

Jerzy Solon

M. Kistowski (red.), Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego. Przegląd polskich doświadczeń u progu integracji z Unią Europejską, 2004, Gdańsk, s. 49–58.

Ocena zrównoważonego krajobrazu – w poszukiwaniu nowych wskaźników

Wstęp

Pojęcie „rozwoju zrównoważonego” stało się jednym z ważniejszych haseł przy tworzeniu podstaw przyszłego ładu przestrzennego kraju oraz przy formułowaniu zasad polityki społecznej i sektorowych polityk gospodarczych. Takie podejście wynika z deklaracji zapisanych w Konstytucji Rzeczypospolitej Polskiej, licznych ustawach oraz w zobowiązaniach międzynarodowych Polski. Na poziomie Unii Europejskiej zakłada się również, że przyszłe „społeczeństwo informacyjne” także będzie się rozwijać w warunkach „rozwoju zrównoważonego”.

Samo pojęcie „rozwoju zrównoważonego” nie jest jednoznacznie określone w ogólnie obowiązujących dokumentach. Bardzo dobry przegląd różnego formułowania zasad tego rozwoju oraz dyskusję nad terminami zbliżonymi przeprowadził ostatnio Kistowski (2003).

Na potrzeby niniejszego opracowania przyjęto założenia sformułowane w II Polityce Ekologicznej Państwa. Zgodnie z tym dokumentem podstawowym celem zrównoważonego rozwoju jest takie prowadzenie polityki i działań w poszczególnych sektorach gospodarki i życia społecznego, aby zachować zasoby i walory środowiska w stanie zapewniającym trwałe, nie doznające uszczerbku, możliwości korzystania z nich zarówno przez obecne, jak i przyszłe pokolenia, **przy jednoczesnym zachowaniu trwałości funkcjonowania procesów przyrodniczych oraz naturalnej różnorodności biologicznej na poziomie krajobrazowym, ekosystemowym, gatunkowym i genowym**. Istotą zrównoważonego rozwoju jest równorzędne traktowanie racji społecznych, ekonomicznych i ekologicznych, co oznacza konieczność integrowania zagadnień ochrony środowiska z polityką w poszczególnych dziedzinach gospodarki.

Z punktu widzenia ekologiczno-krajobrazowego szczególnie istotny jest fragment wskazujący na konieczność zachowania trwałości procesów ekologicznych i różnorodności biologicznej na poziomie krajobrazu. W takim też kontekście można mówić o krajobrazie zrównoważonym.

Celem niniejszego opracowania jest próba sformułowania minimalnego zestawu kryteriów opisujących krajobraz zrównoważony, a następnie – propozycja nowego podejścia metodycznego do oceny stopnia rozwoju zrównoważonego krajobrazu. Przedstawione rozważania mają charakter wstępny i nie tworzą zamkniętego systemu ujęć teoretycznych i metodycznych. Zamiarem autora jest raczej sygnalizacja problemów praktycznych, których rozwiązanie powinno być efektem prac ekologów krajobrazu oraz wskazanie na niezbędne kierunki dalszych poszukiwań nowych rozwiązań metodycznych wynikających ze współczesnego stanu wiedzy o krajobrazie.

Krajobraz zrównoważony – próba definicji

Krajobraz jako obiekt złożony może być rozpatrywany według bardzo różnych kryteriów. Często przyjmuje się, iż składa się on z trzech układów hierarchicznych, obejmujących: (a) zróżnicowanie abiotyczne przestrzeni, (b) zróżnicowanie pochodzenia antropogenicznego, obejmujące przede wszystkim użytkowanie ziemi, ale także obiekty związane z historią i zwyczajami, określające tzw. „specyfikę miejsca”, (c) zróżnicowanie biotyczne, obejmujące m.in. podział na regiony biogeograficzne, kompleksy ekosystemów i poszczególne ekosystemy oraz zróżnicowanie faun i flor lokalnych (por. Solon, 2002).

Kompleksowa ocena krajobrazu z punktu widzenia rozwoju zrównoważonego powinna obejmować wszystkie wyżej wymienione aspekty, w podziale na warunki ekonomiczne, zróżnicowanie kulturowe, warunki społeczne, warunki abiotyczne oraz zróżnicowanie biotyczne (ekosystemy i gatunki). Biorąc jednak pod uwagę, iż aspekty ekonomiczno-społeczne są już od dawna przedmiotem odpowiednich analiz (por. Borys, 1999), w niniejszym opracowaniu skupiono się jedynie na aspekcie biotycznym krajobrazu.

Na podstawie różnych modeli rozwoju i funkcjonowania krajobrazu można przyjąć, iż do podstawowych cech krajobrazu zrównoważonego należy:

- a) stabilność strukturalna (kompozycji i konfiguracji) w warunkach niezmiennego użytkowania,
- b) spójność przestrzenna sieci płatów i korytarzy, wyróżnionych zarówno na podstawie zróżnicowania strukturalnego, jak i możliwości przemieszczania się gatunków roślin i zwierząt,
- c) stabilność naturalnych i antropogenicznych strumieni materii i energii,
- d) bogactwo typologiczne ekosystemów, odpowiadające zróżnicowaniu warunków siedliskowych i określane na podstawie dynamicznych kręgów zbiorowisk zastępczych.

Należy przy tym podkreślić, że według powyższych kryteriów krajobraz może być zrównoważony niezależnie od stopnia jego naturalności, a – co więcej – niektóre działania związane z utrzymaniem założonego charakteru krajobrazu prowadzą do zatrzymywania lub opóźniania procesów renaturalizacyjnych.

Powyższe kryteria określania poziomu rozwoju zrównoważonego krajobrazu są w swojej istocie wyraźnie odmienne od sposobów interpretacji ekorozwoju jako zbioru: (a) cech, (b) celów, (c) zasad, (d) ładu zintegrowanego (por. Borys, 1999).

Przegląd wskaźników stosowanych do oceny krajobrazu

Na potrzeby oceny krajobrazu i jego zrównoważonego rozwoju opracowano liczne zestawy wskaźników. Do szczególnie istotnych i często stosowanych należą m.in. systemy zalecane przez OECD oraz UN Commission on Sustainable Development. Bazują one na koncepcji „**presja (czynnik sprawczy)–stan–reakcja**”, polegającej na jednoczesnym określaniu trzech oddzielnych kategorii zjawisk zachodzących na styku społeczeństwa ludzkiego i środowiska przyrodniczego: (a) negatywnych oddziaływań na środowisko, (b) stanu poszczególnych komponentów środowiska, (c) reakcji społeczeństwa ludzkiego na wcześniejsze oddziaływania i stan przekształcenia środowiska. W praktyce rozróżnienie między presją a stanem środowiska bywa niejednoznaczne, a ocena stanu

bywa trudna lub bardzo kosztowna. Dlatego też bezpośrednie i pośrednie miary presji są niekiedy używane jako miary zastępcze dla określenia stanu środowiska

Nieco inne podejście jest zalecane w ramach Unii Europejskiej. Zakłada się bowiem, iż ocenę rozwoju zrównoważonego i stanu krajobrazu należy przeprowadzać na podstawie dwóch grup wskaźników odzwierciedlających stan środowiska oraz opisujących wyniki polityk sektorowych.

Ze względu na ograniczone doświadczenie praktyczne w stosowaniu i interpretacji różnych zestawów wskaźników oraz specyfikę krajobrazu poszczególnych krajów (a nawet regionów) do tej pory nie udało się opracować wspólnego, ogólnoeuropejskiego zestawu odpowiednich wskaźników odnoszących się bezpośrednio do stanu krajobrazu. Doświadczenia poszczególnych krajów sugerują jednak, że większość stosowanych wskaźników powinna odzwierciedlać powierzchnie lub udziały powierzchniowe określonej kategorii użytków (pokrycia terenu). Dobrym przykładem takiego podejścia do oceny krajobrazu jest pilotowy program monitoringu dla hrabstwa Hampshire, w którym na ok. 40 wskaźników odnoszących się do oceny i monitoringu rozwoju zrównoważonego, ok. 20 ma wyraźne odniesienie krajobrazowe. Należy przy tym podkreślić, iż proponowany zestaw wskaźników, choć włączony w system presja–stan–reakcja, ma – w przeciwieństwie do ogólnego zestawu proponowanego przez OECD – charakter wyraźnie dopasowany do skali analizy i bazuje na wieloletnich doświadczeniach brytyjskich w ocenie stanu krajobrazu wiejskiego (tab. 1).

Szybki rozwój koncepcji teoretycznych i metod liczenia wskaźników struktury krajobrazu, który nastąpił w ciągu ostatnich piętnastu lat (McGarigal, Marks, 1995), zaowocował szerokim uwzględnieniem tych wskaźników w licznych schematach monitorowania środowiska przyrodniczego. O bogactwie możliwych do wykorzystania miar stanu krajobrazu świadczy fakt, iż w specjalnym opracowaniu międzynarodowym, wykonanym dla Komisji Europejskiej, zestawiono ponad 340 wskaźników krajobrazowych pochodzących z kilkunastu systemów ocenowych (w tym m.in. systemów propagowanych przez OECD i EUROSTAT) stosowanych w odniesieniu do obszarów rolniczych (Proposal..., 2002). Wskaźniki te można połączyć w następujące grupy tematyczne (Proposal..., 2002):

A. Wskaźniki cech krajobrazu:

- A.1. Ogólne wskaźniki kompozycji,
- A.2. Ogólne wskaźniki konfiguracji,
- A.3. Elementy naturalne w krajobrazie (stan i zmiany),
- A.4. Historyczne elementy kulturowe (stan i zmiany),
- A.5. Współczesne elementy kulturowe (stan i zmiany).

B. Percepcja krajobrazu. Wskaźniki wartości wizualnych i estetycznych.

C. Wskaźniki ochrony krajobrazu:

- C.1. Wskaźniki ochrony elementów kulturowych,
- C.2. Wskaźniki ochrony elementów naturalnych.

Należy przy tym podkreślić, że w większości przypadków stosowane wskaźniki cech krajobrazu (kompozycji, konfiguracji i udziału poszczególnych typów elementów) odzwierciedlają użytkowanie ziemi lub pokrycie terenu wyrażone w kategoriach systemu Corine Land Cover, a nie zróżnicowanie typów ekosystemów. Jest to o tyle ważne, o ile przy ocenach w skalach przeglądowych występuje liniowa zależność między różnorod-

Tabela 1. Wskaźniki krajobrazowe, testowane dla potrzeb oceny stanu środowiska i rozwoju zrównoważonego w hrabstwie Hampshire: S – wskaźniki stanu krajobrazu, R – wskaźniki reakcji na oddziaływanie (The Hampshire Landscape..., 2000)

Table 1. Landscape indices tested for environmental quality as well as for sustainable development evaluation in Hampshire: S – state indices, R – response indices (The Hampshire Landscape..., 2000)



Analizowane wskaźniki	Ocena przydatności
1. Powierzchnia trwałych pastwisk zamienionych na pola [S/R]	?
7. Powierzchnia pól zamienionych na inne użytkowanie [S/R]	T
9. Powierzchnia nowych zalesień na gruntach porolnych [S/R]	T
10. Procent powierzchni o znaczeniu europejskim (Natura 2000) [R]	?
11. Zmiany populacji gatunków chronionych [S]	?
17. Powierzchnia gruntów rolnych [S]	?
18. Powierzchnia muraw nawapiennych [S]	?
19. Powierzchnia lasów liściastych [S]	?
22. Powierzchnia nowych zalesień na stokach [S]	T
24. Procent lasów, zadrzewień i żywopłotów objętych właściwą gospodarką ochronną [R/S]	?
25. Zmiany wielkości i kształtu pól [S]	?
27. Otwartość widokowa krajobrazu [S]	?
28. Długość zabytkowych dróg i alej [S]	?
29. Udział zabudowy rozproszonej [S]	?
30. Powierzchnia wrzosowisk [S]	?
32. Udział małych pól otoczonych przez lasy [S]	N
34. Powierzchnia półnaturalnych łąk w dolinach rzek [S]	T
35. Powierzchnia trzcinowisk, turzycowisk i ziołorośli w dolinach rzek [S]	T
36. Powierzchnia nowych zalesień w dolinach rzek [S]	T
37. Długość żywopłotów [S]	N
38. Liczba stawów [S]	N
39. Średnia wielkość pola ornego [S]	N

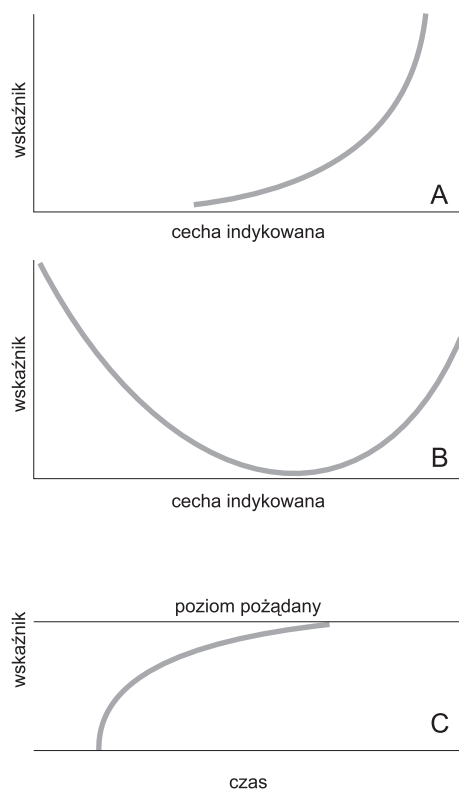
nością użytkowania ziemi i różnorodnością roślinności rzeczywistej (odzwierciedlającą zróżnicowanie ekosystemowe). Zależności te są istotne statystycznie, ale współczynniki korelacji osiągają bardzo różne wartości i zależą od specyfiki terenu, a przede wszystkim od jego zróżnicowania siedliskowego. Wydaje się przy tym, iż opisana zależność liniowa jedynie w dużym przybliżeniu odzwierciedla rzeczywiste powiązania występujące w obrębie krajobrazu. Okazało się bowiem, iż w odniesieniu do poszczególnych siedlisk analizowanych oddzielnie związek między różnorodnością pokrycia terenu i różnorodnością roślinności rzeczywistej lepiej opisuje równanie wielomianowe drugiego stopnia niż liniowe. Przeprowadzone analizy wyraźnie wskazują, że podejście bazujące na ocenie różnorodności pokrycia terenu i użytkowania ziemi, propagowane przez EUROSTAT i Europejską Agencję Środowiska (From Land Cover..., 2000), ma jedynie ograniczone znaczenie i nie powinno być zalecane ani w ocenach monitoringowych w skalach szczegółowych, ani przy ocenie zmiany w czasie struktury przestrzennej jednostek krajobrazowych (Solon, 2002).

Z punktu widzenia interpretacji wyników pomiarów terenowych w monitoringu krajobrazu stosuje się powszechnie trzy typy wskaźników (ryc. 1). Pierwszy z nich ma charakter neutralny – niezależny od przyjętego modelu krajobrazu docelowego i nie wartościujący, tzn. na jego podstawie nie można powiedzieć, że struktura lub cecha krajobrazu ma charakter „dobry” lub „zły”. Natomiast dwa kolejne typy są ściśle związane z przyjętym modelem krajobrazu, np. „krajobrazem zrównoważonym”, „krajobrazem wielofunkcyjnym”, „krajobrazem chroniącym różnorodność biologiczną” itd.

Należy tu podkreślić, że w dotychczasowej praktyce oceny i monitoringu stanu krajobrazu najczęściej są stosowane wskaźniki typu pierwszego, podczas gdy dla oceny stopnia zrównoważenia krajobrazu niezbędne jest stosowanie wskaźników typu trzeciego.

Niestety, należy stwierdzić, że zarówno pojedyncze wskaźniki, jak i ich systemy opisane powyżej w obecnej postaci w zasadzie nie nadają się ani do oceny stopnia zrównoważenia krajobrazu, ani do śledzenia zmian tego zrównoważenia w czasie. Do najważniejszych ich wad należy:

- wykorzystanie standardowych danych statystycznych, a nie danych zbieranych indywidualnie dla określonych obszarów,
- nadmierna agregacja wskaźników cząstkowych,
- brak związku wskaźników ze skalą przestrzenną krajobrazu,
- brak analizy powiązań między wartościami wskaźników,



Ryc. 1. Główne typy wskaźników: A – wartość wskaźnika jest proporcjonalna do wartości cechy indykowanej (np. wskaźniki ekologiczno-siedliskowe Ellenberga), B – wartość wskaźnika określa przedział optymalny cechy indykowanej (np. proporcje ilościowe różnych typów użytków rolnych), C – wartość wskaźnika określa rozbieżność między stanem pożądanym a stanem aktualnym

Fig. 1. Main types of indicators: A – an indicator value is proportional to the value of an indicated phenomenon (e.g. Ellenberg’s ecological indices); B – an indicator value describes the range of optimal values of an indicated phenomenon (e.g. relations between areas occupied by different land-use forms); C – an indicator value shows the difference between the actual and ideal values of an indicated phenomenon

- subiektywność wyboru i interpretacji wskaźników,
 - przyjmowanie fałszywego modelu zależności między wartościami wskaźników.
- Tymi wadami obarczone są również wskaźniki powszechnie stosowane i – na pierwszy rzut oka – nie budzące wątpliwości, takie jak m.in. wskaźnik lesistości czy wielkość powierzchni podlegającej ochronie rezerwatowej.

Nowa propozycja metodologiczna i wynikające z niej zestawy wskaźników

Dla oceny stopnia zrównoważenia krajobrazu niezbędne jest nowe podejście metodologiczne i wynikające z niego wskaźniki. Autor proponuje stworzenie systemu, który w skrócie można określić mianem **stan-wzorzec-realizacja (State-Model-Execution, STAMEX)**. Na potrzebę porównywania dzisiejszego stanu rzeczywistego z wyidealizowanym stanem wzorcowym zwrócono uwagę już wcześniej (Solon, 1998, 2001), przede wszystkim w odniesieniu do zrównoważonej gospodarki leśnej. W ramach tej koncepcji wskaźniki opisujące stan krajobrazu oraz stopień realizacji wzorca powinny się charakteryzować następującymi właściwościami:

- dostosowanie do skali analizy,
- ujmowanie stanu dzisiejszego jako procent realizacji modelu krajobrazu docelowego, zarówno w odniesieniu do całej rozpatrywanej powierzchni, jak i do powierzchni zajętej przez określoną kategorię pokrycia terenu lub siedliska,
- ujmowanie kompozycji i konfiguracji krajobrazu.

Podstawowym segmentem tego systemu jest opracowanie wzorca stanu krajobrazu zrównoważonego. Należy tu wyraźnie stwierdzić, iż – według dzisiejszego stanu wiedzy – nie istnieje jeden optymalny sposób konstrukcji takiego wzorca. Na jego charakter wpływają bowiem trzy grupy uwarunkowań: (a) zastosowany paradygmat wykorzystania zasobów biotycznych krajobrazu, (b) wielkość powierzchni odniesienia, (c) kategorie opisu stanu krajobrazu. Dodatkowo należy jeszcze uwzględnić ograniczenia wynikające z innych funkcji krajobrazu wypełnianych na rzecz społeczności ludzkiej.

Paradygmaty wykorzystania zasobów biotycznych krajobrazu są uogólnieniem sformułowanych przez Elliotta (1996) paradygmatów ochrony lasu. Autor ten wyróżnia:

- paradygmat zachowania zasobów użytkowych,
- paradygmat zachowania społecznie użytecznej „jakości środowiska”,
- paradygmat zachowania bogactwa ekosystemów,
- paradygmat ochrony ścisłej.

Paradygmat zachowania zasobów użytkowych zakłada stosowanie takiego sposobu gospodarowania, w którym eksploatacja zasobów środowiska nie prowadzi do degradacji eksploatowanych systemów i ich otoczenia oraz nie powoduje zaburzeń stanu równowagi w środowisku przyrodniczym, a jednocześnie pozwala na zaspokojenie obecnych i przyszłych potrzeb społeczeństwa. Obecnie utożsamia się ten paradygmat z wąsko (użytkownie) rozumianą koncepcją rozwoju zrównoważonego, której podporządkowane powinny być kierunki inwestycji, orientacja rozwoju technicznego i sposób zarządzania.

Paradygmat zachowania społecznie użytecznej „jakości środowiska” jest produktem humanistycznie rozumianej ekologii człowieka, a w szczególności tzw. „human wel-

fare ecology". W tym podejściu szczególny nacisk położono na te aspekty, które są zaniebdywane przy stosowaniu paradygmatu poprzedniego. W szczególności dotyczy to zagadnienia równego dostępu do zasobów przyrodniczych, rekreacji oraz potrzeb duchowych społeczeństwa. W praktyce różnica między tymi dwoma paradygmatami sprowadza się do tego, kto podejmuje decyzje dotyczące sposobu gospodarowania w krajobrazie: czy specjaliści (przy stosowaniu paradygmatu zachowania zasobów użytkowych), czy społeczność lokalna poprzez swoich przedstawicieli.

Paradygmat zachowania bogactwa ekosystemów powstał na gruncie tzw. ekocentryzmu i w swojej radykalnej postaci sprowadzał się do ochrony wszystkich gatunków, populacji, siedlisk i ekosystemów, niezależnie od ich lokalizacji i dowolnie rozumianej wartości dla społeczeństwa. Tak rozumiana koncepcja ma charakter utopijny i nie jest realizowana w żadnym kraju. Obecnie jednak paradygmat ochrony bogactwa ekosystemów jest rozumiany nieco inaczej. Jego założeniem jest praktyczna realizacja zaleceń wynikających z konwencji o ochronie różnorodności biologicznej. W praktyce dotyczy to: (a) zachowania wszystkich typów ekosystemów (w warunkach europejskich ze szczególnym uwzględnieniem typów znajdujących się w wykazach programów Natura 2000 i Corine biotopes), oraz (b) takiego gospodarowania zbiorowiskami, aby zachowane zostało całe bogactwo gatunkowe, właściwe dla danego regionu. W Polsce tak sformułowany paradygmat do tej pory nigdy nie stanowił podstawy planowania przestrzennego, choć pośrednio zaczyna być realizowany zarówno poprzez współczesne koncepcje gospodarowania na obszarach chronionych, jak i przez tworzenie sieci obiektów Natura 2000 i implementację programów rolnośrodowiskowych.

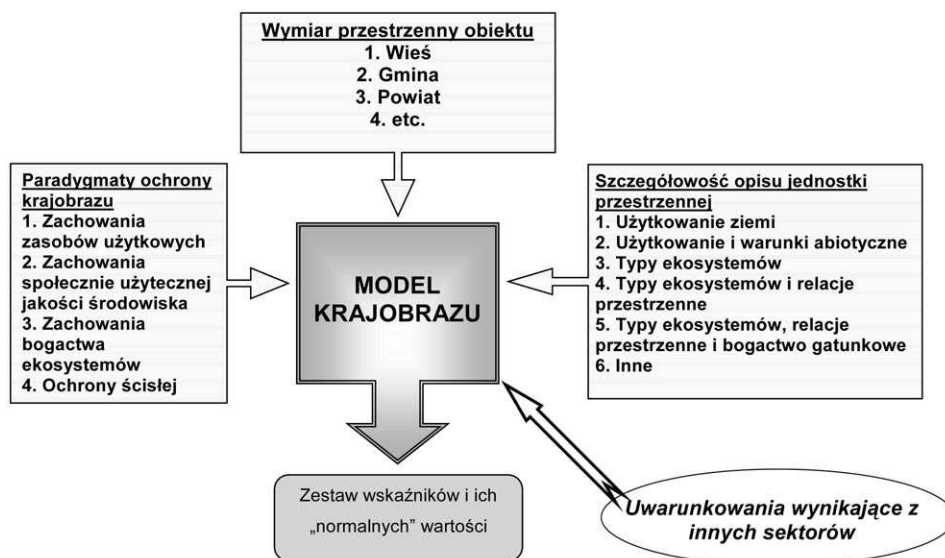
Paradygmat ochrony ścisłej zakłada wyłączenie określonych powierzchni z jakiegokolwiek formy użytkowania. Jego podstawą jest założenie, że swej istoty przeciwne antropocentryzmowi, iż najważniejszym celem polityki środowiskowej jest umożliwienie spontanicznego działania procesów naturalnych, w tym także degradacyjnych (co nie jest tożsame z ochroną bogactwa ekosystemów). Paradygmat ten odgrywa dużą rolę przy tworzeniu parków narodowych i innych obszarów chronionych na świecie, natomiast, co oczywiste, w odniesieniu do całości krajobrazów wiejskich nie może być stosowany.

Dopiero na podstawie skonstruowanego wzorca konkretnego krajobrazu (obszaru) możliwe jest wybranie odpowiedniego zestawu wskaźników krajobrazowych i określenie docelowych (pożądanych) ich wartości (ryc. 2). Przykładowy zestaw takich wskaźników przedstawiono w tabeli 2.

Do zalet proponowanego podejścia należy niewątpliwie minimalizacja skutków nieliniowych powiązań między zmiennymi oraz bezpośrednia możliwość wykorzystania w monitoringu i kontroli skuteczności zabiegów. Wadą jest konieczność określania modelu krajobrazu dla każdej powierzchni oddzielnie i w zasadzie brak możliwości wykorzystania ogólnodostępnych danych statystycznych lub też konieczność szukania tzw. miar zastępczych.

Możliwe kierunki zastosowań

Przedstawiony wyżej system może zostać wykorzystany dla potrzeb monitoringu efektywności przyrodniczej programów rolnośrodowiskowych, realizowanych w skalach szczegółowych. W takim przypadku najważniejszą rolę będą odgrywać miary spój-



Ryc. 2. Schemat czynników wpływających na sposób i zakres oceny krajobrazu zrównoważonego
Fig. 2. Schematic presentation of variables and approaches influencing the scope of the landscape sustainability evaluation

ności grafu opisującego różne systemy płatów i korytarzy oraz wskaźniki udziału powierzchniowego wybranych grup zbiorowisk. Ten sam system może również być wykorzystany w skalach przeglądowych (np. w monitoringu krajobrazu na poziomie

Tabela 2. Przykładowy zestaw wskaźników opisujących stan zrównoważenia krajobrazu w ramach koncepcji **stan-wzorzec-realizacja**

Table 2. Chosen indices describing landscape sustainability level according to **State–Model–Execution** approach

Obecny stan krajobrazu (A)	Pożądany stan krajobrazu (B)	Realizacja stanu pożądanego
Udział powierzchniowy zbiorowisk specjalnej troski	Względny udział powierzchniowy zbiorowisk specjalnej troski objętych ochroną	Rzeczywisty udział powierzchniowy zbiorowisk specjalnej troski objętych ochroną w stosunku do pożądanego
Minimalna wielkość płatu określonych typów ekosystemów	Minimalna wielkość płatu określonych typów ekosystemów	Stosunek A/B
Stosunek powierzchni lasu do trwałych ekstensywnych zbiorowisk zielnych	Stosunek powierzchni lasu do trwałych ekstensywnych zbiorowisk zielnych	Stosunek A/B
Miary spójności grafu dla różnych modeli płatów i korytarzy	Miary spójności grafu dla różnych modeli płatów i korytarzy	Różnica A-B
Bogactwo typologiczne ekosystemów w poszczególnych kręgach dynamicznych	Bogactwo typologiczne ekosystemów w poszczególnych kręgach dynamicznych	Stosunek A/B
Obszar zajęty przez ekspansywne gatunki obcego pochodzenia	Obszar zajęty przez ekspansywne gatunki obcego pochodzenia	Różnica A–B

regionów Europy). Postuluje się przy tym szerokie wykorzystanie wskaźników udziału powierzchniowego wybranych form pokrycia terenu Corine oraz wskaźników dynamicznych przejść między formami użytkowania.

Uwagi końcowe

Model wzorcowego krajobrazu zrównoważonego powinien być opracowany oddzielnie dla każdej gminy i stanowić jeden z etapów tworzenia planów zagospodarowania przestrzennego gminy. Powinien też służyć jako wyznacznik potrzeb związanych z propagowaniem, finansowaniem i realizacją programów rolnośrodowiskowych. Wydaje się przy tym, iż zestaw ocen tworzących system „**stan-wzorzec-realizacja**” umożliwia nie tylko ocenę stopnia zrównoważenia krajobrazu w ramach rozwoju zrównoważonego Polski, ale może służyć również do oceny efektywności nakładów finansowych, poniesionych na przekształcenia środowiska przyrodniczego kraju.

Należy tu jednocześnie podkreślić, iż nie ma dobrych europejskich wzorców oceny i monitoringu stanu zrównoważenia krajobrazu. Brak także dobrych i powszechnie stosowanych przyrodniczych mierników rozwoju zrównoważonego obszarów wiejskich, gdyż ich większość, czy to opracowanych przez OECD (i zbliżonych) czy przez Unię Europejską, bazuje na danych statystycznych, często o charakterze ekonomicznym i zagregowanych do innej skali przestrzennej. Dlatego też proponowany system monitoringu, opierający się na trzech rodzajach ocen „**stan-wzorzec-realizacja**”, ma charakter wybitnie nowatorski i wart jest szerszej promocji w krajach Unii Europejskiej.

Przedstawiona propozycja ma charakter otwarty; powinna podlegać dalszej ewolucji i dopracowaniu. Nowe podejście wynika jednoznacznie z założeń i prawidłowości ekologiczno-krajobrazowych, a nie ekonomiczno-użytkowych.

Landscape sustainability evaluation: in search of new indices

Summary

The aim of this study is to present a new approach for the evaluation of the level of a landscape sustainability. Sustainable development is understood here as a bunch of human activities (in economy, social life and local administration) which allow to preserve environmental values and goods permanently, for present and future utilization by the humankind. Preserved should be also ecological processes as well as natural biodiversity on different levels (e.g. species, ecosystem and landscape levels).

The complex evaluation of the level of a landscape sustainability should take into account human (e.g. economic, cultural, social) as well as environmental (e.g. biotic and abiotic) aspects. This elaboration is focused only on environmental aspects, as human ones were analyzed and evaluated by many other authors.

On the basis of different models of a landscape structure and functioning we may hypothesize that a landscape shows a high level of sustainability when:

a) it is structurally stable (in the sense of composition and configuration) in situation when the land use is not changing,

- b) the network of patches and corridors is coherent (with a high level of connectivity); it should be valid both for the network distinguished on the basis of the space differentiation as well as on the basis of plants and animals real movements,
- c) natural and anthropogenic matter and energy flows are stable,
- d) there is a high index of typological richness of ecosystems within a landscape; what, in turn, represents habitat differentiation of the area (in terms of potential vegetation), and is described by the richness of the dynamic circles of substitute communities.

There is a great number of measures and indicators of sustainable development. Most popular are those, based on the concept of "Driving Force-State-Response" approach. But it must be stated that for an evaluation of the level of landscape sustainability their use is only of a limited value.

It is necessary to elaborate a quite new approach for describing the level of landscape sustainability. It is proposed here to base this approach on the concept of three sets of measures constituting the system named **State-Model-Execution (STAMEX)**.

The main point in this approach is to elaborate a model of an ideal sustainable landscape. It must be stated, that – according to our present knowledge – there is no way to propose the one and the only one optimal model of the ideal landscape, since it depends at least on three groups of prerequisites, namely: (a) a chosen paradigm of biotic resources utilisation, (b) the kind of the reference area, (c) the level of details of a landscape description. Different limitations resulted from the social and economic functions of a landscape should also be taken into account.

The model of an ideal landscape and a STAMEX approach should be elaborated separately for each the lowest administrative unit (gmina). It should be treated as a part of a spatial planning as well as a tool for planning and monitoring of agriculture-environmental programmes.

Literatura

- Borys T. (red.), 1999, Wskaźniki ekorozwoju, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 273 ss.
- Elliott C., 1996, Paradigms of forest conservation, *Unasylva* 187, wol. 47.
- From Land Cover To Landscape Diversity In The European Union (2000), available from the Internet (<http://europa.eu.int/comm/dg06/publi/landscape/index.htm>).
- Kistowski M., 2003, Regionalny model zrównoważonego rozwoju i ochrony środowiska Polski a strategię rozwoju województw, Uniwersytet Gdański, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Gdańsk-Poznań, 392 ss.
- McGarigal K., Marks B., 1995, FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-351.
- Solon J., 1998, Zasady trwałej gospodarki leśnej. Spojrzenie ekologa krajobrazu, [w:] K. Rykowski (red.), Trwały i zrównoważony rozwój lasów: poglądy, opinie, kontrowersje, Wydawnictwo IBL, Warszawa, s. 215–225.
- Solon J., 2001, Ocena stanu lasu z punktu widzenia ekologii krajobrazu, [w:] R. Zielony (red.), Zgodność fitocenozy z biotopem w ekosystemach leśnych, Wyd. Fundacja Rozwój SGGW, s. 103–113.
- Solon J., 2002, Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności. *Prace Geograficzne* 185, 232 ss.
- Proposal on Agri-Environmental Indicators PAIS. Project Summary, 2002, LANDSIS g.e.i.e., Luxembourg, 15 ss.
- The Hampshire Landscape: A Strategy for the Future (Consultation draft) (2000), Hampshire County Council.