

Oddziaływanie infrastruktury transportowej na przestrzeń przyrodniczą



Warszawa - Poznań - Lublin 2007

Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad

**Oddziaływanie
infrastruktury transportowej
na przestrzeń przyrodniczą**

Redakcja
Bogdan Jackowiak

Warszawa – Poznań – Lublin 2007

Wstęp

Książka „*Oddziaływanie infrastruktury transportowej na przestrzeń przyrodniczą*” jest owocem „*Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej*”, zorganizowanej z inicjatywy Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad pod Patronatem Ministra Transportu i Budownictwa. Konferencja odbyła się w dniach 13-15 września 2006 roku w Poznaniu, a w jej organizacji uczestniczyli: Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Akademia Rolnicza w Krakowie oraz PKP Polskie Linie Kolejowe S.A.

W konferencji wzięło udział 110 osób z 18 państw europejskich. Wygłoszono 31 referaty, w których poruszone zostały najistotniejsze problemy związane z wpływem infrastruktury transportowej (drogowej i kolejowej) na środowisko przyrodnicze. Zgodnie z przyjętymi już na wstępie założeniami, referaty, dyskusja, a także sesja terenowa zorganizowana przez spółkę Autostrada Wielkopolska S.A., koncentrowały się na oddziaływaniach infrastruktury na organizmy dziko występujące w przyrodzie (faunę i florę).

Celem niniejszej publikacji jest przedstawienie najważniejszych problemów podnoszonych przez uczestników konferencji. Obejmuje ona 25 artykułów przeglądowych lub oryginalnych, obrazujących aktualny stan wiedzy w podstawowych obszarach coraz rozleglejszej dziedziny naukowo-technicznej zajmującej się wpływem infrastruktury transportowej na przyrodę. Zestaw zamieszczonych w książce prac jest interesujący z kilku powodów. W pierwszym rzędzie, dlatego że poruszane są w nich problemy ogólne, w tym metodologiczne, w znacznym stopniu niezależne od położenia geograficznego analizowanego obiektu. Z drugiej strony, w kilku artykułach zaprezentowano przykłady konkretnych problemów oraz sposoby ich rozwiązania.

Szerokie wprowadzenie w problematykę niniejszej książki stanowi artykuł B. IUELLA, omawiający wybrane zagadnienia poruszone w podręczniku *Wildlife and traffic – A European handbook for identifying conflicts and designing solutions* [Dzika przyroda a komunikacja – Europejski podręcznik do identyfikacji konfliktów oraz projektowanie rozwiązań], który jest najważniejszym produktem projektu COST 341, realizowanego od roku 1998 w 16 państwach europejskich. W artykule J. Box i in. przybliżono cele i założenia Oceny Oddziaływania Ekologicznego (OOE), rozwijanej w Wielkiej Brytanii, a zakładającej szersze i głębsze uwzględnienie różnorodności biologicznej w procedurach Oceny Oddziaływania na Środowisko (OOS). W podobnym duchu wypowiadają się G. MIKUSIŃSKI i in., w artykule relacjonującym wyniki literaturowych poszukiwań gatunków, które z racji ich historii życia, zasobności, wzorców występowania oraz wrażliwości na wpływ antropogeniczny nadają się najlepiej do oceny oddziaływania infrastruktury transportowej na różnorodność biologiczną i równowagę ekologiczną. Konieczność zsynchronizowania ocen wpływu infrastruktury drogowej na środowisko przyrodnicze z planowaniem przestrzennym silnie akcentują M. STOJAN i B. OSTOJIC, na przykładzie Chorwacji – kraju należącego do najcenniejszych pod względem przyrodniczym w Europie. Artykuł B. JACKOWIAKA i in. podkreśla niedoceniające znaczenia szaty roślinnej w ocenach środowiskowych oraz proponuje sposoby postępowania na kolejnych etapach oceny, tzn. identyfikacji, waloryzacji i oceny kolizyjności autostrady w odniesieniu do trzech poziomów organizacji środowiska przyrodniczego: populacyjnego, fitocenotycznego i krajobrazowego. Do podejścia tego nawiązuje artykuł J. MAĆKOWIAK-PANDERY, w którym przedstawiono kilka propozycji metodycznych do międzynarodowego modelu badań prowadzonych na poziomie krajobrazów i biotopów. W rozdziale zamykającym I część książki H. BEKKER i in. przedstawiają ocenę efektów długofalowego programu działań defragmentacyjnych w Holandii, przeprowadzoną w ramach warsztatów międzynarodowych, które odbyły się w tym kraju.

Wielowątkową, szczegółową część pracy otwierają dwa artykuły dotyczące Parku Collserola, położonego w Obszarze Metropolitalnym Barcelony. W pierwszym z nich, S. CAHILL i in. zwracają uwagę na specyfikę fragmentacji siedlisk, wynikającą z rozwoju infrastruktury transportowej na obszarze silnie urbanizowanym, w drugim natomiast zaprezentowano wyniki 15-letniego monito-

ringu śmiertelności zwierząt na tym terenie (A. TENÉS i in.). Fragmentacji siedlisk i śmiertelności zwierząt na drogach poświęcony jest artykuł V. HLAVÁČA i P. ANDĚLA. Pokazuje on jak znaczące są rozmiary tych zjawisk w Republice Czeskiej oraz podkreśla konieczność wdrożenia przygotowywanego właśnie planu przywrócenia możliwości migracji dla wszystkich gatunków wrażliwych na fragmentację siedlisk. Przedstawiony w kolejnym artykule przypadek autostrady Via Egnatia w Grecji dowodzi, że nawet w końcowej fazie realizacji inwestycji nie można rezygnować z interwencji, mającej na celu wprowadzenie rozwiązań ważnych z przyrodniczego punktu widzenia (L. GEORGIADIS i in.).

W kolejnych czterech rozdziałach punkt ciężkości spoczywa na środkach łagodzących i monitoringu. Najpierw B. IUELL i O. STRAND omawiają przebieg szeroko zakrojonego i nowocześnie prowadzonego monitoringu, którego celem było zbadanie wpływu ruchu drogowego na renifery w rejonie drogi Hw7 w Norwegii. Następnie R. TILMANS omawia problemy związane z kontrolą skuteczności i efektywności zastosowania środków łagodzących, w przypadku zagrożenia dla nietoperzy spowodowanego budową dwóch dróg w Holandii. W kolejnym artykule znajduje się omówienie wyników oceny efektywności środków łagodzących oddziaływania infrastruktury drogowej na środowisko w Niemczech (U. TEGETHOF). Tę grupę tematyczną zamyka krótkie doniesienie N. BAJO i A. DI NOI informujące o działaniach podejmowanych we Włoszech dla opracowania wytycznych zrównoważonego planowania interwencji łagodzących skutki fragmentacji środowiska przyrodniczego spowodowane infrastrukturą liniową.

Rzadziej w literaturze specjalistycznej poruszany problem oddziaływania transportu kolejowego na przyrodę został podniesiony w czterech pracach. M. BUSZKO-BRIGGS i P. PAWLACZYK, opierając się na własnych badaniach, przedstawiają wyniki i wnioski dotyczące wpływu modernizacji dróg kolejowych na sieć Natura 2000 w Polsce, zaś R. KUREK prezentuje wnioski z badań nad ochroną dziko żyjącej fauny oraz korytarzy migracyjnych wzdłuż jednego z odcinków magistralnej linii kolejowej (E20), relacji Moskwa-Warszawa-Berlin-Paryż. Problem odstraszania zwierząt przekraczających linie kolejowe przedstawiono od strony teoretycznej w pracy S. KOSSAK, natomiast od strony praktycznej w artykule M. STOLARSKIEGO. Te dwa rozdziały tworzą swoistą całość i zasługują na szczególną uwagę, ze względu na przedstawioną w nich propozycję prototypowego urządzenia do odstraszania zwierząt UOZ-1.

Tematyka sześciu ostatnich artykułów skoncentrowana jest na przejściach dla fauny. P. SKRIABINE i J. CARSIGNOL przedstawiają wyniki ponad 40-letnich doświadczeń w funkcjonowaniu przejść dla zwierząt na terenie Francji oraz podkreślają znaczenie odpowiedniego zarządzania tymi obiektami i korzystania z urządzeń monitorujących. B. GEORGII i in. przedstawiają wyniki badań nad wykorzystaniem przejść przez średnie i duże ssaki w północnych Niemczech. A. WYSOKOWSKI i in. omawiają ogólne zasady budowy przejść oraz zalety różnych typów konstrukcji. J. CURZYDŁO i J. KONOPKA pokazują, że tylko dobrze zaplanowane i wykonane przejścia mogą przyczynić się do ponownego połączenia rozdzielonych siedlisk i populacji zwierząt. Specyfikę przejść dla płazów, trudności i możliwości ich efektywnego wykorzystania przedstawiają G. SMIT i in. – na podstawie badań holenderskich oraz J. CURZYDŁO w oparciu o doświadczenia zebrane w południowej Polsce.

W końcowej części książki zamieszczono bardziej ogólne wnioski wynikające z dyskusji przeprowadzonej w czasie konferencji. Wydaje się, że przynajmniej część z nich może być przedmiotem dalszych analiz i debat.

W imieniu autorów oraz własnym pragnę wyrazić podziękowanie Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad za inicjatywę tak interesującego spotkania oraz CE2 Centrum Edukacji w Lublinie za zorganizowanie konferencji i znaczący udział w przygotowaniu publikacji do druku. Wyrazy wdzięczności kierujemy również w stronę wszystkich współorganizatorów oraz sponsorów.

Bogdan Jackowiak
Redaktor tomu

Dzika przyroda a komunikacja

Bjørn Iuell

Environmental Section, Road Development Department, Directorate of Public Roads, Norwegian Public Roads Administration; bjorn.iuell@vegvesen.no

Streszczenie. Fragmentację siedlisk przyrodniczych i ekosystemów na mniejsze i bardziej odizolowane części, uznaje się za jedno z najważniejszych zagrożeń dla ochrony różnorodności biologicznej. Podział siedlisk wynika głównie ze zmian w sposobie zagospodarowania gruntów, jednak jedną z ważniejszych przyczyn zagrożenia różnorodności biologicznej jest efekt bariery wywołany konstrukcją i użytkowaniem infrastruktury systemów transportowych.

W rozpoczętym w roku 1998 projekcie COST 341 *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure* [Fragmentacja siedlisk spowodowana infrastrukturą transportową], zaangażowało się oficjalnie 16 państw. W jego ramach opublikowano *The European Review* [Przegląd europejski], dotyczący fragmentacji siedlisk na obszarze całej Europy w oparciu o raporty z poszczególnych krajów uczestniczących w projekcie. Projekt spotkał się z dużym odzewem w całej Europie, dzięki czemu przetestowano wiele różnorodnych rozwiązań problemu fragmentacji. Niemniej jednak, nadal istnieje potrzeba systematycznego podejścia, modernizacji istniejącej infrastruktury tam, gdzie jest to konieczne oraz zintegrowania zainteresowań fragmentacją w planowaniu nowej infrastruktury.

Najważniejszym produktem projektu COST 341 był podręcznik *Wildlife and traffic – A European handbook for identifying conflicts and designing solutions* [Dzika przyroda a komunikacja – Europejski podręcznik do identyfikacji konfliktów oraz projektowanie rozwiązań]. Jest to publikacja ukierunkowana na rozwiązania, oparta na wiedzy szerokiej rzeszy uczestników projektu oraz wielu specjalistów z całego świata. Udziela ona praktycznych wskazówek różnym wykonawcom zaangażowanym w planowanie, budowę lub utrzymanie infrastruktury transportowej, na temat tego jak unikać, minimalizować, łagodzić lub kompensować szkody spowodowane fragmentacją siedlisk.

Niniejsza publikacja przedstawia główne ustalenia przeglądu europejskiego oraz przybliża treść podręcznika.

Słowa kluczowe: podręcznik, infrastruktura, dzika przyroda, bariera, fragmentacja, siedlisko

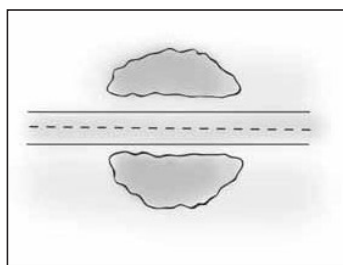
1. Wstęp

1.1. Problem

Do skutków budowy infrastruktury transportowej na dziką przyrodę należy wysoka śmiertelność zwierząt na drogach, degradacja i utrata siedlisk, zanieczyszczenia zmieniające mikroklimat i warunki hydrologiczne oraz zakłócenia spowodowane zwiększoną aktywnością ludzi na przylegających obszarach. Ponadto, drogi, koleje i szlaki wodne stwarzają bariery w przemieszczaniu się wielu zwierząt, bariery, które mogą izolować populacje i prowadzić do długotrwałych spadków ich liczebności.

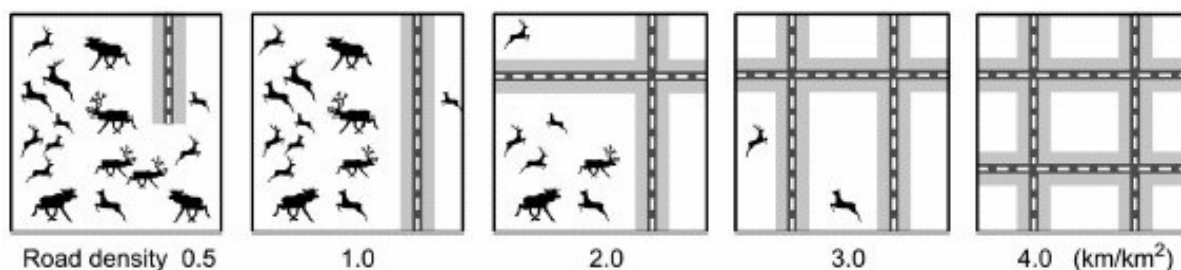
Fragmentację siedlisk przyrodniczych i ekosystemów na mniejsze i bardziej odizolowane płaty, uznaje się na całym świecie za jedno z kluczowych zagrożeń dla ochrony różnorodności biologicznej. Fragmentacja siedlisk wynika głównie ze zmian w sposobie użytkowania gruntów. Budowa

i użytkowanie infrastruktury transportowej są jednymi z głównych czynników powodujących tę zmianę oraz tworzących bariery pomiędzy fragmentami siedlisk (rys. 1).



Rys. 1. Droga dzieląca siedlisko przyrodnicze na fragmenty

Wraz ze wzrostem gęstości sieci transportowych, ich wpływ na fragmentację zwiększa się (rys. 2). Stale rosnąca liczba wypadków śmiertelnych zwierząt na drogach i torach kolejowych jest dobrze udokumentowanym wskaźnikiem tego problemu. Z drugiej strony, bariery powodujące fragmentację siedlisk mają także efekt długofalowy, który trudno jest wykryć.



Rys. 2. Utrata i degradacja siedliska w wyniku wzrostu zagęszczenia dróg („road density”)

Infrastruktura drogowa powoduje degradację lub utratę siedliska spowodowaną efektem zaburzenia (szare korytarze) oraz izolacją. Wraz z rosnącą gęstością infrastruktury, obszary nietkniętych siedlisk (białe) kurczą się i stają się niedostępne dla zwierząt. Resztki nadających się dla zwierząt siedlisk stają się ostatecznie zbyt małe i odizolowane, aby ochronić lokalne populacje przed wyginięciem. Krytyczny próg gęstości dróg jest właściwy dla danego gatunku, ale zależy będzie również od cech krajobrazowych i infrastrukturalnych. Źródło: Trocme i in. (2003).

Łagodzenie tego niekorzystnego wpływu na dziką przyrodę, w celu uzyskania ekologicznie zrównoważonej infrastruktury transportowej wymaga podejścia holistycznego, które integruje zarówno społeczne jak i ekologiczne czynniki występujące w całym krajobrazie. Zatem, jednym z wyzwań stojących przed ekologami, planistami dróg i inżynierami jest opracowanie odpowiednich narzędzi do oceny, zapobiegania i łagodzenia wpływu infrastruktury. Zadaniem COST 341 Action było podjęcie problemów związanych z fragmentacją siedlisk spowodowaną infrastrukturą transportową. (COST to międzyrządowe ramy dla współpracy w dziedzinie badań naukowych i technicznych, pozwalające na koordynację finansowanych przez dane kraje badań na płaszczyźnie europejskiej. Działania w ramach COST Action obejmują badania podstawowe i wdrożeniowe oraz działania o charakterze użyteczności publicznej).

1.2. COST 341 Fragmentacja siedlisk spowodowana infrastrukturą transportową

W roku 1996, przedstawiciele blisko 20 krajów europejskich zaangażowanych w sieci Infra Eco Network Europe (IENE) podkreślili potrzebę współpracy i wymiany informacji w dziedzinie fragmentacji siedlisk spowodowanej infrastrukturą, na poziomie europejskim. IENE dostrzegła również potrzebę wsparcia tej współpracy przez rządy państw europejskich. Doprowadziło to do powstania projektu o nazwie COST 341 *Habitat fragmentation due to transportation infrastructure* [Fragmentacja siedlisk spowodowana infrastrukturą transportową], który rozpoczęto w roku 1998.

16 państw (Austria, Belgia, Cypr, Czechy, Dania, Francja, Węgry, Norwegia, Portugalia, Rumunia, Hiszpania, Szwecja, Szwajcaria, Holandia, Republika Irlandii, Wielka Brytania) oraz jedna organizacja pozarządowa [*The European Centre for Nature Conservation, ECNC*] uczestniczyły w tym przedsięwzięciu, podpisały porozumienie o współpracy i wymianie informacji [*Memorandum of Understanding*] oraz podjęły działalność.

COST 341 Action miało dwa główne cele. Po pierwsze, opracowanie najwyższej klasy raportu opisującego sytuację w Europie oraz główne wyzwania przyszłości. Po drugie, opracowanie podręcznika przedstawiającego wszystkie znane metody unikania, minimalizowania lub łagodzenia efektu bariery spowodowanego infrastrukturą transportową.

Narzędziem upowszechniania istniejącej wiedzy o fragmentacji siedlisk stała się utworzona baza danych on-line. *Baza danych COST 341* oferuje informacje o bieżących projektach i wynikach ich realizacji, dane o istniejącej literaturze oraz opis różnorodnych środków zaradczych. Dostęp do tej bazy jest możliwy przez stronę internetową IENE (www.iene.info).

2. Przegląd europejski

The European Review [Przegląd europejski] (Trocme i in. 2003) opisuje stan wiedzy dla Europy i podkreśla wagę uwzględniania fragmentacji siedlisk na wszystkich etapach rozwoju sieci transportowej (planowanie, projektowanie, budowa i utrzymanie sieci). Przegląd opracowano na podstawie raportów krajów uczestniczących, z których większość została opublikowana oddzielnie w tychże krajach.

W całej Europie proces ograniczania wpływu fragmentacji siedlisk spowodowanej infrastrukturą transportową jest nadal w powijakach. Niemniej jednak, widać wyraźnie, że poczyniono postępy w radzeniu sobie z negatywnymi skutkami. Doświadczenie z gęsto zaludnionych i intensywnie rozwijających się krajów, takich jak na przykład Holandia, gdzie problem fragmentacji siedlisk rozpoznano już dawno, dostarcza cennej wiedzy. Wiele innych krajów europejskich opracowało już programy narodowe dotyczące badań wpływu infrastruktury na bioróżnorodność, których ustalenia muszą być wykorzystywane w planowaniu i opracowywaniu nowej infrastruktury. Nadal jednak jest wiele do zrobienia, zanim narzędzia ekologiczne zostaną w pełni przygotowane i wdrożone w planowanie infrastruktury transportowej.

Najważniejsze ustalenia

Fragmentację siedlisk uznano za jeden z głównych czynników pogarszania się bioróżnorodności w Europie, a zatem musi ona stać się ważnym przedmiotem zainteresowania społeczeństwa. Infrastrukturę transportową uznaje się często za główny czynnik fragmentacji. Ogólnie rzecz biorąc, gatunki egzystujące na dużych obszarach lub silnie zależne od szczególnego typu siedlisk ucierpią najbardziej w wyniku fragmentacji. Niestety są to dość często gatunki, które należy najbardziej chronić, np. dziki renifer w Norwegii, borsuk w Holandii lub ryś iberyjski w Hiszpanii.

Podsumowując doświadczenia krajów uczestniczących w COST 341, należy w przyszłości przyjąć następujące zasady i zalecenia jako wytyczne postępowania z problemem fragmentacji siedlisk przyrodniczych spowodowanej infrastrukturą transportową:

- Łączność siedlisk jest żywotną cechą krajobrazu, szczególnie ważną dla utrzymania ruchu zwierząt. Musi ona być strategicznym celem polityki ochrony środowiska w sektorze transportowym, natomiast planowanie infrastruktury powinno skupiać się na skali krajobrazowej.
- Europejskie i narodowe prawo o ochronie środowiska musi zostać zintegrowane w procesie planowania na możliwie najwcześniejszym etapie. Tylko podejście interdyscyplinarne, obejmujące planistów, ekonomistów, inżynierów, ekologów, architektów krajobrazu, itd., może zapewnić wszystkie narzędzia konieczne do skutecznego rozwiązania problemu

fragmentacji. Te różne podejścia należy zintegrować na wszystkich poziomach sieci transportowej.

- Z powodu złożoności i szerokiego charakteru problemu, stała wymiana wiedzy pomiędzy krajami jest sprawą zasadniczej wagi. Systematyczne i jednolite podejście do gromadzenia informacji na temat technik i środków łagodzenia problemu jest konieczne, jeśli chcemy porównywać dane statystyczne pomiędzy krajami.
- Efekt zakłócania wywoływanego przez infrastrukturę należy zbadać w szerszym aspekcie i trzeba go łagodzić tak, aby zminimalizować degradację siedlisk przylegających do infrastruktury.
- Środki zaradcze, takie jak przejścia dolne i górne dla fauny, okazują się bardzo skuteczne. Jednak łagodzenie niekorzystnego wpływu nie może się koncentrować wyłącznie na tych bardziej widocznych przejściach dla dużych zwierząt. Wiele można zrobić, i to przy stosunkowo niewielkich kosztach, w celu zwiększenia przepuszczalności istniejącej i przyszłej infrastruktury poprzez przystosowanie struktur inżynierskich do dzikiej przyrody.
- Programy monitorujące, mające na celu ustalenie skuteczności środków zaradczych są kluczowo ważne i muszą zostać znormalizowane. Koszt programów monitorujących należy włączyć w ogólny budżet nowych projektów infrastruktury.
- Fragmentacja siedlisk przyrodniczych przez infrastrukturę transportową jest problemem, którego nie sposób rozwiązać bez jego zrozumienia na poziomie politycznym, bez koordynacji interdyscyplinarnej i współpracy na poziomie naukowym i technicznym. Sprawą kluczową w zapewnieniu sukcesu wybranych rozwiązań jest również zaangażowanie społeczeństwa.

3. Podręcznik

Głównym tematem podręcznika *Wildlife and Traffic – a European handbook for identifying conflicts and designing solutions* [Dzika przyroda a komunikacja – Europejski podręcznik do identyfikacji konfliktów i projektowania rozwiązań] (Iuell i in. 2003) jest ograniczanie barier ekologicznych i efektu fragmentacji spowodowanej infrastrukturą transportową. Najważniejszymi adresatami podręcznika są osoby zaangażowane w planowanie, projektowanie, budowę i utrzymanie infrastruktury, jak również osoby odpowiedzialne za podejmowanie decyzji na poziomie krajowym, regionalnym i lokalnym.

Efekty bariery i fragmentacji powodowane infrastrukturą można zminimalizować na kilku etapach jej opracowywania i użytkowania, a nawet można ich uniknąć, jeśli zostaną wzięte pod uwagę na wczesnym etapie planowania. Podręcznik prowadzi czytelnika rozdział po rozdziale przez różne fazy, od pierwszych kroków planowania strategicznego, poprzez integrację dróg w krajobrazie, wykorzystanie środków łagodzących, takich jak przejścia górne i dolne dla różnych zwierząt, mniej znaną dziedzinę środków kompensacyjnych, aż do wykorzystania różnych metod monitorowania oceny wybranych rozwiązań.

3.1. Drogi, koleje i szlaki wodne

Jak wskazuje tytuł podręcznika, rozwiązania i środki łagodzące w nim opisane proponowane są dla różnych rodzajów systemów transportowych, nie tylko dla dróg kołowych. Koleje mogą mieć również duży wpływ na przyrodę i mogą tworzyć bariery, mimo tego, że sieci kolejowe i ruch na nich są dużo rzadsze niż w przypadku dróg kołowych. W kilku krajach europejskich istnieje olbrzymia sieć dróg wodnych wykorzystywanych w celach transportowych, obejmujących naturalne rzeki oraz kanały zbudowane ręką ludzką. Te również mogą stanowić bariery dla dzikiej przyrody. Niemniej jednak to sieć drogowa i ruch kołowy wywierają największy wpływ na dziką przyrodę,

stąd też większość przykładów i środków opisanych w podręczniku odnosi się do tego typu dróg. Tym niemniej, wiele z tych środków z równym powodzeniem można zastosować także do ograniczania wpływu kolei.

3.2. Nowe i istniejące sieci

Chociaż fragmentację siedlisk coraz częściej bierze się pod uwagę przy planowaniu nowej infrastruktury, nadal pozostają fragmenty dróg i linii kolejowych, gdzie środki łagodzące są pilnie potrzebne. Potrzeba ta rośnie często wraz z budową nowej infrastruktury, która może powodować zmianę wpływu ekologicznego już istniejącej infrastruktury. Przy projektowaniu środków zapobiegających fragmentacji siedlisk należy zatem skupiać się na wpływie sieci dróg jako całości. W kilku krajach europejskich ustanowiono programy defragmentacyjne, z myślą o przywróceniu struktury ekologicznej na poziomie kraju lub regionu.

3.3. Podejście europejskie

Podręcznik opracowano uwzględniając wiele różnych okoliczności, spotykanych w całej Europie. Między poszczególnymi państwami istnieją poważne różnice w rozwoju infrastruktury transportowej na poziomie lokalnym, regionalnym i krajowym, wynikające z kontekstu kulturowego, politycznego i naukowego. Rozwiązanie, które sprawdziło się w jednym kraju może nie być już tak skuteczne lub odpowiednie w innym kraju. Tym samym jednym z najpoważniejszych wyzwań przy tworzeniu podręcznika było uporanie się z wszystkimi tymi różnicami.

Łagodzenie fragmentacji siedlisk spowodowanej infrastrukturą transportową jest stosunkowo nową dziedziną wiedzy, łączącą inżynierię i ekologię. Sposób, w jaki infrastruktura jest umieszczona w krajobrazie może mieć bardzo duże znaczenie dla dzikiej przyrody. Podręcznik opisuje różne aspekty, które należy rozważyć w planowaniu korytarzy transportowych jak i zintegrowaniu infrastruktury z krajobrazem. Nacisk jest kładziony na budowę przejść dla zwierząt, takich jak przejścia górne i dolne, rury, przepusty i mosty dla poszczególnych gatunków.

Projekty przejść dla zwierząt i innych środków łagodzących różnią się między krajami, po części z powodu różnych tradycji, ale również z powodu różnych kontekstów fizycznych i ekologicznych. W wyniku tego, istnieje kilka ogólnych standardów formalnych dla konstrukcji, budowy i utrzymania środków łagodzących w Europie. Do dnia dzisiejszego przeprowadzono niewielką liczbę ocen środków łagodzących i konieczna jest dalsza praca, która obejmuje badanie skutków zastosowania tych środków na poziomie populacji zwierząt. Na podstawie doświadczenia i oceny alternatywnych konstrukcji, projekty można ulepszać i ewentualnie formułować nowe standardy. Do ich opracowania konieczna jest stała wymiana wiedzy i doświadczeń w całej Europie i poza nią.

Na tym tle należy podkreślić, że nie ma idealnych (stuprocentowych) rozwiązań. Porady zawarte w prezentowanym podręczniku oparte są na zgromadzonym doświadczeniu specjalistów uczestniczących w jego przygotowaniu oraz wyników projektów realizowanych na całym świecie. Skorzystanie z nich wymaga adaptacji i dostosowania przedstawionych w podręczniku propozycji do kontekstu geograficznego, jak również do szczególnych potrzeb i możliwości danej lokalizacji. Tym samym, podręcznik nie zastępuje porad lokalnych specjalistów, tzn. ekologów, planistów i inżynierów, i należy z niego korzystać w połączeniu z ich wiedzą.

4. Rozwiązania zintegrowane

Efekty bariery i fragmentacji spowodowane infrastrukturą drogową można wyeliminować lub zminimalizować na różne sposoby i na kilku etapach jej rozbudowy i użytkowania. Jeśli „odpowiednie decyzje” zostaną podjęte na wczesnym etapie planowania, problemów fragmentacji można całkowicie uniknąć. Efekt bariery można ograniczyć poprzez zintegrowanie infrastruktury z otaczającym ją krajobrazem lub poprzez budowę bezpiecznych i sprawnych punktów przejścia dla

dzikich zwierząt. Ponadto, w trakcie użytkowania i utrzymania istniejącej infrastruktury należy skupiać się na tym jak ograniczać efekt bariery ze strony infrastruktury i na tym w jaki sposób można defragmentować krajobraz.

Najbardziej praktyczne podejście promowane przez podręcznik przy planowaniu nowej i ulepszaniu istniejącej infrastruktury transportowej przyjmuje następujące zasady postępowania w przypadku zagrożenia fragmentacją siedlisk:

1. unikanie > 2. minimalizowanie > 3. łagodzenie > 4. kompensacja

Podstawową filozofią unikania negatywnych skutków fragmentacji siedlisk jest zasada „lepiej zapobiegać niż leczyć”. W przypadku, gdy uniknięcie tych skutków jest niemożliwe lub nierealne, należy opracować środki łagodzące, które będą integralną częścią projektu budowlanego. W przypadku, gdy środki łagodzące są niewystarczające lub oddziaływanie nadal jest znaczące, należy w ostateczności rozważyć wprowadzenie środków kompensujących.

W systemie tym należy odpowiedzieć sobie na dwa kluczowe pytania: kiedy konieczne są środki łagodzące i jakie są kryteria osiągnięcia sukcesu. Podejście to zmusza planistów infrastruktury do spojrzenia poza zwyczajowe ramy korytarza transportowego i do zbadania rozwoju całej sieci infrastruktury oraz szerzej pojętego wykorzystania gruntu, w tym strategii planowania przestrzennego na poziomie kraju i na poziomie międzynarodowym. Środki podjęte w ramach korytarza infrastruktury komunikacyjnej muszą uwzględniać użytkowanie terenów przyległych, a także planowany rozwój, jako że mogą one znacząco ograniczać efektywność wszelkich środków łagodzących i kompensujących.

Znalezienie zintegrowanych rozwiązań w planowaniu dróg wymaga wiedzy dotyczącej tego jak należy planować szlaki dróg transportowych w celu zminimalizowania ich oddziaływania w ramach ograniczeń kosztowych i inżynierskich. Ocena nowej infrastruktury będzie się coraz bardziej koncentrować na zintegrowanych rozwiązaniach zmierzających do opracowania trasy i konstrukcji, które będą mieć jak najmniejszy wpływ i jak największą korzyść dla jak największej liczby zainteresowanych. Proces integracji jest szczególnie trudny na obszarach, na których konkurencja o przestrzeń jest bardzo duża, takich jak wąskie doliny, rejony nadbrzeżne, itd. Obszary takie, już obecnie poddane naciskowi ze strony budownictwa mieszkaniowego, rolnictwa i melioracji, są podzielone liniowo na pasy przez drogi kołowe i kolejowe, ze szkodą dla większości zainteresowanych stron.

5. Narzędzia planistyczne

O minimalizacji fragmentacji siedlisk należy pamiętać zarówno na etapie planowania nowej infrastruktury jak i planowania modernizacji już istniejącej infrastruktury. Poprzez przeprowadzanie Strategicznych Ocen Środowiskowych [Strategic Environmental Assessments – SEA] w odniesieniu do programów oraz Ocen Oddziaływania na Środowisko [Environmental Impact Assessments – EIA] w odniesieniu do projektów, zapewnione jest ujęcie kwestii środowiskowych już na bardzo wczesnym etapie. Ogólnym celem SEA i EIA jest określenie potencjalnego wpływu planów i projektów zanim zostanie podjęta decyzja o ich wdrożeniu.

Problemy fragmentacji w odniesieniu do już istniejącej infrastruktury są nieco inne. W przypadku większości istniejącej infrastruktury, środki łagodzące mogły nie być brane pod uwagę w momencie planowania i projektowania. W takiej sytuacji fragmentacja spowodowana istniejącą infrastrukturą najprawdopodobniej już wpłynęła na dany obszar, a inne źródła fragmentacji, niedostrzeżone w momencie badania, mogły się również pojawić. Badania wpływu na środowisko, które mogły zostać pierwotnie wykonane, mogą być już przestarzałe, dlatego konieczna jest nowa ocena.

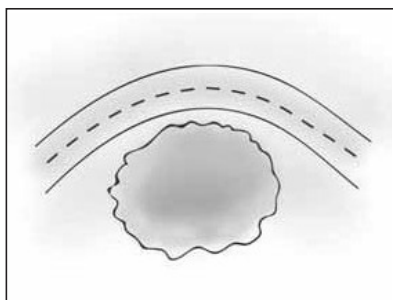
W omawianym podręczniku podkreślono również, że sprawą kluczową dla sensownego poznania problemów fragmentacji jest zdefiniowanie obszaru badania. W wielu przypadkach konieczna jest ocena potencjalnego wpływu w kontekście regionalnym. Podręcznik opisuje ponadto różne dane i metody, które można wykorzystywać w procesie planowania, a także jak definiować punkty sporne pomiędzy infrastrukturą ekologiczną i infrastrukturą zbudowaną przez człowieka w celach transportowych.

6. Przystosowanie do otaczającego krajobrazu

Możliwość minimalizacji efektu bariery, a tym samym fragmentacji istnieje nawet wtedy, gdy zostanie już podjęta decyzja o budowie nowych autostrad, linii kolejowych lub dróg wodnych. Polega ona na dostosowaniu infrastruktury do przylegającego do niej krajobrazu oraz wymagań ekologicznych.

Budowa nowej infrastruktury może wpływać na bioróżnorodność na wiele różnych sposobów:

- utrata siedlisk i fragmentacja siedlisk przyrodniczych
- zmiana poziomu zwierciadła wód podziemnych oraz wzorców i systemów melioracji
- bariera fizyczna i zakłócenie wizualne spowodowane samą infrastrukturą, rozległymi robotami ziemnymi, nasypami przecinającymi doliny i niżej położone tereny, przecięciami dzielącymi siedliska oraz węzłami komunikacyjnymi, które tworzą „pułapki dla dziko żyjących zwierząt”.



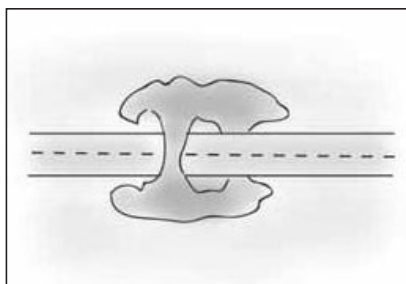
Rys. 3. Unikanie fragmentacji poprzez zmianę przebiegu drogi

Dobre zaplanowanie przebiegu drogi oraz rozsądny projekt można wykorzystać do zminimalizowania wielkości tego wpływu. Podręcznik daje szczegółowe rady dotyczące tego, w jaki sposób należy:

- wybrać trasę, która minimalizuje straty siedliskowe, unika miejsc podlegających ochronie, a także – o ile to możliwe – chroni zasoby nieodnawialne (np. bardzo stare lasy) oraz dąży do utrzymania łączności siedlisk poprzez wykorzystanie struktur, które „przenoszą krajobraz nad infrastrukturą” lub pozwalają na „przepływ krajobrazu pod infrastrukturą” (rys. 3);
- projektować profile, które odzwierciedlają lokalną topografię;
- osiągać najbardziej zrównoważone wykorzystanie materiału wydobywanego, tj. tworzyć równowagę między materiałem wydobytym i wprowadzonym oraz minimalizować potrzeby wywozu materiału poza miejsce budowy;
- zapewnić, że nowa forma terenu i struktura gleby będą umożliwiały efektywne zagospodarowanie zielenią i/lub odtworzenie odpowiedniego użytkowania;
- zaprojektować roślinność (w sensie wzorca i składu gatunkowego), w taki sposób, by była ona zgodna z przylegającym do autostrady krajobrazem – renaturyzacja roślinności;
- odnawiać wcześniej istniejące granice pól, lasów, wrzosowisk, itd.

7. Środki łagodzące

Najobszerniejszy rozdział podręcznika opisuje poszczególne środki techniczne mające na celu łagodzenie negatywnych skutków istnienia infrastruktury transportowej (rys. 4). Obejmuje on mosty krajobrazowe, przejścia górne i dolne dla zwierząt, przepusty i rury dla gatunków wodnych i kilka środków mających na celu ograniczenie śmiertelności zwierząt w wyniku wypadków. Dla każdego środka podany jest ogólny opis, ważna informacja dotycząca konstrukcji oraz punkty, na które należy zwrócić szczególną uwagę przy danym środku łagodzącym. Specyfikacje techniczne, takie jak materiał, którego należy użyć oraz szczegółowe dane projektu technicznego zostały tam przedstawione, jeśli są one ważne dla zapewnienia funkcjonowania danego środka.



Rys. 4. Łagodzenie skutków fragmentacji

Niektóre środki łagodzące zbadano szczegółowo i zgromadzono na ich temat duże doświadczenie, inne są nowe i nadal znajdują się w fazie opracowywania i testów. Ilość informacji przedstawionych dla każdego środka łagodzącego odzwierciedla te różnice, tym niemniej przedstawiono najlepsze praktyki zgodne z aktualną wiedzą i doświadczeniem. Oznacza to, że niektóre zalecenia mogą się różnić od tych zawartych w istniejących podręcznikach, szczególnie tych starszych. W pewnych przypadkach zalecenia w danym kraju mogą różnić się od zaleceń przedstawionych w podręczniku, ponieważ biorą one pod uwagę kwestie regionalne, takie jak specyfika klimatu lub siedliska.

Część spośród środków nadal szeroko stosowanych, okazała się nieskuteczna. W podręczniku wspomniano o nich tylko, jednak nie podano szczegółów konstrukcyjnych, ponieważ nie zaleca się ich wykorzystywania w przyszłych programach.

7.1. Przejścia dla zwierząt jako część ogólnej koncepcji przepuszczalności krajobrazu

Przejścia dla zwierząt oraz inne budowle przystosowane do zwiększenia częstotliwości przekraczania infrastruktury transportowej przez zwierzęta nie mogą być nigdy rozważane w oderwaniu od całości. Są one częścią ogólnej „koncepcji przepuszczalności”, która ma na celu utrzymanie koniecznego kontaktu w ramach i pomiędzy populacjami zwierząt. Koncepcja ta podkreśla łączność pomiędzy siedliskami przynajmniej na skalę regionalną i bierze pod uwagę nie tylko infrastrukturę transportową, ale również rozlokowanie siedlisk i innych potencjalnych barier, takich jak obszary zabudowane. Przejścia dla fauny można uważać za małe, lecz ważne elementy służące łączeniu siedlisk, polegającym na zwiększaniu ruchu zwierząt poprzez infrastrukturę transportową.

Na bardziej szczegółowym poziomie, koncepcję przepuszczalności można zastosować dla konkretnego projektu drogowego lub kolejowego. Wszystkie elementy łączące, takie jak tunele, wiadukty lub podwyższenia dróg, przejazdy przez strumienie i rzeki, przepusty i przejścia zaprojektowane specjalnie dla zwierząt powinny być zintegrowane w takiej koncepcji. Także tutaj głównym celem musi być utrzymanie przepuszczalności infrastruktury transportowej dla dziko żyjących zwierząt, w celu zapewnienia łączności siedlisk w dużej skali.

Środki łagodzące, a w szczególności przejścia dla zwierząt, są konieczne, jeśli:

- infrastruktura transportowa dzieli ważne obszary siedlisk lub tworzy bariery dla migracji zwierząt;
- droga lub linia kolejowa powoduje znaczne zniszczenia lub utratę szczególnych siedlisk, zgrupowań lub gatunków;
- droga lub linia kolejowa wpływa na gatunki szczególnie wrażliwe na bariery i śmiertelność w wyniku kolizji z pojazdami;
- ogólna przepuszczalność krajobrazu, tj. połączenie pomiędzy siedliskami na rozleglejszym terenie jest znacznie ograniczona wskutek rozwoju infrastruktury;
- droga lub linia kolejowa jest ogrodzona na swojej długości.

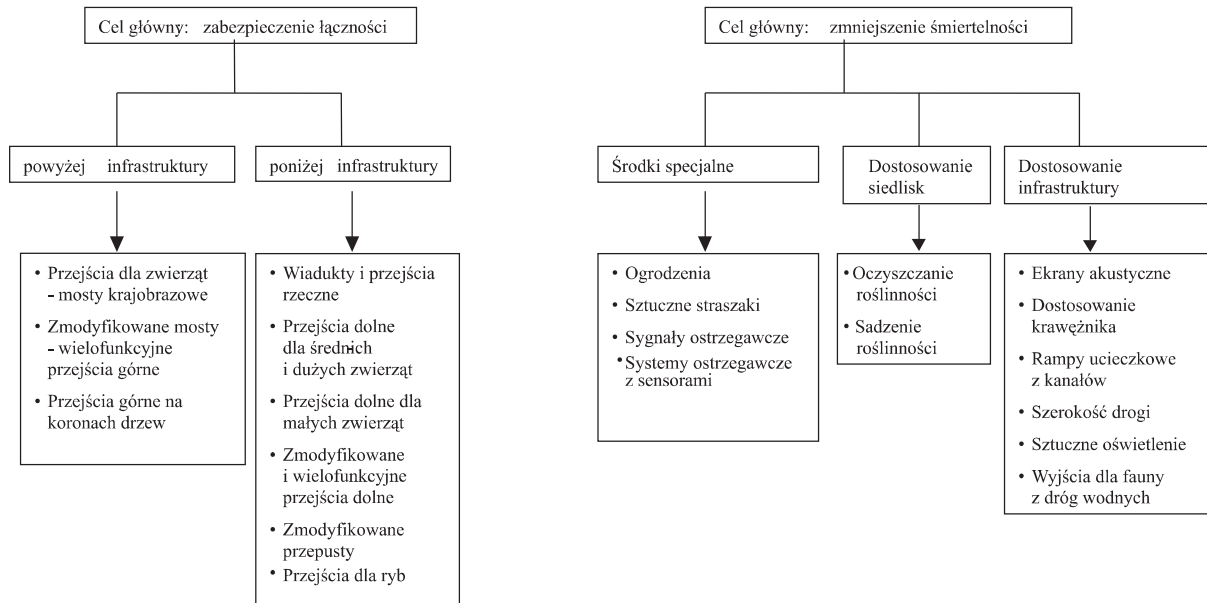
Typ środka, który należy zastosować, lokalizacja, liczba środków łagodzących i to jak można uczynić je skutecznymi, są kwestiami, które należy rozwiązać w każdym konkretnym projekcie.

7.2. Wybór odpowiednich środków

Przejścia dla zwierząt oraz modyfikacja infrastruktury, która zwiększa możliwość bezpiecznego ruchu zwierząt, są najważniejszymi środkami łagodzenia skutków fragmentacji siedlisk na poziomie konkretnej infrastruktury (rys. 5). Wybór najodpowiedniejszego typu przejścia dla zwierząt wymaga wzięcia pod uwagę krajobrazu, siedlisk oraz gatunków, które chcemy chronić. Wagę siedlisk i gatunków należy oceniać z perspektywy lokalnej, regionalnej, krajowej i międzynarodowej w ramach oceny oddziaływania na środowisko. Ogólnie rzecz biorąc, im łączność siedlisk jest ważniejsza dla danych zwierząt, tym lepiej opracowane muszą być środki łagodzące. Tym samym, tam gdzie korytarz wagi międzynarodowej dla przemieszczania się dużych ssaków zostaje przecięty przez infrastrukturę i nie sposób tego uniknąć, jedynym środkiem, który może pomóc w utrzymaniu funkcjonalnej łączności może być wielki most krajobrazowy. Z drugiej strony, mały przepust może wystarczyć do utrzymania korytarza migracyjnego dla lokalnie ważnej populacji płazów. W praktyce jednak rzadko wystarcza jeden środek, aby skutecznie łagodzić skutki fragmentacji siedlisk. Zamiast tego, wymagany jest pakiet zintegrowanych rozwiązań, które podejmują problem w konkretnych miejscach i dla całej infrastruktury. Połączenie różnych rozwiązań odpowiednich dla wielu grup zwierząt będzie często najlepszym rozwiązaniem.

Konieczne jest wyraźne określenie celu zastosowanych środków od samego początku. Cel „utrzymanie łączności siedlisk” może być zbyt ogólny, gdyż oznacza on różne rzeczy w różnych kontekstach i trudno go kwantyfikować. Jest to kluczowe zarówno dla wyboru środków, liczby środków i ich lokalizacji, jak również dla oceny skuteczności środków po ich zastosowaniu.

Typy środków łagodzących



Rys. 5. Różne typy środków łagodzących skutki fragmentacji siedlisk

7.3. Zagęszczenie przejść

Gęstość przejść dla zwierząt wymagana do skutecznego utrzymania łączności pomiędzy siedliskami jest ważną decyzją przy planowaniu środków łagodzących. Decyzja o wymaganej liczbie i typie środków będzie zależać od gatunków, które mają być chronione oraz rozmieszczenia typów siedlisk na danym obszarze (rys. 6). W pewnych przypadkach, jedno lub kilka szerokich przejść będą odpowiednim rozwiązaniem, podczas gdy w innych sytuacjach lepsze będą rozwiązania polegające na wprowadzeniu większej liczby środków łagodzących o mniejszych rozmiarach. Dodatkowym argumentem przemawiającym za budową kilku przejść jest „rozłożenie ryzyka” w przypadku, gdy przejście nie jest wykorzystywane zgodnie z przewidywaniami.



Rys. 6. Przykłady ograniczania skutków fragmentacji

Typ środka, który należy zastosować, lokalizacja, liczba środków i to jak można uczynić je skutecznymi, są kwestiami, które należy rozwiązać w każdym konkretnym projekcie. (Fotografie z podręcznika COST 341)

Przy określaniu liczby przejść, wszelkie możliwości przekroczenia przez zwierzęta infrastruktury muszą być brane pod uwagę, w tym takie, które mogą już w danej chwili być dostępne, np. to, że droga wiedzie przez tunel.

Ogólnie rzecz biorąc, gęstość przejść powinna być wyższa na terenach naturalnych, np. w lasach, na mokradłach i na obszarach tradycyjnie rolniczych, niż na terenach gęsto zabudowanych i intensywnie użytkowanych rolniczo. Jednak na obszarach, na których istnieje wiele sztucznych barier, jakie tworzy infrastruktura transportowa lub na obszarach zabudowanych, przejścia dla zwierząt mogą być istotne dla zachowania ogólnej przepuszczalności krajobrazu. W takich przypadkach mogą one być zintegrowane ze wszystkimi pozostałymi otwartymi korytarzami.

7.4. Lokalizacja przejść

Lokalizację przejść należy ustalić na podstawie rzetelnej wiedzy o wędrówkach zwierząt oraz o rozmieszczeniu ważnych siedlisk. Gdy ustalone zostaną trasy wędrówek zwierząt, przejścia należy zbudować tak blisko nich jak to jest możliwe. W wielu przypadkach topografia i struktura krajobrazu mogą się okazać pomocne w zidentyfikowaniu prawdopodobnych tras migracji, na przykład takie elementy jak dna dolin, strumienie, pasy zarośli i nieprzerwane tereny leśne. W przypadku, gdy celem budowy przejścia jest połączenie konkretnych typów siedlisk, musi ono zapewniać łączność z odpowiednim siedliskiem po obu stronach planowanej infrastruktury. Przy lokalizacji przejść powinny być również brane pod uwagę inne bariery istniejące w otaczającym krajobrazie, a także należy zagwarantować dostęp do przejść w przyszłości.

Zapewnienie, aby przejścia były budowane we wszystkich znanych „punktach konfliktu” musi być pierwszym krokiem przy lokalizowaniu przejść. Jeśli w wyniku tego zaprojektowana gęstość przejść uważana jest za zbyt niską, aby utworzyć konieczny poziom przepuszczalności infrastruktury na konkretnym obszarze, należy znaleźć dodatkowe lokalizacje.

7.5. Integracja z otoczeniem

Przejścia dla zwierząt powinny być dobrze wtopione w otoczenie, za pomocą korytarzy siedliskowych prowadzących w kierunku przejść dla małych zwierząt lub za pomocą linii wydzielonych szlaków naprowadzających dla zwierząt większych. Istnienie struktur naprowadzających pozwala na znaczne zwiększenie prawdopodobieństwa napotkania przejścia przez zwierzęta. Bariery, które uniemożliwiają zwierzętom dojście do przejścia muszą zostać usunięte lub złagodzone. Jeśli w pobliżu występują inne elementy infrastruktury, wymagane jest zintegrowanie podejście do defragmentacji, obejmujące wszystkie te elementy.

7.6. Adaptacja budowli inżynierskich do wykorzystania przez zwierzęta

Budowle inżynierskie są zaprojektowane i zbudowane w celu przejścia pomiędzy dwoma różnymi przepływami. Mogą to być dwa przepływy ruchu drogowego (np. jedna droga przecina drugą po estakadzie), ruchu drogowego i wody (np. przepust prowadzący wodę pod drogą lub akwedukt, którym woda płynie nad drogą) i od niedawna ruchu drogowego i fauny. Mosty drogowe lub przepusty nie są zazwyczaj wykorzystywane przez zwierzęta do przekraczania dróg kołowych lub linii kolejowych, ponieważ nie spełniają one potrzeb bardziej wymagających gatunków. Jednak, jeśli weźmie się pod uwagę wymagania zwierząt, to takie tradycyjne budowle można przystosować tak, aby służyły jako przejścia dla fauny. Przejścia takie, łączące przepływy fauny i ruchu drogowego lub fauny i wody, nazywamy przejściami zespolonymi.

7.7. Rozwiązywanie problemów na istniejących drogach i liniach kolejowych

Tysiące kilometrów autostrad i innych dróg, jak również linii kolejowych w Europie zbudowano zanim ludzie uświadomili sobie, jakie problemy stworzyli dla dziko żyjących zwierząt. Oczywiście potrzeba przystosowania istniejących struktur pojawia się, gdy rejestruje się dużą liczbę kolizji zwierząt z pojazdami. Wysoka śmiertelność zwierząt i potrzeba przywrócenia ich korytarzy migracyjnych może wymagać podjęcia odpowiednich środków łagodzących, gdy droga lub linia kolejowa jest w trakcie użytkowania.

Przy planowaniu środków przystosowawczych dla istniejącej infrastruktury należy wziąć pod uwagę ogólne zasady omawiane w podręczniku, a nie tylko konkretną sytuację lokalną.

Zasady postępowania z istniejącą infrastrukturą można podsumować w następujący sposób:

- budowa nowych obiektów inżynierskich (przejść, itd.) powyżej lub poniżej istniejących dróg, może dać najlepsze efekty, ale jest często najbardziej kosztowna;
- adaptacja istniejących obiektów inżynierskich, które są przeznaczone do innych celów

(np. wodnych, leśnych), nie jest często optymalnym rozwiązaniem, ale ogólnie rzecz biorąc tańszym. Duża liczba zaadaptowanych przejść może, w pewnych przypadkach, dawać lepsze wyniki przy tych samych kosztach, niż budowa jednego konkretnego przejścia;

- modyfikacja procedur utrzymania (np. sposób postępowania z roślinnością) może poprawić sytuację.

7.8. Utrzymanie i monitorowanie środków łagodzących

Wszystkie zastosowane środki łagodzące należy regularnie sprawdzać i utrzymywać, aby zapewnić ich funkcjonowanie na długie lata. Problemy związane z ich utrzymaniem, w tym koszt, należy rozważyć na jak najwcześniejszym etapie, tj. gdy środek jest projektowany. Planowanie powinno definiować typ i częstotliwość procedur utrzymania obiektów oraz jego organizację w zakresie odpowiedzialności za właściwe funkcjonowanie urządzeń. Szczegółowe aspekty utrzymania omówiono w częściach dotyczących poszczególnych środków łagodzących.

Utrzymanie środków łagodzących jest ściśle powiązane z problemami monitorowania. Procedury monitorowania są zazwyczaj wprowadzone w celu sprawdzenia, czy środek spełnia swój cel, ale jednocześnie mogą one identyfikować niedociągnięcia i potrzeby.

8. Środki kompensacyjne

Pomimo dobrego planowania i wykorzystania środków łagodzących, mających na celu uniknięcie lub ograniczenie niekorzystnego wpływu na walory przyrodnicze, w pewnych przypadkach nie jest możliwe całkowite uniknięcie negatywnego oddziaływania infrastruktury. Doprowadziło to do sformułowania zasady kompensacji ekologicznej. Zasada ta głosi, że określone siedliska przyrodnicze (np. mokradła, stare lasy) wraz z ich właściwościami, należy rozwijać poza miejscem, w którym zaaprobowany projekt na nie wpływa. Wprowadzane środki kompensacyjne powinny wyrównywać szkody ekologiczne i prowadzić do sytuacji „braku strat netto”, która jest korzystna zarówno dla siedlisk przyrodniczych jak i związanych z nimi gatunków. Kompensację ekologiczną można zdefiniować jako tworzenie, przywracanie lub podnoszenie jakości przyrody, w celu zrównoważenia szkód środowiskowych spowodowanych rozwojem infrastruktury.

Środki kompensacyjne różnią się fundamentalnie od ochrony lub podwyższania wartości przyrodniczych, w znaczeniu dotychczasowej polityki ochrony przyrody. Jednakże środki kompensacyjne muszą być zgodne z lokalnymi i krajowymi celami ochrony przyrody. W odróżnieniu od środków łagodzących, kompensację ekologiczną podejmuje się zazwyczaj poza obszarem budowy. Jako że pomysłodawcy projektów ponoszą odpowiedzialność za wdrożenie środków kompensacyjnych, deweloperzy powinni dołożyć usilnych starań, aby nabyć grunty sąsiadujące z infrastrukturą z przeznaczeniem na kompensację. Poprzez odpowiednią lokalizację obszarów kompensacji, na przykład przestrzennie powiązanych z rezerwatami przyrody lub sieciami ekologicznymi, funkcje i relacje środowiskowe można chronić, a nawet doskonalić.

Kompensacja może obejmować przekształcenie gruntu w celu rozwoju nowych wartości środowiskowych (lasów, koryt rzecznych, itd.). Kompensacja na poziomie siedlisk może polegać także na dostosowaniu działań rolniczych do podniesienia ich wartości przyrodniczej (np. wprowadzenie odpowiednich zabiegów może poprawić warunki występowania ptaków na łąkach i rozwoju roślinności). Sztuczne mokradła (niekoniecznie oczka wodne) można tworzyć w celu przyciągnięcia gatunków z takich grup jak płazy i gady. Za kompensację można również uznać badania ukierunkowane na ochronę konkretnych gatunków. Kompensację ekologiczną można stosować do pełnego spektrum niekorzystnych oddziaływań, włączając w to degradację siedlisk (sytuacja, w której siedlisko nadal istnieje, ale znajduje się pod niekorzystnym wpływem) i utratę funkcji związanych z obiegiem materii i przepływem energii.

9. Monitoring i ocena

W celu identyfikacji przykładów dobrych doświadczeń oraz ustalenia podstaw kodeksu dobrych praktyk, musimy monitorować powodzenie różnych metod łagodzenia skutków fragmentacji siedlisk. Podręcznik podaje szczegółowe wytyczne w zakresie monitorowania powodzenia środków łagodzących oraz rady dotyczące ich utrzymania w dobrym stanie.

Monitoring wymaga wyraźnego zdefiniowania celów stosowanych środków oraz programów, które powinny być formułowane równolegle do projektów wprowadzenia środków łagodzących.

Po zakończeniu budowy dróg, linii kolejowych i dróg wodnych, zastosowanie monitoringu jest rozstrzygająco ważne, jako że jest to mechanizm, który pozwala na sprawdzanie efektywności zastosowanych środków, w celu ograniczenia wpływu fragmentacji siedlisk.

Prawidłowo zaprojektowany program monitoringu będzie pomocny w osiągnięciu następujących celów:

- wykryciu wad w instalacji, budowie lub utrzymaniu środków;
- ustaleniu, czy środki łagodzące spełniają określone zadania;
- ocenie tego, czy środki zapewniają długofalowe łagodzenie wpływu na gatunki i siedliska.

Krótko mówiąc, monitoring przyczyni się do ustalenia, czy zastosowane zostały odpowiednie i wystarczające środki na etapie planowania i budowy infrastruktury transportowej, gwarantując tym samym minimalizację jej wpływu na fragmentację populacji zwierząt i siedlisk.

Upowszechnienie wyników realizacji programu monitoringu jest również bardzo ważne dla pozyskania wiedzy, która z kolei pozwoli na opracowanie efektywniejszych i tańszych środków łagodzących. Zatem ważnym celem monitoringu jest również wspomaganie planistów i projektantów dróg oraz linii kolejowych w zakresie:

- unikania i powtarzania starych błędów;
- dostarczania nowych informacji, w celu ulepszania konstrukcji środków łagodzących;
- identyfikacji środków o najlepszym stosunku kosztów do korzyści;
- oszczędzania środków finansowych na nowe projekty.

Programy monitoringu powinny być integralną częścią rutynowego zarządzania technicznego, które prowadzi do adaptacji i udoskonalenia konstrukcji środków, pozwalających uniknąć lub ograniczyć niekorzystny wpływ infrastruktury transportowej na fragmentację siedlisk.

W monitorowaniu środków łagodzących można stosować dużą liczbę metod. Podręcznik zawiera opis najczęściej stosowanych sposobów zapisywania śmiertelnych wypadków wśród zwierząt i wykorzystania przez nie przejść, dostarczając informacji o procedurach i rozbieżnościach, które należy odnotowywać oraz normach, które trzeba spełniać. Opisanych norm nie można generalizować, ponieważ zależą one od wielu czynników, takich jak poziom populacji gatunków, które mają być chronione, czy warunki krajobrazowe, a także od celu zastosowania środka łagodzącego. Z tego powodu, w podręczniku przedstawiono jedynie orientacyjnie informacje na temat norm, które mogą być wykorzystywane do oceny.

10. Uwagi końcowe

Dużym wyzwaniem dla ekologów, planistów dróg oraz inżynierów budownictwa lądowego i wodnego jest ustanowienie ekologicznie dostosowanego, bezpiecznego i zrównoważonego systemu infrastruktury transportowej. Kluczem do sukcesu jest przyjęcie podejścia holistycznego, które pozwala na zintegrowanie całego szeregu czynników ekologicznych występujących w całym krajobrazie z procesem planowania już od samego jego początku. Problem fragmentacji i jego rozwiązania są uniwersalne, zatem konieczne są wspólne badania i połączone wysiłki wielu krajów. Opracowanie odpowiednich narzędzi do oceny, zapobiegania i łagodzenia wpływu na środowisko przyrodnicze ze strony infrastruktury wymaga pracy interdyscyplinarnej.

W krajach o bardzo gęstej infrastrukturze transportowej, do złagodzenia fragmentacji może być konieczne wdrożenie programów defragmentacyjnych. W krajach nadal rozwijających swoje sieci infrastruktury, należy podkreślić zasadę zapobiegania, aby uniknąć zwiększonej fragmentacji.

Podręcznik COST 341 *Wildlife and traffic* [Dzika przyroda a komunikacja] udziela praktycznych wskazówek różnym specjalistom, którzy zaangażowani są w planowanie, budowę lub utrzymanie infrastruktury transportowej. Wersję hiszpańską stworzono w roku 2005, natomiast wersję francuską w roku 2006. Kilka krajów, nie tylko europejskich, opracowało podręczniki przystosowane do danego kraju, oparte w mniejszym lub większym stopniu na podręczniku COST 341, a rosnąca liczba raportów, opracowań, wytycznych, książek i konferencji powoli wypełnia luki w naszej wiedzy. W jaki sposób wpłynie to na rozwój infrastruktury transportowej oraz fragmentację siedlisk przyrodniczych, pokaże przyszłość.

Literatura

- Iuell B., Bekker G.J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlavac V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Torsolv N. & Wandall B. L. (2003). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. KNNV Publishers.
- Iuell B., Bekker HGJ., Cuperus R., Dufek J., Hlavac V., Keller V., Rosell C., Sangwine T., Torslow N. & Wandall B. (2005). *COST 341. Fauna y Tráfico. Manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones*. Servicio de Publicaciones. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. 166 pp.
- Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.) (2003). *COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 31-50.

Wytyczne do oceny oddziaływania ekologicznego w Wielkiej Brytanii

John Box¹, Helen Byron², Karen Colebourn³, Nic French⁴, Mick Hall⁵, Richard Knightbridge⁶, Mike Oxford⁷, Jo Treweek⁸, Mike Wells⁹ & Linda Yost*

*Adres kontaktowy: Institute of Ecology and Environmental Management; 45 Southgate Street, Winchester. SO23 7EU, lindsayost@ieem.net; +44 (0)1962 868626

¹Atkins, ²Royal Society for the Protection of Birds; ³Ecological Planning and Research; ⁴Terence O'Rourke Ltd; ⁵Arup; ⁶Entec UK Ltd; ⁷Association of Local Government Ecologists; ⁸Treweek Environmental Consultants; ⁹Biodiversity by Design

Streszczenie. Niniejsze wytyczne opracowano w Instytucie Ekologii i Zarządzania Środowiskowego [IEEM – Institute of Ecology and Environmental Management], aby promować dobre praktyki w Ocenie Oddziaływania Ekologicznego – OOE [Ecological Impact Assessment – EcIA], obejmującej środowisko lądowe, słodkowodne i przybrzeżne w Wielkiej Brytanii. OOE to proces identyfikowania, kwantyfikowania oraz oceny potencjalnego wpływu określonych działań na ekosystemy lub ich składniki. OOE można przeprowadzać w ramach formalnej procedury oceny oddziaływania na środowisko (OOS) lub w celu wsparcia innych form oceny środowiska przyrodniczego. Wspólne ramy dla OOE przyczynią się do lepszego zrozumienia i ściślejszej współpracy między wszystkimi ekologami zaangażowanymi w tym procesie.

Wytyczne IEEM wydano w roku 2006. Do kluczowych problemów w nich poruszanych należy zaliczyć: (i) zwiększenie roli różnorodności biologicznej w procesie oceny OOE; (ii) ocenę wartości cech ekologicznych ze względu na wartość różnorodności biologicznej, wartość społeczną i gospodarczą, w określonym kontekście geograficznym; (iii) oddzielenie ochrony prawnej od wartości różnorodności biologicznej; (iv) podkreślenie, że ocena oddziaływania ekologicznego zależy od wystąpienia pozytywnych lub negatywnych wpływów na spójność określonych obszarów lub ekosystemów oraz status ochrony siedlisk i gatunków.

Słowa kluczowe: ocena oddziaływania ekologicznego, dobre praktyki, wytyczne, różnorodność biologiczna, Wielka Brytania

1. Wstęp

Ocena Oddziaływania Ekologicznego – OOE [Ecological Impact Assessment – EcIA] to proces identyfikowania, kwantyfikowania i oceny potencjalnego wpływu określonych działań na ekosystemy lub ich składniki. Jeśli tak rozumiany proces oceny zostanie odpowiednio wdrożony, to będzie zapewniał oparte na podstawach naukowych podejście do zarządzania ekosystemem (Treweek 1999).

Mając na względzie wypromowanie rygorystycznego naukowo i przejrzystego podejścia do OOE Instytut Ekologii i Zarządzania Środowiskowego [Institute of Ecology and Environmental Management – IEEM] opracował i opublikował wytyczne do oceny oddziaływania ekologicznego w Wielkiej Brytanii [*Guidelines for Ecological Impact Assessment in the United Kingdom*]. Uwzględniono w nich środowisko lądowe, słodkowodne i przybrzeżne w strefie średnio najniższego stanu wody. Wytyczne te zapewniają wspólne ramy dla OOE, i mają na celu poprawę zrozumienia i współpracy między wszystkimi ekologami zaangażowanymi w jakiegokolwiek OOE,

w tym także między pracującymi dla dewelopera lub władz lokalnych, a także między innymi organizacjami prawnymi, pozarządowymi i grupami lokalnymi.

Ogólnie rzecz biorąc, celem OOE jest uzyskanie jak najlepszych efektów dla różnorodności biologicznej. Korzystne wyniki zależą od zaangażowania wszystkich zainteresowanych ekologów, na wszystkich etapach realizacji projektu: od początku jego tworzenia, poprzez etap podejmowania decyzji aż do wdrożenia.

OOE można przeprowadzić w różnych sytuacjach, na przykład w celu dostarczenia informacji o środowisku przyrodniczym, dołączanych do wniosku o zgodę, który może zostać włączony do Raportu przygotowanego w ramach Oceny Oddziaływania na Środowisko (OOS), a także w związku z przygotowywanym planem zarządzania. Celem OOE jest dostarczenie osobom podejmującym decyzje odpowiednich informacji o oddziaływaniu ekologicznym, które towarzyszy projektowi, włączając w to zarówno wpływy pozytywne jak i negatywne.

Opracowane wytyczne poszerzają obecny zakres praktyki OOE na pięciu kluczowych frontach:

- identyfikacji i oceny cech ekologicznych;
- charakterystyki i kwantyfikacji oddziaływania i oceny jego znaczenia;
- minimalizacji negatywnego wpływu i maksymalizacji pozytywnych efektów w procesie opracowywania projektu;
- identyfikacji skutków prawnych i politycznych oraz ich konsekwencji dla podejmowania decyzji;
- identyfikacji roli wszystkich partnerów ekologicznych w osiąganiu maksymalnych korzyści dla różnorodności biologicznej poprzez proces OOE.

2. Identyfikacja i ocena cech ekologicznych

Identyfikacja cech ekologicznych i ich znaczenia jest po raz pierwszy dokonywana na etapie ustalania zakresu OOE (scoping). Prowadzi to do podjęcia decyzji pozwalającej skupić się na zasobach możliwych do uwzględnienia w dalszych badaniach, a także na wpływach, które prawdopodobnie będą znaczące. Należy też zidentyfikować geograficzną strefę oddziaływania, zawierającą wszystkie te cechy ekologiczne, na które mogą mieć wpływ różne zmiany biologiczne i fizyczne spowodowane ocenianym projektem. Strefa ta będzie często większa niż samo miejsce realizacji projektu.

Wytyczne zalecają podejście do oceny, polegające na rozpatrywaniu różnych wartości, które można przypisać cechom ekologicznym. Są wśród nich: wartość różnorodności biologicznej, wartość społeczna i ekonomiczna. Oddzielnie natomiast należy rozważać ochronę prawną. Cechy, które są ważne z przyczyn społecznych lub gospodarczych należy identyfikować oddzielnie, w ramach społecznych lub ekonomicznych ocen skutków analizowanej propozycji. Wpływ na te cechy powinien oceniać ekolog, jednak znaczenie tych oddziaływań musi następnie określić specjalista z dziedziny socjologii lub ekonomii.

Zaleca się, aby poziomy wartości cech wykorzystywanych w ocenie opierały się na wspólnej skali geograficznej, gdyż ułatwia to określenie prawnych i politycznych konsekwencji oddziaływań istotnych. Proponuje się następujące geograficzne ramy odniesienia do stosowania w OOE: międzynarodowa, Wielka Brytania, krajowa (tj. Anglia/Północna Irlandia/Szkocja/Walia), regionalna, hrabstwo (lub okręg stołeczny – np. w Londynie), rejon (miasto lub dzielnica), lokalny lub parafialny, strefa wpływu (miejsce realizacji projektu lub strefa większa niż miejsce realizacji projektu). Ocena wyznaczonych terenów w odniesieniu do tych kategorii jest zazwyczaj sprawą łatwą, tym niemniej dla obszarów mniejszych niż rejon, zwykle nie istnieją z góry ustalone poziomy wartości i dlatego ocena siedlisk i gatunków może być również trudna. I tutaj są jednak wyjątki; np. uznane sposoby definiowania ważnych na skalę międzynarodową/narodową populacji ptactwa wodnego.

W trakcie opracowywania „Wytycznych”, podejmowano wiele prób dla określenia sposobów wartościowania siedlisk i gatunków. Ustalenie takich definicji okazało się niewykonalne, ponieważ nie mogą one ująć wszystkich czynników, które powinny mieć wpływ na wartość siedlisk lub gatunków; na przykład wielkość lub status ochrony populacji gatunków lub jakość siedlisk. Ponadto, wartość gatunku lub siedliska może się zmienić w zależności od tego, czy oceniana jest na przykład w południowej Anglii lub w północnej Szkocji. Tym samym nie jest możliwe zdefiniowanie granic pomiędzy różnymi kategoriami wartości dla siedlisk lub gatunków, które miałyby zastosowanie na obszarze całej Wielkiej Brytanii.

Zatem „Wytyczne” proponują takie podejście do wartościowania cech, które obejmuje profesjonalny osąd, jednak korzysta z dostępnych wskazówek i informacji, jak również porad ekspertów, którzy znają obszar projektu i/lub rozmieszczenie i status rozważanego gatunku lub cechy ekologicznej.

3. Charakterystyka i kwantyfikacja oddziaływań oraz ocena ich znaczenia

W centrum OOE znajduje się pojęcie istotności (ważności) oraz wynikających z tej oceny decyzji. OOE prowadzona w ramach OOŚ musi identyfikować znaczące wpływy na faunę i florę, których oczekuje się w przypadku realizacji projektu. Ocena istotności jest również ważną częścią OOE realizowanych w innych celach.

Informacje o potencjalnie negatywnych oddziaływaniach są wykorzystywane w pierwszej kolejności do stwierdzenia, czy istnieje potrzeba udoskonalenia propozycji projektu w celu uniknięcia, ograniczenia lub zrekompensowania takich wpływów. Należy unikać pomieszania pojęciowego między wpływami ekologicznie znaczącymi – powyżej danej wartości, które warto by było ująć w OOE, a wpływami, które wystarczyłyby do zainicjowania formalno prawnego procesu OOŚ w ramach badania „screeningowego” (Troman & Fuller 2003).

Gdy już uda się uniknąć, ograniczyć lub zrekompensować wszelkie negatywne wpływy w trakcie procesu projektowania, to zmodyfikowany projekt podlega ocenie szczegółowej. Wnioski dotyczące znaczenia ostatecznego wpływu projektu są wykorzystywane przez organ odpowiedzialny za wydanie zgody na jego realizację. Organ ten może również postanowić o nałożeniu warunków planowania lub o negocjowaniu umów prawnych w celu zabezpieczenia zasobów ekologicznych.

Na początku każdej OOE konieczne jest wskazanie cech ekologicznych mających wystarczającą wartość do tego, aby znaczący wpływ na nie zasługiwał na uwzględnienie lub dyskusję w ocenie. Konieczne jest do tego ustalenie poziomu progowego, poniżej którego cechy te byłyby pomijane lub tylko krótko wzmiankowane w ocenie. Próg ten będzie zazwyczaj wyznaczany według poziomu i szczegółowości badanej dokładnie polityki planistycznej. Do tak ustalonej grupy cech ekologicznych należy jeszcze dodać te, które uznano za ważne z przyczyn społecznych, publicznych lub ekonomicznych, w tym także gatunki chronione prawem.

W odniesieniu do cech przekraczających ustaloną wartość progową konieczne jest określenie, które spośród przewidywanych zmian związanych z budową i eksploatacją, będą miały znaczący na nie wpływ. Dla tych oddziaływań, które najprawdopodobniej będą znaczące, konieczne jest scharakteryzowanie jak najpełniejsze, uwzględniające wyraźnie te aspekty struktury i funkcji ekologicznej, od których cecha ekologiczna zależy. Ocena powinna brać pod uwagę: zaufanie prognozom (poziomy niepewności), zakres (obszar wpływu), wielkość (rozmiary oddziaływania), czas trwania, odwracalność, czas i częstotliwość, kumulacje wpływów.

Obecnie stosuje się wiele podejść do określania istotności oddziaływań. Najczęściej definiuje się ją wykorzystując macierz, w której łączona jest wartość ekologiczna i wielkość (siła) oddziaływania. Termin „wielkość wpływu” („siła wpływu”) jest w tym kontekście pewnym skrótem obejmującym wiele czynników, które charakteryzują oddziaływanie, w tym: zakres (obszar), rozmiar wpływu, czas trwania i odwracalność. W tego typu macierzach, „wielkość wpływu” ujmuje się

w takich kategoriach jak „duża/średnia/mala” lub „wysoka/średnia/niska”. Jednakże, zważywszy na to, że „wielkość” w tym kontekście jest mieszanką wielu różnych czynników, trudno jest w praktyce precyzyjnie zdefiniować te kategorie i ich granice. Utrudnia to dobre zrozumienie procesu OOE i zazwyczaj powoduje spowolnienie tempa OOS.

Używając w pełni subiektywnego połączenia pomiędzy wartością cechy i wielkością wpływu, macierze zazwyczaj przypisują różne poziomy znaczenia różnym komórkom. Następnie, osoby podejmujące decyzje, korzystając z wyników uzyskanych z takiej macierzy, muszą rozróżnić przykładowo pomiędzy wpływem „średnio ważnym” i „mało ważnym”, nie uzyskując żadnych wyjaśnień poza intuicyjnym rozumieniem tych terminów, które niewątpliwie podlegają indywidualnej interpretacji.

„Wytyczne” proponują bardziej przejrzyste podejście metodyczne, w którym wpływ pozytywny lub negatywny jest określany jako znaczący lub nieznaczący, w rozumieniu ekologicznym, w stosunku do spójności zdefiniowanego obszaru lub ekosystemu(ów) i/lub statusu ochronnego siedlisk lub gatunków na danym obszarze geograficznym. Uwzględnia się przy tym poziom, na którym cechy ekologiczne były wartościowane (patrz poniżej). Decyzja o tym, czy wpływ jest znaczący, nie zależy w tym przypadku od z góry przyjętej wartości cechy ekologicznej (np. tzw. wartości progowej, jak w wyżej omówionym przypadku). W dalszych etapach, wartość jakiegokolwiek cechy, na którą wywarty będzie znaczący wpływ, może być wykorzystywana do oceny skutków oddziaływań zarówno w czasie kontroli budowy jak i w odniesieniu do realizacji określonej strategii.

Stosując takie podejście, może dochodzić do sytuacji, gdy ekolog stwierdzi, że zdefiniowany obszar ma wystarczającą wartość i może być na niego wywarty znaczący wpływ, a następnie, po jeszcze głębszej analizie stwierdzi, iż integralność obszaru nie będzie naruszona (tj. nie będzie wywarty znaczący wpływ na sam obszar). Nie będzie jednak to wykluczać obecności takich cech siedlisk lub gatunków na tym obszarze, które mają wystarczającą wartość, aby podlegać znaczącemu oddziaływaniu, dla których ekolog stwierdza, że wpływ będzie znaczący w stosunku do ich statusu ochronnego. Zainicjuje to działania ochronne i/lub rozwiązania prawne, które mają zastosowanie do cech/populacji gatunków o takim poziomie wartości. Na przykład, mimo uznania, że konkretne oddziaływanie nie ma negatywnego wpływu na integralność Specjalnego Obszaru Roślinnego [ang. Special Plant Area – SPA], może on zostać uznany za znaczący w odniesieniu do statusu ochronnego populacji gatunku o wartości istotnej dla danego hrabstwa.

Należy wspomnieć, że pojęcia integralności i statusu ochrony nie zawsze mają zastosowanie przy ocenie prawem chronionych gatunków, dla których OOE zobowiązane jest wykazać, że projekt nie będzie powodował naruszenia prawa. Tym niemniej, dla właściwości chronionych prawem, które mają również wysoką wartość ze względu na różnorodność biologiczną, może być konieczne również przeprowadzenie oceny istotności wszelkich wpływów.

Integralność

Dyrektywa Siedliskowa (Artykuł 6) wprowadza termin „integralność” przy rozważaniu znaczenia ekologicznego danego oddziaływania w odniesieniu do obszaru Europy. Integralność nie jest definiowana w Dyrektywie, ale jej definicja jest sformułowana w urzędowych wytycznych Wspólnoty Europejskiej w sposób następujący: *„Integralność obszaru jest to spójność jego struktury i funkcji ekologicznej na całej zajmowanej powierzchni, która pozwala mu utrzymać siedlisko, kompleks siedlisk i/lub odpowiednie poziomy populacji gatunków, dla których został wyróżniony”*.

Koncepcja „integralności” została początkowo zastosowana dla ekosystemów, ale może być wykorzystana dla obszarów, które można uznać za ekosystem. Aby zrozumieć wpływ na integralność, należy rozważyć procesy i funkcje ekosystemu. Wykorzystanie koncepcji integralności ekologicznej musi uznawać fakt, że ekosystemy są z natury dynamiczne i mogą ulegać zmianom w czasie i przestrzeni oraz, że ich granice nie są stałe, ale dynamiczne i przepuszczalne. Konieczne jest również przyjęcie podejścia zintegrowanego, aby przyjrzeć się konkretnym wpływom w kon-

tekście ogólnego funkcjonowania całego systemu. Mogą istnieć komponenty ekosystemu/obszaru, które wydają się mieć same w sobie niewielką wartość, gdy rozważamy je oddzielenie, które jednak odgrywają ważną rolę w utrzymaniu lub wspieraniu ogólnej wartości ekosystemu/obszaru.

Wszystkie ekosystemy/obszary dysponują pewnym „marginesem” absorbowania zmian biofizycznych, prowadzących do utraty fundamentalnej zdolności do utrzymywania charakterystycznych siedlisk lub gatunków. Oczywiście, będzie miała miejsce wątpliwość co do tego, czy przewidywana zmiana wystarczy do zakłócenia integralności ekosystemu/obszaru. Powinny ją określać poziomy zaufania przypisane prognozom.

Status ochronny

Dyrektywa Siedliskowa zawiera definicje „statusu ochronnego” dla siedlisk i gatunków [Dyrektywa Rady 92/43/EWG, Artykuł 1, paragrafy (e) i (i)]. „Wytyczne” IEEM korzystają z nieznacznie zmodyfikowanych wersji tych definicji, tak aby ocenę statusu ochronnego można było zastosować do siedlisk lub gatunków w określonym obszarze geograficznym oraz aby można je odnosić się do skali geograficznej, w której cecha jest uznawana za ważną. I tak:

- status ochronny siedlisk, jest określany sumą wpływów na siedlisko i jego typowe gatunki, które mogą działać na ich długoterminowe rozmieszczenie, strukturę i funkcje, jak również długotrwałe występowanie typowych dla danego obszaru geograficznego gatunków;
- status ochronny gatunków, jest określany sumą wpływów na dany gatunek, które mogą działać na jego długotrwałe rozmieszczenie i liczebność jego populacji na danym obszarze geograficznym.

Przy ocenie potencjalnego wpływu na status ochronny, należy stosować to samo rozumowanie, jak w odniesieniu do integralności. Trzeba wziąć pod uwagę znane lub prawdopodobne tendencje i odchylenia w wielkości populacji. Należy również oszacować poziom amplitudy ekologicznej, w zakresie jakości warunków fizycznych i biocenotycznych, które pozwoliłyby danej populacji gatunku lub powierzchni siedliska na dalszą egzystencję na danym poziomie lub na dalszy wzrost liczebności, zgodnie z aktualną tendencją.

W końcu, określenie znaczenia negatywnego lub pozytywnego oddziaływania w zakresie zarówno integralności jak i statusu ochronnego można wesprzeć przez odniesienie do celów ochrony dla jakiegokolwiek cechy ekologicznej, jeśli są one dostępne lub jeśli można je uzgodnić.

4. Minimalizacja negatywnego wpływu i maksymalizacja pozytywnych rezultatów w procesie opracowywania projektu

Istnieje coraz powszechniejsza opinia, że nowe projekty powinny przynosić zysk ekologiczny netto, a nie być opracowywane tak, aby tylko jak najbardziej ograniczać szkody. Zatem od samego początku, autorzy jakiegokolwiek projektu powinni włączać w jego projektowanie i wdrożenie, środki niezbędne do wprowadzenia ulepszeń ekologicznych oraz środki prowadzące do następujących celów:

- unikania negatywnych wpływów – szczególnie tych, które mogą być znaczące;
- redukcji negatywnych wpływów, których uniknąć nie można, poprzez odpowiednie projektowanie inżynieryjne;
- kompensowania wszelkich pozostałych negatywnych wpływów.

Celem powinno być zawsze uzgadnianie określonych środków łagodzących z autorem projektu, tak aby stały się one częścią projektu końcowego, będącego przedmiotem szczegółowej oceny. OOE jest bezwartościowa, jeśli ocenia znaczenie wpływu projektu w oparciu o proponowane przez oceniających środki łagodzące, bez ich uzgodnienia z autorem projektu. Podobnie lista „proponowanych środków łagodzących” na koniec OOE ma niewielką wartość, gdyż wymaga od osoby po-

dejmującej decyzję dotyczącą pozwolenia na realizację przedsięwzięcia, do wdawania się w dyskusję z autorem odnośnie tego, co ma być wdrożone. Taka dyskusja może doprowadzić do uzgodnienia pewnych środków, które mają być zawarte w projekcie, ale muszą one być poddane dalszej ocenie w celu zdefiniowania wpływu ekologicznego zmienionego projektu. Te zmiany mogą mieć również implikacje dla pozostałych ocen szczegółowych, które zostały wykonane przez innych specjalistów technicznych (np. architektów krajobrazu i specjalistów ds. akustyki). Ci ostatni musieliby więc powrócić do swoich ocen, co generowałoby dalsze koszty i opóźnienia procesu decyzyjnego.

Istotne jest uzgodnienie, aby wszelkie wątpliwości związane z włączeniem problemów ekologicznych do projektu znajdowały odpowiednie odzwierciedlenie w ocenie oddziaływań. Ważne jest również zidentyfikowanie wszelkich wymagań dla monitoringu, na przykład w odniesieniu do tych aspektów pozwolenia na realizację projektu, które odnoszą się do czasu budowy i/lub funkcjonowania przedsięwzięcia, tak aby uzyskać jeszcze lepsze wyniki i zmniejszenie negatywnych efektów.

„Decyzje środowiskowe” lub „Plany zarządzania” są często bardzo skutecznym środkiem wprowadzenia do jednego dokumentu wszystkich tych aspektów projektu, które są podejmowane z przyczyn ekologicznych lub innych przyczyn środowiskowych, włączając w to monitoring. Problemy te mogą być w ten sposób niejako narzucane w formie warunków załączonych do zgody lub w drodze umowy prawnej.

5. Identyfikacja implikacji prawnych i politycznych oraz ich konsekwencji dla podejmowania decyzji

Faza ustalania zakresu stanowi pierwszą okazję do ujawnienia się kontekstu prawnego i politycznego, w którym powinna mieć miejsce OOE. Wszystkie osoby biorące udział w ogólnym projektowaniu, planowaniu i wdrożeniu powinny być w pełni świadome tego kontekstu. Nie uwzględnienie przez autora kontekstu prawnego i politycznego oraz niedostarczenie wystarczających informacji, zgodnych z tym kontekstem, może spowodować odrzucenie wniosku.

W OOE zostaną zidentyfikowane znaczące wpływy i naruszenia wartości cech ekologicznych, jakie wystąpią w wyniku wprowadzenia badanej propozycji. Osoby podejmujące decyzje w odniesieniu do projektu podlegającego OOE muszą sprawdzić, czy projekt (wraz z jego częściami, których celem jest polepszenie sytuacji w środowisku, łagodzenie niekorzystnego wpływu lub kompensowanie nieuniknionych niekorzystnych efektów):

- spełnia wymogi prawne (np. licencję na jakiegokolwiek działania mające wpływ na gatunki prawem chronione lub zgodę na meliorację gruntu);
- jest zgodny ze strategiami/politykami krajowymi i lokalnymi;
- wymaga, aby dołączyć do zgody lub umowy prawnej jakiegokolwiek warunki do negocjacji.

Ważne jest, aby autor był w stanie zademonstrować zaangażowanie w pełne wdrożenie proponowanych środków łagodzących, kompensujących i ulepszających projekt. Zaangażowanie można zademonstrować poprzez przedstawienie projektów i wspierających je informacji w tym szczegółowych wyjaśnień, co do tego, co należy zrobić, jak to osiągnąć, gdzie i kiedy należy to przeprowadzić i kto jest odpowiedzialny za zapewnienie, aby prace podjęto zgodnie z przedstawioną propozycją.

Warunki planistyczne i umowy prawne można wykorzystać w celu wyegzekwowania proponowanych środków łagodzących. Gotowość autora do przystąpienia do takich umów będzie miała wpływ na ocenę prawdopodobieństwa powodzenia środka łagodzącego.

6. Określenie roli wszystkich partnerów ekologicznych w osiągnięciu maksymalnych korzyści dla różnorodności biologicznej w procesie OOE

Niniejsze wytyczne zmierzają do osiągnięcia maksymalnych korzyści dla różnorodności biologicznej w procesie OOE, poprzez zidentyfikowanie wszystkich partnerów ekologicznych, w tym:

- doradzających autorowi projektu;
- doradzających lokalnym organom planistycznym oraz innym organizacjom państwowym, które podejmują decyzje i/lub zgody;
- reprezentujących konsultantów urzędowych, takich jak krajowe agencje ochrony środowiska i agencje środowiskowe;
- reprezentujących organizacje pozarządowe, takie jak Wildlife Trust lub RSPB lub lokalne grupy.

Jeśli wiedza i doświadczenie wszystkich tych osób i organów zostanie zaangażowana w projekcie w celu osiągnięcia najlepszych rozwiązań dla różnorodności biologicznej, to najprawdopodobniej wyniki będą lepsze niż gdyby współpracę i doradztwo ograniczano.

7. Wytyczne IEEM

„Wytyczne” IEEM zostały zaaprobowane przez następujące organizacje: Association of Local Government Ecologists, Countryside Council for Wales, English Nature, Environment Agency, the Environment and Heritage Service, the Institute of Environmental Management and Assessment, the Scottish Environment Protection Agency, Scottish Natural Heritage oraz The Wildlife Trusts.

Organizacja „The Rural Development Service” (RDS) jest odpowiedzialna za Oceny Oddziaływania na Środowisko (dotyczące gruntów nieuprawianych i obszarów półnaturalnych) (Wielka Brytania, Przepisy 2001). W pełni akceptując procedury Ocen Oddziaływania Ekologicznego określone w niniejszym dokumencie, RDS zwraca uwagę, że niektóre zalecenia mogą nie przystawać lub być nieodpowiednie do oceny prawdopodobnego znaczenia mniejszych projektów rolnych.

„Wytyczne” IEEM są dostępne na stronie internetowej (www.ieem.org.uk/ecia/index.html) skąd można je pobrać w formacie pdf. Strona ta zawiera przykłady ocen (OOE) przeprowadzonych przy wykorzystaniu „Wytycznych”.

Format on-line „Wytycznych” pozwoli na ich aktualizację w odpowiednich odstępach czasu, tak by ująć w nich zmiany w prawie, politykach oraz w nauce, które leżą u podstaw przebiegu OOE.

Podziękowania

Karen Colebourn zainicjowała proces tworzenia „Wytycznych” ciętym artykułem w czasopiśmie *Ecology & Environmental Management in Practice* latem 2000 (Regini i in. 2000) i przewodnicząc Grupie Sterującej podczas długiej, ale ciekawej dyskusji i wymianie uwag do ich publikacji wiosną 2006. Duży wkład w ich przygotowanie wniosły następujące osoby: Kathy Ader, John Archer, Dolores Byrne, Steve Moon, Stuart Wilson oraz Len Wyatt. Przebieg tworzenia „Wytycznych” był nadzorowany w imieniu Rady IEEM przez Sue Bell, Tima Bines, Nicka Carter i Richarda Gravesa. Na koniec, pragniemy podziękować Lindzie Yost, Wicedyrektorowi Wykonawczemu IEEM, za jej wspaniałe i niezmordowane wysiłki zmierzające do zakończenia realizacji, akceptacji i podpisania „Wytycznych”.

Literatura

- European Commission (2000). Managing Natura 2000 Sites – The provisions of Article 6 of the ‘Habitats’ Directive 92/43/EEC p 40.
- Regini K. (2000). Guidelines for Ecological Evaluation and Impact Assessment. Bulletin of the Institute of Ecology & Environmental Management, In Practice, 29: 1-7.
- Treweek J. (1999). Ecological Impact Assessment. Blackwell Science, Oxford.
- Troman S. & Fuller K. (2003). Environmental Impact Assessment – Law and Practice. LexisNexis, Butterworth, London. [Especially paras 3.70 and 3.90 to 3.92]

Wskaźniki i gatunki kluczowe w ocenie wpływu infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze

Grzegorz Mikusiński^{1,2}, Andreas Seiler², Per Angelstam¹, Małgorzata Blicharska¹
& Johan Törnblom¹

¹Swedish University of Agricultural Sciences, School for Forest Engineers, Box 43, SE-739 21 Skinnskatteberg, Sweden;

²Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Conservation Biology, Grimsö Wildlife Research Station, SE-730 91 Riddarhyttan, Sweden. Korespondencja: grzegorz.mikusinski@ekol.slu.se

Streszczenie. Poznanie rozmiarów ekologicznych skutków oddziaływania infrastruktury transportowej jest kluczowym warunkiem wstępnym dla opracowania narzędzi do oceny, wykorzystywanych w planowaniu zrównoważonego rozwoju krajobrazu. Wpływ infrastruktury transportowej na przyrodę zależy od wielu czynników, w tym cech charakterystycznych samej infrastruktury transportowej, natężenia ruchu, ukształtowania krajobrazu i ekologicznych cech gatunków. W niniejszym opracowaniu dokonamy przeglądu literatury naukowej w poszukiwaniu gatunków, które z racji ich biologii, liczebności, rozmieszczenia oraz wrażliwości na wpływ antropogeniczny najlepiej nadają się do oceny wpływu infrastruktury transportowej na różnorodność biologiczną i zrównoważony rozwój. Skupimy się na zagadnieniach związanych z efektem bariery, śmiertelnością oraz innymi zakłóceniami, a celem będzie wstępne oszacowanie wskaźników dotyczących szczególnych wymagań gatunków kluczowych lub grup gatunków (teoretyczny model gatunku, ekotypy) związanych z jakością i funkcjonalną spójnością siedlisk (ang. habitat connectivity).

Słowa kluczowe: bioindykatory, gatunki kluczowe, infrastruktura transportowa, fauna, INCLUDE

1. Wstęp

Stworzenie ekologicznie zrównoważonego systemu transportowego jest częścią ogólnych wysiłków zmierzających do osiągnięcia zrównoważonego rozwoju krajobrazów i regionów. Jednym z podstawowych warunków takiego rozwoju jest zachowanie różnorodności gatunków, form pokrycia terenu oraz struktur zapewniających funkcjonalne siedliska dla tych gatunków, a także procesów i funkcji wiążących gatunki z siedliskami (Noss 1990). Wpływ ruchu drogowego i infrastruktury transportowej na te wartości jest złożony i ma wiele wymiarów w zależności od skali przestrzennej oraz poziomu organizacji (Spellerberg 1998; Forman i in. 2003; Seiler 2003b). Fizyczna obecność dróg i linii kolejowych w krajobrazie ma skutki pośrednie i bezpośrednie. Infrastruktury te zakłócają procesy przyrodnicze oraz dzielą siedliska i korytarze migracyjne. Utrzymanie dróg i inne działania z nimi związane degradują otaczające je środowisko poprzez różnorodne zanieczyszczenia oraz hałas. Ponadto, infrastruktura i ruch drogowy tworzą bariery w poruszaniu się większości nielotnych zwierząt lądowych i przyczyniają się do śmierci milionów kręgowców każdego roku. Pogarszanie jakości i spójności siedlisk spowodowane efektem bariery, i innymi zakłóceniami to cechy charakterystyczne oddziaływania infrastruktury transportowej na środowisko. Dodatkowo, udostępnienie zasobów przyrodniczych, będące pośrednim efektem rozwoju infrastruktury transportowej, prowadzi do naruszenia ogólnego stopnia naturalności danego obszaru i jego autentyczności kulturowej (Tsamboulas & Mikroudis 2000; Angelstam i in. 2004a). A zatem, chociaż w porównaniu z innymi formami wykorzystania terenu, infrastruktura transportowa zajmuje niewielki

ułamek powierzchni, to jednak ma wpływ na funkcjonalność ekologiczną w wielu skalach przestrzennych, od poboczy dróg i korytarzy drogowych po całe krajobrazy i regiony.

Zazwyczaj zarządzanie infrastrukturą skupia się na poszczególnych korytarzach drogowych i kolejowych, rzadziej zaś obejmuje całą sieć infrastruktury w krajobrazie lub regionie. Jest to praktykowane w zarządzaniu drogami publicznymi i z pewnością prawdziwe w odniesieniu do prywatnych dróg rolniczych lub leśnych. W konsekwencji, łączny wpływ całej sieci infrastruktury na właściwości siedlisk, a w szczególności na spójność krajobrazu jest niedoceniany, jeśli nie całkowicie pomijany (Seiler & Eriksson 1997). Skumulowany wpływ ostatecznie doprowadzi do utraty różnych elementów różnorodności biologicznej w skali regionu (Angelstam i in. 2004a). Aby rozwiązać ten problem, należy oszacować łączne oddziaływania infrastruktury nie tylko w strategicznym planowaniu na poziomie regionu czy w przestrzennym planowaniu krajobrazu, ale również w ramach Oceny Oddziaływania na Środowisko (OOŚ) na poziomie projektu (Eriksson & Skoog 1996; Piepers i in. 2003). W każdym razie, narzędzia i koncepcje zintegrowanej ekologii krajobrazu, rozwoju zrównoważonego oraz kwestie różnorodności biologicznej w OOŚ są rzadko wdrażane i zazwyczaj niewystarczające do wsparcia tej szeroko zakrojonej oceny (np.: Treweek i in. 1993; Seiler & Eriksson 1997; DeJong i in. 2004). Przestrzennie wyrażone modele wymagań siedliskowych wybranych gatunków oraz ich reakcji na zmiany w krajobrazie mogą dostarczyć takich narzędzi (Scott i in. 2002; Store & Jokimäki 2003; Gontier i in. 2006), szczególnie, jeśli model będzie zawierał informacje o bezpośrednich skutkach wpływu infrastruktury i ruchu drogowego na te gatunki. Poznanie wielkości ekologicznych skutków oddziaływania infrastruktury transportowej jest kluczowym warunkiem wstępnym dla opracowania narzędzi do oceny, wykorzystywanych w planowaniu zrównoważonego rozwoju krajobrazu.

W niniejszym opracowaniu dokonamy przeglądu literatury naukowej w poszukiwaniu gatunków, które z racji ich biologii, zasobności i wzorców występowania, wrażliwości na zakłócenia antropogeniczne, lub ze względu na ich wartość ekonomiczną lub interes publiczny są najbardziej odpowiednie do oceny wpływu infrastruktury transportowej na różnorodność biologiczną. Skupimy się na efektach bariery, śmiertelności i innych zakłóceń, a ostatecznym celem będzie dostarczenie szeregu wskaźników, uwzględniających szczególne wymagania gatunków kluczowych lub grupy gatunków w odniesieniu do jakości i spójności siedlisk. W niniejszym opracowaniu przedstawimy pierwszą analizę tego, które gatunki kluczowe są zazwyczaj wykorzystywane w badaniach nad skutkami oddziaływania infrastruktury. Dyskutujemy potrzebę zrozumienia przez ekologów procesu planowania związanego z infrastrukturą transportową i wyboru odpowiednich wskaźników. Opracowanie niniejsze jest wstępnym krokiem do dalszych analiz mających na celu znalezienie odpowiednich narzędzi do planowania i oceny ekologicznej infrastruktury transportowej w ramach nowego szwedzkiego programu badawczego INCLUDE (www.includemistra.org) będącego częścią szwedzkiej "Inicjatywy zrównoważonej mobilności" ['Sustainable Mobility Initiative'].

2. Wykorzystanie gatunków jako narzędzia w planowaniu przestrzennym

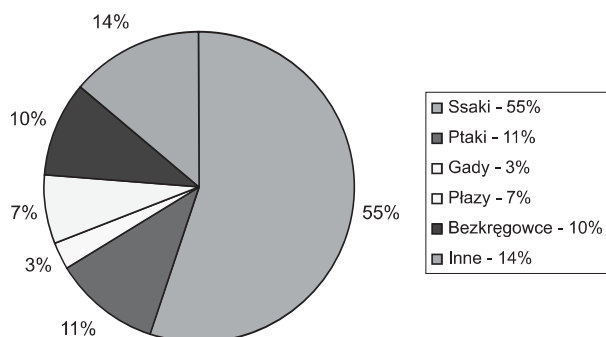
Modelowanie wskaźnika przydatności siedlisk [ang. Habitat Suitability Index – HSI] (Scott i in. 2002) dla gatunków kluczowych (*sensu* Lambeck 1997, 1999) jest użytecznym narzędziem, wspomagającym włączenie do planowania przestrzennego kwestii związanych z zachowaniem różnorodności biologicznej (np. Angelstam i in. 2004b; Gontier i in. 2006, Mörtberg i in., w druku, Mikusiński i in. 2007). Poprzez połączenie danych empirycznych lub hipotetycznych dotyczących wymagań siedliskowych gatunków lub grup gatunków i ich reakcji na infrastrukturę z danymi na temat pokrycia terenu i infrastruktury transportowej, przestrzenne modele komputerowe mogą być wykorzystywane do tworzenia map wskaźnika przydatności siedlisk (HSI), które mogą być wskazówką dla decyzji planistycznych. W dużej skali, wskaźniki gęstości infrastruktury lub inne wskaź-

niki sumaryczne (Forman i in. 1997; Jaeger 2002) mogą być wykorzystywane jako zmienne predykcyjne w modelach HSI uwzględniających właściwość siedliska (w szerszym tego słowa znaczeniu – obecność gatunku/kondycja/żywność populacji/trwałość) jako zmienną reakcji. Modele HSI można połączyć z modelami opisującymi koszty poruszania się zwierząt przez krajobraz. Jakość i funkcjonalna spójność siedlisk oraz ryzyko śmiertelności można przenieść na przestrzennie wyrażony koszt ruchu (lub obecności) jednostki (np. Adriaensen i in. 2003). Modele te, razem biorąc, umożliwiają: (i) ocenę wpływu skumulowanego i długofalowego, (ii) ilustrują wynik scenariuszy alternatywnych, oraz (iii) informują osoby podejmujące decyzje o skutkach planowanych działań.

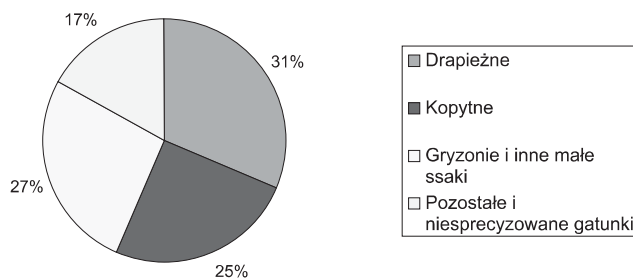
3. Które gatunki są zazwyczaj brane pod uwagę?

Liczba badań nad wpływem infrastruktury transportowej na dziką przyrodę jest całkiem imponująca i obejmuje cały szereg grup taksonomicznych, skal przestrzennych, typów infrastruktury i natężenia ruchu. Z tego zbioru dostępnej literatury wybraliśmy 234 artykuły, które skupiały się głównie na efektach bariery dróg i linii kolejowych oraz na zakłóceniach związanych z hałasem. Wyboru tego dokonano przy pomocy takich wyszukiwarek jak Wildlife & Ecology Studies Worldwide, Biosis, CAB, i Web of Science. W naszym wyszukiwaniu używaliśmy następujących par słów kluczowych: “road* AND barrier*”, “railway* AND barrier*”, “road* AND noise*”, “railway* AND noise*”.

Pośród różnych grup taksonomicznych rozważanych w wybranych opracowaniach, wyraźnie dominują ssaki (55%) (rys. 1). Wśród nich, zazwyczaj rozważane były duże ssaki drapieżne i kopytne, a następnie gryzonie i inne małe gatunki (rys. 2). Najczęściej prowadzone były badania dotyczące niedźwiedzia (*Ursus spp.*), wilka (*Canis lupus*), karibu (*Rangifer tarandus*), jeża (*Erinaceus europaeus*) oraz borsuka (*Meles meles*).



Rys. 1. Różne grupy organizmów będące przedmiotem opracowań dotyczących wpływu infrastruktury transportowej (n=232)



Rys. 2. Ssaki będące przedmiotem opracowań dotyczących wpływu infrastruktury transportowej (n=124)

Nasza wstępna analiza wskazała na różnice dotyczące przestrzennej skali badań i grup badanych organizmów. Artykuły dotyczące płazów najczęściej dotyczyły skali lokalnej, podczas gdy artykuły dotyczące drapieżnych i kopytnych były powiązane ze skalą regionalną.

Przeglądane artykuły dotyczyły także różnych typów krajobrazu (tab. 1). Co ciekawe, większość studiów dotyczących płazów była powiązana z krajobrazem leśnym. Problem śmiertelności spowodowanej infrastrukturą transportową wspomniano w 71 artykułach, które dotyczyły prawie wyłącznie kręgowców. Ponad połowa z nich dotyczyła ssaków, ale spotkać można było również prace o płazach, ptakach i gadach. Prawie jedna trzecia (75) artykułów dotyczyła procesów populacyjnych (tj. wpływu infrastruktury transportowej na trwałość/żywołność populacji). Niektóre z nich badały efekt bariery na strukturę genetyczną populacji i odkryły taki wpływ na małe ssaki, duże drapieżniki, jeden gatunek kopytnych oraz na 1 gatunek biegacza (Coleoptera). Wpływ infrastruktury transportowej na rozprzestrzenianie się pojedynczych osobników był rozważany w 48 artykułach. W tych opracowaniach udział płazów i bezkręgowców był wyższy niż oczekiwano po ich udziale we wszystkich analizowanych artykułach. Pośród bezkręgowców najczęstsze były badania nad dyspersją owadów (much, chrząszczy i motyli). Problemy fragmentacji i przekształceń siedlisk były wyraźnie omawiane odpowiednio w 23 i 37 badanych artykułach. 16 z 23 artykułów, które podejmowały temat wpływu hałasu ruchu drogowego, dotyczyło ptaków.

Tabela 1. Udział stosunkowy artykułów wiążących grupę gatunków z konkretnymi typami krajobrazu

	Las (n=44)	Obszar rolniczy (n=24)	Obszary miejskie (n=46)
Drapieżne	0,14	0,08	0,11
Kopytne	0,09	0,08	0,22
Małe ssaki	0,23	0,17	0,15
Ptaki	0,23	0,21	0,20
Płazy	0,14	0,04	0,02
Inne gatunki	0,17	0,42	0,30

Zdecydowana większość przeanalizowanych badań wykazała negatywny wpływ infrastruktury transportowej na dziką przyrodę. Do tego wpływu zaliczają się efekty bariery, śmiertelności i innych zakłóceń na drogach, przedstawione dla różnych grup organizmów, różnych skal przestrzennych i różnego stopnia oddziaływania antropogenicznego. Niemniej jednak tylko w nielicznych badaniach możliwe było oszacowanie skumulowanego wpływu infrastruktury transportowej na trwałość/żywołność gatunków. Ponadto, w kilku artykułach podano, że blisko spokrewnione gatunki wykazywały sprzeczne, specyficzne dla nich reakcje na infrastrukturę transportową. Musimy jednak przyznać, że przedstawione powyżej wyniki opierają się na ograniczonym zestawie publikacji i dlatego muszą być traktowane jako wstępne.

4. Wyszukiwanie wskaźników i gatunków kluczowych

Ekosystemy to układy złożone, zaś oddziaływanie na nie infrastruktury transportowej wymaga efektywnej sygnalizacji występujących problemów za pomocą łatwo komunikowalnych wskaźników (Busch & Trexler 2003). Ponieważ wpływy dróg i linii kolejowych mają miejsce w wielu skalach przestrzennych, a gatunki charyzmatyczne są przedmiotem powszechnego zainteresowania, wykorzystywane mogą być koncepcje tzw. gatunków kluczowych (ang. „focal species”, np. Lambeck 1997; Roberge & Angelstam 2004). Przez gatunki kluczowe rozumiemy tutaj organizmy, których znaczenie ekologiczne lub inne właściwości powodują, że nadają się one szczególnie do oceny wpływu człowieka na przyrodę, w naszym wypadku wpływu infrastruktury transportowej. Gatunki służące jako wskaźniki muszą być wybrane według: (i) ich reakcji na wpływy bezpo-

średnie i pośrednie, (ii) skali przestrzennej, w jakiej wykorzystują krajobraz, (iii) preferencji pokrycia terenu (las, grunty orne, strumień), (iv) wartości tych gatunków jako wskaźników, obrazujących i sygnalizujących całościowe oddziaływanie, oraz, co jest równie ważne, do wspomagania podejmowania decyzji w złożonym procesie planowania infrastruktury transportowej. Dysponując „wiedzą” o zachowaniu i ekologii gatunków kluczowych lub grup gatunków, ich wymaganiach co do jakości i struktury siedlisk (wielkość, rozproszenie, spójność płatów siedliska) oraz ich reakcji na ruch drogowy i infrastrukturę, możemy, korzystając z danych o pokryciu terenu i infrastrukturze zawartych w Systemach Informacji Przestrzennej (Geographic Information Systems – GIS), opracować modele regulowe i przestrzenne.

Nasze analizy oraz kilka wcześniejszych opracowań (np. Spellerberg 1998; Forman i in. 2003; Seiler 2003b) wskazują, że wiele gatunków o różnych wymaganiach ekologicznych jest wyraźnie dotkniętych przez infrastrukturę transportową. Które z tych gatunków byłyby dobrymi gatunkami wskaźnikowymi do wykorzystania w planowaniu i ocenie infrastruktury transportowej?

Dobrymi „kandydatami” do wykorzystania w planowaniu na skalę regionalną wydają się być duże drapieżniki, gdyż ich wzorce rozmieszczenia często mocno odzwierciedlają procesy populacyjne i zachowania osobnicze w skali regionalnej. Niemniej jednak wybór gatunków jest sprawą krytyczną. Carroll i in. (2001) przedstawił na przykład, że spośród czterech dużych drapieżników żyjących w Górach Skalistych, na dwa gatunki (niedźwiedź grizzly i rosomak) drogi miały wyraźny wpływ, podczas gdy na dwa inne (ryś i kuna wodna) nie. Kopytne również wykazują cechy, odpowiadające wymaganiom stawianym dobrym gatunkom kluczowym na poziomie regionu i krajobrazu (Bruinderink i in. 2003). Zwierzęta te są zwykle w centrum uwagi opinii publicznej, ze względu na dużą liczbę kolizji jeleniowatych z pojazdami w ciągu roku oraz gospodarczą i rekreacyjną (polowania) wartość tych gatunków (Seiler & Helldin 2006). Z drugiej strony, wśród gatunków, które wydają się odpowiednie dla planowania na poziomie lokalnym, interesującą grupę stanowią płazy (Fahrig i in. 1995). W tabeli 2 przedstawiono próbę uporządkowania gatunków kluczowych jako wskaźników różnych zaburzeń i skutków bariery na różnych poziomach przestrzennych, w których wykorzystują one krajobraz, a także ich preferencji w stosunku do pokrycia terenu.

Tabela 2. Przykłady możliwych gatunków kluczowych jako wskaźników do badania efektów zakłóceń i bariery na poziomie regionalnym, krajobrazowym i lokalnym

	Efekty zaburzenia mające wpływ na właściwości przyległego siedliska (hałas, zanieczyszczenia, działalność ludzka, śmiertelność w wypadkach, efekty brzegowe)	Efekty bariery mające wpływ na spójność siedlisk i wzorzec migracji (unikanie, bariery fizyczne, śmiertelność na drogach)
Poziom regionalny lub kontynentalny	duże ssaki	duże ssaki
Poziom krajobrazowy	ptaki lęgowe	duże i wodno-lądowe ssaki, ryby (łosoś)
Poziom lokalny	ptaki lęgowe, płazy	małe ssaki, płazy, stawonogi

We wszystkich badanych opracowaniach, gatunki zwierząt zostały wybrane a priori, w celu zbadania określonego efektu oddziaływania infrastruktury transportowej, bez intencji użycia ich jako wskaźnika w planowaniu. Zanim gatunki kluczowe mogą zostać wykorzystane w modelach stosowanych w procesach decyzyjnych, należy zrozumieć i sparametryzować relacje ilościowe między ich reakcjami a siłą wpływu zakłócenia i bariery (Muradian 2001; Angelstam i in. 2004a, Seiler 2005). Kluczowym zadaniem jest zatem zdefiniowanie wartości zmiennych i parametrów dla tych efektów dla wybranych gatunków. Można to zrobić poprzez empiryczne badania terenowe lub poprzez badania symulacyjne, umożliwiające identyfikację potencjalnych wartości progowych tych reakcji (Jaeger & Fahrig 2004).

Ponadto, modele, a zatem również wybrane gatunki, muszą być dopasowane do wymagań poszczególnych etapów w procesie hierarchicznego planowania infrastruktury (wg Eriksson, npbl.).

Przykładowo, badanie migracji motyli może nie mieć zastosowania na wstępnym poziomie ustalania zakresu raportu OOŚ (scoping), ale będzie odpowiednie na dalszym etapie planowania projektu. Z kolei, modelowanie wzorca występowania dużych drapieżników może pomóc w przewidywaniu regionów wrażliwych na rozwój infrastruktury, jednak może nie być pomocne w trakcie uzgadniania i projektowania drogi.

5. Zrozumienie procesów planistycznych

Ekologia krajobrazu, która skupia się na przestrzennych aspektach układów i procesów ekologicznych, dostarcza ważnych wskazówek dla łagodzenia niekorzystnego wpływu infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze (Dramstad i in. 1996; Forman i in. 2003; Seiler 2003a). Nauka ta jest nową dyscypliną badawczą, zatem szersza opinia publiczna, planiści i inni zainteresowani budową dróg niekoniecznie szybko i łatwo mogą zrozumieć jej zasady i zastosowania, które włączają informacje o pokryciu terenu, zmienne i parametry do modeli wyrażających funkcjonalność krajobrazu przy wykorzystaniu GIS (Sandström i in. 2006; Manton i in. 2005). Zatem bardzo ważne jest, abyśmy: (i) zrozumieli zakres, w jakim planiści i profesjonaliści zajmujący się OOŚ oraz Strategiczną Oceną Oddziaływania na Środowisko (SOOŚ) w związku z infrastrukturą transportową już stosują wiedzę ekologiczną w swojej pracy, oraz (ii) pomagali w opracowywaniu narzędzi i koncepcji planistycznych, które integrują zasady ekologiczne na poziomie krajobrazu (np. Seiler & Sjölund 2005). Oczywiście jest, że najnowsze osiągnięcia naukowe i techniczne w zakresie stosowania tej dziedziny muszą być lepiej włączone w proces planistyczny (np. Seiler & Eriksson 1997; Sandström i in. 2006), zarówno przez twórców strategii i polityk na poziomie krajowym, planistów dróg, wykonawców OOŚ i SOOŚ, jak również przez biura doradcze i ich pracowników. Takie badania muszą mieć zasięg międzynarodowy, ponieważ systemy wartościowania stosowane przez planistów są różne w różnych sektorach i regionach (Angelstam i in. 2005).

6. Program INCLUDE

W programie badawczym INCLUDE (Integrating ecological and socio-cultural dimensions in transport infrastructure management – Integracja wymiarów ekologicznych i społeczno-kulturowych w zarządzaniu infrastrukturą transportową – www.includemistra.org) będziemy, między innymi, opracowywać i aplikować koncepcje modelowania przestrzennego, które odpowiadają określonym poziomom planowania i skalom ekologicznym na różnych etapach procesu zarządzania infrastrukturą (np. planowanie na poziomie strategicznym, planowanie na poziomie projektu, utrzymanie dróg). W tym celu, wybrane będą odpowiednie wskaźniki i gatunki kluczowe, które wspomogą decyzje podejmowane w planowaniu infrastruktury zarówno w środowisku lądowym jak i wodnym. Następnie ocenimy, przeprowadzając wywiady ze specjalistami i uczestnikami całej serii studiów przypadku, zakres wdrażania technik GIS oraz zasad ekologii krajobrazu w proces planowania infrastruktury transportowej. W ten sposób program badawczy INCLUDE przyczyni się do zrozumienia i aktywnego łagodzenia negatywnego wpływu infrastruktury transportowej na funkcjonalność sieci siedlisk, niezbędnego dla utrzymania żywotnych populacji gatunków o dużych wymaganiach krajobrazowych i ekologicznych.

Podziękowania

Niniejsze opracowanie ma swoje źródło w programie badawczym INCLUDE, założonym wspólnie przez następujące organizacje: Foundation for Strategic Environmental Research (MISTRA), the Swedish Road Administration, the Swedish National Rail Administration, the National Heritage Board, the Swedish

Environmental Protection Agency, the Board of Fisheries and the Board of Housing. Dziękujemy J-O Helldinowi za jego uwagi do pierwotnej wersji manuskryptu.

Literatura

- Adriaensen F., Chardon J. P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H. & Matthysen E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233-247.
- Angelstam P. & Elbakidze M. (In press). Human footprints on forests at multiple spatial scales: towards learning for sustainability and integrated landscape management using Europe as a laboratory. In: Hornborg A. (ed.). *International justice and trade*. Department of Human Ecology, Lund University.
- Angelstam P. (In press). Maintaining cultural and natural biodiversity in Europe's economic centre and periphery. In: Agnoletti M. *European cultural landscapes*. CABI.
- Angelstam P., Kapylova E., Korn H., Lazdinis M., Sayer J.A., Teplyakov V. & Törnblom J. (2005). Changing forest values in Europe. In: Sayer J.A. & Maginnis S. (eds.). *Forests in landscapes. Ecosystem approaches to sustainability*. Earthscan, pp. 59-74.
- Angelstam P., Mikusiński G. & Fridman J. (2004a). Natural forest remnants and transport infrastructure – does history matter for biodiversity conservation planning? *Ecol. Bull.* 51: 149-162.
- Angelstam P., Roberge, J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönn-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Larmanis V., Lukins M., Mikusiński G., Račinskis E., Strazds M. & Tryjanowski P. (2004b). Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal birds. *Ecol. Bull.* 51: 427-453.
- Bruinderink G. G., Van Der Sluis T., Lammertsma D., Opdam P. & Pouwels R. (2003). Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conserv. Biol.* 17:549-57.
- Busch D. E. & Trexler J. C. (2003a). The importance of monitoring in regional ecosystem initiatives. In: Busch, D. E. & Trexler, J. C. (eds.), *Monitoring ecosystems*. Island Press, pp. 1-23.
- Carroll C., Noss R. F. & Paquet P. C. (2001). Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications* 11 (4): 961-980.
- DeJong J., Oscarsson A. & Lundmark G. (2004). Hur behandlas biologisk mångfald i MKB? Centrum för biologisk mångfald, SLU, Uppsala.
- Dramstad W.E., Olson J.D. & Forman R.T.T. (1996). *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Harvard University, American Society of Landscape Architects, and Island Press, Washington.
- Eriksson I.-M. & Skoog J. (1996). *Ecological assessment in the planning of roads and railroads*. Swedish National Road Administration, Publ. 1996:32 and Swedish National Rail Authorities, P 1996:2., Borlänge, Sweden.
- Fahrig L., Pedlar J. H., Pope S. E., Taylor P. D. & Wegner J. F. (1995). Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 73: 177-182.
- Forman R. T. T., Friedman D. S., Fitzhenry D., Martin J. D., Chen A. S. & Alexander L. E. (1997). Ecological effects of roads: Towards three summary indices and an overview for North America. In: Canters K., Piepers, A. & Hendriks-Heersma A (eds.). *Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"* Maastricht & DenHague 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands, pp. 40-54.
- Forman R. T., Sperling D., Bissonette J. A., Clevenger A. P., Cutshall C. D., Dale V. H., Fahrig L., France R., Goldman C. R., Heanue K., Jones J. A., Swanson F. J., Turrentine T. & Winter T. C. (2003). *Road ecology – Science and Solutions*. Island Press, Washington.
- Gontier M., Balfors B. & Mörtberg U. (2006). Biodiversity in environmental assessment – current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26 (3): 268-286.
- Jaeger J. (2002). *Landschaftszerschneidung*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Jaeger J. A. G. & Fahrig L. (2004). Effects of road fencing on population persistence. *Conserv. Biol.* 18: 1651-1657.

- Lambeck R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Lambeck R. J. (1999). Landscape planning for biodiversity the wheat belt of Western Australia. Biodiversity Technical paper 2. Environment Australia, Canberra.
- Manton M. G., Angelstam P. & Mikusiński G. (2005). Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species – a sensitivity analysis using different satellite land cover data. *Landscape Ecology* 20:827-839.
- Mikusiński G., Pressey R. L., Edenius L., Kujala H., Moilanen A., Niemelä J., & Ranius T. (2007). Conservation planning in forest landscapes of Fennoscandia and an approach to the challenge of Countdown 2010. *Conservation Biology*. (In press)
- Muradian R. (2001). Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics* 38:7-24.
- Mörtberg U. & Karlström A. (2005). Predicting forest grouse distribution taking account of spatial autocorrelation. *J. Nat. Conserv.* 13: 147–159.
- Mörtberg U., Balfors B. & Knol W.C. (In press). Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *Journal of Environmental Management*.
- Noss R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Piepers A., De Vries G. W. & Seiler A. (2003). Minimising Fragmentation Through Appropriate Planning. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 - Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 115-128.
- Reijnen R., Foppen R. & Veenbaas G. (1997). Disturbance by traffic of breeding birds: Evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation* 6: 567-581.
- Roberge J.-M. & Angelstam P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.* 18(1): 76-85.
- Sandström U.G., Angelstam P. & Khakee A. (2006). Urban planner's knowledge of biodiversity maintenance – an evaluation of six Swedish cities. *Landscape and Urban Planning* 75: 43-57.
- Schadt S., Revilla E., Wiegand T., Knauer F., Kaczensky P., Breitenmoser U., Bufka L., Cervený J., Koubek P., Huber T., Stanisa C. & Trepl L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* 39: 189-203.
- Scott J. M., Heglund P., Morrison M. L., Haufler J. B., Raphael M. G., Wall W. A. & Samson F. B. (2002). Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy. Island Press, Washington, Covelo, London.
- Seiler A. (2003a). Key ecological concepts for infrastructure planning. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 19-29.
- Seiler A. (2003b). Effects of infrastructure on nature. In: Trocmé M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L. Hicks C. & Peymen J. (eds.). COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 31-50.
- Seiler A. (2005). Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *J. Appl. Ecol.* 42: 371-382.
- Seiler A. & Eriksson I.-M. (1997). New approaches for ecological consideration in Swedish road planning. In: Canters K, Piepers A. & Hendriks-Heersma A. (eds.). Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering" Maastricht & DenHague 1995. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands, pp. 253-264.
- Seiler A. & Helldin J. O. (2006). Mortality in wildlife due to transportation. In: Davenport J., Davenport J. L. (eds.). The ecology of transportation: managing mobility for the environment. Kluwer, Amsterdam, pp. 165-190.
- Seiler A. & Sjölund A. (2005). Target-orientation for ecologically sound road management in Sweden. *Ecological Perspectives in Science, Humanities, and Economics* 14: 178-181.

- Singleton P. H., Gaines W. L. & Lehmkuhl J. F. (2002). Landscape permeability for large carnivores in Washington: a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station Research Paper.
- Spellerberg I. F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317-333.
- Store R. & Jokimäki J. (2003). A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 169: 1-15.
- Treweek J. S., Thompson N. V. & Japp C. (1993). Ecological assessment of road developments. A review of environmental statements. *Journal of Environmental Planning and Management* 36: 295-308.
- Tsamboulas D. & Mikroudis G. (2000). EFFECT – evaluation framework of environmental impacts and costs of transport initiatives. *Transportation Research Part D*. 5 (4): 283-303.
- van Langevelde F. & Jaarsma C. F. (2004). Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology* 19: 895-907.

Przegląd metod ochrony środowiska w procesie planowania i projektowania autostrad w Chorwacji

Mara Stojan¹ & Blaženka Banjad Ostojić²

Civil Engineering Institute of Croatia Engineering Department, Janka Rakuse 1, 10000 Zagreb, Croatia;

¹mara.stojan@igh.hr; ²blazenka.banjad@igh.hr

Streszczenie. Chorwacja to kraj o ogromnej różnorodności biologicznej, bogaty w endemity i niezwykle zjawiska krasowe. To także obszar, na którym krzyżują się liczne szlaki komunikacyjne o znaczeniu europejskim. Na tle tych wartości przyrodniczych przedstawiono w pracy główne etapy rozwoju ocen oddziaływania na środowisko. Szczególną uwagę zwrócono na ich związek z planowaniem przestrzennym. Na podstawie krytycznej analizy dotychczasowych doświadczeń wskazano kierunki, w jakich oceny oddziaływania na środowisko powinny się rozwijać w przyszłości.

Słowa kluczowe: różnorodność biologiczna, zjawiska krasowe, ochrona środowiska, oceny oddziaływania na środowisko, planowanie przestrzenne, Chorwacja

1. Wprowadzenie

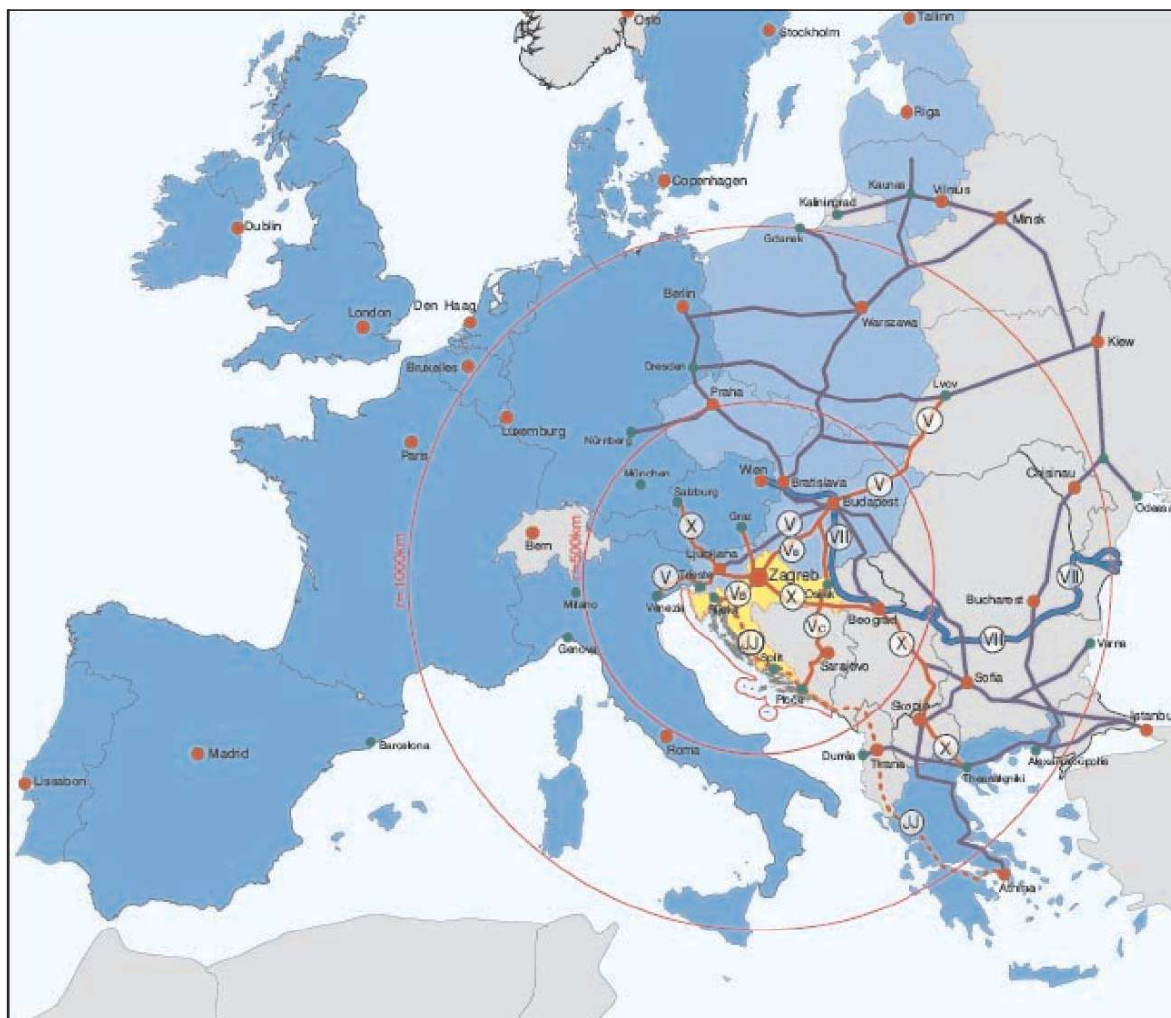
Działania drogowe w ogóle a budowa infrastruktury transportowej w szczególności zaliczają się obecnie do najważniejszych i możliwych do zidentyfikowania „użytkowników” przestrzeni. Po wojnie oraz pewnej stabilizacji ekonomicznej w roku 1997, budowa autostrad staje się w kraju kwestią priorytetową. Jak dotąd zbudowano około 900 km autostrad i dróg dwupasmowych, podczas gdy planowana długość sieci autostrad wynosi 1500 km.

Strategia Planowania Środowiskowego w Republice Chorwackiej (1997) oraz Program Planowania Środowiskowego (1999) definiują rozmieszczenie sieci autostrad na terytorium kraju. Dokumenty te są unikatowe i zostały przyjęte przez Parlament Chorwacji. Uznaje się je za najważniejsze w planowaniu przestrzennym w Chorwacji. Definiują one dwie podstawowe koncepcje: (i) rozwój infrastruktury drogowej z punktu widzenia znaczenia i postępu tego kraju w Europie (połączenie Chorwacji z krajami Europy Środkowej i rejonem Dunaju, Adriatykiem i Morzem Śródziemnym), oraz (ii) efektywne połączenie drogowe wszystkich obszarów, centrów rozwoju i innych ważnych części kraju [1].

Strategia Rozwoju Dróg w Republice Chorwackiej (1999) jest pierwszym długofalowym planem zaproponowanym po ustanowieniu niepodległej i suwerennej Republiki Chorwackiej. Planowana sieć dróg ma łączyć następujące korytarze europejskie, paneuropejskie i krajowe (rys. 1):

- kierunek Ljubljana, Maribor-Zagreb i dalej do korytarza Regionu Sava na wschód, aby połączyć zachodnią Europę i Wschód;
- kierunek (Triest) Rijeka (i/lub Istria Y) – Gospić – Zadar – Šibenik – Split – Dubrovnik i dalej w kierunku Albanii i Grecji, aby połączyć Europę zachodnią i południowo-wschodnią;
- kierunek (Węgry) – Goričan – Zagreb – Rijeka przez Bosiljevo wkraczając na obwodnicę Adriatyku (Lika Y) w celu połączenia Europy środkowej i Morza Śródziemnego [1].

Rok 2005 jest bardzo ważny dla Chorwacji, gdyż w tym roku wykonany został projekt połączenia północy i południa Chorwacji (autostrada Zagrzeb – Split) (rys. 1.). Budowa tej drogi jest uważana za jedną z największych inwestycji i projektów budowlanych w historii tego kraju. Autostrada jest niezmiernie złożoną i kosztowną budową zarówno z powodu jej cech technicznych jak i specyfiki obszaru, przez który przebiega. Wydobyto około 26000000 m³ materiału ziemnego na szlaku długości 380 km. Zbudowano 292 budowli drogowych (tuneli, mostów, wiaduktów, przejść górnych i dolnych, kładek, zielonych mostów). Jak obliczono, 18,6% drogi wiedzie przez różnego rodzaju budowle drogowe, co w porównaniu z innymi autostradami stanowi duży odsetek [2].



Rys. 1. Ramy europejskie – Strategiczna pozycja Republiki Chorwackiej związana z ruchem drogowym. Objaśnienia w tekście. (Źródło: Raport dotyczący Stanu Środowiska w Republice Chorwackiej w roku 2003)

W związku z tym, nieodzownym elementem w procesie oceny odpowiednich układów dróg w określonej przestrzeni jest „czynnik ochronny” [3], który działa jako przeciwwaga ewentualnych negatywnych skutków autostrady w terenie. Bardzo trudno jest wprowadzić optymalny układ współczesnych szlaków drogowych w terenie, szczególnie autostrad, bez negatywnego wpływu na środowisko. Głównymi przyczynami tego stanu rzeczy są wymagania techniczne i budowlane ruchu drogowego (szerokie drogi i pas rozdzielający, urządzenia do obsługi dróg, itd.). Współczesne drogi zajmują coraz większe obszary, wpływają przez to na zmiany użytkowania terenu, niszczą siedliska przyrodnicze i wywołują ich fragmentację oraz wywołują zanieczyszczenia ekosystemów lądowych i wodnych.

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie ram historycznych wprowadzenia problemów ochrony środowiska do planowania i budowy szlaków drogowych w Chorwacji, sposobu, w jaki zagadnienia te formalnie funkcjonują oraz mechanizmów, które mają stać się rzeczywistością, a nie pozostać tylko w sferze teorii.

2. Różnorodność biologiczna w Chorwacji

Specyficzne położenie na przecięciu kilku regionów biogeograficznych, charakterystyczne warunki ekologiczne, klimatyczne i geomorfologiczne czynią Chorwację jednym z najbogatszych krajów w Europie z punktu widzenia różnorodności biologicznej. Ogromna różnorodność siedlisk lądowych i podziemnych zaowocowała mnogością gatunków i podgatunków, a także dużą liczbą gatunków endemicznych.

W Chorwacji znanych jest 37 000 gatunków, ale zakładamy, że ich prawdziwa liczba jest o wiele większa i sięga od 50 000 do nawet 100 000 gatunków. To ogromna liczba, jak na kraj o tak małej powierzchni. Jednym z powodów występowania gatunków endemicznych w Chorwacji (zwłaszcza reliktywów trzeciorzędowych) jest fakt, iż na terenach tych nie było zlodowaceń [4].

W Chorwacji można znaleźć stosunkowo dużo gatunków zagrożonych w skali Europy. Występują one na dużych terenach objętych ochroną, w charakterystycznych dla nich siedliskach. Duże połacie lasów bukowych i jodłowych są siedliskami trzech gatunków dzikich zwierząt: niedźwiedzia, wilka i rysia. Tereny podmokłe i lasy łęgowe są ważnymi obszarami dla europejskich ptaków brodzących i innych ptaków żyjących w pobliżu mokradeł w okresie łęgowym, w zimie i w okresie migracji. Znaczną różnorodność biologiczną, w tym dużą liczbę gatunków endemicznych kryją morza, wyspy i skały. Czyni to wybrzeże chorwackie ciekawym na skalę międzynarodową. Niszczenie i utrata siedlisk, a także przekształcanie naturalnych siedlisk w place budowy lub tereny rolne, stanowią największe zagrożenie dla dzikiej przyrody w tym kraju. Budowie dróg towarzyszy też fragmentacja siedlisk [5-7].

Ustawa o ochronie przyrody [8] określa 9 kategorii terenów objętych ochroną w Chorwacji. Obecnie jest 444 obszarów chronionych zajmujących 5124, 80 km², co stanowi 9,05% terytorium kraju (powierzchnia całkowita kraju wynosi 87609 km² w tym 56 542 km² lądu i 31 067 km² morza). Największą część obszarów chronionych stanowią parki przyrody i parki narodowe. Aktualnie w Chorwacji znajdują się: 2 rezerваты, 8 parków narodowych i 10 parków przyrody, natomiast wkrótce archipelag Lastovo stanie się jedenastym parkiem przyrody. Kilka innych obszarów czeka na ogłoszenie ich obszarami chronionymi.

Trzy z ośmiu parków narodowych (Brijuni, Kornati, Mljet) to wyspy. Ich główną cechą jest bogata fauna i flora morska. Parki narodowe Sjeverni Velebit, Risnjak i Paklenica są położone na obszarach górskich. Do charakterystycznych cech wyżej wymienionych parków narodowych zalicza się skały wapienne, żleby, łąki wysokogórskie i duże połacie lasów. Różnorodność siedlisk i izolacja geograficzna sprzyjały rozwojowi specyficznej roślinności i licznych gatunków endemicznych. Jeziora Plitvice – najstarszy chorwacki park narodowy oraz park Krka szczytą się unikalną morfologią i hydrologią krasową, wapiennymi trawertynowymi barierami i kaskadami. Sześć z dziesięciu parków przyrody jest położonych na obszarach górskich – Medvednica, Žumberak – Samoborsko gorje, Učka, Biokovo, Velebit i Papuk. Parki przyrody Kopački rit i Lonsko polje są dużymi obszarami zalewowymi doliny Pannonia, wyróżniają się bogactwem ptaków, chronionych w licznych rezerwach. Rzeki opływające i zalewające te tereny decydują o różnorodności siedlisk i dzikiej przyrody, szczególnie dzikiego ptactwa. Park przyrody Jezioro Vransko zlokalizowany jest na wybrzeżu, w pobliżu Zadar. Jest to największe naturalne jezioro w Chorwacji, a jednocześnie bardzo ważny teren łęgowy i zimowisko dla ptaków.

Dzięki różnorodności biologicznej i krajobrazowej, niektóre obszary chronione w Chorwacji uzyskały międzynarodowy status ochronny. Jeziora Plitvice są ujęte na liście obszarów światowego

dziedzictwa UNESCO. Velebit – park przyrody razem z parkami narodowymi Paklenica i Północny Velebit – stanowią rezerваты biosfery UNESCO. Parki przyrody Kopački rit, Lonjsko polje, Delta rzeki Neretva oraz specjalny rezerwat ptactwa Crna Mlaka są umieszczone na liście obszarów podmokłych o światowym znaczeniu, chronionych zgodnie z Konwencją Ramsar.

Specyficznym typem siedliska dla Chorwacji są podziemne siedliska krasowe. Obszary krasowe zajmują 54% terytorium kraju. Tak unikatowego ukształtowania terenu nie znajdzie się w żadnym innym rejonie Europy. Obszar ten rozciąga się przez całe wybrzeże Adriatyku i w kontynentalnej części kraju. Rozmiary tego zjawiska powodują, że kras w Chorwacji uznaje się *locus typicus* wyjątkowej struktury geologicznej i hydrogeologicznej. Uzewnętrznia się ona nie tylko w morfologii powierzchni ziemi, ale również w układzie szczelin podziemnych ze stałymi i sezonowymi ciekami wodnymi. Wielka różnorodność fauny podziemnej z dużą liczbą gatunków endemicznych bardzo mocno zależy od rzeźby krasowej.

Kras jest siedliskiem bardzo wrażliwym na wpływy środowiskowe. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Planowania Przestrzennego i Budownictwa [MEPPPC] i Bank Światowy podjęły Projekt Ochrony Ekosystemów Krasowych [KEC – Karst Ecosystems Conservation Project]. Jest on wdrażany na podstawie krajowej strategii oraz planu działań w zakresie ochrony środowiska [NSAP – National strategy and biology diversity protection action plan] [9]. Strategicznym celem NSAP jest zachowanie istniejących wartości różnorodności biologicznej i krajobrazowej na obszarach krasowych o światowych walorach w taki sposób, aby chronić ekosystemy krasowe i podziemne. Powinien on również zapewniać harmonijne zarządzanie wszystkimi dobrami naturalnymi na tym obszarze. Szacuje się, że projekt będzie trwał od 2002 do 2007.

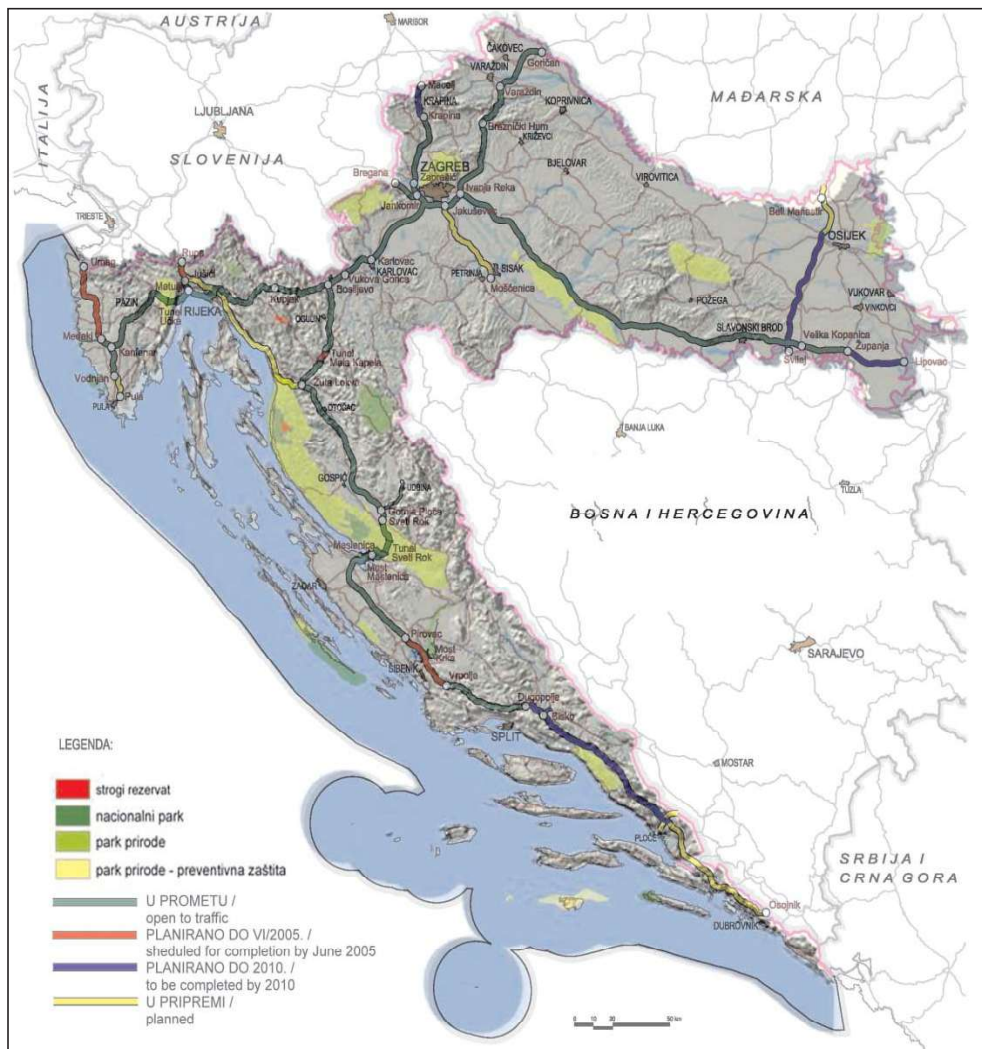
Poza siedliskami krasowymi, jest w Chorwacji wiele innych zagrożonych siedlisk. Granice ochrony określa się na podstawie sieci ekologicznej, utworzonej przez nałożenie map rozmieszczenia gatunków, obszarów chronionych i map siedlisk. Najwięcej zagrożonych powierzchni znajduje się na terenach o największym zagęszczeniu priorytetowych gatunków i typów siedlisk. Typy siedlisk występujących w Chorwacji są opisane w CORINE – [COoRdination of INformation on the Environment – Koordynacja informacji o środowisku] (2002-2005). Podobnie jak inne kraje, Chorwacja opracowała własną, krajową klasyfikację siedlisk [NHC – National Habitat Classification], umożliwiającą pełniejsze przedstawienie różnorodności na swoim terytorium oraz szczególnych cech świata morskiego, obszarów podziemnych i krasowych. Opracowano też specjalny klucz, na podstawie którego możliwe jest przełożenie tego typu klasyfikacji siedlisk w inne. Jest on wykorzystywany do konwersji krajowej klasyfikacji na jakikolwiek inny standard europejski [10-11]. Na poziomie krajowym bazę siedlisk wykorzystuje i obsługuje Chorwacka Agencja Ochrony Środowiska [Croatian Environment Agency – AZO].

W roku 2005, Krajowy Instytut Ochrony Środowiska zrealizował projekt pt. „Krajowa Sieć Ekologiczna” LIFE CRO NEN. Projekt ten był współfinansowany przez Fundusz LIFE III Komisji Europejskiej. Opracowana propozycja jest podstawą specjalnej Ustawy o Krajowej Sieci Ekologicznej, która musi zostać jeszcze uchwalona przez rząd. Utworzenie tej sieci jest pierwszym krokiem w przygotowywaniu propozycji sieci NATURA 2000, która stanowi zobowiązanie Chorwacji w procesie akcesji do Unii Europejskiej.

LIFE III CRO NEN przeanalizował rozmieszczenie i reprezentatywną ilość każdego typu siedliska i gatunku w sieci NATURA 2000. Obecnie istnieje 269 takich gatunków i 65 typów siedlisk. Chorwacja jest obszarem, na którym znajdują się takie priorytetowe gatunki jak wilk, niedźwiedź brunatny, mniszka śródziemnomorska, żółw morski, dwa gatunki jesiota i odmieniec jaskiniowy. Najbardziej charakterystyczne dla tego obszaru są ptaki. Załącznik 1 do Dyrektywy Rady Ptactwa w Chorwacji wymienia ich około 130 gatunków. Najbardziej zagrożonymi typami siedlisk w Chorwacji są: łąki z *Posidonia oceanica*, wydmy pannońskie, okresowe śródziemnomorskie oczka wodne, studnie wapienne, bagna z *Caricion davallianae*, olchowe lasy zalewowe, itd.

Krajowy Instytut Ochrony Przyrody nadal gromadzi i przetwarza dane konieczne do realizacji sieci NATURA 2000 w Chorwacji. Europejska Agencja Ochrony Środowiska oraz Komisja Europejska

stworzyły sieć EMERALD, która, wraz z projektem PHARE, została włączona we wspomniane wyżej działania. W roku 1997, jeszcze przed ratyfikacją Europejskiej Konwencji Krajowej, Republika Chorwacka stworzyła Krajową Strategię Krajobrazową [12]. Podstawowym zamysłem tej Strategii jest modelowa organizacja zasobów krajobrazowych [13]. Wyróżniono 16 podstawowych jednostek krajobrazowych, sklasyfikowanych na podstawie cech naturalnych i w oparciu o cechy wynikające z oddziaływania antropogenicznego.



Rys. 2. Mapa obszarów chronionych w Chorwacji oraz ich interakcja z istniejącą i planowaną siecią dróg

Zasoby naturalne (różnorodność przyrody i stosunkowo wysoki stopień ochrony rozległych nizin Pannonii, wąskiego obszaru wysokich Dinaridów i imponujące, wcięte wybrzeże adriatyckie) są, co jest logiczne, imperatywem procesu rozwojowego i bez względu na środki należy je zachować jako wartość o najwyższym znaczeniu na poziomie europejskim [1]. Tym samym planowanie tras autostrad i ich budowa stanowiło wielkie wyzwanie dla specjalistów i naukowców. Przykładem dostosowania budowy autostrady i ochrony terenów naturalnych jest „współistnienie” odcinka autostrady Zagrzeb-Split (A1) z obszarami prawem chronionymi (rys. 2). Szlak w formie całego systemu wiaduktów przebiega nad chronionym obszarem wodnym i doliną Gacka [14]. Tunel Mała Kapela umożliwia zachowanie cennych gatunków fauny i flory. Tunel Sveti Rok przecina Velebit (park narodowy i rezerwat biosfery UNESCO). Na samym końcu odcinka, most Krka spina kanion w pobliżu granicy Parku narodowego Krka. Szlak przeważnie omija obszary chronione. Jednak istnieją jeszcze siedliska, gatunki zwierząt i roślin, cenne krajobrazy i lasy, których ochronę należy w większym stopniu zintegrować.

3. Wyniki i dyskusja

W niniejszym artykule podjęto problem ochrony środowiska w procesie planowania, tworzenia projektu i budowy infrastruktury autostrady. Obecnie wiele dyscyplin wiedzy i praktyki zaangażowanych jest w tym procesie. Ponadto, rozstrzygnięto już ogólne kwestie prawne [15-32]. Jednak formalnie bardzo ważne jest, aby zdefiniować drogi w kontekście planowania i z punktu widzenia ochrony środowiska. Ponieważ planowanie przestrzenne jest początkową fazą podejmowania decyzji o lokalizacji pewnych przedsięwzięć w przestrzeni, „*należy zdecydować o optymalnej kolejności dla ich optymalnego wykorzystania*”, gdyż „*...proces budowy drogi nie zaczyna się od analizy kosztów, wydatków na budowę i projektu technicznego, ale od planowania; pierwszym krokiem nie jest aspekt techniczny lub inżynierski, ale kultura i planowanie*” [33].

Biorąc pod uwagę teoretyczne i prawne (praktyczne) ramy wdrażania ochrony środowiska w Chorwacji widać, że znajduje się ona w gronie krajów postępujących zgodnie z trendami światowymi. Działania w zakresie planowania przestrzennego i ochrony obszarowej zapoczątkowano tam w latach sześćdziesiątych. Ochrona środowiska nabierała coraz większego znaczenia w latach siedemdziesiątych. Wzrosła świadomość o ograniczonych zasobach naturalnych i potrzebie ochrony równowagi ekologicznej (przynajmniej w teorii). Problemy zanieczyszczenia środowiska (szczególnie wody, powietrza i ziemi) zmieniają podejście koncepcyjne i polityczne, środki działania, odpowiedzialność społeczną i indywidualną [34]. Przestrzeń widziana jest obecnie jako zespół zależnych od siebie procesów. Stopniowo wyłoniła się idea zrównoważonego rozwoju.

3.1. Rola OOS w planowaniu trasy, tworzeniu projektu i budowie autostrady w Chorwacji

Zgodnie z obowiązującym od 1980 roku w Chorwacji „Prawem o planowaniu i projektowaniu przestrzennym”, przed wydaniem zezwoleń lokalizacyjnych i budowlanych, należy wdrożyć procedurę OOS. Szczegóły tego postępowania zostały zdefiniowane w „Przepisach o opracowaniu Studium Oddziaływania na Środowisko (SOŚ)” [17]. Biorąc pod uwagę fakt, że Wspólnota Europejska dopiero w roku 1985 wydała „Dyrektywę” z wytycznymi do wdrażania ocen oddziaływania na środowisko w krajach członkowskich można wywnioskować, że Chorwacja była jednym z pierwszych państw, które wprowadziły OOS do swojego prawodawstwa. Nie można przy tym powiedzieć, że wcześniej w tym kraju nie było ochrony środowiska, jednak pierwszeństwo miały warunki techniczne i ruch drogowy, dopiero w drugiej kolejności brano pod uwagę ochronę środowiska, jednak głównie środowiska wodnego [35].

Szczęśliwie się złożyło, że do roku 1980, a więc przed uchwaleniem w Chorwacji OOS, istniała w tym kraju niewielka liczba autostrad. W czasie, gdy wydawano stosowne przepisy, rozpoczęły się przygotowania do budowy tego rodzaju dróg. Podczas wdrażania OOS, pojawiły się nowe propozycje i wnioski, formułowane przez komisję zarządzającą OOS. Były one ukierunkowane na jak najlepsze wkomponowanie dróg w środowisko przyrodnicze. Na przykład, pojawiły się dodatkowe żądania lepszej ochrony trasy Zagrzeb-Rijeka. W efekcie, dla ochrony niedźwiedzia brunatnego (*Ursus arctos* L.) w miejsce wąskiego przejścia ‘Dedin’ o długości 330 m, zbudowano zielony most, o szerokości 100 metrów [36]. W celu ochrony naturalnego siedliska już zagrożonego wilka (*Canis lupus* L.), w terenie na którym planowano wąskie i długie przejście ‘Gložac’ o wysokości 30 metrów, budowany jest tunel długości 1080 metrów [37]. Przygotowano warunki ochrony kanionu ‘Kamačnik’ [37]. Pierwotnie zaplanowano tam budowę wiaduktów na wysokich kolumnach, jednak fundamenty zniszczyłyby naturalną konfigurację terenu i roślinność, dlatego zdecydowano się zastosować o wiele lepsze rozwiązanie – most drogowy, który może spowodować mniejsze szkody w krajobrazie.

Dodatkowe warunki natury technicznej, pojawiające się w trakcie procesu OOS, mogą zostać włączone w projekt i w dokumentację. Jednakże, jak dotąd żądania dotyczyły głównie zmian w przebiegu dróg i dostosowania ich do konkretnych cech i wartości obszaru lub do już istniejące-

go wyposażenia terenu. Takie zmiany nie są jednak łatwe do przeprowadzenia. Problem relacji trasy do innych elementów wyposażenia jest rozwiązywany na etapie podejmowania decyzji o lokalizacji drogi na planie przestrzennym. Niekiedy jednak OOS proponuje lepsze rozwiązania lokalizacyjne niż te zawarte w planach przestrzennych. W takich przypadkach plany te zmienia się na korzyść OOS.

W momencie, gdy trasa zostanie ustalona i wyrysowana na planie przestrzennym, zgodnie z prawem należy przeprowadzić ocenę struktur drogowych (Krajowy i regionalny plan zagospodarowania przestrzennego, Generalny plan zagospodarowania urbanistycznego). W ciągu lat wdrażania OOS w ruchu drogowym, stało się jasne, że wyniki przerosły cele wyznaczone prawodawstwem. Główną rolą OOS było znalezienie rozwiązań zapobiegawczych i sposobów ochrony środowiska poprzedzających budowę danej drogi. Jednak spontanicznie, w ramach tych ocen zaczęto poszukiwać także dogodniejszych przebiegów trasy, co oznacza, że OOS wkroczyła w zakres planowania przestrzennego [38]. Przykładowo, na autostradzie Zagrzeb-Maribor istniały w planie przestrzennym trzy rozwiązania dla trasy Krapina-Macelj. Według OOS, żadna z trzech proponowanych tras nie była do zaakceptowania. Dalsze badania wskazały nową trasę i wprowadziły zmianę w planie przestrzennym [39]. Także na autostradzie Zagrzeb-Varaždin-Goričan nastąpiły cztery zmiany lokalizacyjne w porównaniu z planem przestrzennym. Trzeba dodać, że był to okres, gdy OOS dla autostrad dopiero się rozpoczynały, nie miały więc wtedy mocy wprowadzenia zmian w planie przestrzennym. Okazją do ich wprowadzenia stała się dopiero nowa generacja planowania przestrzennego, która rozpoczęła się mniej więcej w tym samym czasie, w którym nastąpił rozwój projektów budowy autostrad. W tym kontekście, OOS stała się narzędziem planistycznym. Od roku 2004 oceniane mogą być tylko oddziaływania zdefiniowane w planowaniu przestrzennym (nie uwzględniając przy tym rozwiązań alternatywnych).

Obecnie, proces oceny oddziaływania na środowisko (OOS) nie ma wpływu na ewentualne decyzje strategiczne dotyczące optymalnego przebiegu trasy. Wszystkie wyżej wspomniane problemy prowadzą do stwierdzenia, że OOS jest włączana zbyt późno w procedurę prawną planowania przestrzennego. Aby uniknąć szkodliwych skutków, OOS powinna definitywnie następować przed ostateczną lokalizacją trasy w planie przestrzennym. Może to być w tym samym czasie lub przed procesem planowania budowy, ale musi ona być częścią strategicznej oceny wpływu na środowisko. Jak dotąd OOS okazała się skutecznym narzędziem zapobiegawczej ochrony środowiska. Jej wyniki zawsze były pozytywne, bez względu na braki w przepisach prawa. Rozwój OOS powinien być kontynuowany, należy znajdować nowe formy organizacyjne oraz sposoby współpracy i zastosowania tego narzędzia w ramach prawa, szczególnie w stosunku do planowania przestrzennego. Będzie to sprzyjać lepszemu ochronie środowiska.

Przyczyni się do tego projekt CARDS 2003 'Environmental Impact Assessment (EIA) – Guidelines and training project' [Ocena wpływu na środowisko (OOS) – Wytyczne i projekt szkolenia], którego zadaniem jest wspieranie rządu Chorwacji w staraniach o przystąpienie do UE. Ważnym elementem tych starań jest przedkładanie planów zgodnych z zasadami zrównoważonego rozwoju środowiskowego, uznawanych za standardy w UE [40]. Celem projektu CARDS 2003 jest również udoskonalenie procesu selekcji, ustalania zakresu i kontrolowania wcześniejszych OOS, doskonalenie narzędzi służących do oceny (np. analiza koszt-korzyść, itd.) oraz przejrzystość procesu OOS dla wszystkich zainteresowanych stron. Pozytywne doświadczenia międzynarodowe pokazują, że OOS należy wdrożyć na najwcześniejszym etapie przygotowawczym, gdy tworzona jest Strategia Planowania Przestrzennego oraz Program. W tej fazie możliwe jest rozważenie złożonej problematyki gospodarczej, energetycznej, infrastrukturalnej, przestrzennej i innej w kontekście ochrony środowiska.

Jest nadzieja, że strategiczna ocena wpływu na środowisko pomoże rozwiązać wyżej określone problemy. CARDS 2003 „Strategiczna Ocena Środowiska (SOOS)” /2006-2007/ przyczyni się do tego poprzez wprowadzenie Dyrektywy 2001/42/EC do prawa krajowego, adoptowanie pełnej metodologii i stworzenie możliwości administracyjnych do wdrożenia SOOS w Chorwacji.

3.2. Przygotowanie projektu i mechanizmy wdrażania ochrony środowiska do budowy infrastruktury transportowej w Chorwacji

Sekwencję faz przygotowywania dokumentacji planistycznej, a także udział problematyki ochrony środowiska na poszczególnych etapach przedstawia rys. 3.

Pojawienie się zagadnień z zakresu ochrony środowiska zależy przede wszystkim od przygotowania dokumentacji projektu po zdefiniowaniu przebiegu trasy na etapie planowania przestrzennego. Studium SOŚ jest opracowywane w tym samym czasie, co projekt koncepcyjny. Proces oceny jest przeprowadzany w oparciu o rozwiązania koncepcyjne, które przedstawiane są zazwyczaj w skali 1:5000. Po sporządzeniu studium i przyjęciu przebiegu trasy, dołączane są do projektu koncepcyjnego, głównego i konstrukcyjnego budowy autostrady, następujące projekty z zakresu ochrony środowiska: projekt planowania krajobrazu, projekt ochrony przed hałasem, projekt hydrotechniczny, projekt naprawy przepustów i grobli, projekt biotechniczny naprawy zbocza przy autostradzie, projekt budowy zielonego mostu.

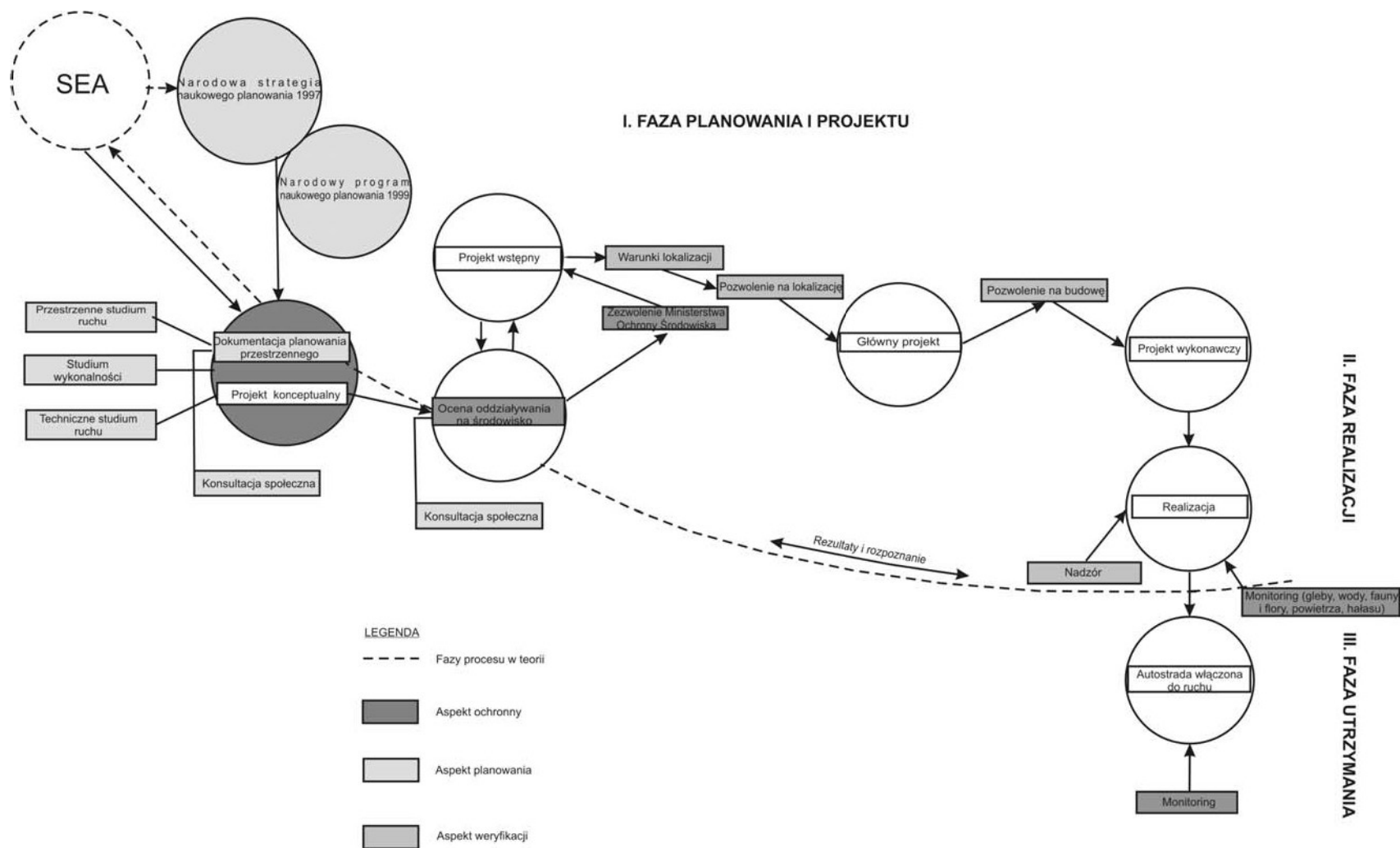
Projekty planowania krajobrazu dla tras autostradowych są bardzo ważne [41-45], nawet jeśli szersze krajobrazy drogowe nie mogą być odpowiednio chronione ze względu na ograniczoną szerokość wykupionej strefy. Projekty te włączają następujące kategorie ochrony: zagospodarowanie zieleni korony przepustów i wejść do tunelów, urządzenie zboczy nasypów i zapobieganie erozji, odnowienie skrajów lasu, planowanie krajobrazowe zielonych mostów i przejść dla zwierząt, wizualne dostosowanie ekranów akustycznych, zagospodarowanie kopalin, naprawa zniszczonych terenów manewrowych, a szczególnie urządzeń usługowych (platform do odpoczynku), zgodnie z przyrodniczymi i kulturowymi cechami obszaru.

W Chorwacji, faza monitoringu (ostatnia faza procesu – włączając fazę budowy i eksploatacji) znajduje się nadal w powijakach. Uważamy, że wyniki i koncepcje okresowego monitoringu ziemi, wody, powietrza, flory i fauny powinny służyć fazie planowania, studiów przestrzenno-technicznych, ocenom OOS dla nowych odcinków autostrady oraz wyznaczaniu standardów projektowej fazy planowania.

Zagadnienie adekwatności i wystarczalności działań ochronnych w planowaniu i budowie infrastruktury drogowej oraz w planowaniu ogólnym staje się ostatnio w Chorwacji bardzo popularne. Powodów jest wiele i są one złożone. Dynamika budowy dróg w ciągu ostatnich kilku lat jest pozytywna z punktu widzenia rozwoju infrastruktury, jednak ograniczyła ona pewne badania i wdrożenia na rzecz ochrony środowiska. Na przykład, zgodnie z terminarzem, szacowany czas przygotowywania dokumentacji projektowej z wszystkimi pozwoleniami w przypadku trasy tunełu Josipdol-Mala Kapela (najdłuższy tunel w Chorwacji, 5 730 metrów) na Dalmatinie (autostrada Zagrzeb-Split) wyniósł 14 miesięcy (czerwiec 1999-wrzesień 2000). Dla samego Studium (SOŚ) łącznie z projektami badawczymi przewidziano dwa miesiące. Ta wymagająca trasa została otwarta dla ruchu w roku 2005.

Z ekologicznego punktu widzenia, kopanie tunelu w masywie góry Kapela uchroniło cenne zespoły leśne, siedliska wielu gatunków (niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L., wilk *Canis lupus* L., wiele ptactwa), wartości hydrologiczne – strumienie, doskonałej jakości wodę pitną. Faktem jest, że wiele obiektów budowano odcinkami, z powodu różnorodności rzeźby terenu. Obiekty te, z pewnością ochroniły obszary, przez które przebiega trasa. Należy jednak stwierdzić, że badania pewnych planowanych tras są nadal niewystarczające. Wynika to przede wszystkim z gwałtownego tempa budowy oraz faktu, że autostrady są ważną infrastrukturą. Trzeba brać jednak pod uwagę, że występują specjalne kategorie, które nie są odpowiednio zintegrowane z planem i systemem tworzenia projektu, takie jak: cenny krajobraz, siedliska, określone gatunki flory i fauny. Mimo, iż ocena jakości elementów krajobrazu została wprowadzona w praktykę tworzenia projektu ruchu drogowego w drugiej połowie 20. wieku, to jednak w fazie jego przygotowania elementy krajobrazu są sprowadzone do przestrzennego minimum, zdefiniowanego obszarem wyłączenia (około 2,5 metra od krańcowej linii budowy). Chociaż jest to oczywiste, nie możemy nie wspomnieć

Rys. 3. Schemat planowania, tworzenia projektu i ochrony środowiska realizowany przy budowie infrastruktury transportowej w Chorwacji



Rycina przedstawia schemat:
 1. Fazy planowania
 2. Fazy realizacji
 3. Fazy utrzymania autostrady

Związki pomiędzy oraz w obrębie poszczególnych faz kładą nacisk na aspekt ochrony przestrzennej. Wyjaśniamy procedurę Oceny Oddziaływania na Środowisko (EIA) ze względu na jej multidyscyplinarne podejście oraz "tradycję" jej wdrażania w Chorwacji. Jest to podstawowa procedura służąca określaniu warunków ochrony różnych przestrzenno-środowiskowych składowych w fazie planowania, projektowania, realizacji oraz utrzymania autostrady.

o ochronie i planowaniu krajobrazu przy autostradzie w procesie tworzenia projektu. Niestety nawet na poziomie planowania nie jest jasne, że krajobraz (będący sumą naturalnych cech przestrzennych oraz dziełem rąk ludzkich, które na przestrzeni czasu mają jakąś wartość) jest walorem, który należy chronić. Co ważniejsze, budowa nowej drogi jest wyzwaniem dla ochrony istniejących wartości krajobrazowych i ich ewentualnego wzbogacenia.

4. Wnioski

Podsumowując, problem ochrony środowiska należy odpowiednio zintegrować z systemem planowania, przygotowania projektu i budowy dróg. Na poszczególnych etapach realizacji tego typu przedsięwzięć należy zwrócić uwagę na następujące problemy i unikać błędów:

1. Poziom planowania przestrzennego

- niedostateczna liczba specjalistów ds. ochrony środowiska
- podstawy badań, decydujących o wyznaczaniu przebiegu dróg mają w większości charakter techniczny i są skupione na ruchu drogowym
- stosunkowo powolne tworzenie planów i niewielka możliwość ich modyfikacji
- niedostateczne zdefiniowanie określonych odcinków wymagających ochrony.

2. Prawodawstwo

2.1. Przepisy prawa

- przepisy prawa dotyczące budowy, w szczególności budowy dróg, rzadko uwzględniają problemy ochrony środowiska
- cały szereg przepisów o ochronie środowiska nie jest wystarczająco skoordynowany i nie znajduje praktycznego zastosowania
- podpisane konwencje i przepisy prawa nie są skoordynowane z prawodawstwem chorwackim – procedura ta znajduje się w toku.

2.2. Studia oddziaływania na środowisko

- Studia są opracowywane na podstawie danego już rozwiązania, tzn. nie ma możliwości wpływu na rozwiązanie
- niedostosowanie skali projektów (skala projektu budowlanego kontra skala wymagana ze względu na ochronę środowiska) oraz problemy ze zdefiniowaniem oddziaływania
- niedostateczne zbadanie pewnych obszarów, problem danych i ich dostępności
- cząstkowość oceny oddziaływania – Studium (SOŚ) jest tylko ramą prawną
- wyniki Studium nie są wykorzystywane w dalszych fazach planowania i tworzenia projektu – nie są więc testowane.

3. Poziom wdrażania projektu

- nieprzejrzyste wdrażanie środków ochrony – nieznane wyniki badań (powodem może być po części krótki czas na ich wdrożenie)
- różne ścieżki wdrożenia ochrony – środki ochrony zdefiniowane w dokumentacji i Studium niemożliwe do przeprowadzenia (problem z własnością prywatną)
- zmiany w systemie społecznym – złożone relacje, „własność grupowa”, „zysk grupowy” już nie istnieją, walka rynkowa w planowaniu przestrzennym i opracowywaniu SOŚ.

Konkludując: w związku z rozbudową infrastruktury drogowej muszą być brane pod uwagę znane już cenne stanowiska przyrodnicze, siedliska, obszary krasowe, oraz kategorie, które dopiero mają być kartowane. Powoduje to konieczność oceny interdyscyplinarnej, wykorzystującej nakładające się często informacje.

Literatura

- [1] Ministry of Environmental Planning, Construction and Housing, Department of Physical Planning (1997). National Physical Planning Strategy. Zagreb.
- [2] Croatian Motorways (2005). Zagreb – Split Motorway, 1970-2005. Zagreb.
- [3] Čavrak V. (2004). Macroeconomic implications of traffic infrastructure construction in Croatia, 'Miscellany of Graduate School of Economics, Zagreb', 2 (1):1-14. Zagreb.
- [4] State Institute for Nature Protection (2004). The Red List of Threatened Plants and Animals of Croatia, 2004. Zagreb.
- [5] Ministry of Transportation and Highways, British Columbia (1997). A Guide to Applying the Highway Environmental Assessment Process.
- [6] COST 341 (2003). Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure, Wildlife and traffic; a European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions, KNNV Publishers.
- [7] Haskell D.G. (2000). Effects of Forest Roads on Macro invertebrate Soil Fauna of Southern Appalachian Mountains. Conservation Biology, Volume 14, No. 1.
- [8] Nature Protection Act (NN 70/05).
- [9] National Strategy and Action Plan for Biological and Landscape Diversity Protection (NN 81/99).
- [10] Law on Ratification of Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (The Bern Convention) (NN 06/00).
- [11] Law on Ratification the UN Convention on Biological Diversity (NN-IC 1/6/96).
- [12] Law on Ratification of the European Landscape Convention NN-IC no. 12,16/10/2002; Announcement of ratifying the European Landscape Convention, NN-IC no. 11,10/12/2004.
- [13] Content and Methodology Basis of Croatian Landscape (1999). Ministry of environmental planning, construction and living – Department for Physical Planning and University of Zagreb Faculty of Agriculture – Department for Decorative plants and Landscape Architecture.
- [14] Physical Plan of Ličko Senjska county (2001).
- [15] Landscape Protection Act (NN 82/94, 128/99).
- [16] Regulation on Endangered and Rare Habitats Protection (NN 7/2006).
- [17] Regulation on Environmental Impact Study draft (NN/31/84).
- [18] Regulation on Environmental Impact Assessment (NN 59/00, NN 136/04).
- [19] National Strategy and Action Plan for Biological and Landscape Diversity Protection (NN 81/99).
- [20] Forest Act (NN 54/83, 41/90, 76/93, 13/02).
- [21] Regulation on Forest Planning (NN 11/97, NN 121/97, 132/97 and 52/01).
- [22] Regulation on land classification (NN 47/82).
- [23] Agriculture Parcel Act (NN 66/01 and NN 87/02).
- [24] Water Act (NN 107/95).
- [25] Regulation on Source Sanitary Protection Zone Determination (NN 55/02).
- [26] Cultural Property Preservation Act (NN 69/99).
- [27] Noise Protection Act (NN 20/03).
- [28] Air Protection Act (NN 178/04).
- [29] The Air Quality Limit Values Regulation (NN 101/96, NN 2/97).
- [30] Physical Planning Act (NN 30/94, 68/98, 35/99, 61/00, 32/02).
- [31] Construction Act (NN 52/99, 75/99, 117/01 and 47/03).
- [32] Public Roads Act (NN 100/96, 76/98).
- [33] Marinović-Uzelac A. (2001). Physical Planning, Dom i Svijet, Biblioteka Posebna izdanja. Zagreb.
- [34] Blažević-Perušić J. (2001). Role of Inspection Service in Area Protection, 'Gospodarstvo i okoliš', 238-243. Zagreb.
- [35] Odak F. (1995). Environmental Impact Assessment Role due to route design, project making and road construction, National Road Congress, Miscellany, pg, 329-333. Opatija.
- [36] IPZ Zagreb (1991). EIS for Rijeka-Karlovac, Vrata-Kupjak sector.
- [37] IGH Zagreb (1992). EIS for Rijeka-Karlovac motorway, Kupjak-Bosiljevo sector.
- [38] UIH Zagreb (1992). EIS for Zagreb-Šentilj motorway, Krapina-Macelj sector.
- [39] IPZ Zagreb (1992). EIS for Rijeka-Varaždin-Goričan motorway, Komin-Goričan sector.

- [40] Council Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.
- [41] Sipes J. (2001). New respect for the land drives highway design with landscape architects on the team, A new way is found for US 93. Jones & Jones.
- [42] Croatian Motorways Ltd.; Zagreb University Faculty of Agriculture, Department for Landscape Architecture (2004). Motorway Landscape Planning Manual (Planning, Project Making and Construction). Zagreb.
- [43] Croatian Motorways Ltd.; Zagreb University Faculty of Agriculture, Department for Landscape Architecture (2002). Noise Protection Barriers and Landscape, visual study. Zagreb.
- [44] Institute of Urbanism, SR Croata, Society for Road Importance Research, Landscape Planning Committee (1971): Guidelines for Biology on Roads, translation. Zagreb.
- [45] Ministry of Physical Planning, Construction and Housing, Department for Physical Planning (1999): Landscape, Content and Methodology Basis of Croatian Landscape. Zagreb.

Wpływ infrastruktury transportowej na siedliska i roślinność: metodyczne podstawy analizy i próba oceny

Bogdan Jackowiak¹, Halina Ratyńska², Wojciech Szwed³ & Maria Wojterska⁴

¹Zakład Taksonomii Roślin, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 61-614 Poznań, ul Umultowska 89; bogjack@amu.edu.pl; ²Instytut Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, 85-072 Bydgoszcz, al. Ossolińskich 12; halrat@wp.pl; ³Katedra Botaniki Leśnej, Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego, 60-625 Poznań, ul. Wojska Polskiego 71d; wszwed@au.poznan.pl; ⁴Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 61-614 Poznań, ul Umultowska 89; mwzerios@amu.edu.pl

Streszczenie. W dotychczasowej praktyce ocen oddziaływania na środowisko (OOS) szata roślinna i siedliska przyrodnicze traktowane były drugoplanowo. Nie było to zgodne z założeniami metodologicznymi OOS, z których wynika, że ocena taka powinna mieć charakter całościowy, holistyczny. Na podstawie wieloletnich doświadczeń związanych z projektem budowy autostrady A2 w zachodniej części Polski, przedstawiona została w niniejszym artykule propozycja metodyczna, obejmująca najważniejsze etapy oceny tego typu przedsięwzięcia na szatę roślinną i siedliska przyrodnicze. Identyfikacja, waloryzacja i ocena kolizyjności planowanej autostrady uwzględnia następujące poziomy organizacji środowiska przyrodniczego: populacyjny, fitocenotyczny i krajobrazowy. U podstaw identyfikacji zbiorowisk roślinnych znajdują się założenia metodyczne szkoły fytosocjologicznej Braun-Blanqueta. W procesie waloryzacji uwzględnia się charakterystyki gatunków i zespołów roślinnych, obejmujące między innymi ich unikatowość oraz stopień zagrożenia w różnych skalach przestrzennych. W ocenie kolizyjności przedsięwzięcia bierze się pod uwagę z jednej strony walory szaty roślinnej i siedlisk przyrodniczych oraz ich wrażliwość na antropopresję, z drugiej zaś przebieg autostrady oraz jej cechy konstrukcyjne. W pracy zaproponowano także kilka sposobów łagodzenia skutków oddziaływania inwestycji na środowisko przyrodnicze, w tym środki minimalizujące i kompensujące straty wynikające z realizacji przedsięwzięcia.

Słowa kluczowe: autostrady, metodyka ocen oddziaływania na środowisko, szata roślinna, minimalizacja, kompensacja, siedliska przyrodnicze, Natura 2000

1. Wstęp

Środowisko przyrodnicze funkcjonuje jako zintegrowany, dynamiczny układ, składający się z różnego typu ekosystemów, zajmujących określoną przestrzeń (np. Kostrzewski 1986). Zwyczajowo wyróżnia się w nim dwie podstawowe grupy komponentów: abiotyczne (gleba, powietrze, woda) i biotyczne (rośliny, zwierzęta, grzyby, mikroorganizmy). Wszystkie one, w związku z rozwojem gospodarczym i społecznym, podlegają ciągle narastającej presji człowieka. Chociaż w zależności od rodzaju i natężenia antropopresji poszczególne składniki ekosystemów mogą zmieniać się w zróżnicowanym zakresie, to jednak w ostateczności przemianom podlega struktura i funkcjonowanie całego środowiska przyrodniczego. Z tego względu, także w naukach stosowanych (w tym w ocenach oddziaływania na środowisko), podobnie jak w naukach podstawowych (np. ekologii), jako fundament metodologiczny przyjęto założenie, zgodnie z którym ocena interakcji „człowiek-środowisko” winna mieć charakter całościowy – holistyczny (Kostrowicki 1992). Tylko wtedy

możliwe jest poznanie mechanizmów zmian środowiskowych i wypracowanie skutecznych metod przeciwdziałania im lub minimalizacji niekorzystnych skutków.

Wbrew tym założeniom, w praktyce ocen środowiskowych, przeważa podejście redukcjonistyczne, skupione na poszczególnych komponentach ekosystemów, nie zaś na całości. Nadal zbyt często się zdarza, że koncentracji na niektórych elementach, towarzyszy całkowite pomijanie lub drugoplanowe traktowanie pozostałych. Do niedawna, przynajmniej w polskiej praktyce ocen środowiskowych, większą uwagę poświęcano elementom abiotycznym (rzeźba terenu, gleby, warunki hydrologiczne, powietrze, klimat akustyczny) niż biotycznym. Z kolei oceniając wpływ inwestycji na żywe składniki przyrody, zainteresowanie kierowano w pierwszym rzędzie na świat zwierząt. Florze i roślinności poświęca się mniej uwagi, co jest nie tylko zaskakujące, ale także nieadekwatne do roli, jaką te składniki pełnią w funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego. Szata roślinna, ujmowana jako element krajobrazu przyrodniczego, w sposób syntetyczny odzwierciedla pozostałe czynniki ekologiczne, zarówno naturalne jak i antropogeniczne (Roo-Zielińska & Kostrowicki 1995).

Intencją pracy jest podkreślenie znaczenia flory i roślinności w ocenach środowiskowych, a w szczególności: (i) wskazanie metod analizy oddziaływania autostrady na roślinność i siedliska; (ii) przedstawienie próby klasyfikacji roślinności w jej relacji do inwestycji drogowych.

Przedstawione poniżej propozycje metodyczne wynikają przede wszystkim z doświadczeń zebranych w trakcie prac nad oddziaływaniem projektowanej autostrady A2 na środowisko przyrodnicze Wielkopolski.

2. Podstawowe założenia metodologiczne i procedura oceny oddziaływania autostrady na szatę roślinną i siedliska przyrodnicze

W poniższej koncepcji metodycznej, będącej rozszerzeniem propozycji z roku 1995 (Jackowiak i in. 1995), przyjęto następujące założenia metodologiczne:

- Przedmiotem oceny jest wpływ projektowanego przedsięwzięcia na roślinność spontaniczną, charakteryzowaną zgodnie z założeniami teoretycznymi szkoły fitosocjologicznej Braun-Blanqueta i przy pomocy proponowanej przez nią metod (Pawłowski 1977; Matuszkiewicz 1981, 2005). Podstawową jednostką operacyjną analiz jest zespół roślinny, podlegający hierarchicznej i wyłącznej klasyfikacji syntaksonomicznej.
- Każdy zespół roślinny (jako jednostka typologiczna) posiada swoistą kompozycję i charakterystykę florystyczną oraz – co jest bardzo istotne – określone wymagania siedliskowe względem czynników abiotycznych. Dzięki tej ostatniej właściwości roślinność jest najlepszym edyfikatorem (indykatorem) siedliska. Co więcej siedliska zazwyczaj identyfikuje się przy pomocy wąsko lub szeroko ujętych jednostek roślinności (np. Herbach 2003, 2004). Szata roślinna jest także czułym wskaźnikiem przemian środowiskowych zachodzących pod wpływem antropopresji.
- Płaty zespołów roślinnych, realnie występujące w przyrodzie, tworzą powtarzalne w przestrzeni kompleksy, zwane sigmasocjacjami (Tüxen 1973) lub agregacjami fitocenoz (Matuszkiewicz 1978; Solon 1983). Na tym poziomie organizacji środowiska przyrodniczego, roślinność, a właściwie kompleksy zbiorowisk roślinnych, są edyfikatorami krajobrazów. Jest to bardzo ważna ich właściwość, wykorzystywana w opracowaniach kartograficznych, ponieważ zespoły roślinne realizują się zwykle jako drobnopowierzchniowe płaty i trudno je ująć w średniej czy małej skali mapy.
- Waloryzacja środowiska przyrodniczego oraz ocena skutków oddziaływania autostrady na szatę roślinną są prowadzone zgodnie z założeniami i zasadami teorii ocen relacji „człowiek-środowisko”, wyłożonymi przez Kostrowickiego (1992). W szczególności uwzględ-

nia ona techniki ograniczające do minimum subiektywizm waloryzacji przyrodniczej i ocen skutków oddziaływania infrastruktury drogowej na szatę roślinną i siedliska.

Proponowana procedura oceny obejmuje 5 etapów różniących się celem i rodzajem postępowania oraz sposobami i efektami działania (tab. 1).

Tabela 1. Procedura oceny oddziaływania autostrady na szatę roślinną

Etap oceny (rodzaj postępowania)	Sposób działania	Efekty działania
Identyfikacja zbiorowisk roślinnych (siedlisk), kompleksów zbiorowisk roślinnych i krajobrazów roślinnych.	(1) Kartowanie terenowe kompleksów zbiorowisk roślinnych występujących w pasie przewidywanego oddziaływania autostrady na środowisko. (2) Zdjęcie terenowe obejmuje obszar jednolity pod względem dominującego typu roślinności potencjalnej lub jej charakterystycznej, powtarzalnej mozaiki, formy użytkowania i ukształtowania terenu.	(1) Wykaz i charakterystyka jakościowa oraz ilościowa zespołów (zbiorowisk) roślinnych, siedlisk oraz gatunków roślin ginących. (2) Wykaz, charakterystyka i mapa kompleksów zbiorowisk roślinnych w skali 1:10000.
Ogólna i przestrzenna ocena wartości przyrodniczej (waloryzacja) kompleksów zbiorowisk roślinnych.	(1) Klasyfikacja kompleksów zbiorowisk roślinnych uwzględniająca ich przyrodnicze wartości strukturalne i funkcjonalne. (2) Kryteria waloryzacji: stopień naturalności zbiorowisk roślinnych, częstota występowania i stopień ich zagrożenia w regionie, udział rzadkich i ginących gatunków roślin. (3) Skala 5-stopniowa obejmująca kompleksy o następujących walorach: wybitnych, bardzo dużych, dużych, umiarkowanych i nieznacznych.	(1) Ogólna ocena wartości przyrodniczej obszaru oceny. (2) Mapa walorów przyrodniczych w pasie oddziaływania projektowanej autostrady w skali 1:10000.
Ogólna i przestrzenna ocena kolizyjności projektowanej inwestycji drogowej z walorami środowiska na poziomie kompleksów zbiorowisk roślinnych.	(1) Rozpoznanie i specyfikacja rozwiązań lokalizacyjnych, technicznych i technologicznych przedsięwzięcia (autostrady) oraz ocena ich wpływu na siedliska, roślinność i krajobrazy roślinne. (2) Zasady i kryteria oceny kolizji: możliwość wystąpienia kolizji (pewne, prawdopodobne, możliwe); sposób działania czynników zewnętrznych (bezpośrednie i pośrednie); czas trwania (krótko- i długotrwałe oddziaływanie); trwałość negatywnych skutków (odwracalne, nieodwracalne). (3) We wszystkich ocenach częściowych uwzględnia się fazę budowy autostrady i jej eksploatacji.	(1) Ogólna ocena kolizyjności przedsięwzięcia z walorami zbiorowisk roślinnych (siedlisk) oraz kompleksów i krajobrazów roślinnych. (2) Mapa kolizji zlokalizowanych w pasie oddziaływania projektowanej inwestycji w skali 1:10000 lub 1:25000.
Wskazanie rozwiązań minimalizujących i kompensujących straty środowiskowe na poziomie siedlisk, roślinności i krajobrazów roślinnych.	(1) Analiza skutków kolizji projektowanego przedsięwzięcia z siedliskami, populacjami gatunków ginących i zagrożonych oraz prawnie chronionych, a także zbiorowiskami, ich kompleksami i krajobrazami roślinnymi. (2) Określenie sposobów (środków) pozwalających zmniejszyć skutki kolizji. (3) Wskazanie sposobów kompensacji strat w przypadku skutków kolizji nieuniknionych.	(1) Ogólna ocena możliwości minimalizacji i kompensacji strat środowiskowych na analizowanych poziomach. (2) Mapy w skali stosownej do analizowanego obiektu, wskazujące kierunki zmian lokalizacyjnych i rozwiązań technicznych minimalizujących straty, a także miejsca zabiegów kompensacyjnych.
Wskazanie zasad i miejsc monitoringu środowiska przyrodniczego (siedlisk, flory i roślinności).	(1) Wskazanie powierzchni, na których siedliska, populacje gatunków roślin i roślinność będą najsilniej zagrożone w czasie budowy i eksploatacji autostrady. (2) Określenie zasad i metod prowadzenia systematycznych obserwacji, z uwzględnieniem powierzchni kompensacyjnych. (3) Wyznaczenie powierzchni obserwacyjnych.	(1) Mapa rozmieszczenia powierzchni monitoringowych w skali 1:10000. (2) Plany sytuacyjne powierzchni stałych. (3) Korekta wprowadzonych rozwiązań.

3. Wybrane aspekty oceny oddziaływania autostrady A2 na szatę roślinną i siedliska przyrodnicze Wielkopolski

Celem badań była ocena wpływu autostrady A2 na szatę roślinną i siedliska przyrodnicze. Autostrada A2 stanowi część międzynarodowego szlaku E30: Berlin-Moskwa. Kartowanie terenowe wykonano w latach 1994-1995 na odcinku Świecko-Września (210 km), w fazie poprzedzającej wydanie decyzji lokalizacyjnej na jej budowę oraz w roku 2006 powtórnie na odcinku Świecko-Trzciel (100 km). Badany odcinek przecina niemal równoleżnikowo Wielkopolskę, region położony w zachodniej Polsce i stanowiący fragment reprezentatywny dla Nizy Środkowoeuropejskiego.

3.1. Identyfikacja siedlisk i składników szaty roślinnej

Zgodnie z zarysowaną wyżej procedurą, podstawę analizy i oceny stanowi 330 zdjęć terenowych, dokumentujących występowanie kompleksów zbiorowisk roślinnych, wykonanych w roku 1994 oraz 52 zdjęcia z roku 2006. Inwentaryzację przeprowadzono na odcinku 210 km w pasie o szerokości 1000 m (500 m po obu stronach planowanej jezdni). Granice kompleksów zbiorowisk roślinnych wyrysowano na mapie w skali 1:25000. W zdjęciu terenowym określono udział powierzchniowy wszystkich ugrupowań roślinnych (fitocenoz) oraz wielkość populacji wybranych gatunków roślin. Do identyfikacji zbiorowisk roślinnych wykorzystano opracowania Matuszkiewicza (1981, 2005) oraz Brzega i Wojterskiej (2001). Na tej podstawie zdefiniowano typy siedlisk przyrodniczych ujęte w Załączniku nr 1 do Dyrektywy Siedliskowej (DS 1992) oraz w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (RMŚ 16. 05. 2005). W wyborze gatunków uwzględniono: załączniki nr 2 i 4 do DS 1992, krajowe i regionalne listy gatunków ginących lub zagrożonych (Zarzycki i in. 2006; Żukowski i Jackowiak 1995) oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska o ochronie gatunkowej roślin (RMŚ 9. 07. 2004).

3.1.1. Udział jednostek potencjalnej roślinności naturalnej w pasie o szerokości 10 km

Badany odcinek autostrady A2 przecina 10 jednostek potencjalnej roślinności naturalnej w randze zespołów (tab. 2). Dwa z nich, a mianowicie łęg jesionowo-wiązowy (*Ficario-Ulmetum minoris*) i las dębowo-grabowo (*Galio silvatici-Carpinetum betuli*) ujęto w dwóch postaciach. Zidentyfikowane jednostki reprezentują większość typów potencjalnej roślinności naturalnej występujących na Nizy Środkowoeuropejskim. Największą powierzchnię w analizowanym pasie zajmują siedliska lasów dębowo-grabowych (ponad 40%). Niemal tyle samo wynosi łączny udział siedlisk borów mieszanych i borów sosnowych. Znacznie mniejszą powierzchnię pokrywa siedlisko łęgu jesionowo-olszowego. Pozostałe typy siedlisk można traktować jako regionalnie unikatowe.

Informacje o zróżnicowaniu potencjalnej roślinności naturalnej oraz znaczeniu jej poszczególnych typów mają istotne znaczenie dla dalszej analizy, co najmniej z trzech powodów: (i) roślinność ta może stanowić punkt odniesienia w ocenie stopnia naturalności współczesnej roślinności rzeczywistej; (ii) udział powierzchniowy poszczególnych typów pozwala zrelatywizować ocenę stopnia rozpowszechnienia jednostek roślinności rzeczywistej, a pośrednio także gatunków roślin z nimi związanych; (iii) informacje tego typu można wykorzystać w projektowaniu działań kompensacyjnych.

Tabela 2. Charakterystyka i udział jednostek potencjalnej roślinności naturalnej w pasie o szerokości 10 km i długości 210 km, w którym zlokalizowana jest autostrada A2 (odcinek Świecko-Września)

Jednostka potencjalnej roślinności naturalnej*	Występowanie i warunki siedliskowe	Powierzchnia	
		km ²	%
<i>Salici-Populetum</i> (R. Tx. 1931) Meijer Drees 1936	Las łęgowy, topolowo-wierzbowy, wykształcający się na piaszczystych aluwiałach większych rzek niżowych, w zasięgu wysokich stanów wód i corocznego zalewu.	7,32	0,33
<i>Ficario-Ulmetum minoris</i> Knapp 1942 em. J. Mat. 1976 <i>typicum</i>	Las łęgowy, wiązowo-jesionowy, wykształcający się na skrzydłach dolin większych rzek niżowych, w strefie epizodycznych zalewów, powodujących akumulację drobnoziarnistych osadów mineralnych. Wybitnie eutroficzny.	9,79	0,44
<i>Ficario-Ulmetum minoris</i> Knapp 1942 em. J. Mat. 1976 <i>chrysosplenietosum</i>	Las łęgowy, wiązowo-jesionowy, wykształcający się także poza dolinami wielkich rzek – w dolinach mniejszych rzek i cieków, w rozległych zagłębieniach na terasach jeziornych oraz w rynnach odprowadzających wody opadowe. Wybitnie eutroficzny.	147,25	6,67
<i>Fraxino-Alnetum</i> W. Mat. 1952	Las łęgowy, jesionowo-olszowy, wykształcający się na płaskich terenach niżowych, w dolinach wolno płynących cieków, na siedliskach lekko zabagnionych.	178,24	8,08
<i>Galio silvatici-Carpinetum betuli</i> Oberd. 1957 postać uboga	Las dębowo-grabowy, wykształcający się na płaskich terenach wysoczyznowych i wyższych terasach wielkich rzek, w średnim zakresie trofii i wilgotności siedlisk. Zespół klimaksowy dla przeważającej części Nizy Środkowoeuropejskiego.	401,05	18,18
<i>Galio silvatici-Carpinetum betuli</i> Oberd. 1957 postać żyzna	Las dębowo-grabowy, wykształcający się na płaskich terenach wysoczyznowych i wyższych terasach wielkich rzek, na siedliskach żyznych i wilgotnych. Zespół klimaksowy dla przeważającej części Nizy Środkowoeuropejskiego.	487,42	22,09
<i>Melico-Fagetum</i> Lohm. ap. Seibert 1954	Żyzna buczyna niżowa typ „pomorskiego”, wykształcająca się na pogórkowatych terenach niżowych, na siedliskach co najmniej średnio żyznych i wilgotnych.	31,01	1,41
<i>Luzulo pilosae-Fagetum</i> W. Mat. et A. Mat. 1973	Acydofilny las bukowy wykształcający się na glebach płowych lub brunatnych, wylugowanych i kwaśnych.	24,4	1,11
<i>Potentillo albae-Quercetum</i> Libb. 1933	Las dębowy (światlista dąbrowa) wykształcający się na terenach pagórkowatych w strefie moreny czołowej, na siedliskach umiarkowanie żyznych, stosunkowo suchych, niekiedy wyraźnie zakwaszonych.	13,79	0,62
<i>Fago-Quercetum petraeae</i> R. Tx. 1955	Las bukowo-dębowy (subatlantycka mezotroficzna „kwaśna” dąbrowa typu „pomorskiego”) wykształcający się na świeżych lub wilgotnych kwaśnych glebach piaszczysto-gliniastych i drobno-piaszczystych, zazwyczaj na zboczach pagórków morenowych.	52,82	2,39
<i>Pino-Quercetum</i>	Las z równorzędnym udziałem w drzewostanie gatunków szpilkowych i liściastych (przeważnie sosny, dębu lub buka), wykształcający się na średnio żyznych, świeżych i wilgotnych glebach skrytobelicowych.	391,95	17,76
<i>Leucobryo-Pinetum</i> Juraszek 1927	Suboceaniczny bór sosnowy świeży wykształcający się na ubogich piaszczystych glebach belicowych z niskim poziomem wód gruntowych.	447,27	20,27
Siedliska wodne (jeziora)		14,12	0,64
Razem:		2182,04	100,00

*ujęcie i nazwy jednostek wg Wojterskiego i in. (1973) oraz Wojterskiego i in. (1982)

3.1.2. Klasyfikacja i udział rzeczywistych kompleksów zbiorowisk roślinnych w pasie oceny

W tak zróżnicowanych warunkach naturalnych zidentyfikowano 34 podstawowe typy rzeczywistych kompleksów zbiorowisk roślinnych, występujących ze zmienną frekwencją w analizowanym pasie o szerokości 1000 metrów (tab. 3). Sklasyfikowano je w trzech grupach różniących się pod względem stopnia antropogenicznego przekształcenia siedlisk i roślinności.

Grupa kompleksów naturalnych zbiorowisk roślinnych obejmuje 9 typów podstawowych: 2 nieleśne, 6 leśnych i 1 o charakterze mieszanym. Łączny ich udział w reprezentatywnym zbiorze zdjęć terenowych wynosi niespełna 21%. Uwagę zwraca brak kompleksu lasu dębowo-grabowego, choć potencjalnie siedliska zajmowane przez tego typu fitocenozy zdecydowanie dominują na analizowanym obszarze (por. tab. 2). Do bardzo rzadkich należą trzy dalsze typy kompleksów: lasów dębowych (dąbrów), lasów bukowo-dębowych, lasów bukowych (buczyn).

Grupa kompleksów półnaturalnych zbiorowisk roślinnych zawiera 7 podstawowych typów, a ich łączny udział wynosi około 18%. Unikatowy charakter na analizowanym obszarze ma kompleks zbiorowisk murawowych, a do bardzo rzadkich należą kompleksy zarośli mezofilnych.

Ponad 61% zdjęć terenowych dokumentuje występowanie 18 typów kompleksów nienaturalnych zbiorowisk roślinnych. Tak wysoka frekwencja oraz duże zróżnicowanie wewnętrzne tej grupy wydzieleni, świadczą o znaczącym przekształceniu środowiska przyrodniczego na analizowanym obszarze oraz zwracają uwagę na rolę człowieka (antropopresji) w procesie fragmentacji naturalnych krajobrazów roślinnych. Dość zrównoważony jest udział trzech podgrup, a mianowicie: kompleksów leśnych zbiorowisk zastępczych (3.1), kompleksów zbiorowisk chwastów polnych (3.2) i kompleksów zbiorowisk roślin ruderalnych na siedliskach zurbanizowanych (3.4). Na szczególną uwagę zasługuje pierwsza z nich, gdyż mimo niskiego stopnia naturalności lasy gospodarcze pełnią ważną funkcję środowiskotwórczą, podnoszącą walor przyrodniczy terenu.

3.1.3. Zbiorowiska roślinne i siedliska przyrodnicze o szczególnym znaczeniu ekologicznym

Wzdłuż analizowanego odcinka autostrady A2 stwierdzono 297 ugrupowań roślinnych, w tym 191 w randze zespołów, 34 w randze zbiorowisk, a pozostałe 72 to fitocenony kadłubowe oraz formy degeneracyjne zespołów. Zidentyfikowano 42 jednostki syntaksonomiczne, pozwalające zdefiniować 18 typów siedlisk przyrodniczych ujętych w Załączniku I Dyrektywy Siedliskowej, w tym 2 typy siedlisk o znaczeniu priorytetowym (5 zbiorowisk roślinnych), wymagające ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 (tab. 4). Frekwencja zespołów z DS waha od 1 do 34. Wyjątek stanowią łąki rajgrasowe – *Arrhenatheretum elatioris* (108 wystąpień) wykształcone zwykle w postaci wąskich pasów na poboczach dróg.

Stwierdzone zespoły reprezentują wszystkie formacje roślinne Nizy Środkowoeuropejskiego. Ponad 64% ma pochodzenie naturalne, w tym 10,5% stanowią zbiorowiska ograniczone do siedlisk nie zmienionych przez człowieka (perdochoryczne). Roślinność półnaturalna to użytki zielone i murawy (9,4%), zaś roślinność synantropijną tworzą zespoły ruderalne (14,7%) i segetalne (6,3%). Około 5,2% stanowią ugrupowania ksenospontaniczne, zbudowane z gatunków obcego pochodzenia wkraczających na siedliska mało przekształcone przez człowieka.

Pośród 191 zespołów aż 97 (50,8%) jest zagrożonych w Wielkopolsce, w tym: 8 – bezpośrednio zagrożonych wymarciem (E), 34 – narażone na wyginięcie (V) i 55 – o bliżej nieokreślonym zagrożeniu (I).

Tabela 3. Klasyfikacja i udział kompleksów zbiorowisk roślinnych w pasie oceny wpływu projektowanej autostrady A2 na środowisko (odcinek Świecko-Września)

Numer i nazwa kompleksu zbiorowisk roślinnych	Liczba zdjęć	%
1. Kompleksy naturalnych zbiorowisk roślinnych (funkcjonujących w warunkach bardzo ograniczonej presji człowieka)	69	20,9
1.1. Kompleksy zbiorowisk nieleśnych	15	4,5
1.1.1. Kompleksy zbiorowisk wodnych i obrzeży wód	11	3,3
1.1.2. Kompleksy zbiorowisk torfowiskowych	4	1,2
1.2. Kompleksy zbiorowisk leśnych	45	13,6
1.2.1. Kompleks borów sosnowych świeżych	21	6,4
1.2.2. Kompleks lasów dębowych (dąbrów)	1	0,3
1.2.3. Kompleks lasów bukowo-dębowych	3	0,9
1.2.4. Kompleks lasów bukowych (buczyn)	2	0,6
1.2.5. Kompleksy lasów łęgowych	7	2,1
1.2.6. Kompleksy wykształcone na mozaice siedlisk leśnych	11	3,3
1.3. Kompleksy wodno-torfowiskowo-leśne	9	2,7
2. Kompleksy półnaturalnych zbiorowisk roślinnych ukształtowanych w wyniku umiarkowanej presji człowieka	59	17,9
2.1. Kompleksy zbiorowisk szuwarowych (szuwarów trzcinowych i turzycowych)	12	3,6
2.2. Kompleksy zbiorowisk łąkowych	39	11,8
2.2.1. Kompleks łąk wilgotnych	14	4,2
2.2.2. Kompleks łąk świeżych	5	1,5
2.2.3. Kompleksy na mozaice siedlisk łąkowych	20	6,1
2.3. Kompleksy zbiorowisk murawowych	1	0,3
2.4. Kompleksy zbiorowisk zaroślowych	7	2,1
2.4.1. Kompleksy zarośli mezofilnych	2	0,6
2.4.2. Kompleksy zarośli higrofilnych	5	1,5
3. Kompleksy nienaturalnych zbiorowisk roślinnych ukształtowanych w wyniku silnej presji człowieka	202	61,2
3.1. Kompleksy leśnych zbiorowisk zastępczych	50	15,2
3.2. Kompleksy zbiorowisk chwastów polnych	75	22,7
3.2.1. Kompleksy zbiorowisk chwastów na żyznych polach uprawnych	33	10,0
3.2.2. Kompleksy zbiorowisk chwastów na średnio żyznych polach uprawnych	16	4,8
3.2.3. Kompleksy zbiorowisk chwastów na ubogich polach uprawnych	15	4,5
3.2.4. Kompleksy na mozaice siedlisk polnych	2	0,6
3.3. Kompleksy zbiorowisk roślinnych na nieużytkach porolnych	9	2,7
3.4. Kompleksy zbiorowisk roślin ruderalnych na siedliskach zurbanizowanych	59	17,9
3.4.1. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osadach z przewagą zabudowy gospodarskiej	5	1,5
3.4.2. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach wiejskich o zabudowie skupionej	16	4,8
3.4.3. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach wiejskich o zabudowie rozproszonej	14	4,2
3.4.4. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach podmiejskich o zabudowie ogrodowo-willowej	6	1,8
3.4.5. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach o zabudowie warsztatowo-przemysłowej i transportowej	8	2,4
3.4.6. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach z przewagą ogrodów i sadów	2	0,6
3.4.7. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach miejskich o niskiej zabudowie szeregowej	7	2,1
3.4.8. Kompleksy zbiorowisk ruderalnych w osiedlach miejskich o zabudowie blokowej	1	0,3
3.5. Kompleksy zbiorowisk roślinnych na siedliskach specjalnych, aktualnie eksploatowanych	6	1,8
3.6. Kompleksy zbiorowisk roślinnych na siedliskach specjalnych, podlegających renaturalizacji	12	3,6
3.6.1. Kompleksy zbiorowisk wodnych i szuwarowych	5	1,5
3.6.2. Kompleksy zbiorowisk murawowych	2	0,6
3.6.3. Kompleksy zbiorowisk zaroślowych i leśnych	5	1,5
Razem:	330	100,0

Tabela 4. Wycinek zestawienia zawierającego charakterystykę zbiorowisk roślinnych i siedlisk przyrodniczych stwierdzonych w obrębie pasa oceny wpływu projektowanej autostrady A2 (odcinek Świecko-Września)

Kod i siedlisko	Jednostka syntaksonomiczna	Form	Syn	Zag	Fr	Kom
2330: Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi	<i>Cladonietum mitis</i>	MP	N	I	2	1
	<i>Corniculario-Corynephorretum</i>	MP	N		21	1
	<i>Armerio-Festucetum</i>	MP	SN	I	20	2
	<i>Filagini-Vulpietum</i>	MP	SN	E	1	2
3130: Brzegi lub osuszane dna zbiorników wodnych	<i>Cypero.fusci-Limoselletum aquaticae</i>	TN	N	I	1	1
	<i>Juncetum bufonii</i>	TN	N		19	1
3140: Twarodowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki	<i>Charetum tomentosae</i>	W	N	I	2	1
3150: Starorzeczka i naturalne zbiorniki eutroficzne	<i>Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae</i>	W	N	I	2	1
	<i>Myriophylletum spicati</i>	W	N	I	1	1
	<i>Polygonetum natantis</i>	W	N		5	1
	<i>Potametum lucentis</i>	W	N	I	1	1
	<i>Potametum pectinati</i>	W	N		1	1
	<i>Nymphaeo albae-Nupharetum luteae</i>	W	NP	V	21	3
3270: Zalewane muliste brzegi rzek	<i>Bidention</i>	TN			3	1
	<i>Bidenti-Polygonetum hydropiperis</i>	TN	N		26	1
	<i>Chenopodietum rubri</i>	TN	N	I	3	1
4030: Suche wrzosowiska	<i>Pohlio-Callunetum</i>	WRZ	N		2	2
6210: Śródlądowe murawy napiaskowe	<i>Tunico-Poetum compressae</i>	MK	N	I	4	1
6410: Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe	<i>Galietum borealis</i>	UZZ	SN	E	4	2
6430: Ziołorośla nadrzeczne	<i>Carduo crisp-Rubetum caesii</i>	ZN	N		12	2
	<i>Convolvulo sepium-Cuscutetum europaeae</i>	ZN	N	I	4	1
	<i>Epilobio hirsuti-Convolvuletum</i>	ZN	N		25	2
	<i>Eupatorietum cannabini</i>	ZN	N		28	2
	<i>Fallopia-Humuletum</i>	ZN	N		26	1
	<i>Urtico-Convolvuletum sepium</i>	ZN	N		26	2
	<i>Convolvuletalia sepium</i>	ZN			8	1
6510: Świeże łąki użytkowane ekstensywnie	<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	UZS	SN	V	108	2
7140: Torfowiska przejściowe i trzęsawiska	<i>Calamagrostietum canescentis</i>	SZ	N	I	13	4
	<i>Carici-Agrostietum caninae</i>	TOR	N	I	5	2
	<i>Eleocharitetum pauciflorae</i>	TOR	NP	E	12	4
	<i>Scorpidio-Caricetum diandrae</i>	TOR	NP	E	5	4
	<i>Sphagno recurvi-Eriophoretum angustifolii</i>	TOR	NP	V	1	4
9110: Kwaśne buczyny	<i>Deschampsio flexuosae-Fagetum</i>	LA	NP	V	2	1
9130: Żyzne buczyny	<i>Melico-Fagetum</i>	LM	NP	V	3	1
9170: Grąd środkowoeuropejski	<i>Galio sylvatici-Carpinetum</i>	LM	NP	V	10	1
91DO*: Bory bagienne	<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	B	NP	E	1	4
91EO*: Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe	<i>Carici elongatae-Alnetum</i>	LH	N	I	19	1
	<i>Fraxino-Alnetum</i>	LH	N	I	34	1
	<i>Populetum albae</i>	LH	NP	E	2	1
	<i>Salicetum albae</i>	LH	NP	V	8	1
91FO: Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe	<i>Quercu-Ulmetum minoris</i>	LH	NP	V	16	1
91TO: Bór chrobotkowy	<i>Cladonio-Pinetum</i>	B	N	I	2	1

Objaśnienia do tabeli 4: **Form – formacja roślinna:** B – bory, LA – lasy acydofilne, LH – lasy higrofilne, LM – lasy mezofilne, MK – murawy kserotermiczne, MP – murawy psammofilne, SZ – szuwary, TN – terofity nadbrzeżne, TOR – torfowiska, UZS – użytki zielone świeże, UZZ – użytki zielone zmiennowilgotne, W – roślinność wodna, WRZ – wrzosowiska, ZN – ziołorośla nitrofilne; **Syn – syngeneza** wg Falińskiego (1969) oraz Brzega i Wojterskiej (2001), uproszczona: NA – zbiorowisko naturalne auksochoryczne, NP – zbiorowisko naturalne perdochoryczne, SN – zbiorowisko seminaturalne; **Zag – stan zagrożenia zbiorowiska w Wielkopolsce** wg Brzega i Wojterskiej (2001): E – bezpośrednio zagrożone wymarciem, V – narażone, I – o nieokreślonym zagrożeniu; **Fr – frekwencja** (liczba zdjęć terenowych); **Kom – sposoby kompensacji** (por. tab. 7)

3.1.4. Gatunki roślin o szczególnym znaczeniu przyrodniczym

W strefie oddziaływania autostrady A2 na środowisko przyrodnicze stwierdzono występowanie kilkudziesięciu gatunków o szczególnym znaczeniu dla oceny wpływu tego przedsięwzięcia na szatę roślinną i siedliska (tab. 5). Zaliczono tu 3 taksony z załączników 2 i 4 DS, 53 gatunki podlegające w Polsce ochronie prawnej (32 gatunki roślin naczyniowych i 21 gatunków zarodnikowych), 9 gatunków z „Polskiej Czerwonej Listy Roślin Naczyniowych” oraz 40 gatunków ginących i zagrożonych w Wielkopolsce.

Tabela 5. Występowanie gatunków roślin naczyniowych o szczególnym znaczeniu przyrodniczym w strefie oddziaływania autostrady A2 (odcinek Świecko-Września) na środowisko

Grupa gatunków roślin	Liczba gatunków
Gatunki z załączników 2 i 4 do Dyrektywy Siedliskowej	3*
Gatunki podlegające w Polsce ochronie prawnej:	
całkowitej	18
częściowej	14
Razem	32
Gatunki ginące i zagrożone w Polsce	
bezpośrednio zagrożone [E]	3
narażone na wyginięcie [V]	6
Razem	9
Gatunki ginące i zagrożone w Wielkopolsce	
bezpośrednio zagrożone [E]	2
narażone na wyginięcie [V]	30
rzadkie [R]	8
Razem	40

* 2 gatunki roślin naczyniowych – *Liparis loeselii*, *Luronium natans* i 1 gatunek mchu – *Hamatocaulis vernicosus*

3.2. Waloryzacja

Ocenę walorów przyrodniczych przeprowadzono na poziomie kompleksów zbiorowisk roślinnych zgodnie z założeniami i kryteriami przedstawionymi w tabeli 1. Analizując ich udział w pasie oceny (1 km) oraz w pasie bezpośredniego oddziaływania autostrady (100 metrów) stwierdzono podobne proporcje między poszczególnymi kategoriami (tab. 6). Wydzielenia o wybitnym walorze przyrodniczym są dość liczne, ale w sumie zajmują znikomą powierzchnię (odpowiednio 2,9 i 2,2%). Dominują ocenione najniżej kompleksy synantropijne o uproszczonej strukturze, głównie zbiorowiska chwastów polnych.

3.3. Kolizje

Na odcinku 210 km stwierdzono 73 kolizje projektowanej autostrady A2 ze środowiskiem przyrodniczym. W ich obrębie, zgodnie z wcześniejszym podziałem (por. tab. 1) uwzględniającym m.in. prawdopodobieństwo wystąpienia konfliktu, wyróżniono: (i) kolizje pewne (52), a więc takie, kiedy planowana autostrada przecina cenne obiekty przyrodnicze, oraz (ii) kolizje możliwe i prawdopodobne, wtedy gdy droga będzie przebiegała w sąsiedztwie obszarów o dużych walorach przyrodniczych (zagrożenie pośrednie) lub zagrożenie będzie miało miejsce jedynie w przypadku potencjalnych sytuacji awaryjnych (21). Na ponad 82% badanego odcinka przyszłej autostrady nie dochodzi do istotniejszych kolizji ze środowiskiem przyrodniczym. Kolizje mają miejsce na łącznej długości blisko 47 km, w tym pewne na odcinku 31,4 km.

Oprócz wymienionych na trasie projektowanej autostrady występują kolizje o charakterze formalnym, np. przecięcie obszarów chronionych różnej rangi.

Tabela 6. Zróżnicowanie walorów przyrodniczych w obrębie pasa oceny wpływu projektowanej autostrady A2 na środowisko

Walog przyrodniczy	Definicja	Pas oceny (1 km)		Pas 100 m	
		Pow. w km ²	%	Pow. w km ²	%
Wybitny	Naturalne kompleksy leśne lub nieleśne, bardzo rzadkie w skali regionalnej, z udziałem zbiorowisk i gatunków zagrożonych lub chronionych.	6,2	2,9	0,5	2,2
Bardzo duży	Naturalne kompleksy leśne lub nieleśne, rzadkie w skali regionalnej oraz bardzo rzadkie kompleksy półnaturalne, z udziałem zbiorowisk i gatunków zagrożonych lub chronionych.	11,0	5,2	1,0	4,6
Duży	Rozpowszechnione regionalnie naturalne kompleksy leśne lub nieleśne; wyspy leśnych zbiorowisk zastępczych o dużym znaczeniu biocenotycznym; kompleksy półnaturalne oraz reliktowe kompleksy zbiorowisk synantropijnych.	72,2	34,0	7,7	36,1
Umiarkowany	Wielkoobszarowe leśne zbiorowiska zastępcze oraz dobrze wykształcone kompleksy zbiorowisk synantropijnych, występujące w układzie mozaikowym.	37,5	17,7	3,9	18,2
Nieznaczny	Kompleksy synantropijne o uproszczonej strukturze.	85,3	40,2	8,2	38,8

3.4. Minimalizacja i kompensacja strat przyrodniczych

Przy założeniu, że przebieg drogi został już ostatecznie wytyczony, w przypadku kolizji prawdopodobnych zagrożenie jest możliwe do uniknięcia przy zastosowaniu specjalnych rozwiązań technicznych w okresie budowy i eksploatacji autostrady (minimalizacja).

Skutki kolizji pewnych (nie do uniknięcia) łagodzić będą przede wszystkim różnego typu działania kompensacyjne. Stanowią one ponad 71% wszystkich konfliktów i mają miejsce na łącznym odcinku ponad 31 km.

Przy wyborze zbiorowisk wymagających działań kompensacyjnych kierowano się następującymi kryteriami: (i) status zbiorowiska w rozumieniu DS i RMŚ o ochronie siedlisk; (ii) status na „czerwonej liście” zbiorowisk Wielkopolski; (iii) unikatowość regionalna wynikająca z natury lub będąca efektem presji antropogenicznej; (iv) znaczenie biocenotyczne, szczególnie rola w zachowaniu populacji rzadkich i zagrożonych gatunków roślin oraz zwierząt; (v) reprezentatywność wyrażona uwzględnieniem ugrupowań ze wszystkich formacji roślinnych (por. tab. 4).

Zaproponowano cztery sposoby kompensacji. Przewidziano do niej 70 zbiorowisk występujących na badanym terenie, w tym 42 z DS, którym nadano najwyższą rangę (tab. 7). W tej liczbie znajduje się 5 ugrupowań z dwóch priorytetowych typów siedlisk, 37 z 16 pozostałych typów siedlisk. W grupie zbiorowisk proponowanych do kompensacji w pierwszej kolejności mieści się łącznie 29 zespołów zagrożonych w Wielkopolsce.

Dodatkowo wytypowano 8 dalszych chronionych i zagrożonych zbiorowisk roślinnych, nie występujących w pasie oddziaływań autostrady, a mimo to wskazanych do kompensacji (por. tab. 7, pkt. 4).

Największy udział powierzchniowy przewidziano dla roślinności leśnej, szczególnie dla zespołów najszerzej potencjalnie rozpowszechnionych, a najsłabiej reprezentowanych w obrębie roślinności rzeczywistej. Licznie reprezentowane są ponadto różne typy muraw, ziołorośli i zbiorowisk wodnych.

Szczegółowe przykłady rozwiązań z zakresu kompensacji, realizowane na stałych powierzchniach badawczych, należy zacząć wdrażać na etapie projektu budowlanego.

Tabela 7. Sposoby kompensacji utraty zbiorowisk i gatunków roślin ujętych w Dyrektywie Siedliskowej oraz ginących w Wielkopolsce, związanej z budową autostrady A2

Sposoby kompensacji	Kategoria zbiorowisk				
	DS*	DS	E	V	I
1. Dopuszczenie do spontanicznej sukcesji roślinności w obrębie tego samego typu siedliska, z ewentualnym wykorzystaniem promotorów przyspieszających ten proces.	4	22	1	5	12
2. Sterowanie procesem sukcesji w obrębie tego samego typu siedliska poprzez stosowanie zabiegów adekwatnych do typu kompensowanej roślinności (np. koszenie, wycinanie).	0	10	2	1	2
3. Metaplantacja populacji gatunków o znaczeniu ponadregionalnym oraz gatunków kluczowych dla funkcjonowania zbiorowisk roślinnych ujętych w Dyrektywie Siedliskowej, wspomagana stosowaniem zabiegów adekwatnych do typu kompensowanej roślinności.	2	4	0	1	0
4. Zastąpienie niemożliwych do odtworzenia układów siedliskowych i fitocenotycznych typami siedlisk i zbiorowisk roślinnych ujętych w Dyrektywie Siedliskowej.	1	4	3	1	1

Objaśnienia: 1-4 numery zgodne z tabelą 5; DS – zbiorowiska odpowiadające siedliskom z Załącznika I Dyrektywy Siedliskowej; DS* - zbiorowiska odpowiadające siedliskom priorytetowym; zbiorowiska bezpośrednio zagrożone (E), narażone na wyginięcie (V) i o nieokreślonym zagrożeniu (I) w Wielkopolsce.

Kompensacja możliwa jest także poprzez zastosowanie innych działań sprzyjających ochronie środowiska przyrodniczego; np. do ochrony zaproponowano bardzo cenne przyrodniczo obszary, dotychczas nie objęte ochroną, a w niektórych przypadkach zasugerowano podwyższenie statusu ochronnego.

4. Konkluzje

Metody badań geobotanicznych, rozwijane już od kilkudziesięciu lat, mogą być z powodzeniem stosowane w ocenach środowiskowych, szczególnie dotyczących obszarów o dużych walorach przyrodniczych. Ich zaletą jest przede wszystkim możliwość poznania i oceny różnorodności biologicznej na różnych poziomach organizacji przyrody, od populacji do krajobrazu roślinnego. Zgodnie z potrzebami mogą więc być stosowane na różnych poziomach uszczegółowienia. Metody te są szczególnie przydatne na obszarach podlegających ochronie, np. w ramach międzynarodowych sieci ekologicznych, m.in. Natura 2000.

Z drugiej strony oceny środowiskowe, wykorzystujące w pełni naukowy warsztat geobotaniczny, wzbogacają wiedzę o zróżnicowaniu szaty roślinnej regionu i jej antropogenicznych przekształceniach. Dowiodły tego badania przeprowadzone w obrębie transektu o szerokości 1 i długości 210 km, przecinającego niemal całą Wielkopolskę. Wynika z nich między innymi, że wprowadzie na ponad 82% przebiegu projektowanej autostrady nie ma znaczących konfliktów ze środowiskiem przyrodniczym, to jednak na łącznej długości ponad 31 km kolizje są istotne. Koreponduje to z występowaniem naturalnych kompleksów zbiorowisk roślinnych oraz wydzielen o najwyższym walorze przyrodniczym. Głównie na tych obszarach skupiają się też stanowiska „najcenniejszych” gatunków roślin oraz fitocenonów.

Autostrada jest niewątpliwie inwestycją oddziałującą negatywnie na środowisko przyrodnicze. Niemniej, właściwe wytyczenie jej przebiegu oraz zastosowanie odpowiednich rozwiązań technicznych przyczyniają się do zminimalizowania strat w obrębie przeciętych i sąsiadujących biotopów. Dobrze zaprojektowane i przeprowadzone działania kompensacyjne mogą do pewnego stopnia złagodzić powstałe straty, a nawet przyczynić się do podniesienia lokalnych walorów przyrodniczych. Ważne jest jednak, aby wszelkie działania w tym zakresie były monitorowane przez specjalistyczne placówki naukowe.

Literatura

- Brzeg A. & Wojterska M. (2001). Zespoły roślinne Wielkopolski, ich stan poznania i zagrożenie. W: Wojterska M. (red.) Szata roślinna Wielkopolski i Pojezierza Południowo-pomorskiego. Przewodnik sesji terenowych 52 Zjazdu PTB 24-28. 09. 2001, p.: 39-110.
- Faliński J. B. (1969). Zbiorowiska autogeniczne i antropogeniczne. Próba określenia i klasyfikacji. Dyskusje fitosocjologiczne (4). Ekol. Pol., B 15,2: 173-182.
- Herbich J. (ed.) (2004). Murawy, łąki, ziołorośla. Wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. MŚ, W-wa. T. 3., p. 101.
- Herbich J. (2003). Dyrektywa Siedliskowa – założenia, realizacja, perspektywy. Parki Narodowe 2: 3-8.
- Jackowiak B., Wojterska M., Ratyńska H. & Szwed W. (1995) (mscr.). Środowisko przyrody ożywionej i walory krajobrazowe. In: Materiały lokalizacyjne autostrada A-2, Świecko-Poznań-Łódź-Warszawa, odcinek I – Świecko-Poznań-Września (gr. woj. poznańskiego) I etap. Studium ochrony środowiska. Ministerstwo Transportu i Gospodarki Morskiej. Agencja Budowy i Eksploatacji Autostrad. Transprojekt Poznań.
- Kostrzewski A. (1986). Zastosowanie teorii funkcjonowania geoekosystemu do badań współczesnych środowisk morfogenetycznych obszarów nizinnych Polski Północno-Zachodniej. Spraw. PTPN, Nr. 103: 26-28
- Kostrowicki A. S. (1992). System „człowiek – środowisko” w świetle teorii ocen. Prace Geogr. IGiPZ PAN, 156, p. 115.
- Matuszkiewicz J. M. (1978). Fitokompleks krajobrazowy – specyficzny poziom organizacji roślinności. Wiad. Ekol. 24,1: 3-13.
- Matuszkiewicz W. (1981). Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN. Warszawa, p. 297.
- Matuszkiewicz W. (2005). Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN. Warszawa, p. 537.
- Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W. & Szeląg Z. (2006). Red list of plants and fungi in Poland. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków, p. 99.
- Pawłowski B. (1977). Systematyka polskich zbiorowisk roślinnych. W: W. Szafer, K. Zarzycki (red.) Szata Roślinna Polski 1: 269-278. PWN. Warszawa.
- Roo-Zielińska E. & Kostrowicki A. S. (1995). Metodyka badań szaty roślinnej (flory i roślinności, w Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: A. Kostrzewski (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Wyd. PIOŚ. Biblioteka Monitor. Środ. Warszawa, 97-115.
- Solon J. (1983). The local complex of phytocoenoses and vegetation landscape – fundamental units of the spatial organisation of vegetation above the phytocoenose level. Acta Bot. Hung. 29(1-4): 377-384. Budapest.
- Tüxen R. (1973). Vorschlag zur Aufnahme von Gesellschaftskomplexen in natürlichen potentiellen Vegetationsgebieten. Acta Bot. Acad. Sci. Hungar., 19: 379-384. Budapest.
- Wojterski T., Leszczyńska M. & Piaszyk M. (1973). Potencjalna roślinność naturalna Pojezierza Lubuskiego. Bad. Fizjogr. nad Polską Zach., B. 26: 107-142.
- Wojterski T., Wojterska H. & Wojterska M. (1982). Mapa potencjalnej roślinności naturalnej środkowej Wielkopolski. Bad. Fizjogr. nad Polską Zach., B. 32: 7-35.
- Żukowski W. & Jackowiak B. (1995). Lista roślin naczyniowych ginących i zagrożonych na Pomorzu Zachodnim i w Wielkopolsce W: W. Żukowski & B. Jackowiak (red.). Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego i Wielkopolski. Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM 3: 9-96. Bogucki Wyd. Nauk. Poznań.

Cytowane akty prawne

- DS 1992. Dyrektywa Rady EWG 92/43/EWG z dn. 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej flory i fauny, zmieniona Dyrektywą 97/62/EWG (tzw. Dyrektywa Siedliskowa lub Habitatowa): Załącznik 1 – Typy siedlisk naturalnych ważnych dla miejscowych społeczności, których ochrona wymaga wyznaczenia obszarów szczególnie chronionych; Załącznik 2 – Gatunki roślin i zwierząt będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których ochrona wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony; Załącznik 3 – Kryteria wyboru obiektów kwalifikujących je do określenia

jako obiekty będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty i wyznaczenia jako specjalne obszary ochrony; Załącznik 4 – Gatunki roślin i zwierząt będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, które wymagają ścisłej ochrony.

RMŚ 9. 07. 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną (Dz. U. Nr 168, poz. 1764).

RMŚ 16. 05. 2005. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 16 maja 2005 r. w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 (Dz. U. Nr 94, poz. 795).

Ocena oddziaływania autostrady na biotopy i krajobrazy: czy istnieje międzynarodowy model metodyczny?

Joanna Maćkowiak-Pandera

Zakład Taksonomii Roślin, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 61-614 Poznań, Umultowska 89; jm@amu.edu.pl

Streszczenie. W pierwszej części pracy przedstawiono analizę polskich i niemieckich doświadczeń w zakresie ocen oddziaływania autostrad na środowisko (OOAŚ). W drugiej części zaprezentowano wyniki oceny oddziaływania na środowisko przeprowadzonej na podstawie tzw. niemieckiego modelu metodycznego OOAŚ dla biotopów i krajobrazu w rejonie przejścia projektowanej autostrady A2 przez Łagowski Park Krajobrazowy (ŁPK).

Słowa kluczowe: autostrada, ocena oddziaływania na środowisko, krajobraz, biotop, metody badań, park krajobrazowy

1. Niemieckie i polskie doświadczenia w zakresie OOAŚ

W dotychczasowych doświadczeniach ocen oddziaływania na środowisko (OOŚ) w Polsce brakuje odpowiednich podstaw naukowych i metodycznych dotyczących badania środowiska przyrodniczego. Liczne zmiany w ustawodawstwie ochrony środowiska w ostatnich latach związane z przystosowywaniem polskiego systemu prawnego do członkostwa w UE oraz presja budowy autostrad spowodowały, że procedurę ocen oddziaływania autostrady na środowisko (OOAŚ) traktuje się jako znaczne utrudnienie procesu inwestycyjnego, nie mające większego wpływu na ochronę przyrody.

W tabeli 1 przedstawiono najważniejsze daty i fakty z historii rozwoju ocen oddziaływania na środowisko. Zarówno w Niemczech, jak i w Polsce impulsem do usankcjonowania OOŚ były oddziaływania autostrad, należących do najmniejbezpiecznych przedsięwzięć dla środowiska przyrodniczego. Według danych Europejskiej Agencji Środowiska, w latach 1990-1998 na obszarze Unii Europejskiej pod budowę autostrad zostało zajętych ponad 30000 ha (10 ha dziennie). Od 2000 roku obserwowane jest spowolnienie tempa ich budowy, lecz mimo to, długość sieci autostrad w samych Niemczech w roku 2005 wynosiła 12200 km i jest ona najdłuższa w Europie. W roku 1998 jedynie 480 obszarów o ogólnej powierzchni 80062 km² nie było poddane fragmentacji przez przedsięwzięcia liniowe (Gawlak 2001). W Polsce w tym samym czasie łączna długość sieci autostrad wynosiła 550 km, a w procedurach lokalizacyjnych problem fragmentacji ekosystemów jest traktowany po macoszemu (np. pozytywna decyzja Ministra Środowiska dla realizacji obwodnicy Augustowa przez Dolinę Rospudy).

Pierwsze raporty o ocenie oddziaływania autostrad na środowisko w obydwu krajach pojawiły się zanim podstawa prawna ich realizacji weszła w życie; w Niemczech w połowie lat 80., a w Polsce na początku lat 90. Obecną podstawą prawną dla systemu OOŚ jest w Polsce Ustawa Prawo Ochrony Środowiska (UPOŚ) z 2001 roku, natomiast w Niemczech Ustawa o ocenach oddziaływania na środowisko (Ustawa OOŚ) z 1990 roku, wraz z późniejszymi nowelizacjami.

Tabela 1. Rozwój ocen oddziaływania autostrad na środowisko w Polsce i w Niemczech

	Niemcy	Polska
Pierwsze sygnały OOŚ	Rozporządzenie na temat zasad oceny oddziaływania na środowisko publicznych aktów prawnych ¹ z 1975 r. Było to narzędzie wewnętrznej kontroli administracyjnej i nie spełniało większości wymagań stawianych obecnie OOŚ.	Ustawa o ochronie środowiska z 1980 r. – po raz pierwszy pojawia się w prawie zapis o potrzebie określenia oddziaływania inwestycji na środowisko.
Ocena wpływu autostrad na środowisko	Początki nieformalnych OOAS sięgają lat 80-tych, ale tzw. Kontrolę ingerencji środowiskowych (<i>Eingriffsregelung</i>) wprowadzono jeszcze w 1976 r. na mocy Ustawy o ochronie przyrody ²	Pierwsze OOAS o charakterze nieformalnym pojawiły się na początku lat 90.
Pierwsza ustawa podstawowa dla OOŚ	Ustawa o OOŚ z 1990 r. ³	Ustawa o autostradach płatnych z 1994 r., która wprowadzała obowiązek OOŚ dla projektowanych autostrad. Ustawa o OOŚ z 2000 r. ⁴
Obecna podstawa prawna	Ustawa OOŚ z 1990 r., ostatnia nowelizacja w 2006 r.	Ustawa Prawo Ochrony Środowiska – UPOŚ 2001.
Stan wdrożenia prawa UE	Dyrektywa 85/337/EWG implementowana w 1990 r. Dyrektywa 97/11/EC implementowana w 2002 r. Dyrektywa 2001/42/EC implementowana w 2005 r.	Dyrektywa 97/11/EC oraz 2001/42/EC implementowana w 2000 r.

¹Grundsätze für die Prüfung der Umweltverträglichkeit öffentlicher Maßnahmen des Bundes vom 1975; ²Bundesnaturschutzgesetz 1976; ³Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz – UVPG 1990; ⁴Ustawa z dnia 9 listopada 2000 r. o dostępie do informacji o środowisku i jego ochronie oraz o ocenach oddziaływania na środowisko.

System OOŚ w Niemczech bazuje na rozległych doświadczeniach niemieckiej szkoły planowania przestrzennego, planowania krajobrazowego (Jessel & Tobias 2002) oraz doświadczeniach z wyżej wspomnianą kontrolą ingerencji środowiskowych. Niemcy mają za sobą 70 lat doświadczeń w zakresie budowy autostrad, a merytoryczna strona badań wykonywanych pod kątem raportów OOŚ opiera się na sprawdzonej i utrwalonej procedurze, tzw. dobrej praktyce. Konsultanci środowiskowi mają do dyspozycji szereg materiałów wzorcowych i wytycznych. W tabeli 2 przedstawiono przykładowe materiały metodyczne mające zastosowanie w OOAS w Polsce i w Niemczech.

Większość polskich podręczników OOŚ nawiązuje do problematyki procedur administracyjnych, zaś brakuje szczegółowych wskazań metodycznych dotyczących projektowania badań w celu określenia oddziaływania autostrad na środowisko, doboru kryteriów, metod wyznaczania obszaru badań, itd.

2. Model metodyczny OOAS dla biotopów i krajobrazu

Celem omawianego w tym artykule projektu badawczego, była analiza niemieckich i polskich doświadczeń w ocenach oddziaływania autostrad na środowisko. Jej rezultatem było opracowanie modelu identyfikacji oraz waloryzacji biotopów i krajobrazów, a także oceny oddziaływania autostrad na środowisko przyrodnicze. Przesłanką do podjęcia tego tematu była próba wypracowania spójnego, polsko-niemieckiego modelu metodycznego OOŚ dla biotopów i krajobrazów. W projekcie przyjęto następujące założenia:

- obiektem oceny oddziaływania autostrady są biotopy i krajobrazy,
- opracowany schemat metodyczny powinien być dostosowany do warunków przyrodniczych Polski zachodniej i wschodnich Niemiec,
- schemat procedury musi mieć charakter uniwersalny i znajdować zastosowanie w warunkach prawa polskiego, niemieckiego i europejskiego OOŚ.

Tabela 2. Praktyczne doświadczenia w OOAS w Niemczech i w Polsce – przykłady „dobrej praktyki”

	Niemcy	Polska
Prezentacja wyników OOAS w formie graficznej	BMV 1995. Mapy wzorcowe dla ocen oddziaływania na środowisko w budowie dróg.	Brak
Podręczniki nawiązujące do procedur OOŚ	m.in. Gassner E. & Winkelbrant A. 2005. OOŚ – prawne i metodyczne wprowadzenie do ocen oddziaływania na środowisko. Storm P.-C. & Bunge T. 2005, Podręcznik ocen oddziaływania na środowisko. Köppel J., Peters W., Wende W. 2004. Kontrola ingerencji środowiskowych, ocena oddziaływania na środowisko, ocena oddziaływania na obszary NATURA 2000.	m.in. Tyszecki A. red. 1999. Wytyczne do procedury i wykonywania ocen oddziaływania na środowisko. Florkiewicz E. & Tyszecki A. 2003. Postępowanie w sprawie OOŚ przy podejmowaniu decyzji administracyjnych. Wiszniewska B. i in. 2001. Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko planowanych przedsięwzięć.
Podręczniki metodyczne dotyczące środowiska przyrodniczego w OOŚ	m.in. Bastian O. & Schreiber K.-F. 1998. Analiza i waloryzacja ekologiczna krajobrazu. Knospe F. 2001. Podręcznik oceny argumentatywnej. Gareis-Grahmann F. 1993. Krajobraz wizualny oraz ocena oddziaływania na środowisko – analiza, prognoza, waloryzacja krajobrazu według ustawy OOŚ. Jessel B. i in. 2003. Opracowanie środków kompensacyjnych w oddziaływaniach na krajobraz. Koch 1989. Ocena oddziaływania przedsięwzięć na środowisko – drogi.	Lenart W. 2003. Zakres informacji przyrodniczych dla potrzeby ocen oddziaływania na środowisko.
Podręczniki dotyczące oddziaływań dróg i autostrad na środowisko	m.in. MUVS. 2001. Broszura informacyjna do raportu o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięć w ramach planowania dróg ¹ . Reck K. & Kaule G. 1993. Drogi i siedliska, identyfikacja i ocena oddziaływań drogowych na rośliny, zwierzęta oraz ich siedliska. Tischew i in. 2004. Długoterminowe skutki środków kompensacyjnych w projektach. Günnewig D. & Hoppenstedt A. 2001. Metodyczny rozwój oceny ryzyka środowiskowego w projektach komunikacyjnych.	Tracz M. i in. 1999. Oceny oddziaływania dróg na środowisko. Badora K. 2004. Autostrada – środowisko przyrodnicze.

¹broszura została przetłumaczona na język polski w ramach Polsko-Niemieckiego Projektu partnerskiego dotyczącego oceny oddziaływania na środowisko

Obszarem aplikacyjnym był fragment projektowanej autostrady A2 o długości 16 km – przechodzący przez Łagowski Park Krajobrazowy. Odcinek ten jest zlokalizowany w zachodniej Polsce w granicach administracyjnych woj. Lubuskiego, około 40 km od granicy niemieckiej. Jest to teren o wyjątkowych walorach przyrodniczych i krajobrazowych, a projektowany odcinek autostrady stanowi jeden z najbardziej znaczących konfliktów lokalizacyjnych na całej długości A2.

W pierwszym etapie badań konieczne było przeanalizowanie definicji biotopu i krajobrazu pod kątem ich zastosowania w OOŚ. Pojęcia te nie są określone w prawie polskim, a sam krajobraz w świecie nauki funkcjonuje w wielu odsłonach np. jako krajobraz kulturowy, antropogeniczny, naturalny, roślinny, miejski, wiejski. O jakim więc krajobrazie mówi ustawodawca w Ustawie POŚ art. 52, pkt. 5b? Krajobraz jest elementem, który podlega obowiązkowi oceny oddziaływania przedsięwzięcia obok takich elementów środowiska jak: zwierzęta, rośliny, wody, powietrze, powierzchnia ziemi, klimat, dobra materialne i zabytki. Z tego powodu należy wykluczyć pojęcie krajobrazu w ujęciu kompleksowym (w Niemczech *Landschaft*). W OOŚ znajduje zatem zastosowanie tzw.

krajobraz wizualny, estetyczny (w Niemczech *Landschaftsbild*), który jest odzwierciedleniem zewnętrznych elementów środowiska przyrodniczo-kulturowego, a więc szaty roślinnej, rzeźby terenu, elementów kulturowych. Posługując się pojęciem krajobrazu przyjęto definicję podaną przez Bastian i Schreiber (1998): „krajobraz to część powierzchni ziemi, geosfera, która ma swój przestrzenny charakter w konkretnym miejscu, dzięki swojemu uformowaniu, obrazowi zewnętrznemu oraz procesowemu, funkcjonalnemu współdziałaniu oraz wewnętrznym i zewnętrznym relacjom”.

Problemy interpretacyjne pojawiają się również przy poszukiwaniu relacji biotopu i OOAŚ. Na podstawie analizy definicji podawanych w polskiej i niemieckiej literaturze przyjęto, że biotop to środowisko (siedlisko, miejsce) biocenozy (gatunku, organizmu). Źródła niemieckie podają w uzupełnieniu, że jest to obszar o wyraźnie zaznaczonych granicach, cechujący się występowaniem charakterystycznych warunków abiotycznych.

Jak już wspomniano kluczowymi elementami OOAŚ są: identyfikacja i klasyfikacja środowiska, jego waloryzacja oraz ocena natężenia oddziaływania przedsięwzięcia na to środowisko. Poniżej przedstawiono analizę tych etapów oceny oddziaływania na środowisko.

2.1. Identyfikacja środowiska

Jest to bardzo istotny element OOAŚ, ponieważ od jej szczegółowości i rzetelności uzależniona jest zawartość raportu. Jeżeli na tym wczesnym etapie popełnione zostaną błędy i środowisko zostanie niewłaściwie zidentyfikowane i opisane – niemożliwe będzie poprawne przeprowadzenie dalszych badań do raportu OOAŚ, co będzie miało fatalne skutki dla całej procedury. Na tym etapie prac przyjęto skalę roboczą od 1:10 000 (biotopy) oraz 1:25 000 (kompleksy biotopów i krajobraz). Identyfikacja środowiska prowadzona była zgodnie z następującym harmonogramem:

- Analiza materiałów pod kątem wyznaczenia obszaru badań terenowych. Złożono, że dalszej szczegółowej analizie terenowej będą poddane tereny zidentyfikowane jako wartościowe, na które autostrada może mieć bezpośredni lub pośredni wpływ. W tym celu dla biotopów wyznaczono obszar badań o szerokości ponad 1 km po obu stronach projektowanej autostrady, który następnie podzielono na 3 strefy oddziaływania. Następnie teren poddano analizie pod kątem ogólnego waloru kompleksów biotopów. Do dalszego kartowania terenowego wskazano obszary wartościowe, które zostaną poddane znaczącemu negatywnemu oddziaływaniu autostrady. Z kartowania wyłączono m.in. dalej położone pola uprawne oraz tereny zabudowane (rys. 1). W identyfikacji krajobrazowej posłużono się metodyką zaproponowaną przez Jessel i in. (2003), polegającą na wyznaczeniu jednostek krajobrazowych metodą punktów widokowych. Metoda ta opiera się na określaniu w terenie zakresu wizualnego oddziaływania autostrady. Ostateczne granice obszaru badań dla biotopu i krajobrazu przedstawia rys. 1. Badania wykazały, że ze względu na zróżnicowanie oddziaływań autostrady (od wizualnych, po zmianę stosunków wodnych, do oddziaływań barierowych) najbardziej optymalne jest wyznaczenie indywidualnych, dla każdego elementu środowiska, granic obszaru badań z uwzględnieniem zmiennej intensywności prowadzonych obserwacji. Na przykład w miejscu bezpośredniego kontaktu z autostradą, należy prowadzić szczegółową inwentaryzację dostosowaną do charakterystyki typu biotopu (np. wody, lasy), w odległości kilkuset metrów, kartowanie może ograniczyć się do identyfikacyjnej charakterystyki biotopu i jego podstawowych parametrów.

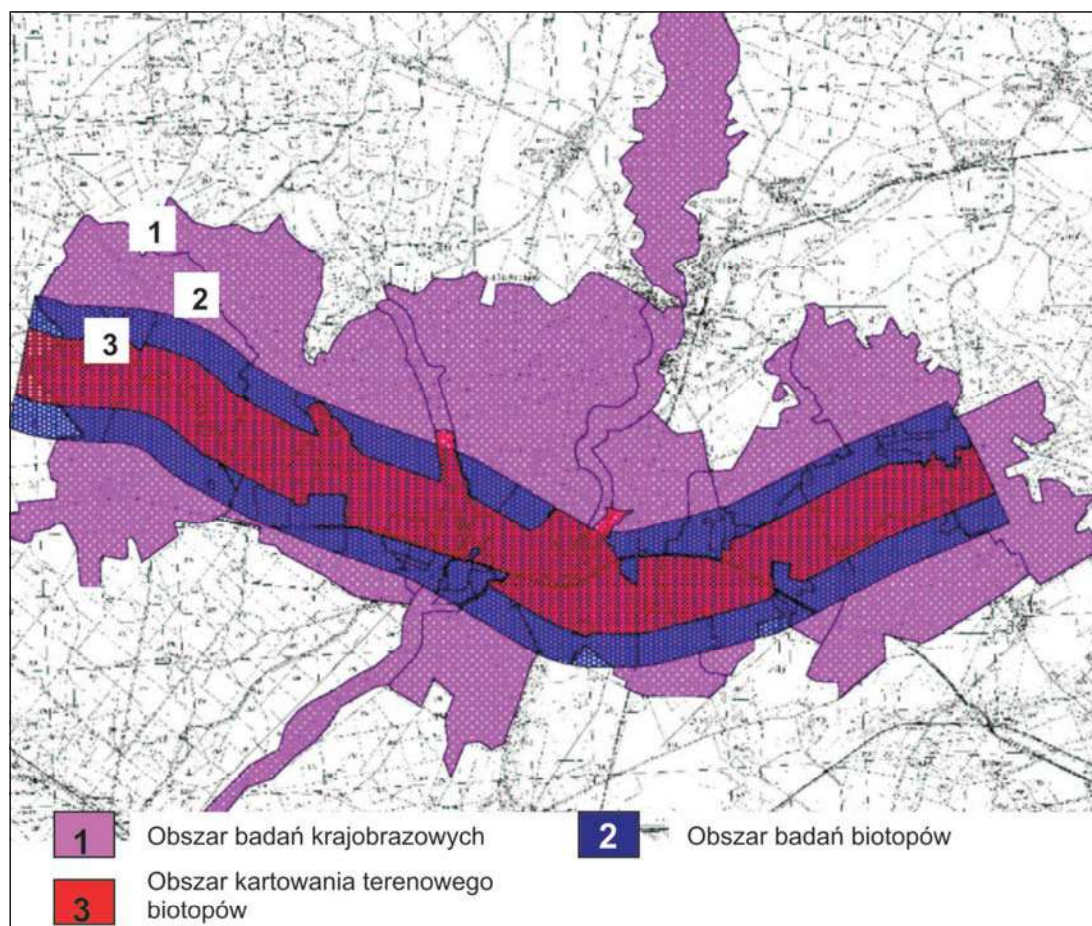
Kolejne etapy procedury identyfikacji biotopów to:

- Kartowanie terenowe, które przeprowadzono na podstawie klucza do kartowania biotopów Landu Brandenburgii (LUA, 2003). Klucz dostosowano do specyficznych warunków przyrodniczych obszaru badań (np. dominujący udział wieloletnich ugorów w strukturze powierzchniowej biotopów). Przykładowe biotopy: dębowe lasy mieszane stanowisk ciepłych i suchych, łąki świeże, małe zbiorniki wodne, trzcinowiska na terenach wtórnych.

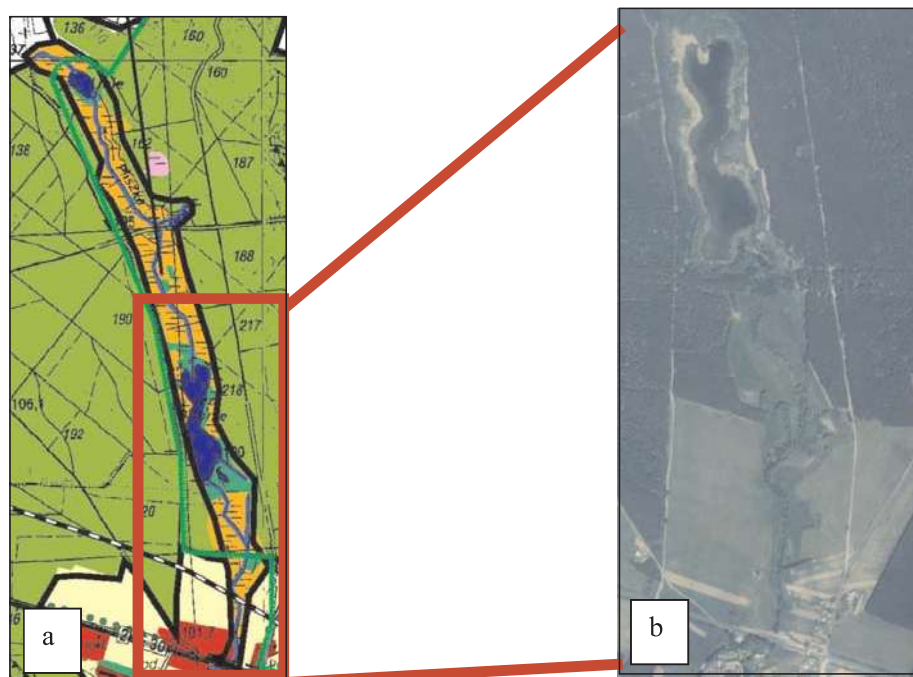
- Analiza map tematycznych – topograficznych, hydrograficznych, glebowych, leśnych oraz źródeł literaturowych nt. ŁPK.
- Opracowanie graficzne wyników. Efektem końcowym było sporządzenie mapy użytkowania biotopów w skali 1:10000 oraz mapy jednostek krajobrazowych w skali 1:25000.

Badania prowadzono na różnych płaszczyznach przestrzennych – od ogólnego poziomu krajobrazowego (rys. 2a) i analizy zdjęcia lotniczego (rys. 2b) do wyznaczenia kompleksu biotopów a następnie poszczególnych biotopów (rys. 3) i ich analizy pod kątem parametrów przyrodniczych (np. stopnia hemerobii).

Warunkiem płynnej prezentacji różnych poziomów kartowania jest wykorzystanie platformy GIS (Arc View) do analizy przestrzennej oraz prezentacji wyników.



Rys. 1. Granice obszaru badań biotopów i krajobrazu w OOAS dla projektowanej autostrady A2 – przejście przez Łagowski Park Krajobrazowy



Rys. 2. Fragment mapy krajobrazowej (a) oraz dolina rzeczna i fragment zdjęcia lotniczego (b), które posłużyło do dalszej analizy kompleksów biotopów



Rys. 3. Fragmenty mapy kompleksów biotopów (a) oraz mapy biotopów (b)

2.2. Waloryzacja przyrodnicza

Waloryzacja to proces, który służy nadaniu wartości obiektom przyrodniczym (Bastian & Schreiber 1998). Kostrowicki (1992) uważa, że każda ocena jest subiektywna, lecz należy stworzyć wszelkie warunki do jej obiektywnego przeprowadzenia. Celem waloryzacji przyrodniczej w OOŚ w odniesieniu do biotopów jest ocena struktury, formy użytkowania, funkcji elementu z uwzględnieniem potencjału środowiska. Waloryzacja przyrodnicza wymaga opracowania zestawu specyficznych ocen cząstkowych oraz ich logicznego zaprezentowania (np. w skali 5 – stopniowej).

W waloryzacji biotopów zastosowano następujące oceny częściowe: hemerobia, wiek, funkcje biotopu, unikalność (oceny podstawowe) oraz stopień separacji/powiązania biotopów i różnorodność (na poziomie gatunkowym lub mikrosiedliskowym) (oceny pomocnicze).

Kryteria oceny krajobrazu w Niemczech określa Ustawa o Ochronie Przyrody z 2002 r¹. Kryteria te są następujące: wrażenia estetyczne, unikalność, różnorodność. Efektem tego etapu badań były mapy waloru biotopów i waloru krajobrazowego, sporządzone w skali pięciostopniowej.

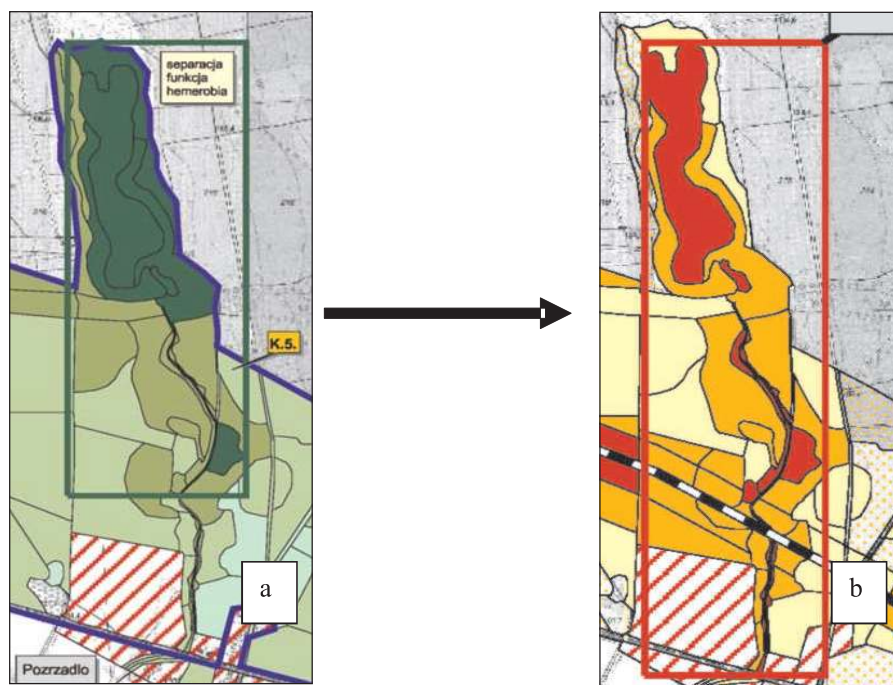
2.3. Ocena natężenia stopnia oddziaływania

Ocena oddziaływania to finalny etap badań w ramach raportu OOS. Odgrywa kluczową rolę, gdyż pozwala nie tylko zidentyfikować i zlokalizować konflikty wynikające z realizacji przedsięwzięcia, ale również określić ich nasilenie. Wyniki oceny mają wpływ na wydanie decyzji w sprawie przedsięwzięcia.

W projekcie zastosowano pięciostopniową skalę oceny. Proces oceniania przebiegał na podstawie analizy następujących ocen częściowych: walor przyrodniczy biotopu, położenie biotopu wobec autostrady (odległość), wrażliwość biotopu (oceny podstawowe) oraz przewidywana intensywność oddziaływania autostrady na biotop i istniejące, dotychczasowe obciążenia środowiska (oceny pomocnicze).

Fragmenty mapy waloru przyrodniczego oraz mapy oceny natężenia konfliktu ze środowiskiem przedstawia rys. 4.

Kolor zielony (rys. 4a) wyraża stopień waloru przyrodniczego (im ciemniejszy kolor zielony tym wyższy walor). Kolor czerwony (rys. 4b) obrazuje prognozowane natężenie konfliktu ze środowiskiem pod wpływem budowy autostrady. Jak wynika z poniższych map nie każdy biotop o najwyższym walorze przyrodniczym będzie w najwyższym konflikcie z autostradą. O natężeniu oddziaływania decyduje walor biotopu, wrażliwość i jego położenie wobec projektowanej autostrady.



Rys. 4. Fragment mapy waloru przyrodniczego (a) oraz oceny natężenia oddziaływania projektowanej autostrady na środowisko (b) – dalsze objaśnienia w tekście

¹ Bundesnaturschutzgesetz vom 25 März 2002.

3. Podsumowanie

Analiza doświadczeń polskich i niemieckich w zakresie ocen oddziaływania na środowisko wykazała, że modele metodyczne dla biotopów i krajobrazu w OOŚ w tych krajach mają charakter uniwersalny. Ich zastosowanie wymaga jedynie dostosowania parametrów do lokalnych warunków przyrodniczych. Bardzo istotna różnica między Polską a Niemcami polega na roli, jaką odgrywają biotopy i krajobraz w podjęciu decyzji OOŚ. Te dwa elementy przyrody traktowane są w polskich raportach oraz przy podejmowaniu decyzji marginalnie. Częściowo winę za to ponosi brak „dobrych praktyk” oraz brak formalnych definicji tych pojęć. Należy dążyć do wypracowania systematycznego modelu uwzględniania biotopów i krajobrazu w OOŚ w naszym kraju.

Kolejna różnica jest związana z rangą opracowania graficznego wyników w formie map. W większości raportów w Niemczech dla każdego elementu środowiska powstają trzy mapy – przedstawiające jego inwentaryzację, waloryzację oraz ocenę oddziaływania autostrady. W Polsce nie ma takich wymogów. Konieczne jest opracowanie wskazówek w zakresie graficznej prezentacji danych i prawne uporządkowanie tej kwestii. Forma graficzna znacznie zwiększa przejrzystość raportu oraz ułatwia urzędnikom podejmującym decyzję ocenę dokumentacji OOŚ.

Czy istnieje zatem międzynarodowy model metodyczny oceny oddziaływania autostrady na biotopy i krajobraz? Formalnie brakuje takiego modelu, ale jego powstanie jest naturalną konsekwencją rosnącego znaczenia współpracy w ramach UE oraz internacjonalizacji systemu ocen środowiskowych np. w ramach transgranicznej procedury OOŚ.

Pierwszym krokiem do wypracowania międzynarodowego modelu OOŚ było stworzenie wspólnych ram prawnych przez dyrektywy UE. Drugim krokiem jest wydanie przez Komisję Europejską podręczników metodycznych OOŚ na temat screeningu, scopingu oraz przeglądu raportu (KE 2001a, KE2001b, KE2001c). Kolejnym krokiem powinno być wsparcie działań, których celem będzie opracowanie standardów metodycznych w badaniach OOŚ dla poszczególnych przedsięwzięć. Przede wszystkim, mając na uwadze rozległe plany budowy sieci drogowej w Polsce, należy rozpocząć od opracowania minimalnych standardów metodycznych dla badań nad oddziaływaniem tych niebezpiecznych liniowych przedsięwzięć na środowisko w procedurze OOŚ.

Podziękowanie

Niniejsze badania zostały sfinansowane w ramach Projektu Komitetu Badań Naukowych Nr 2 PO4G 017 30.

Literatura

- Badora K. (2004). Autostrada – środowisko przyrodnicze – studium konfliktów przestrzennych na przykładzie opolskiego odcinka autostrady A4. *Studia i Monografie Uniwersytetu Opolskiego* 349, 178 pp.
- Bastian O. & Schreiber K-F. (1998). *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 563. pp.
- BMV (1995). *Musterkarten für Umweltverträglichkeitsstudien im Straßenbau*. Der Bundesminister für Verkehr, Abteilung Straßenbau, Leiter Küster, Verlags- Kartographie GmbH, Alsfeld, 35 pp. + 12 map.
- Florkiewicz E. & Tyszecki A. (2003). *Postępowanie w sprawie OOŚ przy podejmowaniu decyzji administracyjnych*, Eko-Konsult, 123 pp.
- Gareis-Grahmann F. (1993). *Landschaftsbild und Umweltverträglichkeitsprüfung: Analyse, Prognose und Bewertung des Schutzgutes „Landschaft“ nach dem UVPG*; Schmidt, Berlin, 270 pp.
- Gassner E. & Winkelbrant A. (2005). *UVP – rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung*. Müller Verlag, Heidelberg, 475 pp.
- Gawlak Ch. (2001). *Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999*. *Natur und Landschaft, Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege*, 76 Jg., 2001, November, Verlag Kohlhammer, 481-483 pp.

- Günnewig D., Hoppenstedt A. (2001). Methodische Weiterentwicklung der Umweltrisikoeinschätzung von Verkehrsprojekten, Bericht über ein abgeschlossenes F+E Vorhaben im Auftrag des Bundesverkehrsministeriums, Natur und Landschaft, 8/76 Jg., 2001 Verlag Kohlhammer 352-365 pp.
- Jessel B., Fischer-Hüftle, P., Jenny, D. & Zschalich A. (2004). Erarbeitung von Ausgleichs - und Ersatzmaßnahmen für Beeinträchtigungen durch Verkehrsvorhaben des Landschaftsbildes, Angewandte Landschaftsökologie, Bundesamt für Naturschutz, Bad Godesberg, Bonn, 53, 294 pp.
- Jessel B. & Tobias K. (2002). Ökologisch orientierte Planung. Eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden, Eugen Ulmer Verlag, 27-253 pp.
- KE (2001a). Podręcznik postępowania w sprawie OOS – Przegląd raportu OOS, Luksemburg, Biuro Wydawnictw Oficjalnych Wspólnot Europejskich, 29 pp.
- KE (2001b). Podręcznik postępowania w sprawie OOS – Scoping, Luksemburg, Biuro Wydawnictw Oficjalnych Wspólnot Europejskich, 35 pp.
- KE (2001c). Podręcznik postępowania w sprawie OOS – Screening, Luksemburg, Biuro Wydawnictw Oficjalnych Wspólnot Europejskich, 30 pp.
- Knospe F. (2001). Handbuch zur argumentativen Bewertung. Methodischer Leitfaden für Planungsbeiträge zum Naturschutz und zur Landschaftsplanung. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, 399 pp.
- Koch M. (1989). Die Umweltverträglichkeitsprüfung von Vorhaben, Strassen. In: Storm P-C., Bunge T., Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, Ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden, Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis, Erich Schmidt Verlag rozdz. 4595-4700, 1-73 pp.
- Köppel J., Peters W. & Wende W. (2004). Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH – Verträglichkeitsprüfung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 367 pp.
- Kostrowicki S. (1992). System człowiek – środowisko w świetle teorii ocen. Prace geograficzne nr 156, PAN, Wrocław, 18-27 pp.
- Lenart W. (2003). Zakres informacji przyrodniczych dla potrzeby ocen oddziaływania na środowisko. Eko-Konsult, Gdańsk.
- LUA (2003). Biotopkartierung Brandenburg. Liste der Biotoptypen. Bearbeitung Frank Zimmermann und Mitarbeiter, Neufassung, unter LUA, LAGS, LFE. 140-178 pp.
- MUVS (2001). Broszura informacyjna do raportu o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięć w ramach planowania dróg, pod red. Sporbeck. Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen (FGSV), Товариство badań ds. dróg i transportu, grupa robocza ds. projektowania dróg, Köln, 58 pp.
- Reck H. & Kaule G. (1993). Straßen und Lebensräume, Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen. Tiere und ihre Lebensräume. Forschung Straßenbau und Straßentechnik, Heft 654, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 217 pp.
- Storm P-C. & Bunge T. (2005). Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung. Ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen. Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden, Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis, Erich Schmidt Verlag.
- Tischew S., Rexmann B., Schmidt M., Teubert H., Graupner S. & Heymann T. (2004). Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten, Forschung Straßenbau und Straßentechnik, Heft 887/2004, BMVBW, Bonn 258 pp.
- Tracz M., Bohatkiewicz J. & Radosz S. (1999). Oceny oddziaływania dróg na środowisko. Wydawnictwo EKODROGA, Kraków, tom I, II, 158 pp., A-H
- Tyszecki A. (ed.). (1999). Wytyczne do procedury i wykonywania ocen oddziaływania na środowisko, IUCN, Warszawa. 16-21 pp.
- Wiszniewska B., Kerr J. & Jendrośka J. (2001). Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko planowanych przedsięwzięć, Ministerstwo Środowiska, 84 pp.

Ocena działań defragmentacyjnych w Holandii: raport z międzynarodowych warsztatów dotyczących efektów holenderskiego programu MJPO

Hans Bekker¹, Cora Markenstein² & Ruben Huele²

¹Rijkswaterstaat, Road and Hydraulic Engineering Institute, Delft; ²University Leiden, Institute of Environmental Sciences, Leiden

Streszczenie. Niniejsza publikacja informuje o trzydniowych międzynarodowych warsztatach, które odbyły się w Holandii. Celem warsztatów było zbadanie efektów Holenderskiego Długofalowego Programu Defragmentacyjnego [MJPO – MeerJaren Plan Ontsnippering; Dutch Long-Term De-fragmentation Program].

Słowa kluczowe: fragmentacja siedlisk, przejścia dla zwierząt, ocena, skuteczność

1. Badanie efektów holenderskiego programu MJPO

Drogi kołowe, linie kolejowe i drogi wodne gęsto rozdzielają obszary przyrodnicze w Holandii. Fragmentacja przyczynia się do powstawania barier i niszczenia siedlisk zarówno zwierząt jak i roślin oraz powoduje zakłócania u zwierząt i ich śmierć w wypadkach drogowych. Fragmentacja może zatem mieć bardzo negatywny wpływ na równowagę populacji, który jest najbardziej widoczny w populacjach zwierząt.

W każdym razie, w specjalnej Agendzie [Agenda for a Living Countryside] Holenderskiego Ministerstwa Rolnictwa, Przyrody i Jakości Żywności [Dutch Ministry of Agriculture, Nature, and Food Quality] stwierdzono, że *„migracje i dyspersja zwierząt i roślin nie mogą już dłużej być utrudniane obecnością dróg, linii kolejowych i dróg wodnych, ponieważ są one konieczne do zrównoważonego przeżycia populacji na poziomie prowincji, kraju i na poziomie międzynarodowym”*.

W Holandii przeprowadzono analizę tzw. „wąskich gardeł” i na tej podstawie sporządzono wykaz koniecznych działań defragmentacyjnych. Są one określone w Długofalowym Programie Defragmentacyjnym [Long-term De-fragmentation Program; MeerJaren Plan Ontsnippering – MJPO], na który budżet holenderski przewiduje 410 mln euro. Te konkretne działania defragmentacyjne mają służyć realizacji celów określonych we wspomnianej już Agendzie [Agenda for a Living Countryside]. Pierwsza ocena programu MJPO odbędzie się w roku 2008. Cały program będzie zakończony w roku 2018, łącznie z wykonaniem tzw. Głównej Struktury Ekologicznej w Holandii [Ecological Main Structure in The Netherlands].

W ramach przygotowań do oceny zaplanowanej na rok 2008, zorganizowano w Holandii trzydniowe warsztaty międzynarodowe. W trakcie ich trwania, podniesiono kilka problemów, zadając sobie między innymi pytania: jak należy oceniać, co już wiadomo oraz jakie badania i monitoring będą potrzebne. Podczas warsztatów przedstawiono wiele relacji z projektów dotyczących infrastruktury dla zwierząt, które odniosły sukces oraz nakreślono program monitoringu i badań, który zostanie omówiony w niniejszym opracowaniu. Przed warsztatami i po ich zakończeniu CML przeprowadził wywiady z kilkoma specjalistami na temat fragmentacji i defragmentacji.

Wyniki i spostrzeżenia sformułowane podczas warsztatów i wywiadów można podzielić na 4 grupy: (i) budowa i utrzymanie infrastruktury dla fauny, (ii) wykorzystanie infrastruktury dla fauny, (iii) wpływ tej infrastruktury na populacje i różnorodność biologiczną oraz (iv) znaczenie polityczne. W niniejszym raporcie, te cztery grupy będą wykorzystywane dla uporządkowania wniosków.

2. Szukanie podstawy dla oceny działań defragmentacyjnych

2.1. Wprowadzenie

W Holandii nie ma obecnie potrzeby dyskusowania o istnieniu zagrożeń dla różnorodności biologicznej, wynikających z fragmentacji siedlisk, ponieważ na następne 14 lat przeznaczono już 410 mln euro na projekty ich defragmentacji. Nadal jednak, z uwagi na odpowiedzialność i odpowiedzialne zarządzanie, niezbędne jest zagłębianie się w efekty różnych projektów defragmentacyjnych. Konstrukcje przeznaczone do przemieszczania się zwierząt będą ocenione, zarówno za pomocą monitorowania ich wykorzystania i skuteczności, jak i bardziej fundamentalnie, od strony ich udziału w osiąganiu celów ekologicznych. Nie jest to sprawą trywialną. Udowodniono, że fragmentacja siedlisk prowadzi do wymarcia pewnych populacji, ale nie oznacza to, że zwiększona łączność automatycznie prowadzi do przywrócenia tychże populacji. Tego procesu nie można tak po prostu odwrócić. Ponadto, okres trwania procesów ekologicznych jest znacznie dłuższy od procesów politycznych i administracyjnych. Co gorsza, procesy ekologiczne jest bardzo ciężko mierzyć, a jeszcze trudniej przewidzieć. Z drugiej strony, dobre zarządzanie wymaga ścisłego monitorowania i oceny wydatków z funduszy publicznych. Parlament holenderski wyraził chęć otrzymania pierwszej oceny projektów MJPO w roku 2008. Ostatecznej oceny można oczekiwać w roku 2018.

Pytanie brzmi: jak przygotować te oceny? Co może być podstawą dla tych ocen? Czy dane i ustalenia, które będą konieczne, są już gromadzone, a jeśli nie, jakie są potrzebne działania, aby je zgromadzić? W niniejszym opracowaniu przeanalizujemy różne podejścia do budowy podstaw do przyszłych ocen.

2.2. Miary oceny

Podczas próby opracowania solidnej oceny zastosowanych środków, pojawiają się dwa zasadnicze pytania. Po pierwsze, czy procedura decyzyjna była prawidłowa i konsekwentna? Pytanie to prowadzi do odpowiedzi natury politycznej. Po drugie, czy podjęte środki są skuteczne? To pytanie prowadzi z kolei do odpowiedzi ekologicznych, które można następnie podzielić na argumenty oparte na krajobrazie lub populacjach.

Spośród wymienionych, najłatwiej skonstruować oceny natury politycznej. Pozostałe podejścia są znacznie trudniejsze. Analizę rozpoczynamy od pytania o zasadność.

2.3. Ocena polityczna

Czy decyzję wydania 410 mln euro podjęto zasadnie?

Można wykazać, że strategię defragmentacji wywodzą się z ustalonych i zaakceptowanych celów politycznych. Holandia jest sygnatariuszem Konwencji o Różnorodności Biologicznej i zobowiązała się do „...ochrony różnorodności biologicznej, zrównoważonego użytkowania jej elementów oraz sprawiedliwego i uczciwego podziału pożytków wynikających z wykorzystania zasobów genetycznych...”(artykuł 1).

Przenosząc tę zasadę do holenderskiej strategii środowiskowej i pod wpływem inspiracji teorią meta-populacji, ważną rolę przypisaliśmy łączności siedlisk, która ma być zrealizowana w formie

Krajowej Sieci Ekologicznej [EHS]. Do 2018 roku ta spójna sieć obszarów przyrodniczych ma obejmować 728.500 hektarów.

Cel ten przedstawiono ponownie w różnych opracowaniach i aktach prawnych, między innymi we wspomnianej już Agendzie [Agenda for a Living Countryside, 2004, s. 56].

Agenda jest częścią ustawy o planowaniu przestrzennym (Nota Ruimte), która weszła w życie 17 stycznia 2006 i definiuje kierunki rozwoju na najbliższe 20 lat. Wynika z niej, że konieczne jest podjęcie konkretnych działań w celu złagodzenia fragmentacji siedlisk, dokonującej się pod wpływem infrastruktury transportowej. Środki te wyszczególniono w programie MJPO.

Ustawa o planowaniu przestrzennym (Nota Ruimte) zawiera mapy przedstawiające połączenia ekologiczne, które należy ukształtować i ma status bardzo silnej strategii. Sieć ekologiczna ma wyjątkowo długą i stabilną historię w holenderskim tworzeniu strategii. Jasne jest, że decyzja o wydaniu 410 mln euro jest słuszna, konsekwentna i dobrze uzasadniona poprzednimi decyzjami parlamentu.

2.4. Efektywność

Problem efektywności jest znacznie bardziej skomplikowany. Zrozumienie efektu działań defragmentacyjnych teoretycznie równa się zrozumieniu dynamiki przestrzennej metapopulacji i metazespołów. Na tym polu poczyniono duże postępy (Holyoak i in. 2005), jednak teoria jest nadal raczej w fazie abstrakcyjnej. W konsekwencji, wartość projektów defragmentacyjnych była wywodzona ze zmiennych, które uznaje się za akceptowalny wskaźnik. Próbowano różnych podejść: (i) ekonomiczne, w którym miarą efektywności była skłonność do płacenia za scenariusze defragmentacyjne (Van der Heide i in. 2005); (ii) przestrzenne, wykorzystujące modelowanie przenikalności powiązanego obszaru (Loehle i in. 2005) lub obliczanie wskaźnika fragmentacji infrastrukturalnej (Biondi i in. 2003); (iii) genetyczne, oparte na wykazywaniu, że łączenie fragmentów lasu zwiększało różnorodność genetyczną wiewiórki rudej w północnej Anglii (Hale i in. 2001).

Jednym z bardziej wyszukanych modeli, opracowanym i prowadzonym przez Alterra w Holandii, jest LARCH (skrót pochodzi od Landscape Assessment using Rules for Configuration of Habitat – Ocena Krajobrazu przy użyciu Zasad Konfiguracji Siedlisk). Jak wskazuje nazwa, LARCH jest modelem oceny krajobrazu, który stopień przydatności siedliska dla pewnych zwierząt w określonym krajobrazie wyznacza na podstawie roślinności, wielkości i wymagań tych gatunków (van der Grift i in. 2003).

Wydaje się, że istnieją dwie główne szkoły, jeśli chodzi o analizowanie efektów łączenia podzielonych siedlisk: jedna oparta na krajobrazie, druga zaś na populacji.

2.5. Ocena oparta na krajobrazie

Działania defragmentacyjne można postrzegać jako sposób łagodzenia i minimalizowania zaburzającego wpływu infrastruktury transportowej na krajobraz. W tym przypadku, miarą sukcesu jest stopień odtworzenia krajobrazu, który istniał przed zaburzeniem. Krajobraz jest również potencjalnym siedliskiem, a ponadto o wiele łatwiej go mierzyć i nim zarządzać w porównaniu z populacją. Tak więc, istnieją wyraźne metodologiczne zalety oceny opartej na krajobrazie.

Zakładając, że zrozumienie początkowego stanu krajobrazu, który jest obecnie podzielony infrastrukturą transportową, jest jasne i wystarczające, można działania defragmentacyjne traktować podobnie jak prace renowacyjne. Koncepcję opartą na krajobrazie łatwo można powiązać z renowacją cennych dzieł sztuki i – jak się wydaje – określać wartość ekosystemów, które zanikły w formie utraconego kapitału naturalnego. Przy pomocy środków technicznych ekosystem zostaje odbudowany, zaś kapitał środowiska naturalnego jest odzyskany. To podejście jest atrakcyjne dla dużej grupy ludności Holandii, jako że gwałtowny rozwój infrastruktury transportowej nastąpił za życia tych osób i wielu z nich pamięta spokojniejsze i szersze krajobrazy.

Z podejściem opartym na krajobrazie są jednak pewne problemy. Po pierwsze, nie ma wyraźnej definicji pierwotnego stanu krajobrazu, gdyż wiele zależy od tego, jaki rok mamy na myśli. Ponadto, koncentrowanie się na naturalnych cechach poprzedniego krajobrazu może spowodować, że przeoczymy wielofunkcyjność wielu wcześniejszych krajobrazów (Haines-Young i in. 2006). Najważniejszym problemem wydaje się być fakt, że odbudowa krajobrazu tworzy tylko siedlisko potencjalne. Przetrwanie lub ożywienie populacji będzie zależeć od wielu innych czynników. Mimo to, ocena projektów defragmentacyjnych uwzględniająca powierzchnię krajobrazu odbudowanego i połączonego ma wiele zalet, ponieważ: (i) stosunkowo łatwo ją przeprowadzić, (ii) inne osoby mogą ją sprawdzić, (iii) ma pośrednie znaczenie dla różnorodności biologicznej.

2.6. Ocena oparta na populacji

Argumenty polityczne łatwo wprowadzają zamieszanie do tej dyskusji. Stąd też, aby uzasadnić strategię defragmentacyjną realizacją celów dotyczących bezpośrednio różnorodności biologicznej, uzgodnionych w stosownej konwencji, należałoby przedstawić przekonujący dowód ich bezpośredniego wpływu na populację.

W opinii publicznej, duże ssaki cieszą się popularnością, a środki zmierzające do ich ochrony są politycznie atrakcyjne. Ssaki te są bardzo narażone na śmierć na drogach i fragmentacją siedlisk, tak więc działania mające na celu ograniczenie liczby wypadków drogowych i zwiększenie mobilności zwierząt mają pozytywny wpływ na te gatunki (i na bezpieczeństwo na drodze). Takie środki jak ekodukty lub inne przejścia dla zwierząt są bardzo widoczne. Jednakże, cel realizowanej strategii nie powinien się ograniczać do dużych ssaków, ale obejmować różnorodność biologiczną w całej jej złożoności. Środki defragmentacyjne mogą oddziaływać specyficznie – na określone gatunki lub na całe poziomy troficzne.

Z drugiej strony, na co wskazał już sam Darwin, rzadkie gatunki roślin i owadów są często z natury spotykane w odizolowanych miejscach. Trzeba więc pamiętać o tym, że defragmentacja siedliska to niszczenie nienaturalnej izolacji, w przeciwnym razie łatwo jest tworzyć szkodliwe scenariusze. Można sobie wtedy wyobrazić negatywny skutek tytułów gazet w rodzaju „*Przejścia dla zwierząt otwierają siedliska rzadkich ptaków dla lisów*” lub „*Ptasia grypa jest przenoszona przez sieci ekologiczne*”.

Chociaż ocena oparta na dowodzie istnienia zrównoważonych populacji wydaje się najbliższa początkowemu celowi strategii ochrony różnorodności biologicznej, to jednak wydaje się ona zawierać również bardzo praktyczne trudności.

2.7. Ocena oparta na rozwoju

W końcu, warto przyjrzeć się całkowicie innemu podejściu. Środki defragmentacyjne można postrzegać jako tworzenie nowych ekosystemów, oferujących nowy potencjał i przynoszących nieoczekiwane efekty, które z definicji nie mogły być znane wcześniej. Można być pewnym, że żywe organizmy będą korzystać z możliwości przestrzennych, które będą im dane, ale nie jest jasne, których gatunków będzie to dotyczyło, jakie ekosystemy będą się rozwijać i jakie procesy ekologiczne zostaną zainicjowane.

Dla samej oceny oznaczałoby to konieczność przeprowadzenia analizy nowoutworzonych ekosystemów. Jest to oczywiście wykonalne i ma tę zaletę, że podejście takie nie musi ograniczać się do wstępnie wyznaczonej grupy gatunków. Z drugiej strony, holenderska strategia ochrony przyrody odpowiada za konkretne zagrożone grupy gatunków i wątpliwe jest, czy mogą one być pominięte bez niepokojów politycznych.

2.8. Wnioski

Przedstawione wyżej cztery podejścia prawdopodobnie skutkują stosowaniem różnych metod oceny. Wydaje się, że nie ma przeciwwskazań do współistnienia wielu wizji, ale aby możliwa była interpretacja danej oceny należałoby wiedzieć, na której wizji jest ona oparta.

Bez względu na wybraną perspektywę, fragmentacja siedlisk spowodowana infrastrukturą transportową i efekt ekologiczny środków defragmentacyjnych stawiają ważne pytania teoretyczne, z implikacją dla strategii, dotyczące wędrówek pomiędzy siedliskami w wyniku zmian oraz izolacji populacji rzadkich gatunków. Zarówno kwestie teoretyczne, jak i strategiczne dotyczą skali, która wykracza poza terytorium Holandii.

3. Uzasadnianie infrastruktury dla fauny

Podczas warsztatów skupiono się zarówno na zasadności budowy infrastruktury dla fauny, ale bez rozpoczynania na nowo dyskusji o negatywnym wpływie fragmentacji siedlisk, jak i na przedstawianiu ogólnych ram programów badawczych i monitoringowych.

Na zasadność stosowania środków defragmentacyjnych mogą składać się zarówno aspekty moralne, dotyczące wdrażania infrastruktury dla zwierząt, jak również przykłady efektywności jej zastosowania. Przykłady świadczące o powodzeniu i skuteczności rozwiązań mogą być w szczególności wykorzystane do obrony programu MJPO na arenie politycznej, co może być użyteczne, podczas pierwszej oceny programu MJPO, która będzie mieć miejsce w roku 2008. Przy wyjaśnianiu potrzeby wdrożenia strategii defragmentacji, przykłady świadczące o powodzeniu działań odgrywają kluczową rolę, mogą one odnosić się do poziomu politycznego dotyczącego realizacji infrastruktury dla zwierząt, jak również do poziomu jej skuteczności. Dobrze ugruntowane przykłady tego typu przedsięwzięć muszą być skrzętnie gromadzone na poziomie międzynarodowym.

3.1. Budowa i utrzymanie infrastruktury dla zwierząt

Infrastruktura dla zwierząt jest budowana dopiero od niedawna. „Świat” obserwuje i wykorzystuje dotychczasowe wdrożenia (zarówno w Banff – w Kanadzie, jak i w Holandii) jako wzorce. Muszą więc być one prawidłowe. Obecnie wyznaczamy normy dla ich konstrukcji i utrzymania. Prowadzona jest intensywna wymiana informacji pomiędzy różnymi krajami, a to co robimy w Holandii i to co wykonaliśmy w Banff służy jako przykład.

3.2. Wykorzystanie infrastruktury dla zwierząt

Akceptacja infrastruktury dla zwierząt jest zależna od gatunku, ale ogólnie można powiedzieć, że jest ona wykorzystywana. Ekodukty są używane przez duże zwierzęta, nawet podczas budowy i po jej zakończeniu. Znaki tego można znaleźć na wszystkich ekoduktach w formie śladów, odcisków i odchodów. Dla przepustów, ogrodzeń i tuneli dla borsuków, są mocne dowody na to, że te środki działają (rys. 1 i 2).



Rys. 1. Dowód obecności borsuka (zdjęcie H. Bekker)



Rys. 2. Dowód na korzystanie przez borsuka z tunelu (zdjęcie: 'Stichting Das en Boom')

3.3. Wpływ na populacje

Ogrodzenia doprowadziły do ograniczenia wypadków śmiertelnych na drogach (o 80% w Banff), i w miejscach ich zainstalowania populacje zwiększyły się (Banff). To podkreśla wagę środków łączonych (np. ekodukt/tunel dla borsuków w połączeniu z odpowiednimi ogrodzeniami) i pokazuje również, że infrastruktura dla fauny może mieć pozytywny wpływ na populacje zwierząt.

W Holandii, pakiet środków przeznaczonych dla borsuka doprowadził do wzrostu populacji od 1200 osobników do około 4800 osobników. Do sukcesu mógł się przyczynić też fakt, że zastosowano cały zestaw środków i że te środki zostały prawidłowo połączone.

3.4. Odniesienie polityczne

Istnieje szeroka akceptacja i świadomość działań defragmentacyjnych, zarówno na poziomie lokalnym jak i rządowym. Działania inicjowane odgórnie doprowadzały do akcji oddolnych i *vice versa*. Przykładem lokalnej inicjatywy jest budowa ekoduktu Crailo w 'het Gooi' (między Bussum i Hilversum), gdzie ludność pragnęła wnieść swój wkład. Budowa tego ekoduktu doprowadziła obecnie do podniesienia na wyższy poziom ważności pobliskiego ekoduktu rządowego i do polepszenia łączności. Akceptacja jest tak szeroka, że zasada „na jeden kilometr drogi zbudowanej przypada jeden kilometr drogi rozebranej” nie spotyka się prawie z żadnym sprzeciwem.

Na poziomie prowincji, jest również wiele inicjatyw. W prowincji Utrecht na przykład, siedemnaście partii zaangażowało się w projekt 'Heart of the Heuvelrug' [„Serce Heuvelrug”], w celu ponownego połączenia północnej i południowej części Heuvelrug, poprzez budowę ekoduktów i wdrożenie innych środków.

Zupełnie innym uzasadnieniem dla programu MJPO jest to, że defragmentacja jest naszym moralnym obowiązkiem. W ciągu ostatnich 50 lat niszczyliśmy całe siedliska i podzieliliśmy nasze obszary przyrodnicze. Obecnie mamy możliwość odbudowania (części) połączeń i utworzenia nowych obszarów, nie tylko dla zwierząt, ale również dla nas i dla przyszłych pokoleń, aby nasz kraj był nadal wspaniałym miejscem do życia. 410 milionów euro można uważać za inwestycję, a dotychczasowe środki powinny być wzmocnione nowymi działaniami. Utworzone połączenia mogą się stać częścią obszaru chronionego, który jest potrzebny w tak małym kraju. W ten sposób tworzy się nową wartość.

4. Budowa i konserwacja infrastruktury dla zwierząt

Mimo tego, że wydaje nam się, iż wiemy jak tworzyć infrastrukturę dla fauny, to nadal istnieje wiele spraw, które należy brać pod uwagę przy budowie tych środków.

W USA (Kalifornii) udowodniono, że samo tworzenie połączenia nie wystarcza. Obszar musi spełniać wymagania gatunku docelowego, zanim zostanie on połączony z innym obszarem, a dla uzyskania najlepszych wyników konieczne jest połączenie środków. Te połączenia muszą być zawsze wykonane na zamówienie, ponieważ zależą one od sytuacji na określonym obszarze. Powodzenie środków defragmentacyjnych zależy ponadto od równowagi pomiędzy rozmiarami izolacji i stopniem powiązań pomiędzy obszarami: im więcej powiązań i mniej izolacji, tym lepiej działa zastosowany środek.

Ustaliliśmy, że ekodukty są wykorzystywane przez różnego rodzaju zwierzęta, jednak duże zwierzęta w większości używają przejść górnych. Przejścia górne są skuteczne także dla małych zwierząt, jednak tylko wtedy gdy mają siedlisko, które one potrzebują, ponieważ promień ich aktywności jest dużo mniejszy.

Jest również silna potrzeba konserwacji infrastruktury dla fauny, gdyż musi być ona funkcjonalna przez cały okres życia zwierząt. Zatem, należy wybrać środki solidne i trwałe. Chociaż koszty budowy solidnych środków (np. ekoduktów) są zazwyczaj wyższe, to jednak koszty ich utrzymania są niższe, co w sumie sprawia, że solidne środki są jednak tańsze.

Bezpieczeństwo na drodze (zarówno dla zwierząt, jak i dla ludzi) jest kolejną kwestią, którą należy wziąć pod uwagę przy budowie infrastruktury dla fauny. Ekodukty i inne środki sprawdzają się, jednak najważniejsze są ogrodzenia. Obniżają one śmiertelność na drogach, co jest bardzo ważne dla populacji zwierząt dłużej żyjących. Ich stan zależy od przeżycia osobników zdolnych do reprodukcji. Chcąc ocenić wpływ śmiertelności na drodze na stan populacji, należy liczbę osobników zabitych rozpatrywać w odniesieniu do wielkości populacji, a nie w wartościach bezwzględnych. Na przykład w Holandii występuje tak dużo jeży, że liczba osobników zabitych na drogach nie wpływa praktycznie na wielkość populacji tych zwierząt, chociaż bezwzględna liczba jeży zabitych na drogach, mogłaby wskazywać na to, że z gatunkiem tym może być problem.

Kolejną sprawą, którą należy wziąć pod uwagę jest, na przykład to, jaka jest interakcja ze środowiskiem ludzkim. Czy zwierzętom grozi niebezpieczeństwo zatrucia? Czy istnieją efekty uboczne, takie jak np. nieprzewidziane wykorzystanie infrastruktury przez ludzi? Jakie są warunki fizyczne przyległych terenów? W trakcie przygotowywania budowy przejść dla zwierząt, na te pytania należy udzielić odpowiedzi, i w zależności od ich treści wybrać odpowiednie rozwiązania.

Są również pewne bardziej fundamentalne pytania, które wymagają odpowiedzi, dotyczące budowy i utrzymania infrastruktury dla fauny, aby uczynić je bardziej skutecznymi w przyszłości. Musimy wiedzieć, na przykład, jak zaprojektować infrastrukturę. To prawda, że konstrukcja jest znana dla ekoduktów, ale nadal nie jest znana dla korytarzy i małych obiektów, takich jak rampy ucieczki. Innym pytaniem jest, czy powinniśmy budować jeden duży czy kilka małych obiektów. Czy lepiej jest mieć 10 ekoduktów, które połączą kilka obszarów, czy też spróbować rozwiązać to tysiącem przepustów? Monitoring i badania powinny dać odpowiedź na te pytania.

5. Monitoring wykorzystania i badanie efektywności infrastruktury dla fauny

Podczas warsztatów przedyskutowano główne pytania, które należałoby zadać podczas oceny efektywności infrastruktury dla fauny, jak również przygotowano ogólny opis programu badań.

5.1. Zarys programu badań

Po pierwsze, musi istnieć opis obiektów i celów, aby było wiadomo, co monitorować i oceniać. Bez wyraźnego określenia celu trudno jest ustalić, czy osiągnięto to, co zaplanowano. Dobrze jest wybrać kilka ważnych i łatwych do monitorowania gatunków jako tzw. gatunków wskaźnikowych.

Po drugie, muszą być zaprojektowane standardowe metody oceny, w których wykorzystywane zostaną tego samego typu dane. Monitoring użytkowania infrastruktury przez faunę, należy przeprowadzić w stosunku do wszystkich środków, aby móc stwierdzić, czy ich utrzymanie jest dobre. Potrzebne jest też wykonanie badań pod kątem obecności/braku migracji zwierząt w odniesieniu do jak największej liczby obiektów.

Po trzecie, trzeba opracować szczegółowe metody oceny. Należy je przyjąć, aby stwierdzić czy cele zostały osiągnięte. Metody te trzeba stosować do precyzyjnie wybranych obiektów, dla zaoszczędzenia czasu oraz z powodów ekonomicznych.

5.2. Główne pytania

Oto pytania, które należy zadać podczas oceniania infrastruktury dla dzikich zwierząt:

- Czy infrastrukturę dla fauny zbudowano i utrzymuje się według planu i projektu? To pytanie należy zadać w odniesieniu do wszystkich obiektów.
- Czy konstrukcja jest dobra, czy też można ją ulepszyć? Przed rozpoczęciem budowy musi wystąpić faza kontrolna mająca na celu ocenę projektów. Jej przedmiotem powinny być propozycje różnych typów obiektów.
- Czy ten konkretny typ infrastruktury jest używany? Dlaczego/dlaczego nie? To pytanie wymaga odpowiedzi dla całej infrastruktury dla fauny, ponieważ odpowiedź zależy zarówno od typu jak i lokalizacji.

Te trzy pierwsze pytania biorą pod uwagę warunki wstępne: czy infrastruktura dla fauny działa i czy jest używana. Odpowiedź na nie interesuje głównie konstruktorów i inżynierów, ponieważ to oni odpowiadają za budowę i utrzymanie infrastruktury dla zwierząt. Odpowiedzi na te pytania pociągają za sobą jednak także pytanie zasadnicze, o wpływ tych działań na wielkość i trwały rozwój populacji.

Ponieważ celem całego zestawu działań jest to, aby migracja i dyspersja zwierząt i roślin nie były już dłużej utrudniane obecnością dróg, linii kolejowych i dróg wodnych, w zakresie w jakim taka migracja i dyspersja są konieczne do zrównoważonego trwania populacji, nie wystarczy ustalić, że *może* być trwały wpływ na populację. Dlatego kolejne pytania dotyczą tego: czy te działania wystarczą do osiągnięcia i odbudowania łączności oraz czy przyczyniają się do zrównoważonego trwania populacji? Czy ma miejsce wpływ na populację? (do badania należy wybrać miejsca i gatunki). Czy zestaw zastosowanych środków przyczynia się do rozwoju Krajowej Sieci Ekologicznej? (monitoring powinien jednak być szerszy niż sieć ekologiczna).

Odpowiedź na te pytania interesuje zarówno naukowców jak i podejmujących działania ochronne. Po udzieleniu odpowiedzi przez naukowców, odpowiedzialni za ochronę powinni skorzystać z wyników badań dla uzasadnienia swoich działań.

Problemy, sukcesy i niepowodzenia muszą być stale analizowane. Na przykład, analizując „sukces borsuka” w Holandii trzeba sobie postawić pytania: co przyczyniło się do tego sukcesu, czy są jakieś ogólne trendy, czy sukces jest wynikiem zmniejszenia śmiertelności (mniej wypadków śmiertelnych), wynikiem zwiększonej łączności pomiędzy różnymi obszarami, czy wynikiem obydwu tych czynników, czy zwiększenie się populacji można powiązać z lepszą jakością siedlisk?

5.3. Monitoring wykorzystania

Nie wystarczy tylko monitorować wykorzystanie przejścia, chociaż jest to ważne. Monitoring powinien odpowiadać także na pytania: gdzie występują obserwowane gatunki i dokąd zmierzają? Rutynowy monitoring powinien się koncentrować na funkcjonowaniu infrastruktury dla fauny w określonym miejscu, ale jednocześnie musi być umieszczony w kontekście istniejących już, szerokich programów monitoringu. Zaletą monitoringu w określonym miejscu jest to, że mogą w nim być ujęte lokalne czynniki, ponieważ od nich zależy powodzenie lub niepowodzenie podejmowa-

nych działań. Pomiary prowadzone w określonym miejscu dają lepszą możliwość zarządzania znajdującym się w nim obiektem. Innymi słowy, chodzi o stwierdzenie na miejscu: co jest dobrze a co źle.

Program monitorowania, powinien obejmować równoczesne obserwacje kilku gatunków oraz pełen zestaw obiektów. W ten sposób można oceniać efekty funkcjonowania całej infrastruktury dla zwierząt. W programie należy uwzględnić lata krańcowe, aby uzyskać pełne zrozumienie sytuacji. Zatem, należy przeprowadzić długofalowe badania, aby możliwe było zaobserwowanie zmian.

Jak wcześniej wspomniano, monitoring przejścia jest nie wystarczający, ponieważ przekraczanie drogi przez osobniki nie oznacza automatycznie przepływu materiału genetycznego. Może być też tak, że zwierzęta używają przejść do żerowania, ale nie prowadzi to do reprodukcji, lub też zwierzęta, które wędrują przez przejścia jeszcze nie osiągnęły wieku rozrodczego. Dla wyjaśnienia tego typu zagadnień, konieczne jest przeprowadzenie już głębszych badań naukowych.

5.4. Badanie wpływu na populację i na różnorodność biologiczną

W programach badawczych należy uwzględnić kilka gatunków jednocześnie, a obserwacje prowadzić długofalowo, aby móc dostrzec zachodzące zmiany. W idealnej sytuacji, badania powinny obejmować cały okres zmian wynikających z wprowadzenia infrastruktury dla fauny. Zatem, powinny być prowadzone przez cały okres jej funkcjonowania, który dla ekoduktu wynosi około 80 lat.

Dogłębne badania powinny być szersze niż funkcjonowanie samej infrastruktury dla zwierząt, a więc brać pod uwagę również krajobraz otaczający obiekt, w tym różne elementy będące jego atrybutami, a także skład gatunkowy.

Monitoring i badania muszą koncentrować się na budowie i utrzymaniu, wykorzystaniu oraz wpływie na populację. Ponadto, powinny zwracać uwagę na strukturę wieku, płęć i rozmieszczenie przestrzenne zwierząt (użytkowników obiektu), ponieważ od tych cech zależy skłonność gatunku do wędrówek. Odpowiednie wskaźniki można wybierać na poziomie osobniczym, populacyjnym i/lub na poziomie cech genetycznych.

Badania tego typu powinny się rozpocząć już dawno, gdyż porównanie sytuacji sprzed i po budowie danego obiektu dawałoby znacznie lepsze rezultaty. W Holandii nadal jest wiele miejsc, w których takie badania mogłyby być prowadzone. Mamy również jedyną w swoim rodzaju okazję analizowania kontrolowanego wpływu [CI: controlled-impact], a następnie prowadzenia tzw. badań BACI [od: before-after-controlled-impact analysis – analiza przed i po kontrolowanym wpływie], mających na celu przeanalizowanie całkowitego oddziaływania infrastruktury dla fauny.

Wprowadzając program badawczy należy uwzględnić kilka okoliczności. Jedną z nich jest ciągle zmieniająca się wielkość populacji zwierząt. Istnieje wprawdzie potrzeba łagodzenia skutków niskiego poziomu populacji, jednak są duże trudności z oceną efektów zastosowanych środków. Tym bardziej, że pewną rolę mogą odgrywać także inne czynniki (takie jak np. zmiana klimatu lub sezonowość). Czynnikiem, który powinien być brany pod uwagę w analizie śmiertelności zwierząt w wypadkach drogowych jest nasilenie ruchu. Czynnikiem ten należy traktować jednak jako zmienną niezależną, ponieważ nasilenie ruchu nie ma związku z typami siedlisk.

W końcu trzeba stwierdzić, że szczególnie w przypadku większych ssaków, których wymagania środowiskowe są dobrze poznane, często w badaniach wykorzystywane są wcześniej wypracowane modele. Rzadziej są one stosowane w odniesieniu do mniejszych zwierząt, ponieważ zachowanie ich populacji jest znacznie słabiej rozpoznane.

Przed rozpoczęciem programu monitoringu i badań należy odpowiedzieć na kilka pytań, np.:

- Jaka jest najskuteczniejsza metoda monitorowania? Zdjęcia satelitarne, ślady czy wyposażenie zwierząt w miniaturowe nadajniki?
- Które zwierzęta będą korzystać z infrastruktury i jaki będzie to miało wpływ na program?

- Jak powinniśmy reagować na stale zachodzące zmiany w siedlisku w sytuacjach stosowania określonych środków łagodzących?
- Czy musimy uwzględniać w obliczeniach żywotność populacji (wiedząc, jak trudno jest monitorować dynamikę populacji), a także czy powinniśmy śledzić zmiany genetyczne?
- Jak możemy połączyć niezbędny monitoring rutynowy z dogłębnymi badaniami?
- Co będziemy mierzyć? Wykorzystanie przejścia, w którym przemieszczają się zwierzęta, ich strukturę wiekową, zagęszczenie, czy może tylko obecność/brak zwierząt?

Zachodzące obecnie i w przyszłości zmiany wokół infrastruktury dla fauny powinny być traktowane jako unikalna okazja do prowadzenia badań naukowych. Całkowite wdrożenie programu MJPO można uznać za jeden wielki eksperyment. O wynikach programów monitoringu i badań naukowych należy informować opinię publiczną. Będzie to sprzyjać wzrostowi zrozumienia i zainteresowania podejmowanymi działaniami, a także przyczyni się do politycznego uzasadnienia stosowanych środków łagodzących.

6. Trafność polityki defragmentacji

Ocena środków defragmentacyjnych jest konieczna, ale trudna. Monitoring i badania naukowe mogą się przyczynić do uzasadniania ich stosowania, jednak sami autorzy programu ochrony mogą uczynić tę ocenę łatwiejszą. W pierwszej kolejności, chodzi o takie ustalenie celów wprowadzenia środków defragmentacyjnych, aby można było jednoznacznie ocenić skuteczność ich realizacji (stwierdzić, czy jasno określone cele zostały osiągnięte).

6.1. Ustalenie celów defragmentacji siedlisk

Już na początku trzeba dokładnie opisać środki łagodzące i sformułować cele, aby było jasne, co należy monitorować i oceniać, a przede wszystkim, by już wcześniej było wiadomo kiedy będzie można mówić o osiągnięciu sukcesu. Oznacza to, że z góry należy określić wskaźniki sukcesu. Muszą mieć one zarówno charakter koncepcyjny, jak również odnosić się do poziomu wykorzystania środków oraz cech populacji wybranych gatunków. Zbyt ambitne cele, lub cele oparte na źle wybranych gatunkach (np. bardzo silnie zagrożonych), stwarzają niebezpieczeństwo nie osiągnięcia celów. Przy wyborze gatunków wskaźnikowych, trzeba unikać zarówno gatunków bardzo rzadkich jak i pospolitych. Gatunki zbyt rzadkie, takie jak np. wydra w Holandii, trudno jest monitorować i badać, natomiast w przypadku gatunków pospolitych (takich jak jeź), trudno z kolei znaleźć powiązania z efektami zastosowanych środków łagodzących.

Politykę defragmentacji można uznać za sukces przede wszystkim wtedy, gdy zostaną osiągnięte określone w konkretnych przypadkach cele. Warto jednak zwracać też uwagę na alternatywny sukces. Przykładowo, nawet jeśli wprowadzona infrastruktura dla zwierząt nie doprowadziła do zauważalnego zwiększenia wielkości populacji gatunków wskaźnikowych, a zatem cel główny „zwiększenie wielkości tych populacji” nie został osiągnięty, to jednak mógł nastąpić ogólny wzrost różnorodności biologicznej. W tej sytuacji, ogólnie rzecz biorąc, można stwierdzić, że wprowadzenie środków defragmentacyjnych zakończyło się powodzeniem.

Polityka defragmentacji nie może się opierać tylko na informacjach teoretycznych. Problemem może być już bowiem sam model, wymagający przejrzystych danych dotyczących kolizji drogowych, wskaźników śmiertelności, wykorzystania infrastruktury dla fauny, itd. Uzasadnienie powinno być wprawdzie oparte na mocnych argumentach oraz przykładach świadczących o powodzeniu określonych przedsięwzięć, jednak nawet informacje z pozoru anegdotyczne (okazjonalne), powinny być brane pod uwagę.

Pytania, na które trzeba udzielić odpowiedzi jeszcze przed określeniem celów i wdrożeniem polityki brzmią: w jaki sposób ustalać kolejność powierzchni przeznaczonych do ochrony i połączenia, oraz jak mierzyć sukces i niepowodzenie?

6.2. Uzasadnienie wyboru przedmiotu defragmentacji

W rozdziale „Uzasadnienie infrastruktury dla fauny” przedyskutowano już różne podejścia do racjonalizacji wyboru obszarów do defragmentacji. Jednak bardziej fundamentalne i polityczne powody zmniejszenia fragmentacji siedlisk odgrywają tu rolę.

Argumentem politycznym może być konieczność uzgodnienia krajowej strategii ochrony środowiska z polityką europejską, która zakłada ponowne połączenie obszarów przyrodniczych w ramach sieci Natura 2000. Chociaż Holandia wyprzedza strategię europejską, realizując już swoją Krajową Sieć Ekologiczną (National Ecological Network), to jednak plany krajowe nadal powinny być spójne ze strategiami międzynarodowymi.

Innym uzasadnieniem dla programu MJPO jest to, że wynika on logicznie z poprzednich strategii ochrony środowiska w Holandii. Realizowane z sukcesami nowe infrastruktury dla fauny, wspierają więc wcześniejsze inwestycje w ochronę środowiska i są spójne z zaakceptowaną strategią.

Bardziej fundamentalnym powodem zwiększenia łączności pomiędzy obszarami środowiska przyrodniczego jest to, że małe populacje są zagrożone i połączenie jest konieczne dla ich przetrwania. Dzięki temu możliwy jest przepływ materiału genetycznego i zapobiega się endogamii.

6.3. Różne

Istnieje polityczny, gospodarczy i społeczny nacisk na łączenie korzystania z infrastruktury dla zwierząt z działalnością ludzi, np. turystyką pieszą. Nie wiadomo jednak, jakie będą skutki takiego połączenia. W USA (Kalifornii) udowodniono, że korzystanie z infrastruktury dla fauny przez ludzi zakłóca spokój przechodzących zwierząt. Na obszarach o dużej intensywności działalności ludzkiej, zwierzęta są bardziej płochliwe. Z drugiej strony, w Holandii udowodniono, że wielkość populacji borsuków może się zwiększyć w obszarze, w którym jest wiele osób spacerujących z psami. Zatem, wpływ wspólnego korzystania z infrastruktury należy dokładnie zbadać. W wyniku presji na łączenie funkcji, argumenty przeciwne powinny być bardzo dobrze przygotowane.

Obecnie, polityczną zgodę wokół działań defragmentacyjnych należy ocenić dobrze. Jednak dla zapewnienia długofalowej efektywności infrastruktury dla fauny i zagwarantowania jej efektywności, będzie ona bardzo potrzebna także w przyszłości. Zdobywanie funduszy na środki łagodzące oraz badania naukowe jest i prawdopodobnie zawsze będzie problemem, dlatego istnieje konieczność ciągłego zwracania uwagi polityków na tę kwestię.

Wracając do wyboru obszaru do defragmentacji, to ważne jest, aby nie mieć podejścia defensywnego. Już obecnie o potrzebie defragmentacji uświadomieni są praktycznie wszyscy, jak również o tym, że cele strategii można osiągnąć, jeśli infrastruktura dla fauny zostanie dobrze wdrożona.

Tabela 1. Matryca powiązań czynników związanych z defragmentacją siedlisk

		Budowa i utrzymanie	Wykorzystanie	Wpływ na populację	Nastawienie polityczne
Monitoring	Kontrola (RWS)	+			
	Standardowy monitoring: (PGO; NGO)		+		
	Monitoring specjalny		+	+	
	Ogółem				-/+
Badania	Obecność/brak			+	
	Struktura populacji: wiek, płeć, itd.			+	
	Genetyka		+	+	
	Struktura roślinności	+	+	+	
	Ogółem				+
Komunikacja	Architekci	+			
	Klasyczni miłośnicy przyrody	+		+	
	Aktywni kolekcjonerzy i obserwatorzy		+	+	
	Naukowcy	+	+	++	
	Ogółem				++

Jednym z efektów warsztatów była matryca (tab. 1). Ilustruje ona sposób myślenia o problemie defragmentacji siedlisk. Matryca ta nie jest jeszcze kompletna, ale stanowi podstawę dla przyszłych uzupełnień. Znakiem (+) zaznaczono jak, i z jaką mocą, określone formy działań (monitoring, badania naukowe, komunikacja) odnoszą się do czterech grup tematycznych. Ponadto, określono wagę politycznego uzasadnienia monitoringu, badań naukowych i komunikacji jako całości.

Literatura

- Biondi M., Corridore G., Romano B., Tamburini G. & Teté P. (2003). Evaluation and Planning Control Of The Ecosystem Fragmentation Due To Urban Development. No UCD-ITS-REP-00-01, Institute of Transportation Studies, Working Paper Series from Institute of Transportation Studies, University of California, Davis.
- Canters K. Piepers A. & Hendriks-Heersma D. (1997). Proceedings Habitat Fragmentation and Infrastructure. Ministry of Transport (Netherlands).
- COST 341 (2003). Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. Wildlife and traffic. A European handbook for identifying conflicts and designing solutions. KNNV Publishers.
- European Commission; Directorate-General for Research (2003). COST Action 341 Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: the European review.
- Europese Commissie (2000). Beheer van "Natura 2000"-gebieden – de bepalingen van artikel 6 van de habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG).
- Grift E. A. van der, Pouwels R. & Reijnen R. (2003). Meerjarenprogramma Ontsnippering. Knelpuntenanalyse. Alterra-rapport 768.
- Haines-Young R., Watkins C., Wale C. & Murdock A. (2006). Modelling natural capital: The case of landscape restoration on the South Downs, England. Landscape and Urban Planning 75(3-4), Landscapes and sustainability: 244-264.
- Hale M.L., Lurz P.W.W., Shirley M.D.F., Rushton S., Fuller R.M. & Wolff K. (2001). Impact of Landscape Management on the Genetic Structure of Red Squirrel Populations. Science 293 (5538): 2246-2248.

- Heide C. M. van der, Bergh J.C.J.M. van den, Ierland E.C. van, & Nunes P. A. L. D. (2005). Measuring the Economic Value of Two Habitat Defragmentation Policy Scenarios for the Veluwe, The Netherlands. *NOTA DI LAVORO* 42.2005, The Fondazione Eni Enrico Mattei Note di Lavoro Series Index.
- Holyoak M., Leibold M.A. & Holt R.D. (eds.) (2005). *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Chicago University Press.
- Loehle C., Bently T., Wigley P. A. Shipman S. F., Fox S., Rutzmoser R.E. Thill R. E. & Melchior M. A. (2005). Herpetofaunal species richness responses to forest landscape structure in Arkansas Forest. *Ecology and Management* 209: 293-308.
- Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality (2004). *Agenda for a Living Countryside. Multi-year Programme for a Living Countryside Responding to change*.
- Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality (2004). *Ecological Networks: Experiences in The Netherlands. 'A joint responsibility for connectivity'*.
- Ministerie van LNV (2005). *Concept –Natura 2000 doelendocument- hoofddocument*.
- Ministerie van V&W, Ministerie van LNV, Ministerie van VROM (2004). *Meerjarenprogramma Ontsnippering*.
- Ministerie van V&W, Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (2005). *Leidraad faunavoorzieningen bij wegen*.

Fragmentacja siedlisk dzikich zwierząt pod wpływem infrastruktury transportowej w przestrzeni zieleni metropolitalnej podlegającej ochronie: studium na przykładzie Barcelony

Seán Cahill¹, Anna Tenés², Francesc Llimona³ & Lluís Cabañeros⁴

Estació Biològica de Can Balasc, Parc de Collserola, Ctra. de l'Església, 92; 08017 Barcelona, Spain;
scahill@parccollserola.net¹, atenes@parccollserola.net², fllimona@parccollserola.net³,
lcabaneros@parccollserola.net⁴

Streszczenie. Park Collserola jest położony w obszarze metropolitalnym Barcelony, w pobliżu wybrzeża Morza Śródziemnego. Park zajmuje około 8500 ha lasów zbudowanych głównie sosny alepskiej (*Pinus halepensis*) i dębu ostrolistnego (*Quercus ilex*) i charakteryzuje się dużą różnorodnością siedlisk dzikich zwierząt. Zwierzęta te monitoruje się od ponad 15 lat i dzięki temu są dostępne szczegółowe dane o wymaganiach siedliskowych różnych gatunków ssaków, z grupy wymagającej dużych terytoriów, takich jak żeneta (*Genetta genetta*) i dzik (*Sus scrofa*).

W ostatnich latach nastąpił znaczny rozwój urbanizacji w obszarze metropolitalnym Barcelony. W wyniku tego, wiele siedlisk dzikich zwierząt w Parku Collserola jest obecnie skutecznie odizolowanych pierścieniem głównych szlaków transportowych i obszarów zabudowanych od innych pobliskich obszarów przyrodniczych. Ponadto, kilka dróg, w tym ogrodzona droga szybkiego ruchu i linia kolejowa, przecinają park w jego granicach, prowadząc do wewnętrznej fragmentacji siedlisk i ograniczenia migracji zwierząt. Niedawno wydana publikacja „*Transport Infrastructure Plan for Catalonia*” [Plan infrastruktury transportowej Katalonii] ukazuje rozwój głównych nowych dróg i linii kolejowych w obrębie i wokół Parku Collserola w nadchodzących latach (2006-2026).

Analiza dostępnych danych dotyczących wymagań dzikich zwierząt, w połączeniu ze szczegółowymi badaniami scenariusza przyszłej infrastruktury (z użyciem metod GIS), pozwala na interpretację prawdopodobnego wpływu fragmentacji siedlisk i innych oddziaływań na określone gatunki w Parku Collserola.

Procesy urbanizacji poza granicami administracyjnymi parku, wzmagane rozwojem infrastruktury, już teraz prowadzą do znacznych strat tego typu siedlisk i zmiany w pozostałych fragmentach metropolitalnej zieleni, co obniża poziomy progowe dla wrażliwych gatunków żyjących w parku. Uzyskane wyniki wskazują, że granice te zostaną osiągnięte lub przekroczone w Collserola w wyniku realizacji nowego planu infrastruktury. Okazuje się, że plan ten poważnie może narazić na niebezpieczeństwo długoterminową żywotność populacji dzikich zwierząt w Parku Collserola i zagrozić ich ogólnej integralności ekologicznej.

Słowa kluczowe: siedliska dzikich zwierząt, efekt fragmentacji, obszar metropolitalny, Barcelona, Collserola Park, analiza GIS

1. Wstęp

Obszar Metropolitalny Barcelony (Barcelona Metropolitan Area – BMA) obejmuje około 3200 km² (rys. 1) i zamieszkuje go około 4 miliony mieszkańców. W takich regionach, siedliska podmiejskie stają się coraz częściej środowiskiem (krajobrazem) dla dzikich zwierząt, a jednocześnie podlegają one istotnemu naciskowi antropogenicznemu i większym transformacjom terytorialnym, z powodu rozwoju infrastruktury i ekspansji procesu urbanistycznego. Obszary zabudowane i infra-

struktura zajmują prawie jedną piątą BMA, zaś stały rozrost zabudowy oznacza, że siedliska stają się coraz bardziej podzielone. W ostatnich 25 latach zabudowano tyle obszarów ile zajmowano poprzednio w całej historii regionu, przy czym towarzyszył temu tylko niewielki wzrost liczby ludności. W rezultacie, dwie trzecie obszaru BMA ma albo słabą łączność ekologiczną, albo jest jej całkowicie pozbawiona, i występuje na niej efekt bariery, spowodowany infrastrukturą transportową i sztucznie utwardzonym podłożem (Marull & Mallarach 2005).



Rys. 1. Obraz ortofotograficzny Obszaru Metropolitalnego Barcelony (ograniczony białą linią), obejmującego powierzchnię około 3200 km², z Parkiem Collserola zaznaczonym w centrum. Można zauważyć roślinność terenów górskich, pokrytych lasem i kontrastujących z szarymi zurbanizowanymi obszarami wzdłuż wybrzeża i wewnątrz lądu – na północ od Barcelony.

Park Collserola, z 8500 ha przede wszystkim lasu i zarośli śródziemnomorskich, jest położony w samym sercu obszaru BMA, w którym bieżące ramy planowania terytorialnego („Ogólny Plan dla Metropolii” PGM z roku 1976, oraz ostatnio zaktualizowany „Plan infrastruktury transportowej dla Katalonii 2006-2026” PITC) zwracają uwagę na intensywną fragmentację i utratę siedlisk na tym ważnym dla dzikich zwierząt obszarze, ostatnio ujętym w propozycji Katalonii do sieci Natura 2000.

Występujące w Collserola zależności pomiędzy różnymi gatunkami i główne problemy, które dotyczą tego typu terytorium są badane już od piętnastu lat (Llimona i in. 2005). Niniejsze opracowanie przedstawia te problemy oraz pewne oddziaływania na dzikie zwierzęta. Opisano je na przykładzie kilku studiów przypadku przeprowadzonych w Parku w odniesieniu do ssaków o dużych i średnich wymaganiach terytorialnych, takich jak żeneta (*Genetta genetta*), dzik (*Sus scrofa*) i lis (*Vulpes vulpes*). Badania wykonano korzystając z technologii lokalizacji radiowej (Camps & Llimona 2004; Cahill i in. 2003a). Informacje te pozwoliły na zbadanie problemów, które przyspieszają transformację terytorium na podmiejskich obszarach przyrodniczych (patrz Llimona i in. 2005, Llimona i in., w przyg.).

2. Metody

Badanie terytoriów i wędrówek zwierząt w ich relacji do infrastruktury transportowej umożliwia interpretację przewidywanych efektów bariery i problemów izolacji. Obserwowane przemieszczenia pomiędzy znanymi stanowiskami radiolokacyjnymi zwierząt w Parku Collserola zostały po-

równane z przemieszczeniami symulowanymi, uzyskanymi poprzez randomizację kierunków wędrówek, przy zachowaniu tego samego punktu wyjścia i długości przemieszczenia. Randomizację przeprowadzono dla lisa i dzika przy użyciu ArcView 3.2 oraz jego rozszerzenia – Alternate Animal Movement Routes [*Alternatywne Szlaki Przemieszczania się Zwierząt*] (wersja 2.1, Jenness 2005).

W analizie rdzennego obszaru (obejmującego wewnętrzne, niezmienione przez efekty brzegowe, powierzchnie siedlisk) jako jednego z parametrów fragmentacji siedlisk, dokonano porównania bieżącego układu infrastruktury transportowej w Parku Collserola z układem przedstawionym w ramach planowania dla obszaru BMA. Analiza ta została podjęta dla żenet za pomocą Fragstats 3.3 (McGarigal & Marks 1995; zobacz też wyjaśnienia dotyczące korzystania z niego w Collserola – Cahill i in. 2003b), a także rozszerzenia ArcView 3.2 Spatial Analyst z wykorzystaniem siatek 4m x 4m generowanych z map siedliskowych dla tego gatunku w Collserola na podstawie poprzednich badań radiolokacyjnych (Camps & Llimona 2004).

Koncepcja obszaru rdzennego nabiera szczególnego znaczenia w badaniu wpływu fragmentacji siedlisk. Bufory efektu brzegowego oszacowano pomiędzy różnymi klasami siedlisk i typami infrastruktury na podstawie danych dostępnych dla żenet z Collserola (Camps & Llimona 2004), jak również z literatury dostępnej na ten temat (zobacz na przykład Forman i in. 2003).

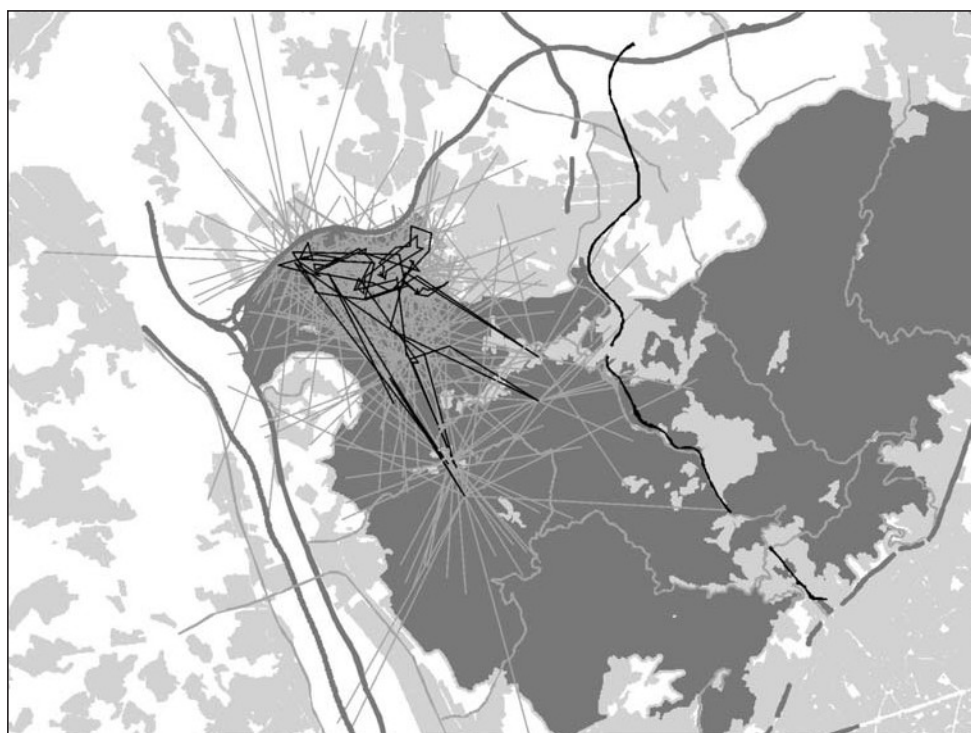
3. Wyniki

3.1. Efekt izolacji i bariery: studia przypadków dwóch gatunków pospolitych w Parku Collserola – lisa i dzika

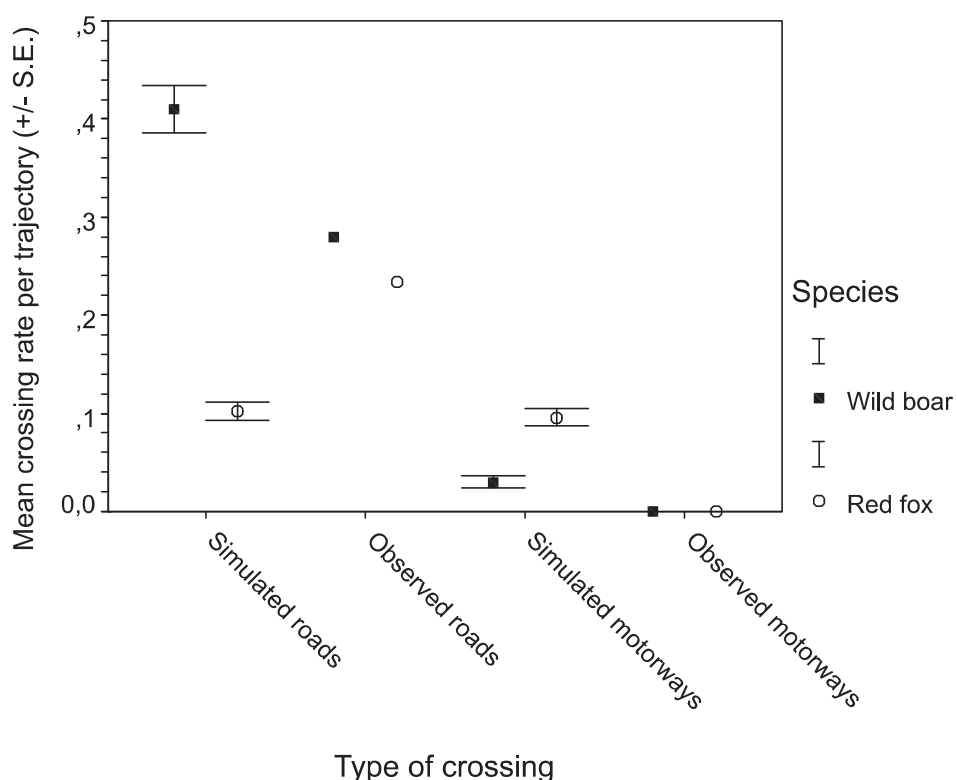
Stanowiska radiolokacyjne, zasięgu występowania (minimum 95% wieloboku wypukłego) i zasięgu lęgowego (minimum 50% wieloboku wypukłego) dla samca lisa i samicy dzika, śledzone były w ciągu odpowiednio ośmiu i jedenastu miesięcy w zachodnim sektorze Parku Collserola (rys. 2). Stwierdzono, szczególnie w kontekście Collserola, że obydwie gatunki mają stosunkowo duże wymagania terytorialne, a ich areale żerowania w konkretnych przypadkach wynoszą 880 ha i 417 ha. Areele te wyraźnie pokazują, że część ich zakresu ograniczona jest obecnością autostrad, na peryferiach parku obecnością autostrady A-7 w przypadku lisa i wewnętrznie autostradą E-9 w przypadku dzika. Symulacja trajektorii pomiędzy kolejnymi stanowiskami zwierząt w porównaniu z trajektoriami obserwowanymi pokazuje (rys. 3 i 4), że mimo iż oczekiwano pewnych przekroczeń autostrad zarówno lisa jak i dzika, to w rzeczywistości ani jedno przekroczenie tej infrastruktury nie zostało odnotowane w trakcie radiolokacji tych dwóch gatunków. Z drugiej strony, drogi konwencjonalne o niskim natężeniu ruchu w obrębie parku były przekraczane w różnym stopniu przez te osobniki, częściej niż oczekiwano w przypadku lisa i rzadziej w przypadku dzika (rys. 4).



Rys. 2. Stanowiska radiolokacyjne, zasięgu występowania (minimum 95% wieloboku) i obszaru lęgowego (minimum 50% wieloboku) dla samca lisa i samicy dzika w Parku Collserola. Kolorem jasnoszarym zaznaczono obszary zurbanizowane, zaś ciemnoszarymi liniami główne drogi. Centrum Barcelony znajduje się po prawej stronie u dołu obrazu



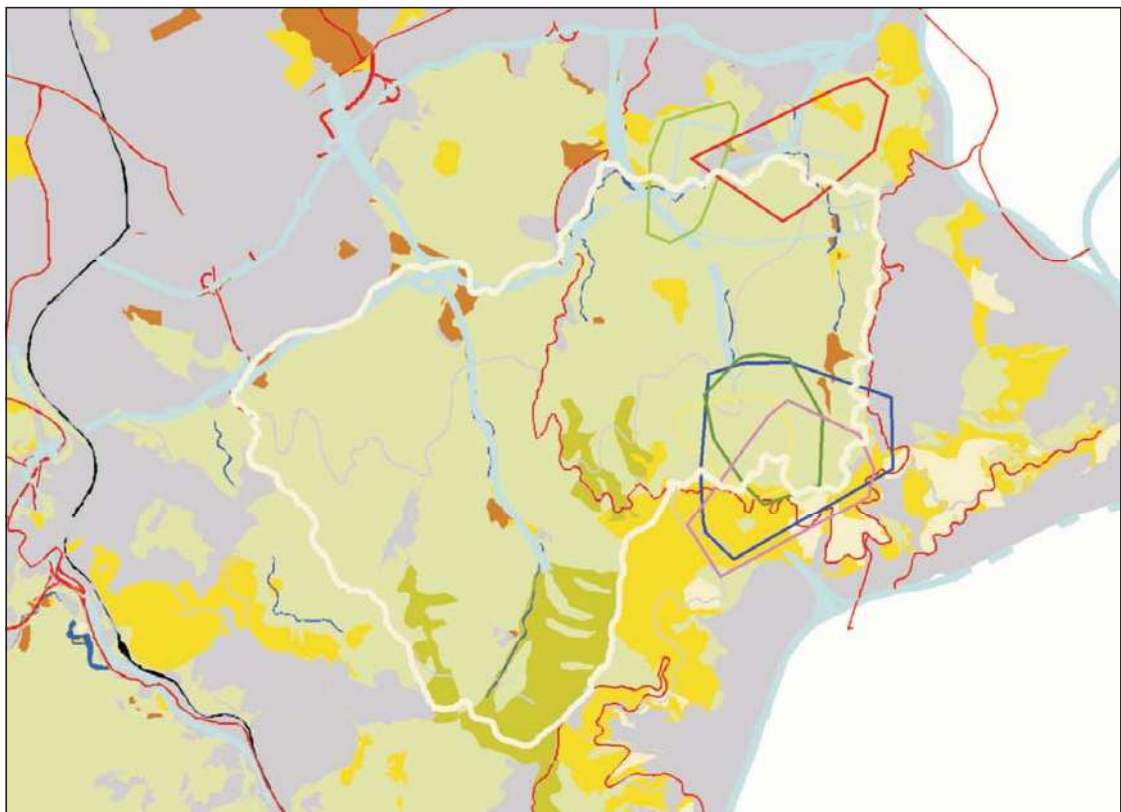
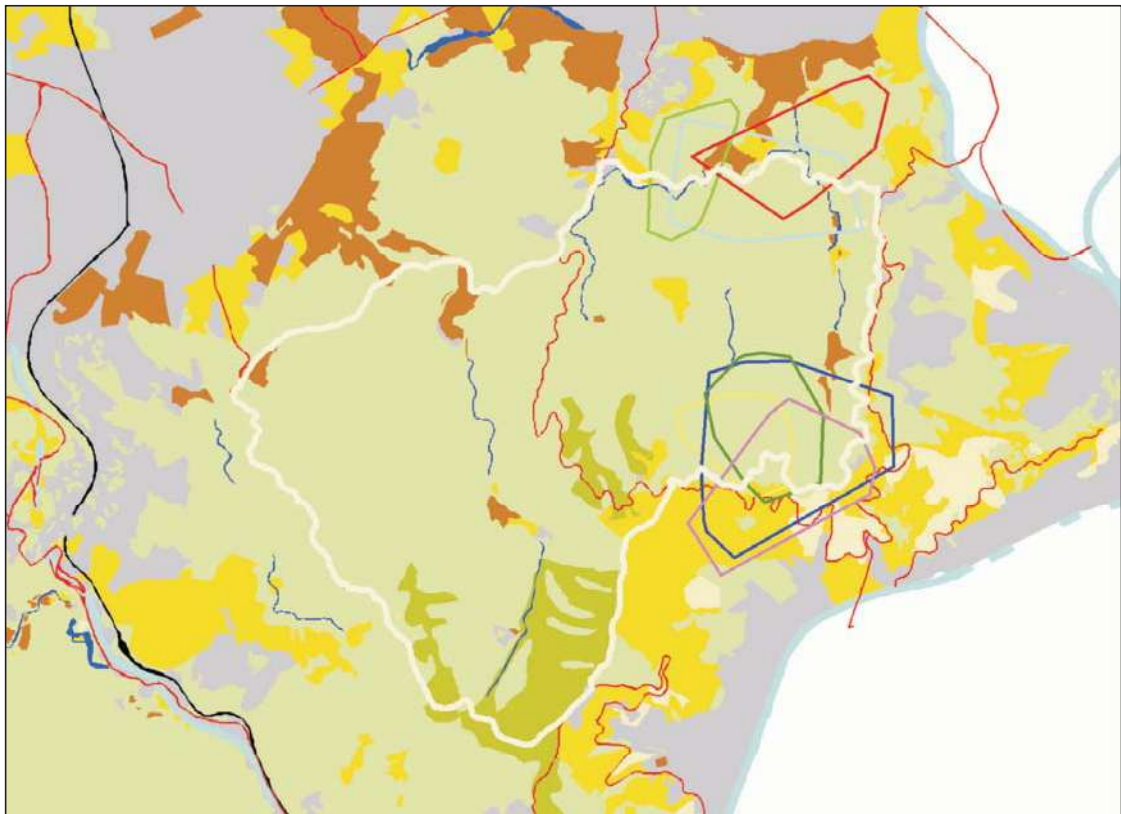
Rys. 3. Symulowane (proste szare linie z dziesięciu dowolnie wybranych powtórzeń) i obserwowane przekroczenia (proste czarne linie) dróg i autostrad przez oznaczonego radiowo samca lisa w Parku Collserola. Dane z 94 liniowych szlaków przemieszczania się, na podstawie kolejnych lokalizacji. Jasnoszare obszary to teren zurbanizowany, a centrum Barcelony leży po prawej stronie u dołu obrazu



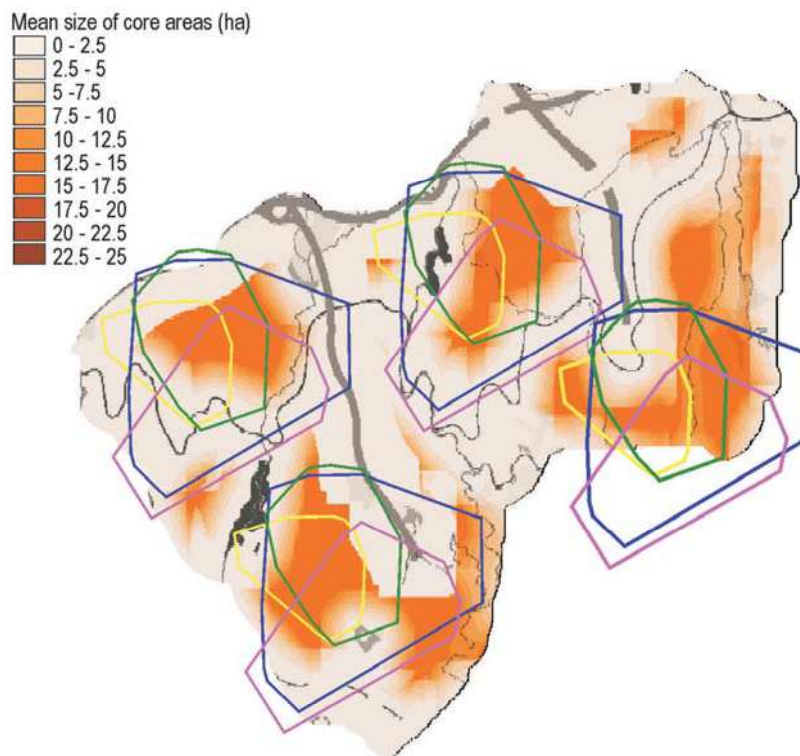
Rys. 4. Symulowane (z dziesięciu dowolnie wybranych powtórzeń) i obserwowane przekroczenia dróg [roads] i autostrad [motorways] przez oznaczonego radiowo samca lisa [red fox] i samicę dzika [wild boar] w Parku Collserola. Dane z odpowiednio 94 i 86 liniowych szlaków przemieszczania się, na podstawie kolejnych radiolokalizacji. Na osi odciętych zaznaczono typ przekroczenia [type of crossing], na osi rzędnych podano średnie wartości przekroczeń na trajektorię [Mean crossing rate per trajectory]

3.2. Efekt brzegowy i utrata siedliska w obrębie obszaru rdzennego jako skutek fragmentacji spowodowanej infrastrukturą transportową

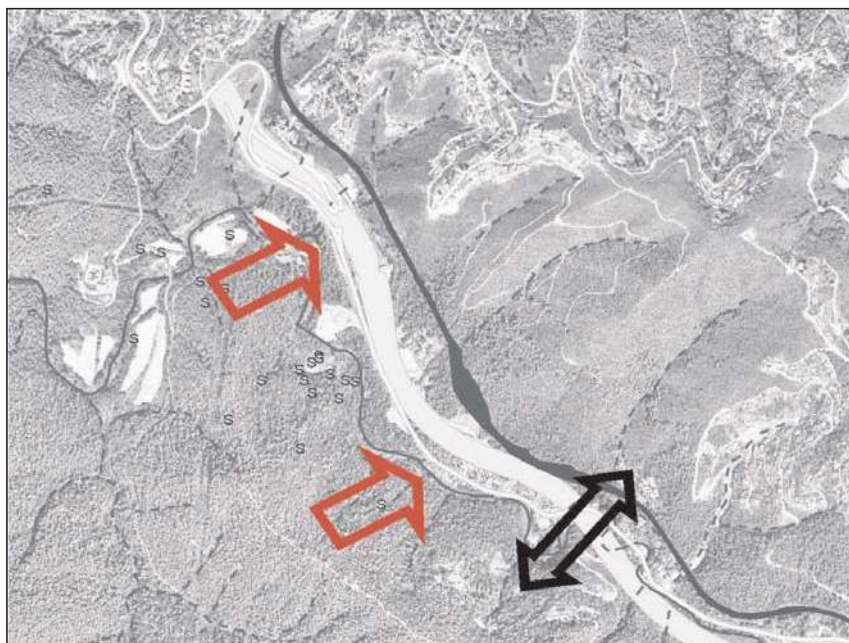
Ocena zasięgu efektu brzegowego powodowanego infrastrukturą liniową jest sprawą złożoną, a na skalę lokalną jest trudem iście benedyktyńskim. Jednak, ogólnie rzecz biorąc uznaje się, że średni wpływ sięga 300 m od poboczy, a oddziaływanie na wrażliwe gatunki leśne osiąga od około 300 do 800 metrów (Forman & Deblinger 2000). Z punktu widzenia żerowania, optymalny kształt terytorium jest zbliżony do koła, z centralnie usytuowanym elementem kluczowym, z którego zwierzę żeruje (ostoja, matecznik, lęgowisko, itd.). W tym rozumieniu, nawet jeśli siedlisko może być wykorzystywane aż do samego brzegu ogrodzonej drogi lub linii kolejowej, to wywoływany przez nie efekt bariery, mógłby utrudniać lokalizację centrum idealnego kolistego terytorium, w odległości równej co najmniej promieniowi koła od infrastruktury. W takim przypadku kluczowe elementy w tych granicach mają nieoptymalny status. Średni rozmiar areału występowania samców żenety w Collserola wynosi 113 ha (Camps & Llimona 2004). Koło o takiej powierzchni ma promień 600 m, i taką odległość brano tu pod uwagę, obliczając maksymalny zasięg efektu brzegowego, przylegania siedliska żenety do ogrodzonej infrastruktury autostrad i linii kolejowych. Dla nieogrodzonych dróg konwencjonalnych, jako średnią odległość dla tego efektu przyjęto połowę promienia, czyli 300 metrów. Takie liczby są zgodne ze średnimi odległościami efektu wskazanymi wcześniej przez Formana i Deblingera (2000), i chociaż zostały zastosowane tu specjalnie dla żenety, można je prawdopodobnie zastosować dla przeciętnych efektów w systemach leśnych w Collserola.



Rys. 5. Lokalizacja sześciu terytoriów żenet (wg Camps 2002) we wschodnim sektorze parku Collserola w relacji do obecnej sieci transportowej (powyżej) i według prawdopodobnego scenariusza na przyszłość (poniżej) określonego w planach terytorialnych (PGM 1976 i PITC 2006-2026). Zwróć uwagę na niebieskie linie planowanych dróg



Rys. 6. Mapa prognozowanego centrum obszaru siedliskowego żenety pospolitej, utrzymującego się przy ewentualnym przyszłym scenariuszu w Collserola, w relacji do rozmiarów i lokalizacji funkcjonalnych grup terytorialnych (samiec, największy wielobok i trzy samice). Grupa funkcjonalna zaznaczona u dołu po stronie prawej obejmuje znane terytoria, podczas gdy pozostałe trzy stanowią możliwe, hipotetyczne lokalizacje dla terytoriów w przyszłych scenariuszach



Rys. 7. Wewnętrzna bariera w Parku Collserola spowodowana współlistnieniem trzech równoległych infrastruktury: ogrodzonej drogi szybkiego ruchu E-9 (szeroka szara), drogi BV-1462 (wąska szara) oraz ogrodzonej linii kolejowej FGC (czarna). Szare kropki to stanowiska radiolokacyjne dzika – wszystkie znajdują się na zachód od osi transportowej. Strzałka z podwójnym grotem wskazuje miejsce proponowanej budowy przejścia dla dzikich zwierząt przez linię kolejową FGC, pokrywającego się z istniejącym wiaduktem na drodze szybkiego ruchu i strumieniem Vallvidrera

Rysunek 5 ilustruje obecną i możliwą w przyszłości sieć infrastruktury transportowej w zaleśnionym wschodnim sektorze Parku Collserola, przedstawioną w obecnych i przyszłych ramach planowania dla regionu Barcelony, przewidywaną w Ogólnym Planie Metropolitalnym z roku 1976 (PGM), i ostatnio zaktualizowaną prognozą Planu Infrastruktury Transportowej Katalonii na lata 2006-2026, które są w dużym stopniu zbieżne z prognozami oryginalnego planu PGM z roku 1976. Istnieją zasadniczo cztery główne komponenty tych planów w odniesieniu do Parku Collserola: (i) dwie nowe ogrodzone infrastruktury przecinające Park mniej więcej z północy na południe, jako autostrada lub linia kolejowa (jeszcze nie zdefiniowano wyraźnie), z tunelami przez góry w pobliżu miasta Barcelony; (ii) obwodnica przebiegająca na północ od Parku, pomiędzy miastami Sant Cugat i Cerdanyola; (iii) droga po przekątnej o dużej przepustowości, biegnąca mniej więcej z zachodu na wschód przez wnętrze Parku (rys. 5). Zbieżność i krzyżowanie się tych infrastruktur miałyby szczególnie niekorzystny wpływ na fragmentację siedlisk przyrodniczych we wschodnim sektorze Parku Collserola. W tym sektorze, wymagania terytorialne żenety zostały przestudiowane szczegółowo (Camps & Llimona 2004), co pozwoliło na ważne interpretacje wpływu prawdopodobnej fragmentacji w tym obszarze.

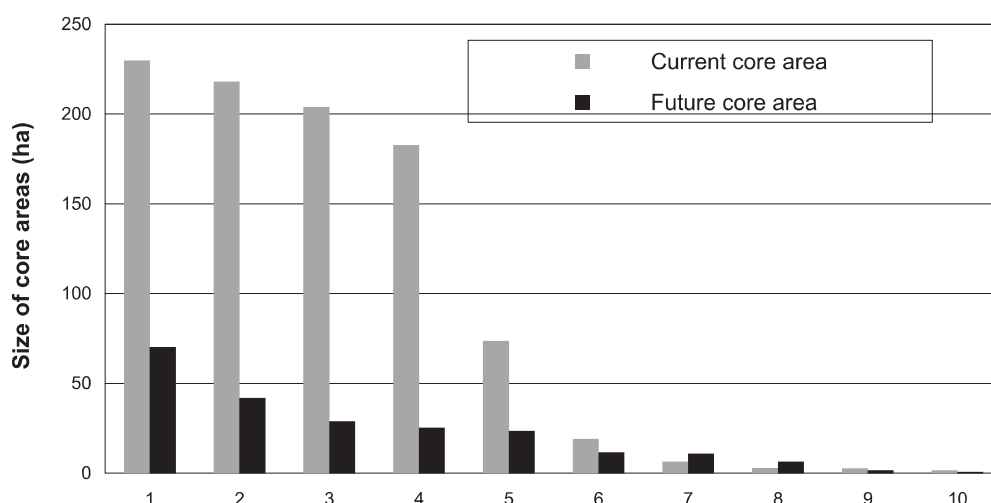
Rycina 6 przedstawia mapę centrum obszaru siedliskowego żenety, który mógłby się utrzymać po zrealizowaniu wszystkich przewidywanych infrastruktur, z nałożonymi rocznymi arealami domowymi czterech dorosłych osobników. W przypadku żenet w Parku Collserola, funkcjonalne jednostki terytorialne, składające się z jednego terytorium samca nakładającego się na dwa lub trzy terytoria samic, zajmują obszar średnio 220 ha (Llimona i in., w przyg.). Jak można zauważyć, chociaż takie jednostki mniej więcej pasowałyby do fragmentów siedlisk pozostających w przyszłej sieci infrastruktury, to jednak tylko częściowo obejmowałyby powierzchnie obejmujące centrum obszaru siedliskowego (rys. 6).

4. Dyskusja

Opisane tutaj przypadki, przedstawiają efekt bariery powstający w Parku Collserola dla lisa i dzika, a więc dla gatunków o stosunkowo dużym areale występowania. Efekt ten polega na wewnętrznej fragmentacji i izolacji siedlisk tych gatunków od innych obszarów środowiska naturalnego w regionie metropolitalnym. Co prawda, dzik i inne zwierzęta kopytne są znane z rzadszego korzystania z obiektów służących do przekraczania autostrad niż robią to inne kręgowce, jednak lisy wykorzystują je regularnie (Mata i in. 2005). W tym sensie należy podkreślić, że postępująca degradacja naturalnych siedlisk poza granicami Parku, na pewnych obszarach wokół Collserola może również powstrzymywać zwierzęta przed przekraczaniem struktur drogowych.

Paradoksalnie, formalne ustanowienie sieci Natura 2000 może w znacznym stopniu utrudnić ochronę siedlisk znajdujących się poza wyraźnie nakreślonymi granicami obszarów tworzących sieć, i niestety pewne obszary o sprawdzonej wartości, takie jak korytarze ekologiczne w regionie metropolitalnym Barcelony, a także te zidentyfikowane niedawno przez Formana (2004) nadal nie podlegają realnej ochronie, ani nie zostały włączone do rzeczywistej sieci ekologicznej. W związku z tym, w przypadku parku Collserola należy przede wszystkim zapobiec nowej fragmentacji wewnętrznej, a także zwrócić szczególną uwagę na *defragmentację* w stopniu, w jakim jest widoczna. Na przykład rys. 7 przedstawia efekt bariery spowodowany czynnikami wewnętrznymi w Parku Collserola poprzez współistnienie trzech równoległych infrastruktur: (i) ogrodzona autostrada E-9, (ii) nieogrodzona droga o wysokim natężeniu ruchu (BV-1462) oraz (iii) ogrodzona linia kolejowa FGC. W ramach badania problemu wypadków kolejowych z udziałem dzików na tej linii (Cahill i in. 2005), zgłoszono wniosek budowy dużego przejścia dolnego dla dzikich zwierząt na linii FGC, w miejscu, w którym zbiega się ona z wiaduktem autostrady E-9 (rys. 7) i gdzie Vallvidrera krzyżuje się z drogą BV-1462. Jest to jedyna wykonalna opcja umożliwiająca przywrócenie łączności tych trzech infrastruktur w centrum Parku Collserola. Ten konkretny przypadek pokazuje wyraźnie, jak

ważne jest zapobieganie fragmentacji, w sytuacji kiedy wiadomo, jak trudne i złożone jest zajmowanie się defragmentacją już po fakcie.



Rys. 8. Rozmiar dziesięciu największych obszarów wysokiej jakości centrum siedliskowego żenety pospolitej we wschodnim sektorze Parku Collserola według obecnych [Current core area] i zakładanych w przyszłości [Future core area] scenariuszy infrastruktury (wg Llimona i in. w przygotowaniu). Na osi rzędnych podano wielkość powierzchni obszarów rdzennych.

Oczywiste jest, że jednym z celów zrównoważonego planowania przestrzeni musi być unikanie przekraczania krytycznych progów w zakresie funkcjonowania ekosystemu. Nadal jednak mało jest dostępnych informacji na temat tego, jakie są granice w ekosystemach śródziemnomorskich, choć oczywiście często będą one zależeć od gatunków. Średnie i duże zwierzęta mogą być przydatne jako gatunki osłonowe [umbrella species], których wymagania konserwatorskie obejmują potrzeby większości gatunków zamieszkujących to samo siedlisko. Jongman (1995) wymienia szereg minimalnych wymiarów obszaru siedliska, które mają być połączone w zdolną do życia sieć ekologiczną. Mimo, że informacje te oparte są na dość zróżnicowanych siedliskach z różnych krajów i regionów, to jednak większość rozmiarów minimalnych wynosi od kilkudziesięciu do paruset hektarów (wahają się od 10 do 250 hektarów). Według Marull i Mallarach (2005), rozmiary minimalne dla „obszarów ekologicznie funkcjonalnych” w obszarze metropolitalnym Barcelony (BMA) powinny wynosić od 50 i 200 ha w zależności od typów siedlisk. W tym kontekście, przeciętne rozmiary „funkcjonalnych jednostek terytorialnych” dla żenet w Collseroli, szacowane na 220 hektarów dla jednostek z jednym dorosłym samcem i dwiema lub trzema samicami, zgadzają się z koncepcją obszaru ekologicznie funkcjonalnego, i w związku z tym mogą być przyjmowane jako progowe minimalne rozmiary dla niepodzielonych obszarów leśnych. Istotnie, minimalny rozmiar ustalony przez Marull i Mallaracha (2005) ogólnie dla suchych terenów leśnych, przypominających te zajmowane przez żenety w Parku Collserola, wynosił 200 hektarów. Obecnie we wschodnim sektorze parku nadal istnieją trzy fragmenty centrum obszaru siedliskowego dla żenet zajmujące ponad 200 hektarów, przy czym w najbliższej przyszłości możliwy jest scenariusz przedstawiony w ramach planowania tego terenu, polegający na tym, że żaden z nich nie zachowa obecnego rozmiaru i że największy fragment centrum obszaru siedliskowego będzie miał zaledwie 70 hektarów (rys. 8), co odpowiada terytorium jednej samicy żenety (Camps & Llimona 2004).

Podsumowując, nasze wyniki jasno wskazują na to, że prognozy dotyczące infrastruktury transportowej zawarte w aktualnych planach zagospodarowania terenu w Obszarze Metropolitalnym Barcelony przekroczyłyby takie progi związane z centrum obszaru siedliskowego dla dzikiej przyrody w Parku Collserola.

Literatura

- Cahill S., Llimona F. & Gràcia J. (2003a). Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology* 9 (Suppl. 1): 3-13.
- Cahill S., Tenés A., Llimona F., Reventós R., Cabañeros L. & Bonet-Arbolí V. (2003b). Predicting fragmentation effects of future planned infrastructure on wildlife habitats in protected metropolitan greenspace. The case of Collserola Park in Barcelona. In: *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure, Infra Eco Network Europe (IENE)*, Brussels, 13-15th November 2003.
- Cahill S., Tenés A., Llimona F. & Cabañeros L. (2005). Incidències relacionades amb senglars (*Sus scrofa*) a la línia dels Ferrocarrils de la Generalitat de Catalunya al seu pas pel Parc de Collserola. Caracterització i propostes de solucions i de permeabilització ecològica de la via. (Incidents relating to the presence of wild boar (*Sus scrofa*) on the FGC railway line in Collserola Park. Characterisation and proposals for solutions and ecological permeabilisation of the line). Unpublished report. Pp. 71. (In Catalan).
- Camps D. & Llimona F. (2004). Space use of common genets *Genetta genetta* in a Mediterranean habitat of northeastern Spain: differences between sexes and seasons. *Acta Theriologica* 49 (4): 491-502.
- Forman R. (2004). Mosaico territorial para la región metropolitana de Barcelona. (Land mosaic for the greater Barcelona Region: planning a future). Gustavo Gili, S.A., Barcelona. Pp. 149. (In Spanish).
- Forman R. & Deblinger R. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* 14: 36-46.
- Forman R., Sperling D., Bissonette J., Clevenger A., Cutshall C., Dale V., Fahrig L., France R., Goldman C., Heanue K., Jones J., Swanson F., Turrentine T. & Winter T. (2003). *Road Ecology: science and solutions*. Island Press, Washington. Pp. 481.
- Jenness J. (2005). Alternate animal movement routes (altroutes.avx) extension for ArcView 3.x, v. 2.1. Jenness Enterprises, Flagstaff Arizona.
- Jongmann R. (1995). Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- Llimona F., Cahill S., Tenés A. & Cabañeros L. (2005). Relationships between wildlife and periurban mediterranean areas in the Barcelona metropolitan region (Spain). En: K. Pohlmeier (Ed.): *Extended Abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of game Biologists*, Hannover 2005. DSV- Verlag Hamburg. Pp.143-145.
- Llimona F., Cahill S., Tenés A., Camps D., Bonet-Arbolí V. & Cabañeros L. (in prep.). El estudio de los mamíferos en relación a la gestión de áreas periurbanas. El caso de la Región Metropolitana de Barcelona. (The study of mammals in relation to the management of periurban areas. The case of the Barcelona Metropolitan Region). Galemys. (In Spanish with English summary).
- Marull J. & Mallarach J. M. (2005). A GIS methodology for assessing ecological connectivity: Application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning* 71 (2-4): 243-262.
- Mata C., Hervás I., Herranz J., Suárez F. & Malo J. (2005). Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.

Długoterminowy monitoring śmiertelności zwierząt na drogach w Parku Collserola w Barcelonie: wyniki pierwszych 15 lat badań

Anna Tenés¹, Seán Cahill² & Francesc Llimona³

Estació Biològica de Can Balasc, Parc de Collserola, Ctra. de l'Església, 92, 08017 Barcelona, Spain;
atenes@parccollserola.net¹, scahill@parccollserola.net², fllimona@parccollserola.net³

Streszczenie. Park Collserola (Barcelona) to obszar ochrony przyrody, o powierzchni 8500 ha. Park ten narażony jest na silną presję antropogeniczną. Występuje w nim rozległa sieć transportowa złożona z dróg asfaltowych, szlaków leśnych, a nawet drogi szybkiego ruchu i linii kolejowej, które tworzą główną oś transportową, przecinającą Park.

W ramach szerszych badań nad wpływem infrastruktury transportowej na dzikie zwierzęta, przeanalizowano dane dotyczące zgonów zwierząt w wypadkach na drogach od roku 1991. Dane te pochodzą z kilku źródeł – głównie od personelu technicznego Parku, od strażników i z okazjonalnych obserwacji wypadków śmiertelnych. Od roku 2004, prowadzony jest wyraźniej określony monitoring wypadków śmiertelnych na drogach i ścieżkach leśnych w Parku za pomocą wcześniej wytyczonych transektów. Jego celem jest uzyskanie wskaźników ilościowych. W sumie w bazę danych GIS utworzoną dla dzikich zwierząt Parku wpisano 865 śmiertelnych wypadków, z czego 56% stanowią ssaki, 20% ptaki, 16% gady i 8% płazy. Tak wysoki odsetek wypadków z udziałem ssaków, jest związany z wyższym współczynnikiem wykrywalności tych zwierząt w porównaniu z innymi grupami. Do ssaków o najwyższym udziale wypadków śmiertelnych na drogach należą: dzik *Sus scrofa* (21,4%) – liczba ta wzrosła wyraźnie w ciągu ostatnich kilku lat; jeże *Erinaceus europaeus* i *Atelerix algirus* (20,7%), wiewiórka *Sciurus vulgaris* (15,0%) oraz królik *Oryctolagus cuniculus* (14,4%).

Siedliska przydrożne scharakteryzowano w odniesieniu do stref buforowych o szerokości 100 metrów. Założono je wzdłuż dróg, w taki sposób aby pokrywały się z mapą użytkowania terenu Parku, wykonaną w systemie GIS. Ponadto, w analizie wzięto pod uwagę inne czynniki związane z samą drogą, takie jak średnia dzienna gęstość ruchu (DAD: pojazdów/dzień) oraz szybkość pojazdów. Analiza wypadków pokazuje pozytywną korelację między liczbą przypadków śmierci zwierząt na drodze/km i DAD. Z drugiej strony, wystąpił także sezonowy trend wypadków śmiertelnych w postaci szczytu późnowiosennego, który zbiega się z okresem maksymalnej liczebności populacji, związanej z pojawieniem się osobników młodocianych.

Zidentyfikowano czarne punkty wypadków, które różnią się w zależności od gatunku, a w przypadku dzika zbiegają się ze strefami połączeń między dwoma głównymi obszarami leśnymi w Parku.

Na koniec należy podkreślić, że wypadki śmiertelne zwierząt na drogach nie muszą być przede wszystkim efektem oddziaływania infrastruktury, przynajmniej dla większości badanych gatunków, ale raczej nakłada się on na inne wpływy, takie jak efekt bariery i fragmentacji siedlisk, które mogą mieć bardziej niszczyielskie skutki na poziomie populacji.

Słowa kluczowe: czarne punkty, ochrona, ssaki, śmiertelność, wypadki śmiertelne zwierząt na drogach

1. Wstęp

Badanie wypadków śmiertelnych zwierząt na drogach staje się coraz ważniejszym elementem zarządzania przestrzenią przyrodniczą, a szczególnie ochrony fauny (Trombulak i in. 2000; Malo 2004; Saeki 2004). Z powodu ciągłego rozwoju infrastruktury i wzrostu intensywności ruchu dro-

gowego, jak również problemów wynikających z bezpieczeństwa drogowego, problem ten staje przedmiotem coraz większego zainteresowania (Bennet 1991; Müller & Berthoud 1997; Forman 2003).

Dane o wypadkach śmiertelnych, zbierane od roku 1991 w Parku Collserola, analizuje się w ramach szerszego projektu dotyczącego wpływu infrastruktury transportowej na zwierzęta dziko żyjące. W jego ramach bada się też inne oddziaływania, takie jak fragmentacja i łączność siedlisk oraz efekt bariery. Głównym przedmiotem pracy jest ocena wpływu wypadków śmiertelnych na drogach na faunę Parku, w szczególności zaś, wpływu śmiertelności na drogach na określone gatunki i lokalizację czarnych punktów. Celem niniejszego studium jest scharakteryzowanie wypadków śmiertelnych głównych gatunków zwierząt na drogach w Parku Collserola, w relacji do ich fenologii, i siedlisk przydrożnych, a także do różnych aspektów ruchu drogowego.

2. Teren badań

Park Collserola zajmuje około 8500 ha obszarów chronionych i usytuowany jest w centrum regionu metropolitalnego Barcelony, wokół którego mieszka ponad trzy miliony ludzi. Park znajduje się pod silną presją antropogeniczną, czego widocznym przykładem jest rozległa sieć infrastruktury transportowych: 7,6 km autostrad, 70 km dróg tradycyjnych i 42 km szlaków leśnych otwartych dla ruchu drogowego. Istnieje centralna oś transportowa przecinająca park z północy na południe, utworzona przez autostradę, drogę tradycyjną i linię kolejową, które biegną do siebie równolegle i dzielą park na dwa duże kompleksy leśne.

Góry Collserola porasta głównie sosna alepska *Pinus halepensis* i dąb ostrolistny *Quercus ilex*. Bez względu na wysoki poziom antropizacji, park jest przedmiotem dużego zainteresowania przyrodniczego, nie tylko z powodu swojego metropolitalnego kontekstu, ale także ze względu na występowanie w nim elementów o dużej wartości ekologicznej (Raspall i in. 2004), z powodu których został on włączony w sieć obszarów Natura 2000.

Przez Park Collserola przejeżdża duża liczba pojazdów. Według danych z roku 2005, średnia dzienna gęstość pojazdów (DAD) na autostradzie E-9 wynosiła 33561 pojazdów/dzień. Od otwarcia drogi w roku 1991 ta tendencja nasila się z roku na rok, podobnie zresztą jak w całej Hiszpanii.

3. Metody

Aby przeprowadzić bieżące badania, korzystaliśmy z różnych danych: (i) zapisów wypadków śmierci zwierząt na drogach, (ii) danych o ruchu na drogach parku, (iii) mapy siedlisk GIS występujących w parku Collserola.

Po pierwsze, baza danych wypadków śmiertelnych na drogach była dostępna wraz z informacjami zebranymi od roku 1991 i wprowadzonymi do GIS parku. Informacje o tych wypadkach pochodzą z różnych rzetelnych źródeł, głównie od pracowników technicznych parku, strażników, innych badań monitoringowych ukierunkowanych na określone grupy zwierząt, jak również z naszych własnych obserwacji. Niezależnie od źródła danych, we wszelkich przypadkach, uzyskano informacje dotyczące lokalizacji i daty wypadku oraz gatunkach.

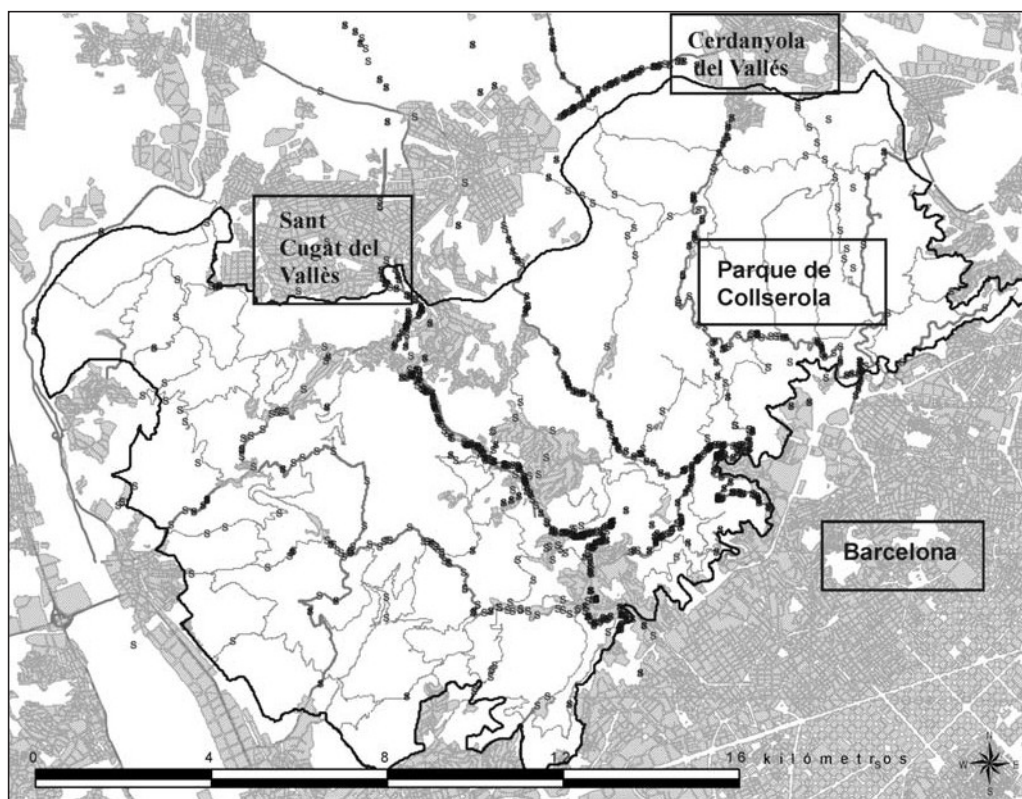
Po drugie, od roku 2004, prowadzony był bardziej ukierunkowany monitoring wypadków śmiertelnych na drogach i ścieżkach leśnych w Parku za pomocą wcześniej wytyczonych transektów, w celu uzyskania wskaźników ilościowych. Wyznaczono sześć transektów wzdłuż systemu dróg w parku, wiodących przez różne środowiska i mających różną długość, od 8,4 do 19 km. Były one kontrolowane w czasie jazdy z maksymalną prędkością 40 km/godz. po drogach i 20-30 km/godz. po szlakach leśnych. Powtórzenia takich przejazdów dały razem 219 transektów, których kontrola objęła łącznie 3199 km.

Po trzecie, w analizie wzięto pod uwagę inne czynniki powiązane z samą drogą, takie jak średnia dzienna gęstość ruchu (DAD) i szybkość pojazdów. Dane dotyczące DAD i szybkości pojazdów dla poszczególnych odcinków sieci dróg tradycyjnych w Collserola zostały udostępnione przez administrację dróg Barcelony (Diputació de Barcelona, 2005). Do analizy danych dotyczących wypadków śmiertelnych zwierząt, sieć drogową podzielono również na odcinki, analogiczne do odcinków wyznaczanych przez administrację dróg do monitorowania ruchu. Obliczono wskaźnik wypadków śmiertelnych zwierząt (zgonów/km) na tych odcinkach oraz zbadano ich relację z DAD.

Na koniec, siedliska wzdłuż dróg scharakteryzowano za pomocą stref buforowych o szerokości 100 metrów, wyznaczonych wzdłuż dróg tak, aby nakładały się na mapy użytkowania terenu Parku, opracowane w systemie GIS. W tym celu wykorzystano program Arc View 3.2. Ponadto, opisano siedliska wokół czarnych punktów, z którymi związane są cztery gatunki ssaków, najbardziej zagrożonych w wypadkach. Siedliska te scharakteryzowano w obrębie kolistych stref buforowych o promieniu 100 metrów.

4. Wyniki

W bazie danych fauny GIS Parku Collserola zapisano 865 przypadków śmierci na drogach (rys. 1), w tym: 57% ssaków, 20% ptaków, 16% gadów i 8% płazów. Zarejestrowano 17 gatunków ssaków, co stanowi 81% wszystkich ssaków lądowych występujących w parku.

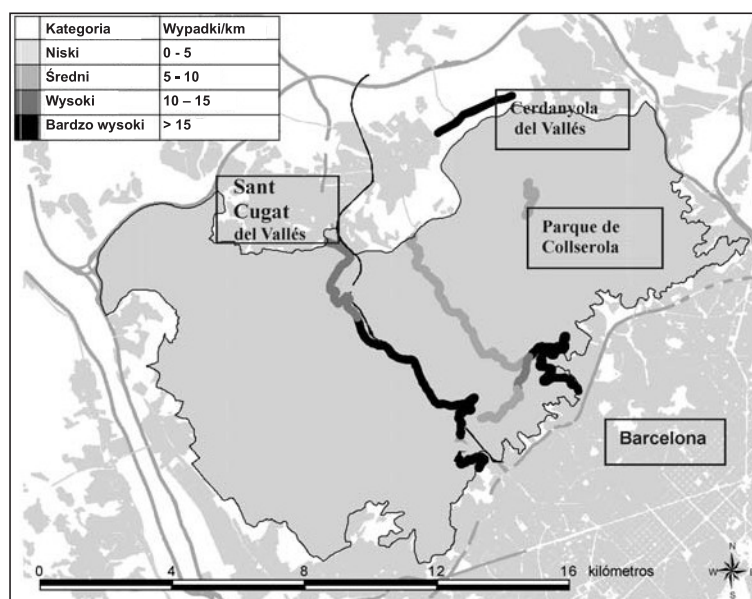


Rys. 1. Widok zarejestrowanych wypadków śmierci zwierząt na drogach w Parku Collserola

Najbardziej poszkodowane gatunki stanowią 71% wszystkich przypadków śmiertelnych wśród ssaków, i dotyczą: dzika (21,4%), jeża – głównie *Erinaceus europaeus* (20,7%), wiewiórki (15%) i królika (14,4%). Jeż północnoafrykański *Atelerix algirus* jest również obecny w niewielkiej liczbie w tym regionie, jednak w naszym przypadku zazwyczaj nie odróżniano gatunków ulegających wypadkom, lecz traktowane je jak przedstawicieli jednego rodzaju – jeż. Udział pozostałych ga-

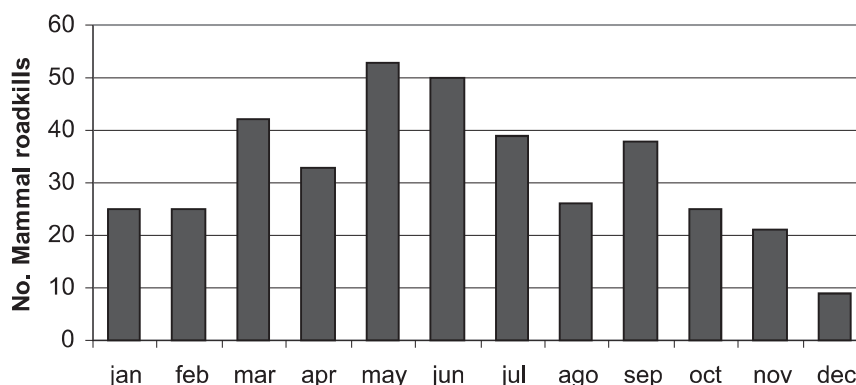
tunków przedstawia się następująco: szczur (9,0%), kot (5,5%), żeneta (3,9%), lis (2,5%), łasica (1,6%), borsuk (1,4%), kuna (1,2%), mysz polna (1,0%) i inne (1,2%). Łączna liczba zanotowanych wypadków śmiertelnych wynosiła 487.

W latach 2004-2005, zarejestrowano w Parku Collserola w sumie 157 przypadków śmierci ssaków w wypadkach drogowych (rys. 2). Tylko dziesięć przypadków uzyskano w ramach specjalistycznego monitoringu wzdłuż wytyczonych transektów, co podkreśla wagę zapisów pochodzących z rutynowych codziennych obserwacji pracowników parku. Biorąc pod uwagę istotną ilość informacji, jakich one dostarczają, dane takie uznano za wysoce przydatne w opisie wypadków śmiertelnych dzikich zwierząt. Z tego też względu, ssaki uznano za najbardziej użyteczną grupę dla opisywania śladów wypadków śmiertelnych.



Rys. 2. Wskaźnik kilometrowy wypadków śmiertelnych ssaków na drogach konwencjonalnych w Parku Collserola

Stwierdzono również sezonowy trend wypadków śmiertelnych, zaznaczony szczytem pod koniec wiosny, który zbiega się z okresem maksymalnej liczebności populacji spowodowanej obecnością osobników młodocianych (rys. 3).

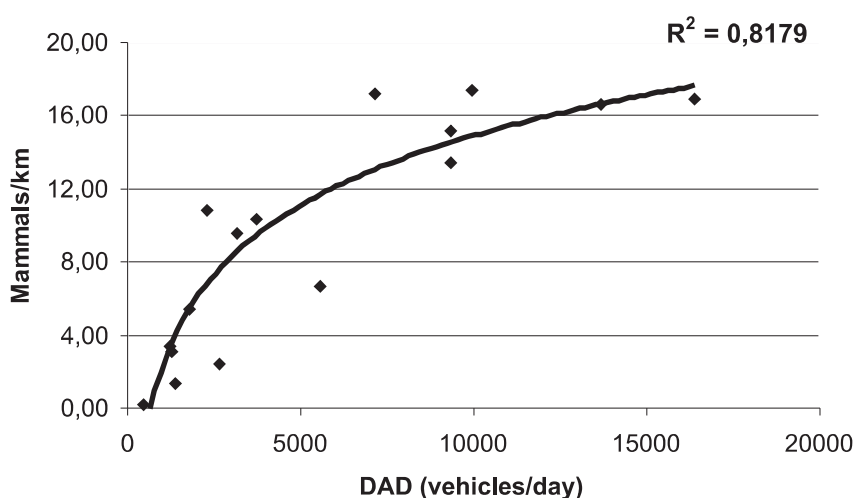


Rys. 3. Miesięczny rozkład wypadków śmiertelnych ssaków w Collserola Park (n=386)

Biorąc pod uwagę typ infrastruktury drogowej zauważono, że 86% przypadków było zarejestrowanych na drogach konwencjonalnych, 6% na szlakach leśnych, zaś tylko 5% danych łączy się

z autostradą E-9. Wyraźnie mniejszy udział tych ostatnich w próbie ogólnej wiąże się z trudnościami prowadzenia kontroli tej konkretnej infrastruktury. Pozostałe zapisy (3%), dotyczą wypadków śmiertelnych na obszarach zabudowanych parku. Tym samym, analiza danych o wypadkach śmiertelnych na drogach w Collserola ograniczała się do zapisów z dróg tradycyjnych. Wskaźnik DAD dla tych dróg waha się pomiędzy 1300 a 10000 przy średniej szybkości pojazdów od 50 do 90 km/h, z bardzo niewielką liczbą odcinków o prędkości powyżej 90 km/h.

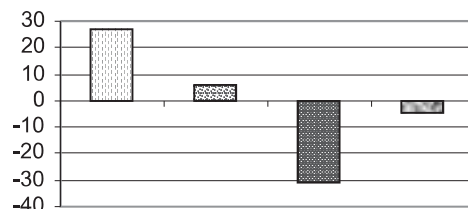
Wskaźnik wypadków śmiertelnych z udziałem ssaków był bardzo zmienny w zależności od odcinków w parku, wahał się od 0,22 do 17,36 osobników/km (rys. 4) i był skorelowany z DAD ($R^2 = 0,82$). Relacja pomiędzy wskaźnikiem wypadków śmiertelnych i DAD dąży do krzywej logarytmicznej z progiem wypadków śmiertelnych przy wartościach DAD około 10 000 pojazdów dziennie (rys. 4). Ten wynik jest zbliżony z modelem teoretycznym przedstawionym, zgodnie z którym wraz ze wzrostem ruchu drogowego liczba wypadków śmierci zwierząt na drodze wzrasta do punktu, powyżej którego hałas i ruch uliczny odstrasza więcej zwierząt od prób przekroczenia drogi (Müller & Berthoud 1997).



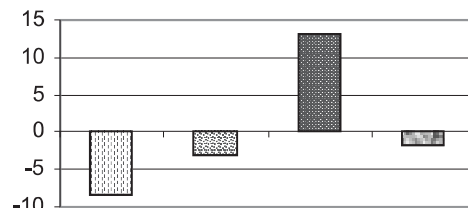
Rys. 4. Korelacja między wskaźnikiem wypadków śmierci ssaków [Mammals/km] na drogach i DAD (średnie dzienne natężenie ruchu) na różnych odcinkach dróg

Siedliska wokół zarejestrowanych przypadków śmiertelnych zwierząt na drogach były scharakteryzowane dla czterech gatunków najbardziej poszkodowanych w wypadkach na drogach w parku, tj. dla: dzika, jeża, królika i wiewiórki rudej (rys. 5). Wyniki pokazują, że czarne punkty dla dzika i wiewiórki rudej występują głównie na terenach leśnych, natomiast dla jeża i królika dużo częściej na otwartym terenie (uprawy rolne, suche łąki...).

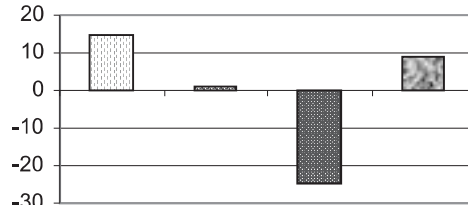
Królik



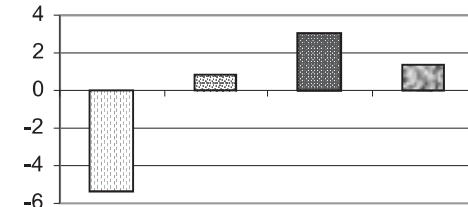
Wiewiórka



Jeż



Dzik



Amb. abiertos Maquia Forestal Urbanizado

Rys. 5. Siedliska dzika, jeża, królika i wiewiórki rudej wokół miejsc wypadków śmiertelnych gatunków najbardziej poszkodowanych na drogach w Parku Collserola: *Amb. abiertos* – uprawy rolne, suche łąki; *Maquia* – zarośla; *Forestal* – tereny leśne; *Urbanizado* – tereny zabudowane

5. Dyskusja

Park Collserola stwarza bardzo interesujące ramy do badania śmiertelności zwierząt na drogach. Analiza 865 takich przypadków, gromadzonych od roku 1991 w Parku, daje pierwszy wgląd w znaczenie śmiertelności zwierząt na drogach w przyrodniczej przestrzeni okolicy.

Wskaźnik śmiertelności ssaków na drogach jest w przeprowadzonych badaniach bardzo wysoki (56%), znacznie wyższy niż w innych obserwacjach, w których wynosi około 33% (PMVC, 2003). Zważywszy na źródło naszych informacji, średniej wielkości ssaki wydają się być bardzo odpowiednią grupą zwierząt do prowadzenia takiego typu monitoringu. Z jednej strony, łatwiej jest je wykryć, z drugiej, wskaźnik znikania zwłok wydaje się być niższy niż w innych grupach, np. u płazów.

Jeśli chodzi o sezonowy trend wypadków śmiertelnych ze szczytem pod koniec wiosny, to na podstawie dotychczasowej literatury można stwierdzić, że jest on związany z brakiem doświadczenia u osobników młodocianych.

Jakkolwiek, nie mogliśmy badać omawianych w pracy efektów na poziomie populacji, to przecież wiadomo, że w niektórych przypadkach śmiertelność na drogach może być ważniejsza niż naturalna, spowodowana przez drapieżniki lub wynikająca z choroby (Forman & Alexander 1998), jak

to ma miejsce w przypadku borsuka na terenie Holandii i Wielkiej Brytanii (Van der Zee i in. 1992; Clarke i in. 1998). W naszym przypadku, dane pokazują skutki, które mogą być bardzo silne w populacji borsuka (Rafart-Plaza 2005) oraz pewien negatywny wpływ na populację jeża, który powinien być monitorowany w najbliższej przyszłości.

Rozmieszczenie wypadków śmiertelnych na drogach nie jest przypadkowe, lecz zgodne z modelem klastrowym (Clevenger i in. 2003). Wykryliśmy pewne odcinki drogi, na których wskaźnik wypadków śmiertelnych jest wyższy niż średnia, są one znane jako czarne punkty, lub bardziej precyzyjnie czarne odcinki. Te czarne odcinki występują w różnych miejscach, w zależności od gatunków zwierząt, i wydają się być skorelowane z czynnikami związanymi z drogą, roślinnością przydrożną oraz biologicznymi cechami gatunków. Jeśli chodzi o ruch drogowy, jest kilka czynników, które mają wpływ na wskaźnik wypadków, np. gęstość ruchu i szybkość pojazdów. Ryzyko kolizji mogą zwiększyć takie cechy konstrukcji drogi, jak zakręty lub elementy ograniczające widoczność. Najważniejszym czynnikiem wpływającym na śmiertelność zwierząt wydają się być jednak cechy krajobrazowe, a szczególnie jakość siedliska oraz sytuacje, w których droga nakłada się na naturalne przejścia zwierząt, takie jak rzeka, szlak wędrówki, itd. Również istnienie dużego zbocza po jednej stronie drogi jest uznawane za czynnik ryzyka (Malo 2004). W końcu zauważono też, że występowanie atrakcyjnych elementów na poboczu drogi, takich jak zasiewy lub roślinność przydrożna, zwiększają ryzyko kolizji.

Na ortofotomapie pokazano czarny odcinek dla dzika (rys. 6). W tym przypadku mają znaczenie określone wcześniej czynniki: (i) U-kształtny zakręt z bardzo słabą widocznością; (ii) usytuowanie zakrętu pomiędzy dwoma prostymi odcinkami drogi, na których pojazdy osiągają bardzo duże szybkości; (iii) lokalizacja czarnego odcinka na przecięciu drogi ze strumieniem, który jest naturalnym przejściem intensywnie używanym przez faunę.



Rys. 6. Czarne punkty wypadków śmiertelnych dzików na drodze Rabassada w Parku Collserola

Niniejsza praca ukazuje trudności w monitorowaniu wypadków śmiertelnych zwierząt na drogach, takie jak: (i) konieczność poruszania się w czasie kontroli z odpowiednio dużą szybkością, (ii) ograniczenia widoczności, (iii) duży wskaźnik znikania zwłok z powodu ruchu drogowego, zjadania przez padlinożerców lub usuwania przez służbę utrzymania ruchu (PMVC, 2003).

Po tym pierwszym spojrzeniu na problem śmiertelności zwierząt na drogach stwierdzamy, że

ważne będzie zarówno kontynuowanie monitoringu wzdłuż transektów, w celu uzyskania własnych standardowych informacji, jak i dalsze gromadzenie informacji z innych źródeł. W tym celu stworzono nową podstronę na stronie internetowej parku.

http://www.parccollserola.net/incidencies_fauna/atropellaments.htm

Na koniec należy podkreślić, że infrastruktura transportowa nie musi być główną przyczyną wypadków śmiertelnych zwierząt na drogach, przynajmniej u większości badanych gatunków, raczej jest tak, że jej oddziaływanie nakłada się na inne wpływy, takie jak efekt bariery i fragmentacji siedlisk, które mogą mieć bardziej destrukcyjne znaczenie na poziomie populacyjnym.

6. Perspektywy na przyszłość

Naszym głównym celem długoterminowym jest ograniczenie śmiertelności fauny na drogach w parku Collserola. Aktualnie pracujemy nad projektem pierwszych środków łagodzących, związanych z ograniczeniem szybkości i ograniczeniem ruchu na drogach konwencjonalnych. Ponadto, osiągnięto porozumienie z kierownictwem kolei w sprawie wykonania pierwszej oceny, ukierunkowanej na ograniczenie oddziaływania centralnej osi infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze.

Podziękowania

Dziękujemy wszystkim pracownikom, a szczególnie strażnikom parku, którzy uczestniczyli w gromadzeniu danych i bez których pomocy to opracowanie nie powstałoby. Enric Morera z Zespołu Statystycznego Administracji Dróg Lokalnych oraz Joan Almirall z TABASA – firmy zarządzającej autostradą, przekazują nam informacje związane z ruchem drogowym, zaś pracownicy firmy kolejowej zbierali dane o wypadkach dzików na linii kolejowej. Projekt ten wspierał też Lluís Cabañeros – wszystkim wymienionym osobom bardzo dziękujemy.

Literatura

- Bennet A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders D. A & R. J. Hobbs (Eds.) Nature Conservation 2: The role of corridors. Published by Surrey Beatty & Sons Pty Limited. Australia. Pp. 441.
- Clarke G. P., White P. C. L. & Harris S. (1998). Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86 (2): 117-124.
- Clevenger A. P., Chruszcz B. & Gunson K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna roadkill aggregations. *Biological Conservation*, 109: 15-26.
- Forman R.T.T., Sperling D., Bissonette J.H., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman Ch.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T., and Winter T. C. (2003). Road ecology. Science and solutions. Island press.
- Forman R. T. & Lauren T. A. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Reviews. Ecol. Syst.* 29: 207-231.
- Llimona F., Cahill S., Tenés A. & Cabañeros L. (2005). El estudio de los mamíferos en relación a la gestión de áreas periurbanas. El caso de la región metropolitana de Barcelona. VII Jornadas de la Sociedad Española de la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM, Málaga 253 pp.
- Malo J. E., Suárez F. & Díez A. (2004). Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of applied ecology*, 41: 701-710.
- Molina-Vacas G., Bonet-Arbolí V., Tenés A, Llimona F. & Rodríguez-Tejedor J. D. (2005). VII Jornadas de la Sociedad Española de la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM, Málaga 253 pp.

- Müller S. & Berthoud G. (1997). Fauna and traffic safety. Laussane, CH: LAVOC.
- PMVC (2003). Mortalidad de vertebrados en carreteras. Proyecto provisional de seguimiento de la mortalidad de vertebrados en carreteras (PMVC). Documento Técnico Conservación. SCV, nº4, 350 págs. Madrid.
- Rafart-Plaza E. (2005). Ecología del comportamiento del tejón: sociabilidad, organización espacial y problemas de conservación. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Raspall A., Llimona F., Navarro M. & Tenés A. (2004). Guia de Natura del Parc de Collserola. Consorci del Parc de Collserola. Barcelona.
- Rosell C., Álvarez G., Cahill S., Campeny C., Rodríguez A. & Séiler A. (2003). COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. O. A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Saeki M. & Macdonald D. W. (2004). The effects of traffic on the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides viverrinus*) and other mammals in Japan. *Biological Conservation*: 118: 559-571.
- Trombulak S. C & Frissell C. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*: 14: 18-30.
- Trocme M., Cahill S., De Vries H., Farral H., Folkson L., Fry G., Hicks C. & Peymen J. (2003). Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. The European review, COST action 341, Office for official publications of the European Community, Luxembourg.
- Van der Zee F., Wiertz J., Ter Braak C. J. F. & van Apeldoorn R. C. (1992). Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands *Biological Conservation*: 61: 17-22.

Fragmentacja siedlisk i śmiertelność zwierząt na drogach w Republice Czeskiej

Václav Hlaváč¹ & Petr Anděl²

¹Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic; ²EVERNIA, limited company

Streszczenie. W latach 1998-2003 w całej Republice Czeskiej został przeprowadzony intensywny program badawczy związany z fizyczną kontrolą wszystkich mostów drogowych. Łączna długość odcinków autostrad i dróg szybkiego ruchu, całkowicie nieprzekraczalnych dla dużych zwierząt, takich jak jeleń szlachetny i łoś, wynosi 70%. Siedem odcinków sieci autostrad Republiki Czeskiej określono jako krytyczne dla dużych ssaków, dlatego obecnie przygotowany jest plan przywrócenia możliwości migracji dla wszystkich gatunków wrażliwych na fragmentację siedlisk.

Słowa kluczowe: sieć autostrad, śmiertelność zwierząt, fragmentacja siedlisk, przejścia dla zwierząt, Republika Czeska

1. Wstęp

Ruchliwe drogi, szczególnie autostrady i drogi szybkiego ruchu, tworzą bariery dla migracji dzikich zwierząt, powodując fragmentację ich siedlisk i populacji. Odizolowane populacje są niestabilne, a coraz większa gęstość sieci dróg staje się głównym czynnikiem zagrażającym istnieniu niektórych gatunków. W Republice Czeskiej jest 900 km autostrad, a ich gęstość zwiększy się gwałtownie w najbliższej przyszłości.

Duże studium dotyczące fragmentacji siedlisk spowodowanej siecią autostrad zostało przeprowadzone w ciągu ostatnich 8 lat. Nowe studium dotyczące śmiertelności zwierząt na drogach rozpoczyna się w tym roku. Nasze badania skupiały się na następujących pytaniach:

- Jaka jest przepuszczalność istniejącej sieci autostrad dla różnych gatunków?
- Jakie są minimalne parametry dla przejść pod/nad drogami dla różnych gatunków?
- Jaka jest optymalna gęstość rozmieszczenia przejść dla fauny?
- Czy jest możliwe zidentyfikowanie „krytycznych odcinków” na istniejących autostradach?
- Które gatunki mogą być zagrożone śmiercią na drogach?

2. Przegląd wyników

2.1. Przepuszczalność istniejącej sieci autostrad

W latach 1998-2003 w całej Republice Czeskiej został przeprowadzony intensywny program badawczy związany z fizyczną kontrolą wszystkich mostów drogowych. W trakcie badań zostało sprawdzonych 850 mostów drogowych i każdy z nich został przyporządkowany do jednej z czterech niżej podanych kategorii:

- przepuszczalny dla wszystkich gatunków, w tym jelenia szlachetnego, łosia i dużych drapieżników,
- przepuszczalny dla małych i średnich ssaków, takich jak sarna,
- przepuszczalny tylko dla małych ssaków (lis, borsuk, wydra, itd.),
- mosty nieprzepuszczalne.

Z badań tych wynika, że obecna sieć autostrad i dróg szybkiego ruchu nie stanowi znaczącej przeszkody dla zwierząt rozmiaru lisa, borsuka czy wydry. Dla zwierząt o rozmiarach sarny, sieć autostrad jest przepuszczalna na 40% całej jej długości, co oznacza że duża liczba odcinków, ważnych dla migracji tego gatunku, pozostaje nieprzepuszczalna. Wiele odcinków autostrad i dróg szybkiego ruchu stanowi całkowicie nieprzekraczalną barierę dla dużych zwierząt, takich jak jeleni szlachetni i łoś. Łączna ich długość dla tej kategorii zwierząt wynosi około 70% całej długości tych dróg.

2.2. Parametry przejść dla fauny

W okresie od 1999 do 2001 na podstawie analizy 100 mostów, w tym: 93 przejść dolnych o szerokości 5-60 m, 6 przejść górnych o szerokości 6-8 m i jednego przejścia górnego o szerokości 70 m określono minimalne parametry przejść dla fauny. W badaniu tym wykorzystano ślady pozostawione na śniegu i na „piasku rzeczny”. Obserwacje potwierdziły, że najlepszym parametrem dla wyrażenia właściwości przejść dolnych był *wskaźnik i* (tabela 1).

Tabela 1. Parametry przejść dla zwierząt

% wszystkich zwierząt przechodzących przez przejście	Opis	Sarna		Dzik		Jeleń	
		<i>i</i>	przykład	<i>i</i>	przykład	<i>i</i>	przykład
80-100	Stan idealny	>30	<u>60x15</u> 30	>30	<u>60x15</u> 30	>40	<u>80x15</u> 30
60-80	Optimum funkcjonalne	7-30	<u>30x7</u> 30	7-30	<u>30x7</u> 30	8-40	<u>30x8</u> 30
40-60	Stan średni	1,5-7	<u>15x3</u> 30	2-7	<u>20x3</u> 30	4-8	<u>30x4</u> 30
20-40	Minimum funkcjonalne	0,65-1,5	<u>6,6x3</u> 30	1-2	<u>10x3</u> 30	1,7-4	<u>10x5</u> 30
0-20	Stan afunkcjonalny	do 0,65		do 1		do 1,7	

$wskaźnik i = \frac{\text{szerokość} \times \text{wysokość}}{\text{długość przejścia}}$

W tabeli 2 przedstawiono sugestie dotyczące gęstości rozmieszczenia przejść dla zwierząt, natomiast rys. 1 ukazuje mapę podziału terytorium Republiki Czeskiej, opartą na rozmieszczeniu i migracji dużych ssaków.

Tabela 2. Maksymalne zalecane odległości między przejściami dla różnych kategorii ssaków na obszarach o różnym stopniu ważności

Kategorie obszarów		Gatunki ssaków		
Kategorie	Obszary	Jeleń	Sarna	Lis
I	Najważniejsze	3-5	1,5-2,5	1
II	Bardzo ważne	5-8	2-4	1
III	Ważne	8-15	3-5	1
IV	Mniej ważne	N	5	1
V	Bez znaczenia dla ssaków	N	N	1-3

Uwaga: wszystkie dane wyrażono w kilometrach; N – przejścia nie są potrzebne

Na podstawie danych o rozmieszczeniu, migracji zwierząt i ich śmiertelności na drogach, spowodowanych wypadkami drogowymi, a także uwzględniając przenikalność istniejącej sieci autostrad, zidentyfikowano odcinki krytyczne (rys. 2).

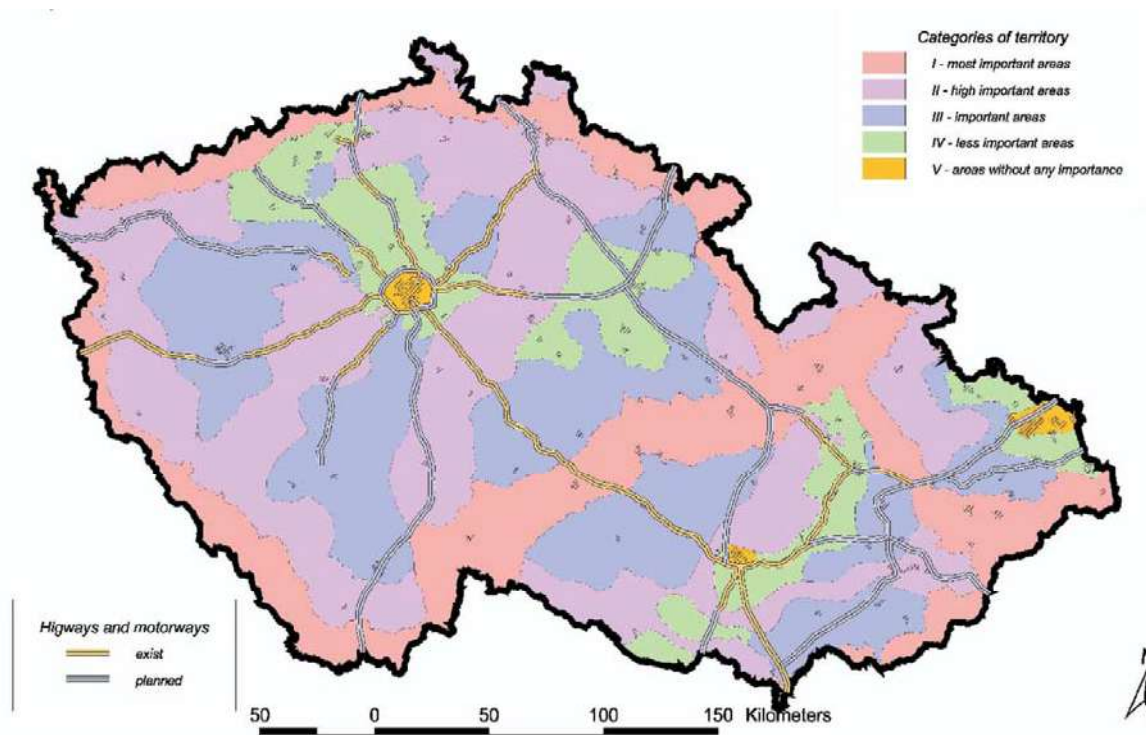
Siedem odcinków sieci autostrad Republiki Czeskiej określono jako krytyczne dla dużych ssaków. Ponieważ jednak, ich przepuszczalność jest kluczowa dla istnienia w przyszłości populacji dużych ssaków, przygotowywany jest obecnie plan jej przywrócenia dla wszystkich gatunków wrażliwych na fragmentację siedlisk.

Obecnie jest opracowywane studium dotyczące śmiertelności na drogach. Badania te rozpoczęto w kwietniu 2006 i planuje się, że potrwać jeszcze dwa lata. Ich celem jest oszacowanie liczby gatunków zwierząt, które ponoszą śmierć w wypadkach drogowych w ciągu roku na terenie Republiki Czeskiej. Wybrane odcinki różnego rodzaju dróg (autostrad, dróg pierwszej klasy, dróg lokalnych), przecinających różne typy krajobrazu są okresowo sprawdzane, przy czym rejestrowane są wszystkie zabite kręgowce. Kontrole są przeprowadzane pieszo po obydwu stronach drogi (oznacza to, że każda kontrola jest wykonywana przez dwie osoby lub jedną osobę, która idzie tam i z powrotem).

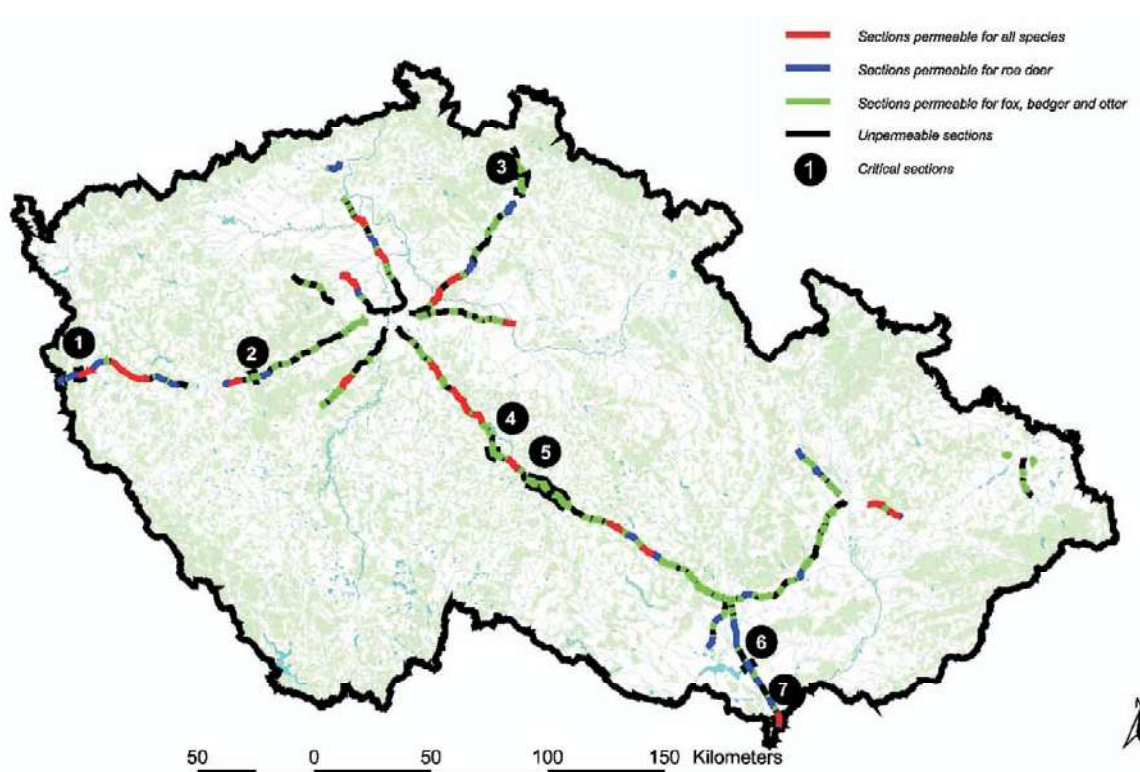
Obliczenie liczby zabitych zwierząt napotyka na wiele problemów metodycznych. Problem stwarza między innymi oszacowanie udziału procentowego zwłok, które można znaleźć na drodze i poboczach w stosunku do liczby wszystkich zabitych zwierząt, z tego względu, że wiele zwłok małych zwierząt znika całkowicie zaraz po wypadku. Innym problemem jest to jak długo resztki zwierząt pozostają rozpoznawalne na drodze i na poboczach. Ponadto, istnieje wiele innych czynników, które mogą mieć wpływ na wyniki, na przykład: rozmiar zwierząt, gęstość ruchu, miejsce (droga lub pobocze), warunki klimatyczne, wpływ drapieżników, itd. Podczas pierwszych pięciu miesięcy badań, sprawdzono 482,6 km dróg i znaleziono 1054 zabitych zwierząt z 98 gatunków kręgowców (tab. 3).

Najczęściej spotykanymi gatunkami ssaków były: zając *Lepus europaeus* – 140 przypadków, jeże *Erinaceus europaeus* i *E. concolor* – 54 i kuna domowa *Martes foina* – 28. Najczęściej spotykanymi ptakami były: kos *Turdus merula* – 25 przypadków, zięba *Fringilla coelebs* – 19 i trznadel *Emberiza citrinella* – 13. Do przedstawicieli rzadkich gatunków znajdujących w ciągu pierwszych trzech miesięcy należały: wydra *Lutra lutra* – 2 przypadki, płomykówka *Tyto alba* – 1 i jarzębatka *Sylvia nisoria* – 1 przypadek.

Wstępne wyniki nie wystarczają oczywiście do sformułowania wniosków dotyczących całkowitej śmiertelności różnych gatunków na drogach, jednak wskazują one wyraźnie, że jest ona istotnym czynnikiem, który może mieć wpływ na rozwój populacji niektórych gatunków. Ostateczne wyniki tych badań przyniosą ważne dane, które pozwolą na wyjaśnienie tego problemu.



Rys. 1. Podział terytorium Republiki Czeskiej oparty na rozmieszczeniu i migracji dużych ssaków. W legendzie wyróżniono następujące kategorie terytoriów: I – najważniejsze, II – bardzo ważne, III – ważne, IV – mniej ważne, V – bez znaczenia dla ssaków



Ryc. 2. Przepuszczalność istniejących autostrad i identyfikacja krytycznych odcinków. W legendzie wyróżniono kolorem odcinki o następującej przepuszczalności: czerwony – przepuszczalne dla wszystkich gatunków; niebieski – przepuszczalne dla sarny; zielony – przepuszczalne dla lisa, borsuka i innych, czarny – nieprzepuszczalne; kółka z cyferkami – odcinki krytyczne

Tabela 3. Długość sprawdzonych odcinków i liczba znalezionych zabitych zwierząt

	autostrada	droga szybkiego ruchu	1 klasa	2 klasa	3 klasa	razem
Całkowita długość dróg w Czechach (w km)	564,4	322,3	5 831,4	14 667,5	34 124,1	55 509,8
Odcinki sprawdzone od kwietnia do czerwca 2006 (km)	103,4	4,7	123,5	116,5	134,5	482,6
Liczba zabitych zwierząt (kręgowców)	326	32	281	238	177	1054

4. Wnioski

Rzeczywisty wpływ fragmentacji siedlisk i śmiertelności na drogach na różne gatunki zwierząt nie został jak dotąd dobrze wyjaśniony. Ponieważ jednak natężenie ruchu drogowego i gęstość infrastruktury transportowej szybko rosną, konieczne jest zwrócenie bacznej uwagi na monitoring i kolejne badania, a także na opracowanie środków, które wyeliminują negatywne skutki ruchu drogowego.

Przypadek Via Egnatia w Grecji: zarys interwencji

Lazaros Georgiadis¹, Dimitris Bousbouras² & Giorgos Giannatos³

¹Biologist, Head of ARCTUROS' Environmental Activities; ²Biologist, ARCTUROS' scientific team; Zoologist Msc,

³Natural History Museum of University of Athens

Streszczenie. Rozwój gospodarczy w nowoczesnym świecie jest procesem nieodwracalnym, prowadzącym do wzrostu zagrożenia dla zwierząt dziko żyjących i naturalnych ekosystemów. Intensyfikacja sieci drogowych powoduje fragmentację siedlisk oraz łączników między nimi, co w konsekwencji oddziałuje na przepływ genów pomiędzy subpopulacjami dużych zwierząt lądowych. W Grecji, przykładem na to jest budowa nowej czteropasmowej autostrady o długości 600 km o nazwie *Via Egnatia*. Autostrada ta łączy Zatokę Igumenitsa na Morzu Jońskim z granicą grecko-turecką i przechodzi przez prowincje północnej Grecji (regiony Epirusu, Macedonii i Tracji). Budowla przecina ważne pod względem przyrodniczym obszary masywu Góry Pindos, które są głównym siedliskiem takich dużych drapieżników jak niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* oraz wilk *Canis lupus*. ARCTUROS, organizacja pozarządowa z siedzibą w Tesalonikach (założona w roku 1992), poważnie wkroczyła w plany budowy autostrady w roku 1994, doprowadzając do zmiany pierwotnej trasy na odcinku 34 km w Prefekturze Grevena, gdzie znajduje się kluczowej wagi korytarz siedliskowy dla drapieżników. Wprawdzie budowa dodatkowych zielonych mostów i przejść dolnych, w celu ograniczenia dalszej fragmentacji siedlisk była zaplanowana, jednak interwencja ta doprowadziła do zwiększenia całkowitej długości tuneli i mostów z wstępnie planowanych 7 do prawie 17 km i pokrycia nimi 50% całkowitej długości drogi. Ponadto, zaplanowano sześcioletni program monitoringu, mający na celu kontrolowanie wpływu autostrady na populacje zwierząt, w okresie poprzedzającym budowę i po jej zakończeniu.

Słowa kluczowe: autostrada, fragmentacja siedlisk, zielone mosty, przejścia dolne, Via Egnatia, Grecja

1. Wstęp

W związku z gwałtownym rozwojem współczesnego społeczeństwa, powstaje coraz więcej budowli technicznych o dużych rozmiarach, takich jak autostrady. Wzrastające zagęszczenie infrastruktury transportowej wywołuje presję na naturalne ekosystemy na całym świecie i potęguje konflikty między ludźmi i dziko żyjącymi zwierzętami (Boitani i in. 1999; Fukeda 2005; Gibeau i in. 2001; Graham i in. 2005; Mattson i in. 1986; McCown i in. 2005; Naves i in. 2005; Schwab i in. 2005).

Via Egnatia to nowa czteropasmowa autostrada o długości 600 km, łącząca zatokę Igumenitsa na Morzu Jońskim z granicą grecko-turecką. Przecina ona północną Grecję, przechodząc przez prowincje Epirus, Macedonia i Tracja (rys. 1). Autostrada jest częścią Sieci Transeuropejskiej [Trans European Network – TENT] i łączy się z drogami międzynarodowymi oraz z siecią kolejową i portami morskimi (Mertzanis i in. 2005). Budowa jest realizowana przez firmę EGNATIA ODOS S.A., utworzoną przez Ministerstwo Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych, które jest jej wyłącznym udziałowcą.

W Grecji, brak Strategicznych Ocen Środowiska [Strategic Environmental Assessments – SEA] (Dyrektywa 2001/42/EC), co prowadzi do działań nieskoordynowanych i przypadkowych, pozbawionych odniesienia do generalnego studium i powiązań na płaszczyźnie krajowej.

Przykładem jest tu autostrada Via Egnatia na odcinku Grevena-Panagia, który jest odcinkiem zamkniętym i ogrodzonym. Już w czasie poprzedzającym budowę powinny być tam zaplanowane odpowiednie przejścia dla dużych ssaków. W przypadku nieodpowiedniej konstrukcji przejść dla fauny doszłoby tam do fragmentacji siedlisk i utraty ciągłości geograficznej zasięgów dużych ssaków, co wpłynęłoby negatywnie na możliwości ich przetrwania w dłuższym okresie czasu (Beecham i in. 2006; Clevenger & Waltho 2000; Scheick & Jones 1998).

Budowa dróg szybkiego ruchu będzie miała niekorzystny wpływ między innymi na niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos*, i to z następujących przyczyn (rys. 2):

- utraty siedlisk;
- przerwania ciągłości siedlisk, z powodu sztucznych przeszkód ograniczających sezonowe wędrówki populacji i ich rozprzestrzenianie;
- rozdzielania arealów, w których zwierzęta normalnie występują;
- izolacji genetycznej, która może prowadzić do krzyżowania wsobnego, a tym samym utraty zróżnicowania genetycznego;
- wzrostu śmiertelności spowodowanej bezpośrednio wypadkami drogowymi;
- zmian behawioralnych, wynikających z tego, że pewne odcinki autostrady będą pomijane przez zwierzęta z powodu braku ciągłości pokrywy roślinnej – „efekt brzegu siedliska”;
- wzrostu presji spowodowanego zmianami użytkowania gruntu oraz rosnącą obecnością człowieka na terenach przylegających do autostrad.

Aby zminimalizować izolację geograficzną i genetyczną, konieczne jest utrzymanie i/lub utworzenie stref łącznikowych pomiędzy oddzielnymi segmentami zasięgu geograficznego gatunków zwierząt. Aby utrzymać odpowiednią jakość biotopu w sąsiedztwie konstrukcji i zapewnić ciągłość siedlisk, konieczne jest planowanie budowy z uwzględnieniem środków łagodzących, takich jak tunele, mosty, zielone mosty (Beecham i in. 2006; Clevenger & Waltho 2000; Scheick & Jones 1998). Mogłyby one aktywnie i skutecznie spełniać rolę prawdziwych przejść dla zwierząt.

Prawidłowe planowanie zadań związanych z dużymi ssakami wymaga działania na: (i) większą skalę, dla zapewnienia geograficznej ciągłości krajowej populacji gatunku i nie dopuszczenia do rozerwania zasięgu, oraz (ii) skalę lokalną, w celu uzyskania najbardziej odpowiedniego projektu przejść dla dzikich zwierząt.

2. Odrzucenie wstępnego planu budowy autostrady

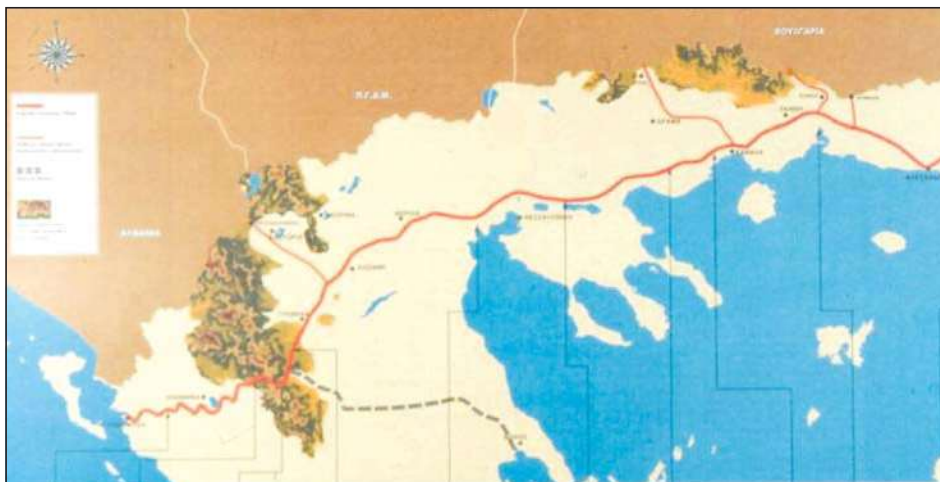
Wstępna propozycja firmy EGNATIA ODOS S.A. dotycząca przebiegu autostrady na odcinku Panagia-Grevena, zawierała przecięcie siedliska niedźwiedzia i nie uwzględniała konieczności ochrony tego gatunku i jego siedliska.

Jedyny planowany środek łagodzący dotyczył budowy kilku tuneli o całkowitej długości 3,5 km, mających zapewnić bezpieczne przejścia dla niedźwiedzia. Tylko dwa z nich, o łącznej długości 1,1 km, usytuowane były odpowiednio pod względem siedliskowym, pozostałe natomiast zaprojektowano niepoprawnie, kierując się przede wszystkim łatwością ich budowy. Był to plan nieodpowiedni dla zapewnienia długoterminowego trwania rodzimej populacji niedźwiedzia, jako że gatunek ten korzysta z rozległego areалу sięgającego 150-250 km² rocznie i charakteryzuje się dużą aktywnością, w tym długimi dystansami wędrówek, wynoszącymi dziennie do 15-20 km (ARCTUROS 2000).

Z drugiej strony, budowa autostrady stwarzała zagrożenie izolacji populacji niedźwiedzia na górze Hasia (220 km²), hamującej rozprzestrzenianie się tego gatunku na wschód. Ponadto, bez wymiany materiału genetycznego, mała izolowana populacja na górze Hasia byłaby poważnie zagrożona krzyżowaniem wsobnym. W dodatku, autostrada została tak zaplanowana, że w wielu miejscach miała przebiegać doliną rzeki Venetikos, stwarzając poważne problemy zarówno dla krajo-
brazu jak i awifauny.

3. Wyniki – ostateczne uzgodnienia

Po serii działań prawnych zainicjowanych przez ARCTUROS oraz po wielu dyskusjach z Ministerstwem Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych oraz środowiskowymi organizacjami pozarządowymi, przeprowadzono wiele badań (tab. 1). Uzupełniano je już po przeoczeniu wstępnych propozycji środowiskowych wprowadzonych przez Radę Państwa (najwyższa instancja prawna w kraju), które nie zawierały żadnych propozycji alternatywnych. Badania te obejmowały jedną obwodnicę na skraju siedliska niedźwiedzia brunatnego (rys. 2). Propozycja ta została odrzucona, ponieważ nie zmniejszała ona obejścia ważnego siedliska niedźwiedzia. Wprost przeciwnie, długość drogi wzrosła o 28 km a przyroda krajobrazu pagórkowatego nie pozwalała na utworzenie niezbędnych korytarzy łącznikowych dla zwierząt. Gdyby wybrano rozwiązanie obwodowe, stworzonoby poważną przeszkodę dla niedźwiedzia brunatnego, i uniemożliwionoby ostatecznie wtórną kolonizację nowych obszarów zarówno przez ten gatunek jak i przez inne duże ssaki (Bousbouras i in. 2006).



Rys. 1. Rozmieszczenie niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Grecji (Pindos, Rhodope), Via Egnatia i jej pionowe odgałęzienia



Rys. 2. Rozmieszczenie niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* na Górze Pindos i ponowne pojawienie się tego gatunku. Via Egnatia zaznaczono czerwoną linią, a alternatywną propozycję obwodową linią fioletową. Czerwone punkty wskazują ponowne pojawienie się niedźwiedzia brunatnego w Grecji

W kolejnych studiach, EGNATIA ODOS S.A. oraz Ministerstwo Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych podjęły pewne dodatkowe działania, a mianowicie:

- planowanie budowy autostrady z dala od rzek i źródeł słodkiej wody;
- zwiększenie długości tuneli, w celu ułatwienia przemieszczania się niedźwiedzi;
- budowę przejść dolnych dla małych zwierząt;
- zakaz polowań w strefie 2 km po obydwu stronach drogi.

Ostateczny plan obejmował 13,2 km w 15 tunelach o długości od 250-2100 m i 3,7 km na 8 mostach o długości od 250-500 m na odcinku autostrady o łącznej długości 34 km. Te rozwiązania techniczne zabezpieczają przejścia dla zwierząt lądowych, nakładając się w 49,7% z kombinacją specjalnych wymagań konstrukcyjnych.

Jednym z najważniejszych osiągnięć propozycji środowiskowych, ostatecznie poprawionego rozwiązania, było wdrożenie projektu naukowego: “Projekt oceny wpływu drogi Via Egnatia na ekosystem leśny obszaru, ze szczególnym uwzględnieniem dużych ssaków i niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* na odcinku Panagia-Grevena (odc. 4.1)”.

Projekt ten trwa 6 lat i obejmuje trzy fazy, odpowiadające okresom realizacji przedsięwzięcia: przed, w trakcie i po budowie autostrady. W pierwszej fazie (2003-2005), projekt koordynowany był przez ARCTUROS (jako organ doradczy i wdrożeniowy) we współpracy z Aristotle University of Thessaloniki, University of Thessaly oraz Hellenic Ornithological Society (partner BirdLife w Grecji). W tej fazie, projekt oceniał stan populacji niedźwiedzia, wilka i zwierząt kopytnych, jak również stan ważnych gatunków ptaków w strefie 10-20 km po obydwu stronach drogi.

Wdrożona już, pierwsza faza projektu, obejmowała badania prowadzone przy użyciu różnych metod, w tym monitoring niedźwiedzi za pomocą obroży GPS, ukierunkowany na precyzyjne śledzenie ruchów i wykorzystania siedliska przez ten gatunek. Na podstawie uzyskanych danych, na koniec pierwszej fazy sformułowano specjalne propozycje udoskonaleń projektowych:

- zmiana usytuowania istniejących przejść dolnych dla fauny i utworzenie nowych przejść, jak również powiększenie niektórych z nich;
- zaplanowanie jednego zielonego mostu dla dużych ssaków, zgodnie z decyzją o uwarunkowaniach środowiskowych;
- budowa mocnego ogrodzenia, w celu zapobiegania wypadkom drogowym z udziałem niedźwiedzi;
- utworzenie stałego rezerwatu przyrodniczego w promieniu 2 km po obydwu stronach autostrady;
- sezonowe zamykanie sieci drugorzędnych dróg leśnych;
- wprowadzenie przepisów o planowaniu przestrzennym, które pozwalałyby na utrzymanie terenu w niezmienionym stanie w promieniu 2 km po obydwu stronach autostrady;
- zakaz budowy nowych dróg leśnych;
- zmiana systemu zarządzania wycinką leśną z zupełnej na selektywną.

Właściwości techniczne konstrukcji autostrady współgrają z długimi tunelami i mostami jak również z budowlami uzupełniającymi zaproponowanymi w projekcie, a także zabezpieczają komunikację między populacjami dużych ssaków po dwóch stronach autostrady (Mertzanis 2005). Podobne ulepszenia konstrukcyjne, z dużymi tunelami, zapewniają możliwość przekraczania autostrady przez niedźwiedzie brunatne wyżej wymienionej części wschodniej części Via Egnatia (odcinek Kozani-Veria).

Tabela 1. Krótka historia przypadku Via Egnatia oraz interwencji ARCTUROS i innych środowiskowych organizacji pozarządowych

Data	Działanie
1994	Organizacja ARCTUROS sformułowała protest do Ministerstwa Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych, dotyczący projektowanego odcinka Panagia-Grevena, autostrady <i>Via Egnatia</i> . Proponowane zmiany opierają się na danych naukowych zebranych w ramach projektu LIFE-Nature ARCTOS (projektu ochrony niedźwiedzia brunatnego w Grecji). Dane te nie zostały uwzględnione w projekcie Ministerstwa. W specjalnym memorandum do Ministerstwa Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych ARCTUROS proponuje zbadanie rozwiązania polegającego na wprowadzeniu obwodnicy dla danego odcinka autostrady. Dane i dokumentacja naukowa zostały kompletnie zignorowane. W tym samym czasie, o przypadku tym została poinformowana Komisja Europejska.
1995, kwiecień	Podpisanie Wspólnej Decyzji Ministerialnej o poprawie Uwarunkowań Środowiskowych dla odcinka Panagia-Grevena przez Ministrów Środowiska i Rolnictwa, jednak bez zastosowania jakichkolwiek środków prewencyjnych lub/i odniesienia się do protestów.
1995, sierpień	Apelacja organizacji: ARCTUROS, WWF-Hellas i Hellenic Society for the protection of Nature, do Rady Państwa o unieważnienie Decyzji Ministerialnej.
1996, luty	Na problem zareagowała Komisja Europejska. Odkonstytuowano specjalne spotkanie przedstawicieli ARCTUROS, zespołu Ministerstwa Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych oraz Komisji Europejskiej (DG XVI), na którym ponownie przedyskutowano problematyczny projekt obwodnicy i skutki jej oddziaływania na środowisko przyrodnicze konkretnego obszaru.
1997, lipiec	Decyzja Rady Państwa (Nr rej. 2731/1997) uzasadniająca apelację organizacji pozarządowych i unieważniająca decyzję Ministrów dla konkretnego odcinka autostrady, a jednocześnie proponująca rozważenie rozwiązania polegającego na budowie obwodnicy.
1998, czerwiec	W następstwie decyzji Rady Państwa, EGNATIA ODOS S.A. wykonała nową Ocenę Oddziaływania na Środowisko (EIA) dla spornego odcinka. W Studium zaproponowano warianty projektu, łącznie z pewnymi środkami naprawczymi. Nowa trasa została odsunięta od rzeki Venetikos. To samo studium rozważało także dwa inne rozwiązania alternatywne, z których jedno, polegające na budowie obwodnicy zostało ostatecznie odrzucone. W tym samym okresie firma EGNATIA ODOS S.A. poprosiła o rozpoczęcie serii spotkań roboczych z ARCTUROS, które od nowa dokumentowały wpływ autostrady na środowisko przyrodnicze.
1998, lipiec	ARCTUROS przekazała firmie EGNATIA ODOS S.A. oraz Komisji Europejskiej odpowiednie memorandum, zgłaszające zastrzeżenie co do wystarczalności środków naprawczych.
1999, grudzień	Temat dyskutowany na Radzie Europy w Strasburgu.
2000, kwiecień-czerwiec	Z Komisji Europejskiej (Departament Ochrony Środowiska) wysłano list ostrzegawczy do rządu greckiego. Dnia 6 kwietnia 2000 współodpowiedzialne ministerstwa zaakceptowały Uwarunkowania Środowiskowe poprawionego projektu (tuż przed wyborami krajowymi). Charakterystyka techniczna zadania obejmowała 13,2 km tuneli i 3,7 km mostów na odcinku 34 km autostrady.
2000 październik – 2001 listopad	Rozpoczęcie nowego cyklu dyskusji pomiędzy EGNATIA ODOS S.A. i ARCTUROS, których wynikiem jest opracowanie Projektu Specjalnego Monitoringu.
2002-2004	Wdrożenie Projektu Specjalnego Monitoringu finansowanego przez EGNATIA ODOS S.A., Ministerstwo Środowiska, Planowania Przestrzennego i Robót Publicznych oraz Komisję Europejską (DG REGIO).
2005, maj	Wyniki pierwszej fazy projektu obejmują propozycje drobnych ulepszeń charakterystyki technicznej autostrady, korzystnych dla fauny, jak również problemy dla organizacji planowania przestrzennego na szerszym obszarze.
2006	Instalacja firmy budowlanej w terenie i przygotowanie do drugiej fazy projektu.

Literatura

- ARCTUROS (1996). ARCTOS – LIFE Project for the Protection and Management of Population and Habitats of the brown bear (*Ursus arctos*) in Greece (first phase 1994-95). Final Report, 1996. pp 140, GIS maps. Project LIFE-NATURE Arctos [ARCTUROS, WWF-Hellas, Hellenic Society for the Protection of Nature, Ministry of Agriculture, European Union (DG XI)].
- ARCTUROS (2000). ARCTOS–LIFE Project for the Protection and Management of Population and Habitats of the brown bear (*Ursus arctos*) in Greece (second phase 1997-99). Final Report, 1999. Project LIFE-NATURE ARCTOS II [ARCTUROS, Ministry of Environment, Land Planning and Public Works – YPEHODE, Ministry of Agriculture, European Union (DG XI)].
- Beecham J., Wakkinen W. & Lewis J. (2006). Black bears and highways: Identifying road crossing habitat characteristic in Northern Idaho. Special presentation in Thessaloniki.
- Boitani L., Ciucci P., Corsi F. & Dupre E. (1999). Potential range and corridors for brown bears in the eastern alps, Italy. *Ursus* 11: 123-130.
- Bousbouras D., Georgiadis L., Giannatos G. & Pilides C. (2006). Developing preventive measures for large carnivore – human conflict by a non-governmental organization and state agencies for brown bear (*Ursus arctos*) in Greece. 1st European Congress of Conservation Biology, 22-26/8/2006 – Eger, Hungary.
- Clevenger A. & Waltho N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14(1):47-56.
- Fukeda N. (2005). Human-caused change of wildlife habitat potential in Tanzawa (Japan) and the surroundings. Abstracts of 16th IBA Conference, Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Gibeau L. M., Herrero S., McLellan N. B. & Woods G. J. (2001). Managing for Grizzly bear security areas in Banf National Park and the Central Canadian Rocky Mountains. *Ursus* 12: 121-130.
- Graham K., Boulanger J., Duval J., Cranston J. & Stenhouse G. (2005). What grizzly bears really doing around roads? Abstracts of 16th IBA Conference, Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Mattson J. D., Knight R. R. & Blanchard M. B. (1986). The effects of developments of primary roads on grizzly bear Habitat use in Yellowstone National Park, Wyoming. *Int. Conf. Bear Res. And Manage.* 7:259-273.
- McCown J. W., Kubilis P., Eason Th. & Scheich B. K. (2005). The effect of traffic volume on the road crossing behavior of bears in Central Florida, USA. Abstracts of 16th IBA Conference, Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Mertzanis Y., Iliopoulos G., Skouras Z., Sgardelis St., Papageorgiou N., Sphoungaris A. & Bousbouras D. (2005). Final report of the project: “Project for the evaluation of the impacts of Via Egnatia at the forest ecosystem of the area with emphasis on large mammals and brown bear (*Ursus arctos*) in the segment Panagia – Grevena (seg. 4.1)” ARCTUROS, Aristotelian University of Thessaloniki - Departments of Biology and Forestry and Natural Environment, University of Thessaly – Development of Agronomic Plant and Animal Production, Hellenic Ornithological Society, EGNATIA ODOS S.A. pp 706. Thessaloniki.
- Naves J., Garcia E., Ordiz A., Fernandez-Gil A. & Pollo C. (2005). New problems and possible improvement of the corridor between two cantabrian brown bear subpopulations (NW Spain). Abstracts of 16th IBA Conference, Riva Del Garda, Trentino, Italy.
- Scheick K. B. & Jones D. M. (1998). Locating wildlife underpasses prior to expansion of the highway 64 in North Carolina. 2nd International Conference on Ecology and Transportation.
- Schwab B., Stenhouse G. & Boots B. (2005). Spatial networks: visualizing Grizzly bear movement and connectivity across continuous landscapes in Alberta, Canada. Abstracts of 16th IBA Conference, Riva Del Garda, Trentino, Italy.

Wpływ ruchu drogowego na renifery

Bjørn Iuell¹ & Olav Strand²

¹Environmental Section, Road Development Department, Directorate of Public Roads, Norwegian Public Roads Administration, Norway, e-mail: bjorn.iuell@vegvesen.no; ²Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7485 Trondheim, Norway, e-mail: olav.strand@nina.no

Streszczenie. W roku 2002, naukowcy z Norwegian Institute of Nature Research (NINA) zostali zatrudnieni przez Norweską Administrację Dróg Publicznych (Norwegian Public Roads Administration - NPR) do przeprowadzenia 5-letniego studium, w celu podjęcia badań dotyczących wzorców wykorzystania siedlisk przez renifery i ich migracji w obszarach, które uważa się za poddane wpływowi drogi. Głównym celem projektu było ustalenie w jakim stopniu droga i/lub ruch drogowy stanowią barierę dla reniferów, i czy mają one odstraszać wpływ na zwierzęta.

W ramach projektu wyposażono w sumie 37 zwierząt w nadajniki GPS przekazujące szczegółowe i precyzyjne dane na temat wykorzystania przez zwierzęta ich siedlisk oraz o ich migracjach. Nadajniki GPS zostały zaprogramowane tak, aby rejestrować pozycję każdego zwierzęcia co trzy godziny a dane były gromadzone w obrotach. Ponieważ renifery żyją w stadach nawet do tysiąca osobników, ujęto w ten sposób około 70-80% całej populacji.

Mapy rozlokowania różnych zasobów żywnościowych reniferów (np. porostów) zostały opracowane przy pomocy badań terenowych i obrazów satelitarnych (LANDSAT 5). Obszary pastwisk zimowych znaleziono przede wszystkim we wschodnich częściach i wzdłuż drogi Hw7, podczas gdy obszary pastwisk letnich były rozlokowane na południowy zachód i wokół lodowca Hardangerjøkulen.

Dane GPS wskazują na to, że większa część populacji renifera korzysta z raczej małego obszaru w południowo centralnej części Hardangervidda w środku lata, i że nawet jeśli nie zapędzają się daleko, ich aktywność jest wysoka. W miesiącach zimowych sytuacja jest odwrotna, aktywność jest niższa niż latem, jednak zwierzęta nadal wędrują daleko. Inną obserwacją jest to, że renifery wydają się szukać mniej więcej tego samego obszaru każdego lata, podczas gdy zimą korzystają z większości obszaru.

Najważniejszą obserwacją projektu było to, że faktycznie droga Hw7 ma odstraszać wpływ na renifery, podobnie jak inne obszary z działalnością ludzką, np. główne szlaki piesze i narciarskie pomiędzy gospodarstwami turystycznymi. Dane GPS wskazują na to, że ma miejsce znaczne ograniczenie korzystania przez renifery z obszarów przylegających do drogi Hw7, do 8 km od drogi. Ta strefa unikana przez renifery wzmacnia również efekt bariery ze strony drogi, tak że szlaki migracyjne na północ i z powrotem są skrócone. Ten sam efekt można znaleźć na mapach roślinności, jednak korelacja nie jest tak silna, jak w przypadku danych GPS. Po porównaniu danych GPS z rozkładem zasobów porostów, okazało się, że zwierzęta te nie korzystają z niektórych obszarów najzasobniejszych w porosty. Drogę Hw7 można postrzegać jako barierę behawioralną, ograniczającą migrację reniferów pomiędzy centralnymi i północnymi częściami Hardangervidda.

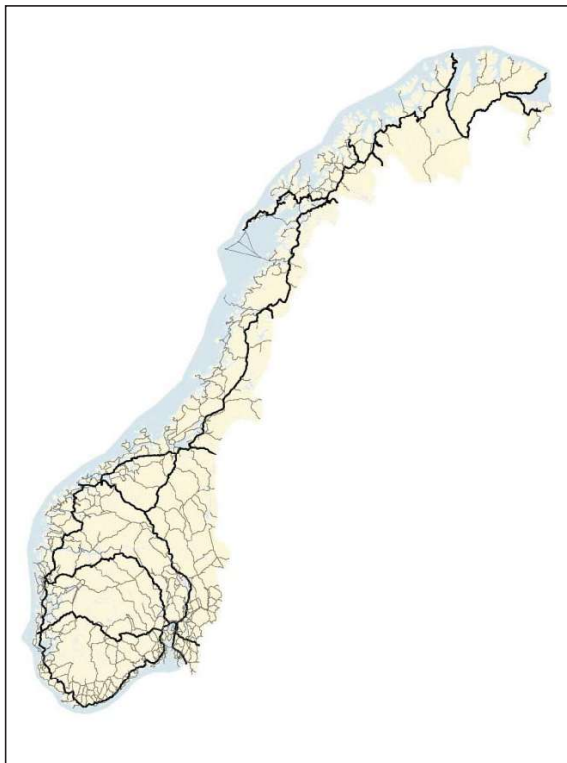
Projekt udokumentował również fakt, że na wędrówki reniferów bardzo duży wpływ ma kierunek wiatru oraz, zimą, pokrywa śniegowa. Gdy zimą jest dużo śniegu, zwierzęta można znaleźć w częściach wschodnich, gdzie jest zazwyczaj mniej śniegu niż w części zachodniej. Korzystanie przez renifery z terenu zależy od gęstości populacji i od dostępnych zasobów pożywienia. Możliwość dostępu do zimowych pastwisk na północy i wschodzie w latach z dużą ilością śniegu może być sprawą kluczową.

Słowa kluczowe: renifery, drogi, bariera, fragmentacja, zakłócenia, GPS

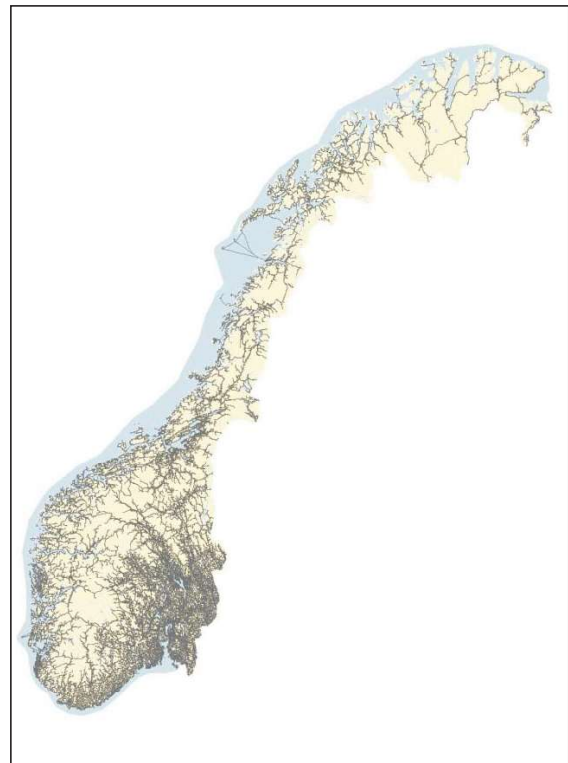
1. Wstęp

Ponad 60% obszaru lądowego Norwegii leży powyżej granicy lasu, która w południowej Norwegii znajduje się około 1000 metrów powyżej poziomu morza. Te alpejskie i subarktyczne obszary tundrowe południowej części kraju są ostoją ostatnich populacji europejskiego renifera górskiego (Reimers i in. 1980). Norwegia jest pod względem środowiskowym podzielona długimi i głębokimi fiordami, z wąskimi dolinami otoczonymi wysokimi i stromymi górami. Nadal nazywana jest zielonymi płucami Europy, a gęstość sieci dróg wynosi tylko 0,6 km/km², podczas gdy na przykład w Holandii wskaźnik ten osiąga do 3,8 km/km² (Trocme i in. 2002). Najgęściej zabudowane obszary znajdują się wzdłuż wybrzeża i w głębokich dolinach.

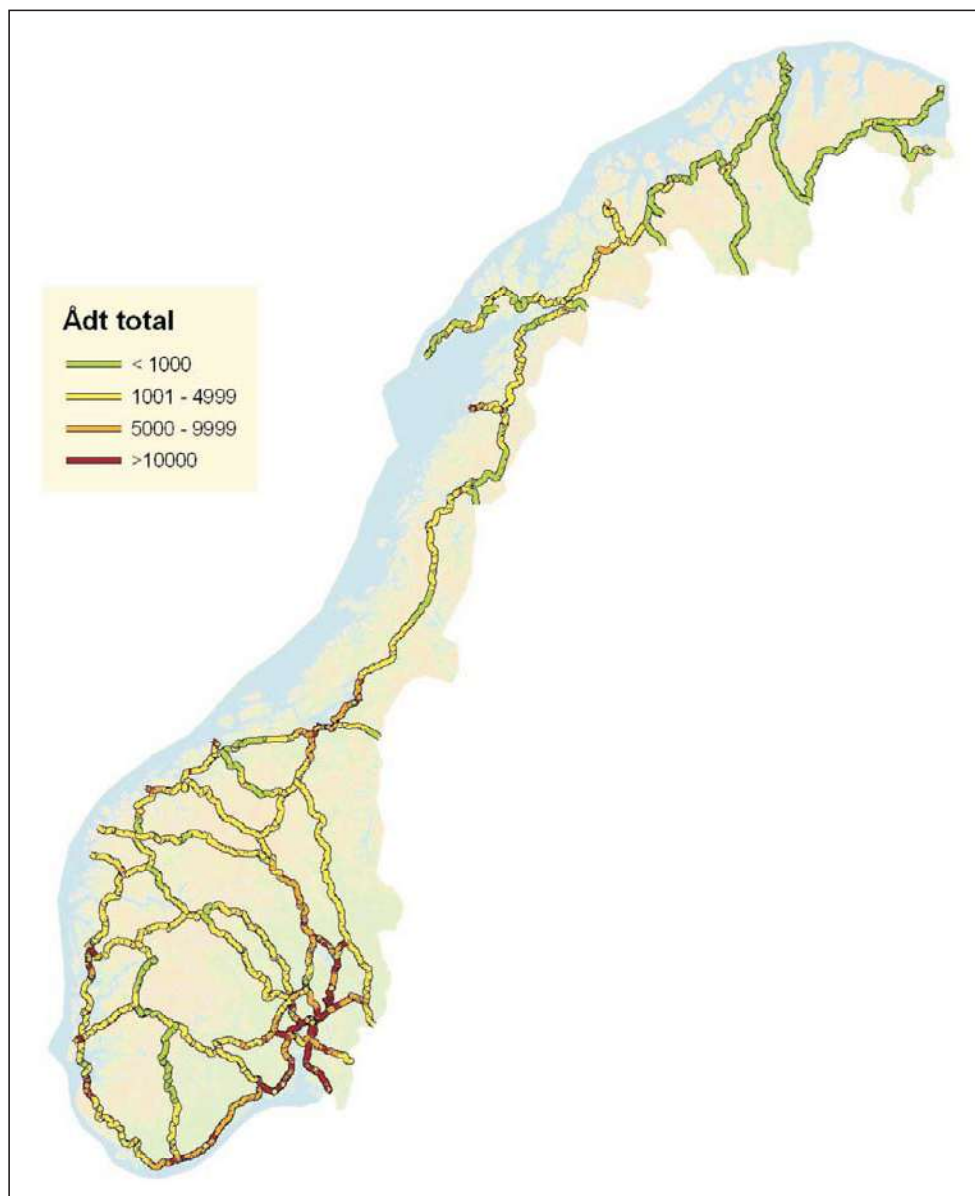
Główne systemy dróg są stosunkowo proste (rys. 1) i zgodne z wzorcami topograficznymi, które naturalnie dzielą kraj na sieć siedlisk zalesionych i górskich. Prawdopodobne wpływy dróg na dziką przyrodę w Norwegii można zilustrować jej rozmieszczeniem oraz poziomami ruchu drogowego. Całkowita sieć drogowa, łącznie z drogami prywatnymi i drogami leśnymi, stanowi raczej zamkniętą i gęstą sieć pokrywającą większe części krajobrazu (rys. 2).



Rys. 1. Główne drogi w Norwegii
(Źródło: Statens vegvesen)



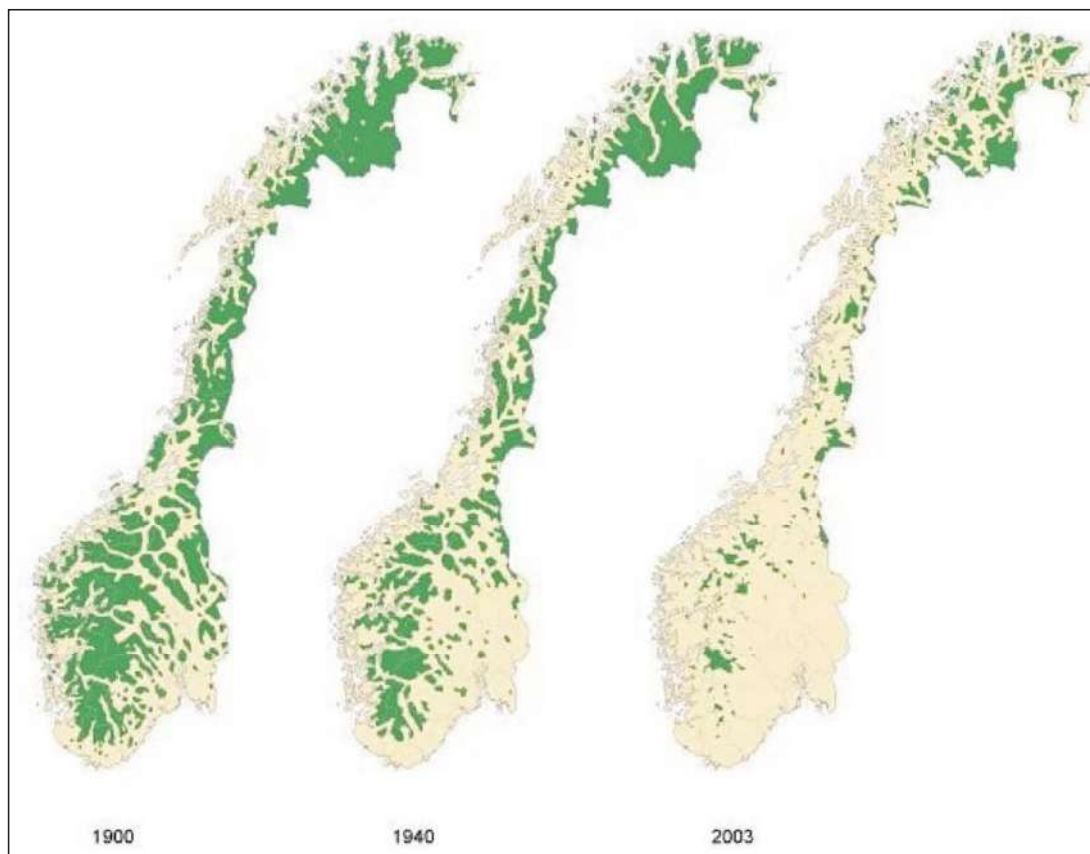
Rys. 2. Wszystkie drogi w Norwegii
(Źródło: Statens vegvesen)



Rys. 3. Średni dzienny ruch drogowy (ŚDRD) na głównych drogach w Norwegii w roku 2004
(Źródło: Statens vegvesen)

Gęstość ruchu drogowego na drogach norweskich jest stosunkowo niska w porównaniu z większością krajów Europy zachodniej, a średni dzienny ruch drogowy (ŚDRD) jest najwyższy w południowo-wschodniej części kraju i wokół większych miast (rys. 3).

Sieć transportowa wraz z siecią linii energetycznych, tamami i uregulowanymi rzekami, pozostawiają tylko nieliczne punkty, w których przyroda jest nienaruszona. Można to zilustrować na mapach klasyfikacji siedlisk, ukazujących obszary niezakłócone i użytkowane. Rozmieszczenie „obszarów dzikiej przyrody” (obszarów znajdujących się ponad 5 kilometrów od większych instalacji technicznych, którymi mogą być drogi, linie energetyczne, obszary zabudowane lub uregulowane koryta rzek), uległo znacznemu ograniczeniu od roku 1900. Prawdę mówiąc, ponad 95% obszarów sklasyfikowanych jako „obszar dziki” znikło w południowej Norwegii w ciągu ostatniego wieku. Pozostałe obszary dzikie to głównie tereny chronione leżące powyżej granicy lasu (rys. 4).

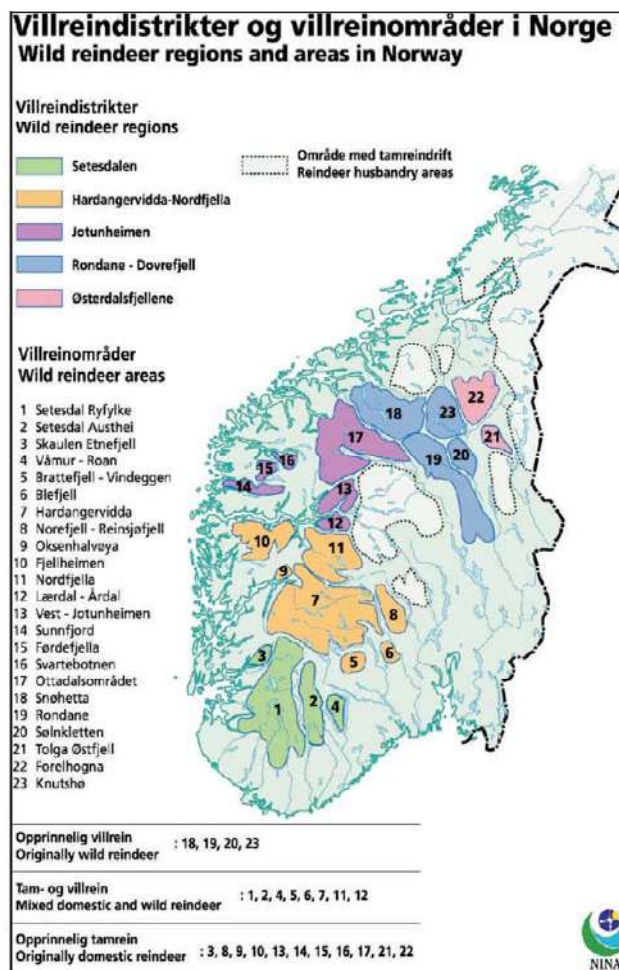


Rys. 4. Zmiany w powierzchni terenów niezakłóconych w latach 1988-2003 (Źródło: Statens kartverk/DN)

Renifer

Po wycofaniu się lodowców pod koniec ostatniego zlodowacenia, około 10000 lat temu, renifery migrowały na te obszary, z co najmniej dwóch różnych kierunków. Część reniferów przybyła z Europy południowej i środkowej i zamieszkuje dzisiaj najdalej wysunięte na południe obszary Norwegii. Druga fala imigracyjna przybyła ze wschodu a jej potomków można znaleźć głównie w północnych obszarach zasięgu renifera (DN 1995; Andersen & Hustad 2005). Pomiedzy tymi dwiema grupami reniferów istnieje obecnie znaczna i udokumentowana różnica genetyczna.

W okresie poprzedzającym rozwój przemysłu, renifer poruszał się w miarę swobodnie w 2-3 określonych obszarach w południowej Norwegii, a głównymi barierami były głębokie doliny pomiędzy płaskowzgórzami. Tym samym, obecne rozlokowanie renifera w 23. w miarę odizolowanych jednostkach zarządzania (rys. 5) jest zarówno wynikiem działania czynników naturalnych jak i efektem działalności ludzkiej i infrastruktury (Reimers, Villmo i in. 1980; Skogland & Mølmen 1980).



Rys. 5. Obszary występowania reniferów w południowej Norwegii w przeszłości i obecnie

Obecnie, rozmieszczenie dzikiego renifera ogranicza się do południowych części Norwegii, gdzie pozostało około 30000 osobników (Jordhøy i in. 1997). Tradycje łowieckie są nadal silne, i rocznie pada z rąk myśliwych od 3000 do 10000 osobników, w zależności od poziomu „produkcji” i populacji. Polowania są ściśle regulowane na podstawie rocznych spisów populacji i corocznie ustalanych limitów łowieckich.

Dziki renifer norweski nie migruje na duże odległości tak jak karibu czy populacje renifera bytujące na dużych obszarach tundry arktycznej, jednak notowane są jego wędrówki sezonowe na mniejszą skalę pomiędzy obszarami zimowymi, letnimi i rozrodczymi. Renifer żyje również w stadach i skupia się w stosunkowo dużych grupach. W rozumieniu ewolucyjnym, te zachowania stadne uważa się za przystosowanie do współistnienia z dużymi drapieżnikami (Skogland 1989). Obecnie, duże drapieżniki funkcjonalnie wymarły na obszarze bytowania reniferów w Norwegii, a łowiectwo jest najważniejszym czynnikiem ograniczającym populację reniferów i powstrzymującym nadmierne spasanie przez nie ich siedlisk (Skogland 1985). W zimie, przy grubej pokrywie śniegu i ograniczonym dostępie do innego pożywienia, renifery w południowej Norwegii wykorzystują porosty jako główne pożywienie (Kojola i in. 1995; Gaare 1997). W odróżnieniu od roślin zielonych, porosty utrzymują całą swoją biomasę powyżej gruntu (nie mają korzeni), i wolno się odnawiają (nawet 20-30 lat) po okresie silnego wypasania (Helle & Särkelä 1993; Miller 2000). Zarządzanie i ochrona renifera skupiają się zatem na zarządzaniu populacją poprzez uprawę, z myślą o utrzymaniu populacji na rozsądnym poziomie w stosunku do dostępnych pastwisk oraz ochronie pozostałych siedlisk przed dalszymi zmianami (DN 1995; Andersen & Hustad 2005).

Dziki renifer jest znany z wrażliwości na zakłócenia ze strony różnego rodzaju aktywności człowieka (Wolfe i in. 2000; Nellemann i in. 2003). Nawet z dalekiej odległości, renifer reaguje

na narciarzy, pieszych, skutery śnieżne i na inne pojazdy. W stosunkowo płaskim i otwartym terenie górskim, odległość przy jakiej renifer ucieka wynosi kilkaset metrów, czasami zaś ucieka gdy jest niepokojony nawet z odległości kilku kilometrów (Reimers i in. 2000; Nellemann i in. 2001; Vistnes & Nellemann 2001; Reimers i in. 2003). Znane efekty zakłócenia spokoju przez ludzi i infrastrukturę w odniesieniu do zachowania reniferów i wykorzystania siedlisk można podsumować na dwóch różnych poziomach. Pierwszy poziom, indywidualny lub inaczej bezpośredni, odnoszący się do zmian w zachowaniu lub stanie fizjologicznym pojedynczych przypadków, w których spokój zwierząt jest zakłócony przez działania ludzi. Po drugie, skutki zakłóceń ukazane są na poziomie populacji, w których wpływ jest udokumentowany poprzez utratę ważnych szlaków migracyjnych i żerowisk (Wolfe 2000). Te ostatnie badania łatwiej powiązać z problemem zarządzania, ponieważ dokumentują wpływ na populację na poziomie krajobrazu, jednakże są one słabiej interpretowalne w odniesieniu do ich podstawowych mechanizmów i skutków pojedynczych zakłóceń.

2. Metody i materiały

2.1. Obszar badań

Hardangervidda jest największym płaskowzgórzem w północnej Europie (ok. 8200 km²) i nadal widnieje jako całkiem duży zielony punkt na mapach obszarów dzikiej przyrody w Norwegii (rys. 4). Hardangervidda jest również miejscem zamieszkania największej populacji dzikiego renifera europejskiego. Duża część Hardangervidda jest obecnie chroniona jako park narodowy (3422 km²), i jest nadal wykorzystywana do polowań, wędkarstwa i innych zajęć na wolnym powietrzu.

Droga Hw7, przecinająca północne części Hardangervidda, jest jedną z kilku dróg pomiędzy dwoma ważnymi miastami: Oslo (stolicą kraju) i Bergen, leżącym na wybrzeżu zachodnim. Norweska Dyrekcja Zarządzania Przyrodą [The Norwegian Directorate for Nature Management, DN] zasugerowała zamknięcie pasa około 40 km drogi Hw7 przecinającego Hardangervidda w miesiącach zimowych. Ma ono na celu odtworzenie siedlisk wykorzystywanych przez renifery w północnych częściach Hardangervidda. Chociaż droga ma bardzo niską przepustowość w miesiącach zimowych (ŠDRD 300-400), to taka sugestia spotyka się z olbrzymim protestem i wywołuje lokalną dyskusję. Z tych powodów, droga jest nadal otwarta, z wyjątkiem okresu burz śnieżnych. Dlatego też, Norweska Administracja Dróg Publicznych (Norwegian Public Roads Administration, NPRA) przeprowadziła w roku 2001 badanie opinii publicznej, obejmujące zarówno biologiczne jak i socjoekonomiczne skutki tak drastycznych działań. Doprowadziło ono do ustanowienia 5-letniego studium nad korzystaniem przez renifery z tego obszaru w okresie zimowym. Wykorzystano w nim obroże GPS, przytwierdzone do reniferów oraz kartowanie pastwisk renifera dzikiego. Projekt rozpoczął się w roku 2002, był finansowany przez NPRA i został przeprowadzony przez Norweski Instytut Badań Przyrodniczych (Norwegian Institute for Nature Research, NINA). Projekt zamknięto w roku 2006, a wyniki przedstawione w niniejszym opracowaniu pochodzą z raportu końcowego (Strand i in. 2005).

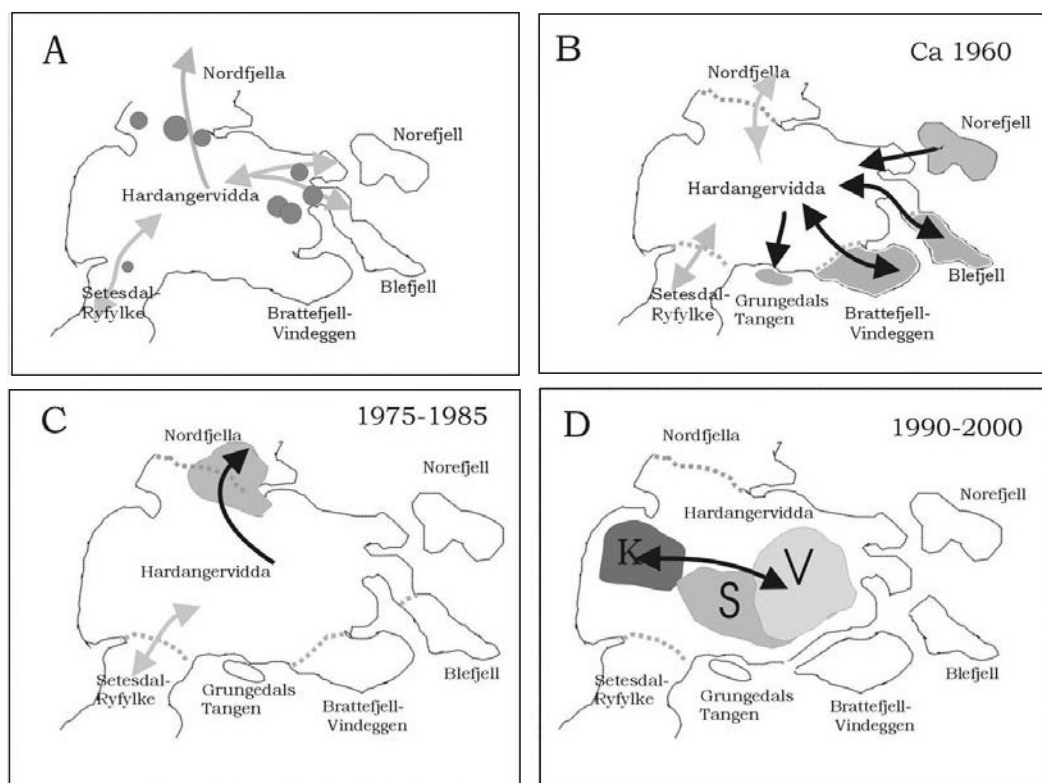
2.2. Gromadzenie danych

Ażeby wyjaśnić wpływ oddziaływania człowieka na siedliska wykorzystywane przez renifera dzikiego w Hardangervidda, zastosowano w projekcie dwojaki rodzaj podejścia: z jednej strony skupiono się na wykorzystaniu siedlisk renifera w zależności od zakłóceń antropogenicznych, z drugiej natomiast na relacjach między wypasem reniferów a roślinnością. Poza badaniami opartymi na obrożach GPS, dołączanych do reniferów i wykorzystaniu map siedliskowych, w ramach projektu gromadzono również dane historyczne, włączając w to systemy starych pułapek i dawne szlaki migracyjne reniferów.

Szczegółowe dane dotyczące korzystania z siedlisk przez renifery (dane z obrotu GPS) były wykorzystywane wraz z mapami rozmieszczenia siedlisk w analizach wybiórczości siedliskowej renifera opartych na systemie GIS. Racje przemawiające za tego rodzaju badaniami polegały na generowaniu modeli wybiórczości siedliskowej reniferów, uwzględniających tak standardowe parametry jak: sezonowość, wysokość n.p.m., aspekt fenologiczny i pokrycie roślinności. Prawdopodobne wpływy działań ludzkich (w tym drogi) zostały przetestowane jako pojedyncze elementy w modelach, a ich zdolność wyjaśnienia pozostałej zmienności w modelach była wykorzystywana w celu przetestowania hipotezy dotyczącej wpływu zakłóceń na korzystanie przez renifery z ich siedlisk.

3. Wyniki i dyskusja

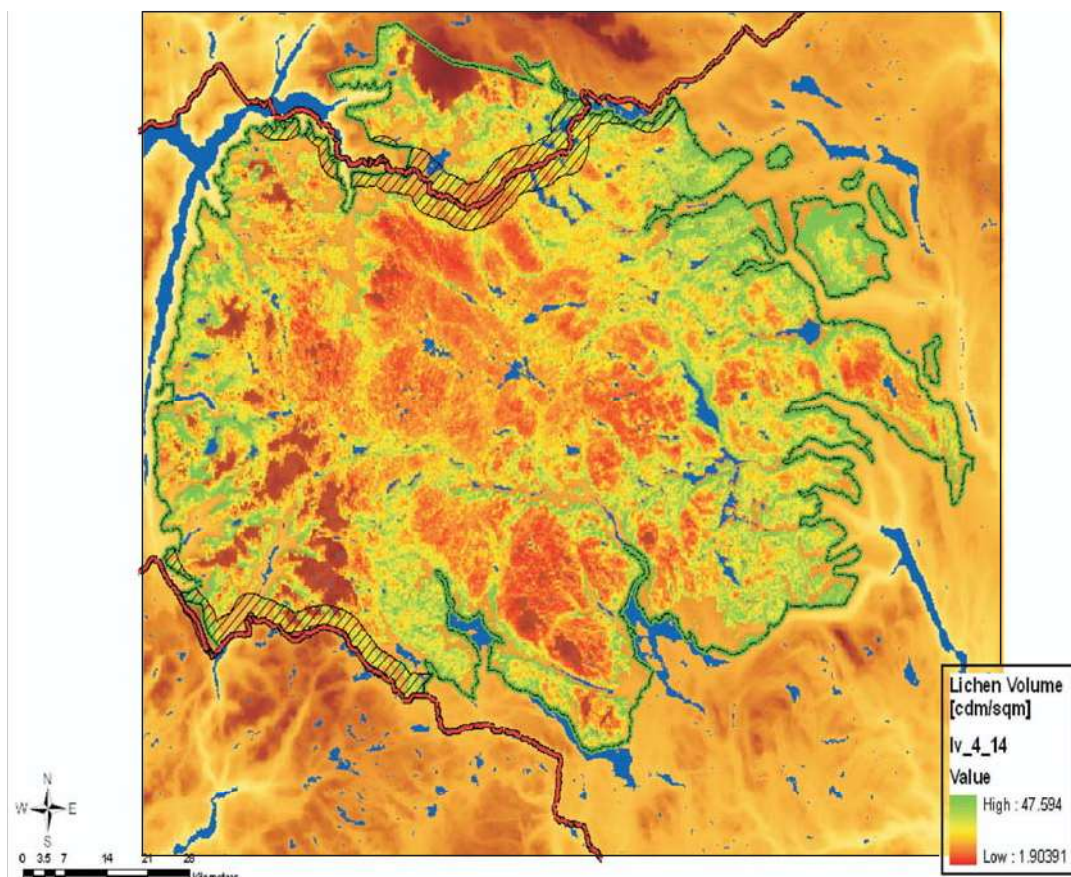
W ostatnich 50 latach, gęstość populacji reniferów w Hardangervidda wahała się ponad pięciokrotnie. W okresach dużej gęstości populacji (w latach sześćdziesiątych i na początku lat osiemdziesiątych XX w.) renifery znajdowały nowe i bogatsze pastwiska na obrzeżach Hardangervidda i na sąsiednich terenach (rys. 6). Dostępne dane historyczne wskazują zatem, że korzystanie przez renifery z ich siedlisk jest dynamicznym procesem, w którym gęstość populacji i konkurencja pokarmowa są ważnymi elementami. Pamiętając o tym i o raczej oczywistych ograniczeniach danych historycznych, widzimy, że funkcjonalne wykorzystanie Hardangervidda zmienia się od ciągłej wymiany na dużą skalę pomiędzy siedliskami zastępczymi i obszarami rozrodczymi, do bardziej ograniczonego zasiedlenia obszarów centralnych. Północne części Hardangervidda, w tym lodowiec Hardangerjøkulen, wydają się funkcjonalnie oddzielone od obszarów otaczających je od południa przez drogę Hw7 oraz przez linię kolejową Oslo-Bergen na północy.



Rys. 6. Korzystanie przez renifery z Hardangervidda w przeszłości i obecnie (K= obszary rozrodcze, S= obszary letnie, V= obszary zimowe)

3.1. Kartowanie pokrywy roślinnej i pastwisk reniferów

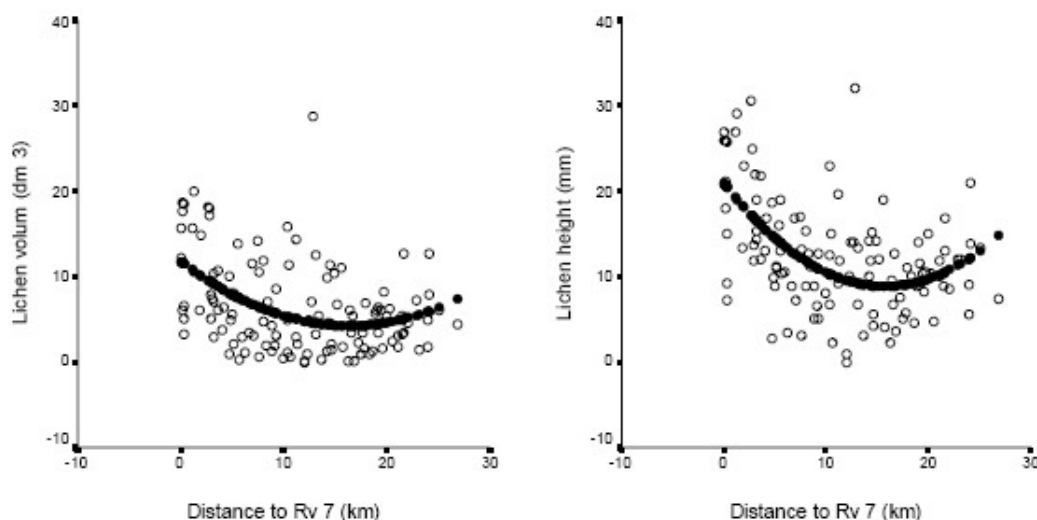
Analizy danych pozyskiwanych zdalnie wskazują, że zdołaliśmy sporządzić mapę pokrywy roślinnej Hardangervidda z dość dużą, jak na nasze cele dokładnością, oraz że około 75% wszystkich obrazów satelitarnych zostało prawidłowo sklasyfikowanych. Największym naszym sukcesem było sklasyfikowanie zespołów wrzosowisk porostowych, w których dokładność klasyfikacji wynosi ponad 90%. Większe trudności napotkaliśmy jednak przy klasyfikowaniu bagien i zespołów wyleżyskowych. Wstępne analizy danych wskazują na stosunkowo duże zróżnicowanie regionalne w pokrywie roślinności oraz rozmieszczeniu letnich i zimowych siedlisk reniferów. Obszary o dużym udziale wrzosowisk porostowych, ważne dla reniferów w okresie zimowym, są częstsze w regionach centralnych i wschodnich, podczas gdy zespoły wyleżyskowe i bogate pastwiska letnie występują częściej w rejonach południowych i zachodnich (rys. 7). Analizy te potwierdzają również, że obszar położony na północ od drogi Hw7 zawiera potencjalnie ważne pastwiska dla reniferów, oraz że siedliska leżące w pobliżu lodowca należy uważać za potencjalnie ważne obszary dla letniego żerowania.



Rys. 7. Mapa pokrywy roślinnej opisująca rozmieszczenie przestrzenne ważnych siedlisk. Obszary o dużym udziale wrzosowisk porostowych, ważnych dla reniferów w okresie zimowym, są częstsze w regionach centralnych i wschodnich, podczas gdy zespoły wyleżyskowe (miejsca letniego żerowania) oraz bogate pastwiska letnie znajdują się częściej w rejonach południowych i zachodnich.

Nasze badania w Hardangervidda dowiodły istnienia znaczących i występujących w dużej skali regionalnej różnic w biomasie porostów, sugerując istotny wzrost presji żerowania reniferów w obszarach centralnych i niezakłóconych. Podobne wyniki uzyskano w obszarach leżących w pobliżu drogi. Zaobserwowano, że poziom biomasy porostów wzrasta na powierzchniach znajdujących się w odległości 5-8 km od drogi, co sugeruje, że tam renifery pasły się w mniejszym stopniu (rys. 8). Obniżona biomasa porostów w oddalonych obszarach sugeruje z kolei, że spasanie zredukowało

biomasę porostów znacznie poniżej poziomu optymalnego dla tych terenów, podczas gdy porosty na obrzeżach obszaru prawdopodobnie osiągnęły maksimum nie spasanej biomasy.



Rys. 8. Objętość (po lewej) i wysokość (po prawej) porostów wskazują na wzrost presji spasanias reniferów w większych odległościach (5-8 km) od drogi

3.2. Zastosowanie Globalnego Systemu Pozycjonowania (GPS)

Aby było możliwe zbieranie bardziej szczegółowych danych o wędrówkach reniferów, wprowadziliśmy projekt GPS, rozpoczynając od 6 nadajników GPS w roku 2001 i dodając kolejnych 10 nadajników w roku 2002 (rys. 9).



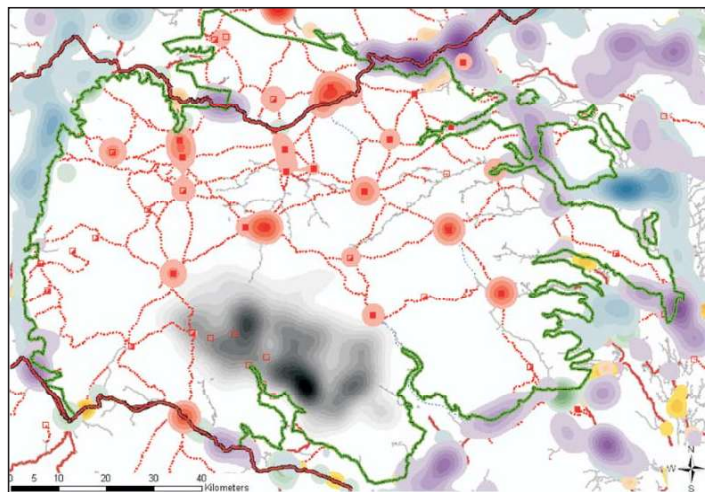
Rys. 9. Dzikie renifer z obrozą GPS (Foto: Bjørn Iuell)

Nadajniki GPS zostały zaprogramowane tak, aby co trzy godziny rejestrować pozycję każdego zwierzęcia. Obroża wysyłała również sygnał VHF, aby umożliwić śledzenie zwierząt. System GPS wykorzystywany w Hardangervidda pozwala również na zdalne pobieranie danych i był wykorzystywany do gromadzenia próbek danych na początku projektu. Z powodu wysokich kosztów terenowych, zrezygnowaliśmy z tej procedury i zamiast tego pobieraliśmy dane po odzyskaniu obroży od myśliwych lub zdejmując obroże zdalnie – odciągając mechanizm zapadkowy zamontowany na obroży.

Mimo tego, że mieliśmy pewne problemy techniczne z niektórymi obrożami GPS, większość z nich działała bez zarzutu. Późną jesienią 2004 odkryliśmy, że jedna z grupy pięciu podobnych

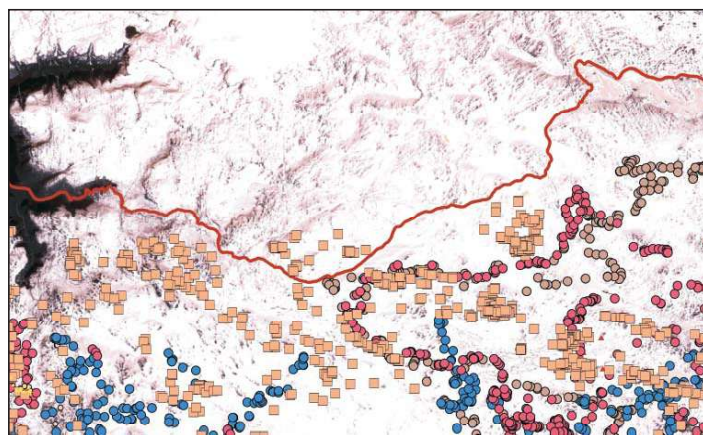
obroży miała poważną usterkę. Ponieważ było prawdopodobne, że wszystkie pięć obroży miało ten sam problem, dlatego wyposażono w nie 10 nowych reniferów, tak by zebrać niezbędną liczbę danych. Ostatecznie mieliśmy w Hardangervidda ponad 20 samic reniferów z obrożami GPS. W trakcie projektu zdołaliśmy zebrać dane od 37 osobników i w sumie ponad 10000 punktów ze średnią dokładnością 25 m.

Analizy danych GPS wskazują na to, że zwierzęta z obrożami były rozmieszczone raczej nierównomiernie oraz, że centralne obszary były szeroko wykorzystywane (rys. 10). Efekt ten wydaje się szczególnie drastyczny latem (czerwiec, lipiec i sierpień), gdy zwierzęta korzystały z mniej niż 20% dostępnego obszaru. Zimą, populacja renifera wydaje się bardziej rozproszona a zastosowanie modeli Funkcji Wyboru Zasobów [Resource-Selection Function – RSF] potwierdziło silny wybór wrzosowisk porostowych.



Rys. 10. Mapy zapisów GPS dzikich reniferów w sezonie letnim (czerwiec-sierpień) pokazują, że zwierzęta korzystały ze stosunkowo niewielkiej części Hardangervidda. Ciemny kolor wskazuje na dużą gęstość zapisów. Zielona linia: granica obszaru renifera w Hardangervidda. Ciemnoczerwona linia: droga Hw7 na północy i E 134 na południu. Jasnoczerwone linie: główne szlaki piesze pomiędzy gospodarstwami górskimi (czerwone okręgi, wielkość okręgów określa liczbę miejsc noclegowych). Sygnatury niebieska i fioletowa określają odpowiednio obszary całorocznego zamieszkania oraz ośrodki wypoczynkowo-turystyczne.

Szczegółowe badania map GPS w pobliżu Hw7 wskazują na wzorzec migracji, który można opisać jako efekt strachu lub unikania (rys. 11).

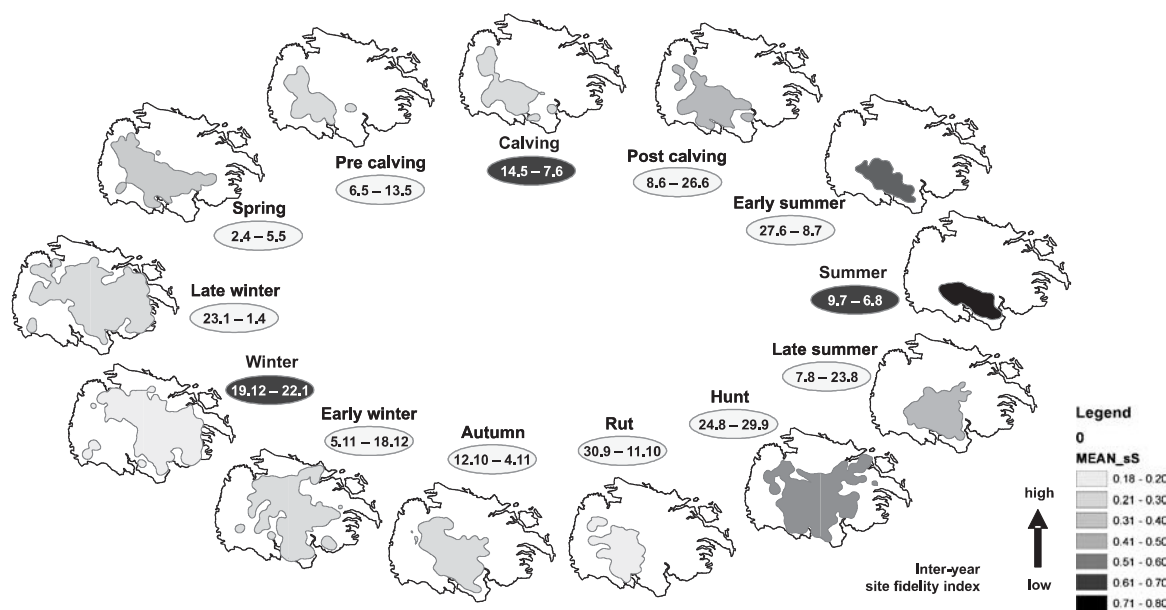


Rys. 11. Przemieszczanie się czterech reniferów w pobliżu drogi Hw7 (czerwona linia), ustalone na podstawie zapisów GPS

4. Wnioski

Mapy rozmieszczenia różnych zasobów żywnościowych reniferów (np. porostów) zostały opracowane przy pomocy badań terenowych i obrazów satelitarnych (LANDSAT 5). Obliczenia te wykazują istotne tendencje w zakresie rozmieszczenia i jakości roślinności na badanym obszarze. Na przykład, pastwiska zimowe dominują we wschodnich częściach, podczas gdy roślinności zimowej jest mniej na południowym zachodzie oraz na większych obszarach pastwisk letnich. W odniesieniu do obszarów znajdujących się blisko Hw7, kartowanie pokazuje, że tereny położone wokół lodowca Hardangerjøkulen są szczególnie bogate w wyleżyska i dlatego stanowią ważne zasoby pastwiskowe w okresie letnim. Wzdłuż i na południe Hw7, zlokalizowano większe obszary pastwisk zimowych, tym samym także ważne pastwiska zimowe mogą być narażone na oddziaływanie tej drogi. Obszary leżące na północ od drogi Hw7 są głównie pastwiskami letnimi, jednak należy podkreślić, że tereny te spełniają również funkcję szlaków wędrówek reniferów, i są pastwiskami „awaryjnymi” w latach, w których grubość pokrywy śnieżnej utrudnia znalezienie pożywienia.

Wzorzec wykorzystania obszaru opracowany na podstawie zapisów GPS pokazuje, że możliwy jest podział Hardangervidda na 12 „sezonów” o różnych wzorcach migracji i wykorzystania siedlisk (rys. 12). Przy interpretacji tych wyników, szczególną uwagę przykładą się do sezonu rozrodczego, letniego i zimowego. Analizy danych wskazują na to, że ataki drapieżników i/lub owadów, rozmieszczenie roślinności, pokrywa śnieżna oraz dostęp do pastwisk są czynnikami istotnymi dla zrozumienia półkoczowniczego wykorzystania przestrzeni życiowej dzikiego renifera.



Rys. 12. Wykorzystanie obszaru Hardangervidda z podziałem na 12 „sezonów” o różnych wzorcach migracji i korzystania z siedlisk. Im ciemniejszy odcień, tym intensywniej ten sam obszar jest wykorzystywany w kolejnych latach [Objaśnienia: calving - rozród, hunt - sezon łowczy, rut - ruja]

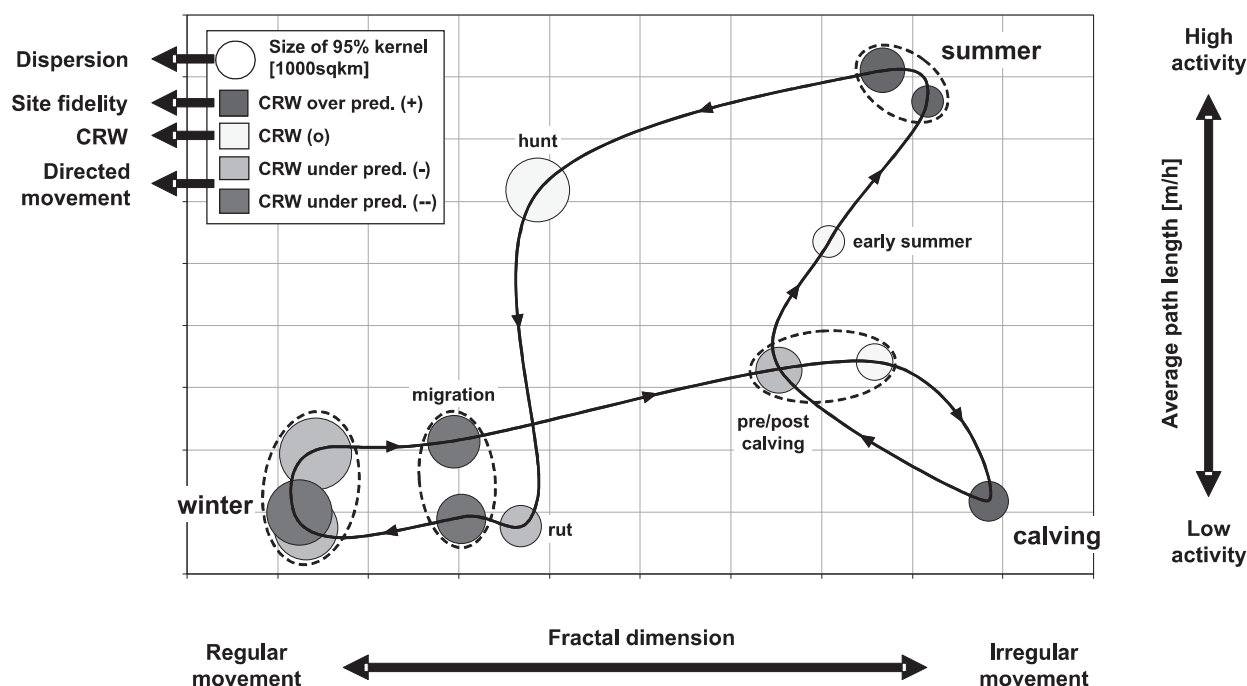
Latem stada reniferów w Hardangervidda używają raczej małej części płaskowzgórza, a dane z tego projektu wskazują na to, że zwierzęta korzystają z tego samego obszaru kilka lat z rzędu.

Wykorzystanie terenów rozrodczych jest bardziej zmienne; w ciągu ostatnich kilku lat cielenie miało miejsce na terenach południowych i centralnych, podczas gdy wcześniej odbywało się głównie w zachodnich i północno-zachodnich częściach płaskowzgórza.

Zwierzęta szerzej korzystają z pastwisk zimowych i wykorzystują wtedy znacznie większy obszar niż w sezonie letnim. Prawdopodobnie z powodu lokalnej pokrywy śnieżnej i dostępu do pożywienia, korzystanie z pastwisk zimowych wykazuje dużą zmienność w kolejnych latach. W pierwszym roku projektu pokrywa śnieżna była niewielka na zachodzie i północy, i w okresie

2001-2003 obszary te były często wykorzystywane przez renifery. W ostatnich latach projektu pokrywa śnieżna była bardziej „normalna”, tj. więcej było śniegu na zachodzie niż na wschodzie, i zwierzęta w większym stopniu korzystały z części wschodnich. Zapisy GPS oraz mapy pokrywy śnieżnej wskazują na to, że głębokość śniegu jest ważnym czynnikiem w wyjaśnieniu tego jak renifery korzystają z ich siedlisk zimowych. Jasno widać, że zwierzęta, nawet przy niskim zagęszczeniu populacji (5000-6000 osobników) poszerzają obszary swoich pastwisk w okresach trudnych warunków śniegowych.

Dane GPS wskazują na to, że większa część populacji renifera korzysta w środku lata raczej z małego obszaru w południowo-centralnej części Hardangervidda, oraz że nawet jeśli nie zapędzają się daleko, to ich aktywność jest wysoka (rys. 13). W miesiącach zimowych sytuacja jest odwrotna; aktywność jest niższa niż latem, jednak zwierzęta nadal wędrują daleko.



Rys. 13. Ilustracja poziomów aktywności i przemieszczania się reniferów w „roku renifera” w Hardangervidda [por. też rys. 12; inne objaśnienia w tekście]

Najważniejszym odkryciem projektu było to, że droga Hw7 ma rzeczywiście odstraszać wpływ na dzikie renifery, podobnie jak inne obszary z działalnością ludzką, np. główne szlaki piesze i narciarskie pomiędzy wioskami turystycznymi. Dane GPS wskazują na to, że występuje znaczne ograniczenie korzystania przez renifery z obszarów przylegających do Hw7, w odległości do 8 km od drogi (rys. 14 i 15A). Strefa ta wzmacnia jeszcze efekt bariery powodowany przez drogę, odcinając mniej lub bardziej szlaki migracyjne reniferów przebiegające wzdłuż osi północ-południe.

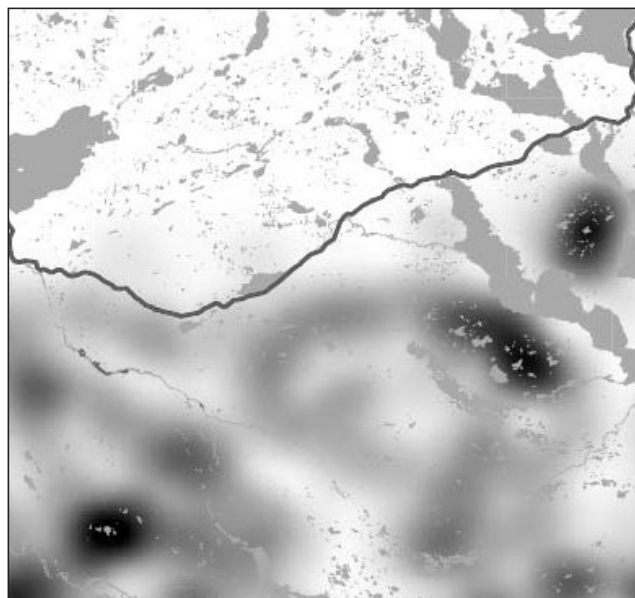
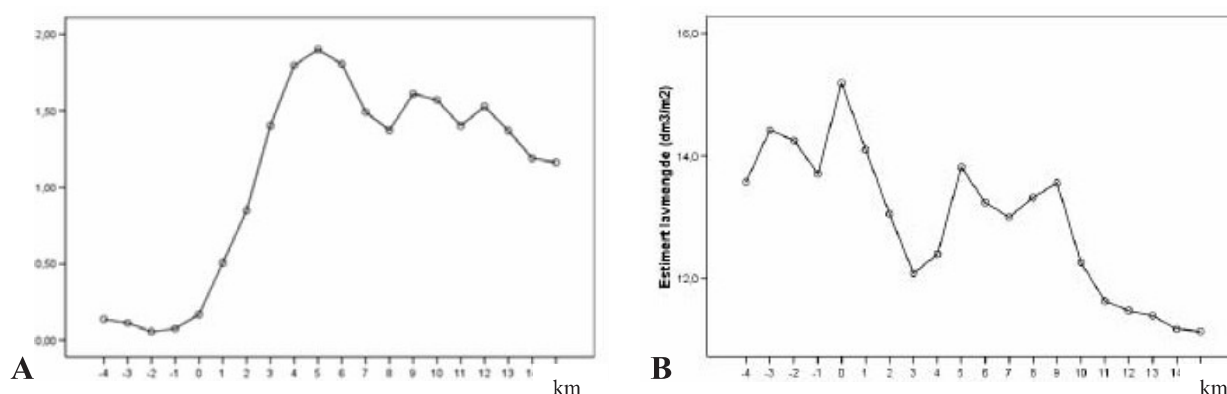


Fig. 14. Mapa rejestracji dzikich reniferów w okolicy drogi Hw 7 (ciemna linia) opracowana na podstawie danych GPS. Ciemny kolor wskazuje obszary największego zagęszczenia sygnałów GPS

Ten sam wynik można uzyskać analizując mapy roślinności (rys. 15B), jednak korelacja nie jest tak silna, jak w przypadku danych GPS. Po porównaniu danych GPS z rozkładem zasobów porostów okazało się, że zwierzęta te nie korzystają z obszarów najbogatszych w porosty.



Rys. 15. A – Gęstość populacji reniferów (rejestrowana przez GPS) w odległości od Hw7 (w km); B – ilość porostów (dm³/m²) w odległości od Hw7 (w km) [por. też ryc. 12; inne objaśnienia w tekście]

Drogę Hw7 można postrzegać jako barierę behawioralną, ograniczającą migrację reniferów pomiędzy centralnymi i północnymi częściami Hardangervidda. We wzorcu tym można jednak dostrzec znaczne lokalne rozbieżności. Między innymi, bardzo ważnym czynnikiem rzutującym zarówno na wykorzystanie obszaru przez renifery jak i rozmieszczenie biomasy porostów na gruncie jest topografia terenu. Jest to szczególnie widoczne na dwóch powierzchniach, na których zwierzęta podchodzą do drogi o wiele bliżej niż w innych obszarach. Pozostałości archeologiczne sugerują, że rozmieszczenie tych powierzchni jest zgodne ze szlakami migracyjnymi tradycyjnie wykorzystywanymi przez gatunki nomadyczne. Dane GPS uzyskane w ramach projektu wskazują, że te szlaki są nadal istotne dla celów migracyjnych.

Analiza wykorzystania siedliska wskazuje, iż szczególnie w okresie zimowym autostrada stanowi problem dla reniferów. W okresie 5 lat trwania projektu zaobserwowano, że renifery z obrobami GPS przekraczały Hw7 tylko dwa razy. Jedno stado przekroczyło Hw7 na początku roku 2003 i wróciło kilka dni później. W ostatnich latach, korzystanie w porze letniej z obszarów przylegają-

cych do Hw7 (i obszarów blisko lodowca Hardangerjøkulen) ograniczało się do letniego żerowania samców.

Wykorzystanie terenu przez dzikie renifery zależy od gęstości populacji i od dostępnych zasobów pożywienia. Możliwość dostępu do zimowych pastwisk na północy i wschodzie w latach z dużą ilością śniegu może być sprawą kluczową. W okresie trwania projektu, populacja reniferów była stosunkowo mała (5000-6000 osobników), jednak pomimo tego zwierzęta korzystały z obszarów na peryferiach. Celem zarządzania populacją reniferów w Hardangervidda jest doprowadzenie do 10000-12000 osobników. Wraz ze wzrostem gęstości populacji, obszary pastwisk na obrzeżach płaskowzgórza będą stawać się coraz ważniejsze. Trudno jest przewidzieć jak renifery będą reagować na takie bariery jak Hw7, dlatego konieczne są dalsze badania.

Literatura

- Andersen R. & Hustad H. (2005). Villrein & samfunn. NINA Temahefte 27: 79.
- DN (1995). Forvaltning av hjortevilt mot år 2000, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Gaare E. (1997). A hypothesis to explain lichen - Rangifer dynamic relationships. *Rangifer* 17(1): 3-7.
- Helle T. & Särkelä M. (1993). Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos* 40: 337-343.
- Jordhøy P., Strand O. *et al.* (1997). Oppsummeringsrapport, overvåkingsprogram for hjortevilt - villreinde-len 1991-95. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 022: 1-57.
- Kojola I., Hellet T. *et al.* (1995). Effects of lichen biomass on winter diet, body mass and reproduction of semi-domesticated reindeer *Rangifer t. tarandus* in Finland. *Wildlife Biology* 1(1): 33-38.
- Miller D. (2000). Lichens, wildfire, and caribou on the taiga ecosystem of northcentral Canada. *Rangifer Special Issue* 12: 197- 207.
- Nellemann C., Vistnes I. *et al.* (2001). Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101(3): 351-360.
- Nellemann C., Vistnes I. *et al.* (2003). Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113(2): 307-317.
- Reimers E., Colman J. *et al.* (2000). Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis. *Rangifer special issue* 2: 112.
- Reimers E., Eftestøl S. *et al.* (2003). Behavior responses of wild reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. *Journal of Wildlife Management* 67(4): 747-754.
- Reimers E., Villmo L. *et al.* Eds. (1980). Status of rangifer in Norway including Svalbard. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symp. Røros, Norway, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Skogland T. (1985). The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland T. (1989). Comparative social organisation of wild reindeer in relation to food, mates and predator avoidance. *Advances in Ethology* 29: 1-74.
- Skogland T. (1990). Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia* 84(4): 442-450.
- Skogland T. & Mølmen (1980). Prehistoric and present habitat distribution of wild mountain reindeer at Dovrefjell. *Proceedings of the 2nd International Reindeer/Caribou Symposium*.
- Strand O., Bevanger K. & Falldorf T. 2005. Reinens bruk av Hardangervidda. Sluttrapport fra Rv7-prosjektet. - NINA Rapport 131. 67 s.
- Trocme M., Cahill S., De Vries J. G., Farall H., Folkesson L., Fry G. L., Hicks C. & Peymen J. (eds.) (2003). COST 341 – Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 31-50.
- Vistnes I. & Nellemann C. (2001). Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65(4): 915-925.
- Wolfe S. A., Griffith B. *et al.* (2000). Response of reindeer and caribou to human activities. *Polar Research* 19(1): 63-73.

Postępowanie z nietoperzami: monitoring procesu łagodzenia i jego efektywność

Raymond Tilmans

Provincie Limburg, Afdeling Infra-projecten, Postbus 5700, 6202 MA Maastricht, the Netherlands;
ram.tilmans@prvlimburg.nl

Streszczenie. W artykule zwrócono uwagę na znaczenie monitoringu skuteczności środków łagodzących, stosowanych w przypadku fragmentacji siedlisk przyrodniczych spowodowanych infrastrukturą transportową. Problem zilustrowano przykładem działań podjętych w Holandii w związku z budową dróg N296 i N297, które zagrażały między innymi populacjom trzech gatunków nietoperzy.

Słowa kluczowe: drogi, nietoperze, łagodzenie, kompensacja, ekodukt, ekombidukt, monitoring, Holandia

Od lat siedemdziesiątych dwudziestego wieku Holandia podejmuje działania mające na celu zapobieganie fragmentacji siedlisk. Jednak dopiero od niedawna zwraca się baczniejszą uwagę na oddziaływanie infrastruktury na nietoperze, pomimo ścisłej ochrony tych zwierząt (Dyrektywa Siedliskowa UE). Pierwszymi projektami w Holandii, w których wdrożono na dużą i nowatorską skalę środki łagodzące i rekompensujące dla nietoperzy, są projekty budowy dróg N296 i N297 realizowane w prowincji Limburg (rys. 1).

Pierwszym krokiem w procesie działania ochronnego były badania terenowe. Pokazały one, że nocek rudy (*Myotis daubentoni*), karlik malutki (*Pipistrellus pipistrellus*) i mroczek późny (*Eptesicus serotinus*) korzystają z siedlisk będących w sferze wpływów nowych projektowanych dróg N296 i N297 (rys. 2 i 3).

Po przeanalizowaniu dróg przelotu i żerowisk (lęgów nie odnotowano), określono konieczne środki łagodzenia i rekompensowania.

Z powodu budowy tych dwóch dróg, musiano wyciąć pas drzew, co doprowadziło do zaniku obszaru żerowania nietoperzy i zakłócenia ich dróg przelotu (rys. 4). W nowej sytuacji drogi przelotu są przywracane poprzez nasadzenia drzew. Asfalt zdjęty z dróg, które tracą swoją funkcję po ukończeniu projektu N296, zostanie zastąpiony drzewami (rys. 5). Po zbudowaniu drogi, w wyniku tych działań, obszar życiowy nietoperzy powiększy się o około 12000 m².

W ramach projektu N297 nasadzono strefę drzew o powierzchni 2,5 ha, jako kompensacja utraty około 4300 m² obszaru żerowania. W trakcie budowy N297 podniesiono most tak, że drogi przelotu nocka rudego nie zostaną zakłócone. Z kolei, w celu przywrócenia innej trasy przelotu nasadzone będą drzewa 6-metrowej wysokości. Wyjątkowym, już wdrożonym środkiem łagodzącym jest tzw. ekombidukt (rys. 6). Usytuowano go na byłej trasie przelotu nietoperzy, która została przebrwana nową drogą (rys. 7).

Ekombidukt jest połączeniem (w tym przypadku małego) ekoduktu i tunelu dla borsuków (o średnicy 40 centymetrów). Jego wymiary wynoszą: szerokość 3 metry, długość do 42 metrów. Na ekombidukcie posadzony zostanie pas krzewów o wysokości 2,5 metra, po to by przywrócić drogę przelotu nietoperzy. Pas ten może być wykorzystywany także przez inne gatunki zwierząt, w tym ptaki i owady, zarówno jako siedlisko jak i punkt orientacyjny. Ekombidukt będzie również

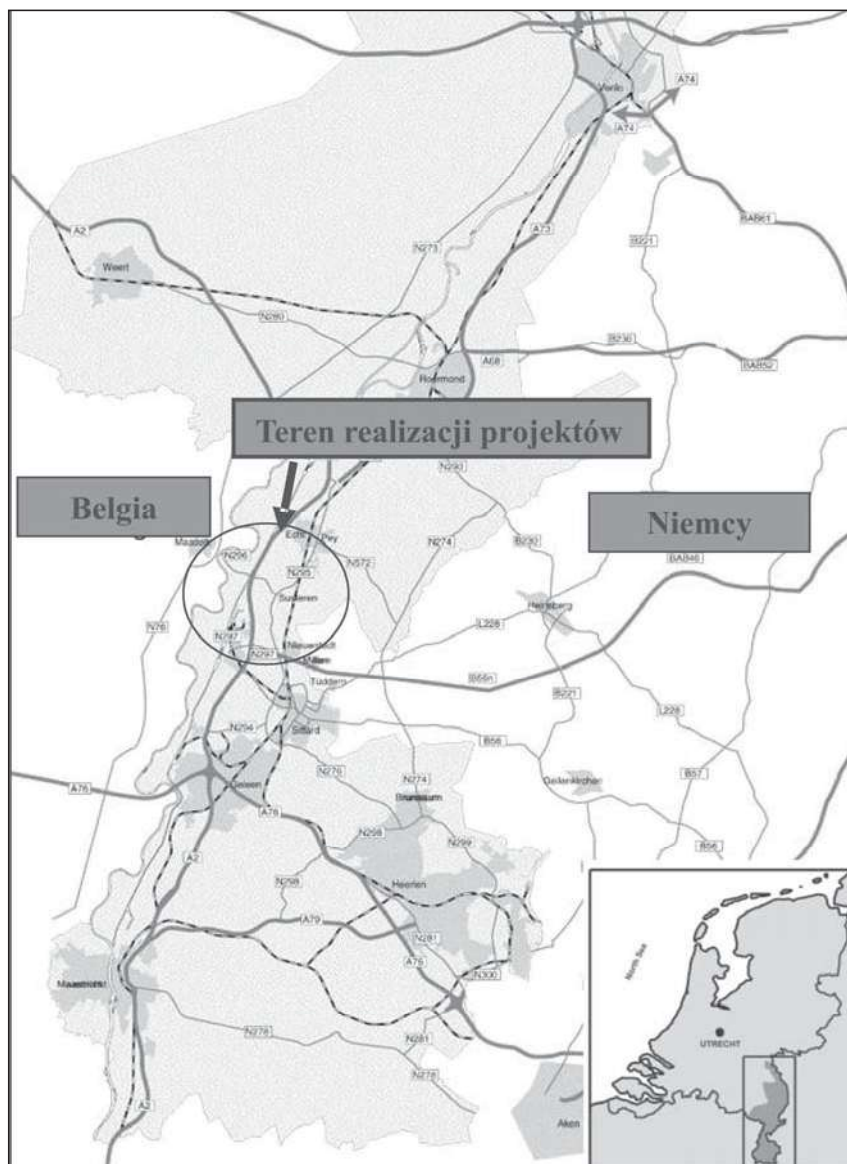
użyteczny dla innych dzikich zwierząt, takich jak płazy, gady i małe ssaki. Unikatowy dla tej koncepcji jest tunel w powierzchni skrzyżowania. W ten sposób zwierzęta mają wybór bezpiecznego przejścia przez drogę – tunelem lub ekombiduktem. Tunel może być bardzo użyteczny szczególnie dla zwierząt, które boją się światła i hałasu ulicznego. Ponadto, po obydwu stronach ekombiduktu wykonano dwa duże oczka wodne, mające zachęcić do wykorzystania przejścia i przyciągnąć nietoperze (np. nocka rudego), które polują na owady wodne i nadwodne.

Ostatnim etapem całego procesu jest monitoring. Rozpoczął się on już w trakcie budowy drogi. Wyniki potwierdziły prognozę mówiącą o tym, że nastąpi niekorzystny wpływ na drogi przelotów i żerowiska nietoperzy. Zaletą monitoringu w fazie budowy jest możliwość uzgodnienia zaleceń badacza z wykonawcą. W ten sposób możliwe są działania ad hoc. Na przykład, w opisywanym przypadku, oświetlenie placu budowy zostało przystosowane do wymagań nietoperzy, aby nie przeszkadzało im w czasie ich polowań.

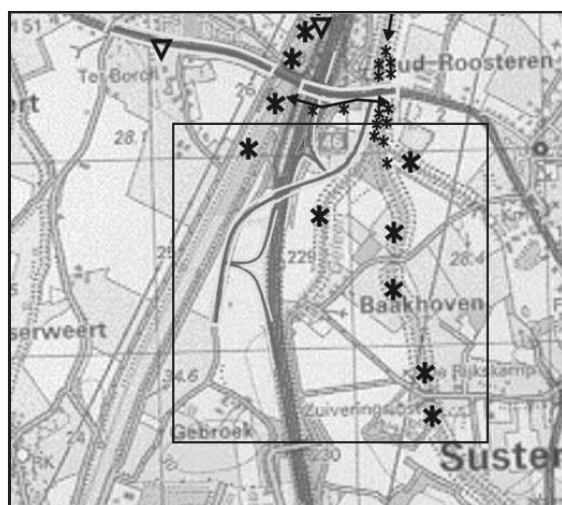
W międzyczasie, przygotowywano kilka innych nowych projektów infrastrukturalnych. Wykorzystano w nich doświadczenie zdobyte w czasie realizacji projektów N296 i N297 między innymi w celu zoptymalizowania rozwiązań. Na przykład wprowadzono nowy rodzaj oświetlenia ulicznego, ponieważ udowodniono, że standardowe oświetlenie uliczne niekorzystnie wpływa na niektóre nietoperze. Zastosowane lampy ograniczają rozproszenie światła, a jednocześnie wspierają politykę ograniczania przykrego oddziaływania światła.

Program monitoringu będzie kontynuowany w tym roku i w kolejnych latach, aby ocenić czy środki łagodzące dla nietoperzy i innych zwierząt okażą się sukcesem i czy będą wdrożone w prawidłowy sposób. Tak czy inaczej, pierwsze wyniki są zachęcające. W tym momencie lisy, gronostaje, myszy i króliki już korzystają z ekombiduktu, a także oczka wodne przyciągnęły już kilka nocków rudych. Ponadto, zlokalizowano kilka osobników borowca wielkiego (*Nyctalus noctula*), gatunku nietoperza, którego nie spotykano wcześniej na tym obszarze. Po nasadzeniu pasa krzewów na ekombidukcie, monitoring będzie się koncentrował na tym odcinku. Będzie on ukierunkowany na sprawdzenie, czy poprzednie drogi przelotu nietoperzy zostaną przywrócone.

Monitoring wydaje się nieodłącznym instrumentem weryfikacji działania środków kompensacyjnych i łagodzących. Może on przyczyniać się do optymalizacji funkcji i w pewnych przypadkach do dostosowania tych środków. W ten sposób może on uzasadnić wybór środków rekompensujących i łagodzących, takich jak przejścia dla zwierząt. Równie ważne jest przedstawianie wyników monitoringu osobom zainteresowanym (naukowcom, urzędnikom i politykom), a także ludziom mieszkającym w sąsiedztwie przedsięwzięcia.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru realizacji projektów drogi N296 i N297



- * żerowanie *Myotis daubentoni*
- ▽ żerowanie *Eptesicus serotinus*
- ↗ droga przelotu *Myotis daubentoni*
- obszar projektowanej drogi N296

Rys. 2. Jeden z rezultatów badań terenowych w przypadku N296



Rys. 3. Obraz siedliska i drogi przelotu nietoperzy w sąsiedztwie planowanej N296



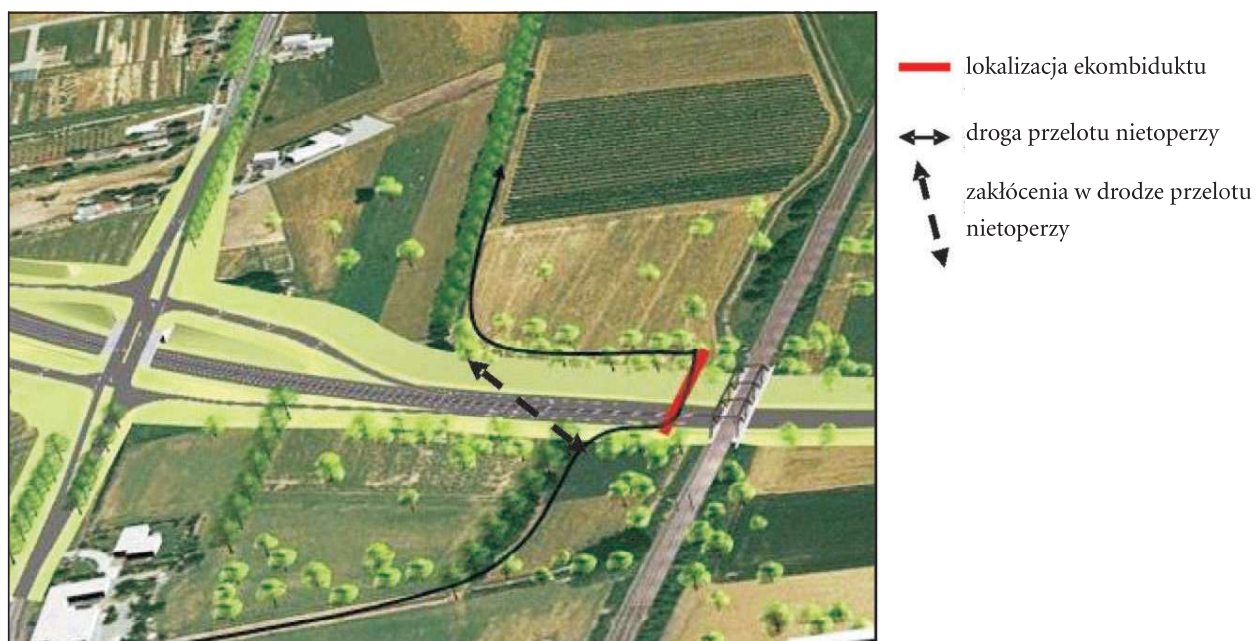
Rys. 4. Wycinka drzew



Rys. 5. Nasadzenia wzdłuż drogi, które straciły swoją funkcję



Rys. 6. Ekombidukt jest połączeniem ekoduktu i tunelu dla borsuków



Rys. 7. Ekombidukt ulokowany na dawnej trasie przelotu nietoperzy

Środki łagodzące oddziaływania infrastruktury drogowej na środowisko w Niemczech

Udo Tegethof

Bundesanstalt für Straßenwesen, Brüderstraße 53, 51427 Bergisch Gladbach; Tegethof@bast.de

Streszczenie: Niemcy włożyły dużo wysiłku w łagodzenie skutków fragmentacji siedlisk spowodowanej infrastrukturą transportową. Przykładami takich działań są przejścia dolne i górne, przejścia przez rzeki oraz tunele w systemach dróg kołowych i linii kolejowych. W ciągu ostatnich 20 lat zbudowano ponad 50 przejść górnych dla zwierząt. Większość z nich odpowiednio łagodzi skutki fragmentacji spowodowanej nowymi drogami kołowymi lub autostradami. W celu połączenia biotopów, przejścia przez rzeki zostały ulepszone wierzchnią warstwą gleby i roślinnością. Ażeby wykazać zasadność zainwestowanych środków, przeprowadzono trzy duże i kilka mniejszych projektów badawczych. Najważniejsze wyniki zostały opisane w specjalnych wytycznych niemieckich. Opisują one nie tylko potrzeby jelenia, sarny, dzika, borsuka, wydry, ale również innych zwierząt bytujących w dużych i małych siedliskach. Rozróżnia się w nich przejścia dla pojedynczych gatunków od przejść łączących siedliska z całym ich inwentarzem.

Słowa kluczowe: infrastruktura drogowa, środki łagodzące, zielony most, przejście dolne, wiadukt, Niemcy, podręcznik

W procesie planowania i budowy dróg, konieczna jest Ocena Oddziaływania na Środowisko (OOS). Kolejność prac badawczych w OOS dotyczących projektu budowy dróg jest następująca:

- delimitacja badanego obszaru w oparciu o projekt i parametry krajobrazowo-fizjograficzne;
- badanie, opis i ocena zasobów środowiska podlegających ochronie;
- opis powierzchni o zróżnicowanym zagęszczeniu konfliktów z uwzględnieniem obszarów chronionych;
- planowanie wariantów trasy przebiegających przez obszary, na których występuje stosunkowo mało konfliktów;
- identyfikacja i ocena pojawiających się oddziaływań i porównanie wariantów pod względem poszczególnych zasobów chronionych;
- streszczenie wyników i fachowe zalecenia.

OOS pokazuje główne konflikty między projektem a środowiskiem przyrodniczym. Na tej podstawie opracowywany jest „Plan wdrożenia ochrony krajobrazu”. Zawiera on środki łagodzące niezbędne do połączenia osobników z zagrożonych inwestycją populacji zwierząt oraz ich biotopów.

Są różne rodzaje środków łagodzących:

- 2 typy zielonych mostów
 - zielone mosty dla biotopów/krajobrazu
 - zielone mosty lub przejścia górne dla określonych gatunków zwierząt;
- duże i wysokie wiadukty przez głębokie doliny;
- zielone przejścia dolne;
- ekologiczne – ulepszone przejścia przez rzeki;
- przejścia dolne dla dużych i średnich zwierząt;
- przejścia dolne dla małych zwierząt, w tym dla płazów.

W Niemczech znajduje się kilkaset przejść dolnych dla płazów i innych małych zwierząt. Są one szeroko rozprzeszczone po całym kraju. Większość z nich jest zbudowana na drogach krajowych i wojewódzkich, ale występują również na drogach federalnych. Ten rodzaj przejść był przedmiotem pierwszych wytycznych o przejściach dla zwierząt, jakie ukazały się w latach osiemdziesiątych, a które zostały zaktualizowane w roku 2000 [MAMs, Merkblatt für den Amphibienschutz an Straßen]. Wytyczne te dużo mówią o tym gdzie i jak pomagać płazom w sąsiedztwie dróg i określają dokładne wymiary tuneli w zależności od ich długości. Określone są w nich także: długość, wysokość i jakość ogrodzeń. Najnowsze projekty badawcze wykazały, że tylko nieliczne zwierzęta zmierzające w kierunku takiego przejścia korzystają z niego. Obecny projekt badawczy próbuje ustalić, dlaczego tak się dzieje. Istnieje przypuszczenie, że powodem jest jakość podłoża w tunelach. Aktualnie sprawdzamy jego kwasowość, wilgotność i warunki mikroklimatyczne, które mogą powodować wysychanie osobników korzystających z przejść.

Są dowody na to, że inne małe zwierzęta, takie jak myszy, ślimaki, owady itd., a nawet wiewiórki korzystają z tych tuneli, jednak jak dotąd nie udowodniono korzystnego wpływu przejść na ich populację.

Wszystkie typy większych przejść zostały opisane w nowym podręczniku zatytułowanym „Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere an Straßen” [„Podręcznik do budowy przejść przez drogi dla zwierząt”]. Najważniejszą ich cechą jest rozróżnienie, które z przejść pomagają zachować łączność całych biotopów, a które służą tylko konkretnemu gatunkowi. Podręcznik ten zawiera tabele z wymiarami przejść dolnych, przejść przez rzekę i przejść górnych w zależności od – odpowiednio – struktury biotopu lub gatunku (por. np. tab. 1).

Tabela 1. Przykładowy fragment z podręcznika „Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere an Straßen“

Wymiary minimalne dla przepustów ramowych (profil prostokątny)	
długość przepustu w metrach	szerokość i wysokość światła w mm
do 20	1000/750
do 30	1500/1000
do 40	1750/1250
do 50	2000/1500
Wymiary minimalne dla przepustów rurowych (profil kołisty)	
długość przepustu w metrach	szerokość światła w mm
do 20	1000
do 30	1400
do 40	1600
do 50	2000

Przejścia dolne, budowane tylko dla jeleni, dzików i podobnych gatunków, nie wymagają roślinności, a jedynie piaszczystego gruntu, ścian pomalowanych na dole na czarno i ciężkich kamieni przy wejściu, by uniknąć potrącenia zwierząt przez pojazdy zjeżdżające na pobocze. Prawdopodobna jest potrzeba korzystania z dźwiękoszczelnych materiałów, choć dotąd nie została udowodniona. Wprawdzie nie policzono jeszcze dokładnie tego typu przejść dolnych, jednak w przybliżeniu może być ich około 100.

Dla przeprowadzenia większej liczby gatunków pod jezdnią, zwłaszcza tych, które potrzebują jakiegoś schronienia strukturalnego lub roślinnego, konieczny jest typ szerszego przejścia dolnego. Jeśli nie znajduje się ono w dolinie, a jego celem jest tylko połączenie biotopów, nazywamy je „zielonymi przejściami dolnymi”. Są one wystarczająco wysokie i szerokie, by umożliwić wzrost roślinności. Pierwsze przejście dolne dla siedlisk takiego nowego typu powstało w Nadrenii, w zachodniej części Niemiec.

Zamiast starać się o zgodę na budowę zielonych przejść dolnych, o wiele łatwiej otworzyć przejścia przez rzekę nie tylko dla najwyższego poziomu wody, ale również dla celów biologicznych. W oparciu o projekt badawczy dotyczący tych budowli, określiliśmy wielkości wylotu na co najmniej 10 m plus tafla wody w przypadku strumieni lub potoków i skarpy o szerokości co najmniej $2\frac{1}{2}$ szerokości tafla wody na każdym brzegu w przypadku rzek. Przyczynia się to do lepszego wzrostu roślinności, która jak wykazały badania jest niezbędna dla małych zwierząt. W roku 2002 zaczęliśmy badać ile przejść przez rzekę zostało udoskonalonych pod kątem ekologicznym. Otrzymaliśmy bardzo dużo zgłoszeń i bardzo ucieszył nas postęp niemieckiej administracji dróg, jednak w trakcie sprawdzania zgłoszonych przejść przez rzeki okazało się, że większość z nich to zwykłe przejścia, bez cech ekologicznych. Ujawniło to braki w zrozumieniu tego, co czyni przejście użytecznym dla zwierząt. W szczególności pod budowlą potrzebna jest woda, która może być doprowadzona przez różne urządzenia.

Dobre warunki do łączenia biotopów stwarzają duże wiadukty, szczególnie jeśli mają więcej niż 15 metrów wysokości. Do rozwoju roślinności potrzebna jest żyzna ziemia, natomiast zakłada się, że woda deszczowa i światło są wystarczające. Wrażliwe obszary muszą być chronione przed zniszczeniem powodowanym przez sprzęt budowlany. W wielu przypadkach roślinność doliny może nadal rosnąć pod budowlą. Zwierzęta nawet nie zauważają, że przechodzą przez przeszkodę, której w innym miejscu nie mogłyby pokonać.

Najlepszym rozwiązaniem na łączenie biotopów są zielone mosty. Ponieważ są to przejścia górne, warunki mikroklimatyczne nie zmieniają się, tak jak w przypadku przejść dolnych. Przy pomocy zielonych mostów można połączyć prawie wszystkie elementy środowisk występujących w pobliżu drogi, takie jak: roślinność i gleba. Do tego potrzebujemy budowli wyposażonej zgodnie z wymaganiami gatunków zwierząt, które żyją w podzielonych biotopach. Należą do nich nie tylko dziki czy jelenie szlachetne, ale również mniejsze gatunki, które żyją na powierzchni gleby i roślinności lub w glebie. Są to takie zwierzęta, jak myszy, motyle, ptaki, a nawet nietoperze.

Rozróżniamy zielone mosty zbudowane w celu połączenia wszystkich składników podzielonych biotopów i takie mosty, które funkcjonują jako przejścia górne dla dzikich zwierząt wybranych gatunków. Te pierwsze mają, co najmniej 50 metrów szerokości, a powinny mieć około 130 metrów w lasach naturalnych lub starych lasach gospodarczych. Szerokość drugich może wynosić zaledwie 30 metrów, co wystarcza takim zwierzętom jak: zające, dziki czy jelenie. W odróżnieniu od przejść dolnych dla tych zwierząt, w tym przypadku „dodatkowa szerokość” służy jako schronienie przed ruchem ulicznym.

Przeprowadzona w roku 2002 ankieta wykazała, że w Niemczech zbudowano 36 zielonych mostów, 8 było w budowie a kolejne 33 w planach. Bez nowej, aktualnej ankiety możemy oszacować, że w Niemczech zbudowano, co najmniej 50 zielonych mostów. Nie ma chyba drugiego kraju z podobną liczbą takich budowli. Większość z mostów została zbudowana w ostatniej dekadzie, w związku z poszerzeniem sieci drogowej i otwarciem połączeń z krajami Europy wschodniej.

Podsumowując, chociaż wiele uczyniono już w zakresie konstrukcji i badań dotyczących przejść dla zwierząt, to jednak dużo więcej pozostaje do zrobienia. Pierwsza konferencja w Niemczech, koncentrująca się na trasach ruchu oraz sieci korytarzy siedliskowych, odbyła się w marcu 2006 roku w Hanowerze. Mając na celu połączenia z innymi krajami, musimy łączyć nie tylko struktury techniczne, ale również przyrodnicze. Dlatego konieczne jest unikanie tworzenia nowych barier i usuwanie starych przeszkód.

Środki łagodzące zmierzające do ograniczenia wpływu fragmentacji siedlisk przyrodniczych powodowanej rozwojem infrastruktury

Nicoletta Bajo¹ & Anna Di Noi²

¹Landscape Architect, Italian Agency for the Environmental Protection and for the Technical Services; e-mail: nicoletta.bajo@apat.it; ²Biologist, Italian Agency for the Environmental Protection and for the Technical Services; e-mail: anna.dinoi@apat.it

Streszczenie. Na tle obecnego włoskiego programu modernizacji infrastruktury, koniecznym wydaje się spisanie norm mających na celu integrację kwestii poruszanych przez Unię Europejską, a odnoszących się do ochrony różnorodności biologicznej wraz z rozwojem transportu i polityki wdrożenia infrastruktury. W ramach szczególnej inicjatywy APAT, zaangażowano grupę roboczą pn. „Sieć ekologiczna i defragmentacja terytorialna” do koordynowania administracji publicznej takiej jak system agencji ochrony środowiska, Ministerstwo Transportu, Ministerstwo Kultury, Uniwersytet “La Sapienza” w Rzymie, Uniwersytet Perugii, włoska Agencja Ekologii Krajobrazu, firmy zajmujące się sieciami infrastruktury, jak również organizacje pozarządowe, takie jak WWF i LIPU. Najważniejszym projektem tej interdyscyplinarnej grupy roboczej jest opracowanie „Wytycznych zrównoważonego planowania interwencji łagodzących, minimalizujących skutki fragmentacji środowiska przyrodniczego spowodowanej infrastrukturą liniową”. Szczególna uwaga będzie poświęcona zarządzaniu połączeniami ważnych punktów ekologicznych i funkcjonalnych jako elementów sieci ekologicznej. Z analizy zebranych danych i z badania ewentualnych i wykazanych punktów krytycznych, grupa robocza zdefiniuje nowe kryteria i kwestie, które należy poruszyć, w celu zasugerowania planistom i administratorom metodologie i techniki planowania zrównoważonych działań łagodzących w odniesieniu do Dyrektywy Siedliskowej.

Słowa kluczowe: sieć ekologiczna, infrastruktura transportowa, fragmentacja siedlisk, wytyczne zrównoważonego planowania, środki łagodzące

1. Stan prac

Włoska Agencja Ochrony Środowiska i usług technicznych prowadzi w całym kraju działania techniczne i naukowe mające na celu ochronę środowiska i źródeł wody. Działa ona pod politycznymi auspicjami Ministerstwa Środowiska i oferuje usługi doradcze innym departamentom rządowym. Departament Ochrony Środowiska Naturalnego, działający w ramach tej agencji, skupia się na ochronie przyrody, różnorodności biologicznej i sieci ekologicznych, pomiarze wpływu działań ludzkich na gatunki i ekosystemy, jak również odtwarzaniu krajobrazu. Obecnie departament ten bada relacje między infrastrukturą liniową, a fragmentacją siedlisk. Działania te zmierzają do opracowania projektów ochrony siedlisk i różnorodności biologicznej, jak również promocji infrastruktury bezpieczniejszej i bardziej spójnej z fauną. Faktem jest, że utrata różnorodności biologicznej z powodu coraz większej intensywności transportu stanowi dziś poważny problem dla naszej całej planety.

Wypadki drogowe powodujące śmiertelność zwierząt oraz wpływ infrastruktury na siedliska i bioróżnorodność (budownictwo mieszkaniowe, rolnictwo, przemysł ciężki, światło, hałas i zanieczyszczenie powietrza) są tak znaczące, że mogą się przyczynić do wymarcia wielu gatunków.

Pomocne w tej sytuacji może być planowanie sieci ekologicznych łącznie z projektowaniem sieci infrastruktury, tak aby działania przemysłowo-budowlane spełniały potrzebę utrzymania „łączności”, która – zgodnie z wytycznymi Dyrektywy Siedliskowej – jest jedną z największych wartości ekologicznych. Koncepcja wywierania nacisku na to by infrastruktura drogowa spełniała potrzeby ekologiczne nie jest jeszcze we Włoszech wystarczająco popularna, pomimo akceptacji „Ogólnego planu transportu” w roku 2001, który ustalił pewne podstawowe cele w zakresie jakości środowiska, obejmujące sieć infrastruktury krajowej oraz sieć ekologiczną i krajobrazową. Ten ostatni aspekt nabrał znaczenia w wyniku przyjęcia przez Włochy Europejskiej Konwencji Krajobrazowej. „Przepuszczalność” infrastruktury dla fauny stanowi jedną z ważniejszych kwestii, które należy wziąć pod uwagę przy jej planowaniu. Innym ważnym problemem jest niekorzystny wpływ zmiany przepływów bio-geo-chemicznych.

Wytyczne opublikowane przez „Ekologię dróg” [Road Ecology] podkreślają podejście zintegrowane, w którym wszystkie problemy ekologiczne są uwzględniane jednocześnie w procesie tworzenia projektu. Ponadto, proces tworzenia projektu musi brać pod uwagę zmiany i nowe fakty, które pojawiają się w trakcie wstępnej inspekcji nowego miejsca budowy.

Zarówno modernizacja terenów wiejskich jak i miast wymaga dużego zaangażowania od wszystkich osób zajmujących się procesem projektowania. Jeśli nie ma możliwości pogodzenia interesów różnych zainteresowanych stron, pojawiać się będą problemy, czego przykład mieliśmy ostatnio we Włoszech.

Zatem ważnym elementem przyczyniającym się do postępów w zarządzaniu środowiskiem będzie opracowanie jednolitych metod. Obecnie nasza agencja przygotowuje raport, który zapewni tego rodzaju całościowe wytyczne dla planowania kompatybilnego ekologicznie i projektowania infrastruktury liniowej, w tym systemów dróg, jak i systemów linii do przesyłu energii elektrycznej. Z zamiarem zgromadzenia najlepszych doświadczeń planistycznych, jeśli chodzi o bezpieczeństwo, umiejętności techniczne, kompatybilność ekologiczną i poszanowanie krajobrazu, APAT zaangażował kilka instytucji, takich jak Ministerstwo Transportu, Ministerstwo Kultury, Uniwersytet „La Sapienza” w Rzymie, Uniwersytet w Perugii, Włoska Agencja Ekologii Krajobrazu, firmy zajmujące się sieciami infrastruktury, jak również organizacje pozarządowe, takie jak WWF i LIPU. Zadaniem wspomnianego raportu jest promowanie prawidłowych metod planowania i monitorowania w celu łagodzenia skutków fragmentacji siedlisk oraz innych wpływów na dzikie zwierzęta, w szerokich kręgach osób zaangażowanych w planowanie, projektowanie i administrowanie środowiskiem. Wytyczne te, które są już w końcowym etapie tworzenia, opracowano w celu „znalezienia rozwiązania” dla dwóch podstawowych problemów: prawidłowego umieszczenia infrastruktury w środowisku oraz najlepszych technik uczynienia dróg „przepuszczalnymi” dla różnorodności biologicznej.

Jeśli chodzi o planowanie dużych obszarów, dostępne będą pewne metody (oparte na Systemie Informacji Geograficznej – GIS), umożliwiające zrozumienie przepuszczalności fauny w tej skali i opracowanie rozwiązań, które będą mniej szkodliwe dla łączności w ekosystemach. Sygnały dotyczące fragmentacji siedlisk są pomocne w monitorowaniu obecnego stanu i zrozumieniu przyszłych trendów w zakresie planowania sieci ekologicznej, a w szczególności w projektowaniu infrastruktury liniowej. Planowanie rozległej infrastruktury wymaga instrumentów, które dają syntetyczne informacje o całym szeregu różnych aspektów.

Druga część dokumentu koncentruje się na planowaniu w mniejszej skali i ukazuje sposoby kontrolowania środowiska oraz podstawowe techniki defragmentacyjne, które są przyjazne dla zwierząt. Dane są zorganizowane w formie syntetycznych raportów. Każdy raport obejmuje konkretny cel projektowy: bariery drogowe, przejścia dolne i górne, znaki ostrzegawcze i tym podobne.

2. Publikacje włoskiego systemu agencji ochrony środowiska, dotyczące infrastruktury, ekosystemów i dzikich zwierząt oraz sieci ekologicznych

- Criticità ambientali e paesistiche indotte dalle linee elettriche - Metodologia di analisi ARPA Piemonte. S. Tosatto, P. Debernardi – 2006 <http://www.arpa.piemonte.it/index.php?module=ContentExpress&func=display&bttitle=CE&mid=-1&ceid=662>
- Fauna selvatica ed infrastrutture lineari
ARPA Piemonte. E. Fila-Mauro, A. Maffiotti, L. Pompilio, E. Rivella, D. Vietti - 2005
<http://www.arpa.piemonte.it/index.php?module=ContentExpress&func=display&bttitle=CE&mid=-1&ceid=609>
- Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale
APAT/INU - Manuali e linee guida 26/2003
http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/Manuali_e_linee_guida/Documento/manuali_lineeguida_2003_26.html
- Fasce verdi polifunzionali delle autostrade una proposta multicriteriale per la realizzazione di interventi di mitigazione - ARPA Piemonte. P. Debernardi, L. Graziano - 2002.
<http://www.arpa.piemonte.it/index.php?module=ContentExpress&func=display&bttitle=CE&mid=-1&ceid=292>

Ocena oddziaływania modernizacji linii kolejowych na sieć Natura 2000 – polskie doświadczenia

Małgorzata Buszko-Briggs¹ & Paweł Pawlaczyk²

¹17-230 Białowieża, ul. Waszkiewicza 159, email: margot@ceti.pl; ²Klub Przyrodników, 66-200 Świebodzin, ul. 1 Maja 22, email: pawpawla@poczta.onet.pl

Streszczenie. W pracy przedstawiono najważniejsze wnioski z oceny oddziaływania modernizowanych linii kolejowych na obszary Natura 2000 w Polsce. Badania przeprowadzono w roku 2005, na 8 odcinkach o łącznej długości około 850 km, w kilku regionach kraju. Zidentyfikowano 10 bezpośrednich skutków oddziaływania modernizowanych linii kolejowych na środowisko i szereg wpływów odległych, pośrednich i skumulowanych. Przynajmniej część z negatywnych efektów środowiskowych można zminimalizować, stosując zaproponowane w pracy środki łagodzące.

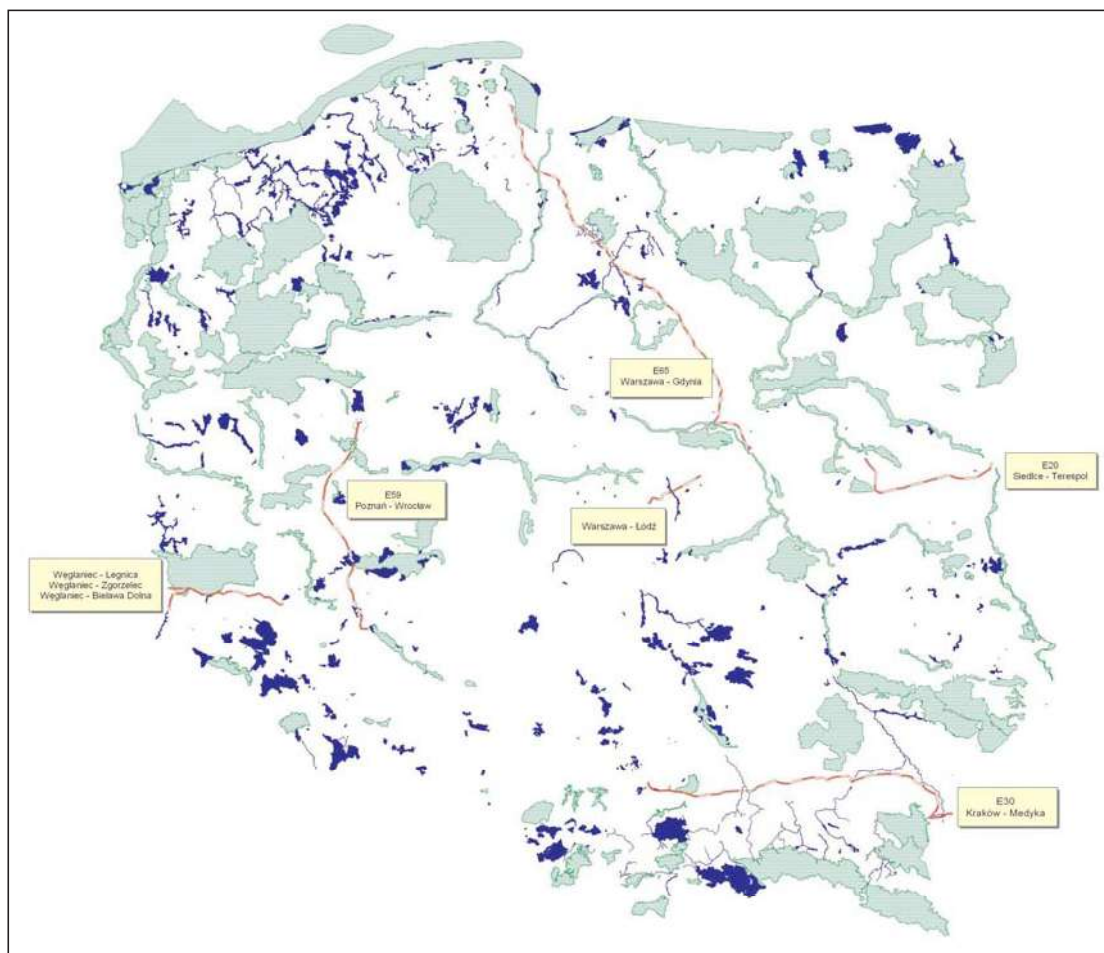
Słowa kluczowe: modernizacja linii kolejowych, wpływy bezpośrednie, wpływy pośrednie, wpływy odległe, wpływy skumulowane, środki łagodzące

1. Wstęp

W roku 2005 przeprowadziliśmy, na zlecenie PKP Polskie Linie Kolejowe S.A., ocenę oddziaływania modernizacji następujących linii kolejowych na obszary Natura 2000: E-65 na odcinku Warszawa-Gdynia, E-59 na odcinku Wrocław-Poznań, linii Warszawa – Łódź, E-20 na odcinku Siedlce-Terespol, E-20 Węzeł Poznański, E-30 na odcinku Węgliniec-Zgorzelec, Węgliniec-Bielawa Dolna oraz E-30 na odcinku Węgliniec-Legnica (rys. 1). Analiza objęła łącznie ok. 850 km modernizowanych linii kolejowych. Niniejszy artykuł przedstawia doświadczenia z przeprowadzonych ocen.

2. Aspekty wpływu modernizacji linii kolejowej wymagające uwzględnienia w kontekście oddziaływania na przedmioty ochrony Natura 2000

Analizowanie potencjalnego wpływu planowanego przedsięwzięcia na stan komponentów środowiska przyrodniczego, w aspekcie możliwych sposobów wystąpienia wpływu na przedmioty ochrony (gatunki i siedliska przyrodnicze) w obszarach Natura 2000, wiąże się z przeanalizowaniem wszystkich możliwych interakcji między przedsięwzięciem a przedmiotami ochrony sieci Natura 2000. Interakcje takie mogą wystąpić na etapie budowy, eksploatacji lub likwidacji przedsięwzięcia. Poniżej scharakteryzowano najważniejsze, spośród zidentyfikowanych oddziaływań.



Rys. 1. Modernizowane linie kolejowe na tle sieci Natura 2000

2.1. Zajęcie terenu

Zajęcie terenu wiąże się z lokalnymi korektami geometrii linii, korektą łuków, budową dróg dojazdowych wynikającą z planowanej likwidacji niektórych przejazdów w poziomie torów, organizacją placu budowy, w tym miejsc składowania materiałów, a także z okresowymi wykopami pod budowę linii światłowodowej. W przypadku, gdyby zajęcie terenu dotyczyło siedlisk przyrodniczych lub siedlisk gatunków z Załączników Dyrektywy Siedliskowej bądź Dyrektywy Ptasiej wymagane jest przeprowadzenie oceny określającej, czy wpływ ten jest istotny w skali obszaru Natura 2000.

W przypadku modernizacji istniejących linii kolejowych, skala trwałego zajęcia terenu była najczęściej niewielka – może jednak być to istotny problem, gdy do linii przylegają niewielkie, ale bardzo cenne płaty siedlisk przyrodniczych, bądź, gdy stanowiska gatunków chronionych występują na istniejącym nasypie lub w bezpośredniej bliskości linii (na nasypie występowała np. sasanka otwarta (*Pulsatilla patens*); w bezpośrednim sąsiedztwie linii były niewielkie zbiorniki wodne ważne dla traszki grzebieniastej (*Triturus cristatus*) i kumaka (*Bombina bombina*).

Istotnym problemem było niebezpieczeństwo tymczasowego zajęcia terenu w ramach prac budowlanych; np. w celu składowania materiałów, postoju sprzętu, itp. Najczęściej są one lokalizowane na miejscach „nieużytecznych”, które mogą być właśnie cennymi siedliskami przyrodniczymi (np. murawy napiaskowe, cenne łąki). W dotychczasowej tradycji ocen oddziaływania na środowisko, wpływy takie traktowano jako tymczasowe, jednakże z punktu widzenia Natura 2000, raz zniszczonego w ten sposób siedliska wcale nie da się szybko odtworzyć. Mimo krótkotrwałego charakteru takiego oddziaływania, jego skutki są długofalowe.

Problem tego oddziaływania zwykle daje się rozwiązać przez właściwe zaprojektowanie linii, a przede wszystkim przez odpowiednie (oszczędzające płaty cennych siedlisk i gatunków) zaplanowanie prac budowlanych.

2.2. Wycinanie drzew lub krzewów

Wycinka drzew i krzewów może wywierać wpływ na przedmioty ochrony Natura 2000 w przypadku, gdy dotyczy drzew stanowiących siedliska owadów z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej (np. dębów stanowiących siedliska kozioroga dębosza (*Cerambyx cerdo*) czy pachnicy dębowej (*Osmoderma eremita*) lub drzew i krzewów stanowiących istotne elementy struktury biotopu ptaków; np. zarośli tarninowych w miejscach występowania dzierzby gąsiorka (*Lanius collurio*), itp.

W przypadku modernizacji istniejących linii kolejowych, skala oddziaływania była zwykle stosunkowo niewielka, ale lokalnie napotkano na istotne sytuacje konfliktowe, np. zarośla tarninowe na zboczu przewidzianego do modernizacji nasypu, stanowiące ważny biotop ptaków oraz skupienia klonu polnego (*Acer campestre*) tuż przy torowisku – gatunku z regionalnej „Czerwonej Listy”. Z reguły wycięcia zarośli i drzew nie dało się uniknąć, ale akurat to oddziaływanie może być względnie łatwo skompensowane przez nasadzenie nowych zarośli odpowiednich gatunków.

2.3. Hałas i niepokój związany z pracami budowlanymi i eksploatacją linii

Hałas związany z budową linii, a także niepokój wnoszony przez stałą obecność ludzi, może wpływać na zachowanie zwierząt z Załączników Dyrektywy Siedliskowej lub Ptasiej, zwłaszcza ssaków i ptaków. W przypadku niektórych ptaków, może to spowodować przemieszczenie miejsc lęgowych i unikanie bezpośredniego sąsiedztwa linii. Jeśli chodzi natomiast o ssaki, to w okresie budowy może nasilić się wpływ linii jako bariery ekologicznej. Oddziaływania te są proporcjonalne do natężenia i długotrwałości prac budowlanych.

Mimo, że trudno mierzalne, oddziaływanie to było jednym z poważniejszych problemów. Co więcej, bardzo trudno jest je skutecznie łagodzić. Czynnikiem stresowym dla zwierząt jest bowiem nie tyle określony poziom hałasu (który można zredukować), co sama obecność ludzka i częstotliwość bodźców niepokojących (czego nie da się wykluczyć, jeżeli prace budowlane mają być zrealizowane). Szczególnie poważny problem powstawał, gdy modernizowana linia przecinała ostoje gatunków zdecydowanie antropofobnych, takich jak: głuszec, cietrzew czy bocian czarny.

Hałas związany z ruchem pociągów jest, wbrew pozorom, znacznie mniejszym problemem dla funkcjonowania układów przyrodniczych, niż mogłoby się wydawać. Jest to powtarzalny czynnik, do którego zwierzęta są w stanie się przyzwyczaić. Poza tym, modernizacja linii skutkuje najczęściej jej „wyciszeniem”, choć zakłada się wzrost częstotliwości przejazdu pociągów.

2.4. Wpływ na wody powierzchniowe i podziemne na etapie budowy

Niebezpieczeństwo zmiany stosunków wodnych stwarzają prace związane z odwodnieniem podtorza, wykopami, palowaniem w czasie budowy i przebudową wiaduktów, mostów, przepustów, itp. Ryzyko powstania negatywnych oddziaływań jest szczególnie duże w miejscach gdzie linia przecina siedliska hydrogeniczne, np. bory bagienne. Istniejąca kolizja jest wówczas nieusuwalna, ponieważ z przyczyn technologicznych podtorze musi być dobrze odwodnione, podczas gdy przyległe ekosystemy dla zachowania właściwego stanu ochrony muszą zachować swój zabagniony charakter.

Należy dodatkowo pamiętać, że niektóre rozwiązania techniczne służące odwadnianiu linii (np. tzw. „korytka krakowskie”) mogą stanowić istotną barierę ekologiczną i powód śmiertelności drobnych zwierząt (zob. niżej).

W miejscach przecięć linii z ciekami, istnieje niebezpieczeństwo, że prace modernizacyjne (np. remont lub przebudowa mostów, przepustów) zmieniają charakter ekologiczny cieku. Prace prowadzone w nurcie rzeki, np. przy filarach mostów, a także wszelkie prace przekształcające koryto rzeki

w pobliżu obiektów mostowych (w tym lokalne umacnianie brzegów, lokalne odtwarzanie regulacji rzeki) powodują niekiedy zniszczenia lokalnych, lecz istotnych biotopów zwierząt i roślin wodnych, w tym bezpośredniego niszczenia roślinności włosienicznikowej (siedlisko 3260) oraz biotopów ryb, łącznie z miejscami tarliskowymi. Problem ten jest łatwy do rozwiązania przez projektowanie prac w sposób wykluczający ingerencję techniczną w samo koryto ciek.

Prace prowadzone na „przecięciach” linii kolejowej z ciekami stanowiącymi biotopy chronionych ryb, prowadzone w okresie tarła lub wędrówek ryb, mogą lokalnie zakłócać funkcjonowanie ich populacji. Wymaga to planowania takich prac w okresach niekonfliktowych, uwzględniających potrzeby ryb.

Niebezpieczeństwo przedostania się zanieczyszczeń do wód dotyczy szczególnie prac prowadzonych przy obiektach mostowych i przepustach, ale także odległych spływów powierzchniowych z terenów prac ziemnych. Zazwyczaj dostrzegane jest niebezpieczeństwo zanieczyszczenia substancjami chemicznymi lub ropopochodnymi, natomiast często lekceważy się zagrożenie czasowym zamięceniem wody (zanieczyszczenie zawiesiną). W przypadku prac ziemnych szczególnie duże jest niebezpieczeństwo czasowego zamięcenia wody w drobnych ciekach w pobliżu miejsc budowy. Mimo, że zjawisko to ma charakter czasowy i nie powoduje istotnego i trwałego pogorszenia jakości wody rozumianej zgodnie z obowiązującymi przepisami, to może wywrzeć znaczący wpływ na populacje niektórych gatunków ryb z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej oraz na roślinność. Nawet czasowa obecność większych ilości zawiesiny w wodzie może zniszczyć roślinność włosienicznikową w nurcie ciek, a także doprowadzić do opuszczenia biotopu przez ryby. Problem ten jest zwykle możliwy do rozwiązania przy pomocy środków technicznych.

2.5. Wpływ zanieczyszczeń powstających na etapie eksploatacji

Eksploatacja linii kolejowej wiąże się z powstawaniem zanieczyszczeń różnego pochodzenia, wśród których dominują: (i) rozpraszane w czasie transportu materiały sypkie i płynne (np. substancje ropopochodne, chemikalia, nawozy, płody rolne, itd.); (ii) produkty ropopochodne z taboru (w przypadku stosowania taboru starego typu); (iii) ścieki bytowe zrzucane z taboru kolejowego. Eksploatacja linii kolejowej wiąże się także z ryzykiem wystąpienia znacznych zanieczyszczeń w wyniku awarii lub wypadku. Zanieczyszczenia te mogą wywierać istotny wpływ na siedliska przyrodnicze będące przedmiotem ochrony w obszarach Natura 2000 oraz na populacje ryb i płazów, a w konsekwencji także na populacje ptaków i ssaków żywiących się rybami i płazami (np. wydra, zimorodek). Ryzyko staje się istotne w miejscach przecięć linii z cennymi przyrodniczo ciekami. Konieczne jest zastosowanie rozwiązań technicznych wykluczających spływ wód z linii kolejowej do takiego ciek.

Istotny wpływ na roślinność linii kolejowej mają stosowane w ramach jej utrzymania herbicydy. Oddziałują one (zgodnie z założeniem) przede wszystkim na roślinność samego torowiska, co może modyfikować występowanie i rozprzestrzenianie się „neofitów kolejowych” zarówno przez niszczenie ich stanowisk, jak i przez otwieranie niszy ekologicznych dla wyspecjalizowanych, bardziej odpornych gatunków. Stosowanie herbicydów stwarza także zagrożenie dla płazów. Herbicydy są dla ich wrażliwej skóry niezwykle niebezpieczne i mogą spowodować deformację osobników, zwłaszcza młodocianych. Mają także negatywny wpływ na biologię gatunków np. na rozmnażanie. Problem staje się szczególnie istotny, gdy linia kolejowa przecina lokalne szlaki wędrówek płazów bądź zbliża się do ostoi płazów. Konieczna jest rezygnacja ze stosowania herbicydów na takich odcinkach.

2.6. Przypadkowe zabijanie zwierząt

Na placu budowy i drogach dojazdowych do budowy może dochodzić do zwiększonej śmiertelności zwierząt, związanej z ich przypadkowym zabijaniem przez sprzęt budowlany. Dotyczy to zwłaszcza płazów, w tym także gatunków z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej. Wpływ jest

proporcjonalny do natężenia i długotrwałości prac budowlanych. Problemu tego można z reguły uniknąć lub przynajmniej go złagodzić przez właściwą przestrzenną i czasową organizację prac.

2.7. Zawlekanie i rozprzestrzenianie się obcych gatunków

Naruszenie powierzchni ziemi, a także przebudowa torowiska może stworzyć nisze ekologiczne podatne na zasiedlenie przez ekspansywne gatunki roślin obcego pochodzenia geograficznego. Wiązać się będzie jednak także ze zniszczeniem ich populacji istniejących obecnie na torowisku. Tak więc, możliwy jest zarówno stymulujący jak i ograniczający wpływ prac na populacje „neofitów kolejowych”. Prowadzone prace budowlane związane z naruszaniem powierzchni ziemi mogą także stworzyć nisze ułatwiające rozprzestrzenianie się wzdłuż linii kolejowej obcych gatunków ekspansywnych wkraczających do naturalnych siedlisk przyrodniczych. Z literatury znane jest takie zjawisko w odniesieniu do niecierpka drobnokwiatowego (*Impatiens parviflora*). Zjawisko jest bardzo trudne do modelowania i przewidywania, brak też praktycznych sposobów ograniczenia związanego z nim ryzyka.

2.8. Efekt barierowy dla zwierząt

Jest to jedno z najpoważniejszych oddziaływań linii kolejowych na przyrodę. Linia kolejowa stanowi dla różnych gatunków zwierząt barierę o zróżnicowanej „przepuszczalności” (rys. 2). Barrierowe działanie linii, związane jest w większym stopniu z jej cechami fizycznymi (skarpy nasypów i wykopów, skarpy urządzeń odwadniających, niekiedy betonowe „korytka krakowskie”, szeroki pas obcego środowiska, obce ekologicznie podłoże na torowisku), niż z ruchem pociągów po linii (nawet maksymalny ruch pociągów na linii kolejowej odpowiada swoją intensywnością mało uczęszczanej, lokalnej drodze kołowej).

Dla dużych ssaków (ryś, wilk, także duże ssaki kopytne stanowiące ich pokarm) istniejąca od dawna linia kolejowa stanowi element obcy, jednak w dużym stopniu „wtopiony” w krajobraz, dlatego przekraczanie jej nie jest dla nich nadmiernie stresujące. Jest tak przynajmniej do momentu, gdy próbuje się linię ogrodzić na dłuższych odcinkach, w celu uniknięcia innego niebezpieczeństwa, dotyczącego kolizji zwierząt z pociągami. Poważną barierą mogą być też miejsca, w których równoległe do linii biegnie dodatkowo droga kołowa.

Dla ssaków związanych ze środowiskiem wodnym (wydra i bóbr) miejscami przekraczania linii kolejowej są przede wszystkim przepusty na ciekach wodnych. Efekt bariery zależy w tym przypadku od konstrukcji przepustów, w tym przede wszystkim od ich przekroju i wielkości. Powszechnie stosowane przepusty rurowe, a także wszelkie przepusty, których dno jest w całości wypełnione wodą, często uważane za „przejścia dla zwierząt”, w rzeczywistości wcale nie funkcjonują w ten sposób.

Dla płazów większość istniejących linii kolejowych jest już obecnie bardzo istotną barierą (rys. 3). Modernizacja często zakłada wykonanie wzdłuż odcinków linii odwodnień ze wspomnianych już „korytek krakowskich”, zupełnie niemożliwych do przekroczenia przez płazy, a w dodatku stanowiących pułapki, w których dochodzi do śmierci płazów i innych drobnych zwierząt (rys. 4). Barrierowe oddziaływanie linii kolejowej powoduje fragmentację i izolację populacji oraz uniemożliwia lub utrudnia migracje zwierząt. Nieprzekraczalną barierą dla płazów stanowi torowisko – szyny i pas kamienistego, suchego i często silnie zanieczyszczonego chemicznie podłoża (herbicydy). Problem występuje lokalnie, w miejscu gdzie linia kolejowa odcina np. tereny bytowania, zimowania i rozmnażania się lokalnej populacji. W takich miejscach może jednak wystąpić nawet masowa śmiertelność płazów w okresie sezonowych migracji, co w efekcie może spowodować nawet wyginięcie populacji. W miejscach tych konieczna jest budowa odpowiednich przejść dla płazów.

Barrierowe oddziaływanie samej linii może być spotęgowane przez oddziaływanie dróg równoległych do linii. Przepuszczalność liniowego elementu infrastruktury dla zwierząt jest zależna m.in. od szerokości pasa obcego środowiska i ilości obcych dla zwierząt struktur w tym pasie. W związ-

ku z tym, planowane modyfikacje systemu drogowego, w tym budowa równoległych do torów dróg dojazdowych do przejazdów (w związku z likwidacją niektórych przejazdów jednopoziomowych), muszą być rozważone także w tym kontekście.

Dla funkcjonowania sieci Natura 2000 istotne jest barierowe oddziaływanie nie tylko tych odcinków linii, które przecinają obszary Natura 2000, ale także tych fragmentów, które przecinają korytarze ekologiczne łączące obszary lub tworzące bariery brzegowe utrudniające dyspersję zwierząt z obszarów lub ich imigrację do obszarów.

W końcu trzeba stwierdzić, że mimo możliwości zastosowania łagodzących rozwiązań technicznych (różne systemy przejść dla zwierząt), barierowego oddziaływania linii nie daje się całkowicie zredukować.



Rys. 2. Linia E65 przecina korytarz ekologiczny rzeki Mławki i po modernizacji może stanowić istotną barierę ekologiczną. Dla płazów już w swej obecnej postaci powoduje zagrożenie izolacji

2.9. Śmiertelność zwierząt w wyniku kolizji z pociągami

Ruch pociągów na linii powoduje kolizje ze zwierzętami, a w konsekwencji ich śmierć. Ryzyko takie dotyczy praktycznie wszystkich gatunków zwierząt przekraczających linię kolejową, najczęściej jednak notowane są kolizje pociągów z dzikami i sarnami. Podwyższone ryzyko kolizji dotyczy ptaków wykorzystujących padlinę (np. sarny zabitej przez pociąg) jako pokarm (np. kruk, kania). Przypadki kolizji pociągów z gatunkami będącymi przedmiotem ochrony w sieci Natura 2000 są stosunkowo rzadkie, jednak ze względu na niską liczebność ich populacji, nawet niewielkie ryzyko może być uważane za istotne. Ptaki drapieżne i sowy (także muchołówki i dzierzby) korzystają w wielu miejscach ze słupów trakcyjnych jako czatowni, gdyż w okolicy są to najbardziej atrakcyjne dla nich miejsca polowania. Jako pokarm wykorzystują także padlinę znajdującą na torach. Zachowania takie zwiększają dla nich ryzyko kolizji z pociągami. Oprócz śmiertelności na samej linii, znaczenie może mieć śmiertelność w wyniku kolizji na drogach kołowych równoległych do linii. Planowane modyfikacje systemu drogowego, w tym budowa równoległych do torów dróg dojazdowych do przejazdów (w związku z likwidacją niektórych przejazdów jednopoziomowych) muszą więc być rozważone także w tym kontekście.

Praktykowane niekiedy wygradzanie linii kolejowej na długich odcinkach, by uniemożliwić przedostawanie się na nią zwierząt, nie jest dobrym rozwiązaniem – wprowadzie może ono ograniczyć śmiertelność, ale wzmacnia barierowość linii, co z reguły jest znacznie większym niebezpieczeństwem.

Obiecującym sposobem złagodzenia ryzyka śmierci bez jednoczesnego wzmacniania bariery ekologicznej są akustyczne urządzenia odstraszające, znajdujące się obecnie w fazie praktycznego testowania. Nie ma jednak sposobów na całkowite zredukowanie tego oddziaływania.



Rys. 3. Płazy często ulegają kolizjom z pociągami. Torowisko stanowi dla nich nieprzekraczalną barierę



Rys. 4. „Korytka krakowskie” służące do odwodnienia nasypu linii kolejowej stanowią barierę dla płazów i innych zwierząt

2.10. Rozbijanie się ptaków o elementy infrastruktury linii kolejowej

Przelatujące ptaki mogą rozbijać się o różnego typu przeszkody, np. elementy konstrukcji mostowych lub sieci trakcyjnej. Ryzyko to jest istotne w przypadku konstrukcji mostowych w dolinach rzecznych, stanowiących trasy migracji ptaków, tym bardziej, że duża część ptaków odbywa wędrówkę nocą. Dobre oświetlenie mostu może znacznie zmniejszyć ryzyko kolizji, choć nie redukuje go całkowicie.

3. Wpływy odległe i pośrednie

Wpływy odległe i pośrednie są równie ważne, a niekiedy nawet ważniejsze niż oddziaływania bezpośrednie. Choć ich uwzględnienie w ocenach oddziaływania na środowisko nie jest proste, nie można ich pomijać!

3.1. Zmiana wpływu alternatywnych kanałów komunikacyjnych

Stan linii kolejowej i jej parametry eksploatacyjne (przepustowość, prędkość pociągów a w konsekwencji czas przejazdu) w oczywisty sposób wpływają na atrakcyjność linii kolejowej w porównaniu z alternatywnymi kanałami transportu (drogowym i lotniczym). Ponieważ z tymi ostatnimi również związane są elementy infrastruktury i oddziaływania na środowisko (w tym na sieć Natura 2000), dlatego przedmiotowe przedsięwzięcie musi być rozpatrzone także w tym kontekście.

3.2. Wpływ na procesy urbanizacyjne

W wielu państwach, w tym w Polsce, obserwuje się związek procesów urbanizacyjnych z paśmami komunikacyjnymi. Związek taki może teoretycznie dotyczyć także linii kolejowych. Dobra dostępność do komunikacji pasażerskiej może stymulować zabudowę mieszkaniową, a dostępność do komunikacji towarowej – zabudowę przemysłową. W warunkach Polski wpływ ten jednak wydaje się obecnie mało znaczący w porównaniu z urbanizacyjnym efektem sieci drogowej. Nie obserwuje się, by dostępność do pasażerskiej komunikacji kolejowej i jakość tej komunikacji (szybkość dojazdu) wywierała wpływ na ceny nieruchomości oraz na decyzje dotyczące zagospodarowania przestrzennego. Podobnie na decyzje lokalizacyjne dotyczące inwestycji przemysłowych, usługowych (w tym handlowych i logistycznych) wpływa obecnie raczej jakość obsługi komunikacyjnej drogami kołowymi, niż liniami kolejowymi. Wpływ taki może jednak wystąpić w dłuższej perspektywie czasowej. Podobnie w dłuższej perspektywie czasowej może pojawić się presja lokalizacji inwestycji przemysłowych w miejscach, w których zapewniona będzie dobra obsługa komunikacji kolejowej.

3.3. Zmiany modelu penetracji terenu w związku ze zmianami układu drogowego

Modyfikacje układu drogowego, w tym sieci dróg leśnych, związane z likwidacją niektórych przejazdów kolejowych, a także budowa nawet tymczasowych dróg dojazdowych do miejsc prac budowlanych, mogą spowodować zmiany sposobu penetracji terenu, w tym „otwarcie i udostępnienie” miejsc dotychczas trudno dostępnych, także dla działalności gospodarczej. Zjawisko to obserwowaliśmy szczególnie w Borach Dolnośląskich, gdzie drobne modernizacje dróg leśnych dokonane dla poprawienia dojazdu do placu budowy poprawiały dostępność terenu do gospodarki leśnej (były pozytywnie opiniowane przez nadleśnictwa), ale oznaczało to „otwarcie” dotychczas trudno dostępnego terenu i bardzo negatywny wpływ na ostoje antropofobnych ptaków.

3.4. Utrudnienia w realizacji ochrony obszarów Natura 2000

Związana z modernizacją linii likwidacja przejazdów w poziomie torów może w pewnym stopniu wpłynąć na dostępność do gruntów rolnych, wpływając na sposób ich użytkowania. Ponieważ istotnymi przedmiotami ochrony w obszarach Natura 2000 są łąkowe siedliska przyrodnicze (np. 6150, 7230), których ochrona polega na koszeniu w odpowiednim rytmie i czasie, utrudnienie dostępu do poszczególnych płątów siedlisk może negatywnie wpływać na wykonywanie działań ochronnych. Również takie skutki należy ująć w ocenie.

4. Kumulacje wpływów – istotny problem w ocenach oddziaływania

Przypadki potencjalnych możliwości kumulowania się wpływu modernizacji linii kolejowej z oddziaływaniami innych przedsięwzięć dotyczą przede wszystkim sytuacji równoległego przebiegu linii kolejowej i dróg kołowych (rys. 5), w tym szczególnie równoległych, a położonych w niewielkiej odległości od siebie przepraw mostowych. Konieczne jest wówczas zastosowanie rozwiązań zintegrowanych (wspólne projektowanie), ale procedury polskiego prawa znacznie to utrudniają.



Rys. 5. Kumulacja oddziaływań – linii kolejowa i droga E 65 w okolicy obszaru Natura 2000 Zakole Rzeki Wel

5. Przykładowe środki łagodzące

5.1. Systemy przejść dla płazów

Dobrze zaprojektowany system przejść dla płazów powinien być poprzedzony rzetelną inwentaryzacją terenową, określającą kierunki i rodzaje migracji płazów oraz oceną wstępną, określającą w jakim stopniu system przejść może zredukować śmiertelność płazów i zachować funkcjonalność lokalnego korytarza migracyjnego. W typowych warunkach aktywność migracyjna płazów przebiega w kilku etapach:

- migracje rozrodcze – osobniki dojrzałe wędrują z miejsc hibernacji do miejsc rozrodu a następnie po odbytych godach do żerowisk (wiosna);
- migracje troficzne – osobniki jednoroczne bądź kilkuletnie, które nie osiągnęły jeszcze wieku rozrodczego, wędrują z miejsc zimowania do siedlisk żerowych (wiosna); osobniki dojrzałe i osobniki jednoroczne bądź kilkuletnie, które nie osiągnęły jeszcze wieku rozrodczego, wędrują z jednych siedlisk żerowych do drugich (lato); osobniki młodociane (po odbytej metamorfozie) wędrują z lęgowiska do siedlisk żerowych (lato, wczesna jesień);
- migracje do zimowisk – osobniki dojrzałe i juwenilne wędrują w poszukiwaniu odpowiednich miejsc hibernacji (jesień).

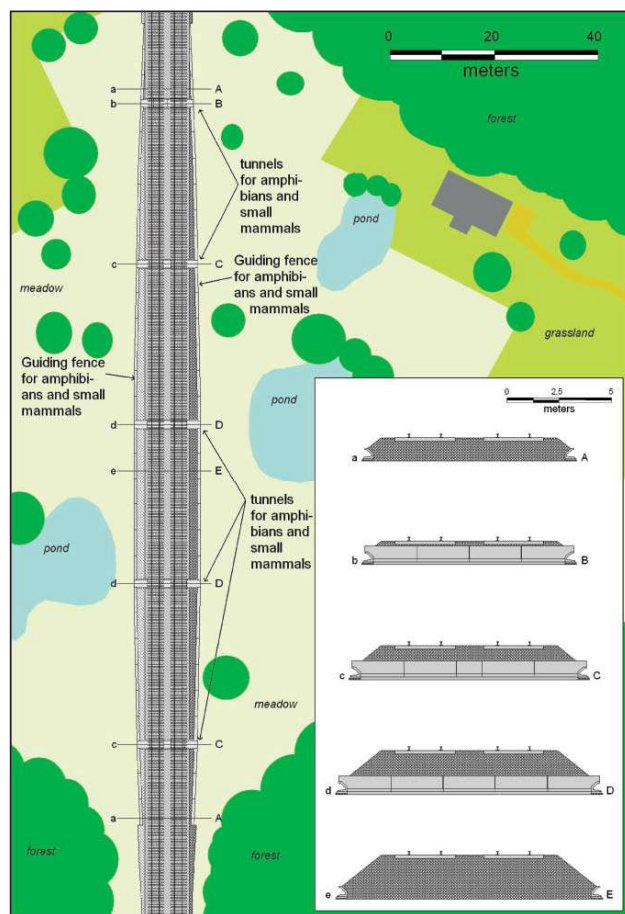
Optymalne przejścia dla płazów powinny składać się z systemu tuneli i płotków naprowadzających (rys. 6 i 7). Płotek jest niezbędnym elementem umieszczanym wzdłuż nasypu, który naprowadza zwierzęta do tunelu oraz zabezpiecza je przed wychodzeniem na tory. Jest to element niezbędny do zainstalowania pomiędzy tunelami. Kształt płotków powinien być tak skonstruowany, aby wyeliminować możliwość wspinania się płazów, a także zabezpieczyć sam płotek przed zasypaniem i zarastaniem.

Tunele w swoich wymiarach i kształcie powinny odpowiadać wymogom ekologicznym zwierząt, zapewniając kontakt z naturalnym podłożem podczas migracji. Najlepsze i najtrwalsze są elementy betonowe. Ich wymiary powinny być odpowiednie (minimalna szerokość 100 cm i minimalna wysokość 60 cm), co ma zagwarantować, że zwierzęta wejdą do tunelu. Dobrym przykładem tuneli, odpowiadającym wymaganiom ekologicznym zwierząt są prefabrykaty ZIEGER (rys. 6).



Rys. 6. Tunele i płotki naprowadzające typu ZIEGER dla płazów. Istotne jest zachowanie naturalnego podłoża i umieszczenie deski naprowadzającej w środku tunelu

Tunele takie spełniają funkcję bezpiecznego przejścia nie tylko dla płazów. Doświadczenie pokazuje, iż z przejść tych korzystają również małe ssaki z rodzin ryjówkowatych, nornikowatych, myszowatych, niekiedy łasicowatych, a także borsuki.



Rys. 7. Schemat zaprojektowanego systemu przejść dla płazów pod koleją

5.2. Minimalizowanie barierowego oddziaływania linii kolejowej na zwierzęta – urządzenie odstrasżające UOZ 1 i przebudowa mostów

W celu utrzymania drożności korytarzy ekologicznych poszukuje się rozwiązań pozwalających zwierzętom swobodnie przekraczać szlak kolejowy w miejscach ich migracji lub bytowania. Na odcinkach torów przecinających korytarze ekologiczne, zaproponowaliśmy eksperymentalne zastosowanie opracowanych przez Instytut Badawczy Leśnictwa – Zakład Lasów Naturalnych, dźwiękowych urządzeń odstrasżających zwierzęta (UOZ-1), stanowiących atrapę bodźców kluczowych wywołujących u dzikich ssaków instynktowną reakcję ucieczki (rys. 8). To obiecujące rozwiązanie może się okazać skuteczne i znacznie tańsze niż inne rozwiązania minimalizujące.



Rys. 8. Urządzenie odstrasżające zwierzęta UOZ-1

Odpowiednio zmodernizowany most kolejowy może się stać najcenniejszym ułatwieniem dla przemieszczania się zwierząt, jako główne przejście dla wydry, bobra, wilka, rysia oraz innych zwierząt leśnych (jeleniowate, dziki, mniejsze drapieżniki), czyli gatunków, które w swych wędrówkach i penetracji areału bytowania chętnie korzystają z zachowanych w stanie półnaturalnym pobrzeży rzek. Aby korytarz rzeczny pozostał drożny w ciągu całego roku zalecaliśmy dobudowanie dodatkowych prześel prowadzonych po suchym terenie wzdłuż koryta rzeki, jeśli uwarunkowania terenu na to pozwalały. Takie rozwiązanie zaproponowano m.in. na przecięciu linii kolejowej E65 z obszarem Natura 2000 Dolina Drwęcy.

6. Podsumowanie

Uwzględnienie wpływu inwestycji kolejowej na obszary Natura 2000 oraz integralność sieci Natura 2000 wynika z obowiązujących przepisów Unii Europejskiej jak i prawa krajowego. Zgodnie z przepisami nie miejsce powstawania wpływu a miejsce wywierania decyduje o podjęciu procedury oceny oddziaływania na obszary Natura 2000. Dlatego też, w ocenach należy uwzględniać obszary nie tylko przecinające się z inwestycjami kolejowymi, ale również oddalone od nich, gdzie może zaistnieć ryzyko wystąpienia wpływu. Do najważniejszych oddziaływań modernizacji linii kolejowej na obszary Natura 2000, jakie zidentyfikowaliśmy, należą zjawiska takie jak: wycinanie drzew lub krzewów, hałas i niepokój związany z eksploatacją linii, wpływ na wody powierzchniowe i podziemne na etapie budowy, śmiertelność zwierząt w wyniku kolizji z pociągami, barierowe oddziaływanie linii kolejowej na zwierzęta, zawlekanie i rozprzestrzenianie się obcych gatunków i inne, opisane w tym artykule. Aby zminimalizować negatywne wpływy zaproponowaliśmy zastosowanie różnych środków łagodzących, takich jak: odpowiednie przejścia dla zwierząt, zachowanie cennych płątów siedlisk, przebudowa mostów i zainstalowanie eksperymentalne dźwiękowych urządzeń odstrasżających.

Ochrona dziko żyjącej fauny oraz korytarzy migracyjnych wzdłuż magistralnej linii kolejowej: przykład działań na linii E20 w Polsce (odcinek Rzepin-granica państwa)

Rafał T. Kurek

Zakład Taksonomii Roślin, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, 61-614 Poznań, ul. Umultowska 89.

Streszczenie. Praca dotyczy problemu ochrony zwierząt dziko żyjących w rejonie linii kolejowej E20 na obszarze Puszczy Rzepińskiej (Polska zachodnia). Linia kolejowa E20 jest częścią II paneuropejskiego korytarza transportowego (relacji: Moskwa-Berlin-Paryż) i stanowi najważniejsze połączenie kolejowe wschodniej i zachodniej Europy. Oceniono wpływ modernizacji 15 kilometrowego odcinka magistrali kolejowej na krajobraz i faunę oraz zaproponowano odpowiednie środki łagodzące jej oddziaływanie na żyjące tam i przemieszczające się zwierzęta, takie jak: jeleń (*Cervus elaphus*), sarna (*Capreolus capreolus*), dzik (*Sus scrofa*), lis (*Vulpes vulpes*), jenot (*Nyctereutes procyonoides*), borsuk (*Meles meles*), norka amerykańska (*Mustela vison*), kuna leśna (*Martes martes*), zając (*Lepus europeus*). W ramach tych działań zaproponowano lokalizację i parametry techniczne 3 przejść dla dużych ssaków leśnych, 7 przejść dla ssaków średnich i małych oraz budowę ogrodzenia ochronnego z siatki na całym leśnym odcinku linii.

Słowa kluczowe: magistrala kolejowa, ssaki, korytarze migracji, efekt bariery, środki łagodzące, przejścia dla zwierząt, ogrodzenia ochronne

1. Wstęp

Współczesna infrastruktura komunikacyjna – drogi szybkiego ruchu oraz magistralne linie kolejowe, oddziałują wszechstronnie na przyrodę terenów z nimi sąsiadujących. Intensywność, skala i ekologiczne znaczenie tego oddziaływania wynikają bezpośrednio z lokalizacji inwestycji, rozwiązań konstrukcyjnych oraz natężenia ruchu pojazdów. Negatywny wpływ linii kolejowych obejmuje przede wszystkim przerywanie ciągłości korytarzy migracyjnych (ekologicznych), uniemożliwienie lub utrudnianie przemieszczania się zwierząt w poprzek linii kolejowej oraz śmiertelność zwierząt w wyniku wypadków z pociągami.

Najpoważniejsze ekologiczne konsekwencje rozwoju infrastruktury kolejowej to uniemożliwienie swobodnego przemieszczania się zwierząt, czyli powstanie zjawiska bariery ekologicznej. W przypadku infrastruktury kolejowej efekt barierowy jest warunkowany głównie przez:

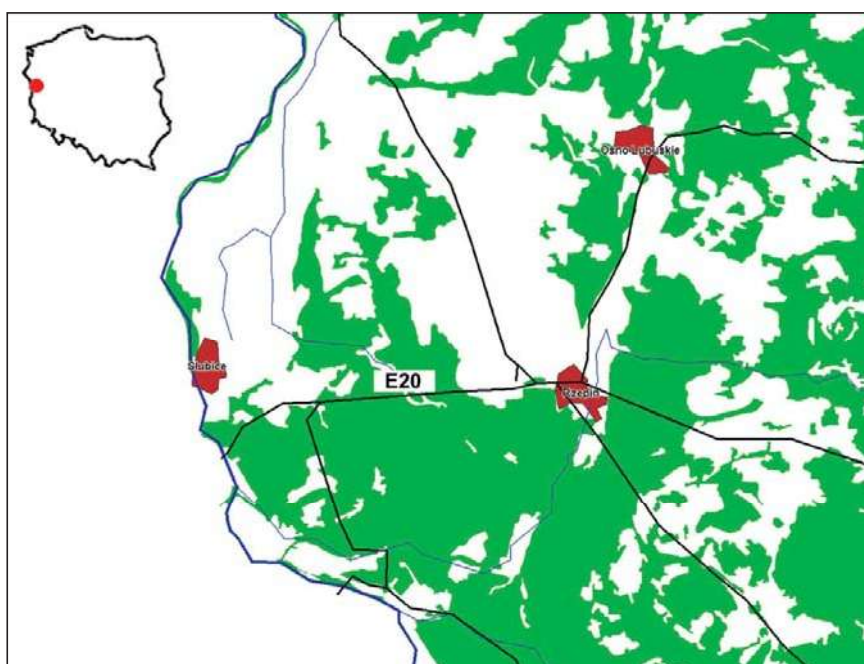
- sztuczne modyfikacje morfologii terenu (prowadzenie torowisk na nasypach i w wykopach);
- wprowadzanie ogrodzeń ochronnych;
- obecność obiektów infrastruktury pochodzenia antropogenicznego (torowisko, trakcja elektryczna, urządzenia sterowania);
- usuwanie roślinności z obszaru torowisk i wymiana gruntów;
- emisje hałasu i emisje świetlne.

Stosowane obecnie metody ochrony dzikich zwierząt w zasięgu linii kolejowych są podobne, jak w przypadku dróg i można je podzielić na 3 zasadnicze typy: (i) zapobieganie konfliktom prze-

biegu nowej linii z lokalizacją miejsc siedliskowych i korytarzy migracyjnych przez odpowiednie planowanie przebiegu; (ii) minimalizacja skutków fragmentacji środowiska i efektów oddziaływania barier ekologicznych przez budowę przejść dla zwierząt; (iii) zmniejszanie śmiertelności zwierząt na drogach i liniach kolejowych przez budowę ogrodzeń ochronnych, stosowanie aktywnych i pasywnych odstraszaczy.

2. Obszar badań

Linia kolejowa E20 jest częścią II paneuropejskiego korytarza transportowego (relacji: Moskwa-Berlin-Paryż) i stanowi najważniejsze połączenie kolejowe wschodniej i zachodniej Europy. Polski odcinek linii E20 został w większości zmodernizowany z dostosowaniem do ruchu szybkich pociągów pasażerskich. Przedmiotem analiz był 15-kilometrowy odcinek tej linii przebiegający prawie w całości przez zwarty kompleks leśny Puszczy Rzepińskiej, pomiędzy miejscowościami Rzepin a Kunowice (przejście graniczne do Niemiec) (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań

3. Metody badań

Analizy przyrodnicze prowadzone były w dwóch zasadniczych etapach: (i) waloryzacja krajobrazu pod kątem przydatności do potrzeb migracji fauny; (ii) określenie lokalizacji obszarów konfliktowych na przebiegu linii kolejowej.

3.1. Waloryzacja krajobrazu

Inwentaryzację i waloryzację obszaru przylegającego do linii kolejowej wykonano w pasie szerokości 1 km pod kątem jego przydatności dla migracji fauny. Teren podzielono na powierzchnie wielkości 100 x 100 metrów, dla których określono następujące cechy:

- obecność leśnej formacji roślinnej > 75%
- stopień zwarcia drzewostanu > 60%

- drzewostan wielowarstwowy
- drzewostan wielogatunkowy
- brak bezleśnych luk > 100 m
- brak terenów zabudowanych
- brak dróg publicznie dostępnych
- brak infrastruktury związanej z obsługą linii kolejowej
- brak ponadnormatywnych emisji świetlnych i akustycznych (źródła spoza ruchu kolejowego)
- obecność naturalnych cieków i zbiorników wodnych
- obecność cieków wodnych o długości > 500 m
- obecność zagłębień terenu o długości > 500 m nie związanych bezpośrednio z ciekami wodnymi
- teren pagórkowaty o znacznych deniwelacjach.

Dla każdej powierzchni przyznawano 1 punkt za obecność danej cechy lub 0 punktów za jej brak. Maksymalna liczba punktów wynosiła 13 zaś minimalna 0. Obszary o największej liczbie punktów uznano za posiadające najlepsze cechy krajobrazu dla spełniania funkcji migracyjnych fauny w analizowanym obszarze.

3.2. Określenie lokalizacji obszarów konfliktowych

Obszary o najlepszych cechach krajobrazowych poddano dalszej weryfikacji pod kątem szczegółowej lokalizacji obszarów konfliktowych. W tym celu wykorzystano następujące dane:

- przebieg leśnych korytarzy migracyjnych fauny o znaczeniu ponadlokalnym (regionalnym, krajowym, międzynarodowym)
- przebieg lokalnych szlaków migracyjnych fauny
- skład gatunkowy i rozmieszczenie fauny w analizowanym obszarze
- topografię terenu sąsiadującego z torowiskiem (w szczególności nasypy wyższe od 6 m i wykopy głębsze niż 4 m)
- zidentyfikowane obszary kolizji ze zwierzętami.

Weryfikację i ocenę przeprowadzono w sposób jakościowy wykorzystując analizą wielokryterialną z zastosowaniem wnioskowania eksperckiego, wybierając w efekcie obszary o najkorzystniejszych cechach.

4. Wyniki

4.1. Fauna – skład gatunkowy, rozmieszczenie

Na badanym obszarze występują następujące gatunki ssaków: jeleń (*Cervus elaphus*), sarna (*Capreolus capreolus*), dzik (*Sus scrofa*), lis (*Vulpes vulpes*), jenot (*Nyctereutes procyonoides*), borsuk (*Meles meles*), norka amerykańska (*Mustela vison*), kuna leśna (*Martes martes*), zając (*Lepus europeus*).

Najwyższe zagęszczenie populacji kopytnych występuje w obszarach położonych na północ od linii kolejowej i znacząco spada w miarę zbliżania się do linii infrastruktury, osiągając minimum po południowej stronie torowiska.

4.2. Korytarze migracyjne

Obszar Puszczy Rzepińskiej uwzględniony został w polskiej koncepcji sieci ekologicznej ECONET, w której ma status obszaru węzłowego o znaczeniu krajowym (Liro 1998). Analizowany fragment Puszczy Rzepińskiej został też włączony do systemu korytarzy ekologicznych sieci Natura

2000 (Jędrzejewski i in. 2005). Posiada status korytarza o znaczeniu krajowym i pełni kluczową funkcję w łączności regionalnej sieci, w tym szczególnie dla następujących obszarów projektowanych jako ostoje sieci: Ujście Warty, Łęgi Słubickie, Ujście Ilanki i Dolina Pliszki. Korytarz ekologiczny, którego fragment stanowi Puszcza Rzepińska pełni również ważną rolę dla spójności sieci Natura 2000 w wymiarze międzynarodowym – stanowi uzupełnienie dla głównego korytarza łączącego ostoje północnej Polski z lasami Brandenburgii.

4.3. Wpływ linii kolejowej E20 na populacje dziko żyjących zwierząt w Puszczy Rzepińskiej

Negatywne oddziaływanie linii kolejowej obejmuje:

- przecięcie ciągłości korytarza migracyjnego o znaczeniu krajowym na odcinku: przejazd kolejowy w miejscowości Gajec-stacja kolejowa oraz w miejscowości Kunowice – szczególnie zagrożone gatunki to: jeleń i dzik;
- przecięcie ciągłości lokalnych szlaków migracyjnych dla dużych i średnich ssaków leśnych na trzech odcinkach – szczególnie zagrożone gatunki to: dzik, jeleń, sarna, borsuk, lis;
- śmiertelność osobników wynosząca u niektórych gatunków do kilkunastu procent liczebności całkowitej lokalnych populacji – szczególnie zagrożone gatunki: dzik, jeleń, sarna, borsuk, lis.

Spodziewane długofalowe skutki ekologiczne funkcjonowania linii kolejowej E20 na analizowanym odcinku w warunkach utrzymania lub wzrostu obecnego poziomu ruchu pociągów:

- genetyczna izolacja populacji kopytnych bytujących po północnej i południowej stronie torów kolejowych;
- poważne utrudnienie możliwości migracji o dużym zasięgu, szczególnie dla gatunków rzadkich i chronionych – wilk, łoś;
- stopniowy spadek liczebności jelenia i dzika w pasie 500 m po północnej i południowej stronie torów;
- stopniowy spadek liczebności jelenia w całym fragmencie kompleksu leśnego po południowej stronie torów;
- gwałtowny wzrost wypadkowości z udziałem jelenia i dzika w okresie późnej jesieni i wiosny oraz z udziałem jelenia, dzika, sarny, lisa w okresie śnieżnych zim.

4.4. Działania służące minimalizacji negatywnego wpływu linii kolejowej E20 na populacje dziko żyjących zwierząt

Optymalne działania minimalizujące negatywne oddziaływanie linii kolejowej E20 na odcinku Rzepin-Kunowice to:

- budowa 3 przejść spełniających wymogi dużych ssaków leśnych, w tym: 2 przejścia górne w postaci zielonych mostów oraz 1 przejście dolne w postaci wiaduktu w nasypie;
- budowa 7 przejść spełniających wymogi ssaków średnich i małych zrealizowane jako zmodyfikowane ogrodzenia ochronne na wybranych odcinkach (przejścia po powierzchni torów);
- budowa ogrodzenia ochronnego z siatki na całym leśnym odcinku linii.

4.4.1. Lokalizacja obiektów

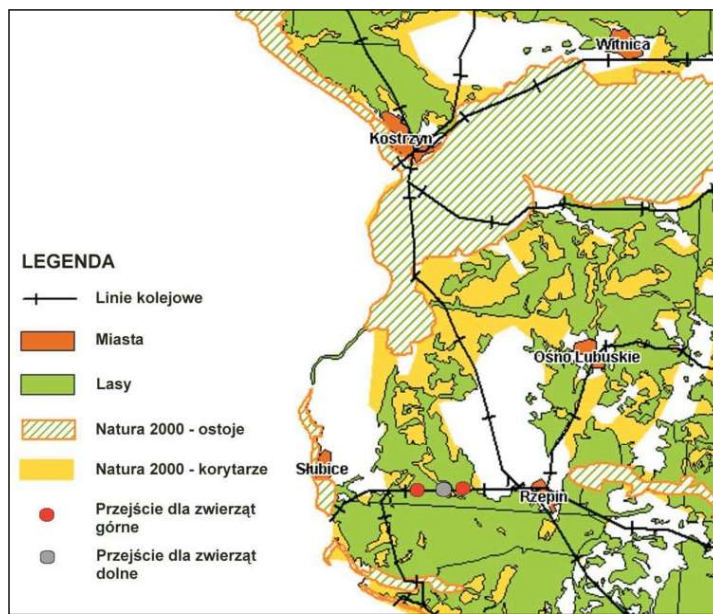
Lokalizacja konstrukcji została ustalona jako optymalna wypadkowa 2 grup czynników:

- przyrodniczej waloryzacji obszarów siedliskowych przecinanych przez linię kolejową oraz przebiegu korytarzy migracyjnych fauny o znaczeniu międzynarodowym, krajowym, regionalnym i szlaków migracyjnych o znaczeniu lokalnym;
- stopnia kolizji z istniejącą infrastrukturą – szczególnie z siecią trakcyjną i urządzeniami sterowania ruchem.

Jednoczesne uwzględnienie wyżej wymienionych czynników doprowadziło do wyznaczenia lokalizacji spełniających optymalnie potrzeby ekologiczne i odznaczających się możliwe najmniejszym poziomem kolizji z istniejącą infrastrukturą. Nie ma możliwości całkowitego uniknięcia kolizji, gdyż większość obiektów kolizyjnych ma charakter liniowy i przebiega na całej długości analizowanego odcinka linii kolejowej.

Przejścia dla zwierząt powinny mieć następującą lokalizację (rys. 2, 3 i 4):

- przejście górne (zielony most I) – 466,778 km
- przejście górne (zielony most II) – 470,199 km
- przejście dolne (wiadukt w nasypie) – 467,241 km.



Rys. 2. Lokalizacja planowanych przejść dla zwierząt oraz rozmieszczenie sieci Natura 2000



Rys. 3. Usytuowanie przejścia górnego na 466,778 km (Fot. R. Kurek)

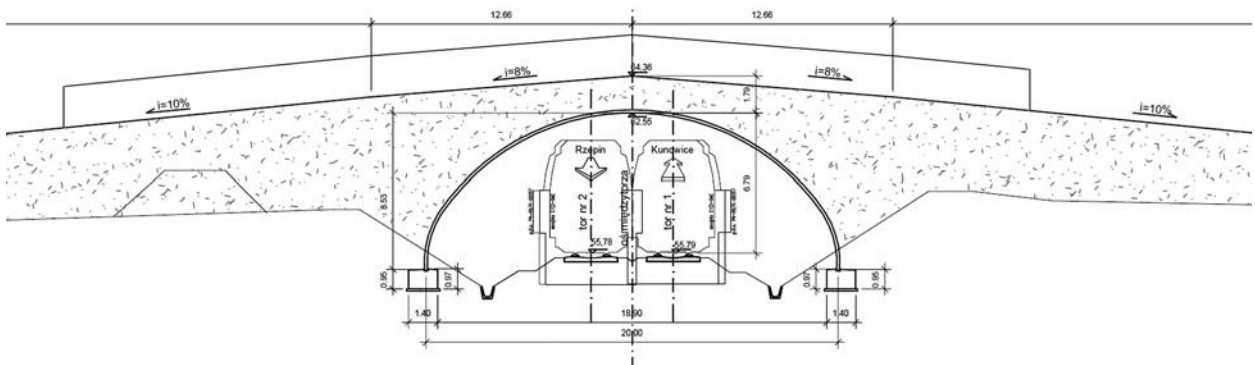


Rys. 4. Miejsce lokalizacji przejścia górnego na 470,199 km (Fot. R. Kurek)

4.4.2. Parametry techniczne i cechy konstrukcyjne obiektów

Przejścia górne (rys. 5):

- przejście w postaci wiaduktu nad torami, położonego pomiędzy słupami trakcji, nad linią głównego zasilania;
- szerokość efektywna przejścia w najwęższym miejscu – 40 m;
- powierzchnia przejścia rozszerzająca się płynnie, lejkowato w kierunku najść;
- maksymalny kąt nachylenia powierzchni przejścia oraz kąt nachylenia powierzchni na najściach – 10%;
- odtworzenie naturalnego pokrycia terenu na powierzchni przejścia i na najściach – minimum 80 cm warstwa ziemi w tym 50 cm gleby urodzajnej;
- kształtowanie trawiastej pokrywy roślinnej na powierzchni przejścia z kępami krzewów i wyższych bylin, dopuszczenie możliwości naturalnej dyspersji gatunków;
- zastosowanie ogrodzeń ochronnych na zewnętrznych krawędziach przejścia – ogrodzenia połączone z całym systemem ogrodzeń;
- zastosowanie osłon akustycznych i antyolśnieniowych w postaci lekkiej konstrukcji drewnianej.



Rys. 5. Przekrój poprzeczny (wzdłuż osi obiektu) planowanych przejść górnych

Przejście dolne:

- przejście w postaci wiaduktu pod torami w zasięgu nasypu;
- wysokość efektywna przejścia – 5 m;
- szerokość efektywna przejścia – 20 m;
- konstrukcja 1-przęsłowa;
- zachowanie cieku wodnego (strumienia) w niezmienionym przebiegu i niezmienionej fizjonomii koryta pod powierzchnią i w okolicy przejścia;
- zachowanie lub odtworzenie naturalnego pokrycia terenu pod przejściem - co najmniej 80 cm warstwa ziemi w tym 50 cm urodzajnej gleby;
- kształtowanie trawiastej pokrywy roślinnej pod powierzchnią przejścia z pojedynczymi większymi bylinami i krzewami, dopuszczenie naturalnej dyspersji gatunków;
- połączenie wejść z systemem ogrodzeń ochronnych.

4.4.3. Ogrodzenia ochronne

Projektowane ogrodzenia ochronne posiadają następujące cechy i parametry (rys. 6):

- wysokość nominalna – 240 cm;
- siatka musi posiadać zmienną wielkość oczek – zmniejszającą się ku dołowi;
- siatka musi być zakopana pod powierzchnię ziemi na głębokość 30 cm;

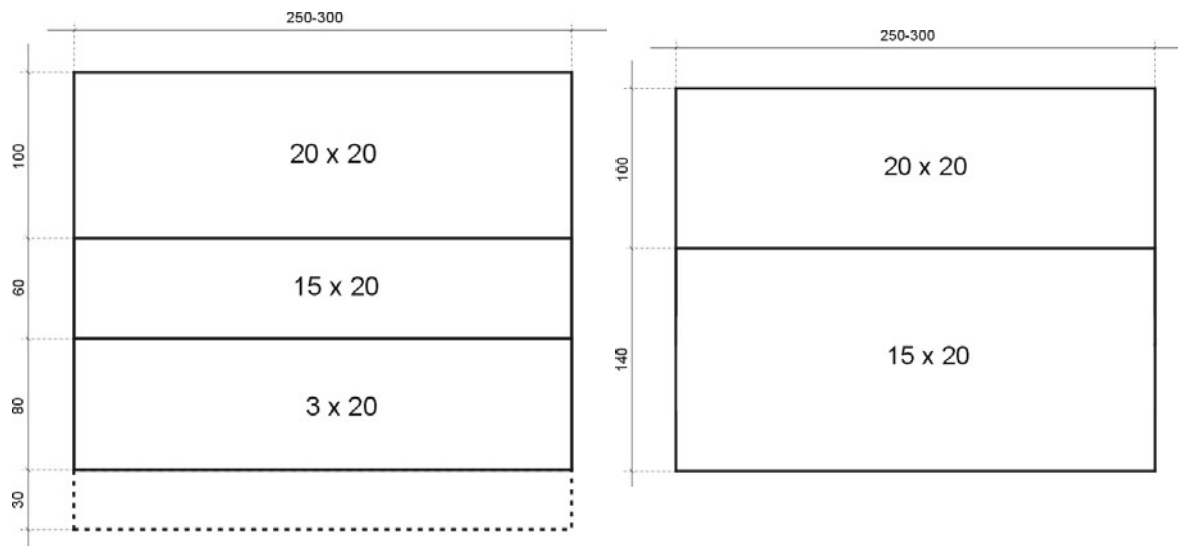
- wykonanie solidnego fundamentowania słupów zapewniających możliwość silnego naciągu siatki oraz zapewniających stabilność pionową konstrukcji – zaleca się, by dopuszczalne odchylenia od pionu nie przekraczały 1 cm;
- rozstaw słupów nie powinien przekraczać 300 cm;
- ogrodzenie powinno być prowadzone wzdłuż linii prostych ew. z łagodnymi łukami o promieniu nie przekraczającym 15°.

Ze względu na potrzeby migracji średnich i małych ssaków (głównie gryzonie i zające), płazów, gadów i bezkręgowców, które nie będą mogły być w pełni zaspokojone przez budowę wiaduktów dla dużych ssaków, proponuje się modyfikację zasadniczego typu (opisanego powyżej) ogrodzeń ochronnych, na wybranych odcinkach linii (rys. 6). Modyfikacje te będą spełniały funkcje przejść po powierzchni torów.

Modyfikacje te zapewnią możliwość w miarę swobodnego przekraczania ogrodzeń przez ww. grupy zwierząt. Ze względu na małe wymiary ciała, zwierzęta te nie stanowią żadnego zagrożenia dla bezpieczeństwa ruchu kolejowego w przypadku kolizji. Śmiertelność ww. grup zwierząt w warunkach przewidywanego natężenia ruchu pociągów powinna być bardzo niska.

Istotne różnice parametrów ogrodzeń zmodyfikowanych w stosunku do zasadniczego typu:

- dolna krawędź siatki położona na poziomie gruntu – bez zakopywania pod powierzchnię;
- powiększona wielkość oczek siatki w dolnej części ogrodzenia.



Rys. 6. Schemat modułów ogrodzeń: zasadniczego (po lewej) i zmodyfikowanego (po prawej) do potrzeb migracji małych ssaków

4.5. Kolizje z istniejącą infrastrukturą

Budowa przejść dla zwierząt przy liniach kolejowych w postaci przejść górnych wiąże się z szeregiem kolizji z istniejącą infrastrukturą związaną z obsługą ruchu kolejowego. Kolizje te wpływają w istotny sposób na dobór parametrów i cech konstrukcyjnych planowanych przejść. Kolizje dotyczą w szczególności:

- sieci trakcyjnej – odległość pomiędzy słupami trakcji wymusza ograniczoną szerokość maksymalną przejść górnych; wysokość zawieszenia drutów napięciowych oraz linonośnych wymaga dostosowania skrajni przejść górnych, co wiąże się ze znaczną wysokością powierzchni przejść i dużym wyniesieniem ponad otaczający teren;
- ruchu pociągów – budowa przejść odbywa się zwykle bez wstrzymywania planowanego ruchu pociągów, co wymusza odpowiednie, bezkolizyjne prowadzenie prac montażowych i wybór takiego rozwiązania konstrukcyjnego, które będzie możliwe do montażu z terenu sąsiadującego z torowiskiem;

- odwodnień liniowych torowisk – rozpiętość projektowanych przejść górnych musi zostać zwiększona tak, by uwzględnić przejście ponad rowami odwodnień.

Dodatkowym utrudnieniem przy projektowaniu przejść dla zwierząt jest konieczność zachowania bezpiecznych odległości od poszczególnych składowych infrastruktury kolejowej, co jest regulowane szczegółowymi przepisami o warunkach skrajni przy liniach kolejowych.

W trakcie projektowania przejść dla zwierząt na omawianym odcinku linii E20 przeprowadzono analizy przyrodniczo-budowlane dla różnych typów konstrukcyjnych przejść uwzględniając uwarunkowania ekologiczne, techniczne i finansowe. Analizy wykazały, że optymalnym rozwiązaniem będzie budowa przejść górnych („zielonych mostów”) o szerokości minimalnej 40 m, o konstrukcji stalowej, z blach wysoko profilowanych. Montaż konstrukcji będzie odbywał się w warunkach prowadzenia ruchu pociągów (z wyłączeniem zasilania i wprowadzeniem trakcji spalinowej) poprzez nasuwanie kolejnych warstw płaszcza stalowego z obszaru położonego poza torowiskiem.

Budowa dolnych przejść dla zwierząt w nasypach kolejowych pozbawiona jest kolizji wyżej opisanych i stanowi tym samym najlepsze rozwiązanie konstrukcyjne dla linii, które są nowo budowane lub poddawane gruntownej przebudowie. Istotne jest rozpoczęcie realizacji takich przejść na odpowiednio wczesnym etapie, kiedy przebudowywane są nasypy i obszar podtorza, przed etapem montażu infrastruktury ruchu kolejowego. W przypadku planowania przejść dolnych przy istniejących liniach kolejowych, które nie będą przebudowywane i na których prowadzony będzie ruch pociągów należy liczyć się z ogromnymi utrudnieniami, które wymagają dodatkowych czynności technologicznych i znacząco podnoszą koszty realizacji obiektów. Budowa planowanego przejścia dolnego przy linii kolejowej E20 wymagałaby całkowitej rozbiórki nasypu w miejscu lokalizacji obiektu, rozbiórki sieci trakcyjnej i pozostałych instalacji sterowania ruchem, całkowitego zatrzymania ruchu pociągów na obu torach na okres kilkunastu tygodni lub prowadzenia ruchu pociągów po jednym torze z zastosowaniem odpowiednich, skomplikowanych zabezpieczeń. Szacowany, łączny koszt budowy takiego przejścia wraz z kosztami usuwania kolizji, spowodował, że zastosowanie takiego typu konstrukcji uznano za niemożliwe aktualnie do realizacji.

Literatura

- Canters K.A., Piepers A.A.G. & Hendriks-Heersma D. (Eds.) (1997). *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17-21 September 1995, Maastricht and The Hague, the Netherlands. Directorate-General for Public Works and Water Management, Delft.
- Iuell L., Bekker G. J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlavac V., Keller V. B., Rosell C., Sangwine T., Torslov N., Wandall B., & le Maire (Eds.). (2003). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. KKNV Publishers.
- Jędrzejewski W. et al. (2005). *Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce*. Opracowanie na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Mysłajek R., Stachura K. & Zawadzka B. (2006). *Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dziko żyjących zwierząt*. Wydanie II. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- Pfister H.P., Keller V., Reck H. & Georgii B. (Eds.) (1997). *Bio-oekologische Wirksamkeit von Gruenbruecken ueber Verkehrswege*. Forschung Strassenbau und Strassenverkehrstechnik, Heft 756. Bundesministerium für Verkehr, Bonn.
- Voelk F., Glitzner I. & Woess M. (2001). *Kostenreduktion bei Gruenbruecken durch deren rationellen Einsatz. Kriterien, Indikatore, Mindeststandards*. Strassenforschung, Heft 513, Bundesministerium fuer Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Zasada działania atrapy bodźców kluczowych zastosowanej w urządzeniu UOZ-1 wypłaszającym zwierzęta z torów kolei szybkiego ruchu

Simona Kossak

Zakład Lasów Naturalnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, 17-230 Białowieża

Streszczenie. W artykule przedstawiono etologiczne podstawy działania prototypowego urządzenia do odstraszenia dzikich zwierząt, zamierzających przekroczyć linię kolejową, po której poruszają się szybkie pociągi. Zwrócono uwagę na rolę narządów zmysłów (słuchu, wzroku, dotyku i węchu) oraz omówiono instynktowne zachowania zwierząt. Podstawowym zadaniem urządzenia jest „ostrzeżenie wyprzedzające”, czyli zmotywowanie zwierząt do opuszczenia aktualnego miejsca pobytu kilkadziesiąt sekund wcześniej, zanim zaistnieje rzeczywiste zagrożenie. Ostrzeżenie składa się z co najmniej minutowego ciągu naturalnych alarmująco-informacyjnych sygnałów dźwiękowych zaczerpniętych ze świata przyrody, wzbogaconych o kilka bodźców „nadnormalnych”.

Słowa kluczowe: zwierzęta, linie kolejowe, zachowanie instynktowne, bodźce kluczowe, urządzenie wypłaszające

1. Wprowadzenie

Od kilku lat prowadzone są szeroko zakrojone prace nad modernizacją głównych krajowych szlaków kolejowych. Polska przoduje w Europie pod względem bogactwa świata roślin i zwierząt, stąd wiele terenów, przez które będą przejeżdżać pociągi rozwijające szybkość stu kilkudziesięciu km/godz., są to parki narodowe i krajobrazowe, rezerwaty przyrody lub obszary należące do sieci NATURA 2000. Zgodnie z wymogami Unii Europejskiej każda planowana inwestycja musi uwzględniać interes przyrody. W tym konkretnym przypadku chodzi o zmniejszenie ryzyka kolizji dzikich zwierząt z pociągami, a równocześnie umożliwienie im w miarę normalnego funkcjonowania w środowisku. Dlatego plany modernizacji kolejnych odcinków przewidują wykonanie całego szeregu podtorowych przejść dla mniejszych zwierząt i obszernych przepustów dla dużych ssaków. Siłą rzeczy, głównie ze względu na bardzo znaczny koszt ich wykonania i na trudności techniczne, będą one rozmieszczone w dużych odległościach od siebie. Dlatego na newralgicznych dla zwierząt odcinkach linii, zwłaszcza na terenach zalesionych i chronionych prawem oraz tam gdzie przepustów nie da się wykonać, powinny być stosowane inne rozwiązania.

Przeciwdziałanie kolizji pociągu ze zwierzęciem, które weszło na torowisko jest łatwiejsze niż z samochodem na szosie, ponieważ: (i) w danym punkcie pociągi pojawiają się w ściśle określonym czasie; (ii) między kolejnymi przejazdami tor jest wolny i bezpiecznie można przechodzić na drugą stronę. Wystarczy odpowiednimi bodźcami zmotywować zwierzęta do nie wkraczania na nasyp lub do zejścia z niego na kilka chwil przed pojawieniem się rozpędzonego pociągu.

Żeby jednak skutecznie sterować zachowaniami zwierząt należy dysponować odpowiednią wiedzą z zakresu zoopsychologii. Jeżeli koncepcje „odstraszaczy” powstają w głowach laików lub w głowach przyrodników, którzy nie są specjalistami z dziedziny etologii (zoopsychologii), jeżeli

na to nałoży się chęć oszczędzania wydatków przez inwestora, to efekt łatwo przewidzieć – w praktyce urządzenia te są niewiele warte. Przykładem mogą być okrągłe kawałki folii odbijającej światło nadjeżdżającego pojazdu instalowane w naiwnej wierze, że zwierzęta przekonane, iż to świecą oczy drapieżników, będą się tego śmiertelnie bać.

W Zakładzie Lasów Naturalnych Instytutu Badawczego Leśnictwa [ZLN IBL] w Białowieży opracowano autorską koncepcję stymulowania pożądanych zachowań zwierząt, w całości opartą o osiągnięcia zoopsychologii. Założeniem atrapy bodźców kluczowych było: (i) wysoka skuteczność sygnałów emitowanych w wyznaczonym czasie i miejscu; (ii) przeciwdziałanie stopniowi wrażliwości zwierząt na emitowane bodźce; (iii) wyeliminowanie potrzeby stawiania ogrodzeń wzdłuż linii kolejowej, czyli tworzenia barier ekologicznych i fragmentacji środowiska życia dzikich ssaków.

Żeby wyjaśnić zasadę działania urządzenia, należy podać niezbędne informacje o zachowaniach dzikich zwierząt. Są one zawsze wypadkową przetwarzania przez system nerwowy szeregu równocześnie i z różnych kierunków napływających bodźców wzrokowych, słuchowych, węchowych, dotykowych i wielu innych.

2. Etologiczne podstawy działania odstraszaczy dzikich zwierząt

2.1. Narządy zmysłów

Zmysł słuchu jest analizatorem energii akustycznej. Z zespołu napływających fal dźwięków wyławia składniki, na których odbiór jest ewolucyjnie uwrażliwiony. Lokalizacja źródła dźwięku i jego odległości jest na ogół mniej dokładna, niż dokonywana za pomocą wzroku, jednak ssaki lokalizują je, co najmniej dwa razy precyzyjniej niż człowiek. Zakres (tony niskie i wysokie) i czułość odbierania fal dźwiękowych są natomiast wielokrotnie większe, niż to ma miejsce u ludzi.

Zmysł wzroku. Zdolność percypowania przez ssaki nieruchomych obiektów materialnych, szybkości przemieszczania się obiektów ruchomych, jak również oceny odległości i płynąca stąd zdolność budowania trójwymiarowego obrazu otoczenia w znacznej mierze zależy od sprawności widzenia (w szerokim zakresie oświetlenia), przy czym jedną z zasad jest widzenie stereoskopowe uzyskiwane dzięki parze oczu i ruchliwości głowy. Określenie odległości za pomocą innych narządów zmysłów ma mniejsze znaczenie (za wyjątkiem gatunków, które posługują się w tym celu np. echolokacją).

Zmysł dotyku jest zlokalizowany m.in. na miękkich, bogato unerwionych opuszkach kopyt, racic lub łap i odbiera drgania podłoża wywołane nie tylko ruchami skorupy ziemskiej, lecz również przemieszczaniem się innych zwierząt lub pojazdów.

Zmysł węchu u większości ssaków jest niebywale sprawny. Ponieważ jednak w procesie opracowywania teoretycznych podstaw emitera bodźców kluczowych został uznany za drugorzędny, nie wymaga omówienia, podobnie jak cały szereg innych zmysłów, jakimi zwierzęta dysponują.

2.2. Zachowania instynktowne

Wrodzone (instynktowne), dziedziczne formy zachowania się zwierząt powstały w wyniku ewolucyjnych przemian anatomiczno-fizjologiczno-psychicznych, jako odpowiedź istot żywych na sygnały płynące z otoczenia. Cały, niewyobrażalnie skomplikowany zespół wrodzonych zachowań poszczególnych gatunków i osobników sterowany jest trzema podstawowymi instynktami: zachowania życia, odżywiania się i rozmnażania.

W opracowaniu teoretycznych podstaw atrapy „bodźców kluczowych” bazowano na najsilniejszym z instynktów. Jest nim imperatyw podejmowania działań na rzecz zachowania życia. W przeciwieństwie do rozsądku (wyływającego z racjonalnej oceny sytuacji i z doświadczenia),

z niebywałą, „ślepą” siłą zmusza zwierzęta, by w większości sytuacji życiowych dążyły przede wszystkim do uniknięcia śmierci. Przymus zachowania życia w najprostszej formie przejawia się przez motoryczny odruch ucieczki wywołany odpowiednim bodźcem (sygnałem z otoczenia). W wolnej przyrodzie jest to najczęściej ucieczka przed innym zwierzęciem (pobratymcą, drapieżnikiem, człowiekiem) i przed zjawiskami abiotycznymi o dużym natężeniu (trzęsienia ziemi, lawiny skalne i śnieżne, wichura, fala powodziowa, pożar itp.).

Przystosowawczość pobudliwości zmysłowej i aktywności motorycznej polegająca na takim połączeniu receptora (narząd zmysłu) i reakcji obronnej (ucieczka, szukanie schronienia, a w ostateczności atak na wroga), żeby zwiększyć szanse zachowania życia, opiera się głównie na organizacji centralnego systemu nerwowego powstałej w toku ewolucji. Jest to aksjomat, którego nie wolno pominąć przy wszelkich próbach sterowania instynktownymi zachowaniami dzikich zwierząt.

2.2.1. Wrodzone mechanizmy wyzwajające bodźce kluczowe

Wiedza o potencjalnych możliwościach organów zmysłów, uzyskana w laboratoryjnych eksperymentach opartych z zasady o tresurę (proces uczenia lub wytwarzania odruchu warunkowego), która polega na sprzężeniu dowolnie wybranego bodźca z nagrodą lub z karą, odpowiada na pytanie: czy system nerwowy danego zwierzęcia w ogóle odbiera testowane sygnały. Pozytywna odpowiedź nie wystarcza jednak, by uzyskane wyniki automatycznie interpolować na zachowania dzikich zwierząt. Bez znajomości funkcjonowania danego gatunku w jego naturalnym środowisku, jako wysoce uwarunkowanego składnika określonej biocenozy, powiązanego ewolucyjnie szeregiem zależności z jej biotycznymi i abiotycznymi elementami, nie wolno zakładać, że analogiczne bodźce wywołą jakąkolwiek reakcję zwierząt. Na przeważającą część sygnałów płynących z naturalnego otoczenia zwierzęta nie reagują. Są one dla nich obojętne – nie pogarszają i nie poprawiają ich ekologicznej sytuacji. Jest to podstawowa właściwość zachowań wszystkich zwierząt (łącznie z człowiekiem).

W grupie bodźców wizualnych, najistotniejsze jest wychwycenie ruchu obserwowanego obiektu i ocena odległości. Ma to na celu głównie wstępne rozpoznanie zagrożenia. Kształt obiektu, jego wielkość i niekiedy barwa mają znaczenie drugorzędne. Z kolei, reakcja na dźwięk może być całkowicie niezależna od towarzyszącego mu obrazu. Przykładowo, głos alarmu wyzwala odruch ucieczki, mimo równoczesnego odbierania bodźców wzrokowych świadczących o całkowitym braku zagrożenia. Dzieje się tak, gdyż cechą zachowań instynktownych jest ich uzależnienie od jednego, lub najwyżej kilku sygnałów bodźcowych (kluczowych), wyławianych z równocześnie napływających, o wiele liczniejszych bodźców obojętnych, które nie pozostają w związku z sygnałem zagrożenia (np. brak związku ruchomego cienia rzucanego przez drzewo i szumu rzeki z napływającą wonią czającego się drapieżnika).

Uzależnienie reakcji zwierzęcia od ściśle określonego sygnału lub zestawu sygnałów (bodźców kluczowych) płynących ze świata zewnętrznego wynika z istnienia specjalnego mechanizmu nerwowo-zmysłowego. W zoopsychologii nosi on nazwę „wrodzony mechanizm wyzwajający”. Zależność zachowań instynktownych od bodźców kluczowych umożliwia prowokowanie pożądanych przez człowieka reakcji zwierząt przez podsuwanie im odpowiedniej atrapy. W przypadku bodźców wywołujących odruchową aktywność lokomotoryczną, niezbędna jest znajomość ekologicznego układu prześladowcy-prześladowani, funkcjonującego w środowisku bytowania danego gatunku.

Naturalne bodźce zmysłowe mówiące o zagrożeniu wyzwajają „łańcuch reakcji”. Są to: zwiększenie czujności, zaniepokojenie, strach i ucieczka. Wiele zachowań pozornie bardzo prostych (wśród nich ucieczka) składa się w rzeczywistości z łańcucha oddzielnych reakcji, z których każda zależy od określonego zestawu bodźców kluczowych. Niebywale ważna przy tym jest ich konfiguracja, kompatybilna w zakresie jakości, natężenia i czasu trwania z ciągiem reakcji psychofizycznych zwierzęcia. Oznacza to, że bodźce, na które zwierzę reaguje, nie są prostymi, wymiernymi-

mi jednostkami. Wraz z odpowiednią ich konfiguracją pojawia się nowa jakość i dopiero ona – jak klucz dopasowany do zamka – wyzwala konfiguracyjny łańcuch reakcji. Mówimy wtedy o „całościowej sytuacji bodźcowej aktywizującej motywację”. Dotyczy to w dużym stopniu wszelkich bodźców, nie tylko związanych z ochroną życia.

Zazwyczaj pierwszą wskazówką łańcuchowego charakteru odpowiedzi jest nagłe przerwanie jej biegu. W naturalnych warunkach, jeśli odpowiedź nastąpiła w rezultacie pomyłki, zwierzę szybko przestaje reagować na w dalszym ciągu napływające bodźce; na przykład: pierwsze krople deszczu płoszą ryby pływające tuż pod powierzchnią wody, a po kolejnych kilku minutach trwania opadu, ryby obojętnieją i powracają do przerwanych czynności. Powtarza się bowiem tylko jeden sygnał (monotonia), czyli brak jest konsekwentnego następstwa w łańcuchu bodźców kluczowych generujących instynktowną ucieczkę: bodziec A – reakcja A (zwiększenie uwagi, czujność), bodziec B – reakcja B (fizjologiczna gotowość do ucieczki), bodziec C – reakcja C (ucieczka na bezpieczny dystans), bodziec D lub zanik bodźców – reakcja D (przerwanie ucieczki i wygaśnięcie emocji). Mówiąc inaczej, zmiana miejsca pobytu jest spontanicznym zachowaniem wywołanym zaistnieniem sekwencji zdarzeń zgodnej z określonym wzorcem, o konkretnych cechach organizacyjnych wewnętrznie uporządkowanych w logiczny ciąg.

2.2.2. Wyzwalacze socjalne i międzygatunkowe

Całościowa sytuacja bodźcowa nie tylko wyzwala reakcję, ale także ukierunkowuje ją w zależności od charakterystyki otoczenia. Na otwartej przestrzeni jest to oddalanie się od źródła sygnałów, a w przypadku zwierząt leśnych opuszczenie otwartej przestrzeni i dążenie do ukrycia się pod osłoną roślinności. Ważną rolę gra tu też zjawisko szeroko rozumianej „mnemotaksji” – usunięcia się „z byle powodu” z miejsca wcześniej zapamiętanego jako niebezpieczne w stronę znanych, bezpiecznych schronień. Z biegiem czasu (powtarzania się sytuacji) może pojawić się pamięciowo wyrobiony odruch podwyższonej gotowości do ucieczki przy wkraczaniu na określony teren lub już przy pierwszym bodźcu z łańcucha wyzwalaczy reakcji.

Gotowość ta, sygnalizowana zachowaniem ostrzegawczym (odpowiednią pozą, ruchem, mimiką lub głosem), może być przekazywana pobratymcom. Jest to tzw. wyzwalacz socjalny – reakcja osobników przebywających w odpowiedniej odległości od siebie następuje w efekcie otrzymania informacji, czyli ostrzeżenia ze strony innego zwierzęcia, a nie bodźca płynącego ze środowiska (etologia zna przykłady, że dystans ten może sięgać dziesiątków kilometrów). Wymiana informacji, naśladownictwo i uczenie się przez naśladownictwo są zjawiskami powszechnymi, zwłaszcza u zwierząt wyżej zorganizowanych (ptaki i ssaki). Wiele wrodzonych reakcji lękowych wyzwalanych jest bodźcami ostrzegawczymi wysyłanymi przez bardziej doświadczone (rodzice), najczujniejsze lub wrażliwsze osobniki. Osobnik pobudzony sygnałem niebezpieczeństwa instynktownie reaguje odpowiednim zachowaniem lub wydając okrzyk alarmu. Pozytywny skutek odkrycia wroga, czyli uratowanie życia przez wszystkich członków grupy lub zminimalizowanie strat, uzależniony jest od szybkości reakcji najczujniejszych osobników.

Etologia zna wiele przykładów celowej lub mimowolnej kooperacji zwierząt w ochronie przed wrogiem również na poziomie międzygatunkowym (ptaki-ptaki, ssaki-ssaki, ptaki-ssaki). Najczęściej są to: przemienne stróżowanie i emisja sygnałów informacyjno-alarmujących (wyzwalacze międzygatunkowe). Wiele zwierząt wydaje dwa różne okrzyki alarmu; jeden na widok drapieżnika, który jeszcze nie atakuje, ale stanowi potencjalne zagrożenie, drugi zaś w przypadku nagłego ataku. Reakcją grupową na pierwszy jest podwyższenie czujności, reakcją na drugi szybkie oddalenie się wszystkich osobników od źródła zagrożenia lub szukanie dogodnego schronienia.

Streszczając: sygnał (wyzwalacz socjalny lub międzygatunkowy) podany przez najbardziej spostrzegawcze zwierzę wyzwala reakcję kolejnych osobników tego samego lub innego gatunku.

2.2.3. „Nadnormalne” bodźce kluczowe

Badając wartości wyzwalające, jakie niesie każdy bodziec zmysłowy, ma się do czynienia z występowaniem jego zmiennych wartości progowych. Zmienna wartość progowa bodźca o stałym natężeniu przejawia się nasileniem lub osłabieniem wewnętrznej motywacji zwierzęcia do przejawienia ukierunkowanej aktywności. Na przykład: zachowania łowieckie drapieżnika na widok potencjalnej ofiary stymulowane są stopniem jego wygłodzenia, zachowania rujowe – poziomem hormonów płciowych.

Jedynym zachowaniem instynktownym, które nie ma zmiennej wartości progowej wywołanej czynnikami wewnętrznymi (w organizmie zwierzęcia) jest ochrona życia. Pod warunkiem jednak, że bodziec zwiastuje niebezpieczeństwo tak realne, że nie może wystąpić efekt przyzwyczajenia się („uodpornienia”, „znieczulenia”). Przykładem „uodpornienia” się zwierząt na bodziec początkowo wyzwalający odruch ucieczki jest strach na wróble, na którym wysiadują ptaki, widok sarn pasących się przy torach w czasie przejazdu pociągu, czy wspomniane już zachowanie się ryb w czasie deszczu.

Badania eksperymentalne prowadzone na różnych gatunkach ptaków i ssaków wykazały możliwość skonstruowania bodźców o nadnormalnej sile wyzwalania instynktownych reakcji badanych osobników. Znalazło to potwierdzenie w obserwacjach prowadzonych na dzikich zwierzętach bytujących w warunkach naturalnych. Do tej grupy bodźców należą zwłaszcza pewne cechy fizyczne zwierząt (wabiki i odstraszacze) i elementy zachowań łowieckich i pasożytniczych. Bodźce nadnormalne działają efektywniej niż sygnały typowe, które nie zawsze są optymalne, dzięki czemu drapieżniki odnoszą sukcesy łowieckie i zdobywają pokarm.

2.2.4. Czas reakcji, dystans ucieczki, dystans ataku

Czas upływający między pojawieniem się pierwszego sygnału z łańcucha bodźców kluczowych a reakcją zwierzęcia jest specyficzny dla gatunku, konkretnego osobnika i sytuacji zewnętrznej. W przypadku zachowań ratujących życie szybkość kontr-działania potencjalnej ofiary ma ścisły, ewolucyjnie wytworzony związek z zachowaniami agresorów i prędkością rozwijaną przez zespół gatunków antagonistycznych bytujących w danej strefie klimatycznej. Liczy się ona od setnych ułamków sekund (atak sokołów na ptaki) po dziesiątki sekund (duże drapieżniki polujące na roślinożerców). Czas potrzebny drapieżnikowi na przebycie określonego odcinka przestrzeni dzielącego go od ofiary jest jej instynktownie (i z doświadczenia) znany, więc ona swą lokomotoryczną aktywność – moment rozpoczęcia i szybkość ucieczki – dostosowuje do sytuacji.

Przy prędkości rozwijanej przez nienaturalnego prześladowcę (samolot, samochód lub pociąg), osobnik stojący na drodze często zdaje się reagować z wyraźnym opóźnieniem – zespół instynktownych zachowań wszystkich zwierząt wyposażony jest bowiem w tzw. dystans ucieczki. Jest to relatywnie niezbyt duża odległość od agresora, przy której dopiero pojawia się zagrożenie życia (możliwość dogonienia i zaatakowania). Jest to niebywale pragmatyczne zachowanie; ucieczka podjęta za wcześnie jest całkiem zbytecznym marnowaniem energii, zbyt późno – kończy się śmiercią. Wystąpienie wrodzonego łańcucha reakcji: zauważenie, zainteresowanie przechodzące w lęk, fizjologiczna mobilizacja do wykonania ruchu, a na koniec zubożenie, jeśli obiekt został zakwalifikowany do grupy „niegroźnych” lub przeciwnie, rozpoznanie wroga i ucieczka, często wymaga więcej czasu niż potrzebuje pojazd na pokonanie dystansu dzielącego go od „ofiary”. Dodatkowo, na opóźnienie momentu rozpoczęcia ucieczki we właściwym kierunku (w bok od linii przesuwania się pojazdu) wpływa sam rodzaj bodźców – nie należą one do grupy instynktownych wyzwalaczy akcji ratowania życia. Również sam ruch pojazdu jest zasadniczo inny niż poruszanie się naziemnych wrogów naturalnych. Zbliża się on z jednostajnie wielką prędkością, podczas gdy drapieżniki dużą odległość od potencjalnych ofiar pokonują etapami – początkowo jest to marsz, następnie stopniowe, z przerwami, zbliżanie się z wykorzystywaniem osłon naturalnych i dopiero po maksymalnym skróceniu odległości (dystans ataku charakterystyczny dla danego gatunku łowcy) rozwi-

janie maksymalnej szybkości. Potencjalna ofiara, która w porę zauważyła prześladowcę, ma czas na obserwację i podjęcie decyzji o ucieczce w optymalnym momencie zanim prześladowca rozwinię pełną szybkość. Mówiąc krócej, na tym samym dystansie, narastanie zagrożenia ze strony innego zwierzęcia jest znacznie wolniejsze niż narastanie zagrożenia ze strony szybko jadącego pojazdu mechanicznego. Tu leży główna przyczyna kolizji zwierząt z szybko jadącymi samochodami i pociągami, a nigdy z rowerzystami, z zaprzęgami konnymi, a nawet z ciągnikami rolniczymi. Mówiąc inaczej, pojazd pokonuje znaczny dystans w tak krótkim czasie, że system nerwowy „prześladowanego” nie nadąża z wydaniem kolejnych poleceń: „jest daleko, obserwuj” „rozpoznaj”, „uciekaj!”. W tej sytuacji może nastąpić ostatnia instynktowna próba ratowania życia (klasyczne zachowanie „szczura zagonionego w kąt”). Gdy za późno już na cokolwiek innego, „ofiara” przyjmuje wyzwanie i z determinacją broni życia: np. żubr albo łoś atakuje czołowo nadjeżdżającą lokomotywę lub samochód.

2.3. Zasada działania atrapy wyzwalającej odruch ucieczki zwierząt

Po uwzględnieniu wyżej opisanych uwarunkowań zachowań dzikich zwierząt, w ZLN IBL opracowano i zarejestrowano na płycie CD autorski prototyp atrapy „łańcucha bodźców kluczowych”. Jej jedynym zadaniem jest „ostrzeżenie wyprzedzające”, czyli zmotywowanie zwierząt roślinożernych i drapieżników do opuszczenia miejsca aktualnego pobytu kilkadziesiąt sekund wcześniej, zanim zaistnieje rzeczywiste zagrożenie.

Sporządzono trzy, nieco się różniące, warianty „łańcucha bodźców kluczowych”. Każdy składa się z co najmniej minutowego ciągu naturalnych ostrzegawczo-alarmująco-informacyjnych sygnałów dźwiękowych zaczerpniętych ze świata przyrody, wzbogaconych o kilka bodźców „nadmaturalnych”. Ich konfiguracja pod względem rodzaju, czasu trwania i wewnętrznej logiki jest zgodna z sekwencją dźwięków ostrzegawczych towarzyszących narastaniu zagrożenia, aktom agresji wewnątrzgatunkowej i akcjom łowieckim drapieżników oraz śmierci zwierząt różnych gatunków. Czas trwania każdej z sekwencji jest kompatybilny z czasem występowania kolejnych psychofizycznych reakcji osobników płoszonych. Przy sporządzaniu atrapy żadne zwierzę nie było celowo szczute, dręczone i nie zostało celowo zabite.

Znajomość zastosowanych w atrapie bodźców akustycznych jest utrwalona w podłożu genetycznym ptaków i ssaków (jeleniowatych, dzików, zajęcy oraz małych i dużych drapieżników). Do jej skutecznego działania nie jest wymagany proces sztucznego uwarunkowania (tresowania) zwierząt, co byłoby i tak niewykonalne. Zastosowane bodźce akustyczne prowokują wydawanie głosów ostrzegawczych przez „prawdziwe” zwierzęta, co dodatkowo uwiarygodnia atrapę.

Sekwencja kolejnych sygnałów ostrzegających następuje bezpośrednio po emisji dźwięków atrapy i pochodzi bezpośrednio ze środowiska. Są to: stopniowo nasilające się drganie ziemi oraz odgłosy i widok zbliżającego się pociągu. Jest to materialne uwiarygodnienie autentyczności zagrożenia – dowód istnienia „wroga”. Zjawia się on niezawodnie w krótkim czasie po odebraniu przez zwierzęta sekwencji sygnałów ostrzegawczych. Jako ostateczny weryfikator prawidłowości reakcji psychofizycznych zwierząt wyklucza ewentualność spadku wewnętrznej motywacji do usunięcia się z torów, czyli uodpornienia się na „sztuczne” bodźce dźwiękowe.

Relatywnie krótki czas trwania wypłoszenia, zawsze kończącego się odejściem prześladowcy, czyli szybkim oddaleniem się pociągu, a następnie wielokrotnie dłuższy okres spokoju powinny doprowadzić do wytworzenia się rytuału opartego o odruchy warunkowe. Pierwsze drgania ziemi odebrane przez „doświadczonych” osobniki oraz dalekie jeszcze odgłosy lokomotywy mogą stać się kolejnymi bodźcami wyzwalającymi odruch ucieczki. Będziemy mieć wówczas do czynienia równocześnie z „mnemotaksją – usunięciem się „z byle powodu” z miejsca wcześniej zapamiętanego jako niebezpieczne oraz z tzw. bodźcem przeniesionym: sygnał etologicznie obojętny nabierze walorów bodźca kluczowego. Rytuał ten, jako „wyzwalacz socjalny” przekazywany potomstwu i migrantom, z biegiem czasu może stać się lokalną tradycją populacji zwierząt bytujących w sąsiedztwie torów kolei szybkiego ruchu.

W czasie, jaki upływa między przejazdami kolejnych pociągów, zwierzęta nie są niepokojone stymulowaniem do ucieczki. Dzięki temu w ciągu całej doby mogą swobodnie przemieszczać się po swoim areale życiowym leżącym po obu stronach linii kolejowej.

Atrapy zlokalizowane są tylko przy torowisku. Dzikie zwierzęta mogą dokładnie zlokalizować miejsce dla nich permanentnie groźne, ale stacjonarne. Przebywając w określonej odległości od źródła ostrzegawczych dźwięków (dystans ucieczki i dystans ataku) bez zakłóceń mogą przejawiać wszelkie swoje aktywności życiowe.

Dzięki zastosowaniu atrap i możliwie gęsto rozmieszczonych, obszernych podtorowych przejść dla zwierząt, lokalizowanych w naturalnych obniżeniach terenu oraz w dolinach rzek, znika konieczność niebywale szkodliwego grodzenia torowisk szczelnymi płotami. Trwałe rozdrabnianie arealów życiowych oraz przecinanie dróg wędrówek zwierząt, drastycznie ogranicza ich przestrzeń życiową i uniemożliwia wymianę materiału genetycznego, co łącznie prowadzi do stopniowego zaniku izolowanych populacji, a nawet i całych gatunków.

Urządzenia do odstraszania zwierząt UOZ-1 dla linii kolejowych o dużych prędkościach ruchu pociągów

Marek Stolarski

Przedsiębiorstwo Wdrożeniowo-Produkcyjne „NEEL” Sp. z o. o., ul. Meander 15, 02-791 Warszawa

Streszczenie. W artykule przedstawiono zasadę działania, budowę oraz podstawowe parametry techniczne urządzenia do odstraszania zwierząt przekraczających linie kolejowe, po których poruszają się szybkie pociągi. Nowatorskie urządzenie UOZ-1 jest efektem współpracy etologów zwierząt oraz konstruktorów sprzętu bogato wyposażonego w instalacje elektryczne i elektroniczne. Prezentowane urządzenie zostało już sprawdzone w warunkach terenowych, zaś pierwsze wnioski są bardzo optymistyczne.

Słowa kluczowe: linie kolejowe, śmiertelność zwierząt, urządzenie odstraszające zwierzęta, sygnalizacja akustyczna

1. Wstęp

Problem zabijania dzikich zwierząt przez poruszające się z dużą prędkością pociągi istnieje od zarania istnienia kolei. Zjawisko to zdecydowanie nasiliło się wraz z rozwojem konstrukcji podtorza oraz zastosowaniem nowych rozwiązań w budowie podzespołów jezdnych wagonów i lokomotyw. Doprowadziło to do tak znacznego obniżenia poziomu hałasu oraz drgań emitowanych przez coraz szybciej jeżdżące pociągi, że na zmodernizowanych odcinkach linii najpierw je widać, a jeśli je słyszać, to są już naprawdę blisko. Ale to nie mniejszy hałas jest powodem zagrożenia. Problemem jest tu coraz większa prędkość, z jaką poruszają się pociągi.

Wykorzystując wieloletnie doświadczenia w konstruowaniu mikroprocesorowych urządzeń automatyki dla potrzeb PKP oraz wyniki rozmów, konsultacji i bezpośredniej współpracy z przedstawicielami ochrony środowiska, PKP wraz z naukowcami i praktykami zajmującymi się behawioryzmem dzikich zwierząt, wykonano w Przedsiębiorstwie Wdrożeniowo-Produkcyjnym „NEEL” Sp. z o.o. w Warszawie urządzenia odstraszania zwierząt typu UOZ-1. Jest to rozwiązanie nowatorskie i unikalne w skali światowej. W pracach brali udział specjaliści z Instytutu Badawczego Leśnictwa w Warszawie, CBPBBK „Kolprojekt” w Warszawie oraz Bombardier Transportation (ZWUS) Polska Sp. z o. o. w Katowicach.

Urządzenia te mają za zadanie przeciwdziałać migracji dużych ssaków przez tory kolejowe bezpośrednio przed przejazdem pociągu, zmniejszając do minimum straty w populacji tych zwierząt powodowane zderzeniem, przy jednoczesnym braku ograniczeń w swobodnym przemieszczaniu się w ich obszarach żerowania i rozrodu. Do odstraszania zastosowano sygnały akustyczne, opracowane przez prof. dr hab. Simonę Kossak, Kierownika Zakładu Lasów Naturalnych w Instytucie Badawczym Leśnictwa, wybitnego specjalistę w zakresie zoopsychologii.

2. Zakres stosowania

Zakres stosowania urządzeń UOZ-1 sprowadza się do ochrony szlaków kolejowych w stałych miejscach migracji zwierząt. Może być to ochrona typu punktowego, pokrywająca swoim działaniem obszar o długości kilkuset metrów lub ciągłego (np. na granicach rezerwatów przyrody) działająca na obszarze o długości określonej wielkością rejonu granicznego.

3. Budowa systemu

3.1. Opis ogólny

Kompletny system odstraszania zwierząt składa się z urządzeń UOZ-1 (odstraszaczy), stawianych przy torze kolejowym w miejscach stałych tras przemieszczania się zwierząt oraz współpracujących z nimi modułów diagnostycznych EZG-2102 ze zmodyfikowanym oprogramowaniem, zainstalowanych w kontenerach samoczynnej blokady liniowej typu SHL-12 produkcji Bombardier Transportation (ZWUS) Polska Sp. z o.o. i stanowiących ich fabryczne wyposażenie (rys. 1).



Rys. 1. Urządzenie UOZ-1 zainstalowane przy torze kolejowym i znajdujący się obok niego kontener samoczynnej blokady liniowej

Każde urządzenie UOZ-1 jest autonomicznie pracującą jednostką, wyposażoną w listwę przyłącza elektrycznego, zespół elektroniki sterującej a także głowicę z przetwornikami elektroakustycznymi. Mocowane jest do solidnego, betonowego fundamentu posadowionego na podtorzu (w linii słupów trakcyjnych) naprzemiennie, po obu stronach torowiska. Ma ono kształt walca o wysokości ok. 110 cm i średnicy ok. 30 cm. W górnej części urządzenia widoczne są otwory, przez które emitowane są sygnały odstraszające. Obudowa ma kolor szary i wykonana jest z odpornych na warunki atmosferyczne wysokoudarowych kompozytów epoksydowo-szklanych.

Zasilanie urządzeń odbywa się drogą kablową z kontenera samoczynnej blokady liniowej z podtrzymaniem zasilania (UPS) na minimum 8 godzin. Wszystkie urządzenia UOZ-1, które są zasilane z jednego kontenera sbł łączy ze sobą oraz z kontenerem sbł magistrala informatyczna opartą na łączności przewodowej. Pozwala ona na synchronizację działania urządzeń oraz pełną autodiagnostykę z możliwością nadzoru ich pracy w Centrum Serwisowym Lokalnego Centrum Sterowania

Ruchem Kolejowym. Ponadto każde urządzenie UOZ-1 wyposażone zostało w zestaw czujników reagujący na próby kradzieży i wandalizmu (wszystkie urządzenia UOZ z danego rejonu emitują wtedy alarmowy sygnał dźwiękowy oraz przesyłają do LCS informacje o próbie włamania).

Z każdym kontenerem sbl typu SHL-12 może współpracować do 32 urządzeń UOZ-1 (co gwarantuje pełną ochronę szlaku na długości całego odcinka izolowanego (o długości do 2300 m) i może mieć zastosowanie w przypadku ochrony linii kolejowych prowadzących przez większe obszary leśne lub obszar rezerwatu przyrody (rys. 2).



Rys. 2. Urządzenia UOZ-1 zainstalowane na liczącym ponad 2 km obszarze graniczącym z rezerwatem przyrody

W przypadku konieczności ochrony mniejszych obszarów, liczba odstraszcaczy może być dostosowana do ich wielkości (np. cztery urządzenia UOZ-1 pozwalają na ochronę odcinka linii o długości ok. 250 – 300 m). Zakładany skuteczny zasięg oddziaływania pojedynczego urządzenia UOZ-1 wynosi ponad 70 m. Tyle też wynosi (ok. 70 m) liczona wzdłuż osi torowiska zalecana odległość pomiędzy kolejnymi odstraszcaczami. Taki sposób montażu urządzeń UOZ-1 pozwala na utrzymanie ciągłości strefy odstraszania, bez występowania „dziur” akustycznych, z maksymalnym wyrównaniem natężenia emitowanego przez odstraszacze pola dźwiękowego.

3.2. Parametry techniczne

Urządzenie UOZ-1 przeznaczone jest do pracy w klimacie umiarkowanym na wolnym powietrzu w zakresie temperatur zewnętrznych od -35°C do $+55^{\circ}\text{C}$. Podstawowe parametry techniczne urządzenia zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Podstawowe parametry techniczne urządzenia UOZ-1

Parametr techniczny	Wartość
Ciężar urządzenia UOZ-1	~29 kg (290N) (korpus kompozytowy)
Ciężar fundamentu	~128 kg (1,28kN)
Stopień ochrony	IP 65 (zespół elektroniki sterującej)
Zasilanie	230V 50Hz (napięcie separowane)
Napięcie próby	4000 V RMS
Maksymalny pobór mocy	80VA, $\cos\varphi > 0,9$
Zabezpieczenie	wyłącznik instalacyjny nadprądowy klasy C
Max. moc wyjściowa wzmacniacza	$P_{\max} = 50\text{W}$
Standardowa transmisja danych cyfrowych	RS-485
Szybkość transmisji	300 Bd

3.3. Budowa urządzenia UOZ-1

Urządzenie UOZ-1 składa się z następujących części składowych: obudowa, głowica z przetwornikami akustycznymi, zespół elektroniki sterującej, układ regulacji temperatury i elementy ochrony przeciwprzepięciowej i przeciwzakłóceńowej.

Obudowa wykonana została w postaci zewężającej się w górnej części rury osłonowej o średnicy zewnętrznej ok. 30 cm, umocowanej na betonowym fundamencie i wystającej z niego na wysokość ok. 110 cm. Wewnątrz rury osłonowej znajduje się korpus wewnętrzny, zawierający listwę przyłącza, do której podłączone są kable zasilania i teletransmisji. Nad listwą umocowano zamknięty w hermetycznej obudowie kompletny zespół elektroniki sterującej pracą urządzenia. Górna część korpusu została zamknięta okrągłą głowicą zawierającą przetworniki akustyczne.

Głowica z przetwornikami akustycznymi stanowi integralną część korpusu wewnętrznego. Wykorzystano zespół dwóch przetworników dynamicznych, pokrywających łącznie pasmo akustyczne w zakresie od 300 do 20000Hz o efektywności powyżej 90dB i charakteryzujący się dookólną charakterystyką emisji dźwięku.

Zespół elektroniki sterującej jest odpowiedzialny za logikę działania urządzenia UOZ-1 i zbudowany w oparciu o jednoukładowy mikroprocesor o małym poborze mocy i dużej mocy obliczeniowej. Zapamiętane w specjalizowanym układzie pamięci próbki sygnałów odstraszaających stanowią źródło sygnału akustycznego sterującego wzmacniaczem mocy. W skład modułu wchodzi ponadto:

- zasilacz pracujący na napięciu 230V 50Hz dostarcza napięcia do zasilania układów cyfrowych, zasilania grzałki oraz akustycznego wzmacniacza mocy;
- moduł teletransmisji danych został zbudowany z wykorzystaniem specjalizowanych układów transmisji szeregowej RS-485, zapewniających odpowiednią separację napięciową;
- moduł wzmacniacza mocy zbudowany z wykorzystaniem monolitycznego układu scalonego dysponuje mocą wyjściową rzędu 30-50W, przy zachowaniu pełnej odporności na przeciążenie termiczne oraz zwarcie obciążenia.

Układ regulacji temperatury ma w okresie eksploatacji zimowej system utrzymać temperaturę pracy urządzeń elektronicznych w zakresie bezpiecznym od skraplania wilgoci.

Elementy ochrony przeciwprzepięciowej i przeciwzakłóceńowej zabezpieczają działanie przytorowych urządzeń UOZ-1 przed zakłóceniami elektronenergetycznymi i radioelektrycznymi oraz przepięciami występującymi w sieci zasilającej i teletransmisji.

Listwa zaciskowa pozwala na podłączenie kabli zasilających oraz teletransmisyjnych. Na liście umieszczono również wyłącznik instalacyjny nadmiarowo-prądowy, ochronnik przeciwprzepięciowy oraz filtr przeciwzakłóceńowy dla linii teletransmisyjnej.

3.4. Opis konstrukcji mechanicznej

Urządzenie UOZ-1 jest wykonane z materiałów całkowicie odpornych na działanie korozji. Wygląd zewnętrzny urządzenia UOZ-1 został pokazany na rys. 3. Urządzenie składa się z korpusu wewnętrznego (stal cynkowana ogniowo lub kompozyt epoksydowo-szkłany) oraz cylindrycznej osłony zewnętrznej (kompozyt epoksydowo-szkłany). Korpus wewnętrzny oraz osłona zewnętrzna mają kształt rury. Osłona zewnętrzna jest przykręcona do korpusu śrubami specjalnymi (antywłamaniowymi). W dolnej części korpusu wewnętrznego znajduje się płyta podstawy z otworami montażowymi i dławnicami kablowymi, natomiast od góry jest przykręcona głowica z przetwornikami elektroakustycznymi. Z boku korpusu wewnętrznego znajdują się dwa prostokątne otwory rewizyjne, umożliwiające dostęp do aparatury zamontowanej wewnątrz. Otwory osłonięte są pokrywami z uszczelkami gumowymi.

Na obwodzie obudowy zewnętrznej UOZ-1 znajduje się szereg otworów umożliwiających swobodną emisję dźwięków ostrzegawczych z przetwornika elektroakustycznego. Przestrzeń pomiędzy osłoną zewnętrzną a korpusem wewnętrznym tworzy obszar cyrkulacji termicznej powietrza, sku-

tecznie chroniący przed przegrzaniem znajdujący się wewnątrz korpusu wewnętrznego zespołu elektroniki. Materiał, z jakiego została wykonana obudowa gwarantuje jej trwałość przez okres 20 lat.

3.5. Autodiagnostyka systemu

Każde przytorowe urządzenie UOZ-1 zostało wyposażone w system autodiagnostyczny, pozwalający zdalnie, to jest z poziomu Lokalnego Centrum Sterowania oraz kontenera sbl, wykrywać i lokalizować wszystkie nieprawidłowości pracy. Dokładność lokalizacji usterek z poziomu LCS ograniczona jest do określenia lokalizacji kontenera sbl oraz ogólnego typu usterki. Szczegółowa informacja o miejscu i rodzaju uszkodzenia jest pokazywana na wyświetlaczu LCD modułu diagnostycznego w kontenerze sbl.



Rys. 3. Wygląd zewnętrzny urządzenia UOZ-1

3.6. Ochrona przeciwwłamaniowa

Urządzenie UOZ-1 wyposażone jest w system ochrony przeciwwłamaniowej, reagujący na próby demontażu i zniszczenia obudowy. Ochrona uaktywnia się po krótkim czasie od założenia i zamknięcia obudowy zewnętrznej. W razie wykrycia próby zniszczenia lub włamania, wszystkie urządzenia należące do jednego punktu odstraszenia emitują przez 90 sekund bardzo głośny akustyczny sygnał alarmowy (syreny policyjne, itp.), a informacja o włamaniu natychmiast przesyłana jest systemem łączności do kontenera sbl i dalej do Lokalnego Centrum Sterowania Ruchem Kolejowym.

3.7. System łączności UOZ-1

Przytorowe urządzenia UOZ-1 należące do jednego punktu odstraszenia są połączone systemem łączności przewodowej między sobą i ze współpracującym z nimi kontenerem samoczynnej blokady liniowej SHL-12. Przyjęty został dwuprzewodowy system dwukierunkowej transmisji szeregowej typu „master-slaves” oparty na standardzie RS-485. Jako „master” został wykorzystany moduł diagnostyczny typu EZG-2102, stanowiący standardowe wyposażenie kontenera sbl, wyposażony w wyświetlacz LCD, wyjście transmisji RS-485 oraz powiązanie z automatyką samoczynnej blokady liniowej. Funkcje „slaves” pełnią sterowniki przytorowych urządzeń UOZ.

Zmodyfikowane oprogramowanie modułu diagnostycznego pozwala na realizację wszystkich dotychczasowych jego funkcji a także funkcji sterujących systemem UOZ w danym obsza-

rze. Założona prędkość transmisji w sieci łączności jest stosunkowo niewielka i wynosi 300 Bd. Przyjęcie tak wolnej transmisji pozwoliło na osiągnięcie bardzo wysokiej odporności na często występujące przy torze kolejowym zakłócenia elektromagnetyczne i radioelektryczne.

4. Zasada działania

Urządzenia UOZ-1 są automatycznie uruchamiane na krótko przed przejazdem pociągu na podstawie sygnałów otrzymanych z obwodów automatyki samoczynnej blokady liniowej. W praktyce polega to na tym, że do wszystkich urządzeń przytorowych UOZ podłączonych do danego kontenera, wysyłane są informacje o zajęciu i zwolnieniu przez pociągi kolejnych odcinków izolowanych. Pozwala to na stworzenie w pamięciach komputerów sterujących pracą urządzeń UOZ-1 map obszaru linii kolejowej, gdzie dokonywane jest śledzenie zmian w aktualnym przemieszczaniu się pociągów. Do wyliczania czasu pojawienia się pociągu w obszarze odstraszenia wykorzystany został inteligentny algorytm uwzględniający topologię odcinka linii oraz analizę prędkości jazdy pociągów. Dla każdego pociągu jest wyliczany czas dojazdu i na tej podstawie następuje uruchomienie w odpowiednim momencie czasowym procedury odstraszenia w poszczególnych urządzeniach UOZ-1. Kompletna sekwencja odstraszenia trwa od 50 do 180 sekund, a jej długość jest automatycznie dopasowywana do zmieniającej się sytuacji ruchowej na linii kolejowej (pociąg zwalnia, przyspiesza lub zatrzymuje się na przystanku).

Uruchomienie procedury odstraszenia polega na emitowaniu sygnałów akustycznych przez wszystkie należące do jednego punktu przytorowe stanowiska urządzeń UOZ-1. Ponadto zakłada się, że w trakcie trwającej od 1 do 3 minut procedury odstraszenia, czasy trwania poszczególnych sygnałów składających się na kompletną sekwencję będą się zmieniać w celu wyeliminowania efektu osłabienia czujności zwierząt na wielokrotnie powtarzający się i pochodzący z tego samego obszaru bodziec ostrzegawczy jednego rodzaju. Ponadto wykorzystywanych jest kilka różniących się od siebie sekwencji. Decyzja o uruchomieniu i wyborze rodzaju sekwencji jest podejmowana przez wszystkie urządzenia UOZ-1 znajdujące się w danej grupie stanowisk. Któreś z nich zawsze wykona to najszybciej i ono narzuca pozostałym swoją decyzję. Synchronizacja zmian jest dokonywana w czasie rzeczywistym wykorzystując opisany wcześniej system łączności. Wybór sekwencji może być również sterowany kalendarzem i zegarem. Stosowanie pewnych sekwencji może być ograniczone do określonej pory doby lub też pory roku.

Zakończenie procedury odstraszenia następuje po jej całkowitym odtworzeniu. Może się zdarzyć, że sekwencja odstraszenia nie zdąży się zakończyć bezpośrednio przed przyjazdem pociągu i końcowa jej część będzie emitowana w trakcie przejazdu pociągu przez obszar odstraszenia. Zgodnie z przyjętymi założeniami jest to działanie prawidłowe.

5. Wnioski

W porównaniu do stosowanego powszechnie w krajach Europy Zachodniej ograniczania dostępu do torowisk linii kolejowych o podwyższonych i dużych prędkościach jazdy pociągów poprzez ogrodzenie ich wysoką siatką oraz budowę konstrukcji inżynierskich w postaci pod- i nadziemnych przejść dla zwierząt, zaproponowana metoda ochrony zwierząt posiada dwie bardzo istotne zalety. Pierwszą z nich jest całkowity brak ograniczeń w swobodnym przemieszczaniu się zwierząt w ich obszarach żerowania i rozrodu, a drugą nieporównywalnie niższy koszt inwestycji. Koszt budowy jednego przejścia nadziemnego dla zwierząt odpowiada kosztowi ochrony urządzeniami UOZ-1 odcinka linii kolejowej o długości od 200 do 500 km. Tak duża różnica w długości linii kolejowych wynika z różnej gęstości występowania obszarów leśnych i leśno-łąkowych. Zaproponowane

rozwiązanie spełnia wymagania stawiane przez Unię Europejską w zakresie kompensaty wpływu inwestycji transportowych na środowisko naturalne.

6. Podsumowanie

Pierwsza partia urządzeń typu UOZ-1 została zainstalowana na odcinku linii kolejowej E20 pomiędzy Mińskiem Mazowieckim a Siedlcami, gdzie w warunkach rzeczywistej eksploatacji zweryfikowano zastosowane rozwiązania techniczne oraz metodę emisji i arsenał akustycznych bodźców odstrasżających. Zamontowano tam łącznie 62 urządzenia UOZ-1, z czego 32 zlokalizowano w ośmiu punktach migracji zwierząt, a pozostałe 30 ogranicza dostęp zwierząt do linii kolejowej na jej dwukilometrowym odcinku graniczącym bezpośrednio z rezerwatem przyrody „Stawy Broszkowskie” koło Siedlec. Na rys. 4 pokazano urządzenia UOZ-1 zainstalowane w punkcie odstrasżania Woźbin koło stacji Mrozy. Cztery urządzenia UOZ-1 zapewniają tam ochronę szlaku kolejowego na długości ok. 300 m.



Rys. 4. Urządzenia UOZ-1 zainstalowane w punkcie odstrasżania Woźbin koło stacji Mrozy na odcinku linii kolejowej E20 pomiędzy Mińskiem a Siedlcami, bezpośrednio graniczącym z rezerwatem przyrody „Stawy Broszkowskie”

Trwająca już ponad 2 lata eksploatacja urządzeń wykazała ich wysoką niezawodność oraz odporność na próby kradzieży i zniszczenia. Kompozytowa konstrukcja obudowy okazała się bardzo odporna na próby dewastacji, nie ulegając takim działaniom, jak usiłowanie wyrwania jej łańcuchem przymocowanym do samochodu lub ciągnika. Istotną rolę odegrał tu z pewnością skuteczny system ochrony przeciwwłamaniowej, gdzie bardzo głośny sygnał alarmu emitowanego równocześnie z całej grupy urządzeń zadziałał deprymująco na sprawców zdarzenia, a wysłana do Lokalnego Centrum Sterowania informacja o włamaniu umożliwiła natychmiastową interwencję pracowników służby utrzymania lub funkcjonariuszy Służby Ochrony Kolei.

Cykl badania skuteczności urządzeń UOZ-1 został zrealizowany przez Instytut Badawczy Leśnictwa w okresie zimy 2004/2005, kiedy na podstawie obserwacji tropów zwierząt na śniegu można było wiarygodnie określić ich reakcję na zastosowane bodźce. Raport końcowy z badań wykazał, że zarówno dziko żyjący roślinożercy (jelenie, sarny, dziki i zające) jak i drapieżniki (lisy) oraz ptaki (sójki) prawidłowo odczytują znaczenie zastosowanych sygnałów odstrasżających, a jednocześnie nie rezygnują z przebywania w pobliżu odcinka linii kolejowej z zainstalowanymi urządzeniami UOZ-1.

Zarządzanie, utrzymanie i monitoring przejść dla dzikiej fauny we Francji

Pierre Skriabine¹ & Jean Carsignol²

¹Sétra, France, ²Cete de l'Est, France

Streszczenie. W pracy przedstawiono wyniki ponad 40-letnich doświadczeń w funkcjonowaniu przejść dla zwierząt na terenie Francji. Scharakteryzowano kilka podstawowych urządzeń pozwalających śledzić wykorzystanie przejść przez zwierzęta oraz omówiono przykłady ilustrujące skuteczność niektórych z nich. Warunkiem efektywnego działania całego systemu skierowanego na ochronę różnorodności biologicznej jest odpowiednie zarządzanie przejściami i urządzeniami monitorującymi.

Słowa kluczowe: autostrada, przejście dla zwierząt, nadzór fotograficzny, nadzór wideo, zarządzanie, Francja

1. Wstęp

Przejścia dla dzikiej fauny – górne i dolne, dla dużych i małych zwierząt – istnieją we Francji od ponad czterdziestu lat. Ich skuteczność jest kontrolowana przy pomocy różnych systemów do zapisu tropów (podłoże z piasku, itp.). Te urządzenia pozwalają określić częstotliwość korzystania z tych przejść przez różne zwierzęta, jednak nie dają żadnych informacji o ich zachowaniu podczas zbliżania się do przejść lub przechodzenia przez nie. Z tego względu takie systemy jak filmowanie w podczerwieni lub monitoring video dają interesujące możliwości badania tych zachowań.

Niniejszy artykuł prezentuje wyniki badań prowadzonych przy użyciu różnych technik i materiałów (aparaty z lampą błyskową, kamery na podczerwień), opisuje w skrócie różne systemy monitorowania przy użyciu aparatów i kamer aktywowanych podczerwienią lub radarem, itd. Informacje uzyskane dzięki tym instrumentom zostały krótko wyjaśnione i skomentowane.

2. Aparat-pułapka i nadzór wideo

Aparat-pułapka to system, w którym nacisk wywierany przez zwierzę na przełącznik (zazwyczaj jest to deseczka ukryta pod roślinnością) wyzwala aparat fotograficzny (może to być aparat jednorazowy). Aparat fotograficzny może być również włączany, gdy zwierzę łapie przynętę.

Systemy nadzoru fotograficznego w podczerwieni i radarowego mogą być wykonywane przy użyciu sprzętu, który można uzyskać od fotografów lub specjalistów ds. alarmów, lub można je zakupić jako kompletny zestaw (Jama Electronique, Trail Master 1500). Zamiast bariery w podczerwieni, można wykorzystać system radarowy. Obydwa systemy nadzoru mogą być wykorzystywane do fotografowania małych obiektów (płazów i małych ssaków) lub innych zwierząt, np. rysiów i nietoperzy.

Nowoczesne aparaty cyfrowe dają wiele korzyści – są ciche, mogą pomieścić nawet do 100 zdjęć (trzy razy tyle ile mieści się w zwykłych aparatach) i można je zostawić w terenie na 5 do 6

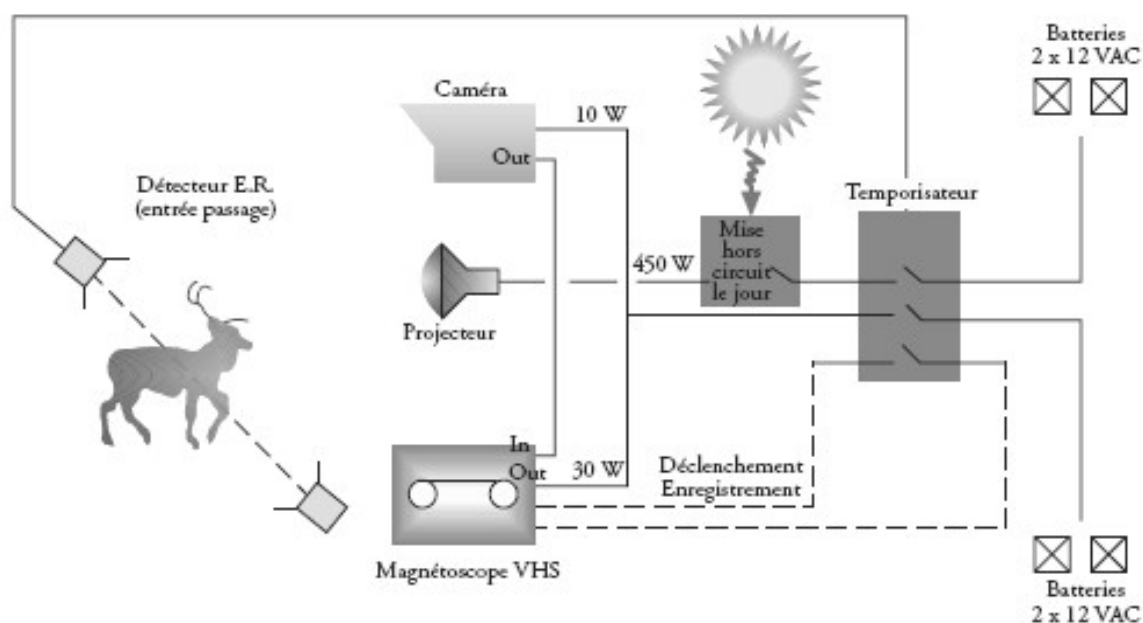
dni (ogranicza nas jedynie żywotność baterii). Wykorzystanie fal radiowych eliminuje kable pomiędzy czujnikiem i kamerą.

Koszt systemu Trail Master w metalowej obudowie z wykrywaczem radarowym, elektronicznym licznikiem i aparatem z autozoomem i wbudowaną lampą błyskową to około 800€, bez VAT. Czas instalacji to 2 godziny.

„Lekki” nadzór wideo: prosty, kompaktowy system nie wymagający aktywującego czujnika może być złożony przy zastosowaniu kamery nadzoru wideo w oryginalnej obudowie wodoodpornej z 12V baterią, magnetowidem nagrywającym na 3-godzinnej kasecie VHS oraz lampy w podczerwieni. Nieprzerwana praca tego systemu oznacza, że operator musi obejrzeć całą kasetę, nawet jeśli żadne zwierzęta nie korzystały z przejścia. Tę wadę rekompensuje łatwa instalacja i duża niezawodność. Dzięki temu systemowi mamy pewność, że wszystkie zdarzenia zostaną zarejestrowane.

Koszt takiego systemu składającego się z lampy na podczerwień, zamontowanej pod kamerą na trójnogu, z baterią i magnetowidem w lekkim pudełku na ziemi wynosi około 5.000 €, bez VAT. System może pracować nieprzerwanie 12 godzin.

„Ciężki” nadzór wideo: Rys. 1 ilustruje uporządkowanie systemu składającego się z kamery wideo, jednej lub dwóch lamp na podczerwień (200W do 450W), jednej lub więcej barier w podczerwieni, magnetowidu (VHS), 4 standardowych baterii + zegara, licznika detekcji, itd. System ten, który można zestawić przy użyciu standardowych urządzeń, kosztuje około 12,000 €, bez VAT.



Rys. 1. Układ systemu nadzoru wideo (Źródło: Sétra / J. Carsignol (CETE de l'Est, 1988))

Kamery laserowe: w przyszłości, ten typ urządzeń powinien uprościć nadzór wideo, poprzez wyeliminowanie potrzeby używania lamp na podczerwień (oszczędność energii, niższe koszty i mniej połączeń). Na rynku cywilnym dostępne są kamery laserowe, których działanie można udoskonalić poprzez dostarczenie dodatkowego światła.

Kamery termiczne: urządzenia te dają wyjątkowo dobrej jakości obrazy, jednak są bardzo drogie (30.500 €, bez VAT), pomimo 50% spadku cen w ciągu kilku ostatnich lat. Kamery termiczne są o wiele mniejsze niż kiedyś i obecnie mają wbudowane akumulatorki (2 kg dla kamery przenośnej o wysokiej rozdzielczości). Obrazy mogą być rejestrowane przy użyciu wyjść PAL video. Pomimo ich doskonałego działania – takie systemy mogą wykryć sarnę oddaloną o kilometr, dzięki szerokiemu obiektywowi, który obejmuje duży teren – z powodu wysokich kosztów nie są one dobrą alternatywą dla konwencjonalnych systemów na podczerwień.

Nadzór fotograficzny i technika wideo może być wykorzystywany w różnych celach związanych z badaniami i edukacją w zakresie przejść dla zwierząt (tab. 1).

Tabela 1. Zastosowania nadzoru fotograficznego i techniki wideo

Typ wykorzystania	Informacje
Eksperymenty	• Testowanie różnych typów i rozmiarów przejścia, komponentów przejścia (parapet i studnia doświetlająca), pokrycia podłogi i ścian, itd. • Analizowanie skuteczności systemów refleksyjnych, atraktantów, itd. • Ocena wpływu roślinności przy wejściu na platformę: czy gęstość roślinności nie zachęca do korzystania z przejścia (implikacje dla zarządzania)?
Badania behawioralne	• Dyskretne obserwowanie poruszających się zwierząt: analiza warunków podejścia i przejścia, badanie zachowań badawczych pewnych gatunków lub osobników oraz badanie przyzwyczajania się.
Dokumenty pedagogiczne i promowanie wiedzy	• Publikacja szczegółów eksperymentów, które odniosły sukces oraz przekazywanie informacji i wiedzy.
Badania operacyjne EP, APS i APA/DP	• Określenie dokładnej lokalizacji przejść w trakcie badań. • Sporządzenie listy gatunków na zidentyfikowanych szlakach.
Monitorowanie skuteczności	• Poznanie poziomów wykorzystania przez dzikie zwierzęta i przez innych użytkowników. • Sprawdzanie (mieszane lub przez niespecjalistów) przejść tam, gdzie nie można założyć pułapek rejestrujących ślady (przejścia przykryte lub wodne). • Analizowanie przyczyn niekorzystania przez zwierzęta z przejścia, chociaż regularnie przebywają one w pobliżu.
Liczenie i identyfikacja	• Szacowanie znaczenia biologicznego przejść i ścieżek. • Ocena współzawodnictwa wewnątrz- i międzygatunkowego (np. rola dominującego samca).

3. Wyniki i wnioski z doświadczeń

3.1. Przykłady

Przejście w St. Alban d'Hurtières (przejście dolne, Vallée de la Maurienne)

Lokalizacja na A43/SFTRF (Vallée de la Maurienne): przejście dolne dla zwierząt (szerokość 20 metrów i jedno przesłó). Przejście to, znajdujące się na szlaku migracji sarny, jest również wykorzystywane przez małe miejscowe zwierzęta z gór i z Vallée de l'Arc (tab. 2). (Źródło: J. Carsignol, CETE de l'Est).

Tabela 2. Wykorzystanie przejścia w St. Alban d'Hurtières przez sześć gatunków zwierząt od roku 1997

Zwierzęta	%
łasicowate	6
sarna	34
jeleń	6
dzik	24
lis	18
borsuk	12

(Źródło: Fédération Départementale des chasseurs de Savoie, 2002)

Przejście w La Rougellerie (przejście dolne dla dzikich zwierząt, Sologne)

Lokalizacja: na autostradzie A71/COFIROUTE (Sologne): przejście w La Rougellerie; długość 6 m, wysokość 3 m. (Źródło: M. Galet; COFIROUTE).

Monitoring fotograficzny przejścia w La Rougellerie na autostradzie A71 zarejestrował 175 zdarzeń w okresie 16 miesięcy (tj. jedno zdarzenie co trzy do czterech dni), i tym samym udowodnił użyteczność przejścia dolnego dla małych zwierząt (tab. 3).

Tabela 3. Liczba zwierząt przekraczających przejście w La Rougellerie na autostradzie A71/COFIROUTE (Loir-et-Cher):

Zarejestrowane przekroczenia	Gatunki
58	kuna domowa
37	bażant
30	sarna
18	jeź
15	lis
4	gołąb leśny
4	dziki kot
2	zając
3	nutria
2	wiewiórka pospolita
1	spacerowicze, myśliwi i psy myśliwskie

Źródło: V. Vignon i P. Orabi /OGE / COFIROUTE (2000)

Przejścia górne na drodze E44 (Trèves-Luksemburg)

W Luksemburgu na autostradzie E44 (Trèves, Luxembourg), aparat-pułapka monitorujący dzikie zwierzęta na dwóch przejściach górnych (szerokich na 12 metrów) zarejestrował 575 zdarzeń dotyczących 9 gatunków ssaków (tab. 4).

Tabela 4. Wykorzystanie dwóch mostów ekologicznych przez 9 gatunków ssaków na drodze szybkiego ruchu E44 (Treves – Luxembourg), w okresie między 23 września 2003 a 9 marca 2004 (Źródło: Ministerstwo Robót Publicznych, Wielkie Księstwo Luksemburga, 2004)

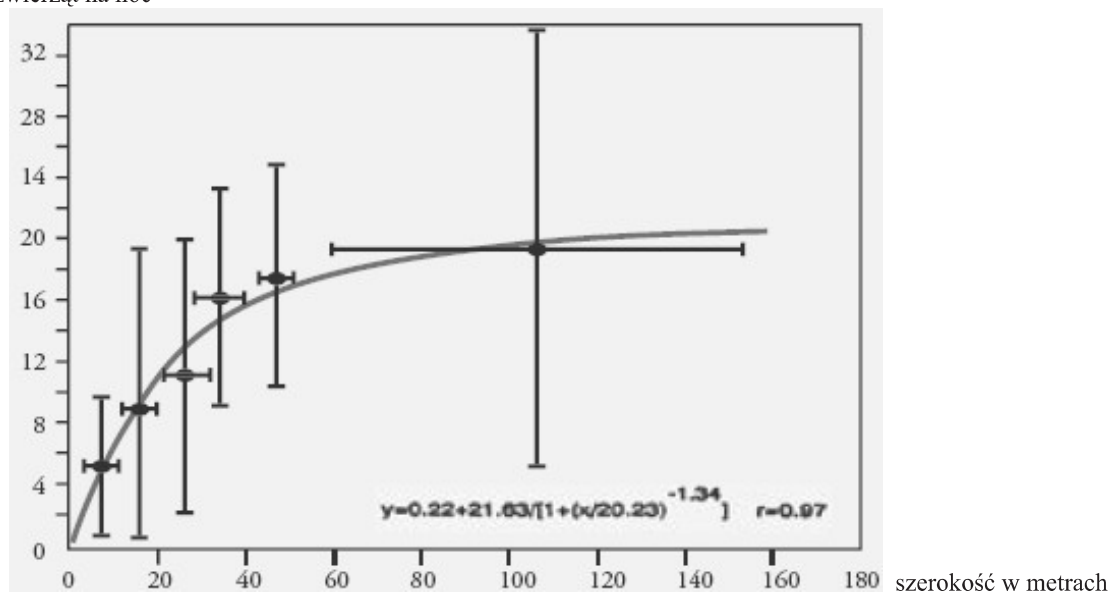
Species	%
dzik	55.8
sarna	24.9
tchórz	0.2
kuna domowa	0.2
zając	2.6
borsuk	0.3
żbik	1.2
kot	5.7
lis	9.1

3.2. Wnioski z doświadczeń

Badania w podczerwieni prowadzone w Szwajcarii (stacja ornitologiczna w miejscowości Sempach) dotyczące wykorzystania 22 przejść dla zwierząt o szerokości od 8 do 200 metrów dały nowe spojrzenie na wymagania dotyczące budowy przejść.

Krzywa regresji uzyskana dzięki danym dotyczącym wykorzystania przez różne gatunki (sarna, dzik, jeleń, lis, zając, borsuk, kuna leśna i kuna domowa) jest asymptotyczna (rys. 2).

liczba dzikich zwierząt na noc



Rys. 2. Średnia liczba zwierząt zaobserwowanych wg klasy i szerokości przejścia (Źródło: Pfister i in. 1997);

Wykres ten pokazuje, że:

- do 20 metrów szerokości krzywą charakteryzuje silny wzrost liniowy, związany z ograniczeniem i znacznym zróżnicowaniem współczynnika kosztu-efektywności;
- pomiędzy 20 a 50 metrami szerokości, słabnący wzrost związany jest ze stabilizacją współczynnika kosztu-efektywności;
- powyżej 50 metrów szerokości, krzywa wypłaszcza się stopniowo aż do około 100 metrów: dodatkowa szerokość powyżej 50 metrów daje tylko niewielki wzrost efektywności, podczas gdy współczynnik kosztu-efektywności znacząco wzrasta.

Wyniki badań pokazują więc, że:

- przejścia o szerokości poniżej 20 metrów mają ograniczoną skuteczność i obserwatorzy szwajcarskiej stacji ornitologicznej uważają je za zbyt małe. Dzikie zwierzęta szybko przebiegają przez takie przejścia (lub nawet unika ich), podczas gdy w szerszych wersjach przejść zwierzęta mniej się stresują, a nawet spędzają w nich więcej czasu;
- przejścia o szerokości pomiędzy 20 a 50 metrami są wystarczająco skuteczne dla kopytnych;
- powyżej 50 metrów długości, krzywa rośnie wolniej, liczba dodatkowych przekroczeń jest coraz mniejsza i uzyskana dodatkowa skuteczność spowodowana jest wykorzystaniem przejść przez bardziej wymagające gatunki;
- optymalna obserwowana częstotliwość (tj. liczba osobników spotkanych na noc, co jest wskaźnikiem wymiany) wynosi od 80 do 100 metrów. Te szerokości odtwarzają wielofunkcyjne połączenia pomiędzy populacjami.

Bardziej szczegółowe obserwacje przy użyciu nadzoru wideo rzucają światło na zachowanie zwierząt w pobliżu przejść i w/na przejściach oraz na czynniki sprawcze takiego zachowania i reakcji.

4. Zarządzanie przejściami i innymi urządzeniami

4.1. Zasady

Istotnym warunkiem dobrego funkcjonowania przejść dla zwierząt oraz innych urządzeń jest odpowiednie zarządzanie nimi. Tymczasem jest ono zbyt często zaniechane. Często zapomina się o tym, że nie wystarczy zbudować przejścia i zainstalować urządzenia. Należy je systematycznie monitorować, aby zapewnić ich wykorzystywanie tylko dla przypisanych im celów, a także regularnie konserwować, aby były skuteczne.

Urządzenia dla małych zwierząt – a szczególnie dla płazów – są często zarządzane przez ochotników, co oznacza niepewność w dłuższym okresie czasu. Pewne instalacje, z którymi są szczególne problemy z powodu ich lokalizacji lub warunków klimatycznych, wymagają regularnej, czasami intensywnej, konserwacji aby zachować ich drożność. W tym celu wykorzystuje się między innymi sprzęt mechaniczny do oczyszczania wejść oraz węże z wodą pod dużym ciśnieniem do przetkania rur i instalacji separatorów. Bardzo silnie zmotywowani przyrodnicy mogą udzielać właścicielom porad, ale nie zawsze będą w stanie zarządzać dalej urządzeniami, nawet za wynagrodzeniem.

Istnieją różne sposoby zwiększania skuteczności urządzeń:

- Kwestie zarządzania należy podjąć w początkowych fazach projektu i dobre rozwiązanie tych problemów jest jednym z kluczy do zapewnienia skuteczności urządzeń dla drobnych dzikich zwierząt. Decyzje podejmowane na etapie robót mogą mieć duży wpływ na efekt działania urządzeń. Miejsca należy odwiedzać co tydzień w fazie wdrażania, a pracowników wypadałoby uświadomić o istniejących problemach. Jeśli to tylko możliwe, prace budowlane należy prowadzić bez szkody dla roślinności. Należy podjąć środki (nabycie lub umowy o zarządzaniu) w celu zapewnienia odpowiedniego wykorzystania terenu i swobodnej migracji dzikich zwierząt.
- W fazie operacyjnej, kluczowe jest przeprowadzanie cotygodniowych wizytacji w pierwszym roku, a potem jednej lub dwóch miesięcznie. Należy zapewnić ogólną spójność. Skuteczność urządzeń zależy również od: (i) regularnego nadzoru nad urządzeniami i ich otoczeniem w celu wykrycia wszelkich zmian w środowisku; (ii) utrzymania urządzeń i ich otoczenia; (iii) monitorowania regulacji aktywności i wykorzystania terenu w pobliżu przejścia.
- Należy zorganizować i podpisać umowy o zarządzaniu (patrz niżej).

4.2. Umowy o zarządzaniu

Chociaż umowy o zarządzaniu są coraz popularniejsze w przypadku dużych przejść dla fauny, nie są one jednak zbyt często zawierane w przypadku przejść dla małych zwierząt. Umowy takie, które służą optymalizacji nadzoru, utrzymaniu i kontroli, określają zarządcę i definiują role różnych partnerów. Umowy takie należy podpisywać już na bardzo wczesnym etapie, ponieważ trudno jest wyznaczyć zarządcę już po zakończeniu budowy urządzenia.

Umowę o zarządzaniu musi podpisać operator infrastruktury (państwo, departament lub koncesjonariusz), który jest odpowiedzialny za urządzenia. Ta strona łoży na koszty zarządzania lub zapewnia wyznaczonego kierownika z odpowiednimi środkami.

Umowa o zarządzaniu określa:

- cel urządzenia i przewidywane dla niego zastosowanie;
- charakterystykę techniczną urządzenia i komponenty planowane w jego pobliżu (odwodnienie, dedykowany obszar „lejką”, roślinność i pułapki rejestrujące ślady);
- specjalne środki zabezpieczające: rezerwat dzikich zwierząt, rezerwat przyrody lub zarejestrowany obszar leśny (takie zabezpieczenia prawne i ułatwienia pozwalają na lepszą ochronę obszaru i ułatwiają pracę kierownikom);

- pisemne umowy pomiędzy właścicielem projektu, kierownikiem i właścicielami terenów przyległych; takie umowy mogą, w efekcie, stanowić zwolnienia (bezpłatne lub płatne zwolnienie z prawa do polowań w celu wsparcia pracy kierownika; zobowiązania dotyczące ogrodzeń i wykorzystania terenu pod rolnictwo lub uprawę leśną, itd.);
- warunki przyjęcia urządzeń, w których jest jasno określone, że wspomniane warunki dotyczą tylko gospodarowania terenem i jego składnikami w pobliżu przejścia (samo przejście pozostaje własnością właściciela projektu, który jest odpowiedzialny za jego utrzymanie);
- warunki dla monitorowania skuteczności (wizytacja co tydzień w pierwszym roku, a następnie dwie wizyty miesięcznie). W zakresie nadzoru, wystarczą dwie lub trzy wizyty roczne, które pozwolą na prowadzenie utrzymania lub operacji strategicznych w razie potrzeby (muszą powstawać raporty z wizyt);
- charakter utrzymania;
- koszt zarządzania.

4.3. Potencjalni zarządcy

We Francji potencjalnymi zarządcami są przede wszystkim:

- samorządy miejskie;
- krajowe biuro myślistwa i dzikiej zwierzyny lub ONCFS (Office national de la chasse et de la faune sauvage) oraz rada rybołówstwa lub CSP (Conseil supérieur de la pêche);
- stowarzyszenia i organizacje zajmujące się ochroną środowiska;
- federacje myśliwych i rybołówstwa oraz federacje hodowców ryb.

5. Zakończenie

Na zakończenie należy podkreślić, że zarządzanie, utrzymanie i monitorowanie przejść dla dzikich zwierząt pozostają kluczem do uzyskania nowych danych i doskonalenia naszej wiedzy w tym zakresie, a działania zarządzające i dobre utrzymanie są konieczne do zagwarantowania podstawowego funkcjonowania takich urządzeń, które są elementami kluczowymi dla zachowania różnorodności biologicznej.

Literatura

- Carsignol J. (1988). Surveillance automatique des passages pour la faune, piégeage photographique et suivi video”. Information memo, Economics – Environment series, 59: 8. Sétra/ CETE de l’Est.
- Pfister H.P., Keller V., Reck H. & Georgii B. (1997). Bio-oekologische Wirksamkeit von Gruenbruecken ueber Verkehrswege. Forschung, Strassenbau- und Strassenverkehrstechnik, 756. Bundesministerium fuer Vehrkehr, Bonn.

Korzystanie z przejść dla dzikich zwierząt przez średnie i duże ssaki

Bertram Georgii¹, Elke Peters-Ostenberg², Michael Henneberg³ & Felix Knauer⁴

¹VAUNA e.V. Ludwig Lang Straße 12D-82487 Oberammergau, e-mail: b.georgii@t-online.de; ²University of Rostock, Justus-v.-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock, elke.ostenberg@uni-rostock.de; ³University of Rostock, Justus-v.-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock, michael.henneberg@uni-rostock.de; ⁴Arbeitsbereich für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Forstzoologisches Institut, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Universität Freiburg, Tannebaner Strasse 4, 79106 Freiburg, felix.knauer@wildlife.uni-freiburg.de

Streszczenie. Przedmiotem badań przeprowadzonych zimą i wiosną 2004 i 2005 roku było korzystanie przez średnie i duże ssaki z 20 przejść górnych dla zwierząt (zielonych mostów) i 23 przejść dolnych (10 wiaduktów, 6 przejść przez rzeki lub przepustów, 7 przejść dolnych), jak również około 24 przejść dolnych dla małych ssaków, a także kilku przejść nieprzeznaczonych dla dzikich zwierząt. Badanie przeprowadzono na trzech autostradach, trzech drogach szybkiego ruchu i trzech głównych drogach krajowych w południowych Niemczech (Baden-Württemberg) i na jednej autostradzie w północnych Niemczech (Mecklenburg-Vorpommern). Wśród obserwowanych zwierząt były: jeleń szlachetny, daniel, sarna, dzik, zając europejski, lis, szop, borsuk, kuna domowa (jak również kuna leśna i tchórz) oraz wydra. Wyniki badań wykazują, że zielone mosty i większe wiadukty były używane najintensywniej (przez około 85% wszystkich zarejestrowanych zwierząt). Z mniejszych przejść przez rzeki, przepustów i przejść dolnych dla małych ssaków korzystało tylko 15% wszystkich zarejestrowanych zwierząt. Udział lisa, zająca i sarny stanowił około 72% (zapis wideo) i 89% (ślady) wszystkich przekroczeń zwierząt. Stosując różne analizy regresji wielokrotnej udowodniono, że osiem spośród około 28 niezależnych zmiennych ma w kilku przypadkach istotny wpływ na korzystanie z zielonych mostów przez badane gatunki: szerokość wykazała korelację pozytywną, natomiast długość i wiek mostów, wielkość powierzchni zalesionej na mostach, hałas, działalność człowieka, liczba dróg prowadzących do mostów i budynków w ich bezpośrednim sąsiedztwie wykazują korelację negatywną. Badany efekt bariery drogowej wydaje się być wystarczająco łagodzony przez budowle służące zwierzętom do przekraczania infrastruktury, chociaż wskaźnik przekraczania jest znacznie niższy niż przed budową drogi.

Słowa kluczowe: autostrady, drogi szybkiego ruchu, ssaki, wykorzystanie przejść dla zwierząt, Baden-Württemberg, Mecklenburg-Vorpommern

1. Wstęp

W ostatnich dwóch lub trzech dziesięcioleciach, w Europie większość rządowych agencji ochrony środowiska i ruchu drogowego oraz organizacji pozarządowych coraz bardziej uświadamia sobie wpływ dróg na dzikie zwierzęta (Bright 1993; Bennet 1997; Trombulak & Fissel 2000; Forman i in. 2002; Trocme i in. 2003). Znaczne postępy w zrozumieniu tych oddziaływań i rozwój odpowiednich rozwiązań doprowadziły do powstania licznych podręczników, omawiających środki łagodzące wpływ dróg na dziką przyrodę (SETRA 1993; Hlavač & Andel 2002; Iuell i in. 2003; Carsignol i in. 2005; Iuell 2005; FGSV w przyg., itd.).

W międzyczasie większość krajów europejskich zrealizowała przejścia dla dzikich zwierząt, przynajmniej przy większych autostradach i drogach szybkiego ruchu. Niewiele jest jednak badań oceniających skuteczność różnego typu przejść dla fauny (Clevenger & Waltho 2005; Hardy

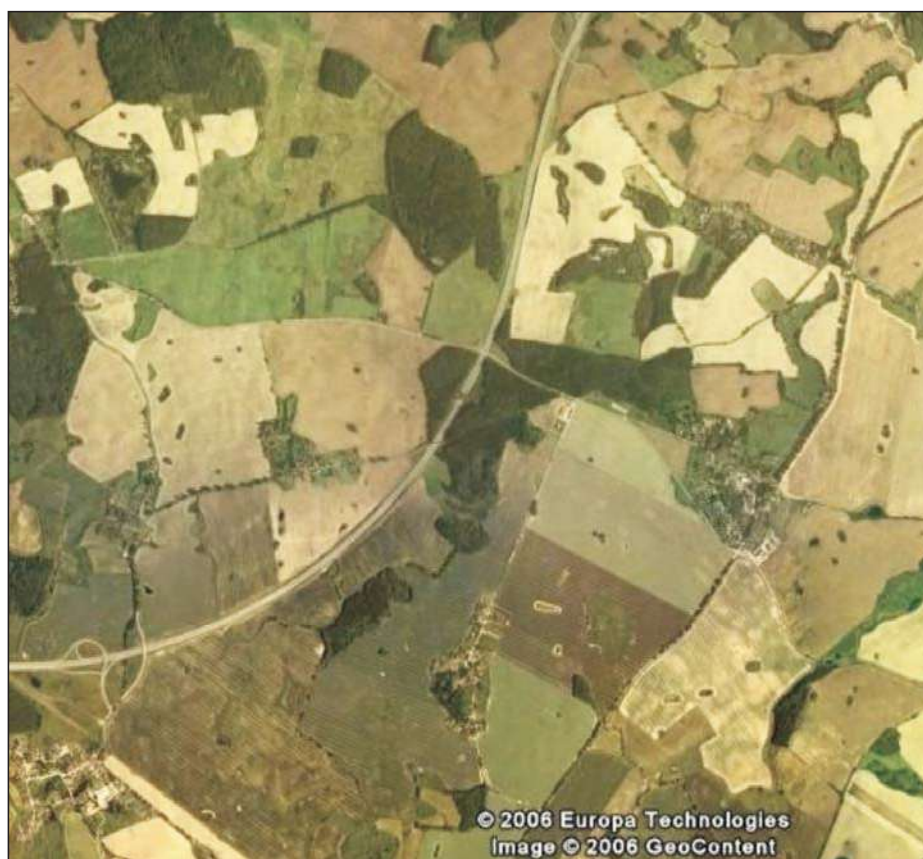
i in. 2003) lub ich wyniki są błędne z powodu pomijania maskującego wpływu nakładających się zmiennych (lokalizacja, rozmiar, konstrukcja, wiek, aktywność, hałas drogowy, przyzwyczajenie się zwierząt). Ponadto, większość badań skupiała się tylko na konkretnych przejściach dolnych lub górnych, a nie na porównaniu różnych typów przejść.

W ciągu ostatnich trzech lat w Niemczech przeprowadzono badanie, mające na celu ocenę wykorzystania różnych typów przejść górnych i dolnych (zarówno dla dzikich zwierząt jak i nieprzeznaczonych dla nich) przez średnie i duże ssaki (trzy dodatkowe badania dotyczyły koszatki, borsuka i nietoperzy; Herrmann 2006; Müller-Stieß 2006; Bach & Müller-Stieß 2006; pełny raport można znaleźć w Georgii i in. 2006). Badania były finansowane przez Federalne Ministerstwo Transportu, Budownictwa i Urbanizacji, jak również agencje transportu kilku samorządów regionalnych. Wyniki wskazują na to, że tylko zielone mosty i większe wiadukty były używane intensywnie. W przypadku zielonych mostów, udowodniono istotne znaczenie statystyczne pewnych zmiennych, np. hałasu, aktywności ludzkiej i struktury roślinności.

2. Obszar i metody badań

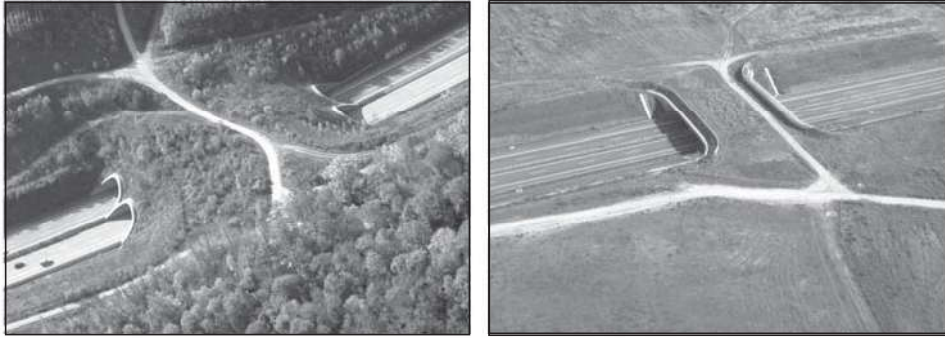
Jedną część badań przeprowadzono w południowych Niemczech (Baden-Württemberg) na trzech autostradach (A8, A96, A98), trzech drogach szybkiego ruchu (B31neu, B33neu, B464) i trzech głównych drogach krajowych (L113neu, L1100, L1207). Drugim obszarem badań był odcinek autostrady A20 w północnych Niemczech (Mecklenburg-Vorpommern). Obydwa obszary różnią się pod względem krajobrazowym (rys. 1): pierwszy jest terenem pagórkowatym, z małą mieszaniną łąk, pól i lasów, zaś drugi składa się głównie z wielkich obszarów rolniczych z niewielką ilością lasów. Do ważnych gatunków średnich lub dużych ssaków w obydwu rejonach należą: sarna (*Capreolus capreolus*), dzik (*Sus scrofa*), zając europejski (*Lepus europaeus*), lis (*Vulpes vulpes*), borsuk (*Meles meles*), szczególnie zaś kuna domowa (*Martes foina*), kuna leśna (*Martes martes*) i tchórz (*Mustela putorius*), szop (*Nyctereutes procyonoides*); w rejonie A20 również jelen szlachetny (*Cervus elaphus*), daniel (*Dama dama*) i wydra (*Lutra lutra*). Wydra, tchórz i kuna leśna są gatunkami zagrożonymi (według czerwonej księgi dla Niemiec).

Średnia gęstość dróg w Badenii-Württembergii jest prawie dwukrotnie wyższa (0,78 km/km²) niż w Mecklenburgii-Vorpommern (0,43 km/km²). Natężenie ruchu na badanych drogach waha się od około 1700 do ponad 63000 pojazdów na dobę. Wszystkie autostrady i drogi szybkiego ruchu są ogrodzone, z wyjątkiem głównych dróg krajowych. Badaniem objęto 20 zielonych mostów, 10 wiaduktów, 7 przejść dolnych dla dużych zwierząt, około 20 przejść dolnych dla małych ssaków, 6 przepustów i przejść przez rzeki (rys. 2 i tab. 1) jak również przejścia górne i dolne nieprzeznaczone dla zwierząt (a wykorzystywane przez rolników, leśników lub pracowników dróg publicznych, n=38). Wiek tych obiektów waha się od trzech do szesnastu lat i odpowiada wiekowi dróg. Roślinność na zielonych mostach lub pod wiaduktami zmienia się od łąki, przez otwarty teren porośnięty krzewami, do pełnego zalesienia. Większość przejść obejmuje drogi żużlowe (w pewnych przypadkach również brukowane), używane przez ludzi.



Rys. 1. Zdjęcia lotnicze pokazujące typowe krajobrazy w regionie Baden-Württemberg (u góry) i Mecklenburg-Vorpommern (u dołu). Google Earth

Zielone mosty



Wiadukty



Duże przejścia dolne dla ssaków



Małe przejście dolne dla ssaków



Przepust i przecięcie drogi z rzeką



Rys. 2. Przykłady różnego typu badanych przejść dla zwierząt

Tabela 1. Główne typy przejść dla zwierząt uwzględnione w badaniach

typ przejścia	ilość (szt.)	szer. ¹ (m)	wys. (m)	długość (m)	roślinność
zielone mosty (gb)	20	23-201	-	23-120	ubogie łąki, pełne zalesienie, mieszanki
wiadukty (vd)	10	58-440	5,5-55	*	nagie podłoże, głównie łąki, miejscami zalesienie
duże przejścia					
dolne ssaków (lu)	7	6-44	2,4-8	45-95	nagie podłoże, miejscami łąki
przepusty ² (cu)	6	3,2-15	1,8-4,3	35-68	głównie nagie podłoże
małe przejścia dolne					
ssaków ² (su)	20	0,8-2,0	0,8-2,0	35-55	nagie podłoże

Objaśnienia: ¹z perspektywy zwierząt (między ogrodzeniami lub murami); ²w kształcie kolistym i okienka;

*równy z drogą; (gb) i inne - skróty używane na wykresach

Przekraczanie dróg przez zwierzęta monitorowaliśmy przy użyciu kamer w podczerwieni, zapisując co najmniej cztery noce w marcu lub kwietniu 2004 i 2005 (na zielonych mostach i przy przejściach dolnych dla zwierząt) oraz zliczając ślady w ciągu co najmniej pięciu dni od grudnia do lutego w tychże latach (przy wszystkich przejściach). W pewnych przypadkach instalowaliśmy również podkłady z piaskiem oraz kamery cyfrowe (Cuddeback®, DeerCam®). Intensywność wykorzystania przejść zdefiniowaliśmy jako liczbę zwierząt z każdego gatunku na zapisach wideo każdej nocy lub liczbę śladów w śniegu na dobę. Dane dotyczące obserwowanych gatunków w pobliżu dróg były gromadzone na podstawie wywiadów z myśliwymi, leśnikami i innymi osobami znającymi dobrze lokalną sytuację, ponieważ szacunkowe określenie populacji w terenie byłoby zbyt czasochłonne i trudne do sfinansowania. Intensywność wykorzystania poboczy przez gatunki była zapisywana poprzez monitorowanie śladów wzdłuż transektów (odległość do krawędzi drogi lub ogrodzenia około dziesięć metrów).

Wykorzystując analizę regresji wielokrotnej (Zar 1999), zbadaliśmy wpływ 28 (sarna: 29) niezależnych zmiennych na korzystanie przez gatunki z 20 zielonych mostów (zmienne przedstawiono w tabeli 1 i 2 i dodatkowo np. lokalizację przejść, odległość od zarośli/lasu, itd.). Dla innych przejść, liczba zmiennych była zbyt mała lub wykorzystanie przez zwierzęta zbyt rzadkie by można je było opracować statystycznie. Używaliśmy modeli obejmujących całe grupy ssaków, jak również modele dotyczące tylko sarny, lisa i zająca (trzy najczęściej spotykane gatunki). Różnice pomiędzy średnimi wartościami były testowane za pomocą prostych lub sparowanych t-testów (Zar 1999), natomiast problemy wykorzystania struktur roślinnych poprzez analizę składowych (Aebischer i in. 1993). W pewnych przypadkach wyniki regresji wyjaśniają różnice w intensywności przekraczania przez zwierzęta przejść, z relatywnie wysokimi wartościami R^2 (0,56 to 0,86).

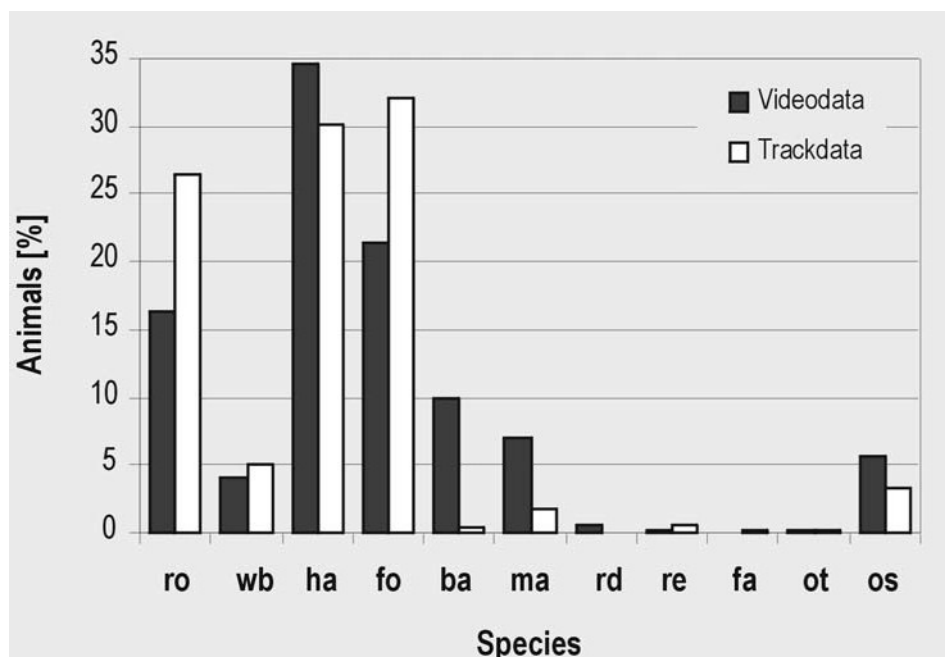
Dane gromadzono w latach 2004 i 2005; dla niektórych zielonych mostów dostępne są również dane z lat 1994 i 1995.

3. Wyniki

3.1. Gatunki

W sumie, w ciągu 117 nocy, w których wykonywano nagrania wideo i 43 dni śledzenia śladów, zapisaliśmy łącznie odpowiednio 1441 i 2126 zwierząt przekraczających różne typy przejść. Przejścia lisa, zająca i sarny stanowiły około 72% (zapis wideo) i 89% (ślady) wszystkich przekroczeń zwierząt (rys. 3). Kolejne, najczęściej obserwowane na przejściach zwierzęta to: borsuk,

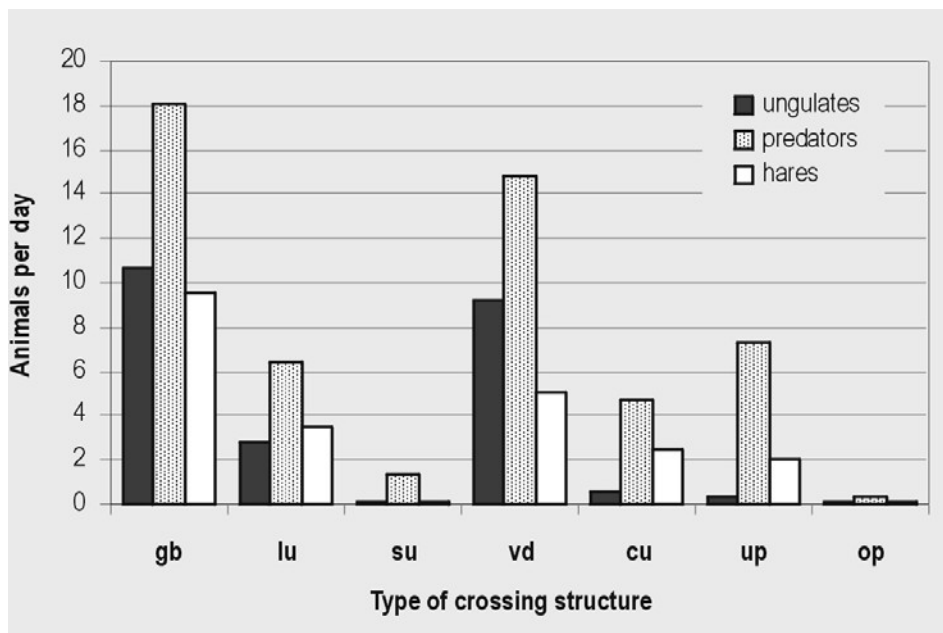
kuna (leśna i domowa, nie dokonano rozróżnienia pomiędzy tymi gatunkami) i dzik. Jeleń szlachetny, daniel, wydra i tchórz stanowiły tylko 2-3% wszystkich zarejestrowanych gatunków. Kategoria „inne” obejmuje głównie kota domowego.



Rys. 3. Sarna (ro), dzik (wb), zając (ha), lis (fo), borsuk (ba), kuna (ma), szop (rd), jeleń (re), daniel (fa), wydra (ot) i inne ssaki (os) – procent wszystkich obserwowanych zwierząt (re, fa, ot żyją tylko na powierzchni A20)

3.2. Wykorzystanie przejść różnego typu

Analizując zapis wideo i dane ze śladów stwierdzamy, że zarówno zielone mosty jak i wiadukty były przejściami najintensywniej wykorzystywanymi przez badane gatunki (rys. 4), mimo, iż wiadukty są budowane w innych celach. Nieoczekiwanym okazało się tylko umiarkowane korzystanie przez duże ssaki kopytne z przejść dolnych, chociaż te zostały zbudowane specjalnie dla tych gatunków. Z drugiej strony, wykorzystanie wszystkich przejść dolnych pokazuje, że drapieżniki (lis, borsuk, kuna, wydra) i w pewnych przypadkach również zające nie miały problemu z używaniem nawet najmniejszych przejść. W sytuacji, gdy kopytne korzystały z zielonych mostów głównie w celu przekraczania drogi, to zając, borsuk i lis używają je również jako żerowisko, a także zaobserwowano, że zostawiają one tam znaki zapachowe lub znaczą teren moczem.



Rys. 4. Wykorzystanie siedmiu typów przejść przez badane grupy gatunków:

Objaśnienia: ungulates – kopytne, predators – drapieżne i hares – zające; gb – zielone mosty, lu – duże przejścia dolne dla ssaków, su – małe przejścia dolne dla ssaków, vd – wiadukty, cu – przepusty, up – dolne przejścia nie przygotowane dla zwierząt, op – górne przejścia nie przygotowane dla zwierząt; na osi Y podano liczbę zwierząt/dzień

3.3. Wpływ cech konstrukcyjnych i środowiskowych zielonych mostów na ich wykorzystanie przez ssaki

W przypadku zielonych mostów, zebrana próba była wystarczająco duża do opracowania metodami statystycznymi. W przypadku 8 spośród 28 niezależnych zmiennych okazało się, że mają one istotny wpływ na wykorzystanie zielonych mostów przez badane gatunki (tab. 2).

3.3.1. Wiek

W przypadku danych z nagrań wideo, analiza regresji pokazała, że wiek zielonych mostów jest znaczącym czynnikiem wyjaśniającym wykorzystanie zielonych mostów przez wszystkie z obserwowanych gatunków ssaków ($p=0,016$): im młodsze były budowle, tym rzadziej były wykorzystywane przez zwierzęta. Potwierdziły to również tego typu dane na temat lisa ($p=0,004$). Z drugiej strony, istnieje silna korelacja pomiędzy wiekiem i wielkością powierzchni zalesionych na zielonych mostach ($r=0,802$): im starsze mosty, tym większa ich powierzchnia jest porośnięta lasem. Analiza regresyjna pokazała, że wpływa to na zależne od wieku wykorzystanie przejść górnych, ponieważ większy obszar zalesiony powoduje to, że mniej zwierząt przekracza zielone mosty ($p<0,001$).

Może to zniwelować efekt wieku tak dalece, że brak rozpoznawalnej różnicy pomiędzy wcześniejszymi i późniejszymi danymi dotyczącymi wydajności przejść. Okazało się to sprawą oczywistą, gdy porównaliśmy bieżące dane z danymi z lat 1994/95 dla tych samych siedmiu zielonych mostów (rys. 5). Niezależnie od dziesięciu lat różnicy w rozwoju roślinności, istnieje znacząca korelacja w liczbie przejść gatunków w latach 1994/95 i 2004/05 ($r=0,905$, $p<0,005$).

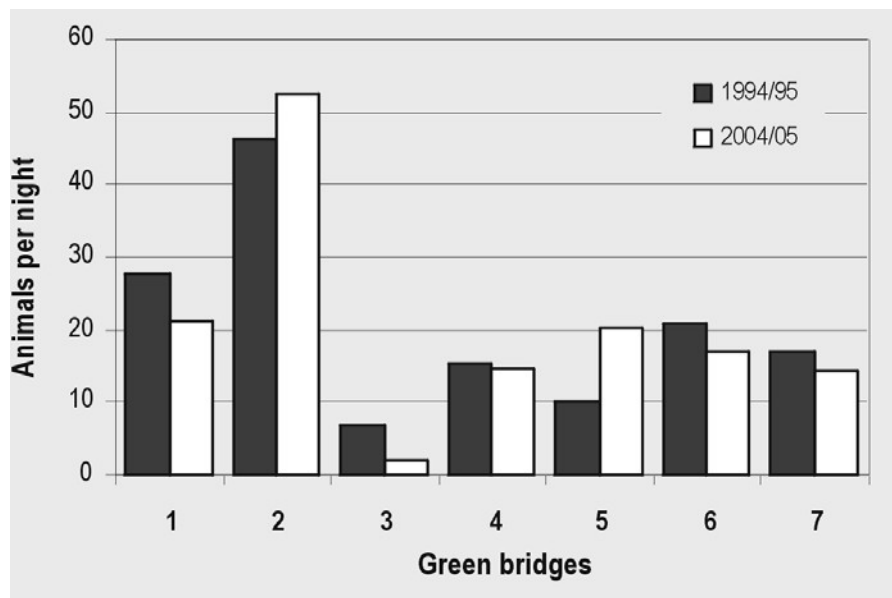
Tabela 2. Osiem spośród 28 zmiennych niezależnych mających istotny wpływ na wykorzystanie zielonych mostów przez średnie i duże ssaki (określonych na podstawie analizy regresji wielokrotnej); wszystkie pozostałe zmienne nie mają istotnego znaczenia statystycznego. Ranga opiera się na sumie kwadratów tych zmiennych (znaczenie relatywne).

Atrybuty	Dane z video			
	Beta	SE	P	Ranga
wszystkie gatunki	$R^2 = 0,56$			
gb_wiek ¹	-0,552	0,063	0,000	1
gb_las ²	-0,042	0,007	0,000	2
anth_wykorzystanie ³	-0,579	0,233	0,038	3
sarna	$R^2 = 0,76$			
road_liczba ³	-0,722	0,235	0,013	1
gb_długość ⁴	-0,040	0,014	0,020	2
build_środog. ⁵	-0,149	0,074	0,074	3
lis	$R^2 = 0,65$			
gb_wiek ¹	-0,203	0,054	0,004	1
anth_wykorzystanie ³	-0,804	0,301	0,023	2
Atrybuty	Dane ze śladów			
	Beta	SE	P	Ranga
wszystkie gatunki	$R^2 = 0,86$			
build_środog. ⁵	-0,086	0,027	0,009	1
road_liczba ⁶	-0,449	0,147	0,012	2
gb_szerokość ⁷	0,007	0,002	0,015	3
gb_hałas ⁸	-0,041	0,017	0,040	4

¹data budowy (1989, 1990, ...); ²wielkość zalesionej powierzchni na zielonych mostach (% całkowitej powierzchni); ³liczba ludzi lub samochodów w ciągu doby w trzech kategoriach (1, 2, 3); ⁴od wejścia do wyjścia; ⁵liczba budynków w środowisku otaczającym zielone mosty; ⁶liczba wybrukowanych lub nie-wybrukowanych dróg na zielonym moście; ⁷w metrach między ogrodzeniami; ⁸dB(A) w środku zielonych mostów

3.3.2. Roślinność i inne cechy strukturalne

Odmienny rodzaj wpływu roślinności, jak również innych struktur uwidocznił się, gdy porównaliśmy wykorzystanie różnych właściwości strukturalnych na zielonych mostach, takich jak powierzchnie zalesione, łąki, drogi i nasypy ziemne na obrzeżach. Tak więc, przykładowo, zwierzęta używały otwartych powierzchni zielonych mostów częściej zaś obszarów zalesionych rzadziej, niż można by oczekiwać z udziału procentowego tych struktur. Szczególnie zajęce, borsuki i lisy wołały wędrować po drogach żużlowych. Analiza składowa tych danych wskazała na wyraźne uszeregowanie preferencji różnych struktur ($p=0,0073$): części otwarte > drogi żużlowe > części zalesione > nasypy ziemne.



Rys. 5. Porównanie wykorzystania siedmiu zielonych mostów, [greenbridges] przez zwierzęta, badanego przy pomocy kamery video w latach 1994/95 i 2004/05. Na osi rzędnych podano liczbę zwierząt zarejestrowanych w ciągu nocy.

3.3.3. Szerokość

Pfister i in. (1997, 1999) byli pierwszymi, którzy wykazali, że intensywność wykorzystania zielonych mostów przez średnie i duże ssaki wzrasta wraz ze wzrostem szerokości budowli. W bieżącym badaniu można to było potwierdzić za pomocą analizy regresji kilku zmiennych przy użyciu danych ze śladów dla wszystkich gatunków ($p=0,015$, ale nie zapisów wideo). Gdy wykorzystywano dane ze śladów tylko saren, zauważono interesującą rzecz: ten gatunek wyjątkowo negatywnie reagował również na długość zielonych mostów ($p=0,020$).

Wydaje się, że istnieje również zależność pomiędzy intensywnością wykorzystania i szerokością także dla wszystkich innych przejść, jednak nie ma ona znaczenia statystycznego.

3.3.4. Hałas uliczny

Od dawna hałas uliczny uznawany jest za czynnik, który sprawia, że ptaki i ssaki unikają siedlisk w pobliżu dróg (Trocme i in. 2003), jednak badania mierzące ten efekt są niewystarczające. W ramach tego studium mierzyliśmy hałas na zielonych mostach i na brzegach dróg za pomocą ręcznych mierników natężenia dźwięku (Integrating Impulse Sound Level Meter, Typ 2226, Brüel & Kjaer, Dania) ze szczególnym uwzględnieniem nieregularnych skoków natężenia dźwięku (np. wyjątkowo hałaśliwe pojazdy szybkojezdne, ciężarówki). Z powodu wyciszającego efektu nasypów ziemnych lub ekranów na przejścia górne, te szczytowe wartości hałasu ulicznego były o około 17 do 39 dB(A) niższe niż na brzegu drogi (73-78 dB).

Zastosowanie analizy regresji do danych ze śladów wszystkich badanych gatunków pokazało, że cichsze zielone mosty były używane znacznie intensywniej niż głośniejsze ($p=0,040$). Zapis wideo pokazał, że ta relacja była tylko prawie znacząca ($p=0,070$).

3.3.5. Obecność ludzi

Większość zbadanych budowli poprzecznych (nawet zielone mosty) to przejścia zespolone, przeważnie o nawierzchni żużlowej, w niektórych przypadkach nawet z małym ruchem drogowym. Ponadto, w najbliższym sąsiedztwie większości przejść górnych i dolnych istniały dodatkowe dro-

gi i budynki, takie jak np. gospodarstwa rolne lub stodoły. Wszystko to zwiększa obecność ludzi przy przejściach.

W przypadku zielonych mostów, analiza regresji przy wykorzystaniu danych z zapisu wideo dla wszystkich gatunków wykazała, że zarejestrowane działania ludzkie na mostach mają istotnie negatywny wpływ na ich używanie przez zwierzęta dziko żyjące ($p=0,038$). Dotyczy to także lisa ($p=0,023$). Z drugiej strony, biorąc pod uwagę dane ze śladów, czyli wskaźniki bardziej pośrednie, okazuje się że efekt jest ten sam. Wyższa liczba dróg prowadzących do zielonych mostów lub więcej budynków w ich bezpośrednim sąsiedztwie powodowała niższe wykorzystanie mostów przez sarny (odpowiednio $p=0,013$ i $p=0,074$) jak również przez wszystkie gatunki ($p=0,012$ i $p=0,009$).

3.4. Łagodzenie efektu bariery drogowej przez połączenie różnych struktur poprzecznych

Oszacowanie efektu łagodzącego struktur poprzecznych jest raczej trudne, w szczególności z powodu braku danych ilościowych o przekroczeniach z okresów, gdy droga nie istniała lub, gdy nie było przejść dla zwierząt. W jednym przypadku naszych badań takie dane istniały. Była to droga B31neu, trzypasmowa autostrada w pobliżu jeziora Constance w Badenii-Württembergii (południowe Niemcy). Dane zebrano tam, gdy droga była dopiero budowana (Jenny i in. 1993) poprzez zliczanie śladów pozostawionych przez zwierzęta w wykopie pod budowę autostrady. Po zakończeniu budowy i otwarciu drogi dla ruchu było sześć zielonych mostów na odcinku zaledwie dziesięciu kilometrów autostrady B31neu (w odległości od 1000 do 2500 metrów i około 15 dodatkowych przejść dolnych dla małych ssaków jak również przejścia górne i dolne nieprzeznaczone dla zwierząt).

Podczas gdy średnia suma przekroczeń dziennie w roku 1993 wynosiła 680 zwierząt (te same zwierzęta co w niniejszym badaniu), liczba przekroczeń przez zwierzęta w latach 2004/05 wynosiła tylko około 125. Dane z dodatkowego badania dla borsuka w pobliżu autostrady B31neu (Herrmann i in. 1997; Herrmann 2005) potwierdziły te wyniki. Pomimo dużej liczby przejść górą i dołem, wskaźnik przekraczania dla tego gatunku zmniejszył się z 4,6 osobników na kilometr w latach 1993/94 do 1,7 w latach 2004/05.

Nie należy jednak kierować się wyłącznie wskaźnikami przekraczania. Dane z autostrady A20 wskazują na to, że ważny jest też efekt łączenia różnych struktur do przekraczania: powiększa ono przepuszczalność drogi dla szerszego spektrum gatunków. Przykładowo, wydry nigdy nie zostały zarejestrowane na zielonych mostach, lecz na przylegających do nich przepustach.

4. Dyskusja

Ustalenia z tego studium potwierdzają, że odpowiednie wymiary przejść górnych i dolnych są jednym z najważniejszych czynników do spełnienia wymagań średnich i dużych ssaków, co wykazali już Pfister i in. (1999). Dotyczy to także przepustów, na co zwrócili wcześniej uwagę Clevenger i in. (2001, 2005). Dla badanej grupy gatunków wydaje się to ważniejsze niż sama konstrukcja. Wniosek taki wyciągamy na podstawie porównania danych dotyczących częstotliwości przekraczania drogi w latach 1994/95 i 2004/05 z których wynika, że nie było żadnych oczywistych efektów dziesięciu lat wzrostu udziału roślinności na zielonych mostach. Wzrost liczby przejść obserwowany u badanych gatunków wraz z wiekiem zielonych mostów jest prawdopodobnie spowodowany wyuczonym zachowaniem przekazywanym poszczególnym osobnikom. Nie ma jednak wątpliwości, że dla małych kręgowców lub bezkręgowców, wygodne siedliska na lub pod/w przejściach są bardzo ważne (Pfister i in. 1997). Zatem konstrukcję przejść należy dopasowywać bardziej do tych ostatnich gatunków niż do większych ssaków.

W połączeniu z szerokością zielonych mostów, aktywność ludzka i powiązane z nią czynniki, takie jak drogi w/lub w, pobliżu przejść, jak również budowle w ich bezpośrednim sąsiedztwie oraz hałas drogowy wydają się również ważnymi cechami wpływającymi na przekraczanie przez zwie-

rzęta dróg na przejściach dla fauny. Chociaż wpływ zakłóceń powodowanych przez ludzi na zachowanie zwierząt jest dobrze poznany (np. Bowles 1997; Herrmann 2001; Knight & Cole 1991), to jednak do dziś publikacje niewiele mówią na temat oddziaływania tych czynników na przekraczanie przejść używanych przez ssaki (Clevenger i in. 2001, 2005).

W naszym studium wszystkie pozostałe testowane zmienne nie wykazały znaczącego wpływu na wykorzystywanie przez zwierzęta różnych typów przejść. Możliwe, że spowodowane to było różnymi cechami pobliskich siedlisk, różnicami w gęstości obecnych populacji, szczególnym zachowaniem poszczególnych osobników lub innymi, nieznanymi nam czynnikami. Z tego samego powodu trudno jest przewidzieć w jaki sposób konkretny typ przejścia sprawdzi się w konkretnej sytuacji. W pewnych przypadkach niskie wykorzystanie przez gatunki przejść, szczególnie przejść dolnych dla dzikich zwierząt, było spowodowane problemami konstrukcyjnymi, takimi jak np. ogrodzenia przy wejściu, podtapianie w okresach mokrych lub brak pokrywy roślinnej w pobliżu. Ponadto, pewne gatunki zwierząt, takie jak np. jelen szlachetny niechętnie korzystają z ograniczających je budowli (Reed i in. 1975; Ward 1982). Równie ważne jest to, że okresy pobierania prób wynoszące tylko cztery noce (zapis wideo) lub pięć dni (ślady) są zbyt krótkie, aby dać pełny obraz tego co się dzieje w przejściach (Malo i in. 2005).

Zdajemy sobie sprawę z tego, że niniejsza praca nie mówi nic o realnej skuteczności badanych przejść górnych i dolnych, chociaż właśnie to jest niewątpliwie najważniejszym i rzadko poruszanym problemem, jeśli chodzi o powodzenie stosowania środków łagodzących (wpływu na długofalową ochronę podzielonych populacji, wymianę materiału genetycznego poprzez drogę, powodzenie rekolonizacji, itd.). Zbadanie tych aspektów jest najpilniejszym zadaniem na przyszłość, ponieważ najskuteczniejsze środki łagodzące powinny być stosowane w celu efektywnego wykorzystania zasobów środowiska.

Podziękowania

Pragniemy podziękować ministerstwom i związanym z nimi agencjom za doskonałą współpracę oraz wszystkim, którzy pomogli nam w gromadzeniu danych w terenie.

Literatura

- Bach L. & Müller-Stieß H. (2005). Fledermäuse an ausgewählten Grünbrücken. Fachbeitrag zu diesem Bericht; siehe CD.
- Bennett A.F. (1997). Habitat fragmentation: The European dimension. In: Habitat fragmentation & infrastructure (Canters K. Ed.). Proceedings of the international conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, 17-21 September 1995, Maastricht and The Hague, the Netherlands 474 pp.
- Bright P.W. (1993). Habitat fragmentation – problems and predictions for British mammals. *Mammal Rev.* 23 (3/4): 1001-111.
- Clevenger A.P. & Waltho N. (2005). Performance indices to identify attributes for highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121: 453-464.
- Carsignol J. (2005). Aménagements et mesures pour la petite faune. Sétra, Bagneux Cedex - France. 264 pp.
- FGSV (2006). Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere an Straßen. Forschungs-gesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen. Entwurfsfassung (in prep.).
- Forman R.T.T. (Ed.) (2002). *Road Ecology – Science and Solutions*. Island Press, Washington, Covelo, London. 481 pp.
- Georgii B., Peters-Ostenberg E., Henneberg M., Herrmann M., Müller-Stieß H. & Bach L. (2006). Nutzung von Grünbrücken und anderen Querungsbauwerken durch Säugetiere. *Forschung Straßenverkehr und Straßenverkehrstechnik*, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, (in press).

- Hardi A., Clevenger A. & Huijser M. (2003). Evaluation of Highway Crossing Structures on US Highway 93. Habitat Fragmentation Due to Transportation Infrastructure & Presentation to the Cost 341 Action, Brussels, November 2003.
- Herrmann M. (2005). Bedeutung von Grünbrücken an der B31neu für Dachse. In: Georgii, B., E. Peters-Ostenberg, M. Henneberg, M. Herrmann, H. Müller-Stieß & L. Bach. Nutzung von Grünbrücken und anderen Querungsbauwerken durch Säugetiere. Forschung Straßenverkehr und Straßenverkehrstechnik, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, (in press).
- Herrmann M., Müller-Stieß H. & Trinzen M. (1997). Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles*), untersucht an den Grünbrücken der B31neu zwischen Stockach und Überlingen. In: Pfister H.P., Keller V., Reck H. & Georgii B.. Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 756. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, Bonn.
- Hlaváč V. & Anděl P. (2002). On the Permeability of Roads for Wildlife. A Handbook. Agency for Nature Conservation and Landscape Protection, Praha. 52 pp.
- Iuell B. (2005). Veger og dyreliv. Håndbok 242. Statens vegvesen Vegdirektoratet, Oslo, 136 pp.
- Iuell B., Bekker G.J., Cuperus R., Dufek J., Fry G., Hicks C., Hlaváč V., Keller V., Rosell B., Sangwine C., Tørsløv T., Wandall N. & le marie B. (Eds.) (2003). Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. Cost 341, Brussels.
- Malo J.E., Hervás I., Herranz J., Mata C. & Suárez F. (2005). How many days to monitor a wildlife passage? Species detection patterns and the estimation of the vertebrate fauna using crossing structures at a motorway. OCOET 2005, proceedings 406-413.
- Müller-Stieß H. (2005). Bilche auf der Grünbrücke Schwarzgraben. In: Georgii B., Peters-Ostenberg E., Henneberg M., Herrmann M., Müller-Stieß H. & Bach L. Nutzung von Grünbrücken und anderen Querungsbauwerken durch Säugetiere. Forschung Straßenverkehr und Straßenverkehrstechnik, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, (in press).
- Pfister H.P., Keller V., Reck H. & Georgii B. (1997). Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 756. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bonn.
- Pfister H.P., Heynen D., Keller V., Georgii B. & Lerber F.v. (1999). Häufigkeit und Verhalten ausgewählter Wildsäuger auf unterschiedlich breiten Wildtierbrücken (Grünbrücken). Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Reed D.F., Woodard T.N. & Pojar T.M. (1975). Behavioural response of mule deer to a highway underpass. Journal of Wildlife Management 39: 361-367.
- SETRA (1993). Passages pour la grande faune. Guide technique. Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes. Centre de la Sécurité et des Techniques Routières. Bagneux Cedex, France. 121 pp.
- Trocme M., Cahill S., de Vries H.J.G., Farrall H., Folkesson L., Fry G., Hicks C. & Peymen J. (2003). Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. 251 pp. COST Action 341, European Commission, Directorate-General for Research, Brussels.
- Trombulak S.C. & Frissell C. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14:19-29.
- Ward A.L. (1982). Mule deer behaviour in relation to fencing and underpasses on interstate 80 in Wyoming. Transportation Research Record 859: 8-13.
- Zar J.H. (1999). Biostatistical Analysis. 4. Ausgabe. Princeton Hall, New Jersey.

Zmniejszenie negatywnego wpływu inwestycji komunikacyjnych (drogowo-kolejowych) na możliwość swobodnej migracji zwierząt

Adam Wysokowski^{1,3}, Leszek Janusz², Anna Staszczuk¹ & Barbara Bednarek²

¹Uniwersytet Zielonogórski, ²ViaCon Polska, ³IBDiM Żmigród

Streszczenie. W artykule podane zostały ogólne informacje na temat szkodliwego działania inwestycji komunikacyjnych związanych ze swobodną migracją zwierząt. Przedstawiono klasyfikację, wraz z opisami, typowych przejść komunikacyjnych dla zwierząt, zarówno dla dróg jak i dla kolei. Podane zostały również ogólne zasady konstruowania takich przejść. Wszystko to zilustrowano odpowiednimi przykładami zastosowania wymienionych wyżej konstrukcji, zarówno tradycyjnych jak i nowoczesnych. Na podstawie licznych badań przeprowadzonych w Instytucie Badawczym Dróg i Mostów (IBDiM) Żmigród podano zalety różnych typów konstrukcji przejść dla zwierząt. Artykuł zakończono wnioskami na temat przyszłości konstruowania omawianych przejść dla zwierząt.

Słowa kluczowe: migracja fauny, infrastruktura transportowa, efekt bariery, środki techniczne, przejścia dla zwierząt

1. Wprowadzenie

W myśl podstawowej zasady zrównoważonego rozwoju lub inaczej ekorozwoju, wzajemne relacje pomiędzy działalnością człowieka a funkcjonowaniem ekosystemów powinny pozostawać w równowadze. Ścisła współzależność i równoważność rozwoju gospodarczego, środowiska naturalnego oraz rozwoju społecznego warunkuje m.in. utrzymywanie stabilności procesów ekologicznych i ekosystemów, w tym również ochronę różnorodności genetycznej. Ma to też ogromne znaczenie z punktu widzenia ochrony fauny.

Niniejszy artykuł ma na celu omówienie i przedstawienie rozwiązań technicznych – stosowanych w procesie realizacji inwestycji komunikacyjnych, które w myśl omówionej powyżej zasady zmniejszałyby negatywny ich wpływ na możliwość swobodnej migracji zwierząt. Ochrona przyrody nie oznacza przecież rezygnacji z inwestycji. Stosując odpowiednie rozwiązania techniczne, pozwalające zwierzętom na bezpieczne wędrówki, pozostajemy w zgodzie z rozwojem dróg i kolei.

2. Geneza problemu

Podstawą stabilnego i trwałego funkcjonowania populacji zwierząt jest możliwość swobodnego przemieszczania się osobników (Jędrzejewski i in. 2006). Dyspersja i migracje wpływają na rozmieszczenie zwierząt w przestrzeni oraz liczebność i strukturę genetyczną ich populacji. Są też ważnym mechanizmem utrzymania różnorodności biologicznej poszczególnych obszarów.

Budowa szlaku komunikacyjnego zwiększa fragmentację terenu i wywołuje efekt barierowy, prowadzący do zmniejszenia powierzchni bytowania zwierząt oraz do przerywania ich szlaków migracyjnych. Może to doprowadzić nawet do takiego spadku wartości ekologicznej terenów, że nie będą one mogły zapewnić przeżycia populacjom, które zostały rozdzielone (Katalog, 2002).

Infrastruktura szlaków komunikacyjnych, takich jak drogi i linie kolejowe utrudnia, a niekiedy uniemożliwia wymieszanie genetyczne niezbędne do przeżycia zdrowej populacji. Trudności ze znalezieniem partnerów do rozrodu oraz niemożność stworzenia typowych dla gatunku struktur socjalnych powodują obniżenie tempa rozrodu. Kojarzenie się osobników spokrewnionych może powodować ujawnienie się wad wrodzonych. Izolacja prowadzi do zmniejszenia zmienności genetycznej w populacji, przez co spada odporność na choroby i zdolność przystosowywania się do zmian środowiska. Wszystko to jest przyczyną spadku żywotności populacji (Jędrzejewski i in. 2006).

Oprócz wspomnianego efektu barierowego, bardzo poważną konsekwencją rozwoju infrastruktury transportowej jest nasilona śmiertelność zwierząt. Zależy ona od natężenia ruchu i prędkości pojazdów, szerokości szlaku komunikacyjnego oraz obszaru, przez który szlak ten przebiega. Wiele prac dotyczących analizy wpływu ruchu drogowego na liczbę kolizji i wypadków śmiertelnych pokazuje, że miejsca tych zdarzeń nie są przypadkowe (Michelle & Page 2006; Evink 2001; Donaldson 2006). Na polskich drogach najczęściej giną płazy, średniej wielkości ssaki leśne i polno-leśne oraz duże ssaki. Na drogach i liniach kolejowych w Europie Zachodniej największą śmiertelność odnotowano wśród saren, zajęcy, lisów, borsuków i dzików (Jędrzejewski i in. 2006). Wynika to przede wszystkim z dużej liczebności tych gatunków zwierząt.

Reasumując, do najpoważniejszych konsekwencji realizacji inwestycji komunikacyjnych (drogowo-kolejowych) w odniesieniu do swobodnej migracji zwierząt należy zaliczyć (Jędrzejewski i in. 2006):

- uniemożliwianie lub utrudnianie przemieszczania się wielu gatunków zwierząt (efekt barierowy)
- śmiertelność zwierząt na drogach i liniach kolejowych, a także (o czym nie wspomniano powyżej)
- zniszczenie siedlisk w zasięgu przebiegu szlaku komunikacyjnego oraz
- ekspansja gatunków obcych i synantropijnych.

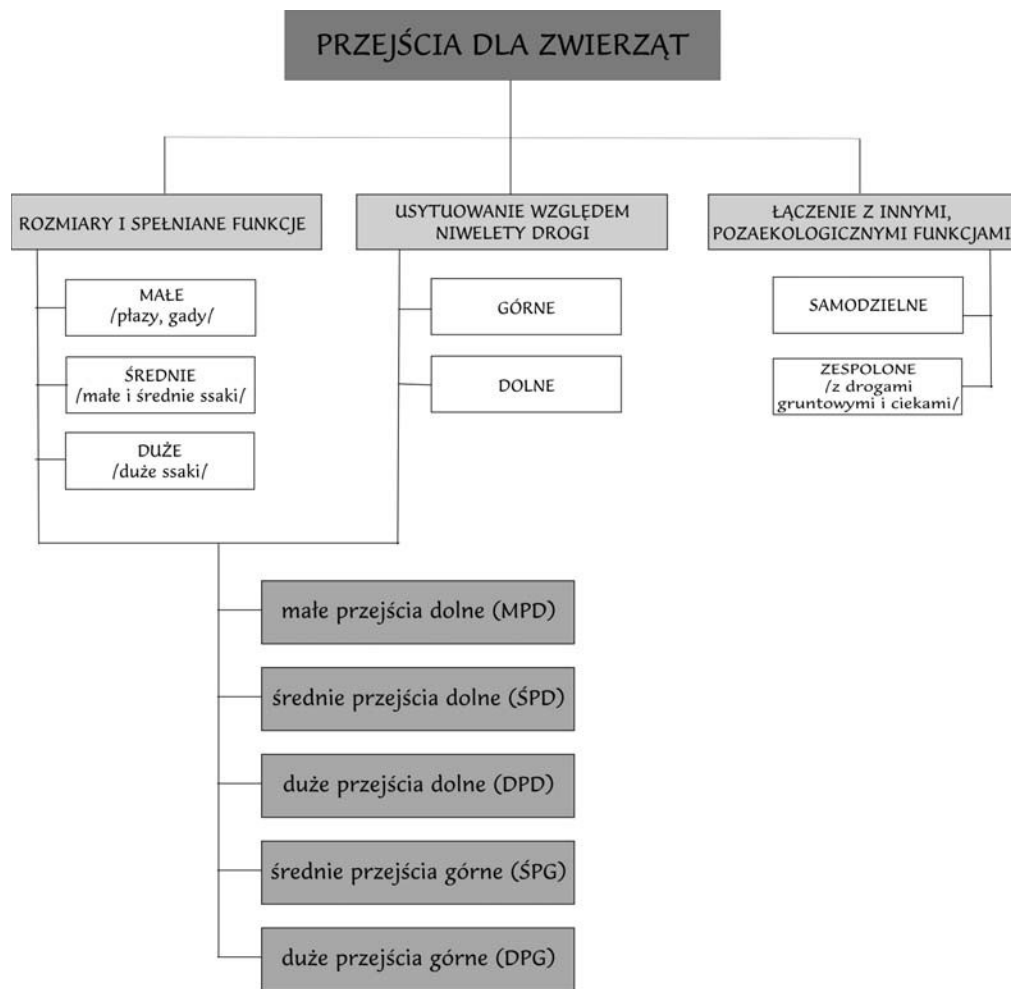
3. Klasyfikacja przejść dla zwierząt i uwagi na temat uzasadnienia ekonomicznego dla ich budowy

Skutecznym rozwiązaniem przedstawionego powyżej problemu są przejścia dla zwierząt. Zapewniają one łączność między dwoma, rozdzielonymi szlakiem komunikacyjnym płacami środowiska, umożliwiając zwierzętom swobodną migrację i stabilne, niezakłócone funkcjonowanie w obrębie populacji.

Na rysunku 1 przedstawiono klasyfikację przejść dla zwierząt, zaś na podstawie pracy Jędrzejewskiego i in. (2006) oraz Katalogu (2002) dokonano ich krótkiego opisu.

Małe przejścia dolne – rodzaj przejścia przeznaczony zasadniczo dla płazów, zwany „przejściem dla żab”, składa się z kanału o przekroju kołowym lub prostokątnym ułożonego w poprzek drogi, zakończonego otworami przyległymi do ogrodzeń podłużnych drogi. Wymiary takiego przejścia wynoszą: szerokość powyżej 2 m, wysokość powyżej 1,5 m.

Przeznaczenie: płazy (głównie żaby) i gady, ale może być wykorzystywane również przez inne małe zwierzęta takie jak: borsuki, lisy, kuny, łasice, gronostaje, wydry, tchórze, jeże oraz gryznie.



Rys. 1. Klasyfikacja przejść dla zwierząt [Źródło: Opracowanie własne na podstawie Katalogu (2002)]

Średnie przejścia dolne – obiekty tego typu są wykonywane w formie tuneli o przekroju kołowym lub prostokątnym o wymiarach wewnętrznych umożliwiających dostateczną widoczność światła i roślinności z drugiej strony przejścia, tj. szerokości powyżej 6 m i wysokości powyżej 2,5 m.

Przeznaczenie: przede wszystkim średnie ssaki: sarny, dziki, lisy. Przy odpowiednim zagospodarowaniu mogą z niego korzystać także rysie, wilki, a nawet jelenie.

Duże przejścia dolne – jest to przejście w formie tunelu pod drogą, o przekroju prostokątnym lub łukowym, zbudowane z elementów betonowych lub metalowych, wkomponowane w otoczenie przez odpowiednie nasadzenia roślinności możliwie zbliżonej do naturalnej. Minimalne parametry: szerokość 15 m, wysokość 3,5 m.

Przeznaczenie: duże ssaki, takie jak łoś, niedźwiedź, jeleń, wilk, ryś, żubr.

Średnie i duże przejścia górne – przejścia tego typu są wykonywane w szczególności, gdy droga jest prowadzona w wykopie, a górna powierzchnia przejścia będzie znajdować się w poziomie otaczającego terenu. Mogą to być tunele przeprowadzające drogę lub wiadukt nad drogą. Kształt, rozmiary i sposób zagospodarowania przejścia powinny zapewniać jak najlepszą widoczność roślinności po drugiej stronie drogi. Skrajne pasy powinny być pokryte naturalną roślinnością, za którą powinny być zainstalowane nieprzezroczyste ekrany wysokości od 1,5 m do 2,5 m, izolujące od hałasu i światła na drodze. Wysokość ekranów zależy od gatunków zwierząt korzystających z przejścia. Przedłużeniem ekranów powinny być ogrodzenia wykonane wzdłuż drogi oraz odpowiednia roślinność krzewiasta nakierowująca zwierzęta na przejście. Istotnym elementem zagospodarowania przejścia jest warstwa żyznej ziemi grubości 30-70 cm, na której powinna rosnąć trawa i roślinność przyciągająca zwierzęta.

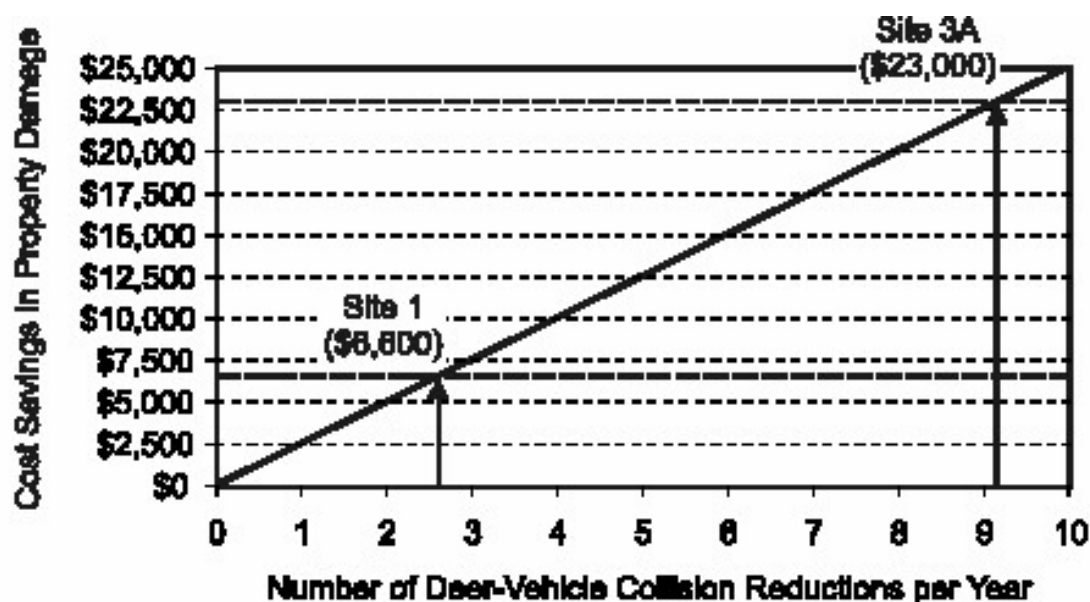
Przeznaczenie: średnie przejścia górne dla małych i średnich ssaków; mogą być również wykorzystywane przez gady i płazy oraz duże ssaki. Duże przejścia górne dla dużych ssaków, a zwłaszcza zwierząt kopytnych, mogą być również wykorzystywane przez gady i płazy oraz małe i średnie ssaki – mają więc charakter uniwersalny.

Po przejściach mogą być prowadzone drogi gruntowe rolne, leśne lub technologiczne. Powstają wówczas przejścia zespolone (wielofunkcyjne), które oprócz funkcji gospodarczej pełnią również funkcje ekologiczne.

Aby zachować lub odtworzyć stan środowiska naturalnego po obu stronach drogi, trzeba zbudować przejście w formie mostu biologicznego lub ekologicznego – zielony most, most krajobrazowy. Ten typ przejścia stosuje się, gdy jest nieuniknione przecięcie drogą korytarza przemieszczania się zwierząt kopytnych o znaczeniu regionalnym.

Do budowy przejść dla zwierząt wykorzystywane są różnorodne rodzaje materiałów i technologii: beton, stal, tworzywa sztuczne. Wybór materiału często wiąże się z ich rozmiarami (małe, średnie, duże). Stosowane rodzaje technologii i materiałów opisane zostały w wielu pracach, m.in.: Janusz i in. (2003); Janusz & Bednarek (2005); Janusz i in. (2006a); Janusz i in. (2006b); Janusz (2006). W USA opracowany został algorytm pozwalający na analizę ekonomiczną skutków działań zapobiegawczych wypadkom drogowym z udziałem zwierząt (Michelle & Page 2006). Na podstawie ewidencji kosztów kolizji drogowych opracowano tabele, które pozwalają na finansową ocenę prawdopodobnych kolizji i ich konfrontację z kosztami działań im zapobiegającym (w tym budową przejść dla zwierząt). Posługując się wspomnianym algorytmem można poszukiwać granicznych wartości nakładów inwestycyjnych, dla których planowana inwestycja ekologiczna ma również uzasadnienie finansowe. Algorytm opisany jest w następujących pracach: Michelle & Page (2006); Janusz (2006); Janusz i in. (2006a).

Na podstawie badań amerykańskich z Virgini (Donaldson 2006) dokonano oceny korzyści finansowych powstałych w wyniku budowy podziemnych przejść dla zwierząt. Analiza poniższego wykresu (rys. 2) potwierdza, że wraz z ograniczeniem potencjalnej liczby kolizji z udziałem jeleni (DVC) w okresie rocznym rosną oszczędności w wydatkach spowodowanych kolizjami.



Rys. 2. Redukcja kosztów wynikająca z ograniczenia liczby kolizji drogowych z udziałem jeleni, spowodowanego budową podziemnych przejść dla zwierząt (Donaldson 2006).

[Objaśnienia: x - liczba kolizji, których uniknąć; y - oszczędność kosztów]

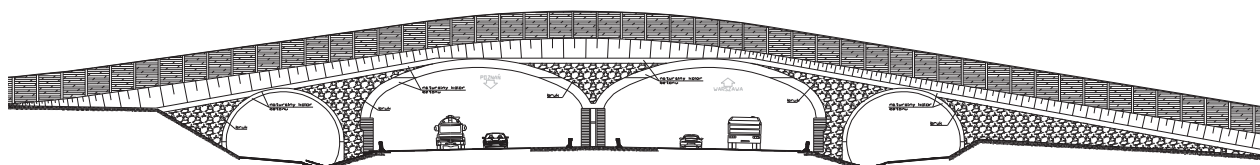
4. Przykład zastosowania konstrukcji ze stalowych blach falistych do budowy przejścia dla zwierząt nad autostradą A2

W 2006 roku zostały oddane do użytkowania 2 przejścia dla zwierząt nad autostradą A2 wykonane w technologii konstrukcji podatnych. Każdy z obiektów składa się z dwóch konstrukcji ze stalowych blach falistych o przekroju łukowym i dwóch konstrukcji o profilu zamkniętym łukowo-kołowym (rys. 3 i 4).

Konstrukcje łukowe mają rozpiętość 17,67 m i wysokość 5,50 m i są posadowione na żelbetowych podporach. Konstrukcje zostały wzmocnione za pomocą żeber w postaci blach falistych na całej powierzchni konstrukcji. Blachę główną oraz żebra wykonano z profili fali 380×140×7 mm. Długość konstrukcji stalowych w miejscu podparcia wynosi ok. 59 m. Konstrukcje o profilu zamkniętym natomiast mają rozpiętość 9,36 m i wysokość 8,13 m. Wykonane zostały z blachy o profilu fali 200×55×7 mm. Ich długość wynosi ok. 76 m. Konstrukcje o profilu zamkniętym posadowione zostały na fundamencie kruszywowym.

Wszystkie konstrukcje stalowe wykonane zostały z blachy zabezpieczonej warstwą cynku zgodnie z PN-EN ISO 1461:2000 oraz dodatkowo ich wewnętrzna powierzchnia pomalowana została farbą epoksydową o grubości min. 200 µm. Po zmontowaniu konstrukcji przewidziano zabezpieczenie antykorozyjne powierzchni stykających się z gruntem za pomocą emulsji bitumicznej. Konstrukcje ze stalowych blach falistych zasypane są mieszanką żwirowo-piaskową zagęszczoną do wskaźnika zagęszczenia min 97% wg standardowej próby Proctora. Wysokość zasypki nad konstrukcjami SC wynosi ok. 2,20 m. Nad konstrukcjami ułożona została izolacja zabezpieczająca przed ewentualnym przesączaniem się wody opadowej do wnętrza konstrukcji.

Minimalna szerokość użytkowa każdego z przejść wynosi ok. 36 m, która zwiększa się na końcach i w rejonie podstawy dochodzi do 75 m. Płaszczyzny wlotu i wylotu przejścia ścięte są zgodnie z pochyleniem skarpy 1:1,5. Wlot i wylot wzmocniony został wieńcem żelbetowym a skarpy umocnione za pomocą kamienia polnego oraz darniny (ryc. 5). Obiekty wyposażone zostały w zieleń ekranizującą, a na krawędziach przejścia przewidziano ekrany przeciwoślśniowe. Wzdłuż autostrady zaprojektowano ogrodzenie, które dochodzi do ekranów, dzięki czemu ogranicza niebezpieczeństwo przedostania się zwierząt na teren pasa ruchu.



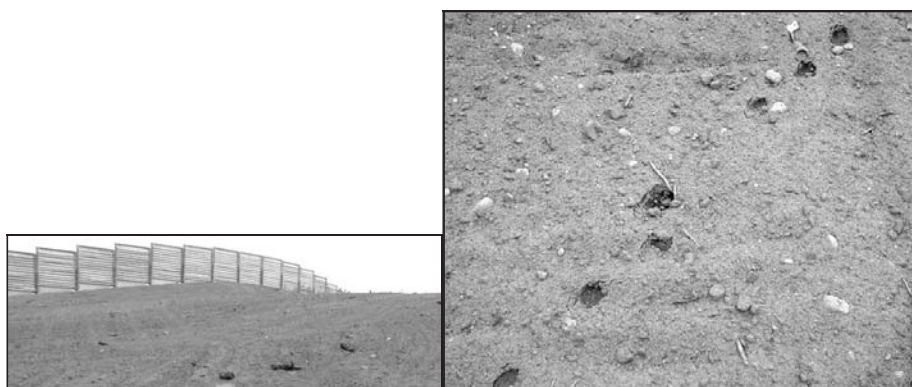
Rys. 3. Widok z boku projektowanego przejścia dla zwierząt nad autostradą A2



Rys. 4. Widok zrealizowanego ekomostu



Rys. 5. Sposób wykonania obiektu na jego końcach



Rys. 6. Ślady zwierzęcia na przejściu ekologicznym nad autostradą A2

Obiekty realizowane nad autostradą A2, to największe na świecie przejścia dla zwierząt wykonane w technologii konstrukcji z blach falistych. Efektywny czas montażu czterech konstrukcji składających się na jedno przejście to osiem tygodni przy użyciu jednego dźwigu i zaangażowaniu 12-osobowej brygady pracowników. Montaż zakończono w drugim tygodniu września 2005. Organizacja montażu pozwalała na prowadzenie prac związanych z budową autostrady pod obiektami bez zakłóceń. Po ukończeniu obiektu zauważono ślady zwierząt, które z niego korzystały przechodząc na drugą stronę autostrady (rys. 6).

5. Dodatkowe przykłady zastosowania konstrukcji gruntowo-powłokowych do budowy przejść dla zwierząt

Na rycinach 7-9 przedstawiono przykładowe przejścia dla małych i średnich zwierząt. Konstrukcje zamieszczone na tych fotografiach są obecnie najczęściej wykonywane w ciągu dróg kołowych i kolejowych w Polsce.



Rys. 7. Przykład przejścia dla płazów oraz małych ssaków pod autostradą A2



Rys. 8. Doświetlenie przejścia pod drogą w pasie rozdziału



Rys. 9. Przykład przejścia dla zwierząt pod autostradą, Kanada

6. Badania nowoczesnych ekologicznych konstrukcji przejść dla zwierząt w Instytucie Badawczym Dróg i Mostów [IBDiM] w Żmigrodzie

Z uwagi na nowoczesność zaprezentowanych rozwiązań przejść dla zwierząt, zrealizowano w IBDiM cykl badań tego typu konstrukcji zbudowanych z różnych materiałów. Wykonano je w ostatnich kilku latach na zlecenie firm, głównie firmy Viacon. Badaniami objęto:

- konstrukcje owalne o przekroju zamkniętym typu Multi Plate
- konstrukcje o przekroju otwartym typu Box Culvert – w systemie Multi Plate
- stalowe kratowane konstrukcje o przekroju kołowym o średnicy 1 m typu Helcor
- karbowane konstrukcje o przekroju kołowym wykonane z tworzyw sztucznych PEHD.

Badania przeprowadzono w skali naturalnej na mostowym Stendzie badawczym w Żmigrodzie, zaś uzyskane wyniki przedstawiono w kilku raportach: Duszyński (1998), Wysokowski i in. (1999a) i Wysokowski i in. (1999b). Badania wymienionych konstrukcji, które mogą być wykorzystane jako przejścia dla zwierząt, przeprowadzono pod obciążeniem statycznym, dynamicznym, a wybrane z nich nawet długotrwałym zmęczeniowym.

Z uwagi na to, że omawiane konstrukcje są typu gruntowo-powłokowego, istotna w tych badaniach jest współpraca z gruntem. Dlatego też analizowano siły zewnętrzne w konstrukcji powłok jak i naprężenia w gruncie. Wykazano dużą sztywność i trwałość tych konstrukcji m.in. z uwagi na dużą współpracę gruntu w przenoszeniu obciążeń. Uzyskane wyniki można znaleźć w odpowiednich raportach oraz publikacjach: Vaslestad & Wysokowski (1998), Vaslestad i in. (1999), Vaslestad i Wysokowski (1999), Wysokowski (1999), Wysokowski (2001, 2002), Wysokowski i Vaslestad (2002).

7. Podsumowanie

Podsumowując niniejsze omówienie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że przedstawione w artykule konstrukcje w pełni nadają się jako budowle służące przejściom dla zwierząt. Istotne w tym wypadku jest stwierdzenie, że konstrukcje te z uwagi na ich masywność, nie przenoszą drgań, co jest również istotne z punktu widzenia wykorzystania ich przez migrujące przez nie zwierzęta. Nie bez znaczenia jest również duża trwałość.

Zaprezentowane tutaj zagadnienie budowy przejść dla zwierząt, w aspekcie zmniejszenia negatywnego wpływu ruchu drogowego i kolejowego wynikłego z inwestycji komunikacyjnych, potwierdza konieczność przestrzegania zasady zrównoważonego rozwoju ludzkości. Przytoczone przykłady pokazują, że oprócz aspektów ekologicznych można i należy uwzględniać aspekty techniczne, ekonomiczne i społeczne. Zręczne połączenie wspomnianych aspektów pozwala na zachowanie równowagi rozwoju. Przedstawiony przykład budowy przejścia dla zwierząt nad autostradą A2 w Polsce może być wzorem do podobnych rozwiązań w drogownictwie i kolejnictwie.

Literatura

- Donaldson B. (2006). The use of highway underpasses by large mammals and other wildlife in Virginia and factors influencing their effectiveness. Transportation Research Board Annual Meeting. Proceedings, paper no 06-0561. Washington.
- Duszyński A. (1998). Sprawozdanie z nadzoru naukowego IBDiM nad budową modelu badawczego z zastosowaniem przepustu Multi-Plate na Stanowisku Badań Mostów w OBMBiK w Żmigrodzie [A report on the scientific supervision of IBDiM over the construction of the test model using Multi-Plate culvert on the Bridge Testing Stand in OBMBiK in Żmigród. IMDiM. Żmigród.
- Evink G. L. (2001). Interaction Between Roadways and Wildlife Ecology. A Synthesis of Highway Practice,

- NCHRP Synthesis 305. Transportation Research Board, Washington D.C, 2002.
- Janusz L. (2006). Improving safety on roads and environmental care through construction of animal crossings with use of flexible steel structures. Proceedings of International Conference on Building Education and Research, BEAR 2006, Hong-Kong.
- Janusz L. & Bednarek B. (2005). Największe na świecie przejście dla zwierząt nad autostradą wykonane z konstrukcji z blach falistych [The largest wildlife overpass in the world made with corrugated plate technology]. Materiały Budowlane 9, Warszawa.
- Janusz L., Bednarek B., Machelski C. & Maliszewicz P. (2006a). Ekomosty o konstrukcji z blach falistych [Ecological bridges constructed from corrugated plates]. Eko-Most 2006. Trwałe obiekty mostowe w środowisku [Durable bridge structures in the environment]. Warszawa.
- Janusz L., Bednarek B., Zouhar J. & Sana M. (2006b). The biggest animal overpass made of C-SPS in the world. 11 Międzynarodowe Sympozjum MOSTY 2006, Brno.
- Janusz L., Winkowska-Pawlak H., Bednarek B. & Mielnik Ł. (2003). Ekologiczne przejścia dla zwierząt [Ecological wildlife passages]. Magazyn Autostrada 3, Warszawa.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Myszałek R., Stachura K. & Zawadzka B. (2006). Zwierzęta a drogi. Metody ograniczenia negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt [Wildlife and roads. Methods of limiting the negative effect of roads on wildlife populations]. Zakład Badania Ssaków PAN.
- Katalog drogowych urządzeń ochrony Środowiska [The catalogue of road facilities for environmental protection], (2002). Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad. [General Directorate of National Roads and Highways]. Warszawa.
- Michelle A. & Page P. E. (2006). A Toolkit for Reducing Wildlife & Domestic Animal-Vehicle Collisions in Utah. Transportation Research Board Annual Meeting 2006, CD-ROM.
- Vaslestad J., Korusiewicz L. & Wysokowski A. (1999). General Description of Static and Dynamic Testing of Instrumented Culvert. V International Conference "Durable and Safe Road Pavements", 2: 215-221. Kielce.
- Vaslestad J. & Wysokowski A. (1998). Full Scale Testing Multi-Plate Steel Structures in Poland. The 6th Conference "Shell Structures, Theory and Applications" Gdańsk-Jurata, s. 273-274.
- Vaslestad J. & Wysokowski A. (1999). Full scale testing of Multi-Plate corrugated steel culverts including fatigue problems. Archives of Civil Engineering, XLV, 2.
- Wysokowski A. (1999). Badania odporności zmęczeniowej przepustów ze stali karbowanej i tworzyw sztucznych w skali naturalnej. IV Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Problemy Projektowania, Budowy i Utrzymania Mostów Małych” [Testing the fatigue resistance of culverts made of corrugated steel and plastics on a natural scale], pp. 380-392. Wrocław.
- Wysokowski A. (2001). Method of assessing fatigue hazard to steel railway bridges. Engineering Transactions, 4: 459-483.
- Wysokowski A. (2002). Effect of Fatigue on the Durability of Steel Highway Bridges. Archives of Civil Engineering, XLVIII, 1.
- Wysokowski A., Korusiewicz L. & Kunecki B. (1999a). Sprawozdanie z wykonania badań dla konstrukcji przepustów w systemie Multi-Plate i z rur DV/Arot Optima. Część 1: Multi-Plate. [A report on research for the construction of culverts of the Multi-Plate System and from DV/Arot Optima pipes. Part 1: Multi-Plate.] IBDiM. Żmigród.
- Wysokowski A., Korusiewicz L. & Kunecki B. (1999b). Sprawozdanie z wykonania badań dla konstrukcji przepustów w systemie Multi-Plate i z rur DV/Arot Optima. Część II: rury DV/Arot Optima i Helcor. [A report on research for the construction of culverts of the Multi-Plate System and from DV/Arot Optima pipes. Part 2: DV/Arot Optima and Helcor pipes]. IBDiM. Żmigród.
- Wysokowski A. & Vaslestad J. (2002). Full Scale Fatigue Testing of Large - Diameter Multi-Plate Corrugated Steel Culverts. Archives of Civil Engineering, XLVIII, 1.

Siedliska rozdzielone infrastrukturą transportową ponownie łączone są przez ekologiczne mosty i przepusty: przykłady przejść dla dzikich zwierząt w Austrii, Belgii, Francji, Niemczech, Szwajcarii i Polsce

Józef Curzydło¹ & Jan Konopka²

¹Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska, Akademia Rolnicza w Krakowie; al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków; ²Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Streszczenie. Na tle dobrze zaprojektowanych mostów ekologicznych w Europie przedstawiono w pracy krytyczną ocenę pięciu mostów zbudowanych specjalnie dla dzikich zwierząt nad autostradą A-4 w woj. opolskim. Oddane w 2000 roku do użytku budowle nie spełniają swojego zadania, ponieważ są zbyt wąskie i nie zostały odpowiednio zagospodarowane zielenią. Brak nasadzeń drzew i krzewów zniechęca zwierzęta (m.in. jelenie) do korzystania z nich i przekraczania autostrady.

Słowa kluczowe: autostrada A4, Polska, przejścia dla zwierząt, użytkowanie

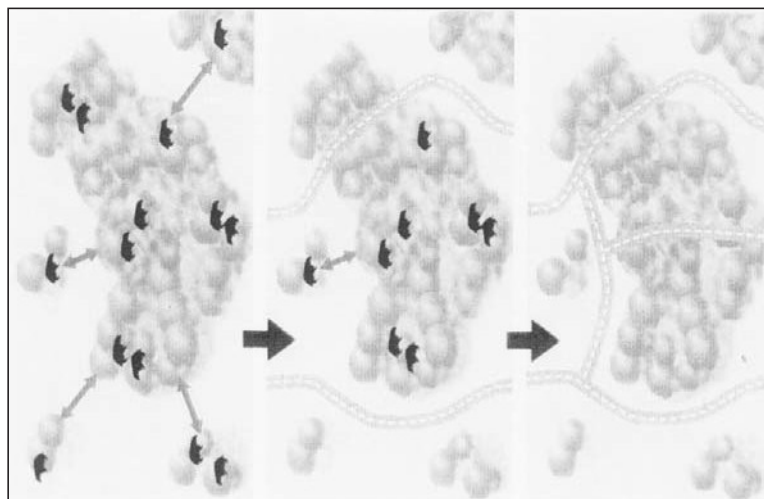
1. Wprowadzenie

Polska jest krajem, w którym zachowane zostały jeszcze naturalne krajobrazy, lasy i puszcze, naturalne łąki, pastwiska, a także tereny podmokłe i torfowiska. Świadczy o tym bogactwo m.in. ptaków i innych dzikich zwierząt. Obecnie występuje w naszym kraju około 40 tys. par bocianów. Co trzeci bocian światowego stanu żyje w Polsce. Jeżeli chodzi o dzikie ssaki, to wg GUS-u z 2005 r. ich liczebność w dniu 31.III.2005 r. wynosiła: daniiele – 13115, łosie – 3896, muflony – 1684, jelenie – 140700, sarny – 691600, dziki – 173500, lisy – 201200, zające – 475400. Mamy zatem co chronić. Dzikie zwierzęta stanowią naturalne bogactwo przyrody i tak samo jak człowiek mają prawo do życia, dlatego też należy uczynić wszystko, aby zachować je dla następnych pokoleń.

Tymczasem, drogi, szybkie linie kolejowe, a szczególnie autostrady – ze względu na to, że panuje na nich bardzo duży ruch samochodowy oraz to, że są grodzone – stanowią barierę nie do pokonania dla dzikich zwierząt.

Fauna przemierza setki kilometrów od lat utartymi szlakami migracyjnymi, zlokalizowanymi w korytarzach ekologicznych. Przecięcie tych ścieżek autostradami i drogami ekspresowymi, a także liniami szybkich kolei uniemożliwia migracje dzikim zwierzętom, które nie mogą żyć na zbyt małych obszarach (rys. 1).

Na skutek fragmentacji środowiska i przerywania łączności pomiędzy odległymi, niespokrewnionymi populacjami, zwierzęta zmuszone są do egzystencji na zamkniętych wyspach i nie mogą się przemieszczać. Uniemożliwione zostaje kojarzenie się zróżnicowanych genetycznie populacji, co powoduje ich stopniową degenerację, osłabienie naturalnej odporności, a w końcowym etapie doprowadza do ich wymierania.



Rys. 1. Podział środowiska ruchliwymi drogami i autostradami eliminuje dzikie zwierzęta ze środowiska, które nie mogą żyć na zbyt małych obszarach (IENE, 2000)

2. Istniejąca i planowana sieć autostrad w Polsce

Obecnie w Polsce dysponujemy fragmentami (odcinkami) autostrad o łącznej długości 398 km. Ostatnie projekty z 2002 roku przewidują, że do 2010 roku wybudujemy 1586 km autostrad i będziemy dysponowali łącznie około 2000 km. Jest to niezbędne minimum. Zmodernizowana i rozbudowana zostanie również sieć dróg ekspresowych.

Autostrady, ze względu na wysokie wymagania techniczne, brutalnie przecinają środowisko, są zazwyczaj grodzone i dlatego stanowią przeszkodę nie do pokonania dla dzikich zwierząt. Planowana sieć autostrad i zmodernizowanych dróg ekspresowych przetnie szlaki migracyjne dzikich zwierząt. Największe zagrożenie fragmentacją środowiska będzie dla łosi, które przemieszczają się z obfitych siedlisk północno-wschodnich rejonów Polski w kierunku zachodniej granicy, skąd przez rzekę Odrę przechodzą do rejonów Niemiec, a na południu do Czech i na Słowację. Tymi szlakami przemieszczają się także inne jeleniowate i wilki, a wędrówki te odbywają się w obydwu kierunkach.

3. Stan mostów dla zwierząt nad autostradą A-4 w regionie opolskim

Autostrada A-4 na odcinku woj. opolskiego przebiega na przestrzeni 89 km, w tym przez 32 km kompleksów leśnych obfitujących w dzikie zwierzęta: jelenie, danielę, sarny, dziki, zające i lisy. Okresowo przemieszczają się także łosie. Na odcinku tym wybudowano 5 mostów, zaprojektowanych specjalnie dla dzikich zwierząt.

Projekty przejść mostowych wykonał Krakowski TRANSPROJEKT. Mosty są za wąskie (10-12 m), a ich powierzchnie, nawet tych służących wyłącznie zwierzętom miały być wyłożone kostką. Na zlecenie ATMOTERMU Sp. z o.o. pod kierunkiem autora artykułu, dokonano w Akademii Rolniczej w Krakowie oceny projektów mostowych. Zważywszy na bogactwo dzikich zwierząt (w tym także łosi) i ich migracje, zaproponowano mosty o szerokości 70 m, jednak ze względu na koszty projektów nie uzyskało to akceptacji, jedynie zamiast projektowanej na powierzchni mostów kostki brukowej zgodzono się na glebę i trawę, a także drzewa i krzewy.

Widząc brak zrozumienia zarówno przez projektantów, jak i drogowców autor napisał do Łowcy Polskiego alarmujący artykuł pod tytułem „Autostrady i zwierzęta. – Czy tylko autostrada opolska będzie zabójcza dla zwierząt?” (Curzydło 1998)

Dla przybliżenia problemów związanych z projektowaniem, budową i funkcjonowaniem ekologicznych mostów i przepustów oraz przekazania wyników badań z tego zakresu w Polsce, autor w dniach 7-10. 09. 1999 roku zorganizował Międzynarodowe Seminarium w Centrum Kongresowym AR w Krakowie (Curzydło 1999). Na Seminarium przybyli m.in. V. Keller (Szwajcaria), B. Georgi, U. Tegothof i M. Kilka (Niemcy), A.A.G. Piepers (Holandia) i F. H. Voelk (Austria). Zaprezentowali bardzo ciekawe referaty oraz filmy video z zainstalowanych na mostach i przepustach kamer. Wszystkie referaty zostały wydrukowane w 450 egzemplarzach i rozdane uczestnikom Seminarium.

Pierwszy dzień był przeznaczony na zapoznanie się z budowanymi mostami i ich lokalizacją w terenie. Specjaliści zagraniczni wypowiedzieli się krytycznie zarówno na temat szerokości mostów jak i kontenerów betonowych. Drzewa i krzewy należy posadzić wprost do odpowiedniej gleby nałożonej na powierzchnie mostów. Mosty, aby były skuteczne zwłaszcza dla większych ssaków (jelenie, łosie) powinny mieć szerokość minimum 50 metrów. Na początku lat 80-tych w Europie Zachodniej budowano mosty wąskie na 8-15 m, jednak teraz wykorzystując zdobyte doświadczenia takich obiektów już się nie projektuje.

Dzikie zwierzęta cierpią na klaustrofobię i na wąskie oparkanie mosty nie wchodzi. Powierzchnie mostów, jak również tzw. „lejków” muszą być obsadzone drzewami i krzewami naprowadzającymi, zachęcającymi zwierzęta do przechodzenia.

[Należy nadmienić, że w wyniku zorganizowania Międzynarodowego Seminarium w Krakowie w 1999 r., Vägverket – Swedish National Road Administration w uzgodnieniu z Generalną Dyрекcją Dróg Krajowych i Autostrad, w związku posiadaniem doświadczenia w dziedzinie fragmentacji siedlisk i rozbudowy infrastruktury, Józef Curzydło został mianowany Krajowym Koordynatorem na obszarze Polski, natomiast Joanna Zaifryd mianowana została Sub-Koordynatorem (Nominacja Vägverket 2000)].

Jadąc autostradą A-4 od Wrocławia w kierunku Gliwic spotykamy w obrębie woj. opolskiego 5 mostów zbudowanych specjalnie dla dzikich zwierząt. Wizualnie – z jezdni – bardzo dobrze się prezentują. Pierwszy most z ażurowym parkanem spotykamy w km 217,7 (rys. 2). Niestety, ten piękny i konstrukcyjnie solidny most nie jest akceptowany przez dzikie zwierzęta, o czym świadczy zupełny brak śladów ich migracji (rys. 3). Zwierzęta wychodzące z lasu (rys. 4), nie widzą drzew po drugiej stronie mostu tylko budowlę ograniczającą ich swobodną ucieczkę, dlatego z powodu klaustrofobii z takich „ekologicznych” mostów nie korzystają. Sytuacja może ulec zmianie, jeżeli tzw. „lejki” i powierzchnia mostu zostaną obsadzone drzewami i krzewami naprowadzającymi, o co autor postuluje od wielu lat (Curzydło 2002; Curzydło J. & Curzydło M. 2002).

Jadąc od Wrocławia w kierunku Gliwic spotykamy na 230,3 km trzeci ogrodzony most. Fragment powierzchni mostu z kontenerami prezentuje fotografia wykonana wiosną 2000 r. (rys. 5) Tak, jak przewidywał autor jałowce pousychały, a krzewy żarnowca uschną „później”. Obecnie rosną tam wyłącznie chwasty (rys. 6).



Rys. 2. Most z ażurowym parkanem w km 217,7 zlokalizowany wśród lasów. „Lejki” nie obsadzone drzewami ani krzewami



Rys. 3. Dzikie zwierzęta z tego mostu nie korzystają



Rys. 4. Most nr 2 w km 228,5. Zwierzęta z niego nie korzystają



Rys. 5. Fragment powierzchni mostu z kontenerami i uschniętymi jałowcami. Żarnowiec uschnie później



Rys. 6. Fragment powierzchni mostu prezentowanego na rys. 4. Celem dokładnego zważenia gleby i dolnej warstwy drobnych filtrujących kamyczków – zawartość 1 konteneru wybrano i określono ciężar

Na podstawie zamieszczonych tutaj fotografii (rys. 2-6), a także zdjęć prezentowanych w opracowaniu wykonanym w 2004 r. na zlecenie Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych (Curzydło i in. 2006) i w publikacji na łamach Magazynu *Autostrady* (Curzydło i in. 2001) trudno zrozumieć, dlaczego krakowski TRANSPROJEKT zaplanował w ten sposób zieleń zarówno na powierzchni mostów, jak również na dojeściach do nich (w tzw. lejkach). Na obrzeżach mostów zaprojektowano ciężkie betonowe kontenery o wymiarach 2 x 1 x 1 m. Napełniono je glebą i posadzono w nich iglaki oraz krzewy żarnowca. Jak przewidywałem w 1999 r. jałowce i żarnowiec pousychały, a obecnie

rosną w nich chwasty. Brak również ścieżek naprowadzających na tzw. „lejki”. Jak już wspomniano, w projektach przewidywano także wyłożenie powierzchni mostów kostką brukową, i to nawet na mostach zlokalizowanych w lasach a przeznaczonych wyłącznie dla zwierząt. Z krytycznych uwag autora uwzględniono jedynie to, że kostkę zamieniono na warstwę gleby i trawę.

Jak prezentuje zdjęcie (rys. 6), z jednego kontenera wybrano piaszczystą glebę z kamyczkami i zważono. Całkowita waga gleby wynosiła: 2,6 tony x 44 kontenery = 104 tony. Pod glebą na dnie kontenera znajduje się warstwa kamyków o grubości około 15-20 cm. Całkowity ich ciężar wynosi: 0,848 tony x 44 kontenery = 37 ton. Tak więc, łączne obciążenie samej gleby i filtrujących kamyczków równa się 141 ton. Do tego należy jeszcze doliczyć ciężar samych betonowych kontenerów, który przy mocno zbrojonym betonie musi ważyć dwukrotnie więcej od gleby i kamyczków. W miejsce tych chybionych kontenerów, które na dodatek zwężają powierzchnię mostu, należy nałożyć grubszą warstwę gleby, o co dawno wnosił autor (Curzydło 2002; Curzydło J. & Curzydło M. 2002). W opracowaniu autorskim, obejmującym prace projektowo przygotowawcze do modernizacji przejścia dla zwierząt nad autostradą A-4 w okolicach Nadleśnictwa Prószków (Curzydło i in. 2006) zaproponowano, aby fragmenty betonowych kontenerów obciąć i usunąć razem z ich zawartością a na ich miejsce nałożyć warstwę 60-70 cm gleby „kwaśnej” z otaczającego lasu i w niej dokonać nasadzeń drzew leśnych (gatunki jak w otaczającym lesie). Modernizacja dotyczy nie tylko mostu w km 230,32, ale również pozostałych 4 mostów w obrębie woj. opolskiego.

Na zakończenie opisu funkcjonowania mostów dla zwierząt nad autostradą A-4 są także optymistyczne fakty. Dwa ostatnio zbudowane mosty w rejonie Gliwic (obręb woj. śląskiego) mają szerokość 32 m, pozbawione są tych nieszczęsnych betonowych kontenerów i wyposażone je w łagodniejsze wydłużone lejki. Warstwa gleby nałożona na powierzchnię mostu wynosi około 40 cm i rosną na niej szlachetne trawy, koniczyna biała i łąkowa. Te smaczne rośliny przyciągają zwierzęta, które z tych mostów korzystają, bowiem wychodząc z lasu dzięki łagodniejszym lejkom, po drugiej stronie mostu widzą wierzchołki drzew i to je zachęca do przechodzenia. Jeżeli natomiast chodzi o obsadzenie zarówno powierzchni mostów jak i lejków, to jest ono mizerne (pokrzywione, rachityczne). Obsadzono je drzewami leśnymi, m.in. świerkami, sosnami, lipami, brzoźami, berberyse i trzmieliną.

Omawiając mosty dla zwierząt w obrębie woj. wielkopolskiego, to na A-2 odcinku Konin-Września są one dość szerokie (32 m), lecz znów z tymi nieszczęsnymi (choć niższymi) kontenerami. Niestety nie zostały obsadzone ani drzewami ani krzewami. Natomiast stosunkowo dobry most o szerokości 33 metrów wybudowano w rejonie Poznania na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego nad drogą nr 5 Leszno-Poznań. Lejki są łagodne, obsadzone drzewami, w tym także powierzchnia mostu. Zwierzęta z niego korzystają (rys. 7, 8).

4. Mosty i przepusty dla zwierząt w niektórych krajach europejskich

Zielone mosty i przepusty opisałem już wraz z dokumentacją fotograficzną w kilku publikacjach (np. Curzydło 2002; Curzydło J. & Curzydło M. 2002; Curzydło & Polak 2004; Curzydło i in. 2006). Ponadto szczegółowy opis przejść dla dzikich zwierząt łącznie z fotografiami został zaprezentowany w sprawozdaniu z wyników badań dla Komitetu Badań Naukowych (projekt autorski Nr 6PO4G06715). W tym artykule prezentujemy więc tylko kilka przykładów (rys. 9, 10 i 11).



Rys. 7. Most na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego nad drogą nr 5 (Fot. J. Konopka)



Rys. 8. Zarówno powierzchnia mostu, jak i tzw. „lejków” obsadzona świerkami i sosnami (Fot. J. Konopka)



Rys. 9. Belgia. Most nad autostradą Bruksela-Luksemburg w rejonie leśnym. Ma tylko 8 metrów szerokości, ale jest za to bardzo dobrze zagospodarowany. Poziom powierzchni mostu został zrównany z poziomem otaczającego lasu. Korzystają z niego sarny



Rys. 10. Niemcy. Droga B31. Jeden z kilku mostów dla zwierząt o szerokości 33 metrów. Jezdnie drogi w rejonie mostu zostały obniżone



Rys. 11. Szwajcaria. Jeden z nowych mostów nad autostradą N7 o szerokości 200 metrów. Jest to superkomfortowy most w terenie płaskim, lecz jezdnie autostrady zostały obniżone. Poziom mostu jest zbliżony do poziomu otaczającego lasu

5. Podsumowanie i wnioski

Pięć mostów zbudowanych specjalnie dla dzikich zwierząt nad autostradą A-4 w woj. opolskim i oddanych do użytku w 2000 r. nie spełnia swojego zadania. Mają one szereg wad. Mosty są zbyt wąskie, jednak ich największą wadą jest brak zagospodarowania nasadzeniami drzew i krzewów, zachęcających i naprowadzających zwierzęta do przechodzenia. Zwierzęta (m.in. jelenie) podąża-

ją wzdłuż ogrodzenia i zatrzymują się w dolnych partiach tzw. lejków, lecz na most z powodu klaustrofobii boją się wchodzić, ponieważ spostrzegają różnorakie przeszkody (np. parkan, ogrodzenie) i nie widzą po drugiej stronie mostu drzew ani wolnej przestrzeni. Wyjątek stanowi most w rejonie Prószkowa (na 230,3 km). Dojścia do mostu, tzw. „lejki”, są tam bardziej wydłużone i łagodniejsze, dlatego też zwierzęta wychodzące z lasu widzą po drugiej stronie mostu wierzchołki drzew i powoli zaczynają przechodzić.

Doprawdy trudno zrozumieć skąd się wziął pomysł projektantów krakowskiego TRANS-PROJEKTU z ciężkimi betonowymi kontenerami. Pomimo ostrej krytyki autora (Curzydło 1998) oraz specjalistów – uczestników roboczego Międzynarodowego Seminarium, które odbyło się w Krakowie w dniach 7-10. 09. 1999 roku, ani projektanci, ani drogowcy uczestniczący w tym seminarium nie przyjęli żadnych krytycznych uwag i propozycji.

Z przykrością należy zaznaczyć, że po wybudowaniu tych mostowych „bubli” ani wykonawca, ani drogowcy nie interesowali się, co się dzieje z posadzonymi w kontenerach jałowcami i żarnowcami, a także krzewami i drzewami posadzonymi na tzw. „lejkach”. Tymczasem wszystkie te rośliny uschły.

Nasuwa się też pytanie, gdzie wykonawcy złożyli wierzchnią warstwę humusu zdartego z 30 kilometrowego odcinka leśnego, przez który przebiega autostrada. Zarówno kontenery, jak i tzw. „lejki” zostały wypełnione ubogą, zasadową, marglową glebą, w której drzewiaste rośliny nie będą rosły.

Istnieje pilna potrzeba ponownego zagospodarowania zielenią zarówno „lejków”, jak i powierzchni mostów. Ciężkie betonowe kontenery należy usunąć, a na ich miejsce na całej powierzchni mostów nałożyć dobrą glebę – humus „kwaśny” z otaczającego lasu i tam posadzić drzewa, jak to przewiduje projekt z 15 listopada 2004 r., opracowany przez Akademię Rolniczą w Krakowie dla Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych.

Jadąc z Gliwic autostradą A-4 w kierunku Wrocławia spotykamy już 2 dobre mosty dla zwierząt o szerokości 32 metrów, bez kontenerów i „z lepszą glebą”, mieszkankę dobrych traw z roślinami motylkowymi, a także drzewa i krzewy posadzone wprost do gruntu. Dziwi jednak fakt, że drogowcy wydając miliony na budowę mostu, posadzili rachityczne, już częściowo usychające drzewa. Dlaczego na obsadzenie roślinami drzewiastymi nie wydano tych tak potrzebnych kilku tysięcy złotych.

Kraj nasz wreszcie intensywniej rozpoczyna opóźnioną budowę autostrad, w tym także mostów dla zwierząt. Konieczna jest współpraca drogowców z leśnikami, przyrodnikami i myśliwymi. Są liczne opracowania, poparte wynikami badań, m.in. prowadzonych w Europie Zachodniej pod kierunkiem Szwajcarskiego Instytutu Ornitologicznego SEMPY (znany specjalista dr Verena Keller, Hans Peter Pfister, a także: A.A. Piepers, Udo Tegohtof, Bertram Georgii, Friedrich H. Voelk i inni). Od 1990 roku ukazało się wiele opracowań na temat konfliktu dzikich zwierząt i dróg (m.in. Environnement Faune construction de routes et trafic. Copyright: SBF 1995). Ostatnio wydane zostały 2 tomy wyników badań COST Action 341 i COST 341 (2003). Bardzo interesujące są także wyniki badań zaprezentowane podczas Międzynarodowej Konferencji „Oddziaływanie infrastruktury transportowej na przestrzeń przyrodniczą” w Poznaniu (2006).

Literatura

- Curzydło J. (1998). Autostrady i zwierzyna. Czy tylko autostrada opolska będzie zabójcza dla zwierząt? [Highways and wildlife – Will only the Opolska highway be deadly to animals?]. *Łowiec Polski*, 6: 8-9.
- Curzydło J. (1999). Ekologiczne przejścia dla zwierząt wolno żyjących i przydrożne pasowe zadrzewienia – niezbędnymi składnikami nowoczesnych inwestycji transportowych [Ecological passages for wildlife and roadside strips of trees – necessary components of modern transport investments]. AR Kraków.

- Curzydło J. (2002). Ekologiczne mosty łączą środowisko. Zwierzęta są przeciwko budowie autostrad [Green bridges connect the landscape. Animals oppose the construction of highways]. *Aura*, 6: 6-8.
- Curzydło J. & Curzydło M. (2002). Autostrady i zwierzyna (cont.). Duże ssaki nie przechodzą przez mosty nad opolską autostradą [Highways and wildlife. Large mammals do not cross the bridges over the highway in the Opolskie Voivodship]. *Łowiec Polski*, 11: 12-14.
- Curzydło J. & Polak A. (2004). Prace projektowo-przygotowawcze do modernizacji przejścia dla zwierząt nad autostradą A-4 w okolicach Nadleśnictwa Prószków [Design and preparatory works for the modernisation of the wildlife overpass over the A-4 highway near Prószków Forest Inspectorate]. Kraków.
- Curzydło J., Pijanowski Z., Konopka J. & Polak A. (2006). Komu służą mosty dla zwierząt nad autostradą opolską A-4? [Who uses the wildlife overpasses over the A-4 highway in the Opolskie Voivodship?]. *Magazyn Autostrady*, 5: 184-188.
- Curzydło J. *et al.* (2001). Badania nad wpływem autostrad i zanieczyszczeń motoryzacyjnych na wybrane komponenty środowiska: owoców runa leśnego, grzybów kapeluszowych, wpływu zadrzewień pasowych na rozprzestrzenianie się hałasu, a także wpływ autostrad i dróg na dzikie zwierzęta – podstawą do racjonalnych przeciwdziałań degradacji środowiska [Research into the effect of highways and automobile pollution on selected components of the environment: forest fruits, mushrooms, the impact of strip forestation on the spreading of noise, as well as the effect of highways and roads on wildlife – as the basis for rational counteraction of environment degradation]. Kraków.

Przejścia dla płazów pod autostradami: rozwiązania dla migracji czy dyspersji?

Gerard F. J. Smit¹, Jaroen Brandjes² & Geesje Veenbaas³

¹Bureau Waardenburg bv, PO Box 365, 4100 AJ Culemborg, Holandia. g.f.j.smit@buwa.nl; ²Bureau Waardenburg bv, PO Box 365, 4100 AJ Culemborg, Holandia. g.j.brandjes@buwa.nl; ³*Kontakt: H.J. Bekker, Road and Hydraulic Engineering Institute of the Ministry of Transport, Public Works and Water Management, PO Box 5044, 2600 GA Delft, The Netherlands h.j.bekker@dww.rws.minvenw.nl.

Streszczenie. Od roku 1975, Ministerstwo Transportu, Prac Publicznych i Gospodarki Wodą w Holandii buduje przejścia dla zwierząt przecinające autostrady górami lub dołami, jak również adaptuje wiadukty, mosty i przepusty pod kątem ich współużytkowania przez faunę. Większość przejść dla zwierząt jest realizowana nad i pod autostradami czteropasmowymi o dużym natężeniu ruchu. Budowle te powstają głównie w celu zapewnienia bezpiecznego przejścia ssakom. Z badań mających na celu ocenę wykorzystania przejść dla fauny przez określone gatunki wynika, że dużą ich część wykorzystują też płazy (w tym rury dłuższe niż 40 metrów). Dane takie uzyskano na podstawie analizy śladów i tropów przy użyciu „łoża atramentowego” lub podłoża piaszczystego znajdującego się w przejściach. Metody te pozwalają rozróżnić ślady takich grup jak: ‘żaby’, ‘ropuchy’ i ‘traszki’, jednak bez uwzględnienia poszczególnych gatunków. W najbardziej uczęszczanych przejściach notowano 1 płaza w ciągu 3 do 4 dni, tj. co najmniej 20 osobników w badanym okresie. Ropuchy używają przejść dla zwierząt częściej niż żaby i traszki. Tych ostatnich nie zarejestrowano w rurach dla zwierząt. Częstotliwość korzystania przez płazy z przejść pod autostradami jest znacznie niższa niż tego oczekiwano w odniesieniu do migracji sezonowej. Z drugiej strony, wymogi w stosunku do przejść dla zwierząt wydają się mniej surowe w przypadku “okazjonalnego korzystania”, niż w związku z migracją sezonową. Uzyskane wyniki wskazują, że różne rodzaje przejść dla zwierząt odgrywają rolę w łagodzeniu efektu bariery autostrad poprzez ułatwienie potencjalnej dyspersji płazów. W wyborze najlepszego rozwiązania dla przejść faunistycznych, obok określonych gatunków ssaków, ważne jest też uwzględnienie wymagań płazów. Przejścia dla zwierząt powinny być umiejscowione w pobliżu odpowiedniego siedliska.

Słowa kluczowe: przejścia dla zwierząt, płazy, Holandia

1. Wstęp

W Holandii buduje się wiele przejść dla zwierząt nad i pod autostradami. Powstają zarówno nowe przejścia (ekodukty i rury dla fauny), jak i adaptowane są wiadukty, mosty i przepusty, tak by mogły być współużytkowane przez zwierzęta. Instytut Inżynierii Dróg i Hydrauliki Duńskiego Ministerstwa Transportu, Prac Publicznych i Gospodarki Wodą zlecił wykonanie kilku systematycznych badań w celu oceny wykorzystania i skuteczności przejść dla zwierząt. Ich wyniki są wykorzystywane do doskonalenia rozmieszczenia, konstrukcji i utrzymania istniejących i planowanych przejść.

W niniejszym opracowaniu dyskutujemy efektywność przejść dla zwierząt zbudowanych pod autostradami czteropasmowymi o dużym natężeniu ruchu ze względu na płazy. Autostrady te uznaje się za skuteczne i absolutne bariery dla zwierząt lądowych, powodujące całkowitą izolację populacji po obydwu stronach autostrady (rys. 1).



Rys. 1. Autostrady są skutecznymi barierami dla fauny lądowej

rura

pas drewniany w przepuście



wał pod wiaduktem



Rys. 2. Rodzaje przejść dla płazów

Przejścia faunistyczne obejmują specjalne rury, pasy dla zwierząt pod mostami i w przepustach oraz grzbiety nasypów wzdłuż dróg krzyżujących się z wiaduktami (rys. 2). Długość przejść dla zwierząt waha się od 40 do 80 metrów. Rury mają średnicę od 30 do 100 cm, najczęściej 40 cm. Pasy dla zwierząt wzdłuż szlaków wodnych krzyżujących się z drogami wahają się od drewnianych pasów o szerokości 25 cm do rozszerzonych brzegów pod mostami o szerokości kilku metrów.

Większość przejść faunistycznych jest ukierunkowana na zapewnienie bezpiecznego przejścia dla określonych gatunków ssaków. Z badań terenowych przeprowadzonych w celu oceny wykorzy-

stania przejść przez określone gatunki wynika, że są one używane przez nieoczekiwane gatunki; na przykład rury są wykorzystywane przez wiewiórkę rudą i kunę leśną. Wykazały one również, że ropuchy, żaby i traszki odwiedzają przejścia pod autostradami (Brandjes i in. 2000). Mimo, że lokalizacje tych przejść nie były wybierane z myślą o występowaniu siedlisk płazów, to wizyty tych zwierząt były powszechne.

W niniejszym artykule podsumujemy wyniki różnych studiów i omówimy implikacje dotyczące wyboru rozwiązań dla określonych gatunków płazów. Badania w terenie zostały przeprowadzone w latach 1997, 1998, 2000, 2001 i 2002. W sumie zbadano 120 przejść (64 przejścia dolne pod mostami i przepustami, 50 rur, 3 wały, 3 tunele nie dostosowane do zwierząt).

2. Metody

Wszystkie przejścia były badane pod kątem śladów przy wykorzystaniu podłoża piaskowego (ryc. 3A-B) lub płyty z atramentem i papierem (ryc. 3C-D) (Brandjes i in. 1999). Na podstawie odcisków kończyn można zidentyfikować takie grupy płazów jak: „ropuchy” „żaby” lub „traszki” (ryc. 3E). Metoda ta nie pozwala na identyfikację płazów na poziomie gatunkowym. Wszystkie badania w terenie były prowadzone jesienią przez okres 6 do 8 tygodni. Do badania przejść przez 50 rur włączono także wiosnę, a następnie porównano wyniki obydwu okresów (Veenbaas i in. 2003).

Wszystkie stanowiska odwiedzano raz w tygodniu. Przy każdej wizycie, ślady na podłożu z piasku były bezpośrednio identyfikowane, rejestrowane i wymazywane, aby przygotować je do rejestrowania nowych odcisków. Płyty do śladów uzupełniano świeżym tuszem i papierem. Płyta zawierała dwa arkusze papieru, po jednym na każdej stronie strefy atramentowej. Na papierze zaznaczano lokalizację, datę oraz wskaźniki kierunku (strzałka do wewnątrz lub na zewnątrz). W ten sposób, przy każdej wizycie papier można było zabrać i ślady zidentyfikować później pod względem liczby zwierząt poruszających się w obydwie strony przejścia. Zazwyczaj w przejściu umieszczano jedną płytę do śladów. Różnica w liczbie śladów w jedną i w drugą stronę przejścia jest uznawana za minimalną liczbę zwierząt, które przekroczyły całe przejście.

Wyniki różnych badań można porównać wykorzystując liczbę zapisanych przejść na tydzień. Brandjes i in. (2002) wykorzystują następujące wskaźniki: korzystanie przez zwierzęta jest uważane za *okazjonalne* jeśli w badanym okresie zostały zarejestrowane 1-2 przejścia ($<0,3$ przejść/tydzień); korzystanie przez zwierzęta jest uważane za *regularne* przy maksymalnie 1 zapisanym przejściu na tydzień ($0,3-1$ przejść/tydzień); korzystanie przez zwierzęta jest uważane za *częste* przy więcej niż jednym odnotowanym przejściu na tydzień (>1 przejście/tydzień).

A



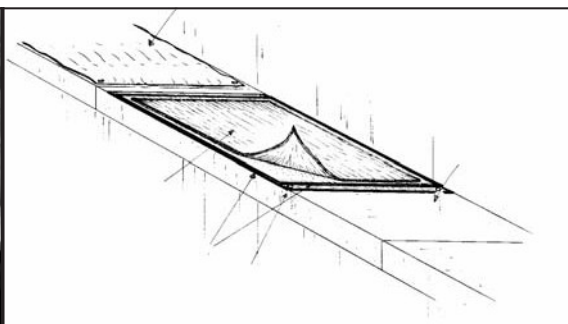
B



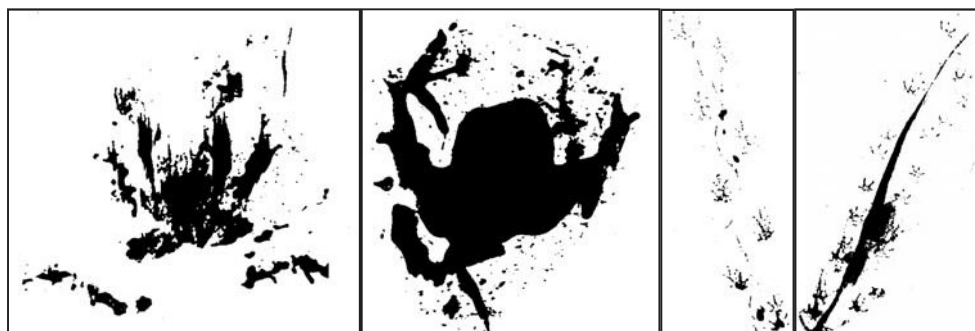
C



D



E



Odcisk żaby

Odcisk ropuchy

Odcisk traszki

Rys. 3. Metody badań wykorzystania przejść przez płazy

3. Wyniki

W trakcie systematycznych badań, którymi w roku 1998 objęto 45 pasów dla fauny pod przepustami i mostami (Brandjes i in. 2000; Brandjes i in. 2001) zaobserwowano, że w 70% przejścia były odwiedzane przez płazy. Obejmowało to także 27 drewnianych belek i 5 poszerzonych wałów. Belki drewniane najczęściej wykorzystywane były przez ropuchy (48% wszystkich śladów), a następnie traszki (29%) i żaby (23%). Większość stanowisk odwiedzana była okazjonalne (ponad 50%). Częste używanie belek drewnianych zarejestrowano na kilku stanowiskach. W 6 miejscach ślady ropuch zarejestrowano częściej niż raz na tydzień. Maksymalna częstotliwość wynosiła 1,6 osobnika na tydzień. W 3 miejscach ślady traszek zarejestrowano częściej niż raz na tydzień. Częstotliwość wizyt tych płazów wahała się od 1,6 do 2,0 osobników na tydzień. Częste odwiedziny żab zarejestrowano tylko na 1 stanowisku (1,2 na tydzień). W roku 2000 wybór stanowisk

został zoptymalizowany pod kątem przejść dla zwierząt, poprzez dodanie materiału okrywającego lub poszerzenie belek drewnianych. W przypadku płazów, środki te nie miały znaczącego wpływu na wykorzystanie przejść, natomiast miało to pozytywny wpływ na przejścia ssaków (Brandjes i in. 2001).

W ramach badań obejmujących 50 rur dla zwierząt zarejestrowano przejścia płazów na 12 stanowiskach, w tym ropuchy na 9, zaś żaby na 10 stanowiskach. W rurach nie zarejestrowano śladów traszek, jednak zanotowano je na płytach umieszczonych w bezpośrednim otoczeniu tych przejść (Brandjes i in. 2002). Wykorzystanie rur wahało się od okazjonalnego do częstego. Maksymalna częstotliwość wizyt ropuch wynosiła 1,9 odwiedzin na tydzień, natomiast żab 2,0 na tydzień. Częstotliwość wizyt ropuch i żab była najwyższa w rurach o dużej wilgotności. Na każdym stanowisku, liczby „śladów wchodzących” i „śladów wychodzących” były różne, co wskazuje na rzeczywiste przekroczenia. Badanie obejmowało kilka rur pod drogami regionalnymi o długości mniejszej niż 40 metrów. Średnia częstotliwość wizyt w tych rurach była wyższa niż w rurach dłuższych.

Dzięki temu, że do okresu badawczego włączono wiosnę, udało się stwierdzić brak różnic w korzystaniu z przejść przez płazy w sezonie wiosennym i jesienią.

Kilka innych badań prowadzonych było w celu oceny wykorzystania poszczególnych typów przejść dla zwierząt. Jedno z nich obejmuje 3 stanowiska z wałami pod wiaduktami (Ottburg & Smit 2000), które odwiedzane były często przez wszystkie grupy płazów. Na jednym stanowisku liczba wizyt traszek była wyjątkowo wysoka i wynosiła 4,0 na tydzień. Wszystkie inne lokalizacje miały tylko okazjonalne wizyty traszek. Maksymalna liczba wizyt ropuch i żab została również zarejestrowana dla tej lokalizacji i wynosiła 2,3 wizyt na tydzień. Wał na tym stanowisku przedłużono do stawu w pobliżu krawędzi autostrady, tym samym wpasowując go optymalnie w krajobraz.

Część badań dotyczy przejść nie przystosowanych dla zwierząt. Wyniki jednego z nich pokazują, że płazy wykorzystują tunele w ruchu lokalnym, w obrębie naturalnego arealu (Van Eekelen & Smit 2000). Przewiduje się, że ruch drogowy jest w nich bardzo słaby, do kilku pojazdów dziennie. W trzech badanych lokalizacjach, ropuchy, żaby i salamandry odwiedzają tunele regularnie lub często. Maksymalna liczba wizyt jest rejestrowana przy jednym ze skrzyżowań. Traszki, ropuchy i żaby są rejestrowane odpowiednio 3,0, 1,3 i 1,0 razy tygodniowo. Często rejestrowano również ssaki. Funkcjonowanie tuneli jako przejść dla zwierząt jest możliwe prawdopodobnie z powodu niskiej intensywności ruchu drogowego w połączeniu ze stosunkowo dużymi ich rozmiarami.

4. Dyskusja

Ropuchy, żaby i traszki korzystają z wielu różnych rodzajów przejść dla zwierząt pod autostradami. Liczba odwiedzin waha się od jednej w kilkutygodniowym okresie badań do kilku w ciągu tygodnia. Nie są znane przejścia dla zwierząt pod autostradami z dużą liczbą zarejestrowanych przekroczeń płazów. Duże liczby przekroczeń płazów znane są z dróg lokalnych w Holandii, szczególnie wiosną, gdy setki ropuch migruje w krótkim okresie czasu do swoich tarlisk. Jesienią, większość przejść pod autostradami jest używana tylko przez małą grupę osobników (maksimum 4 indywidualne wizyty). Z pojedynczego badania przeprowadzonego w okresie wiosennym wynika, że częstotliwość odwiedzin w rurach była stosunkowo niska zarówno wiosną jak i jesienią.

Biorąc pod uwagę relatywnie niską liczbę wizyt ropuch, żab i traszek oraz średnio niskie zagęszczenie przejść pod autostradami (mniej niż jedno przejście na kilometr), nic nie wskazuje na to, że przejścia dla zwierząt pod autostradami odgrywają jakąś rolę w sezonowej migracji płazów pomiędzy miejscem hibernowania i tarliskiem.

Warte podkreślenia jest wykorzystanie rur przez żaby i ropuchy, chociaż ich średnica (średnio 40 cm) jest znacząco niższa niż jest to zalecane dla tuneli dla płazów pod autostradami. Według Vos i Chardon (1994) powinna ona wynosić 100 cm. Tunele tej średnicy skutecznie ułatwiają sezonową migrację pod drogami lokalnymi (Glandt i in. 2003).

Wyniki omówione w niniejszym opracowaniu wskazują na to, że ropuchy, żaby i traszki korzystają z przejść pod autostradami, które są głównie przeznaczone dla ssaków. Ślady płazów są również rejestrowane w nieprzystosowanych tunelach z niewielkim ruchem drogowym. Stosunkowo niska liczba zarejestrowanych przekroczeń wskazuje na to, że przejścia spełniają potencjalną rolę w dyspersji płazów rzadziej niż w migracji sezonowej. Zakładamy, że akceptacja badanych rur przez ropuchy i żaby wynika z rozproszenia tych zwierząt. Wymagania płazów w stosunku do rur są niższe w przypadku migracji niż dyspersji.

Część badań podkreśla rolę dróg we fragmentacji siedlisk płazów. Vos i Chardon (1998) udowodnili, że efekt bariery spowodowany przez drogi może wyjaśniać lokalny wzorzec rozmieszczenia żaby moczarowej w Holandii. Wysoka śmiertelność płazów przekraczających drogi jest uważana za główny czynnik fragmentacji siedlisk. W tym sensie, autostrady można uznać za wysoce skuteczne bariery. Jednakże tam gdzie obecne są przejścia dla zwierząt, efekt bariery jest łagodzony do poziomu potencjalnego rozproszenia. Możliwa jest wymiana osobników między populacjami po każdej stronie przejścia.

Ogólnie rzecz biorąc, autostrada stanowi wąskie gardło dla dyspersji zwierząt. Koniec przejścia faunistycznego można uznać za lokalny punkt startu do rozprzestrzeniania się zwierząt po drugiej stronie drogi. Zważywszy na niską gęstość przejść dla zwierząt pod autostradami można sądzić, że zjawisko to ma charakter lokalny. Jego efektywność będzie zależeć od odległości od najbliższej populacji i oporności siedliska oddziałającego ją od punktu startowego. Ogólnie mówiąc, należy oczekiwać, że im bliżej miejsca populacji (np. stawu lub miejsca rozrodu) zlokalizowane jest przejście, tym częściej będzie ono używane przez płazy. Stosunkowo wysoka częstotliwość nowych wizyt na wale w pobliżu stawu wspiera tę hipotezę.

Wyniki różnych badań terenowych, w tym także dotyczących płazów, wskazują na to jak ważne jest dokładne definiowanie celów przed wybraniem najlepszego rozwiązania. Dla gatunków z ograniczoną mobilnością, takich jak płazy, przejścia dla zwierząt pod dużymi barierami, takimi jak autostrady, mogą wzmacniać ich rozproszenie. Przy wyborze najlepszego rozwiązania, lokalizacja przejścia w pobliżu odpowiedniego siedliska (w przypadku płazów, miejsca rozrodu) może być ważniejsza niż typ przejścia. Oto kilka praktycznych wskazówek metodycznych: (i) wybrać określone gatunki o porównywalnych wymaganiach siedliskowych; (ii) zdefiniować dla każdego gatunku cel dyspersji lub migracji; (iii) wybrać najlepszą konstrukcję dla lokalnej sytuacji, (iv) upewnić się, że odpowiednie siedlisko jest łatwo dostępne – może być ono dostępne lub stworzone w bezpośrednim otoczeniu przejścia.

Literatura

- Brandjes G.J., Eekelen R. van, Krijgsveld K. & Smit G.F.J. (2002). Het gebruik van faunabuizen onder rijkswegen. Resultaten literatuur- en veldonderzoek. Rapport DWW-2002-123, DWW Delft.
- Brandjes G.J., Veenbaas G. & Bekker G.J. (1999). Registreren van het gebruik van faunapassages. DLN 100 (1): 6-11.
- Brandjes G.J., Veenbaas G. & Smit G.F.J. (2000). Amfibieën op loopstroken onder rijkswegen. RAVON 7, 3 (1): 1-5.
- Brandjes G.J., Veenbaas G., Tulp I. & Poot M.J.M. (2001). Het gebruik van faunapassages langs watergangen onder rijkswegen. Resultaten van een experimenteel onderzoek. Rapport W-DWW-2001-026, DWW Delft.
- Eekelen R. van & Smit G.F.J. (2000). Het gebruik door dieren van kunstwerken in de A1 op de Veluwe. Studie van viaducten, tunnels en het ecoduct bij Kootwijk. Bureau Waardenburg report 00-085, Culemborg.
- Glandt D., Schneeweiss N., Geiger A. & Kronshage A. (2003). Beiträge zum technischen Amphibienschutz. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 2. Laurenti-Verlag Bielefeld.

- Ottburg F. & Smit G.F.J. (2000). Het gebruik door dieren van faunavoorzieningen in Utrecht. Monitoring van zes voorzieningen onder de A12, A27 en over de A28; vier stobbenwallen, één groenstrook en één float land. Bureau Waardenburg report 00-084, Culemborg.
- Veenbaas G., Brandjes G.J., Smit G.F.J. & Grift E.A. van. (2003). Effectiveness of fauna passageways at main roads in The Netherlands. In: International Conference on Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure and presentation of COST Action 341 products Conference map – IENE 2003.
- Vos C. C. & Chardon J.P. (1994). Herpetofauna en verkeerswegen; een literatuurstudie. W-DWW-94.730 Rijkswaterstaat Dienst Weg – en Waterbouw. Delft.
- Vos C.C. & Chardon, J.P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* 35: 44-56.

Problem masakry płazów w Polsce na przykładzie drogi nr 780 Kraków-Libiąż we wsi Poręba-Żegoty

Józef Curzydło

Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska, Akademia Rolnicza w Krakowie; al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków

Streszczenie. W pracy przedstawiono przykład drastycznego zmniejszania populacji płazów w miejscowości Poręba-Żegoty położonej przy ruchliwej drodze nr 780 Kraków-Oświęcim. Jest to spowodowane osuszeniem terenu oraz masakrą tych zwierząt, do której jeszcze do niedawna dochodziło na odcinku przebiegającym wzdłuż stawów podworskich i starego parku. W rejonie tym masowo występowały wcześniej między innymi ropuchy szare oraz żaby trawne. Zainicjowane w roku 1999 działania zaczynają przynosić pozytywne rezultaty. Polegały one najpierw na ustawieniu znaków „Uwaga płazy”, a następnie na budowie foliowego ogrodzenia o długości 300 metrów, naprowadzającego płazy do specjalnych wiader. Z wiader tych trzy razy dziennie żaby przekładane są do pojemników, w których przenoszone są na drugą stronę jezdni. W pracy zwrócono też uwagę na warunki, jakie powinny spełniać specjalne przejścia dla płazów w polskich warunkach klimatycznych.

Słowa kluczowe: drogi, śmiertelność zwierząt, środki łagodzące, przejścia dla płazów

1. Wprowadzenie

Płazy (*Amphibia*), gromada zmiennocieplnych kręgowców ziemno-wodnych. Spośród licznych gatunków u nas powszechnie jeszcze występują: ropuchy szare, żaby trawne, jeziorkowe, moczarowe, traszki zwyczajne. Społeczeństwo nasze może zachwycać się jeszcze melodyjnymi koncertami opisanymi tak romantycznie przez Adama Mickiewicza w Panu Tadeuszu. Niestety, w ostatnich latach płazów jest coraz mniej, m.in. zniknęły z przedmieść Krakowa (Borek Fałęcki i Wola Justowska). Nadmieniam, że jeszcze wiosną 2006 roku słuchałem koncertów żab w Bieszczadach, gdzie także dużo jest bocianów, co świadczy o czystym tam środowisku. Płazy zaczynają znikać także w innych rejonach Polski i najwyższy już czas, aby je ratować. Moje stanowisko prezentowałem w 1999 roku w Aurze nr 7-8/99 (Curzydło 1999a) oraz w referacie na Międzynarodowym Seminarium (Curzydło 1999b). Niestety, płazy są nadal masakrowane przez dynamicznie rozwijającą się motoryzację.

2. Masakra płazów we wsi Poręba-Żegoty

Prezentowane wyniki moich obserwacji dotyczą lat 1998-2006. Przy ruchliwej drodze nr 780 Kraków-Oświęcim w miejscowości Poręba-Żegoty znajduje się rejon stawów podworskich i stary park, a także pola uprawne i łąki. W okolicy tej masowo występują, a raczej występowały płazy, szczególnie ropuchy szare oraz żaby trawne, które co roku wczesną wiosną w okresie godowym migrując z parku i pól do pobliskich stawów, znajdujących się po drugiej stronie drogi, były masakrowane przez samochody na jezdni.

W 1999 roku dzięki staraniom ekologów oraz Urzędu Miejskiego w Alwernii postawiono znaki „Uwaga na płazy” (rys. 1). Wczesną wiosną w 1999 roku, jak i w poprzednich latach, w okresie godowym tysiące płazów było masakrowane pod kołami samochodów (rys. 2 i 3). W 2000 roku znaczna część płazów z końcem marca została uratowana (Ropuchy w siatce, 2000). Dzięki finansowemu wsparciu przez Wydział Ochrony Środowiska Małopolskiego Urzędu w Krakowie (dyrektor Jerzy Wertz), a także staraniem Urzędu Miejskiego Alwernii (Marta Siemek) oraz zaangażowania Towarzystwa na Rzecz Ochrony Przyrody (Jarosław Snopek), sytuacja płazów w Porębach Żegoty, a także w innych rejonach Polski Południowej znacząco się poprawiła.

Pan Aleksander Ziemia z Poręb Żegoty, z dostarczonych przez Wydział Ochrony Środowiska Małopolskiego Urzędu w Krakowie materiałów (folia) zbudował ogrodzenie na przestrzeni około 300 m oraz zakopał kilka wiader. Na skutek takich zabiegów płazy zmuszone są do wędrówki wzdłuż tego prowizorycznego ogrodzenia, szukają przejścia aby dostać się na drugą stronę drogi do rejonów stawów. Żaby przemieszczając się wzdłuż folii „wpadają” do wiader umieszczonych równo z powierzchnią ziemi, skąd kilka razy na dzień, głównie wczesnym rankiem, w południe i wieczorem, pani Krystyna Ziemia przekłada żaby do innego wiaderka (rys. 4), w którym przenosi je na drugą stronę i „wysypuje” na brzeg (rys. 5), skąd mogą bezpiecznie przemieszczać się do pobliskich stawów.

Z przepustami specjalnie zbudowanymi dla płazów autor spotkał się w roku 1997 w Szwajcarii. Wzdłuż jeziora Nauchatel na odcinku pomiędzy Yverdon a Yvonand droga przebiega w rejonie obfitującym w płazy i ptactwo wodne. Co roku wiosną „przechodziły” przez nią żaby, kierując się do jeziora. Wówczas pod kołami samochodów ginęło ponad 90% osobników. Dawniej, w okresie migracji płazów drogę okresowo zamykano, lecz było to bardzo uciążliwe. W tej sytuacji (w roku 1984), przy współpracy biologów wybudowano 14 przepustów na trasach migracyjnych płazów na przestrzeni 1,5 km. Zastosowano specjalne korytka betonowe – naprowadzające i kierujące płazy do przepustów (rys. 6 i 7). Żaby kierując się instynktem bez przeszkód podążają takimi przepustami do pobliskiego jeziora, składają skrzek i następnie wracają na miejsce stałego swojego bytowania.

Ze względu na to, że w Polsce zimy są ostrzejsze i grunt zamarza głębiej niż np. w Szwajcarii, korzystniejsze dla płazów są przepusty zbudowane równo z powierzchnią drogi (rys. 8), dzięki czemu w czasie ich migracji powierzchnia drogi nie jest wychłodzona. Z drugiej strony uważa się, że przepusty pod jezdniami mogą być nieco zagłębione (do 20-30 cm), ponieważ temperatura przy powierzchni jest relatywnie wyższa z powodu ciepła oddawanego przez samochody (Pfister 1995; Infra 2000).

Oczywiście tego rodzaju przepusty (rury) należy oczyścić zarówno po zakończeniu migracji latem, jak też przed rozpoczęciem migracji płazów wczesną wiosną.

Na marginesie, chciałbym również nadmienić, że od kilku lat żaby są przenoszone w Krakowie – Woli Justowskiej. Płazy z Lasku Wolskiego oraz z pól, co roku wiosną podążają do pobliskich stawów w Mydlnikach. Chcąc się do nich dostać muszą przejść ruchliwe ulice – Kasztanową i Królowej Jadwigi, gdzie są również w okresie wiosennym masakrowane. Płazy od kilku lat są przenoszone w wiaderkach przez asystenta naszej Katedry – Artura Szymachę. Podobna sytuacja z przenoszeniem żab ma miejsce w Rytrze, a także w Parku Ojcowskim.



Rys. 1. Na takie znaki informacyjne kierowcy mało zwracają uwagę



Rys. 2. Zmasakrowane przez pojazdy ropuchy na jezdni drogi 780



Rys. 3. Pobocza jezdni „uścielone” odrzuconymi martwymi żabami

Ten godny pochwały sposób przenoszenia płazów spełnia tymczasowo swoje zadanie wczesną wiosną, gdy płazy w ciągu kilku ciepłych i zazwyczaj deszczowych dni zaczynają masowo swoją godową wędrówkę, ale problem z ochroną płazów zaczyna się przy ich powrocie, który trwa w rozproszeniu przez dłuższy okres i wówczas są ponownie masakrowane.

Tymczasem, prezentowane wcześniej specjalne przejścia dla płazów i gadów działają w „obydwie strony” tak, że powracające płazy bezpiecznie przedostają się do swoich stałych miejsc przebywania. Mam nadzieję, że i u nas wreszcie takie przejścia dla płazów zostaną zbudowane. W przeciwieństwie do ekologicznych mostów dla dużych ssaków budowanych nad jezdniami autostrad nie są one drogie.



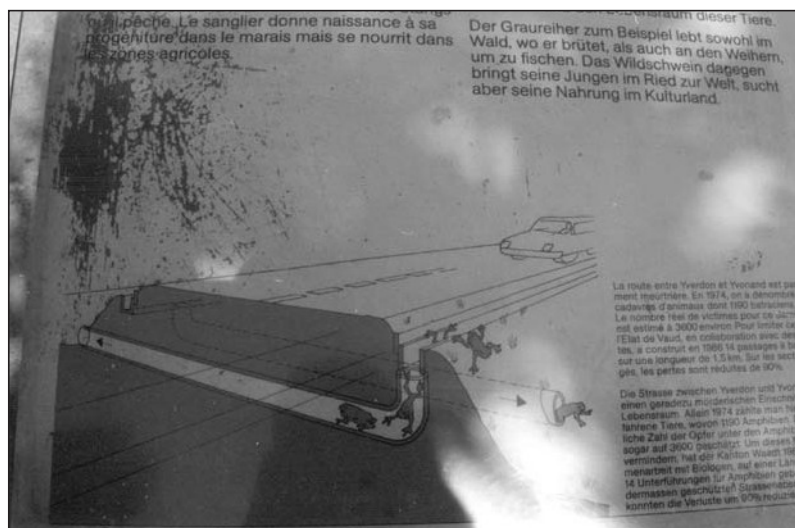
Rys. 4. Przekładanie żab z wiaderek zakopanych (w gruncie tuż przy folii) do wiaderka, w których płazy są przenoszone przez drogę i „wysypywane” na brzeg stawu (rys. 5), skąd już bezpiecznie podążają do wody dla złożenia skrzeku



Rys. 5. „Wysypywanie” żab na skraj stawu



Rys. 6. Żaby wiedzione instynktem rozrodczym z lasów i pól uprawnych wczesną wiosną każdego roku podążają na drugą stronę drogi, aby złożyć skrzek w Jeziorze Neuchatel



Rys. 7. Schemat obustronnego, bezpiecznego przechodzenia płazów pod jezdnią ruchliwej drogi



Rys. 8. Przepust na jednej z dróg Belgii zbudowany na równi z powierzchnią jezdni

3. Wnioski

Poręba-Żegoty są klasycznym przykładem, że drastyczne zmniejszenie ilości płazów w tym rejonie nastąpiło z dwóch powodów: po pierwsze, z braku obustronnie działających i naprowadzających przepustów, które powinno się budować na równi z powierzchnią jezdni lub tylko nieco pod nią zagłębionych; po drugie, z osuszenia części stawów na przeciwko Parku Podworskiego, przez co płazy nie mają gdzie składać skrzeku, a brak liczego potomstwa przy równoczesnym ich masakrowaniu na drodze powoduje stopniową ich eliminację ze środowiska.

Przepusty betonowe dla płazów zbudowane głębiej pod powierzchnią jezdni (rys. 7) powodują, że wczesną wiosną, gdy płazy w okresie godowym zaczynają swoją migrację przy przechodzeniu pod jezdnią mogą mieć za niską temperaturę i zatrzymują się czekając na podwyższenie temperatury. Dlatego też przepusty budowane w późniejszym okresie lokalizowane są na równo z poziomem jezdni lub w niewielkim zagłębieniu.

Specjalne przepusty dla płazów należy budować w rejonach ich występowania, zatem wszędzie tam, gdzie zbiorniki wodne (stawy, jeziora) zlokalizowane są po drugiej stronie drogi – stałego bytowania płazów.

Budując przepusty dla płazów, podobnie jak w przypadku ekologicznych mostów dla dużych ssaków, należy brać przykład i korzystać z wieloletnich bogatych doświadczeń krajów Europy Zachodniej.

Literatura

- Curzydło J. (1999a). Przepusty dla płazów, gadów i małych ssaków. *Aura*, 7-8: 25-26.
- Curzydło J. (1999b). Problem ekologicznych mostów i przepustów dla zwierząt wolno żyjących w Polsce. Materiały Międzynarodowego Seminarium pt. „Ekologiczne przejścia dla zwierząt wolno żyjących i przydrożne pasowe zadrzewienia – niezbędnymi składnikami nowoczesnych inwestycji transportowych (autostrady i linie kolejowe)”. Kraków, 7-10.09.1999; 169-180.
- Infra Eco Network Europe. Fragmentation, Defragmentation. Belgium, (2000). Materiały edukacyjne, Konferencja IENE, Bruksela.
- Pfister H. P. (1995). Faune, construction routes et trafic. Societe Suisse de Biologie de la Faune Copyright, SBF 1995.
- Ropuchy w siatce, (2000). *Dziennik Polski*, 77, 31. 03. 2000 r.

Kilka spostrzeżeń dotyczących międzynarodowej konferencji „Oddziaływanie infrastruktury transportowej na przestrzeń przyrodniczą” 13-15 wrzesień 2006, Poznań

Grzegorz Mikusinski

Swedish University of Agricultural Sciences; grzegorz.mikusinski@nrv.slu.se

1. Infrastruktura transportowa w świetle szerszej dyskusji dotyczącej zrównoważonego rozwoju

Linie kolejowe i drogi są dwoma najważniejszymi typami lądowej infrastruktury transportowej. Te dwa typy transportu często wzajemnie się uzupełniają, ale mogą także wzajemnie się zastępować, a nawet ze sobą konkurować. Transport kolejowy jest uważany za bardziej ekologiczny, między innymi ze względu na mniejszą emisję gazów (Facanha & Horvath 2006). Badania które bezpośrednio kontrastują ze sobą wpływ tych dwóch typów transportu na środowisko są raczej rzadkie (np. Wacker & Schmid 2002). Jest więc wysoce wskazane aby przyszłe badania zajęły się porównaniem wpływu dróg i kolei na przyrodę zarówno na poziomie gatunkowym jak i na poziomie ekosystemu. Wyniki takich badań włączyłyby dodatkowy wymiar do ocen wpływu infrastruktury transportowej na środowisko przyrodnicze, szczególnie przy porównywaniu różnych scenariuszy rozwoju regionalnego.

2. Apel o stosowanie bardziej rygorystycznych metod naukowych w badaniach nad wpływem infrastruktury transportowej na uwarunkowania przyrodnicze

Badania nad wpływem infrastruktury transportowej na środowisko są potencjalnym źródłem bardzo ważnych informacji dla organów decyzyjnych, planistów oraz firm zajmujących się OOS. Dlatego też jakość takich badań stosowanych powinna odpowiadać międzynarodowym standardom wyznaczonym przez nowoczesną naukę. Badania oceniające wpływ na środowisko przyrodnicze często wymagają zastosowania zaawansowanych metod w związku ze znaczną złożonością badanych systemów (Mapstone 1995). Referaty przedstawione na konferencji zawierały zarówno informacje bazujące na przypadkowych obserwacjach, badania opisowe jak i zaawansowane modelowanie badanych systemów. Odniosłem wrażenie, że w porównaniu z badaniami nad wpływem innych dziedzin działalności ludzkiej na przyrodę (np. leśnictwa) poziom prac nad wpływem infrastruktury transportowej jest niższy. W szczególności ocena wykorzystania różnych środków kompensujących wpływ infrastruktury transportowej na przyrodę wymagałaby zastosowania dobrze zaplanowanych i powtarzalnych badań, które z kolei dałyby dobre podstawy do podejmowania właściwych decyzji. Przykładem mogłyby być przekonujące badania nad zachowaniem się gatunków potencjalnie narażonych na wpływ infrastruktury transportowej. Nasze decyzje muszą być podejmowane na dobrym naukowym gruncie a nie na ogólnych przekonaniach i wierzeniach!

3. Wpływ infrastruktury transportowej w międzynarodowej perspektywie

Kontynent europejski zawiera znaczną liczbę stosunkowo niewielkich państw. Z tego względu wiele inicjatyw i działań dotyczących ochrony środowiska przyrodniczego ma charakter pan-europejski, biorący pod uwagę skalę przestrzenną naturalnych i antropogenicznych procesów (np. Tillman 2005). Szereg referatów przedstawionych na konferencji dotyczyło wpływu autostrad na duże drapieżniki. W wielu wypadkach, ograniczenie analiz do jednego tylko kraju wydawało się niedostateczne ze względu na międzynarodowy charakter autostrad jak i rozmiar przestrzenny procesów populacyjnych badanych gatunków, obejmujący całe regiony. W tych przypadkach właściwym rozwiązaniem byłoby przeprowadzenie trans-granicznych analiz obejmujących dwa lub więcej państw. Takie podejście umożliwiłoby zintegrowane, regionalne podejście do problemów środowiskowych oraz ułatwiłoby międzynarodową wymianę doświadczeń (Elbakidze i in., w druku).

4. W kierunku optymalnych i dobrze przygotowanych decyzji

Nasze dążenie do ekologicznie zrównoważonego rozwoju wymaga jednoczesnego rozważania różnych komponentów w celu uzyskania jak najbardziej pożądanego rezultatu. W dziedzinie ochrony przyrody rozwinęto szereg metod, które pozwalają zajmować się tym skomplikowanym problemem (np. Pressey & Taffs 2001). Pomyślne stosowanie działań zapobiegawczych i środków kompensacyjnych dla zniwelowania negatywnego wpływu infrastruktury transportowej na ekologicznie zrównoważony rozwój jest zazwyczaj bardzo kosztowne. Z tego względu decyzje dotyczące tych działań i środków powinny być podejmowane po rygorystycznie przeprowadzonych analizach kosztów i korzyści różnych rozwiązań, pozwalających na podjęcie optymalnych decyzji zarówno z ekologicznego jak i ekonomicznego punktu widzenia.

Literatura

- Elbakidze M., Angelstam M., Axelsson R., Blicharska M. & Mikusiński G. (w druku). Towards sustainable landscapes: the need for evaluation and syntheses of experiences from transboundary cooperation along the EU's eastern border (in English, Polish and Ukrainian)
- Facanha C. & Horvath A. (2006). Environmental assessment of freight transportation in the US. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (4): 229-239.
- Mapstone B. D. (1995). Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I, and Type II errors, *Ecological Applications* 5: 401-410.
- Pressey R. L. & Taffs K. H. (2001). Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Tillmann J. (2005). Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. *GAIA* 14/2: 119-123.
- Wacker M. & Schmid V. (2002). Environmental effects of various modes of passenger transportation – Comprehensive case-by-case study. *Transportation Research Record* (1815): 54-62.

Oceny środowiskowe w świetle dyskusji nad oddziaływaniem infrastruktury transportowej na przyrodę

Bogdan Jackowiak¹, Hans Bekker², Bjorn Iuell³, Grzegorz Mikusiński⁴,
Halina Ratyńska⁵ & Maria Wojterska⁶

¹Zakład Taksonomii Roślin, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 61-614 Poznań, Umultowska 89; bogjack@amu.edu.pl; ²Rijkswaterstaat, Road and Hydraulic Engineering Institute, Delft; ³Environmental Section, Road Development Department, Directorate of Public Roads, Norwegian Public Roads Administration; bjorn.iuell@vegvesen.no; ⁴Swedish University of Agricultural Sciences; grzegorz.mikusinski@nvb.slu.se; ⁵Instytut Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, 85-072 Bydgoszcz, Ossolińskich 12; halrat@wp.pl; ⁶Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 61-614 Poznań, Umultowska 89; mwzerios@amu.edu.pl

1. Międzynarodowa konferencja naukowo-techniczna w Poznaniu na temat „*Oddziaływanie infrastruktury transportowej na przestrzeń przyrodniczą*” stała się kolejną okazją do zastanowienia się nad definicją ocen oddziaływania na środowisko oraz ich miejscem w życiu społeczno-gospodarczym i nauce. Z wystąpień programowych oraz głosów w dyskusji wyłaniało się przekonanie, że OOS to procedura na trwałe wpisana w międzynarodowy system prawny i zyskująca coraz większe znaczenie w polityce ekologicznej państw Unii Europejskiej. Warunkiem skuteczności OOS jest oparcie jej na ścisłych podstawach naukowych, a w szczególności na metodach i osiągnięciach nauk przyrodniczych (przede wszystkim ekologii), ekonomicznych (m.in. na teorii lokalizacji), inżynierjno-technicznych (szczególnie budownictwa). Aby procedurze OOS zapewnić maksymalny obiektywizm należy w jak najszerszym zakresie wykorzystywać założenia i zasady sformułowane na gruncie teorii ocen.
2. Wielokrotnie podkreślano, że OOS ma mieć charakter holistyczny, całościowy, dlatego powinna uwzględniać wszystkie istotne komponenty środowiska przyrodniczego wraz z występującymi między nimi powiązaniami. Analiza dotychczasowych ocen pokazuje, że zbyt często jeszcze dominuje podejście redukcjonistyczne, skoncentrowane na szczegółach i traktujące poszczególne komponenty środowiska w sposób niesymetryczny. W kontekście tematu konferencji, skoncentrowanej na biotycznych elementach środowiska przyrodniczego, zauważono, że jak dotąd szybciej rozwijają się oceny wpływu przedsięwzięć na faunę niż na florę i roślinność. W przypadku zwierząt można już nawet mówić o wyłonieniu się swego rodzaju gatunków modelowych, uwzględnianych niemal standardowo w ocenach środowiskowych w wielu regionach świata.
3. Przykłady ocen zaprezentowane podczas konferencji ukazały wiele zbieżności w odniesieniu do etapów postępowania i ogólnych założeń metodycznych, a nawet w zakresie stosowanych technik badawczych. Skłania to do stwierdzenia, że rosną szanse na wypracowanie uniwersalnego modelu metodycznego, możliwego do zastosowania w różnych warunkach geograficznych, ekologicznych i technicznych. Byłby to ważny krok w kierunku ugruntowania ocen środowiskowych nie tylko w praktyce, ale także w nauce.

4. Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko obejmuje zwykle następujące fazy: (i) identyfikacji podstawowych komponentów środowiska przyrodniczego, (ii) waloryzacji przyrodniczej; (iii) oceny wpływu przedsięwzięcia na środowisko przyrodnicze i jego składniki; (iv) wskazania środków łagodzących skutki budowy i funkcjonowania przedsięwzięcia; (v) monitoringu efektywności zastosowanych środków. W dyskusji wielokrotnie podkreślano, że efektywność OOS zależy od prawidłowego przeprowadzenia każdego z tych etapów. Szczególną uwagę zwracano wszakże na konieczność oparcia całej procedury na profesjonalnie przeprowadzonej inwentaryzacji, a także na rolę monitoringu po-wykonawczego.
5. Istotą OOS jest zachowanie równowagi między rozwojem społeczno-ekonomicznym a naturalnymi wartościami środowiska przyrodniczego. Warunkiem realizacji tego celu jest wymiana informacji i współpraca przedstawicieli różnych dyscyplin nauki, gospodarki i administracji oraz międzynarodowa wymiana doświadczeń. W czasie dyskusji nad kosztami programów defragmentacji siedlisk w Europie Zachodniej skierowane zostało w stronę przedstawicieli państw bogatych w naturalne krajobrazy hasło: „*uczcie się na naszych błędach*”. W apelu tym zawarte były zarówno przesłanki natury ekologicznej jak i ekonomicznej. Okazuje się, że nakłady na odbudowę przerwanej wcześniej ciągłości siedlisk przyrodniczych są wielokrotnie wyższe od środków finansowych wydatkowanych na inwestycje uwzględniające konieczność jej zachowania.
6. Wyrażając satysfakcję z szybkiego rozwoju ocen środowiskowych oraz wzrostu ich znaczenia w wielu krajach europejskich, podkreślano potrzebę ciągłego podnoszenia jakości raportów OOS. Postęp w tym zakresie będzie zależał od rozwoju edukacji i wzrostu poziomu wykształcenia specjalistycznego. Konieczne jest więc, nie tylko prowadzenie systematycznych szkoleń, ale także wzbogacenie rynku wydawniczego o nowe podręczniki i szersze wprowadzenie OOS do programów kształcenia akademickiego.