

Zmiany przyrodnicze w ekosystemach pod wpływem pożarów środowiskowych

Natural changes in ecosystems under the influence of wildfires

BOGUSŁAW WIŁKOMIRSKI, PIOTR GUTRY

Summary. Wildfire is any uncontrolled fire occurring in different ecosystems. Degradation of environment and drought are among the most important reasons of wildfires. Any wildfire influences on environment, mostly by high temperature, and the effect can be observed on the field of changes of soil physical and chemical features, environmental xenobiotics level and animated nature. The most important changes of soil features include the variations in levels of organic matter, nitrogen and phosphorus, as well as the changes in soil reaction. Among the environmental results of wildfires, the increasing of the xenobiotics concentration and greenhouse gases amount can be observed. The most important organic pollutants originating from wildfires are polyaromatic hydrocarbons, which are known as highly toxic and carcinogenic compounds. In animated nature wildfire cause either fast biotic effects and adaptations or long lasting effects. The above effects are of more concern in plant world.

Key words: wildfires, soil, peat, polyaromatic hydrocarbons, plant succession.

Prof. dr hab. Bogusław Wilkomirski, Instytut Botaniki, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski, bowi@biol.uw.edu.pl

Piotr Gutry, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach. Oddział w Warszawie, ul. Rakowiecka 32, 02-532 Warszawa

CHARAKTERYSTYKA POŻARU ŚRODOWISKOWEGO

Każdy pożar, bez względu na wielkość i miejsce występowania, jest gwałtownym zjawiskiem, niosącym ze sobą szereg poważnych konsekwencji. Pożary środowiskowe, szczególnie wielkoobszarowe, powodują brzemiennie w skutki, często niekorzystne zmiany w ekosystemach, a głównym czynnikiem

odpowiedzialnym za wszelkie przekształcenia jest energia w postaci ciepła, która wydziela się w trakcie gwałtownych reakcji chemicznych przebiegających podczas spalania różnego typu paliw. W przypadku pożarów środowiskowych paliwem zwykle jest żywa i obumarła roślinność (pnie, konary, gałęzie, liście), ale także humus glebowy czy torf znajdujące się w złożach torfowisk różnego typu. Dodatkowym – oprócz wysokiej temperatury – niekorzystnym czynnikiem oddziaływania na środowisko są stałe i gazowe produkty spalania (Neary i wsp., 1999; Pyne i wsp., 1996).

W naszej strefie klimatycznej pojawianie się pożarów środowiskowych (szczególnie tych o dużej intensywności) jest świadectwem degradacji środowiska. W 1992 r. w okolicach Kuźni Raciborskiej na Śląsku szalał największy w historii polskiego leśnictwa pożar, który zniszczył ponad 10 tysięcy hektarów lasu. Przyczyną zastraszających (jak na warunki europejskie) rozmiarów tej katastrofy było przesuszenie ściółki leśnej oraz jej silne zanieczyszczenie substancjami toksycznymi, powodujące zanik mikrofauny i flory glebowej przekształcającej ją w próchnicę.

Długotrwałe okresy suszy niewątpliwie wpływają na częstotliwość i rozmiar pożarów środowiskowych. W 1988 r. w Parku Narodowym Yellowstone spłonęło ponad 250 tysięcy hektarów lasów, co stanowiło około 36% powierzchni leśnych całego parku i było jedną z największych katastrof tego typu na świecie. Według raportów FAO około 40% światowych zasobów leśnych jest potencjalnie zagrożonych pożarami. W Europie jest jeszcze gorzej, gdyż aż 65 % terenów leśnych położonych jest na obszarze o dużym zagrożeniu pożarowym. Wielkie pożary lasów w Hiszpanii i Grecji w ostatnich latach potwierdzają tę tezę.

Z punktu widzenia leśników, służb przeciwpożarowych, a także szerokiej opinii publicznej, pożary środowiskowe są zjawiskiem zdecydowanie negatywnym, czasami przeradzającym się w klęskę żywiołową. Nie należy jednak zapominać o tym, że w wielu środowiskach ogień jest nie tylko niszczącym żywiołem, ale także jednym z naturalnych czynników ekologicznych, warunkujących regenerację charakterystycznych gatunków flory.

Najczęstszą przyczyną pożarów środowiskowych (szczególnie w lasach) są wyładowania atmosferyczne. Na drugim miejscu w statystyce przyczyn powstania pożarów są podpalenia (zwykle umyślne, a czasem w wyniku przypadkowego zaproszenia ognia). Samoistne zapalenie się biomasy nagromadzonej w ściółce leśnej lub w pokładach torfu jest możliwe, jednak pojawia się stosunkowo rzadko.

Do przebiegu reakcji spalania niezbędne są trzy czynniki: obecność paliwa, źródło zapłonu i wystarczające stężenie tlenu w otoczeniu. Jednoczesne

zaistnienie tych czynników jest warunkiem koniecznym do rozpoczęcia pożaru, który w przypadku pożarów środowiskowych przebiega zwykle w pięciu stadiach określanych jako: faza wstępna, spalanie płomieniowe, tlenie (spalanie z wydzielaniem dużych ilości dymu), żarzenie oraz wygasanie.

Faza wstępna polega na nagrzewaniu paliwa oraz na reakcjach pirolitycznych, czyli procesach chemicznego rozkładu powodowanych wzrostem temperatury. W przypadku zapłonu rozpoczynają się reakcje spalania, podczas których uwalnia się energia w postaci ciepła oraz powstają różne produkty spalania – zarówno gazowe, jak i stałe (Pyne i wsp., 1996; DeBano i wsp., 1998).

Sprzyjające warunki, do których należy zwiększony dopływ tlenu, na przykład w trakcie silnego wiatru, powodują rozpoczęcie spalania płomieniowego, stanowiącego najbardziej niszczycielską fazę pożaru. Gwałtowne reakcje egzotermiczne przebiegające w zakresie temperatur od 300 do 1400°C powodują powstanie płomienia, którego cechy zależą z jednej strony od rodzaju paliwa, a w konsekwencji od właściwości produktów spalania, a drugiej – od stałej dostępności tlenu (Mullins, 1999; National Wildfire Coordination Group., 1994). Silny wiatr bierze udział w rozprzestrzenianiu się pożaru nie tylko dostarczając tlenu, ale także przesuwając płomień w kierunku nowych zasobów paliwa. O rozszerzaniu zasięgu pożaru – prócz wiatru – decydują także temperatura i wilgotność powietrza.

Zmniejszanie się ilości paliwa oraz powstawanie produktów spalania powoduje przejście do następnej fazy pożaru, zwanej tleniem. Podczas tej fazy maleje intensywność procesu spalania, spada temperatura i spowalnia się tempo rozprzestrzeniania się pożaru. Pożary środowiskowe występujące w lasach oraz na stepach i sawannach charakteryzują się przede wszystkim fazą spalania płomieniowego, podczas gdy spalanie się materii organicznej, obecnej w złożach torfu, butwiejących szczątkach roślinnych czy humusie, jest procesem przebiegającym przede wszystkim w stadium tlenia, a nawet występującego po nim żarzenia. Te dominujące w pożarach torfowisk fazy przebiegają co prawda w niższych temperaturach, nieprzekraczających zwykle 700°C, jednak są znacznie bardziej długotrwałe i dlatego mają bardziej istotny wpływ na właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne podłoża.

Zakończenie procesu żarzenia prowadzi do wygasania pożaru, które następuje w wyniku albo całkowitego wypalenia się biomasy, albo też zadziałania innych czynników, wśród których najistotniejsze to: zbyt duża wilgotność pozostałej po pożarze biomasy, zbyt niska temperatura niegwarantująca przebiegu reakcji pizolitycznych albo zbyt niskie stężenie tlenu w sąsiedztwie strefy spalania.

Bez względu na miejsce występowania pożaru środowiskowego podstawowym jego efektem jest wpływ wysokiej temperatury, a stopień zmian otoczenia zależy od charakteru pożaru i jego długości (DeBano i wsp., 1998). Zmiany te można rozpatrywać na trzech płaszczyznach, tj. zmian we właściwościach fizyczno-chemicznych gleb, pojawianiu się gazów cieplarnianych i ksenobiotyków organicznych oraz wpływie na przyrodę ożywioną, co zostanie kolejno omówione.

ZMIANY W GLEBACH POWODOWANE PRZEZ POŻAR

Emisja ciepła w wyniku przebiegających reakcji egzotermicznych w sposób bezpośredni wpływa na otaczającą glebę. Transport wydzielanego ciepła charakteryzuje się różnorodnością mechanizmów. Jednym z najważniejszych sposobów jest przewodzenie, które odbywa się w wyniku wymiany energii kinetycznej cząsteczek między ciałami o różnej temperaturze i ma miejsce w przypadku bezpośredniego kontaktu źródła ciepła z zimniejszym otoczeniem. Przewodzenie powoduje wyrównywanie się temperatur między strefą spalania biomasy a otaczającą ją glebę. Pożary powierzchniowe rozprzestrzeniające się w lasach i ekosystemach trawiastych zwykle powodują wzrost temperatury wierzchnich warstw gleby do około 300°C, choć w przypadku spalania dużych ilości biomasy mogą oscylować w granicach 500–700°C, a lokalnie nawet sięgać do 1400–1500°C. Bardzo wysokie temperatury, oscylujące w granicach 1000–1500°C, mogą pojawiać się podczas wglębnych pożarów złóż torfowych (Muraleedharan i wsp., 2000; Saharo, Munoz, 2005). Choć w większości przypadków temperatury tlenia torfów są znacznie niższe (500–600°C), to jednak w zupełności wystarcza to do rozkładu materii organicznej, który zaczyna przebiegać już w granicach 200–300°C.

Zdecydowana większość autorów (np. DeBano i wsp., 1998; Neary i wsp., 1999; Neary i wsp., 2005; Kennard, Gholz, 2001; Gonzalez-Perez i wsp., 2004; Certini, 2005) uważa, że pożary środowiskowe oddziałują na wiele właściwości gleb, przy czym w najbardziej istotny sposób wpływają na poziom materii organicznej, zawartość węgla, azotu, fosforu oraz odczyn gleby. Pożar środowiskowy w sposób istotny wpływa na zwiększenie pH gleby, czyli na alkalizację odczynu. Spowodowane jest to z jednej strony powstawaniem tlenków metali alkalicznych, a także wodorotlenków i węglanów, z drugiej – spalanie materii organicznej związane jest z uwolnieniem do środowiska związków o charakterze zasadowym. Pewien udział w procesie alkalizacji ma również denaturacja wielkocząsteczkowych kwasów organicznych pod wpływem wysokiej temperatury.

Już przy nagrzewaniu gleby do temperatury 450–500°C odnotowuje się wzrost wartości pH o około 0,5 jednostki, co zostało stwierdzone w wierzchnich warstwach gleb lasów i sawann objętych pożarami (Lynham i wsp., 1998; Certini, 2005; Ponder i wsp., 2009). Z kolei Marafa i Chau (1999), badając zmiany odczynu gleby po pożarach na wzgórzach otaczających Hongkong, stwierdzili wzrost pH o 0,27–0,33 jednostki.

Z oczywistych względów pożar środowiskowy wpływa na losy podstawowego pierwiastka biogenego, jakim jest węgiel. Neary i wsp. (2005) uważają, że procesy zmniejszania się poziomu materii organicznej mogą rozpoczynać się nawet w temperaturze nieprzekraczającej 100°C. Wraz ze wzrostem temperatury proces ten ulega intensyfikacji. W temperaturze dochodzącej do 200°C wyraźnie zmniejsza się poziom lotnych związków organicznych. Szacuje się, że przy temperaturze około 300°C następuje utrata do 85% glebowej materii organicznej, a działanie temperatury 500°C w ciągu zaledwie 30 minut jest w stanie spowodować utratę prawie całej puli glebowych związków organicznych. Oczywiście poszczególne elementy glebowej materii organicznej w różnym stopniu są podatne na procesy pirolizy. Czynnikiem decydującym o termolabilności lub termostabilności jest budowa chemiczna związków organicznych, gdyż niektóre grupy funkcyjne lub ugrupowania strukturalne są podatne na degradację termiczną. Ma to duże znaczenie w degradacji wielkocząsteczkowych struktur kwasów huminowych i fulwowych (Almendros i wsp., 1990; Certini, 2005).

Złóża torfowe są szczególnym rodzajem podłoża ze względu na wysoką zawartość węgla. Duży pożar środowiskowy – szczególnie penetrujący do głębszych warstw złoża – powoduje ewidentne, bezpowrotne straty węgla organicznego. Co więcej, spalenie się wyższych warstw torfowiska musi wpływać na pozostałe po pożarze poziomy złoża, zatem na torfowisku powstaje gleba o nowych właściwościach, odmiennych od cech gleb murszowych i bagiennych przed pożarem. Wzbogacenie składnikami zawartymi w popiele przejawia się we wzroście trofizmu gleby (Dembek i wsp., 2005).

Zmiany pojawiające się w składzie drobnocząsteczkowych pochodnych lipidowych obecnych w glebie są również charakterystyczne dla pożarów środowiskowych. Na przykład wysoka temperatura może powodować fragmentację długich łańcuchów węglowych, a to w przypadku pożarów o niewielkiej intensywności (nieniszczących całkowicie materii organicznej) znajduje odzwierciedlenie we wzroście zawartości alkanów oraz alkoholi oraz kwasów karboksylowych o krótszych łańcuchach węglowych.

Azot jest bardzo ważnym pierwiastkiem biogenym i jednocześnie jedynym pierwiastkiem z tej grupy, którego źródłem w glebie nie są procesy wietrzenia

skały macierzystej. Zdecydowana większość jego zasobów jest włączana w łańcuchy troficzne w wyniku ciągu reakcji chemicznych związanych z wiązaniem pierwiastkowego azotu z powietrza. Dodatkowym źródłem azotu jest stosowanie nawozów mineralnych.

Zmiany zawartości azotu w podłożu zależą silnie od temperatury. Za temperaturę graniczną, powyżej której rozpoczynają się straty azotu, uważa się 200°C, temperatura w granicach 400–500°C powoduje utratę około połowy puli azotu, a powyżej 500°C straty atomu gwałtownie rosną i przy dłuższym trwającym pożarze mogą być prawie całkowite (Neary i wsp., 1999, 2005; Certini, 2005). Związki organiczne zawierające azot ulegają degradacji w temperaturze około 350°C, przy czym najbardziej wrażliwe są formy aminokwasowe. W wyższych temperaturach ugrupowania amidowe podlegają przekształceniu w pierścieniowe formy heterocykliczne zawierające azot – pirol, imidazol, indol (Knicker i wsp., 1996).

W przypadku pożarów o gwałtownym, a nawet umiarkowanym przebiegu, większość azotu obecnego w związkach organicznych zmienia się w formy nieorganiczne, głównie w azot amonowy ($N - NH_4^+$). Popiół, który tworzy się w efekcie spalania materii organicznej również może zawierać w swym składzie azot amonowy. Duże ilości amoniaku ulatniają się podczas pożaru do atmosfery, jednak pewne jego ilości mogą pozostawać w glebie, gdzie w wyniku reakcji nitryfikacji są następnie przekształcane w przyswajalne azotany (Choromanska, DeLuca, 2002; Knicker i wsp., 2005; Neary i wsp., 2005). Tak powstałe azotany mogą utrzymywać się w glebie nawet kilka lat po pożarze.

Choć z danych literaturowych wynika, że pożary powodują straty ogólnej ilości azotu (Acea i wsp., 2003; Knicker i wsp., 1996), to jednak mogą ułatwiać późniejsze wkraczanie roślin na pożarzyska, gdyż jednocześnie zwiększają zawartość przyswajalnych (mineralnych) form tego pierwiastka (Certini, 2005). Również Neary i wsp. (2005) uważają, że wzrost zawartości azotu nieorganicznego w glebach objętych pożarem, choć ma charakter tymczasowy, korzystnie wpływa na regenerację roślinności.

Ponadto prace badawcze nad wpływem częstości pożarów na zawartość nieorganicznych form azotu ($N - NH_4^+$) i ($N - NO_3^-$) w glebach, prowadzone w lasach sosnowych Arizony przez Covington i Sackett (1986), dowodzą, że obszary, na których dochodzi do częstych kontrolowanych wypaleń, charakteryzują się wyższą zawartością azotu amonowego i azotanowego w porównaniu do terenów nieobjętych pożarami.

Z dostępnych publikacji wyraźnie wynika, że stosunek zawartości węgla do azotu (C/N) w glebach, które uległy spaleniowi jest zdecydowanie mniejszy niż w glebach, na których pożar nie występował (Almendros i in., 1990; DeBano

i in., 1998; González-Pérez i in., 2004; Pyne i in., 1996). Eksperymenty przeprowadzone przez Monleon i Cromacka (1996) na terenach leśnych, na których wystąpił pożar, również dowiodły spadku wartości C/N w badanych glebach.

Dotychczasowe wyniki badań wskazują, że pożary mają mniejszy wpływ na straty fosforu w porównaniu z azotem. Jest to spowodowane tym, że ulatnianie fosforu następuje w wyższych temperaturach, rzędu 770°C. Z badań wynika, że podczas całkowitego spalania materii organicznej w trakcie intensywnego pożaru środowiskowego tylko około 50–60% całkowitej ilości fosforu ulatnia się do atmosfery. Niemniej proces spalania w sposób istotny zmienia cykl biogeochemiczny tego pierwiastka. Przejawia się to między innymi przekształceniem fosforu organicznego w ortofosforan, czyli jedyną przyswajalną przez organizmy formę fosforu (Cade-Menun i wsp., 2000).

Pożar środowiskowy, w zależności od swojego przebiegu, może pozostawiać zmienne, ale stosunkowo duże ilości nieorganicznego fosforu, zwłaszcza w powstającym popiele. Zaobserwowano przy tym, że jeśli w popiele są obecne związki wapnia, a odczyn otoczenia zbliżony jest do obojętnego, fosfor w tej postaci może być szybko „unieruchomiony”, a przez to staje się niedostępny dla roślin (Neary i wsp., 2005). Ponadto w kwaśnych glebach ortofosforan wiąże się (na zasadzie adsorpcji) z glinem, żelazem oraz manganem (Certini, 2005).

Okres, przez który mineralne formy fosforu są dostępne dla organizmów żywych, może być zróżnicowany i stosunkowo długi. Jak twierdzą Romanya i wsp. (1994), siedem miesięcy po pożarze lasu eukaliptusowego odnotowywano podwyższone zawartości mineralnego fosforu, w porównaniu z ilościami zmierzonymi przed pożarem. Podobne wyniki uzyskał Macadam (1987), badając glebę lasu sosnowego w dziewięć miesięcy po pożarze.

POJAWIENIE SIĘ GAZÓW CIEPLARNIANYCH I KSENOBIOTYKÓW ORGANICZNYCH

Niektóre związki organiczne pojawiające się w określonych sytuacjach w środowisku nazywane są ksenobiotykami organicznymi, spośród nich niewątpliwie największe zainteresowanie badaczy budzą tzw. trwałe zanieczyszczenia organiczne (ang. POP – Persistent Organic Pollutants). Należą do nich wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane dibenzo-p-dioksyny i dibenzofurany (PCDD/Fs) oraz polichlorowane bifenyle (PCB). Zanieczyszczenia te pojawiają się w różnych ekosystemach, szczególnie poddanych różnego typu antropopresji albo działaniu pożarów.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są rozpowszechnionymi związkami trafiającymi do środowiska zarówno ze źródeł naturalnych, jak i antropogenicznych. W typowych warunkach środowiskowych zdecydowanie przeważają WWA pochodzenia antropogenicznego (Wilcke, 2000). Obok erupcji wulkanicznych najpoważniejszym naturalnym źródłem WWA są pożary biomasy, szczególnie lasów i torfowisk (Howsam, Jones, 1998; Jiang i wsp., 1998; Dahle i wsp., 2003.) Jest to całkowicie zrozumiałe, jeżeli uświadomimy sobie, że źródłem WWA są wszelkiego rodzaju procesy związane z silnym ogrzewaniem lub niecałkowitym spalaniem materii organicznej. W takich procesach atomy węgla nie zostają całkowicie utlenione i gromadzą się w postaci termodynamicznie trwałych struktur pierścieni aromatycznych.

W środowisku WWA zawsze występują w mieszaninie, której skład zależy od źródła tych związków. W przypadku pożarów zarówno ilość, jak i skład jakościowy WWA zależą od charakteru i intensywności pożaru, rodzaju spalanej biomasy i dostępności do niej tlenu. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne powstają ze stałej materii organicznej w temperaturze 400–600°C (Hajaligol i wsp., 2001), a warunki fizyczno-chemiczne podczas pożaru determinują nie tylko typ WWA powstających podczas pirolizy i pirosyntezy, ale także możliwość przetrwania tych związków w środowisku (Bojakowska, 2003).

Pojawianie się zwiększonej zawartości WWA w środowisku po pożarach lasów czy torfowisk były wielokrotnie obserwowane (Eun-Jung i wsp., 2003; Gabos i wsp., 2001; Dreyer i wsp., 2005; Manahan, 2006).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne są bardzo ważną grupą ksenobiotyków organicznych ze względu na fakt, że niektóre z nich mają działanie rakotwórcze, mutagenne i teratogenne.

Pożary środowiskowe dostarczają do atmosfery wiele produktów gazowych, także tych mających właściwości gazów cieplarnianych. Niewątpliwie najważniejszym produktem gazowym, powstającym w ich trakcie podczas spalania materii organicznej, jest dwutlenek węgla (Muraleedharan, 2000; Saharjo i wsp., 2006). Oprócz CO₂ podczas pożaru do atmosfery dostają się takie gazy, jak: CO, N₂O, CH₄ czy też węglowodory. Szacunkowe dane określają ilość węgla dostającego się rocznie do atmosfery w wyniku pożarów lasów i torfowisk na ponad 1015 ton.

Jednym z istotnych elementów powodujących pojawienie się ksenobiotyków w środowisku w zasięgu pożaru jest akcja ratownicza. Niektóre środki gaśnicze (piana, proszki) ułatwiają ich rozprzestrzenianie się w środowisku. Bardzo szybkie schładzanie wodą silnie rozgrzanej materii organicznej powoduje trudną do przewidzenia zmianę wielu procesów pirolitycznych, zwiększając

prawdopodobieństwo powstawania nowych, często trudnych do identyfikacji związków chemicznych. Poza tym duże ilości wody pojawiające się na zalewanym pogrzelisku ułatwiają migrację ksenobiotyków.

WPLYW POŻARÓW NA PRZYRODĘ OŻYWIONĄ

Można wyróżnić dwa aspekty wpływu pożarów środowiskowych na przyrodę ożywioną:

- a) szybkie efekty biotyczne i adaptacje,
- b) efekty długotrwałe.

Z oczywistych względów łatwiejsze do zaobserwowania efekty pożaru występują w świecie roślin niż w świecie zwierząt, gdzie osobniki mają możliwość czynnego przemieszczania się i unikania niszczącego działania ognia.

Większość autorów zajmujących się problematyką ekologii pożarów w aspekcie szybkich efektów biotycznych i adaptacji dzieli rośliny na trzy grupy (Kramp i wsp., 1983; Johnson 1992; Pyne, 2002):

- a) rośliny ogniowrażliwe (ang. fire-intolerant plants),
- b) rośliny ogniotolerancyjne (ang. fire-tolerant plants),
- c) rośliny ogniodporne (ang. fire resistant plants).

Rośliny należące do pierwszej z wymienionych grup są wysoce łatwopalne i dlatego są całkowicie niszczone przez ogień. Niektóre z nich (a także ich nasiona) po pożarze znikają ze zbiorowisk i już nie powracają, podczas gdy inne wykształciły mechanizmy umożliwiające przetrwanie i kiełkowanie nasion.

Rośliny grupy drugiej są zdolne do przetrwania pewnych form pożaru i wzrostu mimo uszkodzeń. Przykładem może tu być *Eucalyptus cypellocarpa*, który po pożarze wytwarza dużą liczbę pędów liściowych od nasady pnia aż do szczytu. Ten typ wzrostu powoduje, że czarny osmalony pień zostaje całkowicie pokryty młodymi, zielonymi liśćmi.

Gatunki zaliczane do ostatniej z wymienionych grup ulegają stosunkowo małym uszkodzeniom podczas typowych pożarów. Zwykle są to duże drzewa, których łatwopalne części znajdują się zbyt wysoko, aby ulec typowym pożarom. Przykładem może tu być nadpacyficzna amerykańska sosna żółta (*Pinus ponderosa*), osiągająca 75 m wysokości i pozbawiona nisko położonych konarów i gałęzi, które odpadają od pnia w trakcie wzrostu drzewa.

Požary środowiskowe wpływają na faunę począwszy od dużych kręgowców, a kończąc na małych bezkręgowcach glebowych. W przypadku niektórych zwierząt pożar często oddziałuje na pojedyncze osobniki i/lub populacje w sposób pośredni, na przykład zmieniając strukturę siedliska. Odnosi się to przede

wszystkim do gatunków, które przed pożarem mogą ratować się ucieczką. Dla przykładu, po jednym z silnych pożarów, jakie miały miejsce w parku Yellowstone, stwierdzono, że mniej niż 1% wszystkich większych ssaków występujących na terenie tego parku padło ofiarą ognia (Baskin, 1999). Pożar wpływa bezpośrednio na gatunki, które możliwości ucieczki nie mają, jak choćby płazy, gady czy organizmy glebowe.

Slik i Van Balen (2006) przeprowadzili badania nad zmianami struktury populacji i składu gatunkowego awifauny lasów deszczowych wschodniej części Borneo, spowodowanymi pojedynczymi oraz powtarzającymi się pożarami. Autorzy stwierdzili, że pożar prowadzi do zubożenia składu gatunkowego ptaków, które wynika najprawdopodobniej z redukcji zagęszczenia roślinności oraz silnej dominacji gatunków pionierskich, nadających siedlisku charakter homogenny w pierwszych latach po pożarze. Ponadto badacze odnotowali różnice w składzie gatunkowym ptaków między obszarami lasów, na których pożar wystąpił raz, w porównaniu z miejscami, które paliły się więcej razy. Zaobserwowano, że obszary, które uległy pożarom kilkakrotnie, są bardziej zróżnicowane pod względem występującej tam roślinności, a co za tym idzie – są atrakcyjne jako miejsce żerowania i gniazdowania dla większej ilości gatunków. Poza tym po pożarze odnotowano pojawienie się większej liczby ptaków będących generalistami, a także zmiany w ich sposobie odżywiania się. Awifauna lasów tropikalnych jest ściśle związana z pionową strukturą roślinności oraz jej bioróżnorodnością, tak więc odtworzenie składu gatunkowego ptaków sprzed pożaru jest ściśle uzależnione od regeneracji tej roślinności.

Baskin (1999) podaje, że według niektórych badań pożary powodujące degradację roślinności mogą pośrednio oddziaływać na spadek liczebności roślinożerców, takich jak na przykład łosie.

Badania Richardsona i współpracowników (2007), przeprowadzone nad Zatoką Hudson, dowodzą, że pożary lasów mogą wpływać na populację niedźwiedzia polarnego, głównie z powodu destrukcji legowisk tego gatunku. Pożar, redukując zadrzewienie oraz niszcząc warstwę zmarzliny, pozbawia niedźwiedzie dogodnych miejsc do zakładania gawr lub niszczy już istniejące, co ma ogromne znaczenie, zwłaszcza dla samic spodziewających się potomstwa. Ciężarne samice są w ten sposób zmuszone do poszukiwania nowych, dogodnych siedlisk oraz wykopywania legowisk, co – jak sugerują autorzy – jest bardzo kosztownym energetycznie procesem, który może w negatywny sposób wpłynąć na sukces reprodukcyjny. Podczas pożarów topnieje warstwa zmarzliny, która pozwala na zachowanie specyficznego mikroklimatu w legowiskach, ułatwiającego przetrwanie mroźnych zim i upalnych okresów letnich, a także chroni

przed owadami. Proces ten również znajduje odbicie w dodatkowych nakładach energetycznych. Ponadto stwierdzono, że obszary lasów, które uległy spaleni są patrolowane przez niedźwiedzie, jednak najczęściej tylko jednorazowo, ponieważ zwierzęta nie pozostają na pożarzyskach i nie zakładają tam gawr. Autorzy zaznaczają, że powtarzające się i długotrwałe pożary w rejonie Zatoki Hudson, pochłaniające coraz większe obszary lasów, mogą w drastyczny sposób zredukować liczbę miejsc dogodnych do zasiedlania przez niedźwiedzie polarne, a co za tym idzie – ograniczać ich liczebność na tym terenie.

Według Dunham i współpracowników (2003) pożary powodują szereg niekorzystnych zmian w ekosystemach wodnych. Autorzy koncentrują się, między innymi, na zmniejszeniu stabilności koryta rzeczno, zmianie wielkości przepływu, wzroście ilości osadów oraz materii alochtonicznej, a ponadto na zwiększeniu dostępności substancji odżywczych, promieniowania słonecznego oraz zmianie warunków temperaturowych. Zaburzenia te mogą być wywoływane przez pożar w sposób bezpośredni lub na skutek interakcji z czynnikami geologicznymi, topograficznymi i klimatycznymi. Należy również zwrócić uwagę, że zabiegi związane z ujarzmieniem pożaru mogą mieć bardzo negatywne skutki dla ekosystemów wodnych choćby w postaci toksycznych związków zawartych w środkach przeciwpożarowych.

Większość danych dotyczących oddziaływania pożarów na populacje ryb została udokumentowana dla rodziny łososiowatych. Udowodniono, że w wyniku pożaru może dojść do lokalnych zaników populacji ryb z powodu ich izolacji w zamkniętych odcinkach rzeki. Najbardziej narażone są gatunki o małej tolerancji na zmiany warunków środowiskowych, takie jak na przykład troć rzeczna (*Oncorhynchus gilae*) (Propst i wsp., 1992). Zmieniając charakter oraz fragmentację zlewni, pożar może się przyczynić do migracji gatunków ryb nierodzimych i wypierania gatunków naturalnie występujących w danym obszarze wód, jednak mechanizm ten nie jest do końca poznany (Claudi, Leach, 1999). Z kolei Baskin (1999) podaje, że zgodnie z obserwacjami przeprowadzonymi w potokach na terenie parku Yellowstone, pojawiające się popożarowe zmiany w łańcuchach troficznych nie miały negatywnego efektu dla populacji ryb.

Moretti i wsp. (2006) opisali zmienność populacji różnych gatunków stawonogów występujących na obszarach lasów strefy umiarkowanej w odpowiedzi na pożary tych ekosystemów. Autorzy dowodzą, że populacje stawonogów na obszarach, na których pożar wystąpił jedynie raz, odradzają się po 6–14 latach, czyli szybciej aniżeli w rejonach, gdzie pożar miał miejsce kilkukrotnie – po 17–24 latach. Odnotowano także, że zmiany w składzie gatunkowym stawonogów po pożarze są związane z jego intensywnością i są ściśle uzależnione od

zmian i fluktuacji w zaburzonym ekosystemie. Jak wynika z badań, jednym ze skutków takich zaburzeń może być ustalenie się nowej struktury dominacyjnej oraz zmiany w oddziaływaniach międzygatunkowych, takich jak konkurencja. Dla przykładu, zauważono, że populacje, które przed pożarem były mało liczne i ekspansywne, po pożarze „wykorzystały” nowo powstałe warunki środowiskowe, stając się populacjami subdominującymi i dominującymi.

Z kolei wyniki badań przeprowadzonych przez Lynch i wsp. (2006) wskazują na ścisły związek między aktywnością chrząszczy (*Dendroctonus ponderosae*), która doprowadziła do redukcji zadrzewienia w parku Yellowstone, a pożarami, które miały miejsce na tym obszarze 25 lat później. Chrząszcze, które powodują obumieranie drzew, przyczyniają się do powstawania znacznych ilości paliwa o bardzo dużej podatności na zapłon i jak potwierdziły analizy statystyczne, istnieje zależność, z której jasno wynika, że podwyższona aktywność wspomnianego stawonoga jest skorelowana z występowaniem pożarów na obszarach, na których aktywność ta miała miejsce.

Omawiając długotrwałe efekty pożarów środowiskowych należy pamiętać, że oddziaływanie ognia nie jest jednakowe w różnych ekosystemach. Można jednak przyjąć generalne założenie, że we wszystkich ekosystemach pożary wytwarzają swoistą mozaikę siedliskową, na którą składają się tereny całkowicie wypalone, obszary o niewielkim wypaleniu, jak również fragmenty nieuszkodzone przez ogień. Na terenach wypalonych rozpoczyna się sukcesja, najczęściej opisywana przez ekologów jako sukcesja roślinności (Begon i wsp., 1996). Po pożarze pierwsze pojawiają się rośliny, których nasiona przetrwały kataklizm oraz rośliny, których nasiona szybko przedostają się na teren pożarzyska. Generalnie są to szybko rosnące światłolubne rośliny zielne. Wraz z upływem czasu pojawiają się wolniej rosnące gatunki, które lepiej znoszą zagęszczenie i zacienienie. Następnie pojawiają się coraz większe drzewa i krzewy. Podobne, choć trudniejsze do jednoznacznego opisanie tendencje pojawiają się w obszarze sukcesji zwierząt. Pamiętać należy, że różne gatunki roślin, zwierząt i mikroorganizmów wyspecjalizowały się w wykorzystywaniu poszczególnych stadiów sukcesji, zatem mozaikowość środowiska popożarowego pozwala na pojawianie się wielkiej liczby gatunków.

Literatura

- Acea M.J., Prieto-Fernández A., Diz-Cid N., 2003. Cyanobacterial inoculation of heated soils: effect on microorganisms of C and N cycles and on chemical composition in soil surface. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 513–524.
- Almendros G., Gonzales-Vila F.J., Martin F., 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science*, 149: 158–168.
- Baskin Y., 1999. Yellowstone fires: A decade later. *BioScience*, Vol. 49, No. 2: 93–97.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R., 1996. *Ecology: individuals, population and communities*. Third Edition. Blackwell Science Ltd., Cambridge, Massachusetts, USA.
- DeBano L.F., Neary D.G., Ffoliott P.F., 1998. *Fire effects on ecosystems*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Bojakowska I., 2003. Charakterystyka wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i ich występowanie w środowisku. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 405: 5–28.
- Cade-Menun B.J., Berch S.M., Preston C.M., Lavkulich L.M., 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of Podzolic soils on northern Vancouver Island. II. The effects of clear – cutting and burning. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 1762–1741.
- Certini G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143: 1–10.
- Choromanska U., DeLuca T.H., 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 263–271.
- Claudi R., Leach J.H., 1999. *Non-indigenous freshwater organisms: Vectors, Biology and Impacts*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Covington W.W., Sackett S.S., 1986. Effect of periodic burning on soil nitrogen concentrations in ponderosa pine. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 452–457.
- Dahle S., Savinov V., Matishov G G., Evenset A., Naes K., 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in bottom sediments of the Kara Sea shelf, Gulf of Ob and Yenisey Bay. *The Science of the Total Environment*, 306: 57–71.
- Dembek W., Oświt J., Rycharski M. 2005. *Torfowiska i torfy w Pradolinie Biebrzy*. W: A. Drycz, C. Werpachowski (red.), *Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego*. Osowiec-Twierdza.
- Dreyer A., Blodau C., Turunen J., Radke M., 2005. The spatial distribution of PAH depositions to peatlands of Eastern Canada. *Atmospheric Environment*, 37: 3725–3733.
- Dunham J.B., Young M.K., Gresswell R. E., Rieman B.E., 2003. Effects of fire on fish populations: landscape perspectives on persistence of native fishes and nonnative fish invasions. *Forest Ecology and Management*, 178: 183–196.

- Eun-Jung K., Jeon-Eun O., Yoon-Seok Ch., 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *The Science of the Total Environment*, 311: 177–189.
- Gabos S., Ikonomu M.G., Schopflocher D., Fowler B.R., White J., Prepas E., Prince D., Chen W., 2001. Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediments following forest fires in northern Alberta. *Chemosphere*, 43: 709–719.
- Gonzalez-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J., Almendros G., Knicker H., 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International*, 30: 855–870.
- Hajaligol M., Waymack B., Kellog D., 2001. Low temperature formation of aromatic hydrocarbon from pyrolysis of cellulosis materials. *Fuel*, 80: 1799–1807.
- Howsam M., Jones K. C., 1998. Sources of PAHs in the environment. W: *The handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 3, Anthropogenic Compounds, Hutzinger O. (Editor in chief), Part I: PAHs and Related Compounds. Neilson A.H. (volume editor). Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg.
- Jiang C., Alexander R., Kagi R.I., Murray A.P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ancient sediments and their relationship to paleoclimate. *Organic Geochemistry*, 29: 1721–1735.
- Johnson, E.A., 1992. *Fire and vegetation dynamics – studies from the north American Boral Forest*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Kennard D.K., Gholz H.L., 2001. Effects of high – and low – intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant and Soil*, 234: 119–129.
- Knicker H., Almendros G., González-Vila F.J., Martin F., Lüdemann H.D., 1996. ¹³C – and ¹⁵N – NMR spectroscopic examination of the transformation of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biology and Biochemistry*, 28: 1053–1060.
- Knicker H., González-Vila F.J., Polovillo O., González J.A., Almendros G., 2005. Fire induced transformation of C- and N- forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol inder Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 701–718.
- Kramp B.A., Patton D.R., Brady W.W., 1983. *The effects of fire on wildlife habitat and species. RUN WILD: wildlife/habitat relationships*. United States Department of Agriculture. Forest Service, Southwestern Region.
- Lynch J.H., Renkin R.A., Crabtree R.L., Moorcroft P.R., 2006. The influence of previous mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) activity on the 1988 Yellowstone fires. *Ecosystems*, 9: 1318–1327.
- Lynham J.T., Wickware G.M., Mason J.A., 1998. Soil chemical changes and plant succession following experimental burning in immature jack pine. *Canadian Journal of Soil Science*, 78: 93–104.

- Macadam A.M., 1987. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the sub-boreal spruce zone of central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 17: 1577–1584.
- Manahan S.E., 2006. Toksykologia środowiska, aspekty chemiczne i biochemiczne. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Marafa L.M., Chau K.C., 1999. Effect of hill fire on upland soil in Hong Kong. *Forest Ecology and Management*, 120: 97–104.
- Monleon V.J., Cromack K. Jr., 1996. Long-term effects of prescribed underburning on litter decomposition and nutrient release in ponderosa pine stands in central Oregon. *Forest Ecology and Management*, 81: 143–152.
- Moretti M., Duelli P., Obrist M.K., 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 149: 312–327.
- Mullins G.W., 1999. Wildfire – feel and heat study guides. Bethesda MD. Discovery Illustrations, USA.
- Muraledharan T.R., Radojevic M., Waugh A., Caruana A., 2000. Emissions from the combustion of peat: an experimental study. *Atmospheric Environment*, 34: 3033–3035.
- National Wildfire Coordination Group, 1994. Introduction to wildland fire. National Interagency Fire Center, USA.
- Nearly D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F., Ffolliott P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122: 51–71.
- Nearly D.G., Ryan K.C., DeBano L.F., 2005. Wildland fires in ecosystems – effects of fire on soil and water. United States Department of Agriculture. Forest Service. Rocky Mountains Research Station. General Technical reports RMRS – GTR – 42, Vol. 4.
- Ponder Jr. F., Tadros M., Loewenstein E., 2009. Microbial properties and litter and soil nutrients after two prescribed fires in developing savannas in an upland Missouri Ozark Forest. *Forest Ecology and Management*, 257: 755–763.
- Propst D.L., Stefferud J.A., Turner P.R., 1992. Conservation and status of Gila trout, *Oncorhynchus gilae*. *Southwestern Naturalist*, 37: 117–125.
- Pyne S.J., Andrews P.L., Laven R.D., 1996. Introduction to wildland fires. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY. USA.
- Pyne S.J., 2002. How Plants Use Fire and are Used by It. PBS Nova Online.
- Richardson E., Stirling I., Kochtubajda B., 2007. The effects of forest fires on polar bear maternity denning habitat in western Hudson Bay. *Polar Biology*, 30: 369–378.
- Romanya J., Khanna P.K., Raison R.J., 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology Management*, 65: 89–103.
- Saharjo B.H., Munoz C.P., 2005. Controlled burning in peatlands owned by small farmers: a case study in land preparation. *Wetlands Ecology and Management*, 13: 105–110.

- Saharjo B.H., Sudo S., Yonemura S., Tsuruya H., 2006. Greenhouse Gasek produced during burning in the land preparation area Rusing fire in peat area belong to the community. *Forest Ecology and Management*, 234: 247–255.
- Slik J.W.F., Van Balen S., 2006. Bird community changes in response to single and repeated fires in a lowland tropical rainforest of eastern Borneo. *Biodiversity and Conservation*, 15: 4425–4451.
- Wilcke W., 2000. SYNOPSIS – Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil – a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163: 229–248.