

# MONITORING PROJEKTÓW REKULTYWACJI PRZYRODY I ŚRODOWISKA JAKO PODSTAWA SKUTECZNEJ OCHRONY I PRZYWRACANIA FUNKCJI SYSTEMÓW PRZYRODNICZYCH

Wojciech Puchalski

**Wojciech Puchalski, 2016:** Monitoring projektów rekultywacji przyrody i środowiska jako podstawa skutecznej ochrony i przywracania funkcji systemów przyrodniczych (*The monitoring of nature and environmental restoration projects as the basis for effective conservation and performance of natural systems*). Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Vol. 18(1), s. 11-25.

**Zarys treści:** Coraz liczniejsze działania rekultywacji/renaturyzacji środowiska przyrodniczego oraz czynnej ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych wymagają dokumentacji ich efektów bezpośrednich i rozwijających się w czasie. Temu celowi służą zadania monitoringu projektów. Jest on koncepcyjnie i metodologicznie całkowicie odmienny od klasycznego monitoringu przyrodniczego, oceniającego stan ekologiczny lub stan ochrony. Jest to monitoring dynamiczny, w trakcie poważnej zmiany w środowisku, dotyczący procesów i funkcji ekosystemowych, a nie stanu elementów środowiska przyrodniczego. Jego podstawą jest konstrukcja interakcyjnego modelu funkcjonalnego konkretnego systemu poddanego rekultywacji, na podstawie tego modelu prowadzi się następnie analizę szybko reagujących na zmiany wskaźników fizjologicznych, biochemicznych czy etologicznych. Taki monitoring obejmuje trzy fazy: przed działaniami inwestycyjnymi, w ich trakcie oraz ocenę efektów. We wszystkich fazach stanowi podstawę do adaptacyjnego zarządzania przygotowaniem, realizacją projektu i działaniami utrzymania jego efektów. Tego typu monitoring, choć odmienny od jego powszechnego rozumienia, w większej skali przestrzeni i czasu znajduje istotne powiązania z programami monitoringu stanu środowiska, monitoringu zintegrowanego oraz ekologicznymi badaniami naukowymi w kontekście ewolucji systemów oraz z interakcjami społecznymi w krajobrazie.

**Słowa klucze:** monitoring funkcjonalny, projekty rekultywacyjne, modele koncepcyjne, ekologia rekultywacyjna, zarządzanie adaptacyjne.

**Key words:** *functional monitoring, restoration projects, conceptual models, restoration ecology, adaptive management.*

**Wojciech Puchalski, Pracownia Natury, ul. Sosnowa 8, 95-050 Konstancin Łódzki, e-mail [pracownia.natury@wp.pl](mailto:pracownia.natury@wp.pl)**

## 1. Wprowadzenie

Rosnąca świadomość potrzeby i możliwości czynnego odtwarzania zdegradowanych ekosystemów i populacji zagrożonych gatunków, a także istniejące możliwości uzyskania wsparcia finansowego dla realizacji

takich zamierzeń, prowadzi do uruchamiania rosnącej liczby projektów, określanych kategorią rekultywacji ekologicznej (*ecological restoration*). Projekty takie są realizowane zwykle przez jednostki administracyjne lub organizacje pozarządowe, z ograniczonym udziałem ekspertów potrafiących ocenić ich ekologiczno-

-funkcjonalne uwarunkowania i znaczenie w szerszej skali.

Projekty takie są często oparte na zestandaryzowanych działaniach inwestycyjnych, sprawdzonych jako tzw. dobre praktyki w systemach uproszczonych (jak agrocenozy, uprawy leśne, uregulowane rzeki), nie zawsze jednak odpowiadających złożonym powiązaniom ekosystemowym w konkretnych, bardziej naturalnych ekosystemach i strukturach krajobrazowych. Na tej zasadzie działania te bywają krytykowane przez naukowców, zajmujących się aplikacyjnymi aspektami nauk o środowisku, określanymi jako ekologia rekultywacyjna (*restoration ecology*).

Zwykle krytyka ta podkreśla jedynie nominalną „ekologiczność” takich projektów, brak analizy ich lokalnych uwarunkowań (Huang, Frimpong 2016), nieuzasadnione przenoszenie doświadczeń z odmiennych geograficznie i ekologicznie systemów przyrodniczych (Benito-Garzón i in. 2013), tu niespecjaliści nie potrafią dostrzec istotnych różnic funkcjonalnych (zwłaszcza przy podobnych strukturach), niską efektywność ponoszonych kosztów, a przede wszystkim brak wiarygodnej dokumentacji ilustrującej procesy (zwykle złożone i wielowymiarowe) reakcji systemu ekologicznego na dokonane zabiegi techniczne.

To sprawia, że projekt taki – jeżeli nawet zakończony powodzeniem, a to bywa loterią – nie przynosi wartości dodanej w postaci wskazówek dotyczących warunków przyszłego zastosowania podobnych technologii, ich ograniczeń czy możliwych przeciwwskazań, a w przypadku niepowodzenia nie pozwala na rozpoznanie przyczyn (Noël i in. 2011). Podkreśla się, że projekty rekultywacyjne stanowią często wielkoskalowy układ eksperymentalny, pozwalający na wyciągnięcie wniosków zarówno poznawczych, jak i aplikacyjnych, w skali niemożliwej do przeprowadzenia w ramach większości projektów badawczych.

Te zastrzeżenia wpływają na coraz bardziej powszechne wymaganie – ze strony instytucji zarządzających programami pomocowymi i kwalifikujących wnioski projektowe do realizacji – przeprowadzenia odpowiedniego monitoringu projektu. Zwykle określa się, że monitoring taki powinien obejmować fazę przed realizacją działań projektu, ich wykonanie i dokumentować uzyskane efekty. Powinien być też zadaniem umożliwiającym i wspierającym adaptacyjne zarządzanie działaniami projektu, w razie potrzeby wskazującym i uzasadniającym kierunki modyfikacji działań technicznych.

Ale to także – zwracając uwagę, że projekty rekultywacyjne nie są projektami naukowo-badawczymi – ogranicza się zakres monitoringu prowadzonego w ich ramach do monitorowania odpowiednio: populacji ga-

tunku, siedliska przyrodniczego lub ekosystemu, które dany projekt określa jako swój cel. Analizę istotnych uwarunkowań zewnętrznych można włączyć do monitoringu jedynie wtedy, gdy wnioskodawca projektu potrafi przekonująco uzasadnić taką potrzebę. Zwykle nie przewiduje się też finansowania prac monitoringowych po formalnym zakończeniu projektu – kiedy to dopiero rozwija się sekwencja faz sukcesyjnych, które mogą (lub nie) doprowadzić do oczekiwanego efektu końcowego, jakim staje się przywrócenie wartości przyrodniczych lub poprawa stanu ekologicznego (stanu ochronny) obiektu, będącego celem projektu.

Celem niniejszego artykułu jest ogólne przedstawienie specyfiki monitoringu projektowego oraz (z konieczności) ogólnych wskazówek dotyczących podejmowania i realizacji takich działań. Ze względu na doświadczenie autora w prowadzeniu, ocenianiu i konsultowaniu projektów związanych z wodami, większość przykładów (często z najnowszej literatury przedmiotu) będzie dotyczyła ekosystemów wodnych, choć w praktyce monitoringu środowisk lądowych wskazówki te również powinny mieć zastosowanie. Ponieważ celem artykułu nie jest wytykanie błędów instytucjom i osobom, odniesienia do konkretnych projektów zostaną tu pominięte.

Przedstawione tu zagadnienia mogą jednocześnie być wskazówką dla przyszłych wnioskodawców projektów rekultywacyjnych, określającą, jak zaplanować formalnie wymagany monitoring projektu, aby służył w pełni środowisku przyrodniczemu, beneficjentowi projektu i rozwojowi wiedzy ekologicznej. Ci potencjalni wnioskodawcy często nie zdają sobie sprawy z możliwości tak określonego monitoringu, czasami są przekonani, że przyrodnicy mogą być jedynie zdolni do dokonywania rutynowych klasyfikacji elementów przyrody, co nie znajduje bezpośredniego odniesienia do adaptacyjnego zarządzania projektami rekultywacyjnymi.

Z drugiej strony jest to też informacja dla potencjalnych wykonawców monitoringu, wskazująca, że niemożliwe jest bezpośrednio przenoszenie doświadczeń z badań strukturalnych i monitoringu „dyrektywowego” na monitoring projektów inwestycyjnych. Tu nawet drobna różnica w określeniu „monitoring stanu ochronny siedliska” i „monitoring uwarunkowań środowiskowych dla siedliska” oznacza zupełnie inny zakres działań i wymagane dla nich kompetencje.

## 2. Monitoring stanu i monitoring procesów

Wśród przyrodników monitoring zwykle jest kojarzony z ocenianiem stanu ekologicznego ekosystemów lub stanu ochrony populacji gatunków chronionych i ty-

pów siedlisk przyrodniczych. Te działania – w Europie wynikające z wdrażania odpowiadających im dyrektyw unijnych – oparte są na systemach ilościowych wskaźników strukturalnych i znormalizowanych procedurach. Celem takiego monitoringu, w identyczny sposób prowadzonego na wielu obiektach, jest dostarczenie ujednoliconych statystycznych danych porównawczych o aktualnym stanie ekosystemów, gatunków, siedlisk w skali regionu, kraju czy Europy, jak również porównania trendów zmian tego stanu w wieloletniej perspektywie czasowej. Wyniki takiego monitoringu określają aktualny stan (jeżeli nie jest uznany za dobry czy właściwy, może być to przesłanką dla rozpoczęcia prac nad przygotowaniem wniosku projektu rekultywacyjnego, który ma doprowadzić do poprawy stanu), mogą wskazać – zwykle jedynie w sposób ogólny – na istniejące zagrożenia, ale nie dają możliwości prognozowania reakcji populacji czy ekosystemu na prowadzone działania naprawcze, ani nie pozwalają na tworzenie rankingów przewidywanych efektów różnych możliwych do podjęcia działań. Zwykle też oczekiwana (i możliwa do wykazania przez standardowe wskaźniki strukturalne) poprawa stanu ekologicznego czy stanu ochrony nastąpi dopiero wiele lat po zakończeniu projektu. Takie podejście monitorowania stanu – przeznaczone do zupełnie innych celów – najczęściej okazuje się nieprzydatne w efektywnym monitorowaniu działań projektów rekultywacyjnych. W niektórych programach odrzuca się już ze względów formalnych (unikania podwójnego finansowania) wnioski projektów, które swój monitoring opierają o standardowe procedury monitoringu stanu – tłumacząc to powielaniem przez projekt rekultywacyjny zadań właściwych innym instytucjom, które na ten cel otrzymują fundusze z innych źródeł.

Monitoring funkcji i procesów jako metoda i cel prowadzonych prac pojawia się dopiero w systemie monitoringu zintegrowanego, realizowanego w Polsce jedynie w skali małych zlewni w 11 stacjach bazowych (Kostrzewski 2016). Jednak i tu analizy funkcjonowania odnoszą się przede wszystkim do zakresu problematyki badawczej nauk geograficznych. Prezentowane na konferencjach aspekty monitoringu elementów biologicznych opierają się w zdecydowanej większości na opisach ich struktur.

W kontekście kojarzenia monitoringu biologicznego ze standardowymi procedurami opisywania wskaźników strukturalnych i rutynowym obciążeniu badacza takim podejściem trudne staje się znalezienie zespołów do prowadzenia funkcjonalnego monitoringu projektu rekultywacyjnego. Okazuje się nawet, że doświadczenie w prowadzeniu monitoringu strukturalnego może nie stanowić pozytywnego kryterium w ocenie ofert

kandydatów do monitoringu projektów rekultywacyjnych. Cenne natomiast może się okazać doświadczenie w wykonywaniu nierutynowych ocen oddziaływania na środowisko (Safont i in. 2012).

Tu wymagane będzie inne podejście: umiejętność niestandardowego i twórczego myślenia, znajdowania biologicznych procesów, dotyczących konkretnych populacji czy ekosystemów stanowiących cele projektu, w ich konkretnej lokalizacji, dynamicznie zmieniające swój charakter w wyniku realizowania inwestycji rekultywacyjnych. Podstawą w tym wypadku będzie możliwie szybka ocena najbardziej odpowiednich dla spodziewanych reakcji obiektu działań – np. produkcja, konsumpcja, respiracja, dekompozycja, migracja, rozrodczość, śmiertelność, niespecyficzny stres (Collier i in. 2013), w kontekście zmieniających się czynników środowiskowych, istotnych dla celu projektu.

Bardziej niż typowe dla monitoringu strukturalnego doświadczenie geobotanika czy zoologa-faunisty będzie tu potrzebne doświadczenie biochemika lub fizjologa (dla których niedogodnością może okazać się brak doświadczenia terenowego), czy też etologa, gdy celem projektu jest populacja zwierzęca. Jeżeli w wyniku działań projektu mają nastąpić zmiany w środowisku geograficznym, to w zależności od sytuacji może być przydatne doświadczenie hydrologa, geomorfologa, geochemika, ekologia krajobrazu, urbanisty.

### **3. Fazy realizacji monitoringu projektu rekultywacyjnego**

Każdy monitoring projektu składa się z trzech faz: przygotowania (tzw. monitoring wstępny, czy zerowy), inwestycyjnej (realizacji działań projektu) oraz oceny efektów (końcowej). Dla sprawnego przebiegu zadania monitoringowego w sytuacji, gdy monitoring wykazuje lokalną specyfikę, a nie tylko opiera się na standardowych wskaźnikach, istotne jest, aby wszystkie fazy były prowadzone przez ten sam zespół.

W złożonych, wielozadaniowych projektach granicami poszczególnych faz nie są konkretne, pojedyncze daty. Z ekologicznego punktu widzenia istotna może się okazać sekwencja poszczególnych inwestycji, szczególnie gdy efekt jednego z zadań technicznych działań zmienia warunki środowiskowe dla realizacji zadań następnych.

#### **3.1. Faza przygotowania zadań rekultywacyjnych**

W optymalnej sytuacji rozpoczyna się ona na długo przed realizacją inwestycji rekultywacyjnych – przed formalnym rozpoczęciem projektu. Przesłanką dla roz-

poczęcia przygotowań do rekultywacji mogą być wcześniejsze wyniki monitoringu stanu, wskazujące na różny od właściwego stan ekologiczny lub stan ochrony. W tej fazie powstają założenia techniczne rekultywacji i ocena wykonalności, zwykle w ujęciu wariantowym, która następnie jest podstawą dla wyboru właściwych i realnych rozwiązań technicznych oraz decyzji o przygotowaniu wniosku projektowego (Johnson i in. 2016).

Podstawą prac jest tu przygotowanie modelu funkcjonowania obiektu projektu (populacji, biocenozy, ekosystemu) przed podjęciem jakichkolwiek działań naprawczych i określenie celu (Geist, Hawkins 2016), do jakiego dążymy (stan historyczny lub nowa, dostosowana do aktualnych uwarunkowań, wizja ekosystemu). Tu niekiedy okazuje się jednak, że zamiast kosztownego i ryzykownego projektu inwestycyjnego lepsze i tańsze w dłuższej perspektywie czasowej efekty ekologiczne i społeczne może przynieść nawet lokalny projekt utrzymaniowy w ramach inicjatyw obywatelskich w konsultacji z ekspertami (Schaefer 2006, Fullerton i in. 2009).

Rzadko mamy do czynienia z tak zaawansowanymi wynikami multidyscyplinarnych badań, że możliwe staje się opracowanie modelu numerycznego (tu zlewnie stacji bazowych monitoringu zintegrowanego mogą być możliwymi do rozważenia obiektami). Zwykle zadawaliśmy się modelem jakościowym, wymagającym jedynie obserwacyjnej oceny istotnych czynników. Wnioskowanie jakościowe – *qualitative reasoning* – okazuje się tu przydatną procedurą (Salles i in. 2006), dostępne są też liczne inne oprogramowania, korzystne w różnych sytuacjach (np. Kail i in. 2015; Carvalho i in. 2016; Clilverd i in. 2016; Fernández, Morales 2016; Seliger i in. 2016).

Podstawowym modelem wyjściowym, na którym czasami możemy poprzestać, będzie model koncepcyjny, ilustrujący jakościowe zależności między istotnymi elementami i procesami w środowisku, w szczególności tymi, które zamierzamy zmienić w ramach planowanej inwestycji. Punktem wyjścia stają się nasze przekonania o funkcjonowaniu systemu i jego wartościach (Williams, Hooten 2016), które w trakcie nabywania nowej wiedzy i budowania kolejnych wersji modelu mogą ulec daleko idącej zmianie. Podstawą tworzenia modelu są dane literaturowe, własna wiedza, opinie ekspertów i rekonesans terenowy, łączony też w miarę potrzeby z drobnoskalowymi eksperymentami *ex situ* (Pollard et al. 2016). Tu uwzględniamy kompleksowe zależności w różnych skalach przestrzeni i czasu, kontinuum przestrzenne (w przeciwieństwie do oddzielnych stanowisk w monitoringu strukturalnym), jak również poziomów integracji systemów – populacji, metapopulacji i ekosystemu (Armstrong, Seddon 2008), dowody na brak

równowagi, stabilności i elastyczności systemu (gdymyby była, nie byłby potrzebny projekt rekultywacyjny), przewidywane sprzężenia zwrotne i nieliniowość reakcji, typową dla większości systemów przyrodniczych (Wu, Marceau 2002).

Dla niektórych elementów planowanych działań mogą być przydatne bardziej zaawansowane modele niż dla innych. Przy konstrukcji przepławek, które mają umożliwić migrację ryb przez zapory, powszechne staje się opracowywanie modeli hydrodynamicznych (Laborde i in. 2016). Przykładem „gatunkocentrycznego” modelowania istotnych czynników środowiskowych dla populacji ryb w monitoringu małej zlewni może być praca Garbe i in. (2016), pokazująca znaczenie interakcji czynników hydrologicznych, dostępności powierzchni tarłowych, pokarmu i schronienia (roślinność wodna) w kształtowaniu wielkości populacji. Tego typu modelowanie może być podstawą dla oceny, czy po zlikwidowaniu w wyniku realizacji projektu barier migracyjnych, określone gatunki ryb znajdą na nowym obszarze odpowiednie dla nich warunki siedliskowe na wystarczająco dużym obszarze. Jeżeli w tak określonym modelowym monitoringu nie znajdziemy dowodu potwierdzającego tę tezę, a projekt ogranicza się do budowy przepławek, monitoring powinien być podstawą do rezygnacji z realizacji projektu lub jego gruntownej przebudowy.

Tworzenie modelu powinno uwzględniać kontekst fluktuacji i wieloletnich trendów zmian warunków środowiskowych – klimatycznych i hydrologicznych. Zwykle mamy ograniczony i przypadkowo wybrany czas na wykonanie terenowych prac przygotowawczych, których wyniki mogą okazać się w tym kontekście mało reprezentatywne (Johnson i in. 2016). Podstawową umiejętnością zespołu staje się ocena, jak może zachować się system poddany określonym działaniom rekultywacyjnym w wieloletniej perspektywie czasowej przy prognozowanej dynamice klimatu (często również dotyczy to dynamiki rozwoju ekonomicznego regionu) z jego typowymi fluktuacjami, prawdopodobieństwem zjawisk ekstremalnych i przewidywanym trendem zmian kierunkowych (Mawdsley 2011).

Dzięki wstępnemu modelowaniu sytuacji łatwiejsze staje się określenie istotnych niewiadomych (luk w wiedzy) i sposobów ich wypełnienia (drobnoskalowe badania w terenie, wiedza ekspertów, studia literaturowe) i uzupełnienie – rozwój modelu, zdefiniowanie rzeczywistych problemów i dróg ich rozwiązania, przedstawienie alternatywnych rozwiązań i prognoza ich zachowania, a następnie wybór najbardziej odpowiednich w danej sytuacji działań inwestycyjnych. Oczywiście pozostaje zawsze jakiś zakres niepewności – a radzenie



sobie z niepewnością jest już domeną nowoczesnego, adaptacyjnego zarządzania projektem (Geist, Hawkins 2016), gdzie istotnym elementem jest współpraca w ramach szerokich formalnych i nieformalnych, profesjonalnych grup wsparcia (Haila i in. 2014) i pewien zakres standaryzacji procedur (Magnusson 2014).

Rozpoczęcie prac monitoringowych od budowy modelu funkcjonalnego pozwala również na uzyskanie lepszej efektywności kosztowej monitoringu (Abeli i in. 2012). Określenie czynników chemicznych istotnych dla populacji gatunku, którego projekt dotyczy, a także typowego charakteru ich dynamiki sezonowej, pozwala na znaczące zredukowanie zakresu analiz chemicznych i wskazanie optymalnych terminów i częstotliwości pobierania prób.

W tej fazie monitoringu powinno się zauważyć i przewidzieć również efekty wtórne planowanych do realizacji inwestycji, w szczególności krótko- i długoterminowe zagrożenia dla systemu ekologicznego, wynikające z działań projektu. Roboty budowlane mogą np. przejściowo zwiększyć ładunek zawiesiny w wodzie i przez jej dekompozycję doprowadzić do obniżenia stężeń tlenu i wzrostu ładunków nutrientów, mogą płoszyć cenne gatunki ptaków, jeżeli są obecne w terenie robót. Tu zadaniem monitoringu jest wskazanie terminów prowadzenia robót, w których szkody w środowisku są najmniejsze, jak również wskazanie innych możliwych działań w celu ograniczenia szkód. Niekiedy potrzebne jest wskazanie konieczności „rekultywacji porekultywacyjnej” – jeżeli np. ciężkie maszyny używane do prac budowlanych znacząco zniszczą powierzchnię gleb torfowych na trasie swojego przejazdu. Prognozowane zmiany w liczebności i obszarze występowania poszczególnych populacji, w szczególności tych określanych jako „inżynierów ekosystemowych” oraz drapieżników, mogą mieć poważne konsekwencje, wykraczające niekiedy poza bezpośrednio zasiedlany przez nie ekosystem.

W tej fazie prac, gdy mamy rozwinięty model interakcji i procesów ekologicznych związanych z obszarem projektu i planowanymi działaniami rekultywacyjnymi, przystępujemy do wyboru metod bezpośredniego monitoringu. Parę wskazówek zostanie opisanych poniżej. Tu jeszcze raz warto przypomnieć, że monitoring projektowy nie jest standardowym monitoringiem struktur, wskaźników stanu ekologicznego, stanu ochrony czy jakości wód, a monitoringiem specyficznych dla danej sytuacji, często unikatowych uwarunkowań i efektów działań inwestycyjnych. Czynnikiem ograniczającym będą czas i budżet przewidziany na działania monitoringowe. Dobry koordynator projektu będzie oczekiwał bieżącej i bezpośredniej komunikacji wyników monito-

ringu podanych w formie praktycznych wniosków do wdrożenia (i będzie rozumiał ich znaczenie), a nie będzie czekał na końcowe czy okresowe formalne raporty.

Nie zawsze (a w krajowych warunkach rzadko) zespół monitoringu projektu ma ten komfort czynnego udziału w wieloletnich studiach przedprojektowych, planowaniu działań i przygotowaniu wniosku projektowego. Zwykle zespół monitoringu zostaje powołany w trakcie realizacji już zatwierdzonego projektu i w ten sposób czas fazy przygotowawczej monitoringu niekiedy zostaje skrócony do czasu poniżej absolutnego minimum.

W tym kontekście zrozumiałe stają się przypadki, gdy zespół monitoringowy wychodzi z założenia „robimy szybko, co potrafimy, tym bardziej że płacą nam za pracę, a nie za myślenie” i w efekcie wychodzą raporty niedostatecznie powiązane z oceną działań projektu. Takie sytuacje są (monitoringowym) wskaźnikiem złego przygotowania projektu, powinny być nawet podstawą do wstrzymania finansowania całego projektu. Zgodnie z wymaganiami programów finansujących projekty rekultywacyjne, monitoring ma być tu monitoringiem działań, efektów i zagrożeń projektu, a nie stanu przyrody czy środowiska.

Zdarza się też niekiedy, że zespół monitoringowy, finansowany z budżetu projektu, ogranicza się do prezentacji wyników, unikając bezpośredniego komunikowania wniosków wskazujących na zaplanowanie działań rekultywacyjnych niezajdujących w konkretnej sytuacji przekonującego uzasadnienia ekologicznego, które tu powinno zostać znacząco zmienione lub wstrzymane. Projekty rekultywacyjne nie są eksperymentami terenowymi (na które jest miejsce w projektach naukowo-badawczych), a działaniami inwestycyjnymi, dla których to ich monitoring w fazie przygotowawczej na podstawie najlepszej dostępnej wiedzy ma potwierdzić wysokie prawdopodobieństwo osiągnięcia celów projektu oraz wskazać sposoby maksymalnego zredukowania możliwych zagrożeń. Jeżeli takie potwierdzenie nie jest możliwe, to właśnie monitoring projektu istnieje po to, by zamknąć ryzykowne działania.

W tej sytuacji zespół monitoringowy na podstawie swoich prac może jednak zaproponować inne, nieuwzględniane dotychczas działania praktyczne, zgodne z celami projektu, a równocześnie mające znacząco większe szanse powodzenia. Przedstawienie takiej propozycji zamiany zadań, z ich przekonującym uzasadnieniem, może zostać zaakceptowane przez instytucje finansujące, pod warunkiem zgodności z zasadami całego programu, w ramach którego projekt jest realizowany, oraz nieprzekroczenia zatwierdzonego budżetu i czasu na realizację projektu.

### 3.2. Faza inwestycyjna

Jest to najbardziej intensywna organizacyjnie faza projektu. Zespół monitoringowy, który poprzednio budował model systemu, wskazując w nim na pozytywne uzasadnienie konkretnych inwestycji, w trakcie ich realizacji przenosi akcent na zagrożenia, które też powinny zostać zidentyfikowane w tym modelu. Prace terenowe zespołu zmierzają do rejestrowania niekorzystnych efektów ubocznych i oceny, czy ich skala nie spowoduje trwałej degradacji elementów środowiska. Równocześnie mogą zostać zauważone (monitoring projektu nie polega na rutynowej analizie wskazanych i pewnych struktur, a zauważaniu wszystkiego, co niespodziewane) inne, nieprzewidziane zjawiska i reakcje elementów ekosystemu. W tym przypadku należy rozważyć ich znaczenie i ocenić trwałość oraz – gdy okazują się istotne – włączyć do modelu funkcjonalnego i natychmiast komunikować zauważone zagrożenia.

Monitoring sprawdza na bieżąco parametry ekologiczne realizowanych inwestycji i oddziaływanie na cel projektu i inne istotne elementy środowiska. Zespół monitoringowy powinien współpracować z nadzorem budowlanym i brać też udział w finalnym odbiorze inwestycji. Od razu starać się zauważyć, czy zmiany warunków środowiskowych w wyniku wykonywanej inwestycji idą w oczekiwanym kierunku.

W praktyce rekultywacyjnej okazuje się często, że reakcje ekosystemów na podobne zabiegi techniczne są bardzo indywidualistyczne i zależne od czasu wykonania tych zabiegów. Znacząca część tej zmienności daje się wyjaśnić poprzez powiązanie z poprzedzającymi i bieżącymi parametrami pogodowymi (ich wartościami średnimi i ekstremalnymi), takimi jak temperatura i opady (Stuble i in. 2017). Tu zadaniem zespołu monitoringowego będzie prognozowanie reakcji ekosystemu na dokonywane zabiegi w aktualnych warunkach pogodowych. Jeżeli prognoza taka wskazuje na znaczące ryzyko niepowodzenia rekultywacji, to zespół monitoringowy proponuje zmianę harmonogramu działań projektu. Takie zmiany zwykle nie są przyjmowane entuzjastycznie przez beneficjentów i instytucje finansujące, jednak uzasadnienie poprzez wzrost szansy na pozytywne efekty projektu i efektywność poniesionych kosztów powinno okazać się przekonującym argumentem.

Brak tej fazy monitoringu w schemacie organizacyjnym projektu może okazać się też powodem dla pojawiających się wśród interesariuszy przypuszczeń co do niepełnej transparentności działań projektu, szczególnie gdy faza ta wiąże się ze znaczącymi przepływami finansowymi.

### 3.3. Faza oceny efektów

W większości projektów rekultywacyjnych sukcesyjne dochodzenie do oczekiwanych struktur populacji, biocenoz czy ekosystemów trwa wiele lat po zakończeniu inwestycji projektowych (Matzek i in. 2016). Na przykład posadzenie drzew nie spowoduje szybkiego utworzenia struktur, które pozwoliłyby w strukturalnym monitoringu na kwalifikację dobrego stanu ochrony leśnego siedliska przyrodniczego. To może nastąpić nie wcześniej niż po kilkudziesięciu latach. Zwierzęta o długim okresie generacji – jak w przypadku jesiotra reintrodukowanego obecnie do rzeki Ebro – mogą wydać potomstwo nie wcześniej niż po upływie 20 lat od zakończenia projektu.

W przeszłości z tego względu – potrzeby szybkiego odnotowania „sukcesu” projektu – większość projektów reintrodukcji roślin w Niemczech dotyczyła gatunków łąkowych i murawowych, natomiast prawie 10-krotnie mniejsza była liczba prób reintrodukcji gatunków leśnych (Diekmann i in. 2015). Mimo odnotowania – jako sukces wielu projektów – obecności introdukowanego gatunku na koniec trwania projektu, w wieloletniej perspektywie tylko nieliczne z nich zakończyły się pełnym powodzeniem. Godefroid i in. (2011), przyjmując tylko kryterium wydania owoców introdukowanych roślin jako wskaźnik sukcesu projektu, oceniają go na 16%.

Projekt (z jego możliwością finansowania działań) zwykle kończy się krótko po zakończeniu prac inwestycyjnych. W tej sytuacji faza oceny efektów może służyć co najwyżej do określenia zmienionych procesów ekologicznych, ich zgodności z oczekiwaniami na podstawie modelu, warunków dla przyszłego rozwoju populacji i sukcesji biocenoz z inicjalnymi stadiami oczekiwanej trajektorii. Istotne jest tu określenie perspektywy trwałości już osiągniętych oraz oczekiwanych efektów oraz wskazanie konkretnych przyszłych działań, które będą konieczne dla utrzymania tych efektów.

W tej fazie monitoringu powinien powstać przewodnik, określający możliwe przyszłe zagrożenia dla utrzymania celu projektu, proste metody ich jak najszybszej identyfikacji oraz wskazujący działania utrzymaniowe, jakie należy podjąć w przypadku wystąpienia tych zagrożeń. Jeżeli projekt był realizowany na obszarze chronionym, to ten przewodnik – z uwzględnieniem obowiązujących procedur – powinien stać się integralną częścią planu ochrony tego obszaru.

W tej fazie projektu możemy jedynie ocenić potencjał przyszłego rozwoju. Prace monitoringowe określają, na ile zostały zmienione warunki abiotyczne, umożliwiające inicjację sukcesji (Bourgeois i in. 2016), kondycję osobników, które mogłyby następnie rozmna-

zać się czy migrować na udostępnione dla nich obszary, procesy ekologiczne zapewniające stabilizację siedliskową i troficzną, wskaźniki stresu. W szczególności zwracamy uwagę na pojawianie się gatunków, które można uznać za wskaźniki wczesnych stadiów oczekiwanej sukcesji (González i in. 2013) oraz na wspomagające sukcesję lub stabilizację biocenozy znaczenie pozytywnych interakcji międzygatunkowych (Aslan i in. 2016), istotnie zwiększających sukces projektu bez dodatkowych kosztów (Silliman i in. 2015). To czynnik zwykle niedoceniany w projektach rekultywacyjnych i w czynnej ochronie przyrody, gdzie większość działań koncentruje się na eliminowaniu lub redukowaniu elementów i czynników negatywnie oddziałujących na cele ochrony.

Nie we wszystkich projektach rekultywacyjnych, nawet z dobrze przeprowadzonym monitoringiem, efekty końcowe są zgodne z oczekiwaniami (Toth 2016). W przypadku dobrego projektu, opartego na modelach wynikających z najlepszej dostępnej wiedzy ekologicznej uwzględniającej współczesne teorie i koncepcje, z prawidłowym monitoringiem, nie należy tego faktu uznawać za porażkę ani próbować go ukrywać. Jest to też cenny wynik, pokazujący, że stan naszej wiedzy ekologicznej nie uwzględnia lub nie docenia znaczenia pewnych istotnych czynników lub procesów. Tu zadaniem monitoringu projektu będzie tak dokładne, jak to tylko możliwe, rozpoznanie rzeczywistych uwarunkowań i opublikowanie wyników tak istotnego odkrycia naukowego. W ten sposób zapobiegniemy popełnienia błędów w innych sytuacjach praktyki działań ochronnych, a jednocześnie poprawi się ogólny stan wiedzy z zakresu ekologii rekultywacyjnej i ogólnej (Tarakini, Liang 2012).

#### **4. Koncepcje i metody monitoringu funkcjonalnego projektów**

Nie sposób jest w jednym artykule omówić chociażby podstawy metodyczne funkcjonalnego monitoringu dla bardzo różnorodnych działań w środowisku, określanych wspólnym mianem projektów rekultywacyjnych. Możliwe jest tu jedynie zwrócenie uwagi na pewne wspólne ich charakterystyki, związane ze specyfiką inwestycji rekultywacyjnej.

Jednym z podstawowych problemów jest już sama terminologia. Rekultywacja (w Polsce często używanym terminem jest „renaturyzacja”) sugeruje powrót do jakiegoś stanu przeszłego czy „naturalnego”. Nie jest to zwykle możliwe, co najwyżej możemy uzyskać substytut bardziej lub mniej zgodny z wyobrażeniami przyrodników o stanach przedindu-

strialnych, które to wyobrażenia okazują się odległe od ich charakterystyki stanów, wynikającej z krytycznych badań (Fuller i in. 2016; Lenders i in. 2016). Każde przekształcenie środowiska pociąga za sobą zmiany w pamięci ekosystemowej (Balaguer i in. 2014). Można tu co najwyżej powrócić do dynamicznej, ewolucyjnej trajektorii funkcjonowania ekosystemów, ale nie ich stanu, co ci autorzy określają jako „rekultywację do przyszłości”.

Osiągnięcie tego celu ma wspomagać właśnie monitoring funkcjonalny. Nie jest to podejście popularne w Polsce, gdzie w badaniach środowiskowych przeważa podejście opisywania i interpretowania struktur. Praca Fleitucha (2010) to jedna z nielicznych publikacji wskazujących możliwości włączenia pomiarów procesów (tu: dekompozycji) do monitoringu ekologicznego.

Inwestycja rekultywacyjna jest często na tyle poważną zmianą w środowisku, że można tu mówić o krytycznym przejściu, kiedy to system z jednego stanu stabilnego przechodzi w krótkim okresie w inny, alternatywny (Scheffer, Carpenter 2003; Scheffer i in. 2012). Problem polega na tym, że nowych stanów stabilnych może być więcej niż jeden – ten, który jest oczekiwany jako efekt realizacji projektu. Na konkretną trajektorię przejścia mogą mieć wpływ aktualne w trakcie realizacji projektu i wczesnej sukcesji nieprzewidywalne warunki meteorologiczne i hydrologiczne.

I w tym momencie pojawia się szczególna rola monitoringu projektowego: określić, czy wczesna sukcesja postępuje według oczekiwanego kursu. Na tym etapie przejścia ewentualne działania dostosowawcze są względnie łatwe i znacząco mniej kosztowne niż wtedy, gdy konieczne byłoby późniejsze przejście z innego, niepożądanego stanu stabilnego. Klasycznym przykładem alternatywnych stanów stabilnych są płytkie jeziora eutroficzne, których funkcjonowanie może być przez pewien czas oparte na produkcji makrofitów z przezroczystą wodą i wysoką bioróżnorodnością albo na gęstych zakwitach fitoplanktonowych i daleko idącym uproszczeniu struktury biotycznej (Scheffer 2001; Ibelings i in. 2007), gdzie krytyczne przejścia mogą powodować samorzutną zamianę tych stanów.

Działania projektów rekultywacyjnych w ekosystemach wraz z ich efektami mają zwykle charakter szybkiej dynamiki eko-ewolucyjnej, gdzie przekształcany system staje się centrum takiej dynamiki (LaRue i in. 2016). Pojawiają się nowe interakcje, nieistniejące lub nieistotne w dotychczasowej historii ewolucyjnej systemu, które następnie wpływają na kolejne stadia rozwoju. Zadaniem monitoringu jest zidentyfikowanie tych trajektorii, znalezienie odpowiednich metod ich



obserwacji i prognozowanie efektów.

Nieodłączną cechą monitoringu projektów jest konieczność dostosowania jego prac do harmonogramu inwestycji, bieżącego komunikowania wniosków i wynikająca z tego presja braku czasu. Dlatego monitoring musi się oprzeć na analizach i wskaźnikach informujących o szybkich reakcjach systemu, wskazujących, czy oczekiwany kierunek jego rozwoju został zainicjowany. Wskaźniki biochemiczne i fizjologiczne pozwalają na wielokrotnie szybszą ocenę, niż jest to możliwe np. przez analizę zmian struktury biocenozy. Współczesny rozwój nowej dziedziny określanej jako *conservation physiology* (z czasopismem o tej nazwie) jest odpowiedzią na to wyzwanie (Cooke i in. 2013), wychodzącą poza dokumentowanie zmian i dostarczającą na bieżąco rozwiązań problemów związanych z ochroną przyrody (Madliger i in. 2016).

Ważną w monitoringu projektów dziedziną staje się genetyka środowiskowa. W szczególności analizy środowiskowego DNA pozwalają na szybkie wykrycie występowania rzadkich, inwazyjnych lub trudnych do bezpośredniej obserwacji gatunków w środowisku wodnym (Doi i in. 2016; Dougherty i in. 2016), oszczędzając znacząco czas i fundusze w porównaniu z tradycyjnymi poszukiwaniami. Analizy genetyczne wraz z izotopowymi pozwoliły na identyfikację pochodzenia narybku głównie od niewielkiej wędrowniej części populacji pstrąga, a nie od osobników osiadłych (Goodwin i in. 2016), co ma oczywiste znaczenie dla praktyki działań ochronnych. W zadaniach związanych z reintrodukcją gatunków istotne jest określenie zgodności genetycznej populacji wyjściowej i jej genetycznej różnorodności (Orsenigo 2016).

Czasochłonne tradycyjne metody analizowania liczebności i rozmieszczenia przestrzennego populacji zastępowane są analizą obrazu zdjęć uzyskanych przy pomocy dronów (He i in. 2015; Christie i in. 2016), która to metoda może być przydatna nawet do mapowania rozmieszczenia roślinności w płytkich rzekach (Visser i in. 2013). W zbiornikach wodnych szybka ocena rozmieszczenia, zagęszczenia i kondycji roślinności, ryb, a nawet detekcja stref masowego występowania planktonu możliwa jest przy użyciu metod hydroakustycznych (Cendrowska i in. 2014).

Potrzeby funkcjonalnego monitoringu stymulują rozwój nowych dyscyplin – jak wspomniany wyżej dział fizjologii – lub przyczyniają się do integrowania wiedzy i koncepcji z dotychczas odległych dyscyplin akademickich, jak geomorfologia i hydrobotanika (Gurnell i in. 2015). W szybkim, funkcjonalnym i nieparametrycznym monitoringu znaleźć się może także miejsce dla różnych koncepcji uważanych do niedawna

za alternatywne wobec akademickich dyscyplin (Coats 2001), współcześnie integrujących się z lub znajdujących potwierdzenie przez akademicką naukę (Škarja 2007; Gagliano i in. 2012) i technikę rekultywacji środowiska (Sindelar 2011). Na potrzebę włączania do praktyki rekultywacji środowiska niekonwencjonalnych koncepcji i metod wskazuje Schaefer (2006).

W kręgach akademickich znane są legendy o niektórych z seniorów zespołów naukowych, którzy, mając zwykle specjalistyczny dorobek naukowy, potrafili jednak wyciągać zaskakujące, budzące niedowierzanie, ale jak się okazało – trafne wnioski dotyczące zachowania złożonych systemów przyrodniczych, nie potrafiąc jednak ich objaśnić w liczbowym, analitycznym języku współczesnej nauki. Młodsze pokolenia badaczy, przyzwyczajone do (zgodnych ze współczesną metodologią) ilościowych i rutynowych badań parametrów obiektów wyjętych z szerszego kontekstu, zwykle zatraciły tę zdolność nieparametrycznej obserwacji, prowadzącej do intuicyjnego jakościowego integrowania systemów przyrodniczych i wyciągania wniosków. Monitoring projektów rekultywacyjnych, wymagający wszechstronnej obserwacji lokalnego środowiska poza zdefiniowanymi analitycznymi wskaźnikami dla sytuacji traktowanej jako kierunkowy eksperyment, może być dobrą okazją do ćwiczenia przywracania tej umiejętności (Sagarin, Pauchard 2010). Jakościowy opis całego ekosystemu może okazać się lepszym wskaźnikiem właściwego siedliska dla określonego gatunku niż jakakolwiek liczbowa charakterystyka lokalnych warunków i zbiorowisk (Wingfield i in. 2005). Staab i in. (2015), podkreślając znaczenie obserwacyjnej, tradycyjnej historii naturalnej dla aplikacyjnych projektów, wskazują również na nieprzemijającą rolę morfologicznej taksonomii, pozwalającej na wnioskowanie o prawdopodobnym zachowaniu i roli gatunku w ekosystemie.

Wśród społeczności lokalnych w obszarze realizacji projektu zwykle można znaleźć osoby, które posiadają zaawansowaną wiedzę o przyrodzie i krajobrazie tego obszaru. Wiedza ta często wyrażana jest za pomocą innego niż akademicki system pojęciowy. Dojście do tej wiedzy i jej „przetłumaczenie” jest ważnym źródłem przydatnej dla projektu i monitoringu informacji o funkcjonowaniu i ewolucji ekosystemów, a jej docenienie stanowi też istotny czynnik koniecznej komunikacji i promocji działań projektu w społecznościach lokalnych. Należy zauważyć, że na podstawie Konwencji o Różnorodności Biologicznej z Rio de Janeiro (1992) lokalnej tradycyjnej wiedzy ekologicznej należy się taka sama ochrona i wsparcie (co może stać się jednym z celów projektu rekultywacyjnego), jak tradycyjnie pojmowanej różnorodności gatunkowej.



Innym istotnym dla monitoringu projektu działaniem integracji społecznej, komunikacji i edukacji jest włączanie interesariuszy (leśników, użytkowników gruntów, turystów, wędkarzy, lokalnych organizacji, szkół, mieszkańców regionu) do prac monitoringowych. Wiele z tych osób jest autentycznie zainteresowanych przyrodą, ale zwykle odczuwa brak możliwości szerszej ekspresji swoich zainteresowań. Inną ważną motywacją jest chęć poczucia bycia społecznie użytecznym, zrobienia czegoś, co ma znaczenie dla szerszego niż lokalny kręgu odbiorców. Wielu z nich jest lub często bywa na miejscu, stanowiąc doskonałe źródło danych obserwacyjnych lub wyników nieskomplikowanych analiz terenowych.

Każdy projekt rekultywacyjny powinien rozważyć jak najszersze włączenie wolontariuszy w swoje działania (Marshall i in. 2012), a tu właśnie formuła tworzenia nauki obywatelskiej (*citizen science*), niekiedy wspartej przez technologie mediów społecznościowych (Newman i in. 2012), może stać się istotnym elementem monitoringu projektu, dodatkowo redukując jego koszty. Takie zaangażowanie społeczne umożliwi również kontynuację prostych form monitoringu po zakończeniu projektu, a także wpłynie na pozytywny stosunek interesariuszy do rezultatów projektu i opiekę nad jego efektami.

Niektóre z programów finansujących projekty wymagają wykonania monitoringu interakcji społeczno-ekonomicznych. Powyższe rozważania wskazują na potrzebę takich interakcji w sferze działań monitoringu przyrodniczego. Projekt jest realizowany zawsze w jakimś szerszym kontekście konkretnego funkcjonalnego systemu krajobrazowego, definiowanego jako system złożony z komponentów przyrodniczego i społecznego we wzajemnym interaktywnym powiązaniu (Farina 2009). W demokratycznych społeczeństwach finansowany ze środków publicznych projekt nie może działać bez społecznej akceptacji (Richardson, Lefroy 2016). Tu zastosowanie podejścia modelowego i funkcjonalnego, odnoszącego się do społeczności, w komunikacji celów i działań projektu znacząco zwiększy szanse jego uznania (Genseberger i in. 2016) w porównaniu np. z argumentami o ochronie gatunku z załącznika dyrektywy. To wskazuje na konieczność ścisłej integracji i koordynacji zadań monitoringu przyrodniczego i społecznego, tym bardziej że jednym z zadań tego drugiego jest określenie społecznego znaczenia funkcji (usług) ekosystemowych, które z kolei poprawnie i kontekstowo mogą zostać zdefiniowane przez pierwszy z nich (Kollmann i in. 2016).

Opisany powyżej wyjściowy model koncepcyjny, oparty na lokalnych uwarunkowaniach i celach projektu, powinien być przedmiotem oceny oferentów

(dokonanej przez ekspertów, a nie urzędników czy aktywistów), aplikujących do przyjęcia obowiązków monitorowania projektu w sytuacji, gdy jego beneficjent jest zobowiązany do przeprowadzenia publicznych procedur wyboru – tu poprzez konkurs lub dialog konkurencyjny, nigdy poprzez klasyczny przetarg.

## 5. Potrzeba redefiniowania celów działań ochronnych

Promowanie monitoringu funkcjonalnego w ochronie siedlisk i ekosystemów często spotyka się z zarzutem, że brak jest tu konkretnych instrukcji, a stan ekologiczny czy stan ochrony definiowany jest zwykle przez wskaźniki strukturalne. Jednak już co najmniej kilkanaście lat temu zauważano, że projekty czynnej ochrony przyrody powinny zmierzać do ochrony ekologicznych i ewolucyjnych funkcji i procesów, a nie finalnego składu gatunkowego, będącego w danym miejscu produktem tych procesów (Moritz 1999). Analizując rozwój koncepcji ochrony siedlisk w latach 80. XX wieku, prowadzącej do przyjęcia w Europie Dyrektywy Siedliskowej (1992), można zauważyć jej podłoże funkcjonalne. Brak było jednak wtedy powszechnie dostępnego systemu pojęciowego, który umożliwiłby szeroką komunikację takiego punktu widzenia. Dla uproszczenia wprowadzono więc identyfikację typów siedlisk poprzez wywodzące się z fitosocjologii opisy struktur gatunkowych. Ten zabieg ułatwił w kontynentalnej Europie powszechną identyfikację siedlisk, zahamował jednak rozwój koncepcji i metodologii ich czynnej ochrony.

Współcześnie coraz częściej zauważa się konieczność redefinicji siedlisk przyrodniczych, w kierunku oparcia na procesach ekologicznych, powiązaniach funkcjonalnych i wskazania wynikających z nich funkcji ekosystemowych (Boulton i in. 2016; Engst i in. 2016; Harvey i in. 2016). Dopóki nie powstanie nowy europejski podręcznik interpretacji siedlisk, dla ich skutecznej rekultywacji i monitoringu powinniśmy indywidualnie dokonać przekładu opisu struktur na funkcje siedliska. Kluczem są tu funkcjonalne cechy gatunkowe (*species traits*), omawiane w licznych publikacjach dotyczących roślin (np. Bussotti i in. 2015) i zwierząt (np. Hale i in. 2014), a rozpoznając na miejscu biologię i ekologię istotnych dla siedliska gatunków, nie jest trudno taki opis stworzyć w ramach tworzenia modelu monitoringu projektu. Jest to potrzebne w świetle zmienności funkcji wielu gatunków w zależności od kontekstu środowiskowego (Killen i in. 2016).

W ten sposób można dojść do określenia ekologicznych uwarunkowań i funkcji całego zbiorowiska, jak również roli poszczególnych istotnych gatunków i po-

wiązań między nimi. Dla przykładu rzeczne siedlisko rzek włosienicznikowych (3260) można zdefiniować jako zbiorowiska zanurzonych roślin z wód płynących, tworzących zwarte płyty z zimozielonymi pędami (w niezamarzających ciekach), uzależnionych od wolnego rozpuszczonego CO<sub>2</sub> jako źródła węgla do fotosyntezy (Demars, Trémolières 2009), powstrzymujących erozję dna, ale w skali odcinka różnicujących procesy erozji i akumulacji osadów dennych, interakcje wód koryta rzeki z odpowiedniej jakości wodami podziemnymi i hyporeicznymi (Kuglerová i in. 2014) oraz warunki środowiskowe dla wodnych bezkręgowców i ryb, prowadząc do ich większej biomasy i różnorodności gatunkowej. W tych zbiorowiskach m.in. włosieniczniki (*Ranunculus* sp.) tworzą płyty różnicujące przepływ wody i osadów, rzęśle (*Callitriche* sp.) pełnią funkcje ułatwiania kolonizacji przez inne rośliny (Licci i in. 2015), zanurzone pędy jeżogłówki (*Sparganium erectum*) kumulują rezerwy materii organicznej (Liffen i in. 2011), która w wyniku dekompozycji stanie się źródłem CO<sub>2</sub> dla innych roślin w okresach deficytu, a potocznik (*Berula erecta*) prowadzi do stabilizacji ładunków fosforanów i rozwoju makrofauny (Puchalski 2003).

W podobny sposób można nie tylko zdefiniować inne typy siedlisk, ale też wskazać czynniki środowiskowe istotne dla siedliska (których poprawa będzie podstawą rekultywacji i oceny monitoringowej), także pozytywne związki pomiędzy gatunkami wskazujące na konieczność zachowania ich funkcjonalnej różnorodności w realizacji zadań ochronnych i jako podstawowego kryterium monitoringu.

## 6. Uwagi końcowe

Aktualną i inspirującą pozostaje metafora Schaefera (2006), który porównuje rekultywację ekologiczną do zabiegów poprawy zdrowia człowieka. Projekt rekultywacyjny jest tu czymś w rodzaju zastosowania zaawansowanej techniki medycznej do operacyjnego leczenia ciężkiego przypadku pacjenta z rozpoznaniem zespołem chorobowym, ale też zwykle z licznymi unikatowymi i nie do końca rozpoznanymi powikłaniami, które mogą w znaczącym stopniu skomplikować nawet rutynowy zabieg chirurgiczny. Lekarzem prowadzącym (pacjenta, nie operację: to istotna różnica) w projekcie rekultywacyjnym jest zespół monitoringowy. Wynika z tego ogromna odpowiedzialność spoczywająca na członkach zespołu za powodzenie projektu. Bez ich aktywności i nierutynowych działań adaptacyjnych w ciągu całego projektu może dochodzić do sytuacji, potocznie określanych słowami „operacja się udała, pacjent zmarł”. To w niewłaściwie rozumianym i prowadzonym monito-

ringu projektu można upatrywać przyczyn wielu (znanych lub ukrywanych) przypadków nieudanych zabiegów rekultywacji środowiska przyrodniczego.

Kontynuując tę metaforę, możemy porównać wykonawców „dyrektywowego” monitoringu stanu ekologicznego i ochrony do zespołów prowadzących statystyczne badania zdrowotności populacji. Wiemy z nich, że np. mieszkańcy obszarów nadmorskich rzadziej chorują na niedoczynność tarczycy, górnicy częściej mają objawy pylicy płuc, a w mieście X, ale nie Y, poprawiła się wykrywalność wczesnych stadiów raka piersi. Informacje te są przydatne do celów profilaktyki i edukacji zdrowotnej, ale nie do operacyjnego leczenia ciężkiego indywidualnego przypadku chorobowego (choć w trakcie lekarze mogą zauważyć, że ktoś z badanych powinien pójść na badania specjalistyczne). Widzimy więc, że mamy tu do czynienia z zupełnie odmiennymi celami, systemami i metodologiami monitoringu.

Nie znaczy to, że te systemy monitoringu są absolutnie rozdzielne: każdy z nich wnosi coś istotnego dla drugiego. Monitoring stanu może wskazać na obiekty, które powinny zostać w jakiś sposób zrehabilitowane. Monitoring funkcji pozwala na zrozumienie działania populacji, siedlisk przyrodniczych i ekosystemów, dostarczając informacji dla znajdowania cech strukturalnych odzwierciedlających istotne procesy i włączania ich jako wskaźniki stanu.

Interesujące i perspektywiczne mogą okazać się interakcje z systemem monitoringu zintegrowanego. Monitoring zintegrowany dostarcza cennej wiedzy o funkcjonowaniu geosystemów, wzajemnego powiązania ich elementów i długookresowej dynamiki. Jest to bardzo istotne tło dla planowania rekultywacji ekologicznej w określonym regionie geograficznym lub podobnym typie krajobrazu. Z drugiej strony monitoring funkcjonalny z jego tendencją do modelowania procesów, rozpoznawaniem i oceną funkcji na poziomach biologicznych, a nie tylko geograficznych, zdolnością adaptacji oraz określanymi *a priori* aplikacyjnymi celami obserwacji i pomiarów, może przyczynić się do dalszego komplementarnego rozwoju systemu monitoringu i szerszego wdrażania rezultatów w praktyce ochrony środowiska i gospodarki przestrzennej.

## 7. Literatura

**Abeli T., Barni E., Siniscalco C., Amosso C., Rossi G., 2012:** A cost-effective model for preliminary site evaluation for the reintroduction of a threatened quillwort. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 22: 66–73.

**Armstrong D.P., Seddon P.J., 2008:** Directions

- in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 1: 20–25.
- Aslan C.E., Bronstein J.L., Rogers H.S., Gedan K.B., Brodie J., Palmer T.M., Young T.P., 2016:** Leveraging nature's backup plans to incorporate interspecific interactions and resilience into restoration. *Restoration Ecology*, 24, 4: 434–440.
- Balaguer L., Escudero A., Martín-Duque J.F., Mola I., Aronson J., 2014:** The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation* 176: 12–20.
- Benito-Garzón M., Ha-Duong M., Frascaria-Lacoste N., Fernández-Manjarrés J., 2013:** Habitat Restoration and Climate Change: Dealing with Climate Variability, Incomplete Data, and Management Decisions with Tree Translocations. *Restoration Ecology* 21, 5: 530–536.
- Boulton A.J., Ekeboom J., Gíslason, G., 2016:** Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26, 5: 963–985.
- Bourgeois B., Vanasse A., González E., Andersen R., Poulin M., 2016:** Threshold dynamics in plant succession after tree planting in agricultural riparian zones. *Journal of Applied Ecology*, 53, 6: 1704–1713.
- Bussotti F., Pollastrini M., Holland V., Brüggemann W., 2015:** Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. *Environmental and Experimental Botany*, 111: 91–113.
- Carvalho S.B., Gonçalves J., Guisan A., Honrado J.P., 2016:** Systematic site selection for multispecies monitoring networks. *Journal of Applied Ecology*, 53, 5: 1305–1316.
- Cendrowska M., Adamczyk M., Puchalski W., Godlewska M., 2014:** Acoustic mapping of submerged macrophytes in selected lakes of the Drawieński National Park. UA2014 – 2nd International Conference and Exhibition on Underwater Acoustics, Rhodes, Greece: 511–518.
- Christie K.S., Gilbert S.L., Brown C.L., Hatfield M., Hanson L., 2016:** Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Front Ecol Environ.* 14, 5: 241–251.
- Clilverd H.M., Thompson J.R., Heppell C.M., Sayer C.D., Axmacher J.C., 2016:** Coupled hydrological/hydraulic modelling of river restoration impacts and floodplain hydrodynamics. *River Research and Applications*, 32, 9: 1927–1948.
- Coats C., 2001:** Living energies. An exposition of concepts related to the theories of Viktor Schauberger. Gateway, Dublin, 311 s.
- Collier K.J., Clapcott J.E., Hamer M.P., Young R.G., 2013:** Extent estimates and land cover relationships for functional indicators in non-wadeable rivers. *Ecological Indicators* 34: 53–59.
- Cooke S.J., Sack L., Franklin C.E., Farrell A.P., Beardall J., Wikelski M., Chown S.L., 2013:** What is conservation physiology? Perspectives on an increasingly integrated and essential science. *Conserv Physiol* 1, 1: cot001 doi: 10.1093/conphys/cot001.
- Demars B.O.L., Trémolières M., 2009:** Aquatic macrophytes as bioindicators of carbon dioxide in groundwater fed rivers. *Science of The Total Environment* 407, 16: 4752–4763.
- Diekmann M., Müller J., Heinken T., Dupré C., 2015:** Wiederansiedlungen von Gefäßpflanzenarten in Deutschland – eine Übersicht und statistische Auswertung. *Tuexenia* 35: 249–265.
- Doi H., Inui R., Akamatsu Y., Kanno K., Yamanaka H., Takahara T., Minamoto T., 2017:** Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish. *Freshwater Biology, Freshwater Biology*, 62: 30–39.
- Dougherty M.M., Larson E.R., Renshaw M.A., Gantz C.A., Egan S.P., Erickson D.M., Lodge D.M., 2016:** Environmental DNA (eDNA) detects the invasive rusty crayfish *Orconectes rusticus* at low abundances. *Journal of Applied Ecology*, 53, 3: 722–732.
- Engst K., Baasch A., Erfmeier A., Jandt U., May K., Schmiede R., Bruelheide H., 2016:** Functional community ecology meets restoration ecology: Assessing the restoration success of alluvial floodplain meadows with functional traits. *Journal of Applied Ecology*, 53, 3: 751–764.
- Farina A., 2009:** Ecology, Cognition and Landscape. Linking Natural and Social Systems. Landscape Series 11, Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht, Heidelberg, London, N. York, 173 ss.
- Fernández I.C., Morales N.S., 2016:** A spatial multicriteria decision analysis for selecting priority sites for plant species restoration: a case study from the Chilean biodiversity hotspot. *Restoration Ecology*, 24, 5: 599–608.
- Fleituch T., 2010:** Dekompozycja gruboziarnistej materii organicznej a funkcjonowanie ekosystemów małych rzek w warunkach antropopresji. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Studia Naturae 57, ss. 154.
- Fuller R.J., Williamson T., Barnes G., Dolman P.M., 2016:** Human activities and biodiversity



- opportunities in pre-industrial cultural landscapes: relevance to conservation. *Journal of Applied Ecology* Early View. doi: 10.1111/1365-2664.12762.
- Fullerton A.H., Steel E.A., Caras Y., Sheer M., Olson P., Kaje J., 2009:** Putting watershed restoration in context: Alternative future scenarios influence management outcomes. *Ecological Applications* 19, 1: 218–235.
- Gagliano M., Renton M., Duvdevani N., Timmins M., Mancuso S., 2012:** Out of Sight but Not out of Mind: Alternative Means of Communication in Plants. *PLoS ONE* 7, 5: e37382. doi:10.1371/journal.pone.0037382.
- Garbe J., Beevers L., Pender G., 2016:** The interaction of low flow conditions and spawning brown trout (*Salmo trutta*) habitat availability. *Ecological Engineering* 88: 53–63.
- Geist J., Hawkins S.J., 2016:** Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26, 5: 942–962.
- Genseberger M., Noordhuis R., Thiange C., Boderie, P., 2016:** Practical measures for improving the ecological state of Lake Marken using in-depth system knowledge. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 21, 1: 56–64.
- Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A.-D., Aguraiuja R., Cowell C., Weekley C.W., Vogg G., Iriondo J.M., Johnson I., Dixon B., Gordon D., Magnanon S., Valentin B., Bjureke K., Koopman R., Vicens M., Virevaire M., Vanderborght T., 2011:** How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation* 144, 2: 672–682.
- González E., Rochefort L., Boudreau S., Hugron S., Poulin M., 2013:** Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* 32: 232–238.
- Goodwin J.C.A., King R.A., Jones J.I., Ibbotson A., Stevens J.R., 2016:** A small number of anadromous females drive reproduction in a brown trout (*Salmo trutta*) population in an English chalk stream. *Freshwater Biology*, 61, 7: 1075–1089.
- Gurnell A.M., Corenblit D., García de Jalón D., González del Tánago M., Grabowski R.C., O'Hare M.T., Szweczyk M., 2015:** A conceptual model of vegetation-hydrogeomorphology interactions within river corridors. *River Res. Applic.*, 32: 142–163.
- Haila Y., Henle K., Apostolopoulou E., Cent J., Framstad E., Görg C., Jax K., Klenke R., Magnusson W.E., Matsinos Y., Müller B., Paloniemi R., Pantis J., Rauschmayer F., Ring I., Settele J., Similä J., Touloumis K., Tzanopoulos J., Pe'er G., 2014:** Confronting and Coping with Uncertainty in Biodiversity Research and Praxis. *Nature Conservation* 8: 45–75.
- Hale R., Mavrogordato M.N., Tolhurst T.J., Solan M., 2014:** Characterizations of how species mediate ecosystem properties require more comprehensive functional effect descriptors. *Scientific Reports* 4: 6463, DOI: 10.1038/srep06463.
- Harvey E., Gounand I., Ward C., Altermatt F., 2016:** Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, Accepted Article, DOI: 10.1111/1365-2664.12769.
- He K.S., Bradley B.A., Cord A.F., Rocchini D., Tuanmu M.-N., Schmidtlein S., Turner W., Wegmann M., Pettorelli N., 2015:** Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 1: 4–18.
- Huang J., Frimpong E.A., 2016:** Limited transferability of stream-fish distribution models among river catchments: reasons and implications. *Freshwater Biology*, 61, 5: 729–744.
- Ibelings B.W., Portielje R., Lammens E.H.R.R., Noordhuis R., van den Berg M.S., Joosse W., Meijer M.L., 2007:** Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study. *Ecosystems* 10: 4–16.
- Johnson C.R., Chabot R.H., Marzloff M.P., Wotherspoon S., 2016:** Knowing when (not) to attempt ecological restoration. *Restoration Ecology*, Early View, doi: 10.1111/rec.12413.
- Kail J., Guse B., Radinger J., Schröder M., Kiesel J., Kleinhans M., 2015:** A Modelling Framework to Assess the Effect of Pressures on River Abiotic Habitat Conditions and Biota. *PLoS ONE* 10(6): e0130228. doi:10.1371/journal.pone.0130228.
- Killen S.S., Adriaenssens B., Marras S., Claireaux G., Cooke S.J., 2016:** Context dependency of trait repeatability and its relevance for management and conservation of fish populations. *Conserv. Physiol.* 4, 1: cow007, doi: 10.1093/conphys/cow007.
- Kollmann J., Meyer S.T., Bateman R., Conradi T., Gossner M.M., de Souza Mendonça M., Fernandes G.W., Hermann J.-M., Koch C., Müller S.C., Oki Y., Overbeck G.E., Paterno G.B., Rosenfield M.F., Toma T.S.P., Weisser W.W., 2016:** Integrating ecosystem functions into



- restoration ecology – recent advances and future directions. *Restoration Ecology*, 24, 6: 722–730.
- Kostrzewski A., 2016:** Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego – powstanie i rozwój, znaczenie w rozpoznaniu i ocenie współczesnych przemian krajobrazowych. W: Kostrzewski A., Szpikowski J., Domańska M. (red.): Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego. Funkcjonowanie, tendencje rozwoju, zagrożenia i ochrona środowiska przyrodniczego Polski, Vol. XXX. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 11–18.
- Kuglerová L., Jansson R., Ågren A., Laudon H., Malm-Renöfalt B., 2014:** Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology*, 95, 3: 715–725.
- Laborde A., González A., Sanhueza C., Arriagada P., Wilkes M., Habit E., Link O., 2016:** Hydropower Development, Riverine Connectivity, and Non-sport Fish Species: criteria for Hydraulic Design of Fishways. *River Res. Applic.*, 32, 9: 1949–1957.
- LaRue E.A., Chambers S.M., Emery N.C., 2016:** Eco-evolutionary dynamics in restored communities and ecosystems. *Restoration Ecology*, Early View doi: 10.1111/rec.12458.
- Lenders H.J.R., Chamuleau T.P.M., Hendriks A.J., Lauwerier R.C.G.M., Leuven R.S.E.W., Verberk W.C.E.P., 2016:** Historical rise of waterpower initiated the collapse of salmon stocks. *Scientific Reports* 6: 29269 DOI: 10.1038/srep29269.
- Licci S., Marmonier P., Delolme C., Puijalón S., 2015:** The role of macrophyte patch length and trophic conditions on flow and sediment characteristics. *Aquatic Plants 2015*. The Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh: 96.
- Liffen T., Gurnell A.M., O’Hare M.T., Pollen-Bankhead N., Simon A., 2011:** Biomechanical properties of the emergent aquatic macrophyte *Sparganium erectum*: Implications for fine sediment retention in low energy rivers. *Ecological Engineering* 37, 11: 1925–1931.
- Madliger C.L., Cooke S.J., Crespi E.J., Funk J.L., Hultine K.R., Hunt K.E., Rohr J.R., Sinclair B.J., Suski C.D., Willis C.K.R., Love1 O.P., 2016:** Success stories and emerging themes in conservation physiology. *Conserv Physiol* 4, 1: cov057 doi: 10.1093/conphys/cov057.
- Magnusson W.E., 2014:** Uncertainty and the design of in-situ biodiversity-monitoring programs. *Nature Conservation* 8: 77–94.
- Marshall N.J., Kleine D.A., Dean A.J., 2012:** CoralWatch: education, monitoring, and sustainability through citizen science. *Front. Ecol. Environ.* 10, 6: 332–334.
- Matzek V., Warren S., Fisher C., 2016.** Incomplete recovery of ecosystem processes after two decades of riparian forest restoration. *Restoration Ecology*, 24, 5: 637–645.
- Mawdsley, J., 2011:** Design of conservation strategies for climate adaptation. *WIREs Clim Change*, 2: 498–515.
- Moritz, C. 1999:** Conservation Units and Translocations: Strategies for Conserving Evolutionary Processes. *Hereditas*, 130: 217–228.
- Newman G., Wiggins A., Crall A., Graham E., Newman S., Crowston K., 2012:** The future of citizen science: emerging technologies and shifting paradigms. *Front. Ecol. Environ.* 10, 6: 298–304.
- Noël F., Prati D., van Kleunen M., Gyax A., Moser D., Fischer M., 2011:** Establishment success of 25 rare wetland species introduced into restored habitats is best predicted by ecological distance to source habitats. *Biological Conservation* 144, 1: 602–609.
- Orsenigo S., Gentili R., Smolders A.J.P., Efremov A., Rossi G., Ardenghi N.M.G., Citterio S., Abeli T., 2017:** Reintroduction of a dioecious aquatic macrophyte (*Stratiotes aloides* L.) regionally extinct in the wild. Interesting answers from genetics. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 27, 1: 10–23.
- Pollard C.J., Stockwell M.P., Bower D.S., Clulow J., Mahony M.J., 2016:** Combining *ex situ* and *in situ* methods to improve water quality testing for the conservation of aquatic species. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, Early View, doi: 10.1002/aqc.2700.
- Puchalski W., 2003:** The importance of accumulated organic matter in nutrient transport and storage in floodplains. In: Morawska D, Siedlecki T., Stelmaszczyk M. (eds.): Towards natural flood reduction strategies, <http://levis.sggw.waw.pl/ecoflood>: 1–7.
- Richardson B.J., Lefroy T., 2016:** Restoration dialogues: improving the governance of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 24, 5: 668–673.
- Safont E., Vegas-Vilarrúbia T., Rull V., 2012:** Use of Environmental Impact Assessment (EIA) tools to set priorities and optimize strategies in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 149, 1: 113–121.
- Sagarin R., Pauchard A., 2010:** Observational approaches in ecology open new ground in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 379–386.

- Salles P., Bredeweg B., Araujo S., 2006:** Qualitative models about stream ecosystem recovery: Exploratory studies. *Ecological Modelling* 194: 80–89.
- Schaefer V., 2006:** Science, Stewardship and Spirituality: The Human Body as a Model for Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 14, 1: 1–3.
- Scheffer M., 2001:** Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World* 1: 254–263.
- Scheffer M., Carpenter S.R., 2003:** Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 648–656.
- Scheffer M., Carpenter S.R., Lenton T.M., Bascompte J., Brock W., Dakos V., van de Koppel J., van de Leemput I.A., Levin S.A., van Nes E.H., Pascual M., Vandermeer J., 2012:** Anticipating Critical Transitions. *Science* 338: 344–348.
- Seliger C., Scheikl S., Schmutz S., Schinegger R., Fleck S., Neubarth J., Walder C., Muhar S., 2016:** Hy:Con: A Strategic Tool For Balancing Hydropower Development And Conservation Needs. *River Research and Applications* 32, 7: 1438–1449.
- Silliman B.R., Schrack E., He Q., Cope R., Santoni A., van der Heide T., Jacobi R., Jacobi M., van de Koppel J., 2015:** Facilitation shifts paradigms and can amplify coastal restoration efforts. *PNAS* 112, 46: 14295–14300.
- Sindelar C., 2011:** Design of a Meandering Ramp. Dissertation, Faculty of Civil Engineering, University of Technology Graz: 1–212.
- Škarja M., 2007:** Electrophotography – the method for revealing the subtle states of water and environment. W: Kononenko I. (red.). *Proceedings of Measuring Energy Fields*, Kamnik, Tunjice: 23–26.
- Staab M., Ohl M., Zhu C.-D., Klein A.-M., 2015:** Observational natural history and morphological taxonomy are indispensable for future challenges in biodiversity and conservation. *Communicative & Integrative Biology*, 8, 1: e992745, DOI: 10.4161/19420889.2014.992745.
- Stuble K.L., Fick, S.E., Young T.P., 2017:** Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. *Journal of Applied Ecology*, Early View, doi: 10.1111/1365–2664.12861.
- Tarakini T., Liang X., 2012:** The Ecological Processes that Underpin Ecological Restoration. *International Journal of Molecular Ecology and Conservation* 2, 3: 15–20.
- Toth L.A., 2016:** Variant restoration trajectories for wetland plant communities on a channelized floodplain. *Restoration Ecology* Early View DOI: 10.1111/rec.12427.
- Visser F., Wallis C., Sinnott A.M., 2013:** Optical remote sensing of submerged aquatic vegetation: Opportunities for shallow clearwater streams. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 43, 5: 388–398.
- Williams P.J., Hooten, M.B., 2016:** Combining statistical inference and decisions in ecology. *Ecological Applications*, 26, 6: 1930–1942.
- Wingfield R., Murphy K., Gaywood M., 2005:** Lake habitat suitability for the rare European macrophyte *Najas flexilis* (Willd.) Rostk. & Schmidt. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 227–241.
- Wu J., Marceau D., 2002:** Modeling complex ecological systems: an introduction. *Ecological Modelling* 153: 1–6.

THE MONITORING OF NATURE  
AND ENVIRONMENTAL RESTORATION  
PROJECTS AS THE BASIS FOR EFFECTIVE  
CONSERVATION AND PERFORMANCE  
OF NATURAL SYSTEMS

*Summary*

This paper describes the conditions, concepts and demands of monitoring actions designed for the purpose of ecological restoration projects. Such a monitoring should provide necessary input and feedback for the purpose of adaptive project management, should document ecological results (which, however, usually will be evident much later after the project end), and should provide the scientific evidence for conservation actions on similar objects elsewhere. It is argued, that the monitoring of restoration projects should be applied more to dynamic processes and functions, than to the biotic structures, as it usually is done in the standardised procedures of monitoring of ecological/conservation statuses.

As each restoration action made in natural or semi-natural ecosystems is unique at least to some extent, the essential primary monitoring effort is to construct an ecological model (conceptual, qualitative, or quantitative, depending on data availability and the specific objectives of a project), considering the direct and indirect predicted effects of measures provided, and then to find the best available, rapid and cost-efficient

indicators for checking eco-evolutionary trajectories of targeted populations and ecosystems. Three monitoring phases are distinguished: initial (pre-investment, with feasibility evaluation of the proposed actions, building a functional model and indicator systems), during restoration actions (feedback, adaptation and minimizing unwanted side effects), and post restoration (the evidence of results and providing the background for post-project maintenance).

Some important general concepts and methodologies for the design of a project monitoring are described, based mostly on the most recent literature sources. As most desirable ecological restoration objectives usually are described in structural terms (indicators of good ecological/conservation status), there is a need to translate them into dynamic and functional objectives and processes. This should serve the most appropriate monitoring design and evaluation of results before the improvement of structural parameters, expected in some future. Also, it is important to adequately relate the specific functional project monitoring to standard biological monitoring programmes, integrated ecological monitoring, and scientific research in the fields of general, conservation and restoration ecology.