewowi Borowskiemu i dr inż. Wojciechowi Gilowi za wiele cennych uwag na różnych etapach pisania artykułu.

Na potrzeby napisania artykułu nie było wykorzystywane żadne źródło finansowania.

Literatura

- Aber J., Neilson R.P., McNulty S., Lenihan J.M., Bachelet D., Drake R.J. 2001. Forest processes and global environmental change: predicting the effects of individual and multiple stressors: we review the effects of several rapidly changing environmental drivers on ecosystem function, discuss interactions among them, and summarize predicted changes in productivity, carbon storage, and water balance. *BioScience* 51(9): 735–75. DOI 10.1641/0006-3568(2001)051[0735:FPAGEC]2.0.CO;2.
- Anders I., Stagl J., Auer I., Pavli D. 2014. Climate Change in Central and Eastern Europe, in: *Managing protected areas in Central and Eastern Europe under climate change*. Rannow S., Neubert M. (red.). Berlin, 17–30. ISBN 978-94-007-7959-4/978-94-024-0302-2.
- Beauchamp V.B., Shafroth P.B. 2011. Floristic composition, beta diversity and nestedness of reference sites for restoration of xeroriparian areas. *Ecological Applications* 21: 465–476. DOI 10.1890/09-1638.1.
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39–50. DOI 10.1016/S0378-1127(00)00378-9.
- Bernadzi E. 1993. Obecne problemy planowania hodowlanego. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria B* 15: 134–140.
- Bernadzi E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9: 229–238. DOI 10.2307/3237122.
- Bobiec A. 2016. Do czego służą badania na stałych powierzchniach w Białowieżskim Parku Narodowym? *Leśne Prace Badawcze* 77(4): 296–301. DOI 10.1515/frp-2016-0031.
- Bolibok L. 2014. Przestrzenne uwarunkowania przemian składu gatunkowego drzewostanów Białowieżskiego Parku Narodowego – powstawanie, przeżywalność i awans dorostów. Rozprawy Naukowe i Monografie. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 275 s. ISBN 978-83-7583-551-9.
- Borowski Z., Rykowski K., Gil W., Dobrowolska D., Wójcicki A. 2016. Leśne powierzchnie referencyjne jako element trwałego, zrównoważonego i wielofunkcyjnego leśnictwa w Leśnych Kompleksach Promocyjnych. Etap I. Dokumentacja naukowa, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Brown T., White M. 2002. Northern superior uplands: A comparison of range of natural variation and current condition. Unpublished report prepared by the Natural Resources Research Institute for the Minnesota Forest Resources Council, Duluth, MN.
- Bruchwald A. 1986. Simulation growth model MDI-1 for Scots pine. *Annales of Warsaw Agricultural University SGGW-AR. Forestry and Wood Technology* 34: 47–52.
- Bruchwald A., Dudek A., Dudzińska T., Michalak K., Wróblewski L., Zasada M. 1999. Model wzrostu dla drzewostanów świerkowych. *Sylwan* 1: 19–31.
- Bruchwald A., Dudzińska M., Wirowski M. 1996. Model wzrostu dla drzewostanów dębu szypułkowego. *Sylwan* 10: 35–44.
- Bruchwald A., Rymer-Dudzińska T., Dudek A., Michalak K., Wróblewski L., Zasada M., Tomusiak R. 2001. Model wzrostu dla drzewostanów brzoźowych. Dokumentacja naukowa w Zakładzie Dendrometrii i Nauki o Produkcyjności Lasu. SGGW, Warszawa (maszynopis).
- Bruchwald A., Dudzińska M., Wirowski M. 2003. Model wzrostu dla olszy czarnej (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). *Sylwan* 8: 3–10.

- Bruchwald A., Zasada M. 2010. Model wzrostu modrzewia europejskiego (*Larix decidua* Mill.). *Sylwan* 9: 615–624.
- Brzeziecki B. 2008. Wieloletnia dynamika drzewostanów naturalnych na przykładzie dwóch zbiorowisk leśnych Białowieckiego Parku Narodowego: *Pino-Quercetum* i *Tilio-Carpinetum*. *Studia Naturae* 54: 9–22.
- Brzeziecki B., Bernadzki E. 2008. Langfristige Entwicklung von zwei Waldgesellschaften im Białowieża-Urwald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159(4): 80–9. DOI 10.3188/szf.2008.0080.
- Brzeziecki B. 2011. Lasy naturalne jako źródło informacji dla półnaturalnej hodowli lasu, w: Półnaturalna hodowla lasu – przeszłość, teraźniejszość i przyszłość (Paluch R. red.). Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, 21–40. ISBN 978-83-62830-04-6.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybuła H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science* 27(3): 460–469. DOI 10.1111/jvs.12369.
- Christensen J.H., Christensen O.B. 2007. A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century. *Climatic Change* 81: 7–30. DOI 10.1007/s10584-006-9210-7.
- Christensen J.H., Hewitson B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.-T., Laprise R., Magaña Rueda V., Mearns L., Menéndez C.G., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P. 2007. Regional climate projections, in: (S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller red.) *Climate change: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge/ New York: Cambridge University Press, 847–940.
- Churchill D.J., Larson A.J., Dahlgreen M.C., Franklin J.F., Hessburg P.F., Lutz J.A. 2013. Restoring forest resilience: From reference spatial patterns to silvicultural prescriptions and monitoring. *Forest Ecology and Management* 291: 422–257. DOI 10.1016/j.foreco.2012.11.007.
- Cole D.N., Yong L. 2010. *Beyond Naturalness: Rethinking Park and Wilderness Stewardship in an Era of Rapid Change*. Island Press, Washington DC, USA.
- Covington W.W., Fulé P.Z., Moore M.M., Hart S.C., Kolb T.E., Mast J.N., Sackett S.S., Wagner M.R. 1997. Restoring ecosystem health in ponderosa pine forests of the Southwest. *Journal of Forestry* 95(4): 23–29.
- Czerepko J. 2009. Porównanie zmian elementów siedliskowych, zachodzących po klęsce huraganu na powierzchniach zagospodarowanych różnymi sposobami. (K. Rykowski red.). Dokumentacja naukowa. Biblioteka IBL, Sękocin Stary.
- Degirmendic J., Rożuchowski K., Żmudzka E. 2004. Changes of air temperature and precipitation in Poland in the period 1951–2000 and their relationship to atmospheric circulation. *International Journal on Climatology* 24: 291–310. DOI 10.1002/joc.1010.
- Déqué M., Rowell D. P., Lüthi D., Giorgi F., Christensen J. H., Rockel B., Jacob D., Kjellström E., de Castro M., van den Hurk B. 2007. An intercomparison of regional climate simulations for Europe: Assessing uncertainties in model projections. *Climatic Change* 81: 53–70. DOI 10.1007/s10584-006-9228-x.
- Dobrowolska D., Farfał D. 2009. Analizy porównawcze stanu odnowień sztucznych i naturalnych. (red. K. Rykowski) *Monitorowanie zmian na obszarach sztucznej i naturalnej regeneracji lasu w północno-wschodniej Polsce po klęsce huraganu*. Dokumentacja naukowa, Biblioteka IBL, Sękocin Stary.
- Dudzińska M., Bruchwald A. 2006. Badania na stałych powierzchniach doświadczalnych Schwappacha. Znaczenie i praktyczne możliwości wykorzystania wyników. *Notatnik Naukowy IBL* 4(72).
- Encke B.G. 2012. Wald-Wild - Forum Göttingen. *AFZ-Der Wald* 8: 19–22.
- Faliński J.B. 1998. Zasady trwałej gospodarki leśnej w świetle rozważań geobotanika, in: *Trwały i zrównoważony rozwój lasów. Poglądy – opinie – kontrowersje*. (red. K. Rykowski). Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 27–42. ISBN 83-87647-00-4.
- Franklin J.F., Spies T.A., van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Rae Berg D. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399–423.
- Freeman K.E., Merriam H.G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36: 115–141. DOI 10.1016/0006-3207(86)90002-9.
- Frelch L.E., Cornett M.W., White M.A. 2005. Controls and reference conditions in forestry: The role of old-growth and retrospective studies. *Journal of Forestry* 103(7): 339–344.
- Fulé P.Z., Covington W.W., Moore M.M. 1997. Determining reference conditions for ecosystem management of southwestern ponderosa pine forests. *Ecological Applications* 7: 895–908 DOI 10.1890/1051-0761(1997)007[0895:DRCFEM]2.0.CO;2.
- Fulé P.Z., Covington W.W., Moore M.M., Heinlein T.A., Waltz A.E.M. 2002. Natural variability in forests of the Grand Canyon, USA. *Journal of Biogeography* 29: 31–47. DOI 10.1046/j.1365-2699.2002.00655.x.
- Giorgi F., Bi X., Pal J. 2004. Mean, interannual variability and trends in a regional climate change experiment over Europe. II: Climate change scenarios (2071–2100). *Climate Dynamics* 23: 839–858. DOI 10.1007/s00382-004-0467-0.
- Goebel P.C., Wyse T.C., Corace III R.G. 2005. Determining reference ecosystem conditions for disturbed landscapes within the context of contemporary resource management issues. *Journal of Forestry* 103: 351–356.
- Harris R. 1999. Defining Reference Conditions for Restoration of Riparian Plant Communities: Examples from California, USA. *Environmental Management* 24(1): 55–63. DOI 10.1007/s002679900214.
- IPCC 2007a. *Climate Change 2007: The physical science basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC 2007b. *Climate change 2007: Impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jaworski A. 2011. *Hodowla lasu bliska naturze, w: Półnaturalna hodowla lasu przeszłość, teraźniejszość i przyszłość*. (red. R. Paluch). Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa, 55–72. ISBN 978-83-62830-04-6.
- Kaufmann M.R., Graham R.T., Boyce Jr. D.A., Moir W.H., Perry L., Reynolds R.T., Bassett R.L., Mehlhop P., Edminster C.B., Block W.M., Corn P.S. 1994. An ecological basis for ecosystem management. General Technical Report RMaGTR-246. Fort Collins, CO: U.s. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 22.
- Kaufmann M.R., Huckaby L.S., Regan C.M., Popp J. 1998. *Forest Reference Conditions for Ecosystem Management in the Sacra-*

- mento Mountains, New Mexico. Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- Kjellström E., Barring L., Jacob D., Jones R., Lenderink G., Schär C. 2007. Modelling daily temperature extremes: Recent climate and future changes over Europe. *Climatic Change* 81: 249–265. DOI 10.1007/s10584-006-9220-5.
- Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa. ISSN 83-01-13050-4.
- Kozak I., Typiak B., Parpan T., Kozak H. 2017. Prognozowanie wpływu zmian klimatycznych na dynamikę drzewostanów bukowych w polskiej i ukraińskiej części Roztocza. *Leśne Prace Badawcze* 78(2): 149-158. DOI 10.1515/frp-2017-0016.
- Krankina O.N., Harmon M.E. 1994. The impact of intensive forest management on carbon stores in forest ecosystems. *World Resource Review* 6(2): 161–177.
- Landres P.B., Morgan P., Swanson F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188. DOI 10.2307/2641389.
- Laughlin D.C., Bakker J.D., Stoddard M.T., Daniels M.L., Springer J.D., Gildar C.N., Green A.M., Covington W.W. 2004. Toward reference conditions: wildfire effects on flora in an old-growth ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management* 199: 137–152. DOI 10.1016/j.foreco.2004.05.034.
- Ledig F.T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos* 63: 87–109.
- Loehle C. 2000. Forest ecotone response to climate change: sensitivity to temperature response functional forms. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1632–1645. DOI 10.1139/x00-088.
- Magnusson J.J., Kratz T.K., Frost T.M., Bowser C.J., Benson B.J., Nero R. 1991. Expanding the temporal and spatial scales of ecological research and comparison of divergent ecosystems: roles for LTER in the United States. (red. P.G. Risser) Long-term ecological research: an international perspective. New York. ISBN 978-0471930051.
- Margolis E.Q., Huffman D.W., Iniguez J.M. 2013. Southwestern mixed-conifer forests: Evaluating reference conditions to guide ecological restoration treatments. USA, Ecological Restoration Institute Working Paper no. 28.
- Matuszkiewicz W. 1952. Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego. Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin, 218 s.
- Matuszkiewicz J.M. 2011. Przemiany w zespołach leśnych Puszczy Białowieskiej w drugiej połowie XX wieku. *Czasopismo Geograficzne* 82: 69–105.
- Mędrzak W. 2011. Powierzchnie doświadczalne profesora Schwappacha. *Głos Lasu* 6: 14–15.
- Moore M.M., Covington W.W., Fulé P.Z. 1999. Reference conditions and ecological restoration: A Southwestern ponderosa pine perspective. *Ecological Applications* 9: 1266–1277. DOI 10.1890/1051-0761(1999)009[1266:RCAERA]2.0.CO;2.
- Ohlau D. 2010. Forstwirtschaft mit der gleichen Intensität für alle Waldfunktionen ist kein Realität. *Forst und Holz* 12: 40–41.
- Paillet Y., Berges L., Hjaltén J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Rommersmann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Meszaros I., Sebastia M.-T., Schmidt W., Standovar T., Tothmeresz B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2009. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112. DOI 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x.
- Pigan M., Pigan I. 1999. Naturalne odnowienie dębu szypułkowego w drzewostanach sosnowych. *Sylwan* 143(09): 23–30.
- Pollock M.M., Beechie T.J., Imaki H. 2012. Using reference conditions in ecosystem restoration: an example for riparian conifer forests in the Pacific Northwest. *Ecosphere* 3(11): 1–23. DOI 10.1890/ES12-00175.1.
- Räisänen J., Hansson U., Ullerstig A., Döscher R., Graham L.P., Jones C., Meier H.E.M., Samuelsson P., Willén U. 2004. European climate in the late twenty-first century: Regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. *Climate Dynamics* 22: 13–31. DOI 10.1007/s00382-003-0365-x.
- Ranius T., Roberge J.-M. 2011. Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species. *Biodiversity and Conservation* 20: 2867–2882. DOI 10.1007/s10531-011-0143-8.
- Rowell D.P. 2005. A scenario of European climate change for the late twenty-first century: Seasonal means and interannual variability. *Climate Dynamics* 25: 837–849. DOI 10.1007/s00382-005-0068-6.
- Rosenzweig C., Karoly D., Vicarelli M., Neofotis P., Wu Q., Casassa G., Menzel A., Root T.L., Estrella N., Seguin B., Tryjanowski P., Liu C., Rawlins S., Imeson A. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453: 353–357. DOI 10.1038/nature06937.
- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach. Klęska czy zakłócenie rozwoju? Nadleśnictwo Pisz, 4 lipca 2002 roku, studium przypadku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary. ISBN 978-83-62830-08-4.
- Schuck A., Rois M. 2004. Forest Biodiversity indicators – A contribution to an EEA Core set of biodiversity indicators. Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality. (Marchetti M. red.). EFI Proceedings 51. Saarijavi. ISBN 9525453049.
- Schirmer W., Diehl T., Ammer C. 1999. Zur Entwicklung junger Eichen unter Kiefernschirm. *Forstarchiv* 70: 57–65.
- Schwappach A. 1912. Etragstabellen der wichtigeren Holzarten. Neudamm.
- Smith D.M., Larson B.C., Kelty M.J., Ashton P.M.S., 1997. The practice of silviculture. New York, John Wiley and Sons Inc. ISBN 047110941X, ISBN 978-0471109419.
- Sokołowski A. 2004. Lasy Puszczy Białowieskiej. CILP. Warszawa. ISBN: 83-88478-44-3.
- Stoddard J. L., Larsen D. P., Hawkins C.P., Johnson R. K., Norris R. H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* 16: 1267–1276. DOI 10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2.
- Stokland J. 1997. Representativeness and Efficiency of Bird and Insect Conservation in Norwegian Boreal Forest Reserves. *Conservation Biology* 11: 101–111. DOI 10.1046/j.1523-1739.1997.95190.x.
- Szymanowska Z. 1974. Lasy prywatne w Królestwie Polskim i ich przodujący gospodarze. Twórcy i organizatorzy leśnictwa polskiego na tle jego rozwoju. (red. A. Żabko-Potopowicz), Warszawa.
- Taylor A.H. 2004. Identifying forest reference conditions on early cut-over lands, Lake Tahoe Basin, USA. *Ecological Applications* 14: 1903–1920. DOI 10.1890/02-5257.
- Taylor A.H., Maxwell R.S., Skinner C., Safford H. 2012. Identifying spatially explicit reference conditions for forest landscapes in the LTW, USA. *Ecological Applications* 14: 1903–1920. DOI 10.1890/02-5257.
- Tzschupke W. 2012. Wie viel Prozessschutz im Wald brauchen wir? *AFZ-Der Wald* 10-11: 96–98.

- Walentowski H. 2011. Sowohl bewirtschaftete als auch unbewirtschaftete Wälder nötig. *AFZ-Der Wald* 22: 25–27.
- Wallin D.O., Swanson F.J., Marks B., Cissel J.H., Kertis J. 1996. Comparison of managed and pre-settlement landscape dynamics in forest of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management* 85: 291–309. DOI 10.1016/S0378-1127(96)03765-6.
- White P.S., Walker J.L. 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5(4): 338–349. DOI 10.1046/j.1526-100X.1997.00547.x.
- Wibig J. 2012. Has the frequency or intensity of hot weather events changed in Poland since 1950? *Advances in Science and Research* 8: 87–91. DOI 10.5194/asr-8-87-2012.
- Woziwoda B., Kopeć D. 2015. Changes in the silver fir forest vegetation 50 years after cessation of active management. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 84(2): 177–187. DOI 10.5586/asbp.2015.024.
www.gdansk.lasy.gov.pl [18.04.2017].
www.ic.fsc.org [4.04.2017 r.].
www.lasy.gov.pl [4.04.2017].
www.poznan.lasy.gov.pl [18.04.2017].
www.szczecinek.lasy.gov.pl [18.04.2017].
- Zasady Hodowli Lasu 2012. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Warszawa. ISBN 978-83-61633-65-5.
- Żabko-Potopowicz A. 1960. Historia leśnictwa. Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa.