


Wybrane problemy monitoringu i oceny stanu torfowisk oraz ich usług ekosystemowych

Paweł Pawlaczyk, Jolanta Kujawa-Pawlaczyk

Abstrakt. Nieodłącznym komponentem badań i ochrony torfowisk jest ich monitoring i próby oceny ich stanu; ważne jest jednak, by zadania te były realizowane ze świadomością licznych i znaczących ograniczeń i uwarunkowań metodycznych. Kluczowym dla torfowiska czynnikiem są warunki wodne, ich charakterystyka jest jednak znacznie bardziej złożona, niż mogłoby się to na pozór wydawać. Powierzchnia torfowiska niekoniecznie jest płaska, a jej rzędne niekoniecznie są stałe; głębokość wody w torfie jest w przestrzeni torfowiska zwykle zróżnicowana, może też zależeć od sposobu jej pomiaru; reżim wodny torfowiska zmienia się w krótkich cyklach reakcji na dopływ wody, w cyklu rocznym i w długich cyklach reakcji na lata mokre i suche; może reagować na zmiany bilansu wody z dużą bezwładnością. Zmiany uwodnienia niekoniecznie wyrażają się głębokością lustra wody; mogą wyrażać się np. zmianą długości okresów depresji uwodnienia. Roślinność torfowiska łatwiejsza jest do udokumentowania, ale i jej monitorowanie kryje pułapki. Ze względu na częstą mozaikowość roślinności, jej opis jest bardzo wrażliwy na dokładny wybór miejsca, w którym jest dokonywany. Gatunki o dobrych walorach wskaźnikowych są często trudno zauważalne i rozpoznawalne. Często obecnie stosowane do monitoringu torfowiskowych siedlisk przyrodniczych oraz do oceny ich stanu ochrony tzw. metodyki GIOŚ nadają się do szacowania stanu ochrony krajowych zasobów tych siedlisk, ale bez pewnych modyfikacji nie są wystarczające do monitorowania stanu konkretnego torfowiska lub stanu siedlisk w konkretnym obszarze Natura 2000. Zaproponowane w tych metodach wartości progowe klas stanu ochrony są pewną przeciętną, ale do wielu torfowisk nie pasują; nie powinny być automatycznie przekładane na cele ochrony konkretnych obiektów. Jeszcze bardziej złożone jest zagadnienie monitorowania usług ekosystemowych dostarczanych przez torfowiska, np. retencji wody czy udziału torfowiska w bilansie gazów cieplarnianych. Mimo rozmaitych prób, w zasadzie nie dysponujemy wciąż metodami, których założenia byłyby w pełni wiarygodne, a próby wyceny takich usług z rozsądną dokładnością są zwykle znacznie droższe, niż szacowana wartość tych usług.

Słowa kluczowe: monitoring torfowisk, monitoring warunków wodnych, hydrologia torfowisk, dynamika roślinności bagiennej, monitoring roślinności, stałe powierzchnie badawcze, monitoring siedlisk przyrodniczych, usługi ekosystemowe, retencja wody, gromadzenie CO₂, ocena stanu ochrony

Abstract. Selected problems of mires monitoring, conservation status assessment and ecosystem services assessment. The integral component of analysis and protection of the mires is their monitoring and attempts to



evaluate their condition and conservation status; it is important to perform those tasks with the awareness of numerous and significant restrictions and specificities of methodological nature. The key factor for the mires are water conditions, but their characteristic is much more complex than one would think. The surface of the mire is not necessarily flat, and its elevations are not always constant; the water depth in the peat usually varies within the peatland, it may also depend on the method of its measurement; the water regime of the mire changes in short cycles of reactions to water supply, in annual cycle and long cycles of reactions to dry and humid years; it may react to the changes of water balance with high inertia. The alterations of hydration are not necessarily reflected in the depth of the water table; they can reflect for instance in the change of the length of hydration depression periods. The mire vegetation is easier to document, but its monitoring contains its own traps. Owing to its mosaic vegetation, its description is very sensitive to the choice of point of vegetation relevè. Indicating species, mostly mosses, are often hard to spot and recognize. Nowadays the so-called GIOŚ methods are often used for monitoring the natural mire habitats and also for assessment of their conservation status. Such methods are relevant for estimation of the conservation status of the national resources of those habitats, but without certain modifications they are insufficient for monitoring the condition of the specific mire or the condition of the habitat of the specific Natura 2000 site. The threshold values of the class of conservation status proposed in those methods constitute certain average but are not relevant for many individual mires; they cannot be translated at default into objectives of the specific sites conservation. An issue even more complex comprises in the monitoring the ecosystem services provided by the peatlands such as water retention or contribution of the peatland to the greenhouse gases balance. Despite multiple attempts we still do not have the methods available whose premises would be fully reliable, whereas attempts to quote such services with considerable precision are often much more expensive than the estimated value of those services.

Key words: mire monitoring, hydrological monitoring, mire hydrology, mire vegetation dynamics, vegetation monitoring, natural habitats monitoring, permanent plots, ecosystem services, water retention, CO₂ accumulation, conservation status assessment

Wstęp

Nieodłącznym komponentem badań i ochrony torfowisk jest ich monitoring i próby oceny ich stanu (por. np. Pawlaczyk i in. 2002, McBride i in. 2011, Brooks i in. 2014). Do skutecznej ochrony torfowisk potrzebne są informacje będące sygnałem ostrzegawczym zaczynających się negatywnych zmian; wskaźniki degradacji i zniekształcenia, a wreszcie wskaźniki umożliwiające weryfikację skuteczności ochrony. Monitoring planowany jest

zwykle właśnie po to, by takich informacji dostarczyć. Informacje uzyskiwane z monitoringu i korygowanie sposobów ochrony na ich podstawie, to nieodłączne elementy współczesnego planowania ochrony przyrody (Alexander 2008, Esselink i in. 2008).

Jak każde działanie w ochronie przyrody, monitoring pociąga za sobą określone koszty. Jego planowanie musi uwzględniać ten aspekt, biorąc pod uwagę efektywność – relację pomiędzy przydatnością dostarczanej informacji i kosztem jej uzyskania, a także istniejące ograniczenia zasobów ludzkich i technicznych. Musimy być świadomi, co dokładnie monitorujemy, co dokładnie oznaczają – a czego nie – uzyskane dane; jaki użytek można zrobić z uzyskiwanej informacji. Monitoring nie powinien też sam wywierać zbytnej presji na monitorowane przedmioty ochrony.

Dobre zaplanowanie monitoringu jest więc trudną sztuką. Nieuchronny jest dylemat: dokładny monitoring niewielu obiektów, czy bardziej pobieżny monitoring na wielu obiektach? Interpretacja uzyskanych wyników wymaga też zawsze świadomości, jakie są metodyczne ograniczenia metod, którymi te wyniki uzyskano.

W niniejszym artykule sygnalizujemy wybrane problemy monitoringu, z jakimi się zetknęliśmy. Jeśli wyraźnie nie zaznaczono inaczej, przedstawione tu tezy są naszymi obserwacjami, interpretacjami i refleksjami opartymi na badaniach torfowisk Pomorza, w tym szczególnie bałtyckich torfowisk wysokich (Herbichowa i in. 2007 oraz późniejsze niepublikowane badania) oraz rozmaitych typów torfowisk w kompleksie Puszczy Drawskiej (Kujawa-Pawlaczyk i Pawlaczyk 2014, 2017), ale i wielu innych obiektów w Polsce północno-zachodniej. Staraliśmy się jednak zaprezentować je także na tle wybranych pozycji literatury.

Warunki wodne torfowiska jako przedmiot monitoringu

Kluczowe dla funkcjonowania każdego mokradła, w tym torfowiska, są warunki wodne. Ich badanie i śledzenie jest więc zawsze elementem monitoringu torfowiska (por. np. Gilvear i Bradley 2000, Pawlaczyk i in. 2002). Ocena uwodnienia jest elementem każdej metody oceny stanu torfowisk (por. dalej).

Często zalecana wizualna ocena uwodnienia (np. występowanie wody na powierzchni przy chodzeniu po torfowisku, jak np. w metodyce GIOŚ, por. dalej) jest podstawową informacją, może być jednak myląca. Uwodnienie samej powierzchni torfowiska nie zawsze odzwierciedla rzeczywiste warunki wodne; np. na zmurszałym torfowisku po opadach na jego powierzchni występować mogą rozlewiska wody, a jednocześnie głębsze warstwy torfu pozostają suchsze.

Najczęściej monitorowanym parametrem jest poziom wody w torfie, mierzony jako głębokość zalegania zwierciadła wody stabilizującego się w wykonanych w tym celu studzienkach obserwacyjnych. Zwykle są one wykonywane jako pionowe rury osadzone w torfie, których dolna część jest nacięta tak, że pozostaje w kontakcie z wodą w torfowisku (tzw. zafiltrowanie), najczęściej na głębokości 1-2 m (por. np. Pawlaczyk i in. 2002). Sam pomiar może być realizowany jako okresowe odczyty poziomu wody przez operatora, bądź jako rejestracja poziomu wody w zadanych odstępach czasu za pomocą czujników automatycznych.

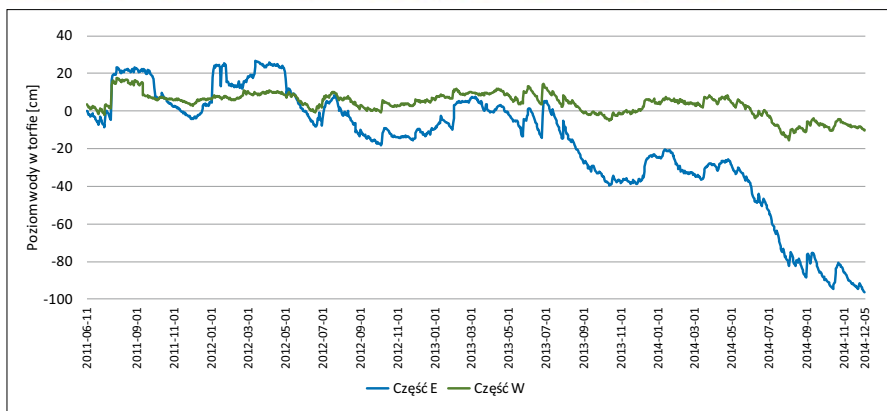
Taki monitoring dostarcza wielu cennych informacji o funkcjonowaniu torfowiska. Ma jednak kilka istotnych uwarunkowań i ograniczeń.

Powierzchnia torfowiska niekoniecznie jest płaska i pozioma. Niektóre typy torfowisk, np. większość torfowisk wysokich, ma kształt kopułowy, tj. ich centralna część jest wyniesiona. Torfowiska wiszące, zboczowe, czy torfowiska koldrowe kształtem swojej powierzchni nawiązują do ukształtowania podłoża i nie są poziome (por. Pawlaczyk i in. 2002). Badać i monitorować można zarówno głębokość zalegania wody w torfie względem powierzchni torfowiska (co jest cechą kluczową dla warunków siedliskowych powierzchni, np. dla wykształcania się roślinności, procesu torfotwórczego itp.), jak i bezwzględne rzędne i kształt zwierciadła wody w torfie (co jest cechą określającą np. retencję wody). Przy tym drugim podejściu konieczna jest precyzyjna niwelacja rzędnych studzienek obserwacyjnych (por. jednak niżej).

Nawet w torfowisku o płaskiej powierzchni, poziom zwierciadła wody w torfie nie musi być poziomy. Obserwowaliśmy, że różne części tego samego torfowiska mogą pozostawać pod wpływem różnych rodzajów zasilania w wodę i wykazywać odmienny rytm zmian uwodnienia (ryc. 1). Jest to zbieżne z informacjami literaturowymi: spadki zwierciadła wody nawet w małym torfowisku o względnie płaskiej powierzchni mogą być rzędu 1% (Hałas i in. 2008). W konsekwencji, monitorowanie uwodnienia choćby niewielkiego torfowiska za pomocą rejestracji zmian poziomu wody w jednym tylko punkcie dostarcza tylko częściowej informacji o uwodnieniu torfowiska.

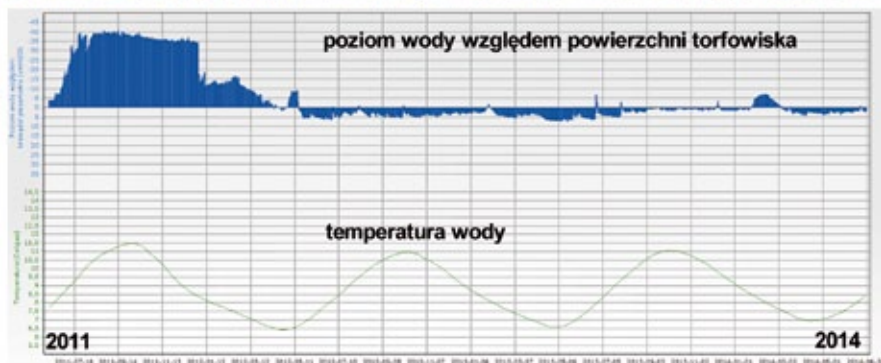
Kształt powierzchni torfowiska nie musi być stały. Wiele torfowisk ma charakter emersyjny, tj. ich powierzchnia podnosi się i opada wraz z poziomem wód gruntowych (por. Pawlaczyk i in. 2002). Typowym przykładem jest tu np. pływające pło, ale zjawisko pęcznienia dobrze nawodnionego złoża występuje także na torfowiskach innych typów. Na przykład na torfowiskach alkalicznych możliwość pionowych ruchów powierzchni torfowiska i w rezultacie zachowania stabilnego uwodnienia względem powierzchni cechuje prawdopodobnie najbardziej naturalne obiekty, a zanika wraz z degradacją torfowiska (Stańko i in. 2015). Położenie zwierciadła wody w torfie względem powierzchni torfowiska może być więc stabilne, ale bezwzględne wysokości tego zwierciadła mogą się znacząco zmieniać. W praktyce, wiele obserwowanych przez nas torfowisk ma pośredni, immersyjno-emersyjny charakter, tj. kształt ich powierzchni zmienia się zależnie od poziomu wody, ale nie odwzorowuje zmian poziomu wody dokładnie i natychmiast (por. np. ryc. 2). Rodzi to problemy techniczne dla monitoringu.

Zazwyczaj studzienki obserwacyjne osadzone są w torfie, ich położenie odwzorowuje więc zachowanie się powierzchni torfowiska. Mimo stałej odległości między krawędzią studzienki a powierzchnią, bezwzględne wysokości położenia studzienek mogą być w konsekwencji zmienne. Mierzony w nich poziom wody jest (pod warunkiem, że położenie studzienki w torfie jest rzeczywiście stałe, co trzeba każdorazowo kontrolować) poziomem względem powierzchni torfowiska. Uzyskanie informacji o bezwzględnym położeniu zwierciadła wody wymagałoby ciągłej weryfikacji rzędnych studzienek, co jest trudne technicznie. Jeśli jednak studzienka jest stabilnie i trwale zakotwiczona w podścielających utworach mineralnych, to jej rzędna może pozostać niezmienna, a zmieniać się może położenie powierzchni torfowiska względem górnej krawędzi studzienki. Taka studzienka działać będzie jednak działać jak kotwica dla warstw torfu, zniekształcając takie zmiany. Jeśli zakotwiczenie studzienki w podłożu nie jest do końca stabilne, albo jeśli różne warstwy torfu różnie zachowują się pod wpływem zmian uwodnienia, zmiany położenia krawędzi studzienki względem powierzchni torfowiska, jak również efekt „kotwiczenia”, będą nieprzewidywalne. Nie znamy dobrego rozwiązania tego problemu.



Ryc. 1. Zmiany poziomu wody w latach 2011-2014 w dwóch częściach jednego torfowiska przejściowego o powierzchni ok. 10 ha, w nadleśnictwie Głusko w Puszczy Drawskiej – punkty pomiarowe zlokalizowane w części wsch. (E) i zach. (W) torfowiska, w odległości ok. 450 m (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 1. The alterations of water level in years 2011-2014 in two parts of the same transition mire with area of 10 ha in Głusko Forest District in the Puszcza Drawska – the measurement points are situated in the eastern (E) and the western (W) part of the peatland within the distance of c. 450 m

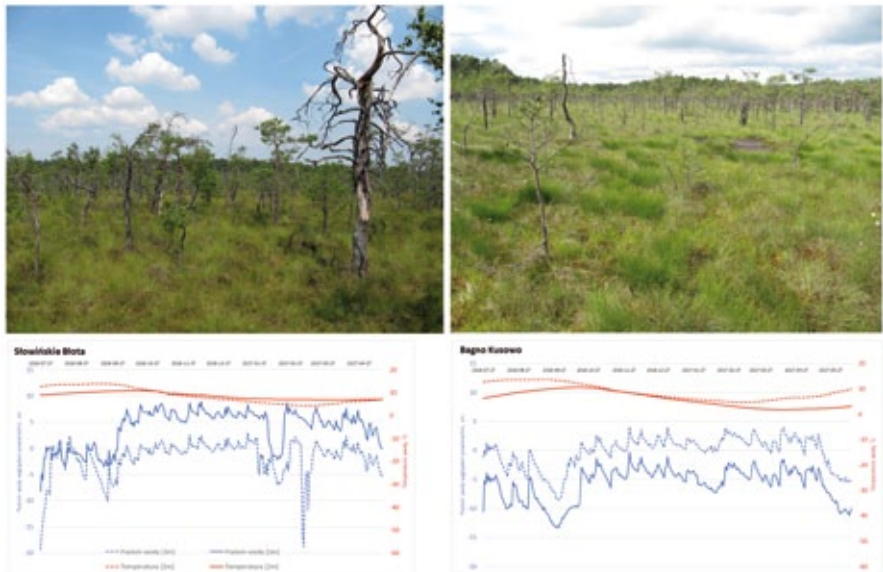


Ryc. 2. Reakcja torfowiska alkalicznego na zalanie przez bobry. W 2011 r. powierzchnia torfowiska została zalana wskutek spiętrzenia wody tamą bobrową. W 2012 r., mimo utrzymywania się piętrzenia, powierzchnia torfowiska uniosła się, wskutek czego poziom wody od tego czasu leży płytko pod powierzchnią, Storzyczkowe Mechowisko k. Drawna (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 2. The reaction of the alkaline fen on the inundation by the beavers. In 2011 the peatland was inundated in consequence of the water accumulation caused by the beaver dam. In 2012, despite the persistent accumulation, the peatland surface rose up, and as a consequence the water level since then has been at little depth under the surface, Storzyczkowe Mechowisko near Drawno

Na pewno konieczna jest świadomość, co dokładnie mierzy założony monitoring. Zarówno pomiar uwodnienia względem powierzchni, jak i pomiar bezwzględnej wysokości zwierciadła wody, ma sens. Pierwsza cecha ważna jest np. dla roślinności torfowiska, druga – dla scharakteryzowania retencji wody w torfie.

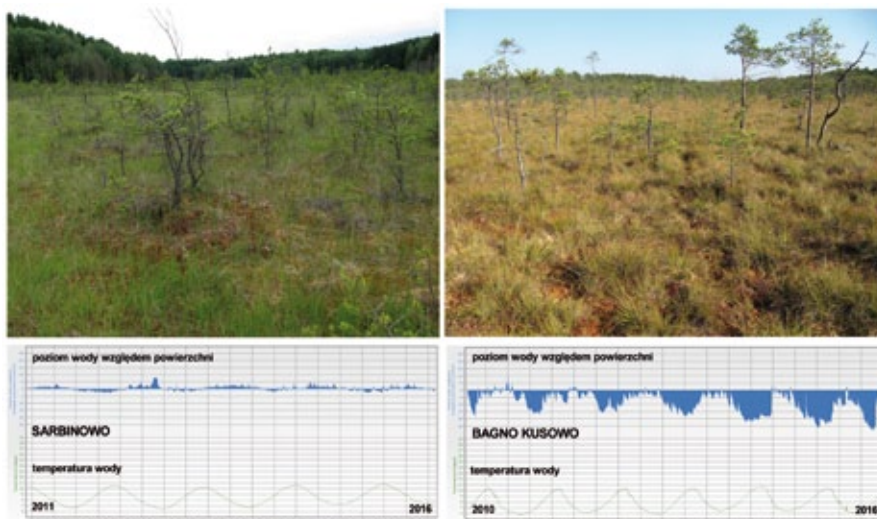
Wynik pomiaru głębokości zwierciadła wody w torfie może różnić się zależnie od głębokości zafiltrowania studzienki obserwacyjnej. Utrudnia to porównywanie danych o uwodnieniu różnych torfowisk, choć może być cennym przyczynkiem do rozważania sposobów zasilania torfowiska w wodę. Na ombrogenicznych torfowiskach wysokich obserwowaliśmy, że zwykle przebieg zmian poziomu wody w studzienkach o różnej głębokości zafiltrowania jest podobny, ale głębokość na jakiej stabilizuje się poziom wody, może się różnić (ryc. 3). Znacznie większe różnice w zależności od poziomu zafiltrowania otworu notowaliśmy na torfowiskach zasilanych przez wody podziemne. Zdarza się nawet, że woda w głębszych warstwach znajduje się pod ciśnieniem hydrostatycznym i ma charakter wody artezyjskiej lub subartezyjskiej. Pomiar poziomu wody stabilizującego się w tym samym miejscu torfowiska w otworach o różnych głębokościach dostarcza cennych danych do interpretacji warunków wodnych torfowiska. Wymaga to jednak duplikowania punktów pomiarowych, co zwiększa koszty monitoringu.



Ryc. 3. Poziom i temperatura wody zarejestrowane na dwóch torfowiskach wysokich: Słowińskie Błota (stosunkowo płytkie złożo z pewnym wpływem wód gruntowych) i Bagno Kusowo (głębokie złożo zasilane wyłącznie opadowo), w tych samych punktach torfowiska, przy różnej głębokości zafiltrowania otworu obserwacyjnego (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 3. The water level and its temperature registered on two bogs: Słowińskie Błota (relatively shallow peat deposit with certain inflow of ground waters) and Kusowo Bog (the deep peat deposit supplied exclusively by rain waters) at the same points of the bog with different depth of the observation wells filtration

Zmiany poziomu wody w torfie mają zwykle różne składowe: zmian długookresowych, cykli sezonowych oraz krótkookresowych zmian np. w reakcji na opad. Nawet na torfowiskach podobnych pod względem fizjonomii i roślinności, często obserwowaliśmy odmienny reżim wodny (ryc. 4). Duże różnice mogą występować nawet między torfowiskami położonymi blisko siebie. Na przykład na jednym torfowisku poziom wody charakteryzuje się znacznymi, lecz raczej długookresowymi zmianami, na sąsiednim – pozostaje zupełnie stabilny względem powierzchni torfowiska; na kolejnym zaś obiekcie pozostaje generalnie stabilny, ale z szybkimi, kilkunastocentymetrowymi fluktuacjami, być może w reakcji na opady. Często nie ma jednak prostych korelacji między uwodnieniem torfowiska a warunkami meteorologicznymi (por. także Hałas i in. 2008), choć zawsze warto poszukiwać takich związków, pozyskując także dane o opadzie i parowaniu (temperaturze) w pobliżu torfowiska. Długookresowe zmiany uwodnienia torfowiska niekoniecznie wyrażają się samą głębokością zalegania lustra wody; mogą wyrażać się np. zmianą długości okresów występowania depresji uwodnienia. Z tych powodów, wartość informacyjna pojedynczej, jednorazowej oceny uwodnienia jest niewielka. Nawet systematyczne pomiary, wykonywane w długich, a zwłaszcza w nieregularnych odstępach czasu, dostarczają tylko ograniczonej informacji o warunkach wodnych torfowiska. Ciągła rejestracja poziomu wody przez dłuższy czas w krótkich odstępach (wymagająca zwykle mierników automatycznych) zwykle dostarcza nowych, często zaskakujących informacji nawet o obiektach pozornie dobrze znanych.



Ryc. 4. Różna dynamika uwodnienia dwóch torfowisk o podobnej roślinności (mszar wysokotorfowiskowy). Torfowisko Sarbinowo w Puszczy Drawskiej i Bagno Kusowo k. Szczecinka (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 4. Different dynamics of the hydration of two peatlands with similar vegetation (Sphagnum/peat moss). Sarbinowo Mire in the Puszcza Drawska and Kusowo Bog near Szczecinek

Warte rozpoznania i monitoringu są także inne parametry wody, np. jej temperatura i parametry chemiczne. Nawet niewielkie zmiany tych parametrów mogą prowadzić do znaczących przeobrażeń torfowisk (por. Siegel 1998). Informacje w tym zakresie mogą być szczególnie cenne przy interpretacji hydrologii i ekologii torfowisk zasilanych wodami podziemnymi, ujawniając kierunek tego zasilania (Wołejko i Grootjans 2004, Grootjans i in. 2015). Wszystkie te uwarunkowania oznaczają jednak, że warunki wodne żadnego torfowiska nie mogą być trafnie scharakteryzowane jednym, łatwym do oceny i monitorowania parametrem „uwodnienia”.

Roślinność torfowiska jako przedmiot monitoringu i wskaźnik oceny stanu ochrony

Roślinność torfowisk jest również elementem często monitorowanym, a także powszechnie wykorzystywanym do waloryzacji torfowisk i oceny ich stanu. Zmiany roślinności decydują o zmianach fizjonomii całego torfowiska i uważane są za dobry indykatorem zmian całej jego ekologii.

Klasyczną i powszechnie stosowaną metodą opisu roślinności są zdjęcia fitosocjologiczne (por. Dzwonko 2007, Wysocki i Sikorski 2014). Jeżeli jednak chcąc za ich pomocą monitorować zmiany roślinności, pojawia się kilka problemów.

Informację o zmianach roślinności w konkretnych punktach torfowiska niesłoby porównanie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych dawniej i obecne (ale koniecznie w tej samej fazie fenologicznej) na dokładnie tej samej powierzchni. Wymaga to dokładnego odszukania lokalizacji dawnego zdjęcia. Jest to możliwe tylko gdy tę lokalizację oznaczy się trwale w terenie (założy stałą powierzchnię badawczą), a oznaczenie przetrwa do czasu kolejnej obserwacji. Pociąga to za sobą nakłady zarówno na wykonanie oznaczeń (z powodzeniem stosowaliśmy np. paliki, dodatkowo domierzone do oznakowanych drzew, ewentualnie podziemne elementy metalowe do wykrycia wykrywaczem metalu), jak i na ich konserwację (zwykle konieczną nie rzadziej niż raz na 2-3 lata). Jeżeli nie oznacza się wszystkich narozników powierzchni badawczej, to konieczne jest także ustalenie konwencji wybierania powierzchni zdjęcia w stosunku do punktu uznanego za jego lokalizację (koło czy kwadrat, a jeśli kwadrat, to jak zorientowany).

Nasze doświadczenia wskazują, że lokalizacja popularnymi urządzeniami GPS ma niewystarczającą dokładność, by rzeczywiście móc ponownie trafić w to samo miejsce – na torfowisku kilkumetrowa różnica lokalizacji punktu często może oznaczać zupełnie inną treść zdjęcia fitosocjologicznego. Porównując zdjęcia wykonane dawniej i obecnie w tej samej lokalizacji zmierzonej za pomocą GPS (ryc. 5), nie wiemy zwykle, czy różnice oznaczają zaszłą zmianę, czy niedokładnie powtórzoną lokalizację. Problem mogłoby rozwiązać użycie zawansowanych urządzeń GNSS mierzących współrzędne z dokładnością submetrową, ale taki sprzęt jest kosztowny.

Jeśli dokładna zgodność lokalizacji zdjęcia nie zostanie zachowana, to porównywać ze sobą można tylko – a i to z dużą ostrożnością (por. Chytry i in. 2013) – duże zbiory zdjęć (tabele fitosocjologiczne), ale nie pojedyncze zdjęcia wykonane w danym miejscu w różnym czasie.

Doświadczaliśmy, że faza fenologiczna rozwoju roślinności także istotnie wpływa na treść zdjęcia fitosocjologicznego, zarówno z przyczyn obiektywnych (rzeczywiste zmiany pokrycia), jak i subiektywnych (lepsza wykrywalność i skłonność do zawyżania pokrycia gatunków właśnie kwitnących – np. welnianka pochwowa *Eriophorum vaginatum* w fazie kwitnienia, kontrastowo się przebarwiających – np. welnianeczka darniowa *Trichophorum caespitosum* jesienią; obniżona wykrywalność niektórych gatunków turzyc poza okresem ich owocowania), czego świadomość trzeba mieć porównując zdjęcia lub ich zbiory.

W zdjęciach fitosocjologicznych do oceny ilościowości poszczególnych gatunków roślin powszechnie stosowana jest tzw. skala Braun-Blanqueta (por. Dzwonko 2007, Wysocki i Sikorski 2014). Przy ocenie zmian (porównywaniu zdjęć wykonanych w tym samym miejscu w różnym czasie) skala ta jednak skutkuje utratą istotnej informacji – w stopniach skali 1 i 2 nawet pięciokrotna zmiana pokrycia gatunku może nie odzwierciedlić się w zmianie stopnia oceny. Poza tym, na stopniach skali Braun-Blanqueta nie można wykonywać operacji matematycznych, nie można więc zmierzyć zmiany. Niektóre, choć nie wszystkie z tych wad ogranicza modyfikacja Barkmanna (1964, za Dzwonko 2007) rozbijająca stopień 2 skali Braun-Blanqueta na podstopnie oznaczane 2a, 2b, 2m – prosta, a według naszych doświadczeń warta stosowania w praktyce. Wiele zalet przy badaniach monitoringowych, zwłaszcza na stałych powierzchniach, ma tzw. decymalna skala Londo (Londo 1976, por. także Dzwonko 2007), w której różnice między zdjęciami dają się mierzyć jako matematyczne różnice ocen. Im jednak skala ma więcej stopni, tym staje się trudniejsza do opanowania i tym większy jest subiektywizm przyznawanych ocen (por. dalej).

Mimo teoretycznie zunifikowanej metody zdjęcia fitosocjologicznego, nasze doświadczenie pokazuje, że zdjęcia wykonane w tym samym miejscu i czasie przez różne osoby nieco jednak się różnią. Nawet przy pełnej kompetencji obserwatorów co do rozpoznawania gatunków, istnieją indywidualne różnice w umiejętności ich wyszukiwania i zauważania. Nawet u tego samego obserwatora, umiejętność ta może zmieniać się z czasem, np. wskutek nabywania doświadczenia. Dotyczy to szczególnie wykrywania i rozpoznawania mszaków, które są niekiedy trudno zauważalne, a ich oznaczanie w terenie wymaga odpowiednich kompetencji. Przy monitoringu na stałych stanowiskach nie można pobierać próbek roślin do oznaczenia kameralnego, bo taka procedura oznaczałaby znaczący wpływ na przedmiot monitoringu. Tymczasem, w wielu fitocenozach torfowiskowych, to właśnie mszaki, a nie rośliny naczyniowe, mają największą wartość informacyjną.

Do pewnego stopnia subiektywne okazują się też oceny pokrycia. Eksperci pracujący przy monitoringu mają zwykle niewiele okazji do ćwiczeń interkalibracyjnych. Część stwierdzanych różnic między zdjęciami fitosocjologicznymi może wynikać z takich przyczyn. Różnice między zdjęciami historycznymi a aktualnymi, wykonanymi nawet na dokładnie tej samej powierzchni, lecz przez różnych badaczy, nie zawsze świadczą więc o zaszłej zmianie.

Różnice te nie podważają zasadniczego celu badań fitosocjologicznych, jakim jest porządkowanie i klasyfikacja zdjęć fitosocjologicznych; zaczynają jednak mieć duże znaczenie, gdy metodę powtarzanego zdjęcia fitosocjologicznego stosuje się do monitoringu roślinności. Obiektywizacja ocen pokrycia poszczególnych gatunków na stałej powierzchni jest możliwa, ale za pomocą bardzo pracochłonnych metod.

Nasze doświadczenia z torfowisk w tym zakresie są zbieżne z wieloma innymi badaniami, w których w różnych ekosystemach szacowano skalę subiektywizmu ocen pokrycia,



Ryc. 5. Roślinność w punktach odszukanych przy dwóch kolejnych wizytach wg teoretycznie tych samych współrzędnych GPS mierzonych popularnym odbiornikiem GPS. Torfowisko Rzezińskie w Puszczy Noteckiej (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 5. Vegetation on sites found during the two consecutive field visits, according to theoretically identical GPS coordinates measured by the common GPS navigation device. Rzecin Mire in the Puszcza Notecka

lub różnic w wykrywaniu i prawidłowości oznaczeń gatunków. W zbiorowiskach łąkowych Lepš i Hadincova (1992) stwierdzili, że dwóch niezależnych badaczy aż dla 42% gatunków nieidentycznie określa stopień pokrycia. Na mokradłach w Ameryce Pn. Kercher i in. (2003) stwierdzili, że zaledwie w 36% przypadków zdjęcia fitosocjologiczne tej samej powierzchni wykonane przez dwa różne zespoły botaników są na tyle do siebie podobne, by tworzyły wyraźne pary w analizie skupień. Vittoz i Guisan (2007) na łąkach alpejskich stwierdzili, że tylko 45-63% rzeczywiście występujących na powierzchni próbnej gatunków zostało dostrzeżonych przez wszystkich z czterech niezależnych obserwatorów. W lasach Szwecji Milberg i in. (2008) stwierdzili, że ok. $\frac{1}{3}$ gatunków było przegapionych przez co najmniej jednego z dwóch niezależnych obserwatorów. Nie ma powodu, by w polskich zbiorowiskach torfowiskowych oczekiwać lepszych rezultatów.

Duże potencjalne możliwości śledzenia niektórych aspektów zmian szaty roślinnej dają bardziej wyrafinowane metody monitoringowe: porównywanie materiałów fotograficznych i fotogrametrycznych: zdjęć lotniczych, fotomap (także wykonanych z dronów), danych skanowania laserowego, czy zwykłych zdjęć fotograficznych wykonanych z tych samych punktów i w tych samych kierunkach; możliwości rekonstrukcji historycznej rozszerza także uwzględnienie dawnych zobrazowań kartograficznych (por. np. Langanke i in. 2007, Budzyńska i in. 2011, Herbich 2012, Barabach i Milecka 2013, Kujawa-Pawlaczyk i Pawlaczyk 2014). Planowe zastosowanie takich metod optymalizuje uzyskiwaną informację, wymaga jednak starannego przemyślenia wielu aspektów metodycznych (np. zapewnienie, że zdjęcia będą wykonywane z tych samych punktów, w tym samym kierunku i obejmować ten sam kąt; że materiały lotnicze będą wykonane w tej samej fazie fenologicznej roślinności itp.). Ponadto, metody te nie zastępują i zapewne nigdy nie zastąpią tradycyjnego badania i monitorowania roślinności – na zdjęciu widoczne mogą być cechy struktury roślinności, elementy antropogeniczne, ewentualnie gatunki dominujące, ale nigdy nie można w ten sposób utwalić pełnego składu gatunkowego fitocenozy. Technologie automatycznego lub półautomatycznego przetwarzania takich materiałów, niezbędne do ich wykorzystania w monitoringu na szerszą skalę, choć szybko się obecnie rozwijają, także mają wciąż istotne ograniczenia i wymagają zaawansowanych procedur analizy obrazu.

Metodyka GIOŚ monitoringu i oceny stanu torfowiskowych siedlisk przyrodniczych – przydatność, ograniczenia i możliwości dostosowania do skali lokalnej

W związku z wdrażaniem dyrektywy siedliskowej UE i planowaniem ochrony obszarów Natura 2000 wypracowano w Polsce, pod egidą Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, standardowe metody monitoringu i oceny stanu poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych (Buczek 2010, Stańko 2010, Koczur 2012a, 2012b, 2012c, 2015). Monitoring ten polega na opisanu odpowiednich parametrów i wskaźników na zlokalizowanym za pomocą GPS transekcie (zwykle 200-metrowym) oraz wykonaniu zdjęć fitosocjologicznych na początku, w środku i na końcu takiego transferu, przy czym zakłada się, że takie obserwacje powtarzane są na tych samych stanowiskach co kilka (zwykle ok. 6) lat. Zestawy branych pod uwagę wskaźników są dla różnych typów siedlisk podobne, ale

nie identyczne. Wartości poszczególnych wskaźników i parametrów są wyskalowane jako właściwy (FV), niezadawalający (U1) lub zły (U2) stan ochrony. Metodą tą opisano już kilkaset torfowisk w Polsce, a właśnie wykonywane jest w skali kraju pierwsze powtórzenie tego badania (GIOŚ 2017).

Zastosowanie tej metody ujawnia wymienione już wyżej problemy:

1. Zdjęcia fitosocjologiczne lokalizowane wg współrzędnych za pomocą GPS nie są lokalizowane dokładnie w punktach, w których wykonano zdjęcia poprzednio, w konsekwencji różnice między zdjęciami przypisanymi tej samej lokalizacji są bardzo trudne do sensownej interpretacji. Teoretycznie „te same” stanowiska” nie zawsze będą więc dokładnie tymi samymi.
2. Ocena uwodnienia dokonana organoleptycznie raz na kilka lat (kryterium szacunku jest występowanie wody na powierzchnię przy chodzeniu po torfowisku) niewiele mówi o rzeczywistych warunkach wodnych torfowiska (por. wyżej).
3. Trafne oszacowanie niektórych wskaźników, np. średniego zwarcia drzew na 20-metrowym transekcje, może być trudne; wynik zawiera znaczący element subiektywizmu.
4. Nadanie ocen FV, U1, U2 poszczególnym wskaźnikom zawiera komponent subiektywizmu. Mimo teoretycznie jednoznacznej metody i skali, zdarza się, że różni obserwatorzy różnie interpretują taki sam stan faktyczny.

Mimo to, metoda sprawdziła się jako narzędzie syntetycznej oceny stanu ochrony polskich zasobów poszczególnych siedlisk przyrodniczych. Już jednak jej zastosowanie do oceny trendów tego stanu jest bardziej wątpliwe. Opisane w literaturze testy metodyczne wykonane w podobnych sytuacjach (np. Chytry i in. 2013) sugerują daleko idącą ostrożność w interpretowaniu różnic między wynikami uzyskanymi w różnym czasie jako przesłanek zaszłej zmiany. Jeżeli natomiast metoda GIOŚ miałaby być zastosowana do wychwycenia zmian zachodzących na konkretnych stanowiskach, np. w ramach monitorowania obszaru Natura 2000, to – przy zachowaniu ogólnych założeń – konieczne są jej rozszerzające modyfikacje, obejmujące co najmniej:

- trwale oznakowanie w terenie punktów początku, środka i końca każdego transektu;
- standaryzację dokładnej powierzchni zdjęcia fitosocjologicznego (zarówno jej kształtu, jak i lokalizacji względem tych punktów);
- dodatkowy, ciągły monitoring poziomu wody za pomocą czujnika automatycznego umieszczonego w otworze obserwacyjnym, co najmniej w jednym punkcie na transekcje;
- dodatkowy pomiar zwarcia drzew, uzupełniający szacowanie tego wskaźnika na transekcje – np. na stałych powierzchniach próbnych, albo na całym torfowisku metodami fotogrametrii i analizy obrazu, czy skanowania laserowego;
- dokładny opis wartości poszczególnych wskaźników, a nie tylko przyznanych tym wartościom ocen; dokonywana bezpośrednio w terenie próba oceny zmian zaszłych od ostatniej obserwacji;
- zapewnienie, w miarę możliwości, że kolejne obserwacje będzie wykonywał ten sam obserwator;
- uzupełnienie monitoringu na stałej powierzchni (= trwale oznakowanym transekcje) o monitoring przynajmniej ogólnej struktury roślinności całego torfowiska, np. z wykorzystaniem materiałów fotointerpretacyjnych.

Tak zorganizowany monitoring będzie nieco bardziej kosztowny, ale dostarczy znacznie lepszych i znacznie bardziej przydatnych do planowania ochrony informacji o każdym z monitorowanych torfowisk.

Wskaźniki wykorzystywane w metodach GIOŚ, a także kalibracja ich ocen FV, U1 i U2, opisują typowy, wyidealizowany obraz odpowiednich typów siedlisk przyrodniczych. Z dużą ostrożnością trzeba podchodzić do wykorzystywania ich w planowaniu ochrony. Dotyczy to w szczególności wskaźnika porośnięcia drzewami: w metodzie GIOŚ już stosunkowo niewielkie zadrzewienie skutkuje oceną stanu torfowiska jako niewłaściwy lub zły. Tymczasem, w warunkach Polski obecność pewnej ilości drzew na torfowisku bywa zjawiskiem naturalnym. W wielu obiektach dokumentowaliśmy historyczne, nie dające się powiązać z żadną presją człowieka, fluktuacje zadrzewienia, fale ekspansji i wycofywania się drzew (Ryc. 6). W takich sytuacjach, nawet formalnie niewłaściwa lub zła ocena wskaźnika zadrzewienia nie powinna być przesłanką do podejmowania działań ochronnych i usuwania drzew. Inna jednak jest sytuacja, gdy wkroczenie drzew na torfowisko jest efektem antropogenicznego przesuszenia siedliska, a w dodatku transpiracja drzew pogłębia to przesuszenie – wówczas zabiegi usuwania drzew mogą być zasadne. Rozróżnienie tych sytuacji wymaga głębszego rozpoznania historii (np. stratygrafii) torfowiska i jego warunków wodnych.



Ryc. 6. Na niektórych torfowiskach mogą powtarzać się zupełnie naturalne epizody okresowej ekspansji drzew i zamierania tych drzew w okresach większego uwodnienia. Torfowisko k. Karwna na Pomorzu (fot. Jolanta i Paweł Pawlaczyk)

Fig. 6. Completely natural episodes of the periodic trees' expansion and their decay in the periods of higher hydration can repeat. Mire near Karwno in Pomerania

Usługi ekologiczne torfowiska – czy mogą być przedmiotem sensownego monitorowania?

Jednym z nurtów współczesnej ekologii stosowanej jest analiza tzw. usług ekosystemowych (np. Solon 2008, Brouwer i in. 2013 i lit. tam cyt.) dostarczanych przez ekosystemy. Oprócz samej identyfikacji i analizy takich usług, podejmuje się próby zmierzenia i wyceny ich ekonomicznej wartości (por. TEEB 2017 i materiały tam zgromadzone). Koncepcję tę odnieść można oczywiście także do torfowisk. Dostarczane przez nie usługi ekosystemowe są dość dobrze zidentyfikowane w literaturze (np. Zedler i Kercher 2005, de Groot i in. 2006, Maltby 2009, Maltby i Acerman 2011).

W dyskusjach o ochronie konkretnego obiektu torfowiskowego często pada więc pytanie, ile warte są dostarczane przez niego usługi ekosystemowe; jak zmieni się wartość takich usług przy różnych scenariuszach ochrony lub użytkowania mokradła. Odpowiedź wymagałaby określenia mierzalnych parametrów każdej z usług (np. ilości zretencjonowanej wody, ilości zakumulowanego węgla), a następnie nadania im wartości ekonomicznej.

Próby takiego szacowania parametrów dostarczanych przez torfowiska usług ekosystemowych, a także wyceny tych usług, są wprawdzie często podejmowane, ale raczej w skali ogólniejszej – światowej, krajowej lub regionalnej (por. np. de Groot i in. 2006). Bardzo trudne okazują się jednak wiarygodne oszacowania w skali lokalnej – dla pojedynczego, konkretnego torfowiska.

Oczywistą, często przytaczaną „usługą” dostarczaną przez torfowiska jest retencja wody. Jednak, samo zmierzenie ilości wody retencjonowanej w torfowisku, a tym bardziej zmiany tej cechy w wyniku działań ochronnych, jest zadaniem bardziej złożonym, niż się to na pierwszy rzut oka wydaje. Jak pokazano już wyżej, sama rejestracja uwodnienia torfowiska wymaga sieci wielu punktów pomiarowych, a ze względu na naturalne zmiany tego parametru w czasie, monitoring musi być długotrwały. Interesującą i unikatową próbę takiego monitoringu zrealizowali i przedstawili np. Herbichowa (2014) na Czarnym i Łebskim Bagnie na Pomorzu oraz Glińska-Lewczuk i in. (2014) na torfowiskach Gązwa, Zielony Mechacz i Sołtysek w północno-wschodniej Polsce. Uzyskane w obu przypadkach wyniki dostarczały wielu interesujących informacji i umożliwiły oszacowania zmian bilansu wodnego badanych torfowisk, ale mimo bardzo kompleksowego i dobrze zorganizowanego systemu monitoringu nie w całości okazały się łatwe do interpretacji. W szczególności, wpływ zabiegów renaturyzacyjnych jest silnie maskowany naturalną zmiennością warunków wodnych – wpływem lat suchych lub mokrych. W układach hydrologicznych zakładających ciągle, aktywne zarządzanie wodą, dobrze zaplanowany monitoring pozwala wyodrębnić skutki tego zarządzania z tła naturalnych zmian (por. np. Fahle i in. 2013), ale gdy renaturyzacja torfowiska polegała na jednorazowej interwencji – ocena jej wpływu na „usługę retencyjną” jest znacznie trudniejsza, gdyż nie dysponujemy replikacjami nadającymi się do odpowiedniej analizy.

W rzeczywistości korzyść z retencji nie polega zresztą na samym zgromadzeniu wody, ale na funkcjonowaniu torfowiska jako „opóźniacza odpływu” w całym, bardziej złożonym układzie hydrologicznym. Modelowanie takiego funkcjonowania to jednak już zagadnienie bardzo złożone. Tym bardziej trudno więc, bez zasadniczych uproszczeń i przybliżeń, określić wartość ekonomiczną takiej usługi dostarczanej przez konkretne torfowisko.

Często przytaczaną usługą ekologiczną torfowisk jest trwała akumulacja w nich węgla, mogąca w skali świata przyczynić się do ograniczania stężeń gazów cieplarnianych w powie-

trzu. Proces taki oczywiście ma miejsce, o czym świadczy sam przyrost biomasy torfowej, w znacznej części zbudowanej z węgla. Jednak, podstawy do rzetelnej oceny bilansu węgla dla pojedynczego, konkretnego torfowiska, są wciąż słabe (Pawlaczyk 2014 i lit. tam cyt.). Istnieją wprawdzie techniki pomiaru strumieni gazów na powierzchni torfowiska (tzw. metoda kowariancji wirów analizująca zmiany stężeń gazów zależnie od lokalnych zawirowań powietrza; metoda komorowa mierząca dynamikę zmian stężeń gazów pod kloszem nałożonym na powierzchnię torfowiska i porównująca sytuację trwającej fotosyntezy z sytuacją symulowanego zaciemnienia – Chojnicki i in. 2008, Juszczyk i in. 2017), pomiary takie są jednak kosztowne, wymagają specjalistycznego sprzętu i z tych powodów w praktycznych zastosowaniach często są ograniczane do pojedynczych punktów. Tymczasem, bilans gazów dla całego torfowiska wymagałby uśredniania po całej – zwykle zróżnicowanej strukturalnie – jego powierzchni (w tym np. uwzględnienia także strefy okrajka i innych drobnych struktur – por. Holden 2005), a do tego zwykle brak jest danych. Konieczne jest także uśrednienie bilansu po czasie i po zmiennych w czasie warunkach pogodowych, w tym uwzględnienie zarówno nocy, jak i okresu zimowego, a wiele badań te okresy pomija.

Rzetelne zmierzenie pełnego bilansu gazów cieplarnianych jakiegokolwiek rzeczywistego torfowiska wymagałoby więc takiego nakładu badawczego, w tym opomiarowania torfowiska z takim zagęszczeniem, jakiego nie zrealizowano dotąd w żadnych badaniach na świecie i jaki wykluczałby równoczesną ochronę tego torfowiska.

Zaproponowano metody szacowania akumulacji / emisji węgla z torfowisk na podstawie łatwiejszych do badania cech ich struktury, np. roślinności (np. Couwenberg i in. 2011). Po pierwsze jednak, oparte są one na pomiarach wykonanych w odpowiednich jednostkach roślinności na innych torfowiskach, a same te pomiary są obciążone dużą niepewnością (por. wyżej). Po drugie zaś, mocno niepewne jest samo założenie, że bilans gazów cieplarnianych jest rzeczywiście na tyle silnie skorelowany z roślinnością (czy z jakąkolwiek inną pojedynczą cechą) torfowiska, by móc go na tej podstawie rzetelnie szacować. Metody takie mogą się sprawdzić przy szacunkach dla większej grupy torfowisk, np. przy analizach na cele polityczne w skali kraju lub dużego regionu, ale dla konkretnego torfowiska są i pozostaną bardzo niepewne.

Konkluzje

Zasygnalizowane powyżej problemy nie oznaczają wątpliwości co do samego sensu monitoringu torfowisk. Przeciwnie, wynika z nich raczej, że warto przeznaczyć odpowiedni czas i środki, by taki monitoring jak najlepiej zorganizować i prowadzić. Doświadczeniem naszym jest również, że każde badanie monitoringowe torfowisk, nawet przy wszystkich zasygnalizowanych wyżej ograniczeniach, jest bardzo efektywnym źródłem wiedzy o nich: dostarcza informacji, które są często nowe i nieoczekiwane, ale znacznie przyczyniają się do zrozumienia, jak dane torfowisko rzeczywiście funkcjonuje. Warunkiem jest jednak, by uzyskiwane informacje interpretować prawidłowo, w tym ze świadomością ograniczeń metod, jakimi zostały uzyskane.

Literatura

- Alexander M. 2008. Management planning for nature conservation. A theoretical basis & practical guide. Springer Verl., 425 str.
- Barabach J., Milecka K. 2013. Przekształcenia antropogeniczne torfowiska Rzecin zaobserwowane na zdjęciach lotniczych. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, wydanie specjalne: Monografia „Geodezyjne Technologie Pomiarowe”, str. 11-22.
- Brouwer R. Brander L., Kuik O., Papyrakis E., Bateman I. 2013. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. University Amsterdam, 144 str, <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/pdf/EU%20Valuation.pdf>, dostęp 8.07.2017.
- Brooks S., Stoneman R., Hanlon A., Thom T. 2014. Conserving bogs. The management handbook. 2nd ed., Yorkshire Peat Partnership, https://issuu.com/peat123/docs/conserving_bogs, dostęp 10.09.2017.
- Buczek A. 2010. Torfowiska nakredowe. W: Mróz W. (red.) Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I, GIOŚ, Warszawa, str. 161-173.
- Budzyńska M., Dąbrowska-Zielińska K., Turlej K., Małek I., Bartold M., 2011, Monitoring przyrodniczy bagien bieżrzańskich z zastosowaniem teledetekcji. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 3 (35): 39-46.
- Chojnicki B.H., Urbaniak M., Leśny J., Juszcak R., Olejnik J. 2008. Nowoczesne metody pomiaru wymiany masy i energii pomiędzy podłożem a atmosferą. Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska 17, 1(39): 91-97.
- Chytry M., Tichy L., Hennekens S. M., Schaminée J. H. J. 2013. Assessing vegetation change using vegetation-plot databases: a risky business. Applied Vegetation Science 17, 1: 32-41.
- Couwenberg J., Thiele A., Tanneberger F., Augustin J., Bärtsch S., Dubovik D., Liashchynskaya N., Michaelis D., Minke M., Skuratovich A., Joosten H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. Hydrobiologia (2011) 674: 67-89.
- de Groot R., Stuij M., Finlayson M., Davidson N. 2014. Valuing wetlands: Guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Ramsar Technical Report No. 3 CBD Technical Series No. 27, Ramsar Convention Secretariat, Gland, 54 str.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Sorus, Poznan, 308 str.
- Esselink H., van Duinen G. A., Brouwer E., Nijssen M. N. 2008. Optimizing nature management by using the PROMME-checklist: from trial-and-error to knowledge based nature management. 6th European Conference on Ecological restoration, Ghent 8-12.09.2008.
- Fahle M., Dietrich O., Lischeid G. 2013. A guideline for developing an initial hydrological monitoring network as a basis for water management in artificially drained wetlands. Irrigation and Drainage 62: 524-536.
- Gilvear D. J., Bradley C. 2000. Hydrological Monitoring and Surveillance for Wetland Conservation and Management; a UK Perspective. Phys. Chem. Earth (B) 25, 7-8: 571-588.
- GIOŚ 2017. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych – wyniki monitoringu. Państwowy Monitoring Środowiska / Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, <http://siedliska.gios.gov.pl/> dostęp 10.09.2017.
- Glińska-Lewczuk K., Burandt P., Łażniewska I., Łażniewski J., Menderski S., Pisarek W. 2014. Ochrona i renaturyzacja torfowisk wysokich w rezerwach Gązwa, Zielony Mechacz i Sołtysek w północno-wschodniej Polsce. Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Białowieża, 129 str.

- Grootjans A. P., Wołejko L., Stańko R. 2015. Ecohydrological studies as a base for alkaline fens conservation planning in Poland. International Congress for Conservation Biology, Montpellier 2015; http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2013/01/2_Ecohydrological-studies-as-a-base-for-alkaline-fens-conservation-planning-in-Poland.pdf, dostęp 8.07.2017.
- Hałas S., Słowiński M., Lamentowicz M. 2008. Relacje między czynnikami meteorologicznymi i hydrologią małego torfowiska mszarnego na Pomorzu. *Studia Limnologica et Telmatologica* 2, 1: 15-26.
- Herbich J., 2012, Rekonstrukcja historycznych krajobrazów roślinnych na torfowiskach wysokich na podstawie archiwalnych map i zdjęć lotniczych na przykładzie rezerwatu „Długosz Królewski w Wierzychucie” na Pomorzu. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego* 16: 170-180.
- Herbichowa M. (red.) 2014. Renaturalizacja siedlisk i roślinności na zdegradowanych torfowiskach wysokich województwa pomorskiego. Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 126 str.
- Herbichowa M., Pawlaczyk P., Stańko R. 2007. Ochrona wysokich torfowisk bałtyckich na Pomorzu. Doświadczenia i rezultaty projektu LIFE04NAT/PL/000208 PLBALTBOGS. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 147 str.
- Holden J. 2005. Peatland hydrology and carbon release: why small-scale processes matters. *Phil. Trans. R. Soc. A* 2005 363.
- Juszcak R., Urbaniak M., Stróżecki M., Lamentowicz M., Chojnicki B. 2017. Metody pomiarów strumieni gazów szklarniowych na torfowiskach. *Studia i Materiały CEPL* 19, 2 (51): 206-224.
- Kercher S. M., Frieswyk Ch. B., Zedler J. B. 2003. Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. *Journal of Vegetation Science* 14: 899-906.
- Koczur A. 2012a. Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzeria-Caricetea nigrae*). W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. III, GIOŚ, Warszawa, str. 109-122.*
- Koczur A. 2012b. Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*. W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. III, GIOŚ, Warszawa, str. 123-136.*
- Koczur A. 2012c. Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk. W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. III, GIOŚ, Warszawa, str. 137-151.*
- Koczur A. 2015. Torfowiska wysokie, zdegradowane, lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji. W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. IV, GIOŚ, Warszawa, str. 182-195.*
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P. 2014. Torfowiska obszaru Natura 2000 „Uroczyska Puszczy Drawskiej”. *Zasoby – stan – ochrona*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, 114 str.
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P. 2017 (w druku). Torfowiska śródleśne w krajobrazie sandrowym na przykładzie Puszczy Drawskiej. *Studia i Materiały CEPL* 19, 2 (51): 143-162.
- Langanke T., Burnett Ch., Lang S. 2007. Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. *Landscape and Urban Planning* 79: 160-169.
- Lepš J., Hadincova V. 1992. How reliable are our vegetation analyses? *Journal of Vegetation Science* 3: 119-124.
- Londo G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33, 1: 61-64.

- Maltby E. (red.) 2009. Functional Assessment of Wetlands: Towards Evaluation of Ecosystem Services. Elsevier Publ., 694 str.
- Maltby E., Acreman, M.C., 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal*, 56, 8: 1341-1359.
- McBride I., Droy D. N., Hamill B., Jones P., Schutten J., Skinner A., Street M. (red.) 2011. *The Fen Management Handbook*, Scottish Natural Heritage, Perth, 332 str.
- Milberg P., Bergstedt J., Fridman J., Odell G., Westerberg L. 2008. Observer bias and random variation in vegetation monitoring data. *Journal of Vegetation Science* 19: 633-644.
- Pawlaczyk P. 2014. Akumulacja i emisja węgla przez torfowiska, w tym przez torfowiska alkaliczne. Klub Przyrodników, Świebodzin, 31 str., http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2013/01/2014-09-03_Us%C5%82ugi-ekosystemowe_7230_v-final.pdf
- Pawlaczyk P., Wołejko L., Jermaczek A., Stańko R. 2002. Poradnik ochrony mokradeł. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, 265 str.
- Siegel D. I. 1998. Evaluating Cumulative Effects of Disturbance on the Hydrologic Function of Bogs, Fens, and Mires. *Environmental Management* 12, 5: 621-626.
- Solon J. 2008. Koncepcja «Ecosystem Services» i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 21: 25-44.
- Stańko R. 2010. Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe). W: W: Mróz W. (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I, GIOŚ*, Warszawa, str. 145-160.
- Stańko R., Jarzombkowski F., Dziendziela K. 2015. Water conditions of selected alkaline fens in Poland. *International Congress for Conservation Biology, Montpellier 2015*; http://alkfens.kp.org.pl/wp-content/uploads/2013/01/5_Water-conditions-of-selected-alkaline-fens-in-Poland_small.pdf, dostęp 8.07.2017.
- TEEB 2017. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. <http://www.teebweb.org>, dostęp 8.07.2017 r.
- Vittoz P., Guisan A. 2007. How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science* 18: 413-422.
- Wołejko L., Grootjans A.P. 2004. An eco-hydrological approach to peatland management in Poland. W: L. Wołejko i J. Jasnowska (red.) *The future of Polish mires*. Monogr. AR w Szczecinie: 49-59.
- Wysocki W., Sikorski P. 2014. *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*. Wyd. 3, Wydawnictwo SGGW, 504 str.
- Zedler J. B., Kercher S. 2005. Wetland resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Ann. Rev. Environ. Res.* 30:39-74.

¹Paweł Pawlaczyk,²Jolanta Kujawa-Pawlaczyk

¹Klub Przyrodników, ²Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
Katedra Botaniki Leśnej
pawel.pawlaczyk@kp.org.pl,
jolapawl@wp.pl