

Elinor Ostrom

Instytucje i środowisko

W swoim artykule Elinor Ostrom przedstawia krytyczną analizę wyników wielu badań empirycznych, współczesnej teorii gier i własnych eksperymentów z dziedziny projektowania instytucji w odniesieniu do nadmiernej eksploatacji zasobów wspólnych. Autorka wskazuje na fakt, iż mając możliwość porozumiewania się, eksperymentowania i modyfikacji reguł instytucjonalnych, ludzie wypracowują różnorodne – niekoniecznie rynkowe – rozwiązania prowadzące do zrównoważonego zarządzania dobrami wspólnymi, do których rzekomo ma zastosowanie pojęcie „tragedii wspólnego pastwiska”.

Słowa kluczowe: zasoby wspólne, reguły instytucjonalne, wspólnoty, adaptacja, eksploatacja.

Naukowcy mają skłonność do formułowania „optymalnych” rozwiązań problemów związanych z użytkowaniem zasobów będących wspólną własnością (*commonpool resources*), do których zaliczają się łowiska, lasy i zbiorniki wody. Powszechnie znane są przykłady zarówno udanych, jak i chybotliwych działań polegających na prywatyzacji, upaństwowieniu lub komunalizacji tych zasobów. W oparciu o analizę praktycznych wyników konkretnych decyzji w tej dziedzinie proponuję, by teoretycy instytucji odeszli od uproszczonych, rzekomo uniwersalnych rozwiązań dla wszystkich rodzajów zasobów na rzecz wypracowywania elastycznych, wielopoziomowych systemów zarządzania złożonymi, podlegającymi ewolucji grupami zasobów.

Elinor Ostrom (1933–2012), amerykańska politolożka, laureatka Nagrody Nobla w dziedzinie ekonomii za rok 2009 za analizę ekonomicznych aspektów rządzenia, szczególnie w ramach wspólnot. Rozwijająca teorię dóbr wspólnych. Wykładała na Indiana University w Bloomington oraz Arizona State University.

Przełożył Rafał Śmietana. Tytuł oryginału: *Institutions and the environment*; © 2008 The Author. Journal compilation © Institute of Economic Affairs 2008. Published by Blackwell Publishing, Oxford.

Przeprowadzenie badań, których wyniki wykorzystałam w niniejszym artykule, zostały sfinansowane ze środków National Science Foundation oraz MacArthur Foundation. Autorka dziękuje za wnikliwe komentarze otrzymane od Billa Blomquista, Colina Clarka i Tracy Yandle.

1. Wprowadzenie

Gdy teoretyk i badacz instytucji ma za zadanie napisać artykuł zatytułowany „Instytucje i środowisko naturalne”, winien przede wszystkim zdefiniować, w jaki sposób będzie używał przedmiotowych pojęć. W języku potocznym terminy „instytucje” oraz „środowisko” odnoszą się do wielu rzeczy. Niekiedy mianem instytucji określamy np. więzienie lub pewne szeroko rozpowszechnione praktyki w społeczeństwie, takie jak np. instytucja małżeństwa. Terminu „środowisko” używamy zarówno w odniesieniu do najbliższego otoczenia pewnego punktu odniesienia, jak i do ziemskiej ekosfery. Na szczęście w miarę upływu czasu badaczom udaje się opracowywać bardziej precyzyjne i przydatne w praktyce definicje instytucji, rozmaitych aspektów środowiska naturalnego oraz poziomów wzajemnych oddziaływań między nimi – co dotyczy zwłaszcza naukowców dokonujących analiz korzystnych i niekorzystnych oddziaływań na różnorakie obiekty oraz procesy rozgrywające się w obrębie ekosystemów (zob. Aoki 2001; North 2005; Ostrom i in. 2007).

W niniejszym rozdziale termin „instytucje” odnosi się do reguł, do których odwołują się ludzie podczas interakcji w złożonych, powtarzających się sytuacjach na wielu poziomach analitycznych (North 2005; Ostrom 2005). Jednostki regularnie uczestniczące w pewnego rodzaju in-

terakcjach stosują reguły określone przez władze państwowe w odniesieniu do konkretnych sytuacji (lub korzystają z ich braku). Mogą one także opracowywać i narzucać innym własne reguły. Osoby nawiązujące interakcje w konkretnej, określonej regułami sytuacji związanej z danym środowiskiem mogą z czasem przyjąć normy dotyczące zachowań wobec innych ludzi oraz ich działań. W świetle tych reguł, a także wspólnie wypracowanych norm (gdy zajdzie konieczność), osoby te realizują strategie oddziałujące na nich samych, a także na innych (Crawford, Ostrom 1995). W miarę poznawania konsekwencji własnych i cudzych zachowań w danej sytuacji uczestnicy omawianych interakcji mogą modyfikować normy i strategie działania, co prowadzi do lepszych lub gorszych następstw dla nich oraz dla środowiska, którego te działania dotyczą.

Wiele spośród dóbr naturalnych ma charakter ogólnodostępnej własności wspólnej. Najczęściej są one na tyle duże, że wykluczenie potencjalnych beneficjentów z ich użytkowania do celów konsumpcyjnych lub niekonsumpcyjnych prowadzi do wystąpienia skutków istotnych statystycznie. Każde indywidualne użycie ogólnodostępnego zasobu do celów konsumpcyjnych (np. pozyskanie drewna z lasu lub odprowadzenie wody z systemu nawadniającego) zmniejsza jego ilość dostępną dla innych (Ostrom, Ostrom 1977; Ostrom i in. 1994). Bez skutecznych instytucji ograniczających zapędy tych, którzy potrafią szczególnie intensywnie pozyskiwać tego rodzaju zasoby, ulegną one nadmiernej eksploatacji i zniszczeniu (FAO 2005; Mullon i in. 2005; Myers, Worm 2003).

2. Modelowanie problemu ogólnodostępności zasobów

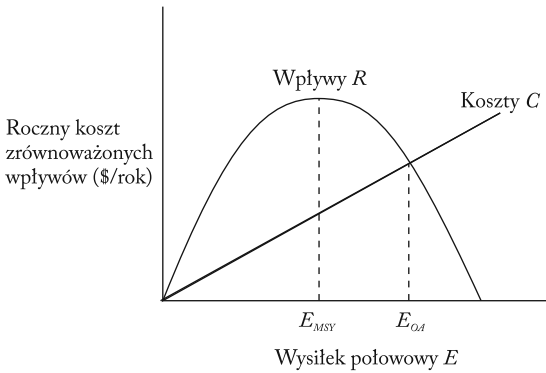
Modele formalne służące do analizowania przyczyn nadmiernej eksploatacji zasobów będących wspólną własnością oraz do opracowywania propozycji zapobiegania ich zniszczeniu stanowią ważne narzędzie w rękach badaczy instytucji. Jednym z najwcześniejszych i najpopularniejszych modeli wykorzystywania tego rodzaju zasobów, charakteryzującym się również największą mocą objaśniającą, jest statyczny

model optymalnych połowów zaproponowany przez Scotta Gordona¹ w 1954 r. Gordon oraz wielu innych uczonych, którzy pełnymi garściami czerpali z jego dorobku, założyli, że na ogólnodostępnym łowisku każdy rybak inwestuje w zwiększanie połowów aż do chwili osiągnięcia równowagi bionomicznej (E_{0A}), w warunkach której całkowity dochód jest równy poniesionym kosztom całkowitym. Równowaga bionomiczna (ryc. 1) prowadzi do znacznego rozproszenia renty ekonomicznej. Gdyby rybacy prowadzili odłow z maksymalną wydajnością zapewniającą naturalne odtwarzanie zasobów, osiągaliby znaczne zyski określane jako maksymalny trwały przychód (E_{MSY} – *maximum sustainable yield*). Problem polega jednak na tym, że na poziomie maksymalnego trwałego przychodu każdy rybak nadal zarabia, dlatego łowisko wciąż pozostaje atrakcyjne dla innych przedstawicieli tego zawodu. Dopóki jest ono otwarte dla wszystkich, utrzymana zostanie równowaga bionomiczna w miejsce maksymalnego trwałego przychodu.

Przedstawiony powyżej w dużym skrócie model wykorzystywano do wyjaśnienia nadmiernej eksploatacji ogólnodostępnych zasobów cennych surowców w sytuacji, gdy nie istnieją żadne zasady regulujące ich udostępnianie nowym użytkownikom ani nie określono dopuszczalnego poziomu ich pozyskiwania. Moc wyjaśniająca modelu Gordona polega na jednoznacznym określeniu przyczyn nadmiernej eksploatacji zasobów będących wspólną własnością. Prostota tego modelu jest jednak równocześnie źródłem jego słabości, gdy na jego podstawie projektuje się nowe instytucje – ekonomiczne bodźce zniechęcające do nadmiernej pozyskiwania zasobów. Jak zauważa Colin Clark (2006, s. 15), statyczny, uproszczony model odłowów jest zbyt schematyczny, co sprawia, że nie da się go z powodzeniem zastosować do opisu wszystkich ogólnodostępnych zasobów. Wielu analityków zakłada po prostu, że wystarczy narzucić użytkownikom pewne zróżnicowane reguły, wymuszające eksploatację na poziomie nieprzekraczającym maksymalnego trwałego przychodu.

Model Gordona wykorzystywano jako teoretyczną bazę dla serii eksperymentów labo-

¹ W polskim piśmiennictwie model ten znany jest pod nazwą modelu Gordona-Schaffera.



Ryc. 1. Bioekonomika rybołówstwa – model Gordona (Clark 2006, s. 11).

ratoryjnych poświęconych badaniu zachowań jednostek wobec zasobów będących wspólną własnością. Prognozy modelu dotyczące nadmiernej eksploatacji sprawdzają się, gdy osoby biorące udział w eksperymencie podejmują decyzje anonimowo i nie mogą porozumiewać się między sobą (Ostrom i in. 1994). Gdy tylko umożliwi im się przyjmowanie zobowiązań bez pokrycia (tzn. w warunkach, w których przestrzeganie tych zobowiązań nie jest egzekwowane z zewnątrz), uczestnicy eksperymentu stosują normy i strategie zmierzające do maksymalizacji zysków (Ostrom, Walker 1991). Co więcej, gdy tylko pojawiła się możliwość stworzenia przez grupę zainteresowanych własnego systemu sankcji i użycia go przeciwko osobom spoza grupy, członkowie tej grupy zbliżyli się do uzyskania optymalnych wyników (Ostrom i in. 1992).

Jak więc widać, prognozy dotyczące nadmiernej eksploatacji zasobów wspólnych znajdują potwierdzenie zarówno w teorii, jak i w praktyce. Dlatego instytucje należy projektować w taki sposób, by motywować użytkowników do eksploatacji na poziomie maksymalnego trwałego przychodu, co wymaga szczegółowej znajomości cech charakterystycznych danego zasobu, zamiast stosowania wyłącznie uproszczonych modeli rzeczywistości (takich jak np. model Gordona). Niestety, za wiele rozwiązań przedstawianych jako reformy ma charakter zbyt ogólnikowy, toteż badacze, decydenci i społeczeństwa muszą samodzielnie formułować reguły najbardziej odpowiadające złożonym ekosys-

temom, w których występują różnorodne zasoby o charakterze ogólnodostępnym.

3. Cechy optymalnych instytucji

Powszechna aprobata dla modelu Gordona doprowadziła do powstania trzech grup wyidealizowanych rozwiązań mających na celu wymuszenie zrównoważonej eksploatacji zasobów. Grupy tych „optymalnych” reguł można ogólnie opisać jako własność prywatną (Demsetz 1967; Raymond 2003), państwową (Lovejoy 2006; Terborgh 1999, 2000) lub kontrolę społeczną (Vermillion, Sagaridoy 1999). Istnieje wiele przykładów na to, jak przejście zasobów wspólnych pod nadzór właściciela państwowego, prywatnego lub społecznego pomogło ich użytkownikom osiągać lepsze wyniki w krótkiej perspektywie czasowej i jednocześnie na dłuższą metę zabezpieczyć odnawialność tychże zasobów. Jednak konkretne rozwiązania, które okazały się skuteczne, różnią się zasadniczo od siebie, a także od prostych, rzekomo optymalnych zaleceń opracowywanych przez teoretyków tego zagadnienia (Rose 2002; Tietenberg 2002).

Własność prywatna a zasoby wspólne

Po II wojnie światowej sądy w południowej Kalifornii określiły prawa do eksploatacji stanowych zasobów wodnych, ustanawiając urząd rzeczoznawcy stosunków wodnych (*watermaster*). Było to konieczne do stwierdzenia wyjściowego stanu tych zasobów, co z kolei stanowiło podstawę dla określenia praw, a także kontroli przestrzegania przepisów przez dostawców wody (Blomquist 1992). W następstwie tych rozstrzygnięć natychmiast pojawiły się rynki praw do wody. Prawa te sprzedawali lub dzierżawili użytkownicy o niższej produktywności krańcowej użytkownikom o wyższej produktywności (np. firmom dostarczającym wodę, które potrzebowały tych praw do zapewnienia dostaw w godzinach szczytu). Posiadacze praw, którzy przestawali z nich korzystać (z powodu zmiany miejsca, zmiany profilu lub zaprzestania działalności), zbywali je użytkownikom pragnącym zwiększyć dostęp do miejscowych źródeł wody.

Po pięciu latach zmianie uległy takie czynniki środowiskowe, jak liczba ludności, wydajność

źródeł wody oraz jej dostępność w połączonych sieciach wodociągowych. Pierwotne rozstrzygnięcia wprowadzone przez kalifornijskie sądy umożliwiły producentom wody modyfikację wynegocjowanych wcześniej zasad w celu rozwiązania tych problemów (Blomquist, Ostrom 2008; Steed, Blomquist 2006). W pewnych latach zezwalano zakładom wodociągowym na większy pobór wody, niż wynikałoby to z posiadanych przez nich praw, pod warunkiem, że w późniejszym okresie ograniczą jej pobór (analogicznie do pożyczki z banku, którą należy spłacić). Miały one także prawo do niewykorzystywania w pełni przydziałów wody i do jej magazynowania lub oszczędzania na wypadek przewidywanego zwiększonego poboru w przyszłości. Ponadto dostawcy eksperymentowali z różnymi innymi rozwiązaniami, takimi jak np. tworzenie specjalnych obszarów, na których wprowadzono podwyższone podatki od zużycia wody w celu sfinansowania odnowy jej zasobów, jak również monitorowania ich poziomu. Tak więc, o ile prywatyzację praw można uznać za decydujący krok w kierunku obniżenia nadmiernej eksploatacji zasobów wody gruntowej w Los Angeles, o tyle była ona tylko jedną z wielu zmian i modyfikacji rozwiązań instytucjonalnych wprowadzanych w odpowiedzi na zmieniające się okoliczności zewnętrzne.

W dziedzinie rybołówstwa często mianem „optymalnej” strategii eksploatacyjnej określano zbywalne indywidualne kwoty połowowe (Raymond 2003; Scott 1988). Istnieją godne uwagi przypadki, w których wprowadzenie tego rozwiązania zapobiegło całkowitemu wytrzebieniu łowisk, lecz „sukcesy” nie przyszły natychmiast. Sporo czasu zajęło dostosowywanie przez agencje rządowe różnych aspektów tego systemu do wymogów środowiska. Większość udanych rozwiązań ewoluowało jednak ku bardziej złożonym systemom opartym na wieloaspektowych uzgodnieniach instytucjonalnych zamiast zwykłego przydziału kwot połowowych.

W Kolumbii Brytyjskiej po II wojnie światowej zanotowano rosnącą popularność połowów ryb za pomocą trałowców (Grafton i in. 2006). Pierwsze podejmowane przez rządy próby zapobiegania przełowieniu polegały na ograniczaniu liczby trawlerów oraz wprowadzaniu obostrzeń dotyczących rodzaju trałów, wyznaczenie cał-

kowitego dopuszczalnego tonażu pojedynczych połowów oraz ograniczanie liczby wyjść w morze. Mimo to znaczne przełowienie doprowadziło do zamknięcia łowiska w 1995 r. Po kilku latach połowy wznowiono w oparciu o nowe regulacje, w tym indywidualne roczne kwoty połowowe przyznawane przez Ministerstwo Gospodarki Morskiej osobno dla każdego gatunku ryb (Clark 2006, s. 238–240). Nowe rozwiązania nie przewidują posiadania zezwoleń połowowych na własność, jednak w pewnym stopniu dopuszcza się obrót nimi; ponadto właścicielom trawlerów nie odbiera się przyznanych zezwoleń. Wielkość każdego połowu odnotowują obserwatorzy obecni na pokładzie, by uniknąć wcześniejszych problemów z zanizaniem ich tonażu. Clark (2006, s. 239) zauważył, że wyżej opisany system zezwoleń doprowadził do daleko idących zmian w zakresie eksploatacji łowiska:

„Po pierwsze, można teraz polegać na danych dotyczących wielkości połowów, co pozwala naukowcom na dokonywanie wiarygodnych szacunków dotyczących pogłowia ryb. [To wynik działania obserwatorów, a nie wprowadzenia systemu kwot połowowych jako takiego, chociaż ten drugi niewątpliwie sugeruje pewien stopień akceptacji i poparcia dla programu].

Po drugie, zmniejszyła się liczebność floty, gdyż właściciele zarówno małych, jak i dużych łodzi sprzedawali zezwolenia i zaprzestawali działalności. (...)

Jeżeli chodzi o ochronę zasobów, ilość ryb wrzucanych z powrotem do morza można nie tylko dokładnie określić, lecz uległa ona także znaczącemu spadkowi ze względu na bodźce ekonomiczne zniechęcające do prowadzenia tego rodzaju rabunkowej gospodarki”.

Jak więc widać, system kwot połowowych wywarł pozytywny wpływ na zasobność łowiska, lecz ważnym czynnikiem, który przyczynił się do sukcesu tego rozwiązania, stał się także skuteczny system monitorowania. Teoretycy, przedstawiając własne zalecenia w tej dziedzinie, rzadko wspominają o znaczeniu realistycznych rozwiązań dotyczących monitorowania przestrzegania kwot połowowych przez użytkowników zasobów.

W Nowej Zelandii rybołówstwo przybrzeżne od dawna stanowiło ważną gałąź gospodarki (Johnson, Haworth 2004), jednak rybołówstwo

dalekomorskie na dużą skalę rozwinęło się tam później niż w Kolumbii Brytyjskiej z powodu znacznych połowów dokonywanych przez zagraniczne floty w wodach otaczających to państwo. W 1983 r. Nowa Zelandia ogłosiła wytyczenie dwustumilowej strefy ekonomicznej. Rząd natychmiast zaoferował bodźce ekonomiczne armatorom krajowym, by zachęcić ich do zastąpienia statków zagranicznych. W 1986 r. Nowa Zelandia jako jeden z pierwszych krajów na świecie wprowadziła rozwiązania dotyczące eksploatacji łowisk oparte na zasadach rynkowych, takie jak: system zarządzania kwotami połowów i rozdział tych kwot na poszczególne łowiska we własnej strefie ekonomicznej (Annala 1996). Jednocześnie zlikwidowała subwencje wprowadzone zaledwie kilka lat wcześniej.

Po opublikowaniu nowych danych eksperymentalnych oraz nowych modeli ekosystemów władze Nowej Zelandii zostały zmuszone do wprowadzenia kolejnych modyfikacji do swojej polityki w dziedzinie ochrony łowisk. W 1990 r. po trudnych renegocjacjach przydzielono rybakom nowe kwoty w oparciu o dotychczasową roczną wielkość połowów (Yandle, Dewees 2003). Rybacy zażądali także dla siebie większego udziału w określaniu wysokości kwot połowowych oraz innych regulacji w dziedzinie rybołówstwa, co dziewięć lat później doprowadziło do przyjęcia poprawki do Ustawy o łowiskach. Wprowadziła ona pojęcie komercyjnych organizacji udziałowców „świadczących usługi w dziedzinie eksploatacji łowisk”, do których, oprócz rybołówstwa, zaliczają się także prowadzenie badań naukowych i inne. Ponadto organizacje te stały się rzecznikiem reprezentującym interesy branży. Jak widać pierwotny zamysł kwot połowowych przerodził się w „system współzarządzania”, w którym uderza jednak brak reprezentacji kilku ważnych grup interesu, takich jak Maorysi, wędkarze prowadzący połowy rekreacyjne oraz grupy działające na rzecz ochrony środowiska (Yandle 2003). Ponadto Yandle (2007) zidentyfikował szereg rozbieżności dotyczących praw majątkowych przyznanych różnym grupom, zarówno w wymiarze czasowym, jak i przestrzennym (Cash i in. 2006). Pod względem rozbieżności przestrzennych Yandle (2007) identyfikuje częściowo pokrywające się lub słabo zdefiniowane rozgraniczenie pomiędzy:

„(...) zwyczajowymi łowiskami Maorysów, hodowcami ryb, rezerwatami morskimi i połowami komercyjnymi [które] przyczyniają się do powstania konkurencji politycznej lub przestrzennej o dostęp do zasobów morskich. Powoduje to rozgorczenie przedstawicieli sektora komercyjnego, którzy uważają, że szerokie, lecz nieprzyznane im na wyłączność prawa do eksploatacji naruszają mniejsze pod względem skali, lecz bardziej szczegółowo zdefiniowane interesy rezerwatów morskich, Maorysów i hodowców ryb”.

Wielość problemów związanych z koniecznością pogodzenia wyżej wymienionych rozbieżnych interesów w odniesieniu do różnych rodzajów praw własności przestrzennej przyczyniła się do szybkiego wprowadzenia zmian ustawodawczych, które na dłuższą metę mogą doprowadzić do zachwiania stabilnością całego systemu (Yandle 2008).

Jeden z najsławniejszych (lub najbardziej niesławnych, zależnie od punktu widzenia) systemów kwot stopniowo wprowadzano w Islandii w następstwie licznych kryzysów nękających łowiska eksploatowane przez rybaków pochodzących z tego kraju (Arnason 1993). Po eksperymentach z różnymi systemami maksymalnych kwot połowowych, które stały się źródłem poważnych kontrowersji, w 1990 r. wprowadzono jednolity system kwot dla wszystkich łowisk (Eggertsson 2005). Podobnie jak w systemie obowiązującym w Nowej Zelandii, nie określają one całkowitego poziomu połowów, lecz jedynie „udział” w corocznie ogłaszanym przez rząd Islandii dozwołonym poziomie odłowien w oparciu o zalecenia ekspertów z dziedziny rybołówstwa. Wydaje się, że ograniczenie połowów zapobiegło wytrzebieniu wielu wartościowych gatunków ryb odgrywających znaczną rolę w gospodarce wyspy. Rozwiązanie to nie doprowadziło jednak do odnowienia zasobów dorsza islandzkiego, które uległy drastycznemu zmniejszeniu w wyniku przełowienia akwenów w północnej części Atlantyku (Finlayson, McCay 1998).

W swojej analizie długiej i obfitującej w konflikty islandzkiej drogi do systemu kwot Eggertsson (2004) zauważa, że wprowadzanie istotnych zmian instytucjonalnych to „sztuka wymagająca wyczucia”, a nie proces polegający na opracowywaniu „rzekomo uniwersalnych rozwiązań”. Eggertsson krytykuje ekonomistów,

których prace stworzyły podwaliny pod „fałszywy optymizm” w dziedzinie zarządzania złożonymi aspektami eksploatacji łowisk. Praktyka odgórnego projektowania systemu, a następnie narzucania go zainteresowanym stronom nie przynosi pożądanych wyników, w przeciwieństwie do wypracowywania zasad korzystania ze wspólnych zasobów wraz z ich użytkownikami. Takie podejście pomaga znajdować rozwiązania odpowiadające konkretnemu ekosystemowi, jak również praktykom, normom i kondycji ekonomicznej podmiotów rynkowych w dłuższej perspektywie czasowej.

Zasoby wspólne a własność państwowa

Zdaniem niektórych badaczy, państwowa własność ziemi to jedyny sposób osiągnięcia trwałej ochrony ogólnodostępnych zasobów w czasie (Lovejoy 2006; Terborgh 1999). Na tej podstawie sformułowano propozycje stworzenia na całym świecie systemu terenów chronionych przez państwo (Ghimire, Pimbert 1997). Obecnie istnieje już ponad 100 tys. tego rodzaju obszarów. Obejmują one, na przykład, ok. 10% wszystkich terenów leśnych (Barber i in. 2004). Podobne działania spotykają się z dużym entuzjazmem, lecz ich skutki bywają bardzo zróżnicowane.

Część pozytywnych ocen obszarów chronionych opiera się na danych uzyskanych od urzędów państwowych oraz od dyrekcji parków narodowych, a nie na wynikach badań prowadzonych przez niezależne organizacje (Bruner i in. 2001; Ervin 2003). Oczywiście poznanie opinii urzędników jest jak najbardziej celowe, lecz zaufanie tylko i wyłącznie ich samoocenie może doprowadzić do poważnej tendencyjności analiz (Hockings 2003; Nepstad i in. 2006). Przykładowo, podczas badań stanu terenów leśnych przeprowadzonych przez niezależnych leśników i ekologów w 76 parkach znajdujących się pod ochroną państwa oraz w 87 lasach zarządzanych przez różne organizacje (prywatne, społeczne, państwowe) nie stwierdzono pomiędzy nimi żadnych statystycznie istotnych różnic (Hayes 2006; zob. też Gibson i in. 2005).

Zakrojone na szeroką skalę badania prowadzone przez World Wildlife Fund (WWF) objęły ponad 200 obszarów chronionych w 27 krajach. Stwierdzono, że wiele z nich boryka się

z dotkliwymi brakami zasobów finansowych i ludzkich, nie ma też właściwych podstaw prawnych dla swojego działania. Część z nich nie potrafi skutecznie kontrolować własnych granic (WWF 2004). Istnieją liczne doniesienia o konfliktach między mieszkańcami parków, ich pracownikami oraz społecznościami zamieszkującymi w pobliżu wielu obszarów chronionych, jak również o nielegalnej eksploatacji zasobów (Wells, Brandon 1992). Nepstad i in. (2006) poddali analizie kilka różnych sposobów zarządzania zasobami wspólnymi znajdującymi się w granicach obszarów chronionych, do których zaliczają się rezerwaty, terytoria zamieszkałe przez plemiona tubylcze oraz parki narodowe w Brazylii. Zaobserwowano, że ze względu na znaczny nacisk na kolonizację, tereny znajdujące się pod ścisłą ochroną są bardziej narażone na wylesienie niż rezerwaty plemienne. Wyniki tego i innych badań wskazują na konieczność zrewidowania przyjmowanego dotąd bezkrytycznie założenia, jakoby tworzenie państwowych parków i rezerwatów było jedynym sposobem ochrony bioróżnorodności.

Precyzyjne analizy zmienności w czasie powierzchni wylesianych obszarów (dokonywane na podstawie zdjęć satelitarnych) w parkach narodowych położonych w tych samych krajach wykazały, że niektóre z nich są lepiej chronione niż inne. Ostrom i Nagendra (2006) dostarczają przekonujących dowodów na to, że rezerwat Mahananda w Bengalu Zachodnim (Indie) podejmuje skuteczne działania zapobiegające wylesianiu, lecz sukces ten został okupiony wysokimi kosztami administracyjnymi i nasilającymi się konfliktami z miejscową ludnością. Natomiast rezerwat tygrysów Tadoba Andhari w stanie Maharashtra, mając do dyspozycji bardzo skromny budżet, nie może monitorować terenów leśnych, w związku z czym ponosi znaczne straty w drzewostanie. Lasy położone w granicach parku narodowego Tikal w Gwatemali – dysponującego środkami finansowymi pochodzącymi z opłat wnoszonych przez turystów – znajdują się w doskonałym stanie (Dietz i in. 2006). Jednocześnie pobliskie parki narodowe – Laguna del Tigre i Sierra del Lacondon – mimo że znajdują się w tym samym ekosystemie i stanowią część tej samej struktury instytucjonalnej, ulegają zniszczeniu wskutek nielegalnego wycięcia.

Zasoby wspólne a własność wspólnotowa

Mimo że niektórzy badacze podchodzą z dużym entuzjazmem do rozmaitych form własności wspólnotowej (*community ownership*) oraz do zaangażowania wspólnot lokalnych, traktując je jako rozwiązanie problemu nadmiernej eksploatacji dóbr będących wspólną własnością (Western, Wright 1994), wcale nie stanowi to panaceum na omawiany problem, podobnie jak nie jest nim własność prywatna ani państwowa (Campbell i in. 2001; Meinzen-Dick 2007; Nagendra 2007). Badania empiryczne zasobów pozostających pod kontrolą społeczności wykazały, że korzyści płynące z ich eksploatacji bywają nierówno dzielone wśród jej członków (Oyono i in. 2005; Platteau 2004), co w niektórych przypadkach prowadzi do wykluczenia najuboższych (Malla 2000).

Istnieje niewiele dowodów na poparcie tezy, że samo przekazanie użytkownikom lokalnym dóbr stanowiących wspólną własność pomaga uniknąć ich nadmiernej eksploatacji. Niektóre społeczności rzeczywiście zarządzają łowiskami lub lasami lepiej niż inne (Acheson 2003; Andersson 2004; Gibson i in. 2000). Społeczności lokalne potrafią tworzyć sprawne instytucje służące do zarządzania zasobami w sposób zrównoważony (Bray, Klepeis 2005; NRC 2002; Ostrom 1990, 2005), jednak część analityków znów przesadziła, proponując to rozwiązanie jako kolejne uniwersalne rozstrzygnięcie omawianego problemu (Berkes 2007). W niektórych przypadkach szefowie projektów finansowanych ze środków zewnętrznych przekazywali kontrolę nad zasobami społecznościom bez wnikania w lokalne uwarunkowania (Pritchett, Woolcock 2004), co doprowadziło do niewielkiego zaangażowania tychże społeczności i umożliwiło miejscowym elitom przejęcie związanych z tym korzyści. Ponadto tego rodzaju podejście nie bierze pod uwagę konieczności zarządzania dobrami będącymi wspólną własnością na różnych poziomach z uwzględnieniem pionowych i poziomych kontaktów między instytucjami.

Zarządzanie wspólnotowe (*community management*) w różnych postaciach – własności bezpośredniej, koncesji lub innych długoterminowych rozwiązań opartych na współzarządzaniu – może być równie efektywne lub, po spełnieniu określo-

nych warunków, bardziej efektywne niż własność państwowa (Bray i in. 2005). Dlatego debatę na temat efektywności rozmaitych instytucji należy rozszerzyć, uwzględniając cały wachlarz reżimów zarządzania. Różne formy współzarządzania wymagają znacznych kompetencji administracyjnych w dziedzinie udostępniania zasobów w bliższym i dalszym otoczeniu. Różne rodzaje zarządzania na szczeblu społeczności – od pełnej własności przez koncesje oddające grunty publiczne pod zarząd prywatny – mogą być efektywne pod warunkiem dostosowania ich do istotnych cech zasobu oraz innych powiązanych z nim dóbr. W dziedzinie zarządzania złożonymi ekosystemami proste rozwiązania nie istnieją (Campbell, in. 2006; McPeak i in. 2006).

4. Od optymalnych rozwiązań do elastycznego, wielopoziomowego systemu zarządzania

Najważniejsze spostrzeżenie płynące z kilkudziesięcioletnich pogłębionych badań nad instytucjami i środowiskiem brzmi: reguły zdające egzamin w jednym kontekście, zupełnie nie sprawdzają się w innym! Nie istnieją żadne „optymalne” rozwiązania, które stosowałyby się do wszystkich łowisk, lasów lub sposobów pozyskiwania wody (Grafton 2000; Ostrom 2007). Po prostu musimy przestać odwoływać się do zbyt uproszczonych modeli rzeczywistości i zrezygnować z „uniwersalnych rozwiązań dla wszystkich”, zważywszy, że nadmierne ich rozpowszechnienie przyczyniało się raczej do powstawania poważnych problemów niż do rozwiązywania.

Zamiast przedstawiać schematyczne modele zarządzania zasobami, teoretycy instytucjonalni muszą zauważyć to, co ekolodzy spostrzegli już dawno: złożoność przedmiotu badań oraz konieczność radzenia sobie z nieliniowymi, samoorganizującymi się i dynamicznymi systemami – to dodatkowo komplikuje dążenie do osiągnięcia różnych celów zarówno w wymiarze czasowym, jak i przestrzennym. Jak podsumował to znakomity ekolog Simon Levin (1999, s. 2): „Innymi słowy, ekosystemy są złożonymi, elastycznymi, zdolnymi do adaptacji układami i dlatego nacechowane są zależnościami o cha-

rakterze historycznym, złożoną dynamiką i wieloma atraktorami. Zarządzanie tego rodzaju systemami stawia nas wobec bardzo poważnych wyzwań, które dodatkowo komplikuje fakt, iż domniemani administratorzy (ludzie) stanowią zasadnicze elementy systemu, a więc również zasadnicze elementy problemu. (...) Z omawianych badań możemy wyciągnąć wiele wniosków, lecz najważniejsze dotyczą znaczenia eksperymentowania, uczenia się i adaptacji”.

Ekonomiści instytucjonalni muszą uznać, że konstruowanie prostych, atrakcyjnych modeli matematycznych wcale nie stanowi jedyne celu naszych analiz. Stosowanie bardziej złożonych podejść – schematów blokowych, symulacji, dynamicznych analiz systemów i analiz wieloczynnikowych – wcale nie oznaczają niepowodzenia, jeżeli badane systemy zasadniczo mają złożony i wielopoziomowy charakter (Wilson 2006; Wilson i in. 2007). Modele to potężne narzędzia, dlatego musimy je opracowywać w taki sposób, by umożliwiały nam przedstawianie bardziej złożonych zjawisk (Costanza i in. 2001). Jednak zalecając rzekomo uniwersalne rozwiązania instytucjonalne oparte na uproszczonych modelach zasobów do rozwiązywania problemów nadmiernej eksploatacji tychże zasobów, stajemy się częścią problemu.

5. Zalecenia dotyczące kształtowania polityk

W badaniach mających na celu stwierdzenie, jakie reguły sprawdzają się najlepiej w dziedzinie rybołówstwa, pozyskiwania wody i ochrony lasów, zaobserwowaliśmy ogromną liczbę odrębnych zasad stosowanych w praktyce (Ostrom 2005; Schlager 1994; Tang 1994). Zidentyfikowaliśmy trzy obszerne klasy reguł granicznych, czyli takich, które określają, kto może uzyskać dostęp do zasobu określonych dóbr oraz z nich korzystać:

- reguły dotyczące miejsca zamieszkania lub członkostwa – określają wymagania dotyczące zamieszkania lub członkostwa;
- reguły dotyczące cech osobistych – wymagają od chętnych posiadania przypisywanych lub nabytych atrybutów osobistych (np. wiek, płeć, wykształcenie, umiejętności itd.);

- reguły dotyczące związków z zasobami – określają warunki eksploatacji w zależności od związków łączących użytkownika z zasobami (np. długość i ciągłość użytkowania, prawo własności ziemi lub innego składnika dobra, nabycie pozwolenia, licencji itd.).

Znaleźliśmy przykłady czterech rodzajów reguł dotyczących zamieszkiwania lub członkostwa, dziewięć rodzajów reguł cech osobistych oraz trzynaście reguł nt. związków z zasobami. Kilka granicznych reguł odnosi się do więcej niż jednej kategorii (np. użytkownik musi mieć ponad 21 lat, zaliczyć test umiejętności i używać określonego rodzaju technologii, by uzyskać prawo do korzystania z konkretnego dobra) (zob. Ostrom 2005, rozdz. 8).

Należy także zauważyć, że wielokrotnie powtarzane badania nie doprowadziły do odkrycia żadnych reguł, które miałyby statystycznie znaczący dodatni związek z osiąganymi wynikami w zakresie zarządzania dobrami będącymi wspólną własnością (Dietz i in. 2006; Gibson i in. 2000; NRC 2002). Z drugiej jednak strony, brak reguł granicznych oraz efektywnych rozwiązań w dziedzinie monitorowania procesu eksploatacji (tzn. czy grupa upoważnionych użytkowników przestrzega zasad dotyczących czasu, rozwiązań technicznych oraz ilości pozyskiwanego zasobu) wywiera zdecydowanie negatywny wpływ na ten proces (Ostrom, Nagendra 2006; Ostrom i in. 1994).

Po przeczytaniu i zakodowaniu setek opisów przypadków zarówno udanych, jak i nieudanych rozwiązań w dziedzinie zarządzania dobrami wspólnymi przez podmioty prywatne, państwowe i wspólnotowe nie znalazłam jednoznacznego zbioru określonych reguł determinujących długoterminową zdolność do zrównoważonego wykorzystywania zasobów. Postanowiłam więc skoncentrować się na wykrywaniu podstawowych zasad udanego zarządzania dobrami będącymi wspólną własnością na poziomie lokalnym w dłuższej perspektywie czasowej (Ostrom 1990). Wartość prognostyczna tych zasad została ostatnio potwierdzona licznymi wynikami badań (Dayton-Johnson 2000; Marshall 2005; Sarker, Itoh 2001; Trawick 2001; Weinstein 2000).

Aby zastosować uzyskaną wiedzę do procesu kształtowania polityk, możemy przełożyć wy-

żej wspomniane podstawowe zasady na pytania, do których muszą się ustosunkować wszyscy zaangażowani w projektowanie i modyfikację rozwiązań instytucjonalnych dotyczących określonego systemu zasobów. Zasadniczo każde rozwiązanie instytucjonalne mające na celu regulację dostępu do dóbr będących wspólną własnością w sposób umożliwiający osiągnięcie wielorakich celów musi umożliwić użytkownikom i urzędnikom udzielenie odpowiedzi na poniższe pytania w sposób zrozumiały dla wszystkich zainteresowanych oraz uprawniony ze względu na charakterystykę konkretnego zasobu, cechy wspólnoty i szerszą perspektywę ekonomiczno-polityczną:

- Kto będzie upoważniony do eksploatacji jakiego rodzaju zasobów?
- Jakiego rodzaju rozwiązania techniczne będą wykorzystywane do eksploatacji wyżej wymienionych zasobów, jak długo i gdzie?
- Na kim będzie ciążył obowiązek zapewnienia środków na odnawianie zasobów?
- Kto będzie nadzorował eksploatację zasobów oraz ich odnawianie?
- Jakie sankcje grożą za nieprzestrzeganie przyjętych reguł?
- Jak będą rozwiązywane konflikty pomiędzy prawem do eksploatacji i koniecznością odnawiania zasobów?
- Jak zostanie rozwiązana kwestia wielowymiarowych powiązań między różnymi poziomami działania?
- W jaki sposób rozwiązano kwestię nieprzewidywanych wypadków?
- Jak w miarę upływu czasu będą się zmieniać wyżej wymienione reguły w odpowiedzi na zmiany funkcjonowania systemu zasobów, strategii uczestników, a także wystąpienia korzystnych i niekorzystnych okoliczności zewnętrznych?

Zamiast zakładać, że można z góry zaprojektować optymalny system, a następnie sprawić, by zaczął działać w praktyce, powinniśmy się raczej zastanowić nad metodami analizowania struktur dóbr będących wspólną własnością, nad ich zmiennością w czasie oraz przyjąć wielopoziomowe podejście eksperymentalne do kształtowania efektywnych instytucji, zamiast forsować rozwiązania odgórne.

Ekspertymentowanie ze zmianą reguł

Trzeba zrozumieć, że proces planowania instytucji wiąże się z koniecznością użycia dużej liczby narzędzi (zob. Jacob 1977). Osoby wykorzystujące jakiegokolwiek narzędzia – w tym reguły – starają się znaleźć takie ich kombinacje, które w danym kontekście działają skuteczniej niż inne. Zmiany polityk można określić jako eksperymenty oparte na lepiej lub gorzej przemyślanej oczekiwaniach dotyczących potencjalnych wyników oraz ich rozkładu u poszczególnych uczestników w czasie i przestrzeni (Campbell 1969, 1975). Gdy ktoś zgadza się dodać, zmienić jakąś regułę lub przyjąć cudzy zestaw reguł, decyduje się na przeprowadzenie eksperymentu o charakterze politycznym. Co więcej, złożoność stale zmieniającego się świata biofizycznego w połączeniu ze złożonością systemów reguł oznacza, że każda proponowana zmiana tychże reguł wiąże się ze statystycznie istotnym prawdopodobieństwem popełnienia błędu.

Gdy reguły dotyczące zasobów stanowiących wspólną własność wprowadza na poziomie całego kraju pojedyncza instytucja zarządzająca, decydenci zmuszeni są do eksperymentowania równocześnie ze wszystkimi zasobami określonego rodzaju pozostającymi pod ich jurysdykcją. Zastrzeżenie to dotyczy każdej zmiany polityk. W przypadku niewielkich krajów o względnie jednorodnych ekosystemach może to nie przysparzać zbyt poważnych problemów. Jednak w przypadku krajów dużych reguły, które sprawdzają się w jednym regionie, rzadko zdają egzamin w innych. Należy też pamiętać, że po wdrożeniu pewnej zmiany nie da się szybko wprowadzić kolejnych. Proces eksperymentowania zwykle przebiega powoli, informacje zwrotne na temat wyników zmian niekiedy bywają sprzeczne, a ich interpretacja przysparza trudności. Zmiana polityki oparta na błędnym określeniu pojedynczej, lecz kluczowej zmiennej strukturalnej lub na błędnych przypuszczeniach dotyczących reakcji aktorów może doprowadzić do kataklizmu (zob. Berkes 2007; Brock, Carpenter 2007). Wykazano (Dixit 2004), że arbitralne zmiany polityk i przepisów podatkowych dokonywane przez wysoce scentralizowany reżim mogą prowadzić do znacznego nasilenia

takich niekorzystnych zjawisk, jak poszukiwanie renty oraz korupcja.

Wykazano ponad wszelką wątpliwość, że w każdym procesie projektowania, w którym istnieje ryzyko popełnienia poważnego błędu, znaczne korzyści przynosi zatrudnienie dublujących się zespołów projektantów (zob. Bendor 1985; Landau 1969, 1973; Page 2007). Prawidła rządzące kombinatoryką podpowiadają nam, iż nie da się przeanalizować wszystkich spodziewanych konsekwencji wdrożenia wszystkich możliwych zmian obejmujących modyfikację bodźców, jakim poddawani będą użytkownicy zasobów. Zamiast opracowywania modeli generujących optymalne wyniki, powinniśmy raczej zrozumieć, jaki poziom nadmiarowości, wzajemnego ząębienia się działań i autonomii pomoże nam stworzyć reguły sprawdzające się w przypadku określonych zasobów w konkretnych uwarunkowaniach społeczno-ekonomicznych. Następnie powinniśmy skoncentrować się na tym, jak zwiększyć odporność tych rozwiązań instytucjonalnych na rozmaite zaburzenia, które z pewnością „dopadną” je w miarę upływu czasu (Anderies i in. 2007; Janssen i in. 2007).

Bibliografia

- Acheson J. (2003). *Capturing the Commons: Devising Institutions to Manage the Maine Lobster Industry*. Hanover, NH: University Press of New England.
- Anderies J.M., Rodriguez A.A., Janssen M.A., Cifdaloz O. (2007). „Panaceas, uncertainty, and the robust control framework in sustainability science”, *PNAS*, nr 104.
- Andersson K.P. (2004). „Who talks with whom? The role of repeated interactions in decentralized forest governance”, *World Development*, nr 32.
- Annala J.H. (1996). „New Zealand’s ITQ system: Have the first eight years been a success or a failure?”, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, nr 6.
- Aoki M. (2001). *Toward a Comparative Institutional Analysis*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Arnason R. (1993). „The Icelandic individual transferable quota system: A descriptive account”, *Marine Resource Economics*, nr 8.
- Barber C., Miller K., Boness M. (red.) (2004). *Securing Protected Areas in the Face of Global Change: Issues and Strategies*. Gland, Switzerland – Cambridge, UK: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Bendor J. (1985). *Parallel Systems: Redundancy in Government*. Berkeley, CA: University of California Press.
- Berkes F. (2007). „Community-based conservation in a globalized world”, *PNAS*, nr 104.
- Blomquist W. (1992). *Dividing the Waters: Governing Groundwater in Southern California*. San Francisco, CA: ICS Press.
- Blomquist W., Ostrom E. (2008). „Deliberation, learning, and institutional change: The evolution of institutions in judicial settings”, *Constitutional Political Economy*, nr 19(3).
- Bray D.B., Klepeis P. (2005). „Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in southeastern Mexico, 1900–2000”, *Environment and History*, nr 11.
- Bray D.B., Merino-Pérez L., Barry D. (red.) (2005). *The Community Forests of Mexico: Managing for Sustainable Landscapes*. Austin, TX: University of Texas Press.
- Brock W.A., Carpenter S.R. (2007). „Panaceas and diversification of environmental policy”, *PNAS*, nr 104.
- Bruner A.G., Gullison R.E., Rice R.E., da Fonseca G.A.B. (2001). „Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity”, *Science*, nr 291.
- Campbell B.M., Frost P., Sayer J.A., Vermeulen S., Ruiz-Perez M., Cunningham A., Ravi P. (2001). „Assessing the performance of natural resource systems”, *Conservation Ecology*, nr 5(2).
- Campbell B.M., Gordon I.J., Luckert M.K., Petheram L., Vetter S. (2006). „In search of optimal stocking regimes in semi-arid Grazing Lands: One Size Does Not Fit All”, *Ecological Economics*, nr 60.
- Campbell D.T. (1969). „Reforms as Experiments”, *American Psychologist*, nr 24.
- Campbell D.T. (1975). „On the conflicts between biological and social evolution and between psychology and moral tradition”, *American Psychologist*, nr 30.
- Cash D.W., Adger W.N., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L., Young O. (2006). „Scale and cross-scale dynamics: Governance and information in a multilevel world”, *Ecology and Society*, nr 11(2).
- Clark C. (2006). *The Worldwide Crisis in Fisheries: Economic Models and Human Behavior*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Costanza R., Low B., Ostrom E., Wilson J. (red.) (2001). *Institutions, Ecosystems, and Sustainability*. New York: Lewis.

- Crawford S.E.S., Ostrom E. (1995). „A grammar of institutions”, *American Political Science Review*, nr 89.
- Dayton-Johnson J. (2000). „Determinants of collective action on the local commons: A model with evidence from Mexico”, *Journal of Development Economics*, nr 62.
- Demsetz H. (1967). „Toward a theory of property rights”, *American Economic Review*, nr 57.
- Dietz T., Ostrom E., Stern P. (2006). „The struggle to govern the commons”, w: D. Kennedy (red.), *State of the Planet 2006–2007*. Washington, DC: Island Press.
- Dixit A.K. (2004). *Lawlessness and Economics: Alternative Modes of Governance*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Eggertsson T. (2004). „The subtle art of major institutional change: Introducing property rights in the Iceland fisheries”, w: G. van Huylebroek, W. Verkeke, L. Lauwers (red.), *Role of Institutions in Rural Policies and Agricultural Models*. Amsterdam: Elsevier.
- Eggertsson T. (2005). *Imperfect Institutions: Possibilities and Limits of Reform*. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.
- Ervin J. (2003). „Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries”, *Bioscience*, nr 53.
- FAO (Food and Agriculture Organization) (2005). *Global Forest Resources Assessment*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Finlayson A.C., McCay B.J. (1998). „Crossing the threshold of ecosystem resilience: The commercial extinction of Northern Cod”, w: F. Berkes and C. Folke (red.), *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. New York: Cambridge University Press.
- Ghimire K.B., Pimbert M.P. (red.) (1997). *Social Change and Conservation: Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*. London: Earthscan.
- Gibson C., McKean M., Ostrom E. (red.) (2000). *People and Forests: Communities, Institutions, and Governance*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Gibson C., Williams J., Ostrom E. (2005). „Local enforcement and better forests”, *World Development*, nr 33.
- Gordon H.S. (1954). „The economic theory of a common property resource: The fishery”, *Journal of Political Economy*, nr 62.
- Grafton R.Q. (2000). „Governance of the commons: A Role for the state”, *Land Economics*, nr 76.
- Grafton R.Q. i in. (2006). „Incentive-based approaches to sustainable fisheries”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, nr 63.
- Hayes T. (2006). „Parks, people, and forest protection: An institutional assessment of the effectiveness of protected areas”, *World Development*, nr 34.
- Hockings M. (2003). „Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas”, *Bioscience*, nr 53.
- Jacob F. (1977). „Evolution and tinkering”, *Science*, nr 196.
- Janssen M., Anderies J.M., Ostrom E. (2007). „Robustness of social-ecological systems to spatial and temporal variability”, *Society and Natural Resources*, nr 20.
- Johnson D., Haworth J. (2004). *Hooked: The Story of the New Zealand Fishing Industry*. Christchurch, New Zealand: Hazard Press.
- Landau, M. (1969). „Redundancy, rationality, and the problem of duplication and overlap”, *Public Administration Review*, nr 29.
- Landau M. (1973). „Federalism, redundancy, and system reliability”, *Publius*, nr 3.
- Levin S.A. (1999). *Fragile Dominion: Complexity and the Commons*. Reading, MA: Perseus Books.
- Lovejoy T.E. (2006). „Protected areas: A prism for a changing world”, *Trends in Ecology and Evolution*, nr 21.
- Malla Y.B. (2000). „Impact of community forestry policy on rural livelihoods and food security in Nepal”, *Unasylva*, nr 51(3).
- Marshall G. (2005). *Economics for Collaborative Environmental Management: Renegotiating the Commons*. London: Earthscan.
- McPeak J., Lee D.R., Barrett C.B. (2006). „Introduction to a special section: The dynamics of coupled human and natural systems”, *Environment and Development Economics*, nr 11.
- Meinzen-Dick R. (2007). „Beyond panaceas in water institutions”, *PNAS*, nr 104.
- Mullon J.W., Freon P., Cury P. (2005). „The dynamics of collapse in world fisheries”, *Fish and Fisheries*, nr 6.
- Myers R.A., Worm B. (2003). „Rapid Worldwide Depletion of Predatory Fish Communities”, *Nature*, nr 423.
- Nagendra H. (2007). „Drivers of reforestation in human-dominated forests”, *PNAS*, nr 104.
- Nepstad D. i in. (2006). „Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands”, *Conservation Biology*, nr 20.

- North D.C. (2005). *Understanding the Process of Institutional Change*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- NRC (National Research Council) (2002). E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolsak, P. Stern, S. Stonich, E. Weber (red.), *The Drama of the Commons, Committee on the Human Dimensions of Global Change* (, Washington, DC: National Academy Press.
- Ostrom E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. New York: Cambridge University Press.
- Ostrom E. (2005). *Understanding Institutional Diversity*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Ostrom E. (2007). „A diagnostic approach for going beyond panaceas”, *PNAS*, nr 104.
- Ostrom E., Gardner R., Walker J. (1994). *Rules, Games, and Common-pool Resources*. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.
- Ostrom E., Janssen M.A., Anderies J.M. (2007). „Going beyond panaceas”, *PNAS*, nr 104.
- Ostrom E., Nagendra H. (2006). „Insights on linking forests, trees, and people from the air, on the ground, and in the laboratory”, *PNAS*, nr 103.
- Ostrom E., Walker J. (1991). „Communication in a commons: Cooperation without external enforcement”, w: T.R. Palfrey (red.), *Laboratory Research in Political Economy*. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.
- Ostrom E., Walker J., Gardner R. (1992). „Covenants with and without a sword: Self-governance is possible”, *American Political Science Review*, nr 86.
- Ostrom V., Ostrom E. (1977). „Public goods and public choices”, w: E.S. Savas (red.), *Alternatives for Delivering Public Services: Toward Improved Performance*. Boulder, CO: Westview Press.
- Oyono P.R., Kouma C., Mala W. (2005). „Benefits of forests in Cameroon. Global structure, issues involving access and decision-making hiccoughs”, *Forest Policy and Economics*, nr 7.
- Page S.E. (2007). *The Difference: How the Power of Diversity Creates Better Groups, Firms, Schools, and Societies*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Platteau J. (2004). „Monitoring elite capture in community-driven development”, *Development and Change*, nr 35.
- Pritchett L., Woolcock M. (2004). „Solutions when the solution is the problem: Arraying the disarray in development”, *World Development*, nr 32.
- Raymond L. (2003). *Private Rights in Public Resources: Equity and Property Allocation in Market-based Environmental Policy*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Rose C.M. (2002). „Common property, regulatory property, and environmental protection: Comparing community-based management to tradable environmental allowances”, w: E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolsak, P. Stern, S. Stonich, E. Weber (red.), *The Drama of the Commons*. Washington, DC: National Academy Press.
- Sarker A., Itoh T. (2001). „Design principles in long-enduring institutions of Japanese irrigation common-pool resources”, *Agricultural Water Management*, nr 48(2).
- Schlager E. (1994). „Fishers’ institutional responses to common-pool resource dilemmas”, w: E. Ostrom, R. Gardner, J. Walker (red.), *Rules, Games, and Common-pool Resources*. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.
- Scott A. (1988). „Development of property in the fishery”, *Marine Resource Economics*, nr 5.
- Steed B., Blomquist W. (2006). „Responses to Ecological and Human Threats to a California Water Basin Governance System”, Paper presented at the 26th Annual Meeting of the Association for Politics and the Life Sciences (APLS), Indiana University, Bloomington, 25–26 października.
- Tang S.Y. (1994). „Institutions and performance in irrigation systems”, w: E. Ostrom, R. Gardner, J. Walker (red.), *Rules, Games, and Common-pool Resources*. Ann Arbor, MI: University of Michigan Press.
- Terborgh J. (1999). *Requiem for Nature*. Washington, DC: Island Press.
- Terborgh J. (2000). „The fate of tropical forests: A matter of stewardship”, *Conservation Biology*, nr 14.
- Tietenberg T. (2002). „The tradable permits approach to protecting the commons: What have we learned?”, w: E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolsak, P. Stern, S. Stonich, E. Weber (red.), *The Drama of the Commons*. Washington, DC: National Academy Press.
- Trawick P. (2001). „Successfully governing the commons: Principles of social organization in an Andean irrigation system”, *Human Ecology*, nr 29.
- Vermillion D., Sagardoy J. (1999). *Transfer of Irrigation Management Services*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Weinstein M.S. (2000). „Pieces of the puzzle: Solutions for community-based fisheries management from native Canadians, Japanese cooperatives, and common property researchers”, *Georgetown International Environmental Law Review*, nr 12.

Wells M., Brandon K. (1992). *People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities*. Washington, DC: World Bank.

Western D., Wright R.M. (1994). „The background to community-based conservation”, w: D. Western, R.M. Wright, S.C. Strum (red.), *Natural Connections: Perspectives on Community-based Conservation*. Washington, DC: Island Press.

Wilson J. (2006). „Matching social and ecological systems in complex ocean fisheries”, *Ecology and Society*, nr 11(1).

Wilson J., Yan L., Wilson C. (2007). „The precursors of governance in the Maine lobster fishery”, *PNAS*, nr 104.

WWF (World Wildlife Fund International) (2004). *Are Protected Areas Working? An Analysis of Forest Protected Areas by WWF*. Gland, Switzerland: World Wildlife Fund.

Yandle T. (2003). „The challenge of building successful stakeholder organizations: New Zealand's experience in developing a fisheries co-management regime”, *Marine Policy*, nr 27.

Yandle T. (2007). „Understanding the consequences of property rights mismatches: A case study of New Zealand's marine resources”, *Ecology and Society*, nr 12(2).

Yandle T. (2008). „The promise and perils of building a co-management regime: An institutional assessment of New Zealand fisheries management between 1999 and 2005”, *Marine Policy*, nr 32.

Yandle T., Dewees C. (2003). „Privatizing the commons... twelve years later: Fishers' experiences with New Zealand's market-based fisheries management”, w: N. Doslak, E. Ostrom (red.), *The Commons in the New Millennium: Challenges and Adaptations*. Cambridge, MA: MIT Press.

Institutions and the environment

In her article, Elinor Ostrom offers a critical account of a number of empirical studies, game-theoretic analyses and her own experiments in institutional design as applicable to the issue of overexploitation of common-pool resources. She argues that, given people's ability to communicate, experiment and modify institutional rules, they can develop various – not necessarily market-based – solutions with a view to achieving sustainable management of such resources to which the concept of the tragedy of the commons supposedly applies.

Keywords: common-pool resources, institutional rules, adaptation, exploitation, communities.