

UNIJNY PLAN DZIAŁANIA NA RZECZ SIEDLISKA

Plan działania na rzecz utrzymania i odtworzenia właściwego stanu ochrony siedliska typu 6210: Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (*Festuco-Brometalia*) (*ważne stanowiska storczyków)



Komisja Europejska
Październik 2019 r.

Sporządzający: Concha Olmeda¹, Viera ŠeffEROVÁ², Evelyn Underwood³, Lucía Millan¹, Teresa Gil¹, Sandra Naumann⁴,

¹ Grupa N2K / ATECMA.

² Grupa N2K / Instytut Ekologii Stosowanej Daphne.

³ Instytut Europejskiej Polityki Środowiskowej (IEEP).

⁴ Instytut Ekologiczny UE.

Podmioty przekazujące informacje:

Alfonso San Miguel (Uniwersytet Technologiczny w Madrycie, Hiszpania), Anamaria Roman (Instytut Badań Biologicznych w Klużu, Rumunia), Andraž Čarni (Słoweńska Akademia Nauk), Andy Bleasdale (National Parks and Wildlife Service, Irlandia), Axel Ssymank (Federalna Agencja Ochrony Środowiska, BfN), Brendan Dunford (Burren Programme, Irlandia), Cliona O'Brien (National Parks and Wildlife Service, Irlandia), Daniela Gigante (Uniwersytet w Perugii, Włochy), Douglas Evans (Europejskie Centrum Tematyczne ds. Różnorodności Biologicznej, Europejska Agencja Środowiska), Gergely Király (Uniwersytet Węgier Zachodnich), Gwyn Jones (Europejskie Forum na rzecz Ochrony Przyrody i Pasterstwa), Helena Lager (Szwedzka Agencja Ochrony Środowiska), Hrvoje Kutnjak (Uniwersytet w Zagrzebiu, Chorwacja), Ivana Jongepierová (Agencja Ochrony Przyrody, Republika Czeska), Iveta Škodová (Słowacka Akademia Nauk), James R. Martin (Botanical, Environmental & Conservation (BEC) Consultants Ltd, Irlandia), Ján ŠeffER (Instytut Ekologii Stosowanej Daphne), Jasenka Topić (Uniwersytet w Zagrzebiu, Chorwacja), Joost Dewyspelaere (BirdLife International), Jørgen Lissner (Duńska Agencja Ochrony Środowiska), Jürgen Dengler (Grupa ds. euroazjatyckich suchych obszarów trawiastych, Uniwersytet w Bayreuth), Louis-Marie Delescaille (Departament Przyrody i Leśnictwa, Belgia), Maria Long (National Parks and Wildlife Service, Irlandia), Meeli Mesipuu (Estońskie Stowarzyszenie Ochrony Populacji Półnaturalnych), Mihail Mihailov (Ministerstwo Środowiska, Bułgaria), Mike Edwards (BWARS, Zjednoczone Królestwo), Paweł Pawlaczyk (Klub Przyrodników, Polska), Richard Jefferson (Natural England, Zjednoczone Królestwo), Robert Paxton (Uniwersytet Marcina Lutra w Halle i Wittenberdze, Niemcy), Sam Ellis (Butterfly Conservation Europe), Solvita Rūsiņa (Uniwersytet Łotwy), Sue Collins (Butterfly Conservation Europe), Tamara Kirin (Chorwacka Agencja Ochrony Środowiska i Przyrody), Thorsten Englisch (Uniwersytet Wiedeński), Urs Jäger (Państwowy Urząd Ochrony Środowiska – Saksonia-Anhalt, Niemcy), Valerijus Rasomavicius (Instytut Botaniki, Centrum Badań Przyrody, Litwa).

Etapy tworzenia planu:

Pierwszy projekt: 16 listopada 2018 r.

Warsztaty grupy ekspertów: 27 listopada 2018 r.

Drugi projekt: 10 kwietnia 2019 r.

Przekazano do grupy ekspertów ds. dyrektywy ptasiej i siedliskowej (NADEG) na potrzeby konsultacji

Ostateczny projekt: 29 października 2019 r.

Zalecany sposób cytowania: Olmeda C., ŠeffEROVÁ V., Underwood E., Millan L., Gil T. i Naumann S. (sporządzający). Unijny plan działania na rzecz utrzymania i odtworzenia właściwego stanu ochrony siedliska typu 6210: Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (*Festuco-Brometalia*) (*ważne stanowiska storczyków) Sprawozdanie techniczne Komisji Europejskiej XXXX–2019 r.

Zdjęcie na przedniej okładce: Alfonso San Miguel.

Zastrzeżenie prawne: niniejszy dokument ma służyć dostarczeniu informacji i wskazówek dotyczących wdrażania środków ochrony przez odpowiednie organizacje i zainteresowane strony, ale nie ma on charakteru wiążącego.

SPIS TREŚCI

STRESZCZENIE.....	1
RAMY DZIAŁANIA	4
1. WPROWADZENIE I KONTEKST	14
1.1 Zakres geograficzny planu działania	15
2. DEFINICJA, OPIS I CHARAKTERYSTYKA EKOLOGICZNA.....	16
2.1 Definicja i opis siedliska.....	16
2.1.1 Określenie siedliska o znaczeniu priorytetowym	17
2.1.2 Dynamiczne etapy sukcesji	18
2.1.3 Różnice pomiędzy państwami i regionami. Problemy z interpretacją	19
2.1.4 Wnioski i zalecenia.....	20
2.2 Wymagania ekologiczne	21
2.2.1 Gleba (w tym dostępność wody i substancji biogennej)	21
2.2.2 Topografia	21
2.2.3 Klimat	21
2.3 Powiązane siedliska.....	22
2.4 Powiązane gatunki	22
<i>Ssaki</i>	27
2.5 Usługi i korzyści ekosystemowe	27
2.6 Rozmieszczenie geograficzne.....	29
2.6.1 Tendencja w zakresie obszaru bazowego.....	31
2.6.2 Rozmieszczenie siedliska typu 6210 w sieci Natura 2000.....	32
Rysunek 9: Całkowita powierzchnia typu 6210 w sieci Natura 2000 w państwach członkowskich	32
Rysunek 10. Liczba obszarów Natura 2000, na których jest obecny typ 6210, w poszczególnych państwach członkowskich.....	33
3. STAN OCHRONY, ZAGROŻENIA I PRESJE	36
3.1 Stan ochrony i tendencje w tym zakresie	36
3.1.1 Stan ochrony na poziomie regionu biogeograficznego	36
3.1.2 Stan ochrony siedliska na poziomie państwa członkowskiego w każdym regionie biogeograficznym	37
3.1.3 Tendencja w zakresie stanu ochrony siedliska typu 6210.....	40
3.2 Stan ochrony siedliska na obszarach Natura 2000	41
3.3 Metodyki oceny stanu ochrony i monitorowania	42
3.3.1 Obszary odniesienia dla typu siedliska we właściwym stanie ochrony	44
3.3.2 Właściwe wartości odniesienia.....	45
3.3.4 Wnioski i zalecenia.....	46
3.4 Zagrożenia i presje.....	46
3.4.1 Główne zidentyfikowane zagrożenia i presje dotyczące siedliska.....	47
3.4.2 Określenie obszarów, w których należy pilnie podjąć działania w celu przeciwdziałania wysokiej presji.....	52
3.4.3 Procedury i metody określania i oceny głównych zagrożeń i presji dla siedliska	52
3.4.4 Wnioski i zalecenia.....	52
3.5 Wpływ zmiany klimatu	54
3.5.1 Dowody na wpływ zmiany klimatu na siedlisko typu 6210.....	54
3.5.2 Wrażliwość siedlisk na zmianę klimatu i ich zdolność adaptacyjna.....	55
3.5.3 Wnioski i zalecenia.....	57
4. CELE W ZAKRESIE OCHRONY SIEDLISKA I ZARZĄDZANIA NIM	58
4.1 Informacje ogólne i kontekst	58

4.2	Ogólny cel niniejszego planu działania	59
4.3	Ustalanie celów na poziomie biogeograficznym i krajowym	59
4.3.1	Cele i wartości ilościowe na potrzeby celów ochrony	60
4.4	Ustalanie celów ochrony na poziomie obszaru	61
5.	ŚRODKI W ZAKRESIE OCHRONY I ODBUDOWY	68
5.1	Kluczowe praktyki w zakresie zarządzania dotyczące utrzymywania siedliska w dobrym stanie	68
5.1.1	Wypas	69
5.1.2	Koszenie	75
5.1.3	Zarządzanie dziką przyrodą.....	77
5.1.4	Zarządzanie konfliktami interesów	81
5.2	Odtwarzanie muraw.....	85
5.2.1	Zarządzanie zaroślami	87
5.2.2	Zwalczanie chwastów i inwazyjnych gatunków obcych.....	88
5.3	Odtworzenie muraw	89
5.3.1	Zarządzanie siedliskiem i monitorowanie po odbudowie	91
5.4	Planowanie zarządzania ochroną na konkretnym obszarze.....	94
5.5	Kryteria ustalania pierwszeństwa środków i określania priorytetowych obszarów działania.....	97
5.7	Główne zainteresowane strony określające i wdrażające środki.....	99
5.8	Wyzwania, trudności i możliwe rozwiązania	99
5.9	Wnioski i zalecenia.....	100
6.	WIEDZA I MONITOROWANIE	103
6.1	Metody monitorowania siedlisk	103
6.2	Kryteria wyboru monitorowanych miejsc/lokalizacji	106
6.3	Wnioski i zalecenia.....	108
6.4	Monitorowanie skuteczności planu działania i środków ochrony.....	110
6.5	Przegląd planu działania.....	110
7.	KOSZTY, FINANSOWANIE I NARZĘDZIA WSPARCIA	112
7.1	Koszt środków ochrony	112
7.1.1	Ocena kosztów.....	112
7.2	Potencjalne źródła finansowania	114
7.2.1	Finansowanie w ramach wspólnej polityki rolnej	115
7.2.2	Projekty LIFE	120
7.2.3	Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego i inne fundusze unijne	121
7.2.4	Inne podejścia i narzędzia wsparcia dla wypasu i pasterstwa	121
7.3	Główne luki i trudności w finansowaniu	122
7.4	Wnioski i zalecenia.....	122
	ZAŁĄCZNIK	134
1.	Definicja siedliska	134
1.1	Definicja siedliska zgodnie z podręcznikiem interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej.....	134
1.2	Definicja siedliska zgodnie z EUNIS	136
1.3	Definicja siedliska na podstawie europejskiej listy kontrolnej dla roślinności	136
2.	Opis powiązanych siedlisk	142
3.	Niedawne projekty LIFE ukierunkowane na ochronę suchych muraw.....	146

STRESZCZENIE

Siedlisko typu 6210: Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (Festuco-Brometalia) (*ważne stanowiska storczyków) podlega ochronie zgodnie z dyrektywą siedliskową (92/43/EWG) i obejmuje szeroką gamę zbiorowisk suchych muraw, które na ogół przypisuje się do klasy fitosocjologicznej *Festuco-Brometea*. Siedlisko stanowiące ważne stanowisko storczyków uznaje się za priorytetowe.

Niniejszy plan działania ma na celu dostarczenie wskazówek dotyczących działań potrzebnych do utrzymania i odtworzenia właściwego stanu ochrony siedliska w całym jego zasięgu w UE. Jest skierowany do wszystkich podmiotów zainteresowanych i zaangażowanych w zarządzanie tym typem siedliska i jego ochronę, w tym organizacji rządowych i pozarządowych, społeczności lokalnych i zainteresowanych stron, specjalistów ds. siedlisk itp.

Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych są obecne na niemal całym kontynencie europejskim, od poziomu nizin po góry. Są one jednymi z najbardziej bogatych gatunkowo zbiorowisk roślinnych w Europie i stanowią kluczowe siedliska dla wielu gatunków chronionych (roślin, ptaków, owadów i innych bezkręgowców, gadów i ssaków). Murawy te uważa się za priorytetowe dla ochrony gatunków dzikich zapylaczy, takich jak motyle, dzikie pszczoły lub bzygi, jak również dla innych rzadkich lub chronionych gatunków. Zapewniają one wiele korzyści i usług ekosystemowych, w tym składowanie dwutlenku węgla i zapobieganie erozji gleby.

Większość skupisk jest wtórnego pochodzenia i zastępuje dawne lasy ciepłolubne oraz stanowi produkt dawnych ekstensywnych systemów wypasu lub koszenia. Niewielkie naturalne skupiska tych muraw, które wydają się być trwale także bez wypasu, występują tam, gdzie nie może rosnąć las z powodu czynników glebowych, np. na bardzo płytkich glebach otaczających skaliste wychodnie lub na niestabilnych glebach na stromych zboczach, często w połączeniu z suchymi warunkami mikroklimatycznymi. W Europie Środkowej niektóre z tych muraw są pozostałościami stepów z okresu wczesnego holocenu.

Ta klasa suchych muraw występuje zwykle na glebach suchych, dobrze drenowanych i ubogich w substancje biogenne, od obojętnych po zasadowe.

Jak wynika ze sprawozdań państw członkowskich przekazanych w 2013 r. zgodnie z art. 17 dyrektywy siedliskowej, całkowita powierzchnia zgłoszona dla tego typu siedliska w UE w 2013 r.¹ wynosiła około 17 000 km², a jego stan ochrony był niewłaściwy we wszystkich regionach biogeograficznych, z tendencją spadkową w zakresie obszaru bazowego w większej części zasięgu siedliska. Środowisko to jest ogólnie zdegradowane i oczekuje się, że zgodnie z oceną perspektyw na przyszłość jego stan będzie ulegać dalszemu pogorszeniu.

Ponad połowa (57%) powierzchni siedliska jest włączona do sieci Natura 2000, jako 4437 obszarów obejmujących całkowitą powierzchnię około 9700 km². Stan ochrony wewnątrz sieci wydaje się lepszy niż poza obszarami Natura 2000.

¹ Na podstawie sprawozdań państw członkowskich przekazanych w 2013 r. zgodnie z art. 17 dyrektywy siedliskowej.

Głównymi zagrożeniami i presjami, które prowadzą do regresji i pogorszenia się stanu tych muraw, są:

- Zaprzestanie zarządzania murawami. W dużej części zasięgu siedliska trwa przyspieszony proces utraty powierzchni z powodu zanikania działalności związanej z wypasem, która jest często niezrównoważona gospodarczo, przez co dochodzi do jej porzucania i pozwalania na postęp sukcesji.
- Na niektórych obszarach może również dochodzić do nadmiernego wypasu, co ma negatywny wpływ na ten typ siedliska, który jest przystosowany do niskiego poziomu składników odżywczych.
- Depozycja azotu atmosferycznego stanowi zagrożenie dla siedliska w niektórych częściach jego zasięgu.
- Wprowadzenie i rozprzestrzenianie się inwazyjnych gatunków roślin może również stanowić zagrożenie i często jest wynikiem innych czynników, takich jak porzucenie lub eutrofizacja.
- Zmiany w użytkowaniu gruntów, takie jak przekształcenie w grunty orne lub rozwój infrastruktury i kamieniołomów, mogą powodować utratę i rozdrobnienie siedlisk. Jako przyczynę utraty tego typu siedliska podaje się również urbanizację na obszarach w pobliżu aglomeracji, np. w okolicach wsi i miast.
- W niektórych państwach członkowskich za zagrożenie dla tego siedliska uważa się jego rozdrobnienie i ograniczenie łączności w jego obrębie, czasami z poważnymi stratami typowych gatunków owadów, takich jak motyle występujące na suchych murawach.

Ogólnie rzecz biorąc, murawy te należy utrzymywać poprzez regularne zarządzanie obejmujące ekstensywny wypas lub koszenie.

Niezbędne środki ochrony obejmują utrzymanie, odbudowę i odtworzenie, w zależności od stanu muraw na danym obszarze.

Środki odbudowy są konieczne w części zasięgu, jako że umożliwiają odzyskanie korzystnego obszaru, struktury i funkcji muraw, na których doszło do degradacji lub regresji.

Ponieważ w celu zapewnienia ochrony półnaturalnych muraw konieczne jest regularne koszenie lub wypasanie, ochrona tych siedlisk i zarządzanie nimi mogłyby być finansowane w ramach wspólnej polityki rolnej UE. Do wspierania zarządzania murawami przydatny jest zarówno I filar (płatności bezpośrednie w celu utrzymania działalności rolniczej, ekoprogramy i związane z nimi zasady mające na celu zapewnienie ochrony trwałych użytków zielonych), jak i II filar (środki rozwoju obszarów wiejskich).

W szczególności Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich jest najważniejszym źródłem finansowania na rzecz zarządzania murawami pod kątem różnorodności biologicznej w większości państw UE, w tym poprzez środki rolnośrodowiskowe, szkolenia rolników w zakresie wdrażania środków oraz inwestycje w odbudowę. W kilku państwach UE do odbudowy muraw i zarządzania nimi wykorzystano fundusze strukturalne, głównie EFRR.

Należy jednak przyznać, że program LIFE stanowił do tej pory główne źródło finansowania na rzecz odbudowy tego typu siedliska.

Ogólnym celem niniejszego planu działania jest zapewnienie utrzymania lub obudowy tego typu siedliska we właściwym stanie ochrony w perspektywie średnio- lub długoterminowej.

Ramy działania przedstawione na następnych stronach zawierają konkretne cele i kluczowe działania służące osiągnięciu tego ogólnego celu.

W kolejnych sekcjach niniejszego dokumentu przedstawiono bardziej szczegółowe informacje na temat stanu tego typu siedliska i zarządzania jego ochroną, w tym najważniejsze zalecenia stanowiące podstawę ram działania.

RAMY DZIAŁANIA

W przedmiotowych ramach działania opisano cele i kluczowe działania objęte niniejszym unijnym planem działania. Opierają się one na diagnozie oraz ekologicznych wymaganiach i charakterystyce tego typu siedliska, jego stanie ochrony określonym w sprawozdaniach państw członkowskich, głównych zagrożeniach i presjach, doświadczeniach w zarządzaniu ochroną oraz innych istotnych informacjach, które opisano bardziej szczegółowo w odpowiednich sekcjach niniejszego dokumentu.

Ogólny cel planu działania

Zapewnienie utrzymania i odbudowy we właściwym stanie ochrony tego typu siedliska w perspektywie średnio- i długoterminowej (odpowiednio do 2030 r. i 2050 r.), wraz z zapewnieniem korzystnych perspektyw na przyszłość w obliczu presji i zagrożeń.

Cele szczegółowe ukierunkowane na zapewnienie ochrony siedliska w perspektywie średnio- i długoterminowej

1. Zatrzymanie dalszego zmniejszania się obszaru siedliska typu 6210 i zapobieganie pogarszaniu się jego stanu poprzez zapewnienie właściwego zarządzania pozostałymi obszarami siedliska.
2. Ustanowienie celów ochrony dla typu 6210 na poziomie biogeograficznym i krajowym w celu osiągnięcia właściwego stanu ochrony w perspektywie długoterminowej oraz zapewnienie zgodności celów ochrony na poziomie obszaru dla specjalnych obszarów ochrony z celami ustanowionymi na wyższych poziomach.
3. Ustanowienie i wdrożenie środków ochrony na rzecz typu 6210, w tym odbudowy siedliska, w celu osiągnięcia określonych celów ochrony na poziomie biogeograficznym, krajowym oraz na poziomie obszaru.
4. Zapewnienie łączności ekologicznej typu 6210 w całym zasięgu siedliska, w tym w drodze odbudowy obszarów poza siecią Natura 2000, zgodnie z określonymi celami ochrony na poziomie biogeograficznym i krajowym.
5. Poszerzenie wiedzy, ocena stanu ochrony i programy monitorowania dla siedliska typu 6210.
6. Promowanie wdrażania planu działania na rzecz siedliska, rozpowszechnianie wiedzy oraz dzielenie się wiedzą oraz doświadczeniem w zakresie ochrony siedliska typu 6210 i zarządzania nim.

W poniższej tabeli przedstawiono kluczowe działania służące osiągnięciu tych celów, wraz z wymaganymi środkami i wkładem, zakresem geograficznym, obowiązkami i proponowanym harmonogramem realizacji.

Dalsze wytyczne i szczegółowe informacje dotyczące realizacji działań znajdują się w różnych sekcjach niniejszego planu działania, jak wskazano w ramach działania.

RAMY DZIAŁANIA – UNIJNY PLAN DZIAŁANIA NA RZECZ SIEDLISKA – właściwy stan ochrony typu 6210: Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (Festuco-Brometalia) (*ważne stanowiska storczyków)

WSO = właściwy stan ochrony WPR = wspólna polityka rolna PCz = państwo członkowskie N = azot

Cel 1: Zatrzymanie dalszego zmniejszania się obszaru siedliska typu 6210 i zapobieganie pogarszaniu się jego stanu poprzez zapewnienie właściwego zarządzania pozostałymi obszarami siedliska.				
Kluczowe działania	Wymagane działania, środki i wkład	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
1.1 Wsparcie systemów i praktyk rolnictwa ekstensywnego , które zapewniają odpowiednie zarządzanie i utrzymanie siedliska (odpowiednie systemy wypasu lub koszenia) przy odpowiednim finansowaniu (zob. sekcje 5.1, 5.2 i 7.2 niniejszego dokumentu):	<ul style="list-style-type: none"> – Ocena ryzyka utraty siedliska oraz informowanie o skali potencjalnej utraty i sposobie przeciwdziałania jej. Określenie obszarów siedliska zagrożonych porzuceniem, intensyfikacją lub nieodpowiednim zarządzaniem dla tego typu siedliska. – Określenie i wyznaczenie priorytetowych obszarów interwencji w celu ochrony tego siedliska, zarówno w obrębie obszarów Natura 2000, jak i poza nimi. - Określenie potencjalnych obszarów do odbudowy w celu zrekompensowania utraty obszaru od czasu wejścia w życie dyrektywy siedliskowej. – Zapewnienie, by plan strategiczny WPR obejmował finansowanie odpowiednich środków określonych w planie działania na rzecz siedliska, zwłaszcza w wyznaczonych priorytetowych obszarach interwencji. <ul style="list-style-type: none"> - opracowanie krajowych i regionalnych programów rolnośrodowiskowych w celu utrzymania siedliska w dobrym stanie i zachęcenia do uczestnictwa; - Wspieranie środków mających na celu zwiększenie dochodów z praktyk rolniczych; - wspieranie wypasu owiec oraz pasterzy z myślą o zapobieganiu atakom dużych drapieżników i rekompensowaniu szkód; - zapewnienie usług doradczych promujących odpowiednie środki. 	<p>Wszystkie obszary, na których występuje obecnie siedlisko lub na których można przywrócić właściwy stan ochrony, w szczególności w regionach/obszarach, gdzie siedlisko jest zagrożone porzuceniem lub zmianami w zakresie praktyki rolniczej i użytkowania gruntów.</p> <p>W szczególności dotyczy to obszarów, na których główne zagrożenia mają związek z niedostatecznym wypasem i porzucaniem (np. w ES, IT, FR, DE).</p>	<p>Organy ds. ochrony przyrody i organ ds. rolnictwa państw członkowskich. Instytucje zarządzające planami strategicznymi WPR, agencje rozwoju obszarów wiejskich. Stowarzyszenia rolników, lokalne grupy działania.</p>	<p>Działanie krótko- lub średnioterminowe (w ciągu najbliższych 2–5 lat), z dodatkowymi działaniami długoterminowymi na rzecz odbudowy (mogą obejmować ponowne wprowadzanie gatunków wymarłych na poziomie lokalnym).</p>

	<p>– Ułatwianie lepszych połączeń między właścicielami zwierząt gospodarskich a miejscami wymagającymi wypasu poprzez tworzenie lokalnych sieci lub innych kanałów komunikacji, a w stosownych przypadkach zapewnianie wsparcia na rzecz pozyskiwania zwierząt gospodarskich.</p>			
<p>1.2 Opracowanie mechanizmów/narzędzi zapobiegających zmianom w użytkowaniu gruntów, które wpłynęłyby na siedlisko w obrębie lub poza granicami obszarów Natura 2000 (zob. sekcja 3.4.1).</p>	<p>– Ustanowienie odpowiednich przepisów na poziomie krajowym lub regionalnym w ramach WPR (warunkowość, trwałe użytki zielone, ekoprogramy itp.) w celu zapewnienia, aby nie doszło do utraty żadnego siedliska z obszarów, na których występuje.</p> <p>– Zachęcanie państw członkowskich do zwiększenia obszarów muraw oznaczonych jako trwałe użytki zielone wrażliwe pod względem środowiskowym w ramach WPR, tak aby objęły one 100% powierzchni tego typu siedliska, w celu ochrony przed orką i przekształcaniem w grunty orne.</p> <p>– Rozpowszechnianie informacji na temat znaczenia siedliska, jego obszaru występowania i obszarów krytycznych dla jego ochrony i łączności oraz zapewnienie właściwej oceny wszelkich możliwych skutków zmian w użytkowaniu gruntów dla siedliska.</p> <p>– Włączenie zasad ostrożności do planu strategicznego WPR (zob. 7.2.1) w celu zapewnienia, by żadne środki szkodliwe dla siedliska, takie jak przekształcanie rozległych muraw lub promowanie praktyk intensywnego użytkowania gruntów, nie były finansowane ze środków WPR na obszarach siedliska</p> <p>– Zapewnienie, aby nie wdrażano ponownego zalesiania na obszarach ważnych dla ochrony tego siedliska.</p> <p>– Zapewnienie, aby nie istniały praktyczne lub prawne przeszkody dla odbudowy, takie jak zasady zachowania</p>		<p>Organy ds. ochrony przyrody państw członkowskich. Instytucje zarządzające planami strategicznymi WPR.</p>	<p>Działanie natychmiastowe (w ciągu najbliższego roku)</p>

	lub kompensacji dotyczące lasów po sukcesji z powodu rezygnacji z zarządzania suchymi murawami.			
1.3 Opracowanie narzędzi pozwalających na zapewnienie właściwej oceny możliwych negatywnych skutków dla tego siedliska , w tym skumulowanych skutków wielu działań i działań bieżących, takich jak turystyka i rekreacja.	<ul style="list-style-type: none"> – Rozpowszechnienie i udostępnienie informacji o znaczeniu tego siedliska, jego stanie i obszarach krytycznych oraz zapewnienie, aby w ocenie skutków i odpowiedniej ocenie planów i przedsięwzięć właściwie uwzględniono cele ochrony tego siedliska na obszarach Natura 2000 oraz ważnych dla niego obszarach poza siecią Natura 2000 (zob. działanie 2.2.). – Promowanie nowych (lub dostosowanie istniejących) mechanizmów łagodzenia i kompensowania różnorodności biologicznej, służących zapobieganiu utracie lub łagodzeniu utraty siedliska typu 6210 w wyniku rozwoju (zarówno infrastruktury na obszarach wiejskich, jak i niekontrolowanego rozrastania się miast) oraz zapewniających przyrost netto tego siedliska. 		Właściwe organy państw członkowskich odpowiedzialne za ocenę skutków (strategiczną ocenę oddziaływania na środowisko i OOS) oraz odpowiednią ocenę (art. 6 ust. 3 dyrektywy siedliskowej).	Działanie natychmiastowe (w ciągu najbliższego roku)
1.4. Wdrożenie środków mających na celu zapewnienie znaczącej redukcji depozycji azotu na obszarach występowania siedliska (zob. 3.4.1).	<ul style="list-style-type: none"> – Określenie obszarów krytycznych dla siedliska w odniesieniu do depozycji azotu i eutrofizacji. – Wdrożenie środków służących ograniczeniu emisji NH₃ oraz NO_x z rolnictwa i innych źródeł. – Wdrożenie wartości dopuszczalnych określonych w dyrektywie w sprawie redukcji krajowych emisji ((UE) 2016/2284) w odniesieniu do NO_x i NH₃. – Przegląd regionalnych i krajowych przepisów dotyczących jakości powietrza. – Ograniczenie i uregulowanie zanieczyszczenia powietrza, mając na uwadze długoterminowy cel, jakim jest nieprzekraczanie krytycznych obciążeń/ poziomów wyznaczających granice tolerancji ekosystemu. 	Wszystkie obszary, na których występuje siedlisko i na które może mieć wpływ depozycja azotu i eutrofizacja, szczególnie w niektórych państwach, takich jak BE, CZ, LU, NL, UK i DE.	Właściwe organy państw członkowskich ds. ochrony przyrody, rolnictwa i kontroli zanieczyszczeń.	Działania średnioterminowe (w ciągu najbliższych 5 lat)
1.5. Ochrona obszarów siedliska przed oddziaływaniami graniczącymi	– Tworzenie stref buforowych pomiędzy siedliskiem a intensywniej wykorzystywanymi murawami lub gruntami ornymi, aby zapobiec znoszeniu pestycydów i herbicydów i ograniczyć je, ograniczyć	Obszary siedliska, na które mogą mieć wpływ środki chemiczne i nawozy	Właściwe organy państw członkowskich ds.	Działania średnioterminowe (w ciągu najbliższych 5 lat)

z nimi obszarów podlegających intensywnemu użytkowaniu.	rozprzestrzenianie się chwastów / inwazyjnych gatunków obcych itp.	pochodzące z okolicznych terenów.	ochrony przyrody i ds. rolnictwa.	
---	--	-----------------------------------	-----------------------------------	--

Cel 2: Ustanowienie celów ochrony dla typu 6210 na poziomie biogeograficznym i krajowym w celu osiągnięcia właściwego stanu ochrony w perspektywie długoterminowej oraz zapewnienie zgodności celów ochrony na poziomie obszaru dla specjalnych obszarów ochrony z tymi celami na wyższych poziomach.

Kluczowe działania (zob. rozdział 4.3)	Wymagane działania, środki, wkład i zasoby	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
2.1. Określenie celów ochrony i strategicznych podejść do poprawy stanu ochrony siedliska na poziomie biogeograficznym i krajowym (zob. 4.3).	<ul style="list-style-type: none"> – Uwzględnienie właściwych wartości odniesienia (wynik działania 5.1). – Analiza różnorodności ekologicznej siedliska, w tym identyfikacja typowych zbiorowisk oraz obszarów ważnych dla zachowania różnorodności siedlisk w całej UE. – Analiza i przegląd ocen stanu ochrony (wszystkich parametrów) na poziomie biogeograficznym i krajowym. – Omówienie metodyk, podejść i strategii ochrony muraw w ramach seminariów biogeograficznych poprzez powołanie grup roboczych z udziałem ekspertów i podmiotów zarządzających ze wszystkich zainteresowanych państw. 	<p>Wszystkie regiony biogeograficzne UE.</p> <p>Wszystkie państwa członkowskie UE, w których występuje to siedlisko.</p> <p>Wszystkie obszary Natura 2000 wyznaczone dla tego typu siedliska.</p>	<p>Organy państw członkowskich ds. ochrony przyrody i ds. rolnictwa.</p> <p>Grupy robocze na poziomie biogeograficznym.</p> <p>Eksperti krajowi.</p>	Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).
2.2. Opracowanie krajowych strategii ochrony lub planów ochrony i odbudowy tego typu siedliska (np. w ramach strategii ochrony muraw).	<ul style="list-style-type: none"> – Określenie potrzeb w zakresie odbudowy w celu poprawy obszaru, struktury i funkcjonowania tam, gdzie to potrzebne, jak również sposobów reagowania na główne zagrożenia i presje. – Określenie obszarów priorytetowych do działania na poziomie regionalnym/krajowym, w tym obszarów priorytetowych i obszarów przeznaczonych do odbudowy, na których nastąpiła utrata lub organicznie obszaru siedliska lub jego stan ulega pogorszeniu, w celu przyczynienia się do osiągnięcia właściwego stanu ochrony w regionie biogeograficznym, zarówno 	<p>Wszystkie regiony biogeograficzne UE.</p> <p>Wszystkie państwa członkowskie UE, w których występuje siedlisko.</p> <p>Wszystkie obszary Natura 2000</p>	<p>Organy państw członkowskich ds. ochrony przyrody i ds. rolnictwa.</p> <p>Eksperti krajowi.</p>	Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).

	<p>w ramach sieci Natura 2000, jak i poza nią (zob. 4.4. i 5.5).</p> <p>– Opracowanie specyfikacji technicznych dla pakietów rolnośrodowiskowych i innych programów, które posłużą jako wsparcie na rzecz ochrony siedliska typu 6210.</p>	wyznaczone dla tego typu siedliska.		
2.3. Przegląd/ustalenie celów ochrony na poziomie obszarów Natura 2000 w celu maksymalnego zwiększenia ich wkładu w osiągnięcie właściwego stanu ochrony tego siedliska na poziomie krajowym, biogeograficznym i unijnym (zob. 4.4).	<p>– Analiza roli sieci Natura 2000 dla osiągnięcia celów ochrony ustalonych dla tego siedliska na poziomie biogeograficznym i krajowym.</p> <p>– Analiza względnej wartości każdego z obszarów Natura 2000 dla ochrony siedliska.</p> <p>– Zrewidowanie lub zaktualizowanie celów ochrony dla tego typu siedliska na obszarach Natura 2000 – w razie takiej potrzeby lub w stosownych przypadkach.</p>	<p>Wszystkie regiony biogeograficzne UE.</p> <p>Wszystkie państwa członkowskie UE, w których występuje siedlisko.</p> <p>Wszystkie obszary Natura 2000 wyznaczone dla tego typu siedliska.</p>	<p>Organy ds. ochrony przyrody i organ ds. rolnictwa państw członkowskich.</p> <p>Podmioty zarządzające obszarami Natura 2000.</p> <p>Instytucje zarządzające planami strategicznymi WPR, agencje rozwoju obszarów wiejskich.</p> <p>Stowarzyszenia rolników, lokalne grupy działania.</p> <p>Ekspert krajowi.</p>	Działanie krótko- lub średnioterminowe (w ciągu najbliższych 2–5 lat).
2.4. Określenie działań strategicznych poza siecią Natura 2000 , uwzględniając pokrycie siedliska w sieci oraz kwestie związane z łącznością (zob. 3.4.4, 4.3, 5.4, 5.9 i 6.3).	<p>– Analiza kwestii związanych z rozdrobnieniem i łącznością tego typu siedliska w jego pełnym zasięgu (na poziomie biogeograficznym i krajowym).</p> <p>– Identyfikacja i inwentaryzacja ważnych dla tego siedliska obszarów poza siecią Natura 2000, które przyczyniają się do spójności sieci.</p>			
Cel 3: Ustanowienie i wdrożenie środków ochrony dla typu 6210, w tym odbudowy siedliska, w celu osiągnięcia określonych celów ochrony na poziomie biogeograficznym, krajowym oraz na poziomie obszaru				
Kluczowe działania	Wymagane działania, środki, wkład i zasoby	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
3.1 Ustanawianie i wdrażanie szczególnych środków ochrony, w tym odbudowy siedliska na obszarach, gdzie nastąpiła	– Identyfikacja kluczowych działań na obszarach Natura 2000 i poza siecią Natura 2000.	Środki ochrony: wszystkie obszary, na których występuje siedlisko.	Organy ds. ochrony przyrody i organ ds. rolnictwa	Działanie krótko- lub średnioterminowe (w ciągu

<p>degradacja typu 6210 i doszło do jego zaniku, w świetle celów ochrony ustalonych na poziomie biogeograficznym, krajowym i na poziomie obszaru (zob. rozdział 5.2).</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Opracowanie, przetestowanie i wdrożenie wytycznych dotyczących zarządzania siedliskiem o zróżnicowaniu regionalnym, w zależności od potrzeb. – Promowanie na poziomie krajowym lub biogeograficznym (państw członkowskich) ustanawiania odpowiednich środków ochrony siedliska w planach zarządzania siecią Natura 2000 lub innych instrumentach zarządzania oraz tworzenie mechanizmów ich wdrażania. – Określenie kluczowych obszarów dla ochrony siedliska i wdrożenie dostosowanych środków zarządzania na tych obszarach. – Określenie obszarów priorytetowych dla odbudowy siedliska i ocena możliwości odbudowy. – Zebranie i wdrożenie planów odbudowy muraw. – Wspieranie środków odbudowy i ochrony: programów rolnośrodowiskowych i innych systemów wsparcia, w tym płatności inwestycyjnych i wsparcia dla działań zbiorowych mających na celu zwiększenie dochodów z rolnictwa (I i II filar WPR i inne fundusze). – Promowanie lokalnie wspieranych przedsięwzięć o mniejszej skali, mających na celu odbudowę lub zachowanie siedliska w całym jego zasięgu. – Wdrożenie monitorowania i oceny wyników. 	<p>Odbudowa siedliska: zidentyfikowane obszary priorytetowe na potrzeby działań na poziomie regionalnym/krajowym (zasięg historyczny). Obszary, na których niedawno utracono siedlisko lub nastąpiła jego degradacja. Szczególnie w państwach i regionach, gdzie utracono znaczną część obszaru historycznego.</p>	<p>państw członkowskich. Instytucje zarządzające planami strategicznymi WPR, agencje rozwoju obszarów wiejskich. Rolnicy, lokalne grupy działania.</p>	<p>najbliższych 2–5 lat).</p>
<p>3.2 Odtworzenie siedliska na odpowiednich obszarach (zob. 5.3).</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Ocena możliwości odtworzenia siedliska. – Opracowanie i wdrożenie planu odtworzenia muraw, w stosownych przypadkach. Selektywne wprowadzanie gatunków trawiastych za pomocą inokulantów darniowych, siewu, ponownego nasadzenia lub rozsypywania zielonego siana. Zapewnienie zaopatrzenia w regionalne nasiona i materiał roślinny do odtworzenia muraw. 	<p>Państwa i regiony, gdzie utracono znaczną część obszaru historycznego lub gdzie potrzebne jest przeciwdziałanie rozdrobnieniu, aby osiągnąć właściwy stan ochrony.</p>	<p>Organy ds. ochrony przyrody i organ ds. rolnictwa państw członkowskich. Rolnicy, lokalne grupy działania.</p>	<p>Działanie krótko- lub średnioterminowe (w ciągu najbliższych 2–5 lat).</p>

	<ul style="list-style-type: none"> – Zapewnienie pomocy technicznej (eksperti ds. gleby i roślinności, ekolodzy itp.) na potrzeby odtworzenia siedliska. – Zapewnienie funduszy na odtworzenie: krajowych i unijnych. 			
--	---	--	--	--

Cel 4: Zapewnienie łączności ekologicznej w całym zasięgu siedliska typu 6210, w tym poprzez odbudowę obszarów poza siecią Natura 2000, zgodnie z określonymi celami ochrony na poziomie biogeograficznym i krajowym

Kluczowe działania	Wymagane działania, środki, wkład i zasoby	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
4.1. Ustanowienie programu ochrony zielonej infrastruktury poza obszarami Natura 2000, w tym odbudowy siedliska na obszarach zdegradowanych lub utraconych, ważnych dla zapewnienia łączności ekologicznej siedliska i gatunków powiązanych w świetle celów ochrony ustalonych na poziomie biogeograficznym, krajowym i na poziomie obszaru (zob. 5.4).	<ul style="list-style-type: none"> – Analiza rozdrobnienia siedliska i określenie obszarów krytycznych dla łączności. – Wyniki z działania 2.4. Analiza roli obszaru poza siecią Natura 2000 w celu zmniejszenia rozdrobnienia i poprawy łączności dla tego typu siedliska. – Opracowanie i wdrożenie strategii, planu lub programu poprawy łączności ekologicznej pomiędzy obszarami siedliska i odpowiednimi populacjami gatunków powiązanych. 	Zidentyfikowane obszary istotne dla łączności w całym zasięgu siedliska i obszar występowania we wszystkich regionach biogeograficznych.	Organy ds. ochrony przyrody państw członkowskich, instytucje zarządzające dla EFRROW i EFRR. Rolnicy, lokalne grupy działania, odpowiednie zainteresowane strony. Eksperti krajowi.	Działanie krótko- lub średnioterminowe (w ciągu najbliższych 2–5 lat).
4.2. Wdrożenie środków mających na celu zapobieganie dalszemu rozdrobnieniu poprzez utrzymanie lub odbudowę odpowiednich obszarów.	<ul style="list-style-type: none"> – Wdrożenie odpowiednich środków utrzymania i odbudowy w ramach działań 1.1, 1.2, 1.3, 3.1 i 3.2. – Zapewnienie finansowania i wsparcia z myślą o środkach niezbędnych do zapobiegania rozdrobnieniu i poprawy łączności w ramach funduszy krajowych i unijnych. 			

Cel 5: Poszerzenie wiedzy, ocena stanu ochrony i programy monitorowania dla siedliska typu 6210

Kluczowe działania	Wymagane działania, środki, wkład i zasoby	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
5.1. Opracowanie i wdrożenie zharmonizowanych metod oceny	– Dzielenie się interpretacją typów siedlisk oraz jej omawianie i przegląd wśród państw członkowskich,	Cały zasięg siedliska i obszar jego	Organy ds. ochrony przyrody	Działanie krótko- lub

<p>zasięgu, obszaru, struktury i funkcji, tendencji i perspektyw na przyszłość, które umożliwiają dokonywanie porównań stanu ochrony między państwami, z uwzględnieniem zmienności siedliska w całym jego naturalnym zasięgu (zob. 6.1, 6.2, 6.3).</p>	<p>np. podczas seminariów biogeograficznych i wydarzeń na poziomie UE.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Porównywanie metod stosowanych w państwach członkowskich i dzielenie się nimi oraz opracowanie zestawu uzgodnionych norm i metod oceny i monitorowania stanu ochrony we wszystkich państwach w zasięgu siedliska. – Określenie właściwych wartości odniesienia. 	<p>występowania. Regiony biogeograficzne i państwa, w których występuje siedlisko.</p>	<p>państw członkowskich. Eksperti krajowi.</p>	<p>średnioterminowe (w ciągu najbliższych 2–5 lat).</p>
<p>5.2. Opracowanie standardowych metod identyfikacji i kwantyfikacji zagrożeń i presji dla tego typu siedliska (zob. 6.1, 6.2, 6.3).</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Określenie metod oceny zagrożeń i presji dla siedliska. Analiza dostępnych metod. – Uzgodnienie wspólnych norm oceny zagrożeń i presji dla tego typu siedliska. 			

Cel 6: Promowanie wdrażania planu działania, rozpowszechnianie wiedzy oraz dzielenie się wiedzą i doświadczeniem w zakresie ochrony siedliska typu 6210 i zarządzania nim

Kluczowe działania	Wymagane działania, środki, wkład i zasoby	Zakres geograficzny	Obowiązki	Harmonogram
<p>6.1. Opracowanie strategii komunikacji oraz promowanie wdrażania i koordynacji planu działania</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Rozpowszechnianie i omawianie planu działania na imprezach regionalnych i krajowych (np. seminaria i imprezy biogeograficzne poświęcone sieci Natura 2000, warsztaty rolnicze itp.). – Włączenie wszystkich odpowiednich środków ochrony tego typu siedliska do priorytetowych ram działań dla sieci Natura 2000 (lata 2021–2027). – Promowanie wspólnych celów i skoordynowanych działań zgodnie z niniejszym unijnym planem działania na rzecz siedliska (typu 6210). – Wspieranie i informowanie na poziomie UE o roli ekstensywnej hodowli zwierząt gospodarskich dla ochrony różnorodności biologicznej. – Opracowanie mechanizmów uczestnictwa w celu promowania zaangażowania społeczności rolników, 	<p>Wszystkie państwa i regiony, w których występuje siedlisko</p>	<p>Organy ds. ochrony przyrody państw członkowskich. Eksperti krajowi.</p>	<p>Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).</p>

	<p>podnoszenia świadomości i motywacji zainteresowanych stron do promowania odpowiedniego zarządzania tym siedliskiem.</p> <p>– Promowanie edukacji / podnoszenia świadomości samorządów terytorialnych, organizacji społeczeństwa obywatelskiego, decydentów i innych właściwych departamentów i agencji rządowych na temat znaczenia półnaturalnych muraw dla różnorodności biologicznej oraz wartości i usług, jakie zapewniają społeczeństwu.</p>			
6.2. Wymiana informacji między państwami członkowskimi i regionami na temat krajowych/regionalnych planów działania, zarządzania, doświadczeń w zakresie ochrony i odbudowy.	<p>– Ustanawianie grup ekspertów z myślą o wymianie doświadczeń.</p> <p>– Organizowanie odpowiednich warsztatów, seminariów biogeograficznych i związanych z nimi wydarzeń oraz uczestniczenie w nich.</p> <p>– Promowanie i rozpowszechnianie najlepszych praktyk oraz inicjatyw, które przynoszą korzyści siedlisku w całym jego zasięgu.</p>		Organy ds. ochrony przyrody i organ ds. rolnictwa państw członkowskich. Agencje rozwoju obszarów wiejskich. Eksperti krajowi.	Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).
6.3. Opracowanie i promowanie wytycznych dotyczących zarządzania i dobrych praktyk na rzecz zarządzania siedliskiem i jego ochrony.	<p>– Promowanie grup ekspertów, warsztatów, wydarzeń biogeograficznych w celu opracowania wytycznych i promowania najlepszych praktyk.</p> <p>– Opracowanie i rozpowszechnianie wytycznych dla rolników i odpowiednich zainteresowanych stron, promowanie i wspieranie ich wdrażania.</p>		Rolnicy, lokalne grupy działania. Odpowiednie zainteresowane strony.	Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).
6.4. Opracowanie podobnych podejść w systemach wsparcia (np. w zakresie celów i typów dotacji, zachęt itp.).	<p>– Analiza potrzeb finansowych, systemów wsparcia i inicjatyw z grupami ekspertów ds. finansowania w ramach procesów programowania finansowania unijnego.</p> <p>– Sporządzenie planów regionalnych.</p> <p>– Opracowanie projektów współpracy.</p>			Działanie krótkoterminowe (w ciągu najbliższych 2 lat).

1. WPROWADZENIE I KONTEKST

W ramach unijnego planu działania na rzecz przyrody, ludzi i gospodarki (COM(2017) 198 final) Komisja Europejska, we współpracy z państwami członkowskimi i zainteresowanymi stronami, zobowiązała się do opracowania i promowania wdrażania unijnych planów działania dotyczących dwóch najbardziej zagrożonych typów siedlisk w UE.

Niniejszy plan działania służy przedstawieniu wytycznych dotyczących utrzymania i odtworzenia właściwego stanu ochrony siedliska typu 6210 – Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (Festuco-Brometalia) (*ważne stanowiska storczyków), chronionego na podstawie dyrektywy siedliskowej².

Wspomniane murawy są obecne na niemal całym kontynencie europejskim, od nizin po poziom górski, i są one jednymi z najbardziej bogatych gatunkowo zbiorowisk roślinnych w Europie oraz stanowią siedlisko wielu rzadkich i zagrożonych gatunków.

Niniejszy plan działania jest skierowany do wszystkich podmiotów zainteresowanych i zaangażowanych w zarządzanie tym typem siedliska i jego ochronę oraz wdrażanie odnośnych środków ochrony, w tym organizacji rządowych i pozarządowych, społeczności lokalnych i zainteresowanych stron, specjalistów ds. siedlisk itp.

Oczekuje się, że plan działania zostanie wykorzystany:

- z myślą o opracowaniu niezbędnych instrumentów na poziomie UE i krajowym oraz w celu ustanowienia, promowania i realizacji działań w kontekście polityki rolnej (np. programów rolnośrodowiskowych), przedsięwzięć finansowanych w ramach programu LIFE oraz w kontekście innych strategii politycznych i działań na rzecz ochrony środowiska (np. w celu zwalczania eutrofizacji, depozycji azotu itp.),
- przez podmioty zarządzające obszarami, jako punkt odniesienia przy opracowywaniu i wdrażaniu środków ochrony oraz jako baza wiedzy dla lepszego zrozumienia zarządzania murawami.

Ponadto, ponieważ suche murawy dotknięte są podobnymi problemami i przejawiają podobne potrzeby w zakresie ochrony i zarządzania, niniejszy plan działania może być wykorzystany również do zarządzania innymi zbiorowiskami muraw, których nie obejmuje dokładnie przedmiotowa definicja omawianego typu siedliska.

Wytyczne dotyczące zarządzania dla tego typu siedliska opublikowała już wcześniej Komisja Europejska³. Niniejszy plan działania stanowi uzupełnienie i aktualizację niektórych informacji zawartych w tych wytycznych dotyczących zarządzania i starano się uwzględnić w nim wszystkie istotne aspekty, biorąc pod uwagę poszczególne sytuacje występujące w rozmieszczeniu geograficznym tego siedliska.

Niniejszy plan działania zawiera opis tego typu siedliska, jego obszaru występowania i stanu ochrony oraz jego powiązań z innymi typami siedlisk i gatunkami chronionymi na

² Dyrektywa 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory – Dz.U. L 206 z 22.7.1992, s. 7.

³ Zob. „Management of Natura 2000 habitats” [Zarządzanie siedliskami w sieci Natura 2000]:

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/models_en.htm,

a w szczególności * Półnaturalnymi suchymi murawami (Festuco-Brometalia) typu 6210:

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6210_Seminatural_dry_grasslands.pdf

podstawie unijnych dyrektyw dotyczących ochrony przyrody⁴. Zbadano w nim główne zagrożenia i presje oraz przedstawiono główne działania niezbędne do ich wyeliminowania. Środki zaproponowane w niniejszym planie działania mają służyć ochronie i odbudowie tego typu siedliska, tam gdzie jest to konieczne, ale także uwzględniają potrzebę poprawy wiedzy i monitorowania.

1.1 Zakres geograficzny planu działania

Niniejszy plan działania obejmuje wszystkie regiony biogeograficzne oraz państwa członkowskie Unii Europejskiej, w których występuje to siedlisko. Zgodnie z wykazami referencyjnymi dla regionów biogeograficznych (zaktualizowanymi w kwietniu 2018 r.⁵) siedlisko typu 6210 występuje w 25 państwach członkowskich i 7 regionach biogeograficznych. W niektórych państwach ten typ siedliska występuje w więcej niż jednym regionie biogeograficznym, jak przedstawiono w tabeli poniżej.

Tabela 1: Państwa członkowskie, w których zgodnie z wykazami referencyjnymi występuje ten typ siedliska (6210)

Region PCz	AT	BE	BG	CZ	DE	DK	EE	ES	FI	FR	HU	HR	IE	IT	LT	LU	LV	NL	PL	PT	RO	SE	SI	SK	UK
ALP	X		X		X					X		X		X					X		X	X	X	X	X
ATL		X			X	X		X		X			X					X							X
CZM			X																						
BOR							X		X						X		X					X			
KON	X	X	X	X	X	X				X		X		X		X			X		X	X	X		
ŚDM								X		X		X		X						X					
PAN				X							X													X	

Akronimy państw członkowskich. AT: Austria; BE: Belgia; BG: Bułgaria; CZ: Republika Czeska; DE: Niemcy; DK: Dania; EE: Estonia; ES: Hiszpania; FI: Finlandia; FR: Francja; HR: Chorwacja; HU: Węgry; IE: Irlandia; IT: Włochy; LT: Litwa; LV: Łotwa; LU: Luksemburg; NL: Niderlandy; PL: Polska; PT: Portugalia; RO: Rumunia; SE: Szwecja; SI: Słowenia; SK: Słowacja; UK: Zjednoczone Królestwo.

Akronimy regionów biogeograficznych. ALP: Region alpejski; ATL: Region atlantycki; CZM: Region czarnomorski; BOR: Region borealny; KON: Region kontynentalny; ŚDM: Region śródziemnomorski; PAN: Region pannoński.



⁴ Dyrektywy siedliskowej (92/43/EWG) oraz dyrektywy ptasiej (dyrektywy 2009/147/WE w sprawie ochrony dzikiego ptactwa, Dz.U. L 20 z 26.1.2010, s. 7).

⁵ Wykazy referencyjne – dostępne pod adresem: <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/building-the-natura-2000-network>

2. DEFINICJA, OPIS I CHARAKTERYSTYKA EKOLOGICZNA

2.1 Definicja i opis siedliska

Zgodnie z podręcznikiem interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej (KE 2013), siedlisko 6210 składa się ze zbiorowisk roślinnych należących do dwóch rzędów w obrębie klasy fitosocjologicznej *Festuco-Brometea*: muraw stepowych lub subkontynentalnych (rząd *Festucetalia valesiaca*) oraz muraw z regionów bardziej oceanicznych i subśródziemnomorskich (rząd *Brometalia erecti* lub *Festuco-Brometalia*). W przypadku drugiego z nich istnieje rozróżnienie między pierwotnymi suchymi murawami przynależącymi do *Xerobromion* oraz wtórnymi (półnaturalnymi) półsuchymi murawami przynależącymi do *Mesobromion* (lub *Bromion*) z *Bromus erectus*⁶.

Ten typ roślinności uznaje się za priorytetowy, jeżeli stanowi ważne stanowisko storczyków, na którym występuje: bogata gama gatunków storczyków, ważna populacja co najmniej jednego gatunku storczyka uważanego za rzadki lub (wysoce) zagrożony na terytorium państwa, albo jeden lub kilka gatunków storczyków uważanych za rzadkie lub wyjątkowe na terytorium państwa.

Dalsze informacje na temat definicji siedliska zgodnie z podręcznikiem interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej i innymi systemami klasyfikacji (EUNIS i europejską listą kontrolną dla roślinności) znajdują się w załączniku 1.

Murawy siedliska typu 6210 są jednymi z najbardziej bogatych gatunkowo zbiorowisk roślinnych w Europie pod względem liczby gatunków roślin na jednostkę powierzchni, z ponad 80 gatunkami roślin/m² w wielu regionach (WallisDeVries i in., 2002; Chytrý i in., 2015). Światowe rekordy bogactwa gatunkowego roślin na powierzchniach poniżej 100 m² można zaobserwować na murawach ubogich w substancje biogenne, w szczególności na koszonych skupiskach półsuchych muraw zasadolubnych (rząd *Brachypodietalia pinnati* w obrębie *Festuco-Brometea*) (Janišová i in., 2011; Wilson i in., 2012; Dengler i in., 2012; Chytrý i in., 2015).

⁶ Należy jednak zauważyć, że w wersji EUR25 podręcznika interpretacji UE (2003 r.) dodano typ siedliska 6240*, który wyraźnie obejmuje subpannońskie murawy stepowe przynależące do *Festucion valesiaca*, wcześniej włączone w pełni do siedliska typu 6210.



Zbiorowiska roślinne *Bromion erecti*, utrzymywane przez koszenie w Białych Karpatach (Iveta Škodová).

Typ zbiorowiska charakteryzuje się dużą różnorodnością traw i ziół oraz co najmniej umiarkowaną reprezentacją gatunków rosnących na glebach wapiennych (preferujących gleby bogate w wapń). Niektóre gatunki są powiązane z wysoko rosnącą roślinnością, inne ze skrajami terenów zalesionych oraz lukami na tych terenach; inne gatunki są bardziej typowe dla otwartych muraw z wysoką i niską roślinnością. Do bardziej suchych i skrajnych podtypów należy mozaika bardzo bogatych gatunkowo zbiorowisk roślin zarodnikowych (mech i porosty) między wyższymi roślinami lub na niewielkich płatach prawie odkrytej gleby.

Większość skupisk jest wtórnego pochodzenia i zastępuje dawne lasy ciepłolubne oraz stanowi produkt dawnych ekstensywnych systemów wypasu. W Europie Środkowej niektóre obszary muraw są pozostałościami stepów z okresu wczesnego holocenu (Chytrý i in., 2007). Niewielkie naturalne skupiska tych muraw występują tam, gdzie nie może rosnąć las z powodu czynników glebowych, np. na bardzo płytkich glebach otaczających skaliste wychodnie lub na niestabilnych glebach na stromych zboczach (Ellenberg i Leuschner, 2010), które wydają się być trwałe także bez wypasu (np. w Polsce).

Na murawach tych występuje duża liczba rzadkich i zagrożonych gatunków, w tym niektóre gatunki roślin wymienione w załączniku II do dyrektywy siedliskowej (np. *Pulsatilla slavica*, *Gentianella anglica*). Godna uwagi jest również fauna bezkręgowców związanych z tym siedliskiem, zwłaszcza motyli i innych bezkręgowców. Obejmuje ona szereg gatunków motyli wymienionych w dyrektywie siedliskowej, takich jak *Colias myrmidone* (załącznik II) i *Maculinea arion* (Modraszek arion, załącznik IV). Siedlisko to ma wysoki priorytet dla ochrony gatunków dzikich zapylaczy, w tym dzikich pszczoł i innych błonkoskrzydłych, much (na przykład bzyg, łowikowatych, bujankowatych), a także motyli i ciem (zob. sekcja 2.4 dotycząca powiązanych gatunków oraz sekcja 2.2 dotycząca korzyści i usług ekosystemowych).

2.1.1 Określenie siedliska o znaczeniu priorytetowym

Siedlisko o znaczeniu priorytetowym typu 6210 „Półnaturalne suche murawy i zarośla na wapnistych podłożach *Festuco-Brometalia* (*ważne stanowiska storczyków)” na obszarze śródziemnomorskim jest niezwykle bogate w storczyki z rodzajów *Ophrys*, *Orchis*, *Neotinea* i *Serapias*.

Niektóre zbiorowiska muraw w Karpatach również słyną z bogactwa storczyków; w siedlisku tym występuje około 20 gatunków storczyków (Jongepierová, 1995).

Na Łotwie murawy te uważa się za siedlisko o znaczeniu priorytetowym, jeżeli występują w nim niektóre z następujących gatunków storczyków: *Orchis militaris*, *O.ustulata*, *O.morio*, *O.mascula* (Auniņš, 2013).

Trudność w identyfikacji siedliska o znaczeniu priorytetowym typu 6210* może być związana z efemerycznym charakterem populacji storczyków na niektórych obszarach. Przykładowo w Irlandii jednego roku podczas badania dotyczącego półnaturalnych muraw na pewnym obszarze zarejestrowano imponującą gamę *Ophrys apifera* i *Ophrys insectifera*, podczas gdy w kolejnych latach znaleziono zaledwie kilka storczyków lub nie znaleziono ich wcale (O’Neill i in., 2013).



Ophrys apifera (Ján Šeffler).

Niebezpieczeństwo określenia niektórych obszarów jako bogatych w storczyki siedliska o znaczeniu priorytetowym typu *6210, a innych jako typ 6210 niemający znaczenia priorytetowego, polega na tym, że te z drugiej kategorii mogą w rzeczywistości być miejscami bogatymi w storczyki, które przeszły „okres odpoczynku” w cyklu kwitnienia storczyków.

Podejście do monitorowania i zarządzania tymi dwoma wariantami tego siedliska mogłoby być zapobiegawcze i integrujące, przy czym wszystkie obszary byłyby traktowane jako obszary potencjalnie bogate w storczyki typu 6210* i odpowiednio zarządzane; lub można by przyjąć podejście obejmujące oczekiwanie i obserwację, przy czym określenie obszarów typu 6210* następowaloby dopiero po kolejnych latach monitorowania. Niebezpieczeństwo związane z tym drugim podejściem polega na tym, że ważne obszary występowania storczyków są bardziej narażone na pogorszenie się ich stanu z powodu negatywnego wpływu wkraczania krzewów i porzucania na zdolność kiełkowania nasion storczyków, a do utraty takich terenów mogłoby dojść z powodu niewłaściwego zarządzania lub braku zarządzania zanim uświadomiono by sobie ich prawdziwe znaczenie.

2.1.2 Dynamiczne etapy sukcesji

Roślinność zaroślową i drzewiastą, która rozwija się wraz z rozluźnieniem zarządzania, również uważa się za część siedliska typu 6210.

Interpretowanie i mapowanie siedliska w mozaice z ciepłolubnymi zbiorowiskami obrzeżnymi i ciepłolubnymi krzewami jest generalnie problematyczne. Takie mozaiki są bardzo częste, czasami w wyniku sukcesji. W podręczniku interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej zalecono dość szeroką interpretację siedliska typu 6210, w tym również niektórych form zielnych zbiorowisk obrzeżnych (na przykład *Geranion sanguinei*), jako kluczowych ostoi dla ciepłolubnych gatunków roślin, oraz wkraczających odmian powiązanych z tymi murawami.

2.1.3 Różnice pomiędzy państwami i regionami. Problemy z interpretacją

Siedlisko typu 6210 obejmuje szeroką gamę zbiorowisk muraw, które na ogół przypisuje się do klasy fitosocjologicznej Festuco-Brometea. Na przykład we Francji uznaje się 39 podtypów (Besettitti i in., 2005).

Ze względu na brak międzynarodowej, znormalizowanej wiedzy na temat tego typu roślinności w podręczniku interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej (KE, 2013) uwzględniono następujące typy siedlisk:

- 6210 Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych i 6210* ważne stanowiska storczyków;
- 6240* Subpannońskie murawy stepowe; oraz
- 6250* Pannońskie murawy stepowe na podłożu lessowym.

Siedliska te zdefiniowano poprzez połączenie dwóch kryteriów: (i) obecności ważnych fitogeograficznie gatunków (sub)-kontynentalnych i pannońskich oraz (ii) rodzaju podłoża geologicznego. Jednak zawartość tych trzech jednostek w dużej mierze się pokrywa, co utrudnia ich wykorzystanie w ochronie przyrody i praktyce naukowej. Na podstawie składu florystycznego niekiedy trudno jest odróżnić, do jakiego typu siedliska należą murawy przynależące do *Festucion valesiacaе*. Doprowadziło to do różnych interpretacji tego samego typu siedliska w różnych państwach członkowskich UE (Mucina i in., 2016).

Klasyfikacja konkretnej murawy jako siedliska typu 6210 lub 6240* nie zawsze jest jednoznaczna⁷. Problem ten występuje np. na granicy polsko-niemieckiej (dolina dolnej Odry). W Polsce postanowiono w ogóle nie uwzględniać typu 6240* w krajowym wykazie referencyjnym, w związku z czym wszystkie ciepłolubne murawy sklasyfikowano jako typ 6210. Po niemieckiej stronie tej samej doliny bardzo podobne murawy klasyfikuje się jako typ 6240*. Sprawia to, że niemieckie murawy mają wysoki priorytet siedliskowy, podczas gdy polskie murawy nie. Ekspertki kwestionują spójność polskiego podejścia z państwami sąsiednimi (Jermaczek, 2008; Jermaczek-Sitak, 2012; Barańska i in., 2014).

Francja i Włochy stosują inną interpretację subkontynentalnych muraw stepowych *Stipo capillatae-Poion carniolicae*, które we Francji uważa się za część siedliska typu 6210, podczas gdy we Włoszech obejmuje je siedlisko typu 6240*.

Klasyfikacja środkowoeuropejskich kserotermicznych zbiorowisk muraw stepowych na poziomie siedlisk nie jest jednolita i jasna na Słowacji, w Rumunii i w państwach sąsiednich.

⁷ W podręczniku interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej definicja tego typu siedliska (6210) częściowo pokrywa się z definicją subpannońskich muraw stepowych (typ 6240*) lub co najmniej rozróżnienie między tymi dwoma typami nie jest wystarczająco jasne. Siedlisko typu 6240* dodano później w trakcie procesu rozszerzenia UE, bez skorygowania elementów pokrywających się z niezmienną definicją siedliska typu 6210.

W północno-wschodniej Europie ten typ siedliska występuje na północnym skraju zasięgu, gdzie brak jest większości typowych gatunków, na których podstawie opisano siedlisko typu 6210 w podręczniku interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej. Również to może powodować problemy z interpretacją.

Ponadto różnice florystyczne między skupiskami śródziemnomorskimi i umiarkowanymi niektórych typów siedlisk suchych muraw często powodowały błędne interpretacje i trudności w przypisaniu niektórych skupisk do odpowiedniej kategorii (Apostolova i in., 2014).

Bardziej szczegółowe informacje na temat interpretacji i definicji tego typu siedliska zgodnie z różnymi systemami klasyfikacji podano w załączniku 1.

2.1.4 Wnioski i zalecenia

- Istotne byłoby dzielenie się interpretacją typów siedlisk oraz jej omawianie i przegląd wśród państw, np. podczas seminariów biogeograficznych i odpowiednich wydarzeń na poziomie UE. Ujednolicenie interpretacji wśród państw członkowskich jest mało prawdopodobne; niemniej państwa członkowskie i eksperci krajowi powinni mieć wiedzę na temat interpretacji w innych państwach. Należy promować wymianę podstawowych danych ilustrujących identyfikację siedlisk, takich jak dane fitosocjologiczne, opisy obszarów i zdjęcia. Standardy takiej wymiany danych można by ustanowić na poziomie UE. W kwestii tej pomocne byłyby również dyskusje podczas wspólnych seminariów wśród regionów biogeograficznych (nie tylko pojedynczych).
- Wskazana wydaje się również zmiana definicji podanej dla typów 6210 i 6240 w podręczniku interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej.
- Ponieważ omawiane siedlisko jest często elementem dynamicznej mozaiki roślinności, w planowaniu zarządzania należy uwzględnić szerszy kontekst przestrzenny (tj. całą mozaikę). Planowanie ochrony siedliska zwykle nie powinno ograniczać się do pozostałych płątów siedliska typu 6210.

2.2 Wymagania ekologiczne

Na cechy strukturalne i florystyczne tego typu siedliska silny wpływ mają czynniki klimatyczne, cechy topograficzne, warunki glebowe i praktyki zarządzania. Zrozumienie kluczowych ekologicznych wymagań, które mogą się różnić na poziomie krajowym i lokalnym, ma zasadnicze znaczenie dla ustanowienia środków ochrony w celu zapewnienia właściwego stanu ochrony siedliska, zgodnie z wymogami art. 6 ust. 1 dyrektywy siedliskowej.

2.2.1 Gleba (w tym dostępność wody i substancji biogenych)

Gleby uważa się za najważniejszy czynnik decydujący o składzie gatunków roślin i zwierząt tego siedliska. Ilość wilgoci w glebie jest jednym z najważniejszych czynników środowiskowych odpowiedzialnych za zróżnicowanie roślinności klasy *Festuco-Brometea*.

Ogólnie rzecz biorąc, ta klasa suchych muraw występuje na glebach suchych, dobrze drenowanych, od obojętnych po zasadowe. Można ją zaobserwować na glebach płytkich lub głębokich, na skalnym podłożu wapiennym i chodniku wapniowym, na glebach piaszczystych o bardzo małej zawartości węglanów i odczynie obojętnym.

Niektóre typy suchych muraw rozwijają się również na ubogich w zasady glebach kwaśnych (Chytrý i in., 2007) i w rzadkich przypadkach można znaleźć je także na bogatych zasadowo skałach wulkanicznych (Škodová i in., 2014) lub rzadkich wulkanicznych wychodniach wapiennych (Badberg w Niemczech).

Kluczowymi czynnikami wpływającymi na występowanie tego typu siedliska są niskie poziomy substancji biogenych oraz okresy suszy w glebie podczas lata w Europie Środkowej i Północnej. Z drugiej strony, w klimacie śródziemnomorskim, zbiorowiska te mogą zazwyczaj występować tylko na glebach o podwyższonej wilgotności (freatycznych), na dnie dolin (np. w Hiszpanii); coraz większa susza latem i erozja gleby mogą prowadzić do drastycznych zmian w strukturze i składzie florystycznym na korzyść gatunków odpornych na coroczną suszę (np. we Włoszech).

2.2.2 Topografia

Murawy te występują głównie na niskich i umiarkowanych wysokościach w Europie Środkowej i Północnej (np. 200–400 m n.p.m.), natomiast w Europie Południowej mogą sięgać większych wysokości, np. w Hiszpanii (wysokość może wahać się między 400 a 2000 m n.p.m.), we Włoszech, Niemczech i Rumunii (występują na obszarach górskich w regionie alpejskim między 300 a 800 m n.p.m.).

Siedlisko to można zaobserwować na otwartych, płaskich obszarach, zboczach lub obszarach lekko nachylonych w ciepłolubnej lokalizacji eksponowanej na południe lub zachód (np. na Słowacji, w Luksemburgu, Polsce), na stokach w dolinach rzecznych, tarasach aluwialnych na wysokim poziomie oraz na słonecznych obrzeżach lasów (Litwa).

2.2.3 Klimat

Powtarzający się spadek wielkości opadów lub temperatur w dłuższej perspektywie może prowadzić do modyfikacji składu florystycznego, co skutkuje zmianami pod względem powiązanych gatunków zwierząt.

2.3 Powiązane siedliska

Z typem 6210 związane są lub mają styczność inne typy siedlisk i mogą wpływać na zarządzanie nim. Niektóre siedliska są powiązane z typem 6210 pod względem dynamiki i sukcesji ekologicznej lub tworzą mozaiki siedliskowe.

Ponieważ gradient warunków środowiskowych suchych muraw jest ciągły, roślinność siedliska typu 6210 często ewoluuje w inne typy roślinności, w tym wydmy (np. typ 2130 *Ustabilizowane wydmy z roślinnością trawiastą (wydmy szare), siedliska zarośli (40A0 *Subkontynentalne zarośla pannońskie, 5130 Formacje z *Juniperus communis*), kilka typów muraw i łąk (6110*, 6120*, 6230*, 6240*, 6270*, 6280*, 62A0, 6410), alkaliczne mokradła (7230) i mogą one stanowić integralną część złożonego typu siedliska – chodniki wapniowe (8240*). Więcej szczegółowych informacji na temat typów siedlisk, które mogą być związane z typem 6210 lub mieć z nim styczność, znajduje się w załączniku 1.

Wśród powiązanych typów siedlisk, które mogą tworzyć mozaiki, znajdują się również ciepłolubne zbiorowiska obrzeżne (na przykład *Geranion sanguinei*) oraz różne suche siedliska leśne, takie jak typy 9150, 9170, 91G0 oraz niektóre śródziemnomorskie, dackie i iliryjskie lasy grądowe oraz lasy grądowe, w tym naturalne mozaiki „stepowe” na granicy wzrostu drzew z ciepłolubnymi lasami dębowymi *Quercetalia pubescentis*.



Juniperus communis podg. *communis* na suchych murawach na wapieniach w Dolnej Austrii (Stefan Lefnaer)

2.4 Powiązane gatunki

Niektóre gatunki z załączników II, IV i V do dyrektywy siedliskowej i załącznika I do dyrektywy ptasiej są silnie związane z tym siedliskiem i mogą wymagać określonego, szczególnego zarządzania w celu ich ochrony. Omawiany typ siedliska jest szczególnie ważny dla gatunków bezkręgowców, w tym zapylaczy, takich jak wiele żądłówek

błonkoskrzydłych, taksonów much i gatunków motyli. Niektóre istotne gatunki wymieniono poniżej.

Rośliny

Pólsuche murawy są bogate w rzadkie i chronione gatunki roślin, w tym trzy gatunki wymienione w załączniku II do dyrektywy siedliskowej:

Gentianella anglica (goryczuszka) jest rzadką rośliną endemiczną dla Zjednoczonego Królestwa. Występuje na wapiennych murawach, głównie na stromych zboczach zwróconych na południe, o dłuższych okresach nasłonecznienia, gdzie głębokość gleby jest bardzo mała (2–5 cm), a więc żyzność jest bardzo niska (WCC, 1999). W większości lokalizacji roślinność zalicza się do siedliska typu 6210. Rośnie na odkrytej ziemi lub w płytkiej darni, utrzymywanej przez połączenie wypasu i deptania przez zwierzęta gospodarskie na płytkich, suchych glebach. W gęstej darni jest zacieniona i nie jest w stanie konkurować z innymi, bardziej energicznymi gatunkami. Od 1970 r. nastąpił znaczny spadek liczebności *G. anglica*, głównie z powodu orki i nawożenia starych kredowych muraw oraz zaniechania wypasu na pozostałych murawach.

*Pulsatilla slavica** jest endemiczna dla Karpat Zachodnich w Polsce i na Słowacji i wymieniono ją jako gatunek o znaczeniu priorytetowym w załączniku II do dyrektywy siedliskowej. Na Słowacji roślina ta występuje na trawiastych zboczach skalnych i w reliktowych lasach sosnowych, rzadko także w lasach bukowych na wapieniach i dolomitach od terenów pagórkowatych po subalpejski pas roślinności. Zbieranie tej rośliny uznano za istotne zagrożenie w Polsce. Na Słowacji zagraża jej utrata siedliska z powodu zarastania lub zalesiania (głównie *Pinus sylvestris* i *P. nigra*), erozji gleby oraz deptania w pobliżu szlaków turystycznych, zbierania roślin i wydobywania (Mereďa i Hodálová, 2011).

Himantoglossum adriaticum jest rzadkim, endemicznym europejskim storczykiem, który w wielu państwach jest zagrożony. Rośnie na glebach wapiennych na naturalnych i półnaturalnych, suchych i mezofilnych murawach lub w otwartych lasach, a jego występowanie ogranicza się do małego regionu wzdłuż wybrzeża Adriatyku w Europie Środkowej i Południowo-Wschodniej. *H. adriaticum* rośnie najczęściej na murawach, które można scharakteryzować jako stan wtórnej sukcesji klasy roślinności *Festuco-Brometea* (Bódis i in., 2018). Gatunek ten jest narażony na szereg zagrożeń, w tym intensyfikację rolnictwa, gospodarkę leśną, porzucanie gruntów, inwazyjne gatunki obce i zbieranie. Występuje na obszarach chronionych w całym swoim zasięgu i zalecane jest stałe monitorowanie populacji (Dostalova i in., 2013).



Himantoglossum adriaticum (Mário Duchoň)

Ptaki

Wspomniane murawy stanowią siedliska wielu zagrożonych lub rzadkich gatunków ptaków, w tym wielu wymienionych w załączniku I do dyrektywy ptasiej. Kilka gatunków ptaków drapieżnych, takich jak *Falco biarmicus* (raróg górski), *Pernis apivorus* (trzmiełojad zwyczajny), *Circaetus gallicus* (gadożer zwyczajny) i *Circus pygargus* (błotniak łąkowy), wykorzystuje te murawy jako obszary łowieckie w sezonie lęgowym i dlatego ważne jest zapewnienie obecności zwierząt, którymi się żywią, takich jak małe ssaki i ptaki grzebiące. Obfite zaopatrzenie w żywność jest kluczowym wymogiem dla ptaków drapieżnych, które zimują na suchych murawach. Wszystkie te ptaki drapieżne wymagają dużych, otwartych przestrzeni do polowania z odpowiednią, wyższą roślinnością na miejsca odpoczynku (Croft i Jefferson, 1999).

Wiele gatunków z rzędu wróblowych, w tym *Emberiza hortulana* (trznadel ortolan), *Sylvia nisoria* (jarzębatka), *Lullula arborea* (lerka) i *Lanius collurio* (gąsior), wykorzystuje to siedlisko do gniazdowania i odpoczynku, przez co miały na nie duży wpływ zmiany w praktykach rolniczych. Inne ptaki z załącznika I rozmnażające się na tych murawach obejmują *Burhinus oedicephalus* (kulon zwyczajny) i *Calandrella brachydactyla* (skowrończyk krótkopalcowy).

Siedlisko to jest także istotne dla innych gatunków ptaków, takich jak *Lanius excubitor* (dzierzba srokosz), *Emberiza cia* (głuszek), *Emberiza citrinella* (trznadel zwyczajny) i *Caprimulgus europaeus* (lelek zwyczajny).

Utrata, rozdrobnienie i degradacja siedliska poprzez zmiany w rolnictwie ma bezpośredni wpływ na gatunki ptaków. Brak zarządzania spowodowany porzucaniem działalności rolniczej lub intensyfikacją rolnictwa, w tym zwiększonym stosowaniem pestycydów, nawozów sztucznych i gnojowicy, skutkuje mniejszą liczbą bezkręgowców. Ograniczona dostępność tego ważnego zimowego źródła pokarmu doprowadziła do powszechnego i ciągłego zmniejszania się zasięgu występowania tych gatunków ptaków w UE. Ponadto zakłócenia spowodowane działalnością człowieka w trakcie sezonu lęgowego odpowiadają za niepowodzenia związane z wylęgiem.

Bezkęgowce

Siedlisko typu 6210 ma wysoki priorytet dla ochrony gatunków dzikich zapylaczy, w tym dzikich pszczoł i much, a także motyli i ciem. Wiele pszczoł, os, koników polnych, świerszczy, łowikowatych (*Asilidae*), bzygowatych (*Syrphidae*), bujankowatych (*Bombyliidae*) oraz innych owadów i pajaków jest typowych dla tego siedliska, dlatego do typowych gatunków należy także zróżnicowana gama bezkręgowców drapieżnych i pasożytniczych.

Murawy wapienne są szczególnie bogate w gatunki mrówek, ponieważ preferują one ciepłe, suche warunki w nieregularnej lub kamienistej runi. Siedlisko to posiada również bogatą faunę glebową – małe stawonogi, nicienie, larwy owadów, dżdżownice. Murawy do wypasu (pastwiska) charakteryzują się różnorodnością bezkręgowców (owadów, roztoczy, nicieni) należących do saprofagów (żywiących się rozkładającą się materią organiczną), które są zależne od odchodów wypasanych zwierząt.

Murawy te stanowią również ważny zasób nektaru i pyłku dla wielu owadów o bardziej ogólnej diecie. W okresie kwitnienia na murawach występuje duża różnorodność motyli

i innych owadów antofilnych (kwiatolubnych) – chrząszczy, pszczoł i os, wciornastków, bzygów i innych much. Badanie, w którym połączono dane dotyczące rozmieszczenia i produkcji nektaru różnych gatunków kwitnących w Zjednoczonym Królestwie (Baude i in., 2016), wykazało, że wapienne murawy są jednym z siedlisk, które wytwarzają największą ilość nektaru na jednostkę powierzchni z najbardziej zróżnicowanych źródeł roślinnych.

Gatunki motyli związane z tym siedliskiem są godne uwagi i obejmują szereg gatunków o specjalnych wymaganiach ekologicznych. Suche murawy wapienne są najbardziej bogatym gatunkowo siedliskiem motyli w Europie (van Swaay, 2002, 2006). Spośród 576 gatunków zgłoszonych jako rodzime w Europie, 274 (48%) występuje na suchych murawach wapiennych – nawet więcej niż na murawach alpejskich i subalpejskich (gdzie zgłoszono 261 gatunków) (WallisDeVries i Van Swaay, 2009). Czterdzieści cztery z tych 274 gatunków motyli (16%) są endemiczne, a ich występowanie ograniczone do Europy. Spośród 71 gatunków uważanych za zagrożone w Europie, 37 (52%) można znaleźć na wapiennych murawach. Typowe gatunki obejmują wiele gatunków kraśników (*Zygaena*) i powszechniejszych, jak również duże, spektakularne motyle, takie jak paź królowej (*Papilio machaon*) lub paź żeglarz (*Iphiclides podalirius*).

Charakterystyczne gatunki motyli z wapiennych muraw obejmują gatunki z dyrektywy siedliskowej *Colias myrmidone* (załącznik II i IV) oraz *Maculinea arion* (załącznik IV), z których oba są wysoce zagrożone.

Colias myrmidone jest uważany za najgorszy przypadek spadku liczebności motyla na skalę europejską. Zniknął on już z większości państw znajdujących się w jego europejskim zakresie i jeżeli nie zostaną podjęte natychmiastowe działania, dojdzie do zaniku tego gatunku w Europie. Należy rozważyć ponowne wprowadzenie tego gatunku we wszystkich państwach i regionach, w których wyginął on w ostatnich latach, pod warunkiem odbudowy wystarczającego obszaru siedliska, zgodnie z unijnym planem działania na rzecz ochrony gatunków (Marhoul i Olek, 2012).

Parnassius apollo jest powiązany z omawianym typem siedliska w regionie borealnym, gdzie występuje na nisko położonych murawach⁸. W Chorwacji w siedlisku tym występuje *Proterebia afra dalmata*, natomiast w Europie Południowo-Wschodniej typowy dla tego siedliska jest *Pseudophilotes bavius*. Suche murawy wapienne uważa się również za dobre siedliska lęgowe dla *Euphydryas aurinia* (przeplatka aurinia) i *Lycaena dispar* (czerwończyk nieparek) (Rüsiņa, 2017).



Colias myrmidone (L. Vítáz)

⁸ Podczas Borealnego Seminarium Biogeograficznego (w 2012 r.) Butterfly Conservation Europe zaproponowała, aby gatunek ten dodano jako typowy gatunek tego typu siedliska. W Alpach i związanych z nimi zasięgami występuje tylko w warunkach subalpejskich na wysokości od 750 do 2 000 m w siedlisku typu 6170.

Suche murawy wapienne są ważnymi siedliskami dla wielu żądłówek błonkoskrzydłych, takich jak dzikie pszczoły, osy i rośliniarki. Większość pszczół samotnic specjalizuje się w pozyskiwaniu pyłku z określonych gatunków roślin, a wiele z nich specjalizuje się w gatunkach występujących na wapiennych murawach. Przykładowo w Zjednoczonym Królestwie w siedliskach tych może występować ponad 80 gatunków, z których 14 jest silnie powiązanych z omawianym siedliskiem (Falk, 2015). Niektóre gatunki pszczół są zależne od pojedynczych rodzin roślin lub rodzajów typowych dla wapiennych muraw, np. *Melitta dimidiata* od *Onobrychis* sp., a *Andrena hattorfiana* od *Knautia arvensis*. Pszczoły te są bardzo ściśle powiązane z siedliskiem, ponieważ są zależne od zebranego pyłku, którym zaopatrują swoje gniazda. Spora liczba much (muchówek) również należy do typowych gatunków, które przystosowują się do suchych warunków, np. bujankowate (*Bombylidae*), kilka bzygowatych (*Syrphidae*: gatunki *Merodon*, *Eumerus*, *Paragus*, *Pipizella*), łowikowate (*Asilidae*), które wymagają ciepłych, słonecznych warunków i często pojawiają się na wapiennych murawach na zboczach pagórków. Bujankowate i pszczoły wymagają otwartej i niejednorodnej struktury muraw w mikroskali (5–10 cm). Monotonna struktura runi nie jest dobra dla pszczół gnieźdzących się w ziemi lub drapieżnych owadów, takich jak mrówki i trzyszczowate (*Cicindelinae*).

Wiele rzadkich gatunków koników polnych, takich jak *Saga pedo*, *Gomphocerippus rufus* i *Stenobothrus lineatus*, jest także związanych z tymi murawami (Alexander, 2003; Sardet i in., 2015), jak również świerszcze, takie jak *Gryllus campestris*.

Zob. sekcja 5.1.3, gdzie omówiono wymagania dotyczące zarządzania dla bezkręgowców.

Gady

Gady związane z tym siedliskiem w niektórych częściach ich zasięgu występowania obejmują: *Coronella austriaca* (gniewosz plamisty), *Zamenis longissimus* (wąż Eskulapa), *Hierophis viridiflavus*, *Lacerta agilis* (jaszczurka zwinka), *Lacerta bilineata*, *Podarcis muralis* (murówka zwyczajna) (Bensettiti i in., 2005).

Ssaki

Niektóre gatunki ssaków są typowe dla tego typu siedliska, szczególnie małe gryzonie. Suseł moręgowany (*Spermophilus citellus*), wymieniony w załączniku II i IV do dyrektywy siedliskowej, wymaga krótkiej darni (10–20 cm) zazwyczaj na suchych murawach i stepach. Zaprzestanie wypasu, grubo rosnąca trawa i rozrost zarośli może skutkować utratą tych warunków (Janák i in., 2013).



Suseł moręgowany (Michał Ambros)

2.5 Usługi i korzyści ekosystemowe

Murawy wapienne zapewniają istotne korzyści dla społeczeństwa (produkcja, zatrudnienie), środowiska naturalnego i różnorodności biologicznej, choć korzyści te nie zawsze są dobrze znane i rozumiane. Murawy te wykorzystuje się na szeroką skalę do wypasu zwierząt gospodarskich w całej UE, co generuje dochód dla społeczności lokalnych na całym obszarze ich występowania. Usługi ekosystemowe i korzyści zapewniane przez siedlisko obejmują usługi zapylania, zapobieganie erozji gleby, sekwestrację dwutlenku węgla, wartości estetyczne i rekreacyjne.

Jak przedstawiono w poprzednim punkcie, wspomniane murawy są kluczowymi siedliskami dla wielu gatunków chronionych w UE (roślin, ptaków, motyli, gadów i ssaków) oraz dla innych pasących się dzikich zwierząt, takich jak jelenie i gryzonie. Siedlisko typu 6210 ma wysoki priorytet dla ochrony gatunków dzikich zapylaczy, zwłaszcza dzikich pszczół, ale również much, motyli i ciem.

Ponadto podczas gdy gleby pod intensywnie zarządzanymi uprawami nie zapewniają dobrej sekwestracji dwutlenku węgla, pastwiska mogą zgromadzić od 0,3 do 0,6 ton dwutlenku węgla na hektar rocznie (DEFRA, 2007).

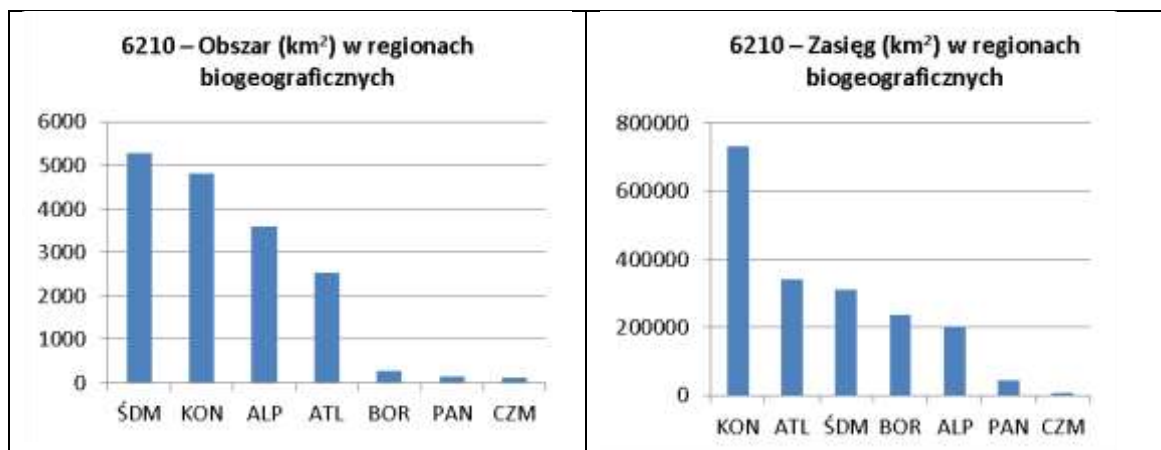
Suche murawy i stepy są domem przodków lub bliskich krewnych kilku powszechnie stosowanych ziół (takich jak dzika bazylia, dziki majeranek, dziki tymianek), cebulek ogrodowych, kilku przypraw i roślin leczniczych (EEA, 2001).

Siedlisko typu 6210, wyraźnie bogate gatunkowo (rośliny kwitnące, owady, ptaki drapieżne), ma również dużą wartość rekreacyjną. Ten typ murawy od dawna stanowi istotny element w malarstwie pejzażowym i za jego sprawą tereny wiejskie są doceniane.

2.6 Rozmieszczenie geograficzne

2.7.1 Obszar zgłoszony przez państwa członkowskie

Omawiany typ siedliska występuje w 25 państwach i 7 regionach biogeograficznych⁹. Wszystkie państwa członkowskie zgłosiły jego obecny zasięg i obszar objęty tym typem siedliska (w ramach obowiązków sprawozdawczych określonych w art. 17 dyrektywy siedliskowej¹⁰). Łączny obszar zgłoszony w 2013 r. wyniósł 16 732 tys. km². W ponad połowie ocen odnotowano tendencję spadkową w zakresie obszaru bazowego. Największy obszar siedliska znajduje się w regionie śródziemnomorskim, natomiast jego zasięg jest największy w regionie kontynentalnym.

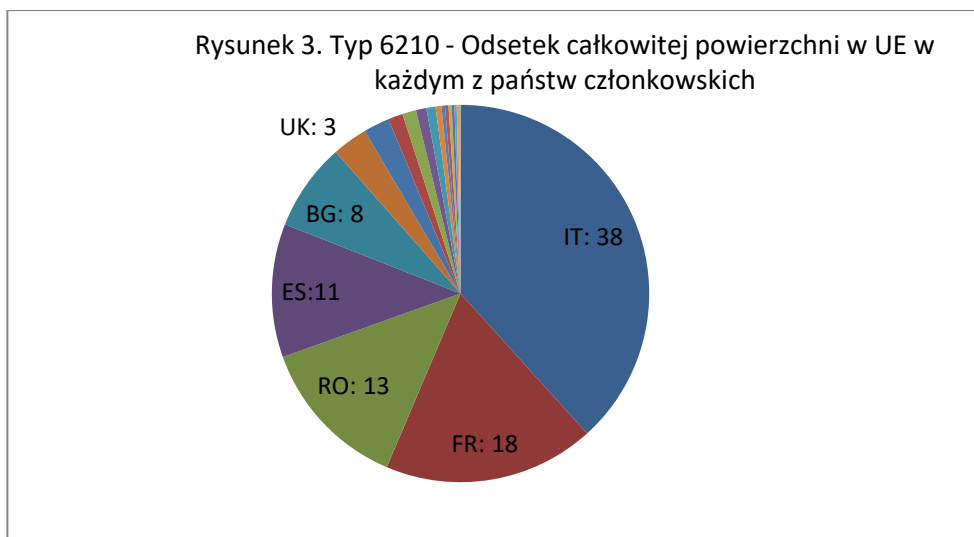


Rysunek 2: Obszar bazowy (km²) i zasięg typu 6210 w każdym regionie biogeograficznym: alpejskim (ALP), atlantyckim (ATL), czarnomorskim (CZM), borealnym (BOR), kontynentalnym (KON), śródziemnomorskim (ŚDM) i pannońskim (PAN).

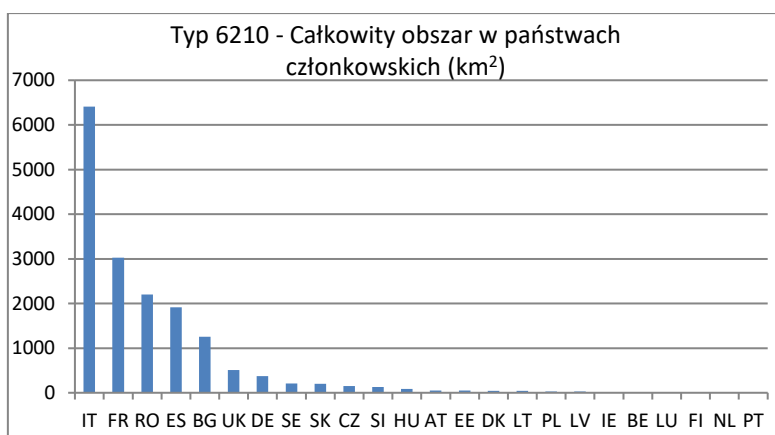
Chociaż siedlisko tego typu jest obecne w 25 państwach, **blisko 90% zgłoszonej powierzchni przypada na 5 państw** (IT, FR, RO, ES oraz BG).

⁹ Zgodnie z wykazami referencyjnymi UE. https://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/chapter2

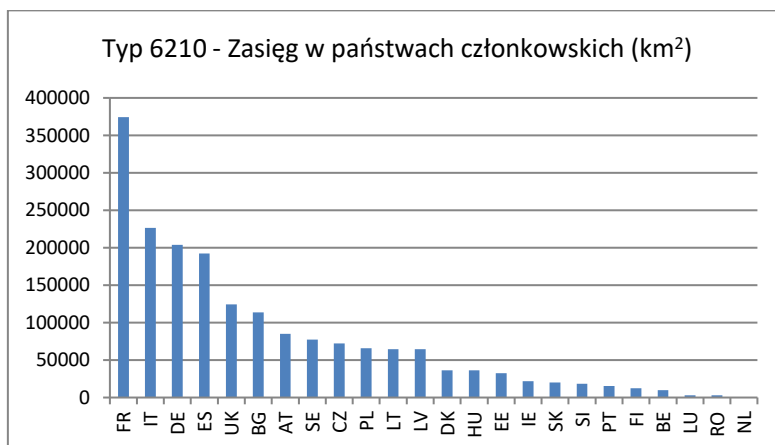
¹⁰ Zbiór danych opracowany zgodnie z art. 17 zawiera dane tabelaryczne przekazane przez wszystkie państwa członkowskie (z wyjątkiem Chorwacji) za okres 2007–2012: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/article-17-database-habitats-directive-92-43-ee-1/article-17-database-zipped-ms-access-format>. Należy podkreślić, że w sprawozdaniach na podstawie art. 17 występowały problemy związane z jakością danych, dlatego też należy podchodzić ostrożnie do informacji zawartych w niniejszym planie działania, które opierają się na tych danych, i traktować je jako orientacyjne.



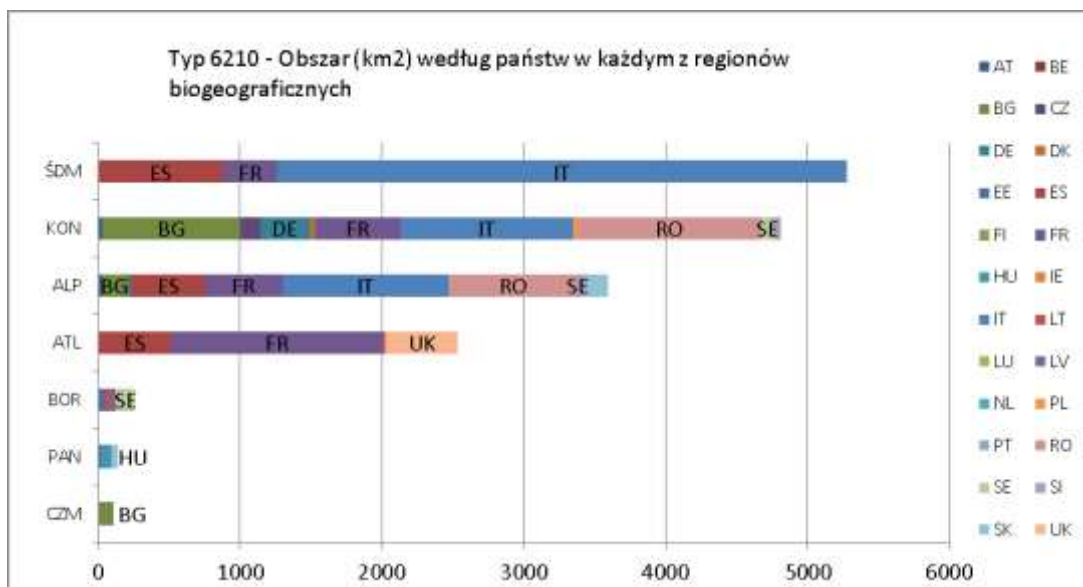
Włochy zgłosiły największy obszar bazowy typu 6210 (6407 km²) w latach od 2007 do 2012, a w dalszej kolejności Francja (3028 km²), Rumunia (2200 km²), Hiszpania (1915 km²) i Bułgaria (1258 km²).



Rysunek 4: Obszar bazowy siedliska (km²) typu 6210 w państwach członkowskich



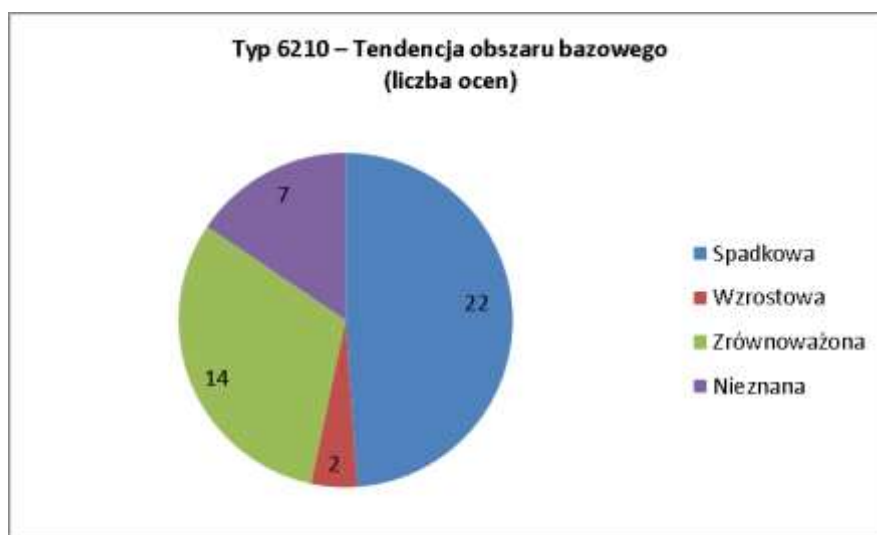
Rysunek 5: Obszar bazowy zasięgu (km²) typu 6210 w państwach członkowskich



Rysunek 6. Obszar (km²) typu 6210 w każdym regionie biogeograficznym według państwa członkowskiego (w oparciu o sprawozdania na podstawie art. 17 z okresu 2007–2012)

2.6.1 Tendencja w zakresie obszaru bazowego

W niemal połowie ocen odnotowano tendencję spadkową w zakresie obszaru bazowego w latach 2007–2012¹¹. Tendencję wzrostową odnotowano tylko w 4% ocen (BE w regionach ATL i KON). W 16% ocen brak jest informacji na temat tendencji w zakresie obszaru bazowego (BG w regionach ALP, CZM i KON; ES w regionie ŚDM; LU w regionie KON oraz PL w regionach ALP i KON).



Rysunek 7: Tendencja w zakresie obszaru siedliska typu 6210: liczba ocen zgłoszonych dla każdej kategorii tendencji

¹¹ Ogółem zgłoszono 45 ocen dotyczących siedliska typu 6210 w 24 państwach członkowskich (Chorwacja nie przedstawiła sprawozdania za okres 2007–2012) i 7 regionach.

2.6.2 Rozmieszczenie siedliska typu 6210 w sieci Natura 2000

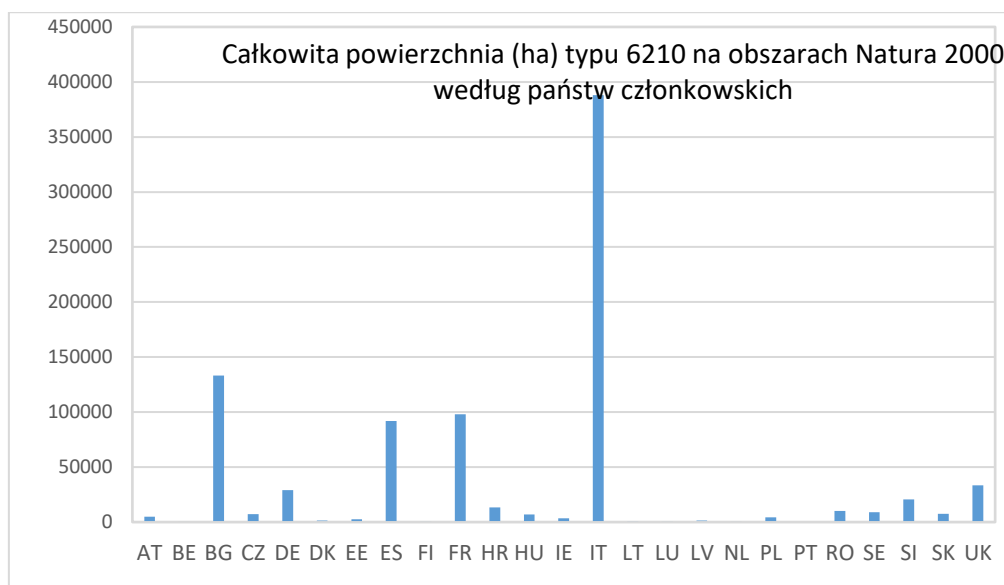
Okolo 57% całkowitej powierzchni tego typu siedliska w UE jest włączone do sieci Natura 2000.

Znaczącą obecność tego siedliska odnotowano¹² na **4437 obszarach Natura 2000**.

Regionem, w którym typ 6210 jest obecny na większej liczbie obszarów Natura 2000, jest region kontynentalny. Ponad 50% obszarów obejmujących to siedlisko w tym regionie znajduje się w Niemczech, we Włoszech i Francji.

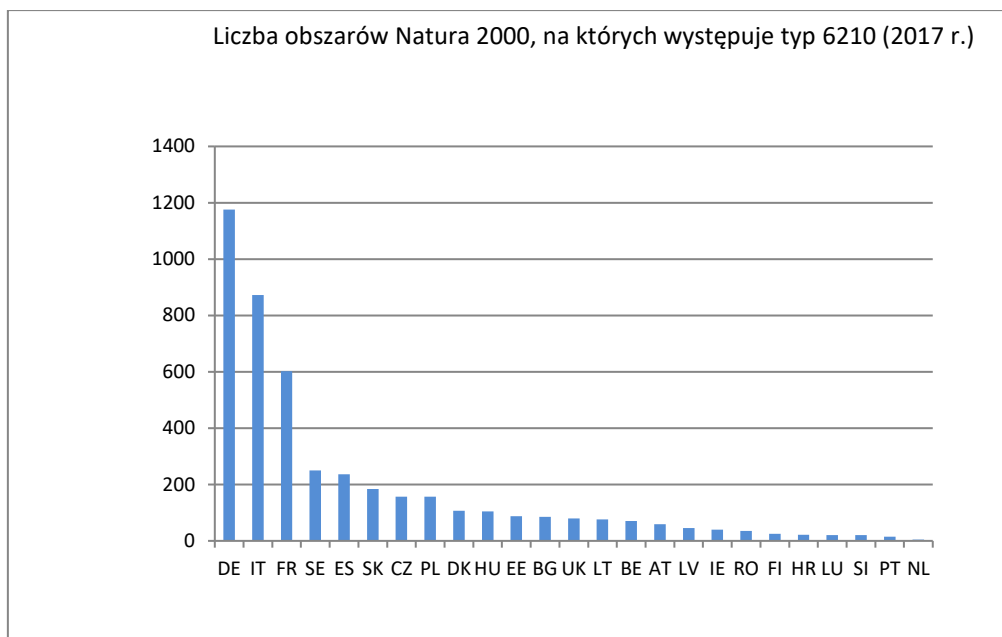
Szacowana powierzchnia siedliska typu 6210 objętego siecią jest jednak największa w śródziemnomorskim regionie biogeograficznym.

Włochy mają największy obszar bazowy typu 6210 objętego siecią Natura 2000, natomiast biorąc pod uwagę liczbę obszarów z obecnością tego siedliska, w Niemczech jest wiele obszarów o zasadniczo niewielkiej jego powierzchni, a średnia wielkość obszarów jest bardzo mała. W innych państwach członkowskich, takich jak Bułgaria, występuje tylko kilka obszarów, za to z dużym obszarem bazowym siedliska.



Rysunek 9: Całkowita powierzchnia typu 6210 w sieci Natura 2000 w państwach członkowskich

¹² Bez uwzględnienia obszarów, w których reprezentatywność tego typu siedliska sklasyfikowano jako „D”: nieistotna reprezentatywność.



Rysunek 10. Liczba obszarów Natura 2000, na których jest obecny typ 6210, w poszczególnych państwach członkowskich

Oszacowano również procentowy udział powierzchni siedliska objętego siecią Natura 2000 dla każdego państwa członkowskiego w każdym regionie biogeograficznym na podstawie opracowanego zgodnie z art. 17 zbioru danych, pochodzących ze zgłoszonego całkowitego obszaru siedliska i obszaru w obrębie sieci Natura 2000 (zob. tabela 4 poniżej).

Tabela 4: Obszar i proporcja siedliska typu 6210 w sieci Natura 2000 (na podstawie zbioru danych opracowanego zgodnie z art. 17, 2013 r.)

Region biogeograficzny	PCz	Typ 6210 – Całkowity obszar (km2)	Typ 6210 – Obszar w sieci Natura 2000 (km2)	% w sieci Natura 2000
ALP	AT	25,00	15,00	60
ALP	BG	177,00	173,68	98
ALP	DE	28,00	23,12	83
ALP	ES	522,00	227,00	44
ALP	FR	550,00	295,14	54
ALP	HR	ND.	ND.	ND.
ALP	IT	1 173,00	418,78	36
ALP	PL	2,00	2,00	100
ALP	RO	900,00	800,00	89
ALP	SE	1,00	0,20	20
ALP	SI	66,00	48,00	73
ALP	SK	154,00	100,00	65
ALPEJSKI		3598,00	2102,92	58%
ATL	BE	0,20	0,17	86
ATL	DE	ND.	1,94	ND.
ATL	DK	4,10	1,00	24
ATL	ES	508,91	375,00	74
ATL	FR	1500,00	332,00	22
ATL	IE	14,29	9,58	67
ATL	NL	0,50	0,50	100
ATL	UK	506,47	336,87	67
REGION ATLANTYCKI		2534,47	1057,06	42%
CZM	BG	109,61	93,01	85
CZARNOMORSKI		109,61	93,01	85%
BO	EE	50,00	32,00	64
BO	FI	1,40	0,50	36
BO	LT	40,00	7,90	20
BO	LV	30,00	18,00	60
BO	SE	140,00	32,00	23
BOREALNY		261,40	90,40	35%
KON	AT	25,00	13,00	52
KON	BE	4,06	4,00	99
KON	BG	972,09	902,66	93
KON	CZ	139,30	64,85	47
KON	DE	347,54	243,06	70
KON	DK	41,00	12,00	29
KON	FR	600,00	345,00	58
KON	HR	ND.	ND.	ND.

KON	IT	1218,47	509,18	42
KON	LU	3,10	1,86	60
KON	PL	30,00	30,00	100
KON	RO	1300,00	1200,00	92
KON	SE	69,00	57,00	83
KON	SI	65,00	34,00	52
KONTYNENTALNY		4814,56	3416,61	71%
ŚDM	ES	883,55	396,00	45
ŚDM	FR	378,00	378,00	100
ŚDM	HR	ND.	ND.	ND.
ŚDM	IT	4015,25	1557,46	39
ŚDM	PT	ND.	284,00	ND.
ŚRÓDZIEMNOMORSKI		5276,80	2615,46	50%
PAN	CZ	8,92	4,10	46
PAN	HU	85,00	78,00	92
PAN	SK	43,66	35,00	80
PANNOŃSKI		137,58	117,10	85%
OGÓŁEM	UE	16 732,42	9492,56	57%

3. STAN OCHRONY, ZAGROŻENIA I PRESJE

3.1 Stan ochrony i tendencje w tym zakresie

Stan ochrony jest **niewłaściwy i pogarsza się w większości zasięgu siedliska**, jak wynika ze sprawozdań państw członkowskich na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej. Stan ochrony **w obrębie sieci Natura 2000 jest lepszy niż na poza nią** (35% powierzchni siedliska w sieci Natura 2000 jest we wzorowym stanie ochrony, około 55% w dobrym stanie ochrony, a mniej niż 10% w gorszym niż dobry stan ochrony). Stosowanie zharmonizowanych metod umożliwiłoby lepsze porównanie ocen stanu ochrony co najmniej pomiędzy państwami należącymi do tego samego regionu biogeograficznego.

Informacje zawarte w niniejszej sekcji opracowano głównie na podstawie danych przekazanych przez państwa członkowskie za okresy 2007–2012 oraz ujętych w zbiorze danych opracowanym zgodnie z art. 17¹³. Uwzględniono także niektóre dane z ostatnich sprawozdań przedłożonych przez państwa członkowskie w 2019 r. dotyczących stanu ochrony i tendencji w tym zakresie zgłoszonych w latach 2013–2018. Należy jednak zauważyć, że dane te, obecnie dostępne z EEA¹⁴, mogą wymagać jeszcze pewnego przeglądu.

Metodyka stosowana do oceny stanu ochrony zależy od danych pochodzących z różnych źródeł. Najlepiej byłoby, gdyby dane te zgromadzono w okresie sprawozdawczym, przy zastosowaniu porównywalnych metod we wszystkich państwach członkowskich. Państwa członkowskie wykorzystywały jednak dane zebrane w różnych celach i w różnych okresach. W wielu przypadkach nie istnieją odpowiednie dane, a w celu umożliwienia dokonania oceny wykorzystano ekspertyzy.

3.1.1 Stan ochrony na poziomie regionu biogeograficznego

W poprzednim okresie sprawozdawczym stan ochrony był niewłaściwy we wszystkich regionach biogeograficznych (nie opracowano jeszcze tych danych z ostatniego okresu). Obszar ten pozostawał w większości w niewłaściwym stanie, a najgorzej ocenianymi parametrami były perspektywy na przyszłość oraz struktura i funkcje. Z ocen tych wynika, że siedlisko jest zdegradowane i oczekuje się, że w przyszłości nastąpi dalsze pogorszenie jego stanu na poziomie biogeograficznym.

Tabela 5: Stan ochrony i odnośne tendencje w zakresie typu 6210 pod względem regionu biogeograficznego (lata 2007–2012)

Region	Zasięg	Obszar	Struktura i funkcja	Perspektywy na przyszłość	SO w latach 2007–2012	Tendencja w zakresie SO	Poprzedni SO (w latach 2001–2006)
ALPEJSKI	U1	U1	U1	U1	U1	-	XX
REGION ATLANTYCKI	FV	U2	U2	U2	U2	-	U2

¹³ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/article-17-database-habitats-directive-92-43-ec-1/article-17-database-zipped-ms-access-format>. Chorwacja (HR) nie przedłożyła w ostatnim okresie sprawozdania, o którym mowa w art. 17, i z tego powodu danych z tego państwa nie uwzględniono w niniejszej sekcji. Należy również przypomnieć, że w sprawozdaniach na podstawie art. 17 występowały problemy związane z jakością danych, dlatego też należy ostrożnie interpretować informacje zawarte w niniejszej sekcji i traktować je jako orientacyjne.

¹⁴ <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summaries>

CZARNOMORSKI	FV	FV	U1	U1	U1	=	XX
BOREALNY	FV	U2	U2	U2	U2	-	U2
KONTYNETALNY	U1	U2	U2	U2	U2	-	U2
ŚRÓDZIEMNOMORSKI	U1	U1	U1	U2	U2	-	XX
PANNOŃSKI	FV	U1	U1	U1	U1	=	U2

Właściwy	FV	Nieznany	XX	Niewłaściwy – niewystarczający	U1	Niewłaściwy – zły	U2
----------	----	----------	----	--------------------------------	----	-------------------	----

Kwalifikator (+) poprawiający się (-) pogarszający się (=) stabilny (x) nieznany (nie dotyczy) niezgłoszony

3.1.2 Stan ochrony siedliska na poziomie państwa członkowskiego w każdym regionie biogeograficznym

Stan ochrony ocenia się co sześć lat we wszystkich państwach członkowskich, w każdym regionie biogeograficznym. Obecnie są dostępne oceny z trzech okresów sprawozdawczych (od 2001 r.) (zob. dane sumaryczne dotyczące stanu ochrony zgłoszone dla tego typu siedliska w trzech okresach sprawozdawczych w tabeli 6 na następnej stronie).

Stan ochrony typu 6210 zgłoszony za okres 2013–2018 zasadniczo nie uległ poprawie. W rzeczywistości w kilku państwach członkowskich zgłoszono pogorszenie stanu ochrony tego typu siedliska na poziomie regionu biogeograficznego.

Zgodnie z ostatnimi sprawozdaniami przedstawionymi przez państwa członkowskie w 2019 r., stan ochrony jest niewłaściwy we wszystkich państwach członkowskich i regionach, z wyjątkiem Chorwacji w regionie alpejskim i śródziemnomorskim oraz Rumunii w regionie alpejskim i kontynentalnym.

Sytuacja jest niepokojąca w regionie atlantyckim, gdzie wszystkie państwa zgłosiły niewłaściwy stan tego siedliska. Ponadto stan ochrony uległ pogorszeniu od pierwszego okresu sprawozdawczego (lata 2001–2006) w Belgii, Niemczech i Niderlandach.

Stan ochrony tego typu siedliska zgłoszono również jako niewłaściwy we wszystkich państwach regionu borealnego oraz z tendencją spadkową na Łotwie i w Szwecji.

Wszystkie państwa zgłosiły niewłaściwy stan siedliska w regionie śródziemnomorskim, a w porównaniu z poprzednimi okresami sprawozdawczymi stan ochrony uległ pogorszeniu we Francji, Włoszech i Portugalii.

W regionie pannońskim stan ochrony siedliska typu 6210 uznano za niewłaściwy – niewystarczający (U1) we wszystkich państwach, chociaż wydaje się, że poprawił się on w porównaniu z ostatnimi okresami sprawozdawczymi w Republice Czeskiej.

Większość obszaru tego typu siedliska w regionie kontynentalnym jest w złym stanie (U2), mniej niż 20% w niewystarczającym (U1), a jedyny właściwy stan w regionie zgłosiła Rumunia, w której zlokalizowane jest zaledwie około 0,2% całkowitej powierzchni siedliska w regionie.

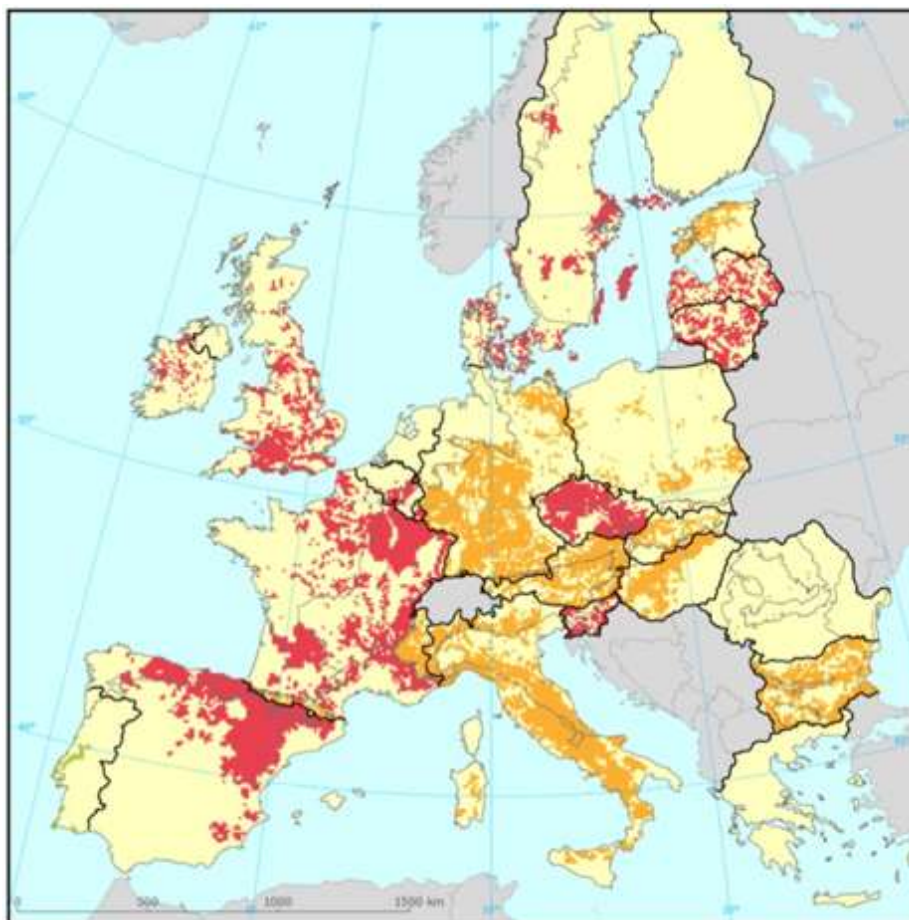
W kilku przypadkach stan ochrony w porównaniu z poprzednim okresem sprawozdawczym uległ pogorszeniu. Tak jest w przypadku Austrii w regionie alpejskim i kontynentalnym, Niemiec w regionie atlantyckim i kontynentalnym oraz Włoch w regionie alpejskim, kontynentalnym i śródziemnomorskim.

Sytuacja uległa nieznacznej poprawie na skutek zmiany ze złego stanu ochrony (U2) na niewystarczający (U1) w Hiszpanii w regionie alpejskim i atlantyckim (odpowiednio z powodu innej metody i ze względu na lepszą wiedzę), w Polsce w regionie alpejskim (ze względu na lepszą wiedzę) i w Republice Czeskiej w regionie pannońskim (ze względu na lepszą wiedzę).

Tabela 6: Stan ochrony zgłoszony przez państwa członkowskie UE dla siedliska typu 6210 w trzech dostępnych okresach sprawozdawczych

PCz	REGION	SO w latach 2001–2006	SO w latach 2007–2012	Tendencja	% w regionie	SO w latach 2013–2018	Tendencja
AT	ALPEJSKI	U1	U1	=	23,6	U2	-
BG	ALPEJSKI	ND.	U1	=	8,5	U1	x
DE	ALPEJSKI	U1	U1	-	3,7	U1	=
ES	ALPEJSKI	XX	U2	-	7,2	U1	x
FR	ALPEJSKI	U1	U1	=	18,3	U1	=
HR	ALPEJSKI	ND.	ND.			FV	=
IT	ALPEJSKI	FV	U1	-	22,1	U2	-
PL	ALPEJSKI	U1	U2	+	0,5	U1	x
RO	ALPEJSKI	ND.	FV		0,5	FV	x
SE	ALPEJSKI	U2	U2	-	0,7	U2	-
SI	ALPEJSKI	U2	U2	=	2,8	U2	-
SK	ALPEJSKI	U1	U1	=	12,1	U1	x
BE	REGION ATLANTYCKI	U1	U2	+	0,7	U2	x
DE	REGION ATLANTYCKI	U1	U1	x	2,6	U2	-
DK	REGION ATLANTYCKI	U2	U2	x	1,3	U2	-
ES	REGION ATLANTYCKI	U1	U2	-	15,0	U1	=
FR	REGION ATLANTYCKI	U2	U2	-	37,7	U2	-
IE	REGION ATLANTYCKI	U2	U2	=	6,2	U2	-
NL	REGION ATLANTYCKI	U1	U2	=	0,2	U2	+
UK	REGION ATLANTYCKI	U2+	U2		36,2	U2	=
BG	CZARNOMORSKI	ND.	U1	=	100	U1	x
EE	BOREALNY	U1-	U1	=	17,3	U1	=
FI	BOREALNY	U2-	U2	-	4,6	U2	=
LT	BOREALNY	U2-	U2	-	25,9	U2	x
LV	BOREALNY	U2+	U2	-	23,8	U2	-
SE	BOREALNY	U2-	U2	-	28,4	U2	-
AT	KONTYNENTALNY	U1	U1	=	5,0	U2	-
BE	KONTYNENTALNY	U1	U2	+	1,0	U2	+
BG	KONTYNENTALNY	ND.	U1	=	10,7	U1	x
CZ	KONTYNENTALNY	U2	U2	+	10,3	U2	=
DE	KONTYNENTALNY	U1-	U1	-	33,1	U2	-
DK	KONTYNENTALNY	U2	U2	x	3,6	U2	-
FR	KONTYNENTALNY	U2	U2	-	17,9	U2	-
HR	KONTYNENTALNY	ND.	ND.			U1	=
IT	KONTYNENTALNY	FV	U1	-	8,9	U2	-
LU	KONTYNENTALNY	U1	U2	x	0,3	U2	-
PL	KONTYNENTALNY	U2	U1	+	6,0	U1	x
RO	KONTYNENTALNY		FV		0,2	FV	x
SE	KONTYNENTALNY	U2	U2	-	1,1	U2	-
SI	KONTYNENTALNY	U2	U2	-	1,8	U2	-
ES	ŚRÓDZIEMNOMORSKI	XX	U2	x	45,9	U2	-
FR	ŚRÓDZIEMNOMORSKI	U1	U2	-	10,7	U2	-
HR	ŚRÓDZIEMNOMORSKI	ND.	ND.			FV	=
IT	ŚRÓDZIEMNOMORSKI	FV	U1	-	40,2	U2	-
PT	ŚRÓDZIEMNOMORSKI	FV	FV		3,2	U1	-
CZ	PANNOŃSKI	U2	U2	+	6,9	U1	=
HU	PANNOŃSKI	U2	U1	=	84,9	U1	=

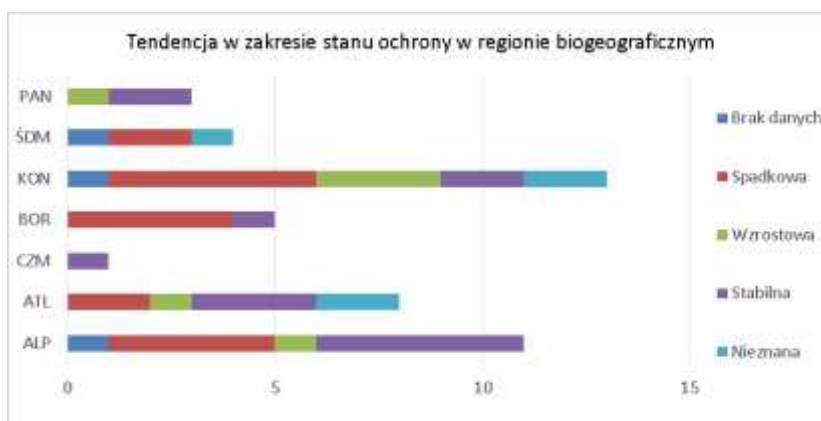
SK	PANNOŃSKI	XX	U1	=	8,2	U1	X
----	-----------	----	----	---	-----	----	---



Rysunek 12: Mapa z rozmieszczeniem typu 6210 i ogólnym stanem ochrony zgłoszonym przez państwa członkowskie za okres 2007–2012 (z wyjątkiem Chorwacji).

3.1.3 Tendencja w zakresie stanu ochrony siedliska typu 6210

Zgodnie z ostatnimi dostępnymi informacjami (sprawozdaniem na podstawie art. 17 z okresu 2007–2012) stan ochrony ulega pogorszeniu w większości ocen regionalnych, chociaż w dwóch regionach (czarnomorskim i pannońskim) jest on przeważnie stabilny.

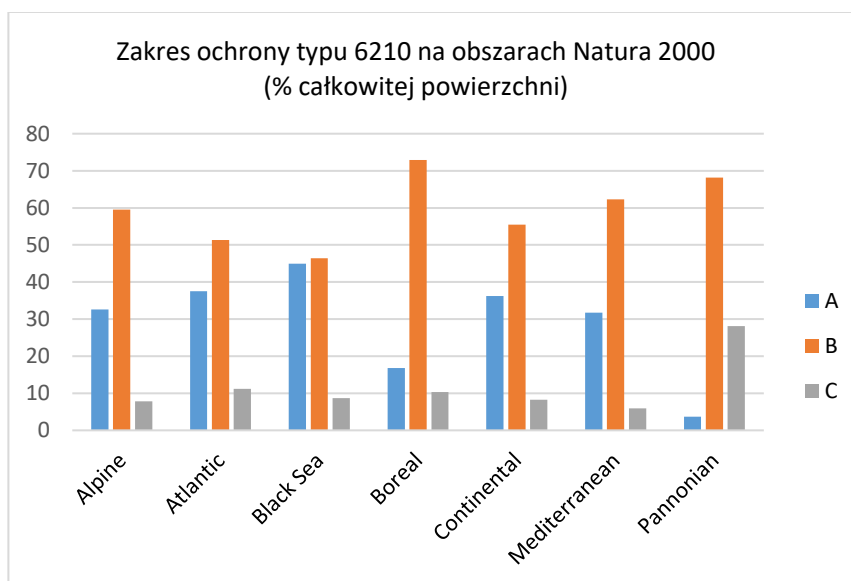


Rysunek 13: Tendencja w zakresie stanu ochrony typu 6210 reprezentowana jako liczba państw członkowskich według regionów biogeograficznych w każdej kategorii tendencji (lata 2007–2012)

3.2 Stan ochrony siedliska na obszarach Natura 2000

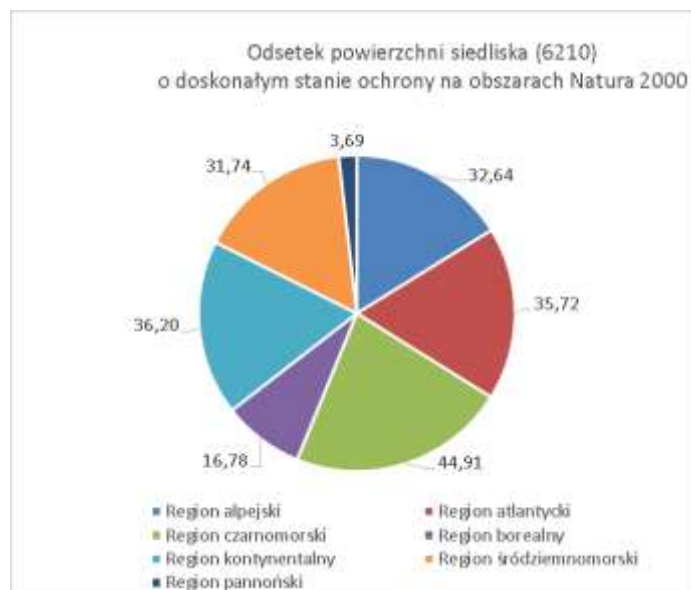
Stopień ochrony każdego siedliska zgłoszono za pomocą standardowego formularza danych sieci Natura 2000 dla każdego obszaru, na którym występuje siedlisko, zgodnie z następującymi kategoriami:

- A: Doskonałe zachowanie
- B: Dobre zachowanie;
- C: Zachowanie w średnim lub zubożałym stanie.



Rysunek 14. Odsetek całkowitej powierzchni siedliska typu 6210 w każdej klasie stopnia ochrony w sieci Natura 2000. A: doskonałe, B: dobre, C: w średnim lub zubożałym stanie (baza danych sieci Natura 2000, 2018)

Średnio około 35% powierzchni siedliska w sieci Natura 2000 jest we wzorowym stanie ochrony, około 55% jest w dobrym stanie ochrony, a mniej niż 10% jest w zubożałym stanie ochrony.



Rysunek 15: Odsetek powierzchni siedliska o doskonałym stopniu ochrony na obszarach Natura 2000 dla każdego regionu biogeograficznego

3.3 Metodyki oceny stanu ochrony i monitorowania

Od państw członkowskich wymaga się prowadzenia nadzoru nad stanem ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków, o których mowa w art. 2, ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk przyrodniczych o znaczeniu priorytetowym oraz gatunków o znaczeniu priorytetowym, zgodnie z art. 11 dyrektywy siedliskowej, co powinno stanowić podstawę oceny zgodnie z art. 17¹⁵.

Opracowały one metody oceny stanu ochrony typów siedlisk i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty lub są w trakcie opracowywania/ulepszenia takich metod. Metody te zazwyczaj określają zmienne, kryteria i wartości progowe dla kluczowych parametrów (zasięg, obszar, struktura i funkcja itp.), które wskazują, czy dany typ siedliska zachowuje właściwy stan ochrony (FCS).

Niektóre państwa opracowują i testują obecnie znormalizowane protokoły metodyczne (Włochy), modele oparte na wielu kryteriach (Dania), lub opracowały szczegółowe matryce oceny na poziomie lokalnym lub na poziomie obszaru, jak również do celów monitorowania, w tym typowych gatunków roślin (Niemcy¹⁶), jak również inne podejścia do oceny stanu ochrony.

Jeżeli chodzi jednak o opis „właściwego stanu ochrony” dla siedliska typu 6210, brak jest oficjalnych odniesień, a w niektórych państwach członkowskich nadal brakuje szczegółowej metodyki oceny stanu ochrony, ponieważ na poziomie UE istnieją jedynie ramy koncepcyjne do celów sprawozdawczości na podstawie art. 17.

Kilka państw członkowskich prowadzi mapowanie siedlisk; w kilku państwach gromadzi się informacje na temat stanu siedlisk (np. rejestruje czynniki biotyczne i abiotyczne).

¹⁵ Reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013–2018 [Sprawozdawczość na mocy art. 17 dyrektywy siedliskowej. Uwagi i wskazówki wyjaśniające na okres 2013–2018]. Wersja ostateczna – maj 2017 r.

¹⁶ https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/monitoring/Dokumente/Bewertungsschemata_LRT_Sept_2010.pdf

Szczegółowe informacje dotyczące metod stosowanych w państwach członkowskich, w których występuje dane siedlisko, podano w sekcji 5.1 (Metody monitorowania siedlisk).

Dawniej niektóre państwa członkowskie szacowały zasięg w oparciu o niekompletne informacje z badań i opierały się na przewidywaniu prawdopodobnego występowania siedliska na podstawie typu gleby, wysokości oraz zgłaszanej obecności gatunków wskaźnikowych w obrębie 10 km kwadratu siatki (np. Irlandia). W odniesieniu do okresu sprawozdawczego 2007–2012 wszystkie państwa członkowskie korzystały z narzędzia dotyczącego zasięgu, co w niektórych przypadkach skutkowało innymi szacunkami.

Niektóre państwa członkowskie dysponują dobrą znajomością bezwzględnego obszaru ze względu na niedawne mapowanie siedlisk. Mapowanie siedlisk może zapewnić kompleksowy przegląd jakości i rozdrobnienia siedlisk.

W niektórych państwach członkowskich trudno jest jednak dokładnie ocenić obszar objęty tym typem siedliska, np. w Hiszpanii, gdzie występuje wiele stopniowych przejść między *Brometalia erecti* a innymi syntaksonami. Dlatego stworzenie dokładnej mapy rozmieszczenia tych runi w konkretnej lokalizacji jest dość trudne i kosztowne, a jeszcze trudniejsze na poziomie państwa. Co więcej, rozmieszczenie tych zbiorowisk może się znacznie zmienić nawet w perspektywie krótko- lub średnioterminowej.

Do oceny struktury i funkcji zwykle wykorzystuje się występowanie typowych i charakterystycznych gatunków. Belgia (Flandria) wykorzystuje do oceny struktury i funkcji również stan zagrożenia typowych gatunków na podstawie regionalnej Czerwonej Księgi.

Do określenia stanu ochrony stosuje się różne wskaźniki. W celu przeprowadzenia oceny stanu ochrony Dania opracowała model oparty na wielu kryteriach, który wykorzystano wraz z ocenami ekspertów w sprawozdaniu za 2013 r.

Zmienne używane do określenia stanu ochrony i wskaźniki dla typu 6210 mogą obejmować liczbę gatunków diagnostycznych, względne pokrycie gatunków drzewiastych, obecność elementów wskazujących na możliwe pogorszenie stanu, rodzime inwazyjne zioła i trawy, zioła nitrofilne, inwazyjne gatunki obce itp.

Wskaźniki dobrej jakości dla siedliska typu 6210 (na podstawie Schaminée, 2016):

- duże bogactwo gatunkowe;
- brak gatunków wymagających znacznych ilości substancji biogennej i gatunków ruderalnych;
- długoterminowa stabilność siedliska;
- ruń ogólnie zamknięta o niskiej strukturze roślinności;
- tradycyjny system wypasu/koszenia;
- niskie pokrycie wkraczających wysokich traw, krzewów i drzew.

Przy stosowaniu wskaźników dla „najbardziej typowych” lub „najwyższej jakości” muraw jako podstawy lub „punktu odniesienia” do porównania mogą wystąpić problemy, ponieważ mogłoby to prowadzić do przyznania „niewłaściwych” (U1, U2) ocen mniej typowym murawom, nawet jeżeli są one dobrze zachowane. W szczególności murawy na granicach zasięgu siedliska, na których w sposób naturalny występuje ograniczona liczba charakterystycznych gatunków, mogą otrzymać ocenę U2 lub U1 nawet jeżeli w istocie są w dobrym stanie, jak wskazano na Łotwie lub w Irlandii. Również w Niemczech stosowano

regionalne dostosowywanie progów i typowych gatunków w odniesieniu do potencjału/warunków jednostek krajobrazu naturalnego (Naturräume).

Irlandia zastosowała nowy protokół dopuszczający, aby punkty monitorowania oceniano jako dobrej jakości, jeżeli w odległości 20 m od punktu monitorowania zarejestrowano gatunek wskaźnikowy wysokiej jakości, uznając fakt, że pozytywne gatunki wskaźnikowe wysokiej jakości mogą czasami występować jedynie sporadycznie w obrębie zbiorowiska muraw z załącznika I (Martin i in., 2018).

W niektórych przypadkach przy ocenie struktury można również uwzględnić zarządzanie, np. w Estonii: „siedlisko jest stale zarządzane (koszone lub przeznaczone do wypasu) albo koszenie lub wypasanie miało miejsce niedawno, więc skład gatunkowy nie uległ zmianie; brak oznak zarastania krzewami” wskazuje na „bardzo dobrą strukturę”.

Tendencje są istotną częścią oceny wszystkich parametrów stanu ochrony z wyjątkiem perspektyw na przyszłość. Tendencje mają decydujące znaczenie dla oceny stanu ochrony, ponieważ właściwy stan ochrony można osiągnąć zazwyczaj tylko wówczas, gdy tendencje są stabilne lub wzrostowe.

Analiza tendencji nie zawsze odbywa się w sposób systematyczny. We Włoszech zaproponowano, aby analizować tendencje za pomocą zastosowania parametrów „obszar, struktura i funkcja” oraz opracować porównania pomiędzy różnymi okresami monitorowania (diachroniczna analiza prezentacji kartograficznych i związanych z nimi wskaźników krajobrazowych; diachroniczna analiza zmian florystycznych/strukturalnych).

3.3.1 Obszary odniesienia dla typu siedliska we właściwym stanie ochrony

Określenie obszarów odniesienia dla typu siedliska we właściwym stanie ochrony (w poszczególnych państwach członkowskich/regionach biogeograficznych) mogłoby pomóc w harmonizacji oceny stanu ochrony i monitorowania siedlisk. Podobną koncepcję już się stosuje na podstawie ramowej dyrektywy wodnej¹⁷. Ponieważ ten typ siedliska jest niezwykle zróżnicowany i zmienny w zależności od wielu czynników środowiskowych i biotycznych, należy określić obszary odniesienia dla każdego podtypu siedliska (rodzaje gleb, jednostki roślinności i główne uwarunkowania klimatyczne).

Podczas porównywania z lokalizacjami odniesienia mogą powstać trudności związane z naturalną dynamiką siedliska, która zależy od zmieniających się czynników ekologicznych (pogoda, klimat, hydrologia itp.). Problem ten można rozwiązać za pomocą regularnego monitorowania lokalizacji odniesienia, które może dostarczyć wystarczających danych do przeprowadzenia porównania w różnych warunkach. Należy również wziąć pod uwagę, że obszary te mogą zmieniać się z upływem czasu. Należy opracować i wdrożyć specjalny system monitorowania w celu oceny zmian w długim okresie, w szczególności jeżeli podejrzewa się, że globalne zmiany wpływają na właściwy stan ochrony siedliska (zob. również obowiązek monitorowania określony w art. 11 dyrektywy

¹⁷ Załącznik II pkt 1.3 ppkt (iv): „Państwa członkowskie opracują sieć referencyjną dla każdego typu części wód powierzchniowych. Sieć taka zawiera wystarczającą liczbę miejsc o bardzo dobrym stanie, w celu zapewnienia odpowiedniego poziomu zaufania dla poziomów warunków referencyjnych, uwzględniając zróżnicowanie poziomów elementów jakości odnoszących się do bardzo dobrego stanu ekologicznego dla tego typu części wód powierzchniowych”.

siedliskowej oraz konieczność prowadzenia jakiejś formy monitorowania dotyczącego konkretnego obszaru na potrzeby oceny skuteczności zarządzania):

Wykorzystanie obszarów odniesienia w przypadku tego typu siedliska może być szczególnie trudne ze względu na jego dużą zmienność i różnorodność florystyczną w skali lokalnej i geograficznej. Poszczególne miejsca mogą mieć bardzo różny potencjał ze względu na warunki środowiskowe i klimatyczne. Niektóre zaznaczone na mapach obszary są ograniczone przez te czynniki, a zatem mają różny potencjał pod względem pokrywy roślinnej. Jest możliwe, że pomimo optymalnego zarządzania w niektórych miejscach poprawa będzie mniejsza niż w innych, ale mimo to są one ważne ze względu na różnorodność biologiczną.

Obszary odniesienia należy określić z uwzględnieniem różnic florystycznych pomiędzy regionami i gradientów różnorodności gatunków. W przypadku zastosowania takiego podejścia należy wybrać obszary odniesienia dla omawianego typu siedliska w celu uwzględnienia jego różnorodności ekologicznej i gatunkowej. Najlepiej byłoby, gdyby w przypadku każdego regionu biogeograficznego istniały lokalizacje odniesienia z siedliskiem (w optymalnych warunkach ekologicznych), a wszystkie inne lokalizacje z siedliskiem w tym regionie były do nich porównywane. Zaletą tego podejścia jest to, że dzięki niemu można by ocenić stan ochrony za pomocą dużo łatwiejszego podejścia metodycznego (statystycznego). Z drugiej strony, krajowe gradienty składu gatunkowego wynikające z zasięgu geograficznego wielu typowych gatunków mogą skutkować błędnymi ocenami stanu ochrony.

3.3.2 Właściwe wartości odniesienia

Aby ocenić stan ochrony na podstawie dyrektywy siedliskowej zgodnie z uzgodnioną metodą stosowaną od okresu sprawozdawczego 2001–2006 na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej, konieczne jest określenie właściwych wartości odniesienia (wartości odniesienia dotyczących właściwego stanu ochrony) dla zasięgu typów siedliska i gatunków (FRR), dla obszaru typów siedliska (FRA) oraz dla wielkości populacji gatunków (FRP). Właściwe wartości odniesienia to kluczowe poziomy odniesienia służące do określenia punktu osiągnięcia właściwego stanu ochrony (WSO) dla poszczególnych gatunków i siedlisk.

Przy wsparciu Komisji Europejskiej opublikowano niedawno sprawozdanie na temat metodyki i wytycznych dotyczących ustalania właściwych wartości odniesienia (Bijlsma i in. 2018).

Niektóre państwa pracują obecnie nad zdefiniowaniem właściwych wartości odniesienia dla swoich unijnych typów siedlisk, w tym muraw. Większość państw członkowskich nie posiada jednak dobrze zdefiniowanych właściwych wartości odniesienia dla siedliska typu 6210. Trudności związane z podziałem zbiorowisk suchych muraw na różne typy siedlisk przyrodniczych (np. przynależących do *Festucion valesiaca*: 6210, 6240* i 6250* na Słowacji) stwarzają poważne wyzwania dla zdefiniowania właściwych wartości odniesienia.

Kluczowe znaczenie dla określania właściwych wartości odniesienia mają bardziej precyzyjna identyfikacja, mapowanie i ocena siedlisk. Zanim możliwe będzie oszacowanie właściwych wartości odniesienia dla tego typu siedliska należy określić ilościowo ewentualne długofalowe negatywne skutki rozdrobnienia i innych zagrożeń.

3.3.4 Wnioski i zalecenia

- Należy zaproponować stosowanie prostych i zharmonizowanych metod w celu umożliwienia porównania ocen stanu ochrony co najmniej pomiędzy państwami należącymi do tego samego regionu biogeograficznego. Harmonizacja wymaga współpracy międzynarodowej celem porównania metod wykorzystywanych w różnych państwach. Niektóre państwa uważają jednak, że harmonizacja w całej UE jest dosyć trudna ze względu na różne warunki terenu, biogeografię, skład gatunkowy, zarządzanie i okoliczności społeczno-gospodarcze.
- Należy wziąć pod uwagę lokalne różnice w strukturze i funkcjach, aby uniknąć sytuacji, w której wobec wszystkie lokalizacje zestawia się z najwyższymi standardami; ze względu na położenie geograficzne lub inne czynniki niektóre murawy mogą już mieć korzystną strukturę i funkcje w kontekście swojego lokalnego ekosystemu (O'Neill i in. 2013), chociaż nie spełniają najwyższych standardów.
- Dobrze jest uwzględnić odpowiednie parametry, które można stosunkowo ocenić w terenie lub przez internet, takie jak pokrycie odkrytej gleby, gatunki inwazyjne lub pokrywa roślinna, przy użyciu standardowego protokołu oceny opartego na zdjęciach terenowych lub innych technikach teledetekcji.
- Należy trwale oznaczyć umiejscowienie transektów i działek w terenie, aby zagwarantować pełną powtarzalność. Pokrywę krzewową należy oceniać raczej na podstawie analizy zdjęć z satelity/samolotów/dronów, a nie tylko oceny wizualnej obserwatora; umożliwia to większą precyzję i szybszą identyfikację rzeczywistych zmian.
- Mapowanie siedlisk/biotopów można prowadzić przy użyciu technik teledetekcji (dane satelitarne, zdjęcia lotnicze) do wyznaczania wielokątów jednorodnych typów siedlisk (np. Stanová, Valachovič red. 2002). Podejście to zastosowano już na Słowacji, w północnej części Cypru, w Rumunii, Czarnogórze i na Ukrainie.
- Do identyfikacji i monitorowania siedlisk Natura 2000 można również wykorzystać dynamiczną segmentację obrazów satelitarnych.
- Na poziomie biogeograficznym można by opracować odpowiednie podejście do określenia krajowej właściwej wartości odniesienia. Odpowiednie kryteria powinny zostać ustalone zgodnie ze spójnymi metodami/zasadami.
- W uwagach i wskazówkach wyjaśniających dotyczących sprawozdawczości na mocy art. 17 dyrektywy siedliskowej wskazano potrzebę zwrócenia większej uwagi na metodykę stosowaną w programach monitorowania, aby poprawić jakość informacji dotyczących tendencji.

3.4 Zagrożenia i presje

Najważniejsze presje i zagrożenia dotyczące obecnie siedliska typu 6210 to porzucenie lub zaprzestanie ekstensywnego wypasu i koszenia. Wypas jest niewystarczający w wielu miejscach w zasięgu siedliska. Jednocześnie na niektórych obszarach ma miejsce nadmierny wypas, co ma negatywny wpływ na naturalnie niski poziom substancji biogennych, które są bardzo ważne dla tego siedliska.

*Główne konsekwencje i skutki zidentyfikowanych presji/zagrożeń to **zmniejszenie obszaru siedliska oraz zmiana jego struktury i funkcji**, w tym zmiana składu gatunkowego i zanikanie typowych gatunków.*

*Istniejące i potencjalne przyczyny degradacji lub zanikania siedlisk przyrodniczych **należy rozwiązywać za pomocą środków zarządzania**. Wiedza i metody stosowane do identyfikacji i kwantyfikacji zagrożeń i presji są istotne w kontekście planowania ochrony siedliska.*

3.4.1 Główne zidentyfikowane zagrożenia i presje dotyczące siedliska

Państwa członkowskie poproszono o przedstawienie sprawozdania dotyczącego 20 najważniejszych zagrożeń i presji dla każdego typu siedliska z wykorzystaniem uzgodnionego hierarchicznego wykazu w cyklu sprawozdawczym obejmującym lata 2007–2012 na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej. Presje to działania, które mają obecnie wpływ na siedliska, a zagrożenia to działania, w stosunku do których oczekuje się, że będą miały wpływ na siedliska w najbliższej przyszłości.

Presje i zagrożenia podzielono na trzy klasy: o wysokim, średnim lub niskim znaczeniu. Główne zagrożenia i presje zidentyfikowane w okresie sprawozdawczym 2007–2012 na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej były podobne we wszystkich regionach biogeograficznych i są spójne z tymi, które określili eksperci krajowi podczas opracowywania niniejszego planu działania¹⁸.

W latach 2007–2012 najważniejsze presje dotyczące siedliska typu 6210 we wszystkich regionach biogeograficznych były związane z niewłaściwym wypasem, biocenotyczną ewolucją/sukcesją oraz koszeniem/ścianianiem murawy. W wielu krajach za istotne zagrożenie dla tego typu siedlisk uznano również zmiany praktyk w zakresie uprawy i nawożenia.

Niewystarczający wypas i porzucenie

Najważniejszą przyczyną zmniejszenia powierzchni muraw jest zaprzestanie gospodarowania nimi. Wydaje się, że w dużej części zasięgu siedliska ma miejsce coraz bardziej intensywny proces utraty powierzchni z powodu zanikania działalności związanej z wypasem (np. na większości południowego obszaru występowania, we Włoszech, Hiszpanii i Francji). Obecnie działalność związana z wypasem prowadzona na suchych murawach wapiennych jest często nierentowna, a zatem porzucana. Trudności finansowe, z jakimi borykają się hodowcy zwierząt, mają długoterminowy wpływ na utrzymanie tego typu siedlisk.

Niewystarczający wypas, a w skrajnych sytuacjach porzucenie wypasu, zmieniają strukturę, skład gatunkowy i funkcjonowanie tego ekosystemu, co wpływa również na powiązane z nim gatunki, takie jak bezkręgowce lub zbiorowiska mchów i porostów.

¹⁸ Wystąpiły jednak niespójności dotyczące sposobu zgłaszania przez państwa zagrożeń i presji, co utrudniało porównania. Z myślą o kolejnym okresie sprawozdawczym (2013–2018) zmieniono wytyczne dotyczące zgłaszania zagrożeń i presji i zaktualizowano znormalizowany „Wykaz presji i zagrożeń”, aby uniknąć poprzednich niespójności dotyczących sposobu zgłaszania przez państwa tych presji i zagrożeń. Miało to służyć ułatwieniu porównań.

Po zaprzestaniu wypasu lub koszenia na półnaturalnych murawach bardzo szybko akumuluje się ściółka, zmniejsza się liczba gatunków i zwiększa wysokość runi. Akumulacja ściółki ma również wpływ na nawożenie, ponieważ biomasa nie jest usuwana z muraw, a zawartość materii organicznej w glebie wzrasta. Łatwiej rozprzestrzeniające się trawy, takie jak *Calamagrostis epigeios*, *Arrhenatherum elatius* i *Brachypodium pinnatum*, mogą dominować nad innymi gatunkami i powstrzymywać ich wzrost. Różnorodność gatunków gwałtownie się zmniejsza. Gatunki jednoroczne i dwuletnie również zanikają, ponieważ zanikają małe, otwarte płaty roślinności (Rüsiņa, 2017 r.).

Ostatecznym rezultatem porzucenia jest sukcesja do etapu zarośli i utrata siedliska, ale zmiany w jego jakości następują dużo wcześniej. Bardzo suche pastwiska zarastają wolniej, ponieważ warunki związane z wilgotnością nie są odpowiednie dla zarośli i siewek drzew. Sukcesja zmienia nie tylko skład gatunkowy, ale także względną liczebność poszczególnych gatunków i strukturę roślinności. Może to obejmować zmiany we względnych proporcjach elementów składowych roślinności (trawy, zioła), ilości odkrytej gleby i wysokości runi – wszystkie te czynniki mają wpływ na bezkręgowce. Wraz ze zmianą struktury zmieniają się także formy wzrostu niektórych gatunków roślin, co może sprawić, że dla niektórych bezkręgowców staną się mniej odpowiednie jako rośliny żywicielskie.

W niektórych krajach odnotowuje się wpływ sukcesji leśnej na motyle, tak jak w Zjednoczonym Królestwie (Fox i in. 2015). Nadal zmniejszał się zasięg lub spadała wielkość populacji wielu gatunków stenotopowych siedliska. Jednak pozytywne działania ochronne na murawach wapiennych w Zjednoczonym Królestwie w ciągu ostatnich 10 lat doprowadziły do stabilizacji lub wzrostu liczebności niektórych gatunków występujących na tych murawach, takich jak modraszek malczyk *Cupido minimus*, modraszek adonis *Lysandra bellargus*, modraszek arion *Maculinea arion*, przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia* (gatunek ten występuje również na łąkach *Molinia* – 6410).

Nadmierny wypas

Nadmierny wypas ma negatywny wpływ na przedmiotowy typ siedliska, który jest przystosowany do niskiego poziomu substancji biogennej. Wysokie zagęszczenie populacji zwierząt gospodarskich i dodatkowe żerowanie mogą spowodować przekształcenie siedliska typu 6210 w łąki. Ma to miejsce na przykład na murawach położonych w pobliżu wsi i dróg, ponieważ zazwyczaj utrzymuje się na tych terenach zwierzęta gospodarskie i nie przemieszcza się ich zbyt daleko, lub tam, gdzie wypasane zwierzęta grupuje się i utrzymuje w zagrodach.

Nadmierny wypas prowadzi do zastąpienia typowych gatunków przez inne, które są w stanie wytrzymać bardziej intensywny wypas i które są typowe dla łąk lub taksonów nitrofilnych. Na obszarach, gdzie nadmierny wypas jest zbyt intensywny, mogą wystąpić problemy z zagęszczaniem gleby, nitryfikacją, a nawet utratą pokrywy glebowej.

Nadmierny wypas, zwłaszcza w okresie letnim, oznacza nadmierne skubanie, deptanie i zrycie, powodujące zarówno erozję gleby, jak i spadek liczebności gatunków i różnorodności strukturalnej, przy jednoczesnej utracie wysokich ziół i rozroście gatunków krzewów mało atrakcyjnych dla zwierząt gospodarskich.

Zmiany w praktykach zarządzania i intensyfikacja

Niewielkie zmiany w zarządzaniu, takie jak zmiana presji spasanania, mogą mieć istotne konsekwencje dla ochrony typowych zbiorowisk i związanej z nimi fauny. Na przykład zmiany wysokości runi lub powierzchni odkrytej gleby mogą mieć duży wpływ na populacje bezkręgowców (zarówno pod względem składu gatunkowego, jak i liczebności).

Intensyfikacja gospodarowania murawami może polegać na nawożeniu i stosowaniu herbicydów, co zmniejsza bogactwo gatunkowe tych muraw, zarówno pod względem gatunków roślin, jak i zwierząt. Jeśli chodzi o wpływ na faunę związaną z tym siedliskiem, intensyfikacja dotyka w szczególności gatunków bezkręgowców.

Wiele pastwisk jest obecnie zanieczyszczonych obornikiem bydlęcym, w którym znalazły się ogromne dawki środków przeciwbaczych. Leczenie może trwać od kilku dni do kilku miesięcy. Jeśli zwierzęta zostaną poddane leczeniu w okresie wypasu, aktywne molekuly szybko pojawiają się w środowisku naturalnym i mogą wpływać na populacje owadów koprofagicznych i gatunków owadożernych (ssaków, ptaków itp.). Ryzyko to można ograniczyć, wybierając mniej szkodliwe i mniej trwałe składniki aktywne oraz unikając leczenia, gdy zwierzęta pasą się na obszarach wrażliwych (leczenie zwierząt gospodarskich w stajniach lub na łące wykorzystywanej do tego celu).

Zmiany w praktykach zarządzania zwierzętami gospodarskimi

Aby utrzymać rentowność, sezonową hodowlę bydła zaczęto coraz częściej prowadzić w dużych stadach, które sprowadza się na letnie pastwiska ciężarówkami, podczas gdy kiedyś mniejsze stada przemieszczały się na letnie pastwiska własnymi siłami, wypasając się po drodze na różnych obszarach nizin i dolin. Oprócz wpływu na środowisko, wpływa to również na zwierzęta wolno żyjące, ponieważ latem stada przybywają wcześniej (maj-czerwiec), w sezonie lęgowym ptaków należących do rzędu grzebiących (cietrzewia, kuropatwy i pardwy). Stąd też utworzenie „okręgów sierpniowych” w planach zarządzania eko-pasterskiego, np. we Francji, w celu opóźnienia przybycia stad na niektóre wrażliwe pastwiska alpejskie.

Depozycja azotu

W niektórych krajach siedlisku zagraża depozycja azotu atmosferycznego i wynikające z niej rozwój uboższej gatunkowo roślinności i zmiany w strukturze roślinności, np. w Belgii, Republice Czeskiej, Luksemburgu, Niderlandach, Zjednoczonym Królestwie i Luksemburgu.

Zwiększenie zawartości azotu w glebie ma negatywne skutki dla tego siedliska, które wymaga gleb ubogich w substancje biogenne. Niektóre gatunki charakterystyczne dla siedliska zanikają, podczas gdy inne nierodzące gatunki, które wydajnie wykorzystują azot, mają przewagę, a w strukturze muraw zaczynają dominować wysokie trawy.

W przypadku przekroczenia obciążeń krytycznych następuje spadek różnorodności i równomierności gatunków, spadek częstości występowania gatunków charakterystycznych oraz spadek liczebności roślin rzadkich (van den Berg i in. 2010).

Gatunki ekspansywne i inwazyjne

Wprowadzanie i rozprzestrzenianie się ekspansywnych gatunków roślin wynika często z innych presji na półnaturalne murawy, takich jak porzucanie lub eutrofizacja (tj. wzbogacanie gleby w roślinne substancje biogenne, w wyniku czego gleba jest bardziej żyzna, a roślinność gęstsza i wyższa). Gdy tylko gatunki te się rozprzestrzeniają, znacząco zmieniają środowisko i warunki rywalizacji międzygatunkowej wśród gatunków muraw.

Nasiona i wszelkie inne rodzaje diaspor gatunków inwazyjnych mogą być również roznoszone przez zwierzęta gospodarskie, gdy przemieszczają się one na inne obszary.

Rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych uznaje się za zagrożenie dla tego siedliska w szeregu krajów, takich jak Belgia, Dania, Węgry, Irlandia, Litwa, Polska i Zjednoczone Królestwo. W każdym z tych krajów jako zagrożenie dla siedliska typu 6210 wskazano inne gatunki. Ogólnie rzecz biorąc, rośliny te rozprzestrzeniają się bardzo dobrze i zdobywają przewagę nad innymi gatunkami roślin, które podlegają ochronie na tych murawach.

Zmiany w użytkowaniu gruntów i fragmentacja siedlisk

Zmiany w użytkowaniu gruntów, takie jak przekształcenie w grunty orne, wysypiska śmieci, kamieniołomy do produkcji betonu lub gipsu lub do produkcji kamienia wapiennego oraz rozwój infrastruktury, mogą powodować zmniejszenie powierzchni siedlisk i ich rozdrobnienie.

Jako przyczynę utraty tego typu siedliska podaje się również urbanizację na obszarach w pobliżu aglomeracji, np. w okolicach wsi i miast.

Rozdrobnienie siedlisk i ograniczenie łączności między siedliskami uznaje się za zagrożenie dla tego typu siedliska, w szczególności w Zjednoczonym Królestwie i krajach północnych (np. w Szwecji, Polsce, Belgii, Danii), ale ogólnie powstało niewiele badań i metod lub opracowań dotyczących zagadnienia rozdrobnienia muraw.

Rozdrobnienie siedlisk ogranicza łączność między murawami w odniesieniu do gatunków roślin (Soons i in., 2005). Może mieć również wpływ na populacje bezkręgowców związane z murawami, zmniejszając bogactwo gatunkowe (Parker i McNally, 2002). W siedliskach rozdrobnionych różnorodność genetyczna populacji zazwyczaj spada, utrudniając tym samym zachowanie ich w długim terminie.

Podejrzewa się, że rozdrobnienie siedlisk ma istotny wpływ na dynamikę populacji, a badania wskazują na istnienie wąskiego gardła genetycznego w przypadku niektórych gatunków/populacji oraz na wyginięcie odroczone w przypadku odizolowanych płatów siedlisk. Proces przywrócenia stanu wyjściowego po odbudowie porzuconych muraw może być również utrudniony brakiem kolonizacji, ze względu na brak gatunków typowych w pozostałej roślinności oraz brak nasion w glebowym banku nasion i w ramach zwierzęcosiewności.

Rozdrobnienie siedlisk jest również istotnym problemem dla wielu typowych gatunków bezkręgowców, które są mniej ruchliwe i albo potrzebują kombinacji różnych elementów siedlisk lub siedlisk dla swojego cyklu życia, albo są uzależnione od dynamiki metapopulacji. Ponadto w związku ze zmianami klimatycznymi gatunki będą musiały migrować do nowych, odpowiednich siedlisk, co może być niemożliwe ze względu na rosnące rozdrobnienie siedlisk w krajobrazie.

Należy pogłębić wiedzę na temat rozdrobnienia siedlisk oraz tego, w jaki sposób może ono wpływać na ich ochronę w dłuższej perspektywie czasowej.

W ocenie skutków nowych zmian w obszarach występowania siedlisk przyrodniczych należy zwrócić większą uwagę na niszczenie lub degradację omawianego typu siedliska.

Sadzenie lasów

W niektórych krajach, np. we Włoszech, na Słowacji i Łotwie, na terenach wcześniej zajętych przez ten typ siedliska posadzono lasy. Zalesianie często prowadzono z wykorzystaniem gatunków nierodzimych lub gatunków, które nie odpowiadają potencjalnej roślinności danego obszaru (np. *Pinus* sp., *Cupressus* sp., *Picea* sp.). Obecnie zazwyczaj się tego nie robi, ale nadal może mieć miejsce ze względów ekonomicznych lub łożeckich. Sadzenie drzew iglastych może prowadzić do zmiany pH gleby, a w konsekwencji do zmiany składu zbiorowisk roślinnych. Dodatkowo systemy korzeniowe drzew często zmieniają strukturę gleby, ponieważ powodują pękanie kredy. Ponadto zacienienie wywołane przez listowie drzew ogranicza dostęp światła i tworzy bardziej wilgotny mikroklimat, który jest szkodliwy dla zachowania omawianych gatunków muraw.

Ochrona lasów/konserwacja sprzeczna z odbudową siedlisk

W niektórych państwach członkowskich obowiązuje prawo leśne mające na celu powiększenie lub ochronę lasów oraz inne zobowiązania krajowe, które utrudniają odbudowę siedliska typu 6210, gdy sukcesja jest już mocno zaawansowana i rozprzestrzeniły się drzewostany pierwszych etapów rozwoju lasu, np. *Pinus sylvestris*. Te lasy pierwszego pokolenia, zwłaszcza obejmujące drzewa, które nie dają zbyt wiele cienia, często nadal zawierają wystarczająco dużo typowych gatunków roślin lub diaspor, aby z łatwością odbudować dawne siedlisko typu 6210 w stosunkowo krótkim czasie. Należy zatem zapewnić, aby nie istniały praktyczne ani prawne przeszkody dla odbudowy, takie jak zasady zachowania lub kompensacji dotyczące lasów po sukcesji z powodu rezygnacji z zarządzania suchymi murawami.

Działalność rekreacyjna

Działalność rekreacyjna prowadzona na intensywną skalę może powodować zagęszczenie i erozję gleby, a w konsekwencji mieć negatywny wpływ na gatunki flory i fauny związane z tym typem siedliska. W niektórych krajach UE uznano za presję i zagrożenie o średniej i dużej intensywności dla tego typu siedlisk uznano działalność sportową i rekreacyjną na otwartym powietrzu (zgodnie ze sprawozdawczością na podstawie art. 17).

Nadmierne deptanie może powodować wprowadzanie inwazyjnych i ekspansywnych gatunków roślin, rozwój roślinności ruderalnej i spadek różnorodności biologicznej.

Zbieranie roślin

Mimo że zbieranie roślin staje się obecnie rzadkością, storczyki (nie tylko kwiaty, ale i cebulki) oraz niektóre gatunki roślin związane z tym typem siedliska mają bardzo atrakcyjne kwiaty i w niektórych miejscach działalność ta może stać się zagrożeniem. Może ona mieć wpływ na żywotność niektórych populacji gatunków w miejscach, gdzie stan ich nasion uległ obniżeniu.

3.4.2 Określenie obszarów, w których należy pilnie podjąć działania w celu przeciwdziałania wysokiej presji

W niektórych krajach można wskazać pewne obszary jako szczególnie istotne dla przeciwdziałania najważniejszym wpływom na ten typ siedliska. Głównie skupiono się na dużych porzuconych obszarach, na których widać wyraźne oznaki inwazji zarośli i gdzie ekstensywny wypas nie jest już opłacalny. Również działalności kompensacyjnej lub rekreacyjnej często przez dłuższy czas się nie kontroluje i wymaga ona wprowadzenia zarządzania długoterminowego.

Należy również podjąć działania na obszarach, które mogą być bardziej podatne na wzbogacanie substancjami biogennymi (np. w Danii) oraz na obszarach, gdzie siedlisko jest bardzo rozdrobnione (jak wskazano w Danii i Szwecji).

Niektóre wysokiej jakości płaty tego siedliska, które nie znajdują się na obszarach Natura 2000, wymagają szczególnej uwagi, jak wskazano w Irlandii (Martin i in. 2018).

W kontekście europejskim szczególną uwagę należy zwrócić również na najbardziej oddalone obszary (np. strefę przejściową między regionem o klimacie kontynentalnym a regionem o klimacie okołobiegunowym), gdzie ten typ siedliska jest nie tylko mniej wyraźny, ale również mniej odporny i ma mniejsze możliwości powrotu do stanu pierwotnego.

3.4.3 Procedury i metody określania i oceny głównych zagrożeń i presji dla siedliska

Ogólnie rzecz biorąc, na szczeblu krajowym nie ma standardowych procedur i metod określania i oceny głównych zagrożeń i presji dla siedliska typu 6210. Zazwyczaj zagrożenia i presje wskazują specjaliści ds. ochrony środowiska pracujący w terenie, a intensywność zagrożeń i presji szacuje się na podstawie wiedzy specjalistycznej.

Niektóre państwa przygotowują obecnie standardowe metody oceny zagrożeń i presji dla siedlisk i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty.

Niektóre kwestie, którymi należy się zająć w odniesieniu do oceny zagrożeń i presji oraz sprawozdawczości, dotyczą ich nierównomiernego rozłożenia i intensywności.

3.4.4 Wnioski i zalecenia

- Główne zagrożenia i presje są dobrze zbadane, wspólne dla wszystkich regionów biogeograficznych i są związane z brakiem odpowiedniego zarządzania. Obejmują one z jednej strony porzucanie gruntów oraz brak lub ograniczenie wypasu i koszenia, co prowadzi do sukcesji roślinności wywołanej rozprzestrzenianiem się zarośli i drzew. Z drugiej strony, intensyfikacja wypasu może prowadzić do eutrofizacji, zmian w glebie oraz zmian w zbiorowiskach roślinnych i związanej z nimi fauny.
- Istnieje potrzeba dalszych badań nad rozdrobnieniem siedlisk (ograniczenie łączności między siedliskami) i jego wpływem na stan ochrony siedlisk.
- Rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych w siedlisku wymaga dalszych badań i monitorowania.

- Ogólnie rzecz biorąc, na szczeblu krajowym nie ma standardowych procedur i metod określania i oceny głównych zagrożeń i presji dla siedliska typu 6210, a zatem należy je opracować.

3.5 Wpływ zmiany klimatu

Nie ma wystarczającej wiedzy na temat możliwego wpływu zmiany klimatu na ten typ siedliska. Należy przeprowadzić dalszą analizę wrażliwości i zdobyć nowe doświadczenia w zakresie monitorowania wpływu zmiany klimatu na siedlisko typu 6210 na poziomie europejskim w celu określenia środków dostosowania do zmiany klimatu.

3.5.1 Dowody na wpływ zmiany klimatu na siedlisko typu 6210

Nie istnieje zbyt wiele dowodów na wpływ zmian klimatu na siedlisko typu 6210, ponieważ poddano to szczegółowej ocenie i wydaje się, że w większości krajów nie prowadzono szczegółowych badań dotyczących takiego wpływu. W istocie w sprawozdaniach na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej (okres 2007–2012) nie wskazano zmiany klimatu jako poważnego zagrożenia lub presji dla siedliska typu 6210 w żadnym z państw członkowskich.

W opublikowanej niedawno Europejskiej Czerwonej Księdze Siedlisk (Janssen i in., 2016) półnaturalne suche murawy typu 6210 powiązano z dwoma typami muraw (E1.2a, E1.1i). W jednym przypadku zmianę klimatu uwzględniono w szczegółowym wykazie presji i zagrożeń.

W Irlandii istnieją pewne dowody na to, że czynniki klimatyczne, które są istotne dla określenia zasięgu tego siedliska wymienionego w załączniku I, zmieniły się w ciągu ostatnich 12 lat. Trwają badania nad tym, jak poziom letnich opadów wzrósł w ciągu ostatnich dziesięciu lat i w jaki sposób wpływa to na zbiorowiska muraw. W publikacji Leahy i Kiely 2011 zwrócono uwagę na problemy związane z nasileniem powodzi (cytowane w NPWS 2013). Podczas badania w ramach programu monitorowania muraw (2015–2017) stwierdzono, że bardziej wilgotne lato negatywnie wpłynęło na skład gatunkowy na jednym z obszarów (Martin i in. 2018).

W niektórych krajach (np. we Włoszech) zjawiska związane ze zmianami klimatycznymi, takie jak coraz większa susza i wyższa temperatura w lecie, uznaje się za zagrożenie, które może mieć wpływ na siedlisko, i prawdopodobnie są źródłem odnotowanych przypadków przeredzenia i erozji gleby, które mogą spowodować drastyczne zmiany w strukturze i składzie florystycznym na korzyść odpornych na suszę gatunków jednorocznych.

We Francji odnotowano pewne skutki związane z pojawieniem się gatunków zwierząt występujących na południu w regionie Normandii (dolina Eure i dolina Sekwany), gdzie siedlisko typu 6210 odgrywa szczególną rolę w przyjmowaniu i rozprzestrzenianiu się tych gatunków.

W długookresowych badaniach prowadzonych w Zjednoczonym Królestwie stwierdzono jednak, że siedlisko to jest odporne na wpływ zmian klimatycznych (w postaci susz w lecie i cieplejszych zim) (Grime i in. 2008).

Zmiany klimatyczne mogą również przyczyniać się do rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych, które są mniej wrażliwe na zmiany w środowisku.

3.5.2 Wrażliwość siedlisk na zmianę klimatu i ich zdolność adaptacyjna

Nie było wielu badań, w których próbowano stworzyć model reakcji określonych rodzajów muraw na zmiany klimatu. Typy siedliska są złożone i mają dynamiczny charakter, więc modelowanie ich przyszłego rozmieszczenia należy oprzeć na ich elementach składowych, a w szczególności na gatunkach roślin, które są dla nich charakterystyczne (Bittner i in. 2011). Zmieniają się jednak również relacje i funkcje międzygatunkowe wraz z przybywaniem lub utratą gatunków, co może skutkować powstawaniem nowych lub zmienionych typów siedliska o innej nieznannej reakcji na zmienne dotyczące klimatu.

Na szczeblu UE przeprowadzono szereg badań obejmujących modelowanie, w których stwierdzono, że powodzi będzie więcej, a susze będą dłuższe (ICCP 2007). Z obejmującej okres do 2060 r. symulacji występowania szeregu typów siedlisk muraw chronionych w UE w warunkach zmiany klimatu wynika, że chronione siedliska muraw będą rzadziej występować w Europie (Bittner i in. 2011). Jednakże w przypadku niektórych typów siedliska zmiana klimatu może stworzyć na niektórych obszarach korzystniejsze warunki klimatyczne. Na przykład dłuższe i częstsze susze mogą spowodować wzrost powierzchni siedlisk suchych muraw (6120*, 6210) w Europie Północnej (Rusina, 2017).

Zasięg większości gatunków prawdopodobnie przesunie się z powodu zmian klimatycznych na północny wschód. Zasięg ptaków europejskich zmieni się średnio o 550 km i zmniejszy średnio o 20% (Huntley i in. 2008). Gatunki o mniejszych możliwościach rozproszenia niż ptaki (np. rośliny i bezkręgowce) mogą być jeszcze bardziej narażone na wpływ zmiany klimatu. Ponieważ zmieniają się zasięgi gatunków, zmieniają się także zbiorowiska gatunków i interakcje między gatunkami. Może to powodować powstawanie nienasyconych zbiorowisk gatunków o wysokim ryzyku wprowadzenia i rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych (Auniņš 2009).

W publikacji Buse i in. (2015) stwierdzono, że murawy kserofityczne wydają się mniej wrażliwe na zmiany klimatyczne niż inne zbadane typy siedlisk, natomiast w przypadku mezofilnych muraw górskich jest bardzo prawdopodobne, że zostaną dotknięte zmianami klimatycznymi, w szczególności w zakresie składu gatunkowego i liczebności.

W Polsce przewiduje się w lecie dłuższe ciepłe okresy, co może być wręcz korzystne dla siedlisk typu 6210. Niemniej jednak znaczące susze letnie lub brak okresów mrozu w zimie mogą negatywnie wpływać na niektóre typowe gatunki, takie jak *Pulsatilla* spp., ponieważ istnieją dowody, że mróz jest niezbędny do prawidłowego kwitnienia *Pulsatilla* i produkcji nasion (Wójtowicz 2004).



Pulsatilla slavnica (Milan Barlog).

Wpływ zmienności pogody na dynamikę zbiorowisk roślinnych na suchych murawach przeanalizowano w badaniu Dostálek i Frantík (2011) przeprowadzonym w Republice Czeskiej. Stwierdzono korelacje pomiędzy różnymi grupami funkcjonalnymi gatunków i poszczególnymi gatunkami oraz zmiennością pogody. Podczas 9-letnich badań w pięciu rezerwatach przyrody zaobserwowano następujące reakcje suchej roślinności murawowej na warunki pogodowe: (i) bardziej wilgotne warunki, zwłaszcza zimą, przyczyniły się do dominacji i bogactwa gatunkowego gatunków traw wieloletnich oraz spadku liczebności roślin rozetowych; (ii) wyższe temperatury zimowe z roku na rok zmniejszyły dominację niskich roślin trawopodobnych i pnących roślin zielnych nietrawopodobnych; (iii) susza wiosenna negatywnie wpłynęła na ogólną liczebność roślin, zwłaszcza liczebność gatunków dwuliściennych, oraz na bogactwo gatunkowe. Zależności te mogą jednak przejawiać się na różne sposoby w różnych miejscach, a w niektórych przypadkach roślinność w różnych miejscach może reagować na warunki pogodowe w odmienny sposób.

Niektórzy eksperci zaangażowani w przygotowanie niniejszego planu działania wspomnieli, że bogate gatunkowo murawy są dobrze przystosowane do zmiennych warunków pogodowych. Gatunki kserotermiczne przeważają w latach suchych, natomiast gatunki mezofityczne w latach bardziej wilgotnych.

Według niektórych ekspertów samo siedlisko jest praktycznie niezależne od poziomu wód gruntowych, a powiązane gatunki są w większości przystosowane do warunków suchych i półsuchych. Dlatego też nie oczekuje się bezpośredniego i łatwego do zaobserwowania wpływu. Nie należy wykluczać wpływu pośredniego (zwiększająca się wrażliwość i zmniejszająca się zdolność adaptacji) ze względu na możliwe zmiany w zarządzaniu i potencjalną rosnącą rolę roślin inwazyjnych – wpływ taki można jednak analizować tylko w ramach lokalnych badań sytuacyjnych.

Możliwe oddziaływania mogą być w niektórych przypadkach związane z wpływem zmiany klimatu na sytuację wodną ze względu na zależność od niedoboru wody w celu utrzymania charakterystycznej struktury flory i muraw w porze suchej.

3.5.3 Wnioski i zalecenia

- Ponieważ nie ma wiedzy i dowodów na temat wpływu zmiany klimatu na to siedlisko, należy zachęcać do prowadzenia badań mających na celu wyeliminowanie tego braku wiedzy, przeanalizowanie wrażliwości siedliska na zmianę klimatu i określenie możliwych środków dostosowawczych. Badania te powinny również obejmować typowe gatunki bezkręgowców oraz potencjalnie wrażliwe lub podatne na zmianę klimatu gatunki z metapopulacjami.
- Aby przeciwstawić się możliwym konsekwencjom zmiany klimatu, można wykorzystać lokalne zasoby genowe (nasiona, diaspory) pochodzące z odpowiednich obszarów sąsiadujących do wzmocnienia struktury, zagęszczenia i składu florystycznego istniejących płatów siedlisk, ale faktyczne przeciwdziałanie przyczynom tej presji musi się odbywać na większą skalę.
- Zapobieganie rozdrobnieniu siedlisk i zapewnienie łączności zwiększy zdolność przystosowania się siedlisk typu 6210 do zmiany klimatu.

4. CELE W ZAKRESIE OCHRONY SIEDLISKA I ZARZĄDZANIA NIM

Przedmiotowe murawy **utrzymuje się za pomocą regularnego zarządzania poprzez ekstensywny wypas lub koszenie**. Odtworzenie obszaru, struktury i funkcji tam, gdzie murawy uległy znacznej degradacji lub zanikły, **może również wymagać odpowiednich działań**. Istotne jest również monitorowanie wpływu zarządzania siedliskiem.

Cele i priorytety w zakresie ochrony można określić na poziomie regionu biogeograficznego w celu osiągnięcia właściwego stanu ochrony i zajęcia się głównymi zagrożeniami dla siedliska, np. w drodze zaspokojenia potrzeb w zakresie poprawy obszaru, struktury, funkcji i odbudowy. Należy je następnie **przełożyć na szczegółowe cele na poziomie krajowym**.

Cele ochrony **muszą również być ustalane na obszarach Natura 2000**, aby zmaksymalizować ich wkład w osiąganie właściwego stanu ochrony siedliska.

Konieczne będą również działania poza obszarami Natura 2000, aby zapewnić jego długoterminową ochronę, różnorodność ekologiczną i odpowiednią łączność.

4.1 Informacje ogólne i kontekst

Dyrektywa siedliskowa zawiera wymóg ustanowienia i wdrożenia środków ochrony, aby utrzymać i odtworzyć właściwy stan ochrony typów siedlisk i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty. Zgodnie z tą dyrektywą stan ochrony siedliska przyrodniczego zostanie uznany za „właściwy”, jeśli:

- jego naturalny zasięg i obszary mieszczące się w obrębie tego zasięgu są stałe lub się powiększają,
- szczególna struktura i funkcje konieczne do jego długotrwałego zachowania istnieją i prawdopodobnie będą istnieć w dającej się przewidzieć przyszłości, oraz
- stan ochrony jego typowych gatunków jest właściwy.

Dyrektywa ta zawiera również wymóg ustalenia sieci specjalnych obszarów ochrony Natura 2000, w której ustanawia się i wdraża niezbędne środki ochrony dla typów siedlisk i gatunków występujących na odnośnych obszarach, a także system ochrony w celu uniknięcia pogorszenia stanu siedlisk i niepokojenia gatunków, dla których wyznaczono te obszary. Wymaga się w niej również oceny planów lub przedsięwzięć, aby zapobiec niekorzystnemu oddziaływaniu na integralność tych obszarów.

Strategia UE na rzecz różnorodności biologicznej do 2020 r. wymaga, aby do 2020 r. państwa członkowskie odbudowały co najmniej 15% zdegradowanych ekosystemów na swoim terytorium. Strategia ta ma również na celu osiągnięcie znaczącej i wymiernej poprawy stanu ochrony gatunków i siedlisk chronionych na mocy dwóch dyrektyw dotyczących ochrony przyrody. W strategii zwrócono również szczególną uwagę na zapewnienie skutecznego zarządzania obszarami Natura 2000, w szczególności poprzez wdrożenie planów zarządzania obszarami i środków ochronnych, a także na włączenie, tam, gdzie to możliwe, wymogów dotyczących zarządzania gatunkami i siedliskami do kluczowych strategii politycznych dotyczących wykorzystania gruntów i wody.

4.2 Ogólny cel niniejszego planu działania

W odniesieniu do ogólnego celu osiągnięcia właściwego stanu ochrony w planie zaproponowano ustanowienie ogólnych celów ochrony tego typu siedliska i zarządzania nim na poziomie biogeograficznym, które powinny następnie zostać przełożone na bardziej szczegółowe cele na poziomie krajowym. W planie zaproponowano również określenie obszarów i lokalizacji priorytetowych w celu zapewnienia ochrony siedlisk i przyczynienia się do osiągnięcia celów ustalonych na wyższym poziomie (np. biogeograficznym, krajowym) zarówno w ramach sieci Natura 2000, jak i poza nią.

4.3 Ustalanie celów na poziomie biogeograficznym i krajowym

Na poziomie biogeograficznym i krajowym konieczne jest uwzględnienie stanu ochrony (SO) typu siedliska i parametrów określających ten stan (obszar, struktura i funkcje, perspektywy na przyszłość) oraz przeanalizowanie zagrożeń lub kombinacji zagrożeń, które mogły spowodować obecny status i które determinują występujące tendencje.

Gdy stan ochrony jest właściwy: cele powinny służyć utrzymaniu siedliska we właściwym stanie poprzez utrzymanie odpowiedniego systemu zarządzania siedliskiem i zapobieganie możliwym zagrożeniom i presjom, które mogłyby mieć wpływ na jego stan.

Gdy stan ochrony jest niewłaściwy (niezadowalający – U1 lub zły – U2), należy go poprawić. W zależności od statusu parametrów ocenianych w niewłaściwym stanie może to wymagać:

- ulepszenia w zakresie zasięgu;
- ulepszenia w zakresie obszaru;
- ulepszenia struktury i funkcji;
- ulepszenia w zakresie perspektyw na przyszłość.

Ulepszenie w zakresie zasięgu i obszaru wymagałoby odbudowy siedliska na odpowiednich obszarach i jednocześnie zapobiegania zmniejszaniu się całkowitej powierzchni siedliska i liczby jego lokalizacji w kraju. Odpowiednie obszary do odbudowy siedliska powinny być określone i wybierane w krajach na poziomie biogeograficznym z myślą o zapewnieniu długoterminowej ochrony siedliska i jego gatunków powiązanych, jego różnorodności ekologicznej i odpowiedniej łączności w całym jego naturalnym zasięgu.

Ulepszenie struktury i funkcji. Struktura i funkcje typu siedliska dotyczą jego składu gatunkowego i różnorodności gatunkowej, funkcji ekologicznej i procesów, które podtrzymują siedlisko, a także łączności ekologicznej. Ulepszenie struktury i funkcji może być potrzebne na obszarach, na których siedlisko jest zdegradowane. Obejmuje to odbudowę i zapobieganie dalszej degradacji poprzez usunięcie i zmniejszenie głównych zagrożeń i presji oddziałujących na dany typ siedliska. W ramach ulepszenia struktury i funkcji siedliska należy również uwzględnić różnorodność i rozmieszczenie zbiorowisk roślin i gatunków charakterystycznych dla siedliska na poziomie krajowym.

Poprawa w zakresie perspektyw na przyszłość wymaga zazwyczaj zajęcia się przyczynami leżącymi u podstaw głównych zagrożeń i presji oddziałujących na siedlisko, tak aby tendencje w zakresie poszczególnych parametrów mogły ulec poprawie. Niektóre przykłady w tym względzie obejmują: ograniczenie depozycji atmosferycznych substancji biogennych, powstrzymanie ekspansji zarośli i gatunków inwazyjnych, zapobieganie porzuceniu i zapewnienie odpowiedniego zarządzania obszarami, na których występuje siedlisko.

Cele ogólne

Na poziomie biogeograficznym i państwowym w planie proponuje się następujące cele ogólne:

- **Utrzymanie zasięgu i obszaru** oraz, w razie potrzeby, **odtworzenie i zwiększenie obszaru, utrzymanie lub ulepszenie struktury i funkcji omawianych muraw** (w zależności od obecnego stanu tych parametrów) i **zapewnienie właściwych perspektyw na przyszłość** na całym obszarze ich występowania w perspektywie średnio- i długoterminowej.
- Zapewnienie **zachowania różnorodności ekologicznej** tego typu siedliska i jego charakterystycznych zbiorowisk roślinnych, a także typowych gatunków bezkręgowców, takich jak zapylacze, na całym obszarze jego występowania. Mogłoby to obejmować ustanowienie konkretnych celów dla każdego z państw, biorąc pod uwagę różnorodność i poszczególne cechy do zachowania w całym regionie.
- Zapewnienie **łączności ekologicznej** w całym zasięgu siedliska. Ważne jest zapewnienie łączności pomiędzy obszarami, na których znajduje się siedlisko, ponieważ odgrywają one ważną rolę w połączeniu populacji niektórych gatunków, takich jak motyle lub inne istotne zapylacze, wśród innych gatunków fauny i flory. Tworzenie etapów z ukierunkowaną roślinnością w celu poprawy łączności krajobrazowej jest niezbędne dla funkcjonowania metapopulacji roślin i zwierząt.
- **Wymiana i harmonizacja wiedzy i doświadczenia** w zakresie ochrony i utrzymywania siedliska wśród państw w tym samym regionie biogeograficznym.
- **Opracowanie podobnego podejścia w systemach wsparcia** (np. dotyczącego rodzajów dotacji/zachęt) we wszystkich państwach tego samego regionu biogeograficznego.

4.3.1 Cele i wartości ilościowe na potrzeby celów ochrony

W niektórych państwach ustalono konkretne cele dotyczące poprawy stany ochrony, np. w zakresie obszaru siedliska, który ma zostać przywrócony. W innych przypadkach ustanawia się wyłącznie bardziej ogólne cele. Poniżej podano niektóre przykłady. Można w lepszy sposób ustalić wartości ilościowe do celów ochrony, gdy znane są właściwe wartości odniesienia dla typu siedliska.

Przykłady celów ochrony dotyczących suchych muraw typu 6210 w niektórych państwach członkowskich

- *Belgia (Flandria): zwiększenie powierzchni do 7,8 ha, co stanowi wzrost o 875% w stosunku do obecnej powierzchni. Jeden teren mający znaczenie dla Wspólnoty obejmujący siedlisko typu 6210 sklasyfikowano jako teren o zasadniczym znaczeniu.*
- *Łotwa: zapewnienie łączności krajobrazowej i charakterystycznych procesów ekologicznych (zróżnicowanie struktury roślinności i obiegu substancji biogennych). Odtworzenie odpowiednich siedlisk w celu poprawy liczby lokalizacji i stanu ochrony typowych, rzadkich i wrażliwych gatunków i ich populacji. Przywrócenie i utrzymanie różnorodności gatunków i zbiorowisk porostów, mchów, bezkręgowców i roślin wyższych (Rūsiņa, 2017).*
- *Luksemburg: powiększenie obszaru siedlisk poprzez rozwój obszarów o potencjale ekstensyfikacji, odtworzenie intensywnie użytkowanych obszarów siedlisk, jak również odtworzenie obszarów porzuconych i zdegradowanych. Wyznaczono cel odbudowy siedlisk na poziomie co najmniej 350 ha (jak również odtworzenie obszarów siedlisk w regionie górniczym, których nie uwzględniono w tym celu, ponieważ nie można ich ująć ilościowo). (Naumann i in. 2013) Utworzenie ekologicznej sieci półnaturalnych suchych muraw i zapewnienie wymiany genetycznej między wapiennymi murawami.*

4.4 Ustalanie celów ochrony na poziomie obszaru

Jak stwierdzono we wcześniejszej części tekstu, do ochrony i zachowania tego typu siedliska wyznaczono 4437 obszarów Natura 2000. Wiele z tych obszarów wyznaczono jako specjalne obszary ochrony i dla obszarów tych ustanowiono cele ochrony i środki ochrony.

Cele ochrony na poziomie obszaru muszą być określone dla wszystkich obszarów Natura 2000 w celu ustanowienia niezbędnych środków ochrony wymaganych dla typów siedlisk i gatunków, które wymagają wyznaczenia obszaru¹⁹.

Cele ochrony na poziomie obszaru powinny określać stan, który typy siedlisk muszą osiągnąć na obszarach, aby zmaksymalizować ich wkład w osiąganie właściwego stanu ochrony na poziomie krajowym, biogeograficznym lub europejskim.

Ustalenie celów ochrony wymagałoby oceny względnego znaczenia każdego obszaru dla ochrony tego typu siedliska przyrodniczego oraz rzeczywistego potencjału każdego obszaru dla tego siedliska, co wymaga zbadania następujących aspektów:

- znaczenie każdego obszaru dla osiągnięcia celów na poziomie biogeograficznym i państwowym;
- obecne warunki siedliska na każdym z obszarów oraz potencjał jego przywrócenia lub odbudowy;
- historyczne zarządzanie, które umożliwiło utrzymanie siedliska, lub zmiany i czynniki, które mogły doprowadzić do degradacji siedliska, oraz możliwe długotrwałe skutki.

¹⁹ Nota Komisji w sprawie ustanawiania celów ochrony dla obszarów Natura 2000 (2012 r.), dostępna pod adresem:

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/commission_note/commission_note2_PL.pdf

Po ukończeniu tej analizy mógłby zostać przeprowadzony przegląd celów ochrony ustalonych już dla obszarów Natura 2000, na których znajduje się siedlisko, w celu dostosowania lub poprawy ich definicji w razie potrzeby. Ponadto odpowiednie cele dla obszarów, w których przypadku nie ustalono jeszcze celów ochrony, powinny zostać ustanowione w świetle ich stosunkowego znaczenia, warunków i potencjału dla omawianego typu siedliska.

Przy określaniu celów ochrony obszaru należy uwzględnić następujące aspekty:

- ekologiczne wymagania siedliska na każdym konkretnym obszarze;
- zagrożenia i presje oddziałujące na obszar, które mogą mieć wpływ na siedlisko;
- warunki na otaczających terenach, które mogą mieć wpływ na stan siedliska na danym obszarze.

Poniżej przedstawiono przykład stosunkowo szczegółowych celów ochrony określonych dla tego typu siedliska w wybranym SOO w Irlandii (tabela 6).

Tabela 7. Cele ochrony określone dla siedliska (typu 6210) znajdującego się w SOO w Irlandii

Cele w zakresie ochrony dla: SOO Clara Bog [000572]

6210 Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (Festuco-Brometalia) (*ważne stanowiska storczyków)

Przywrócenie właściwego stanu ochrony półnaturalnych suchych muraw i odmian zarośli na podłożach wapiennych (*Festuco-Brometalia*) w SOO Clara Bog, który zdefiniowano za pomocą następujących atrybutów i celów:

Atrybut	Środek	Cel	Uwagi
Powierzchnia siedliska	Hektary	Obszar stabilny lub rozrastający się, na którym zachodzą procesy naturalne	Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (<i>Festuco-Brometalia</i>) często występują w ścisłym powiązaniu z innymi siedliskami muraw. Dwa małe obszary (łącznie 1,36 ha) tego siedliska wymienionego w Załączniku I zidentyfikowano w Dwyer i in. (2007). Uwaga: na terenie SOO mogą występować inne obszary
Rozmieszczenie siedliska	Występowanie	Brak pogorszenia, zachodzą procesy naturalne. Znane rozmieszczenie - zob. mapa 3	Siedlisko zostało zmapowane w dwóch miejscach, jako małe płyty terenu na grzbiecie ozu znajdującego się na północ od Clara Bog. Uwaga: na terenie SOO mogą występować inne obszary
Skład roślinności: typowe gatunki	Liczba pochodząca z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Występuje co najmniej siedem dodatknych gatunków wskaźnikowych, w tym dwa gatunki „wysokiej jakości”	Wykaz dodatknych gatunków wskaźnikowych, w tym gatunków wysokiej jakości, zidentyfikowanych w badaniu półnaturalnych muraw Irlandii (O'Neill i in., 2013). W celu uzyskania dalszych szczegółów należy zapoznać się z tym dokumentem
Skład roślinności: ujemne gatunki wskaźnikowe	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Ujemne gatunki wskaźnikowe łącznie stanowią nie więcej niż 20%, przy pokryciu poszczególnymi gatunkami nieprzekraczającym 10%	Wykaz ujemnych gatunków wskaźnikowych zidentyfikowanych przez O'Neill i in. (2013)
Skład roślinności: gatunki nierodzące	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Pokrycie gatunkami nierodzimi nieprzekraczające 1%	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)
Skład roślinności: gatunki drzewne i pteridium aquilinum	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Pokrycie gatunkami drzewnymi (z wyjątkiem niektórych gatunków wymienionych w wykazie) i pteridium aquilinum nieprzekraczające 5%	Gatunki drzewne, których pokrycie może przekraczać 5%, to <i>juniperus communis</i> i <i>rosa spinosissima</i> . Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013). Dwyer i in. (2007) zwracają uwagę na wkraczające tam zarośla i pteridium aquilinum
Struktura roślinności: stosunek ziół różnolistnych do traw	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Odsetek ziół różnolistnych w ogólnej roślinności mieści się w przedziale od 40 do 90%.	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)
Struktura roślinności: wysokość runi	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Przynajmniej 30% runi o wysokości od 5 do 40 cm	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)
Struktura roślinności: ściółka	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Pokrycie ściółką nieprzekraczające 25%	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)
Struktura fizyczna: gleba niepokryta roślinnością	Odsetek pochodzący z reprezentatywnej liczby punktów monitorowania	Nie więcej niż 10% gleby niepokrytej roślinnością	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)
Struktura fizyczna: zakłócenia	Metry kwadratowe	Powierzchnia wykazująca oznaki intensywnego wypasu lub innych	Atrybut i cel na podstawie O'Neill i in. (2013)

zakłóceń na poziomie
poniżej 20m²

Ponadto w zależności od zasięgu tego siedliska w sieci Natura 2000, konieczne może być podjęcie działań poza obszarami chronionymi w celu zapewnienia długoterminowej ochrony siedliska, jego różnorodności ekologicznej i odpowiedniej łączności w całym jego naturalnym zasięgu, a także w celu ochrony gatunków związanych z tym siedliskiem.

W tabeli 4 na stronach 33–34 przedstawiono odsetek obszaru tego typu siedliska w sieci Natura 2000 w podziale na państwa i regiony biogeograficzne (na podstawie informacji ze zbioru danych dotyczącego art. 17). Należy przeprowadzić bardziej szczegółową analizę na poziomie krajowym i biogeograficznym, aby określić najodpowiedniejsze obszary do poprawy stanu ochrony lub odbudowy siedliska.

4.4 Ustalanie celów i podejścia do zarządzania na konkretnym obszarze

W zależności od stanu muraw, konieczne może być ich utrzymanie, odbudowa lub odtworzenie (zob. definicje poniżej).

Rysunek 16. Podejścia do zarządzania w ramach ochrony półnaturalnych muraw (Rusina (red.) 2017)



Utrzymanie półnaturalnych muraw obejmuje zachowanie i utrzymanie składu gatunkowego i struktury charakterystycznej dla półnaturalnych muraw oraz warunków i procesów ekologicznych niezbędnych do ich utrzymania. Wymaga to zazwyczaj wdrożenia powtarzających się środków (wypas, koszenie itp.), często w cyklu rocznym. Szczególnej uwagi wymaga również uwzględnienie zarządzania potrzebami zbiorowisk typowych bezkręgowców. Istnieje coraz więcej przykładów, gdzie zarządzane obszary suchych muraw osiągają bardzo dobre wyniki pod względem typowych gatunków roślin i roślinności, jednak są praktycznie pozbawione typowych gatunków bezkręgowców, takich jak np. motyle. Stwierdzono, że spadek liczby owadów w siedliskach wymienionych w załączniku I jest powszechny, przynajmniej w niektórych regionach Niemiec, na dobrze chronionych obszarach (Hallmann i in. 2017), ale także w innych krajach, jak np. w Niderlandach (Hallmann i in. 2018), i podejrzewa się, że jest to problem europejski, jeśli nie światowy. Do istotnych czynników podejrzewanych o to, że stanowią główne przyczyny, należą pestycydy, w tym w otoczkach nasion, jednostajne i jednoczesne zarządzanie prowadzone na dużym obszarze, takie jak koszenie całych siedlisk na danym terenie w ciągu jednego lub dwóch dni, oraz rozdrobnienie. Dlatego też skutecznego zarządzania wymagają również elementy faunistyczne.

Odbudowa obejmuje poprawę stanu murawy, gdy niektóre z cech lub procesów murawy siedliska typu są nadal obecne. Na przykład odbudowa muraw przerośniętych krzewami, gdy warunki i procesy ekologiczne podtrzymujące dane siedlisko są nadal obecne (np. skład i właściwości chemiczne gleby). Odbudowa ekologiczna zwykle obejmuje środki jednorazowe, takie jak ścięcie drzew i krzewów lub rozdrobnienie korzeni. Może również obejmować bardziej intensywny wypas i koszenie przez konkretny okres do czasu, gdy odrastanie krzewów znajdzie się pod kontrolą i możliwe jest prowadzenie bardziej ekstensywnego i regularnego utrzymywania polegającego na wypasie lub koszeniu (Rusina, 2017).

Odtworzenie półnaturalnych muraw obejmuje stworzenie warunków środowiskowych niezbędnych dla siedliska i wprowadzenie charakterystycznych gatunków siedliska w miejscu, w którym siedlisko zniknęło. Odtworzenie siedlisk może mieć większe znaczenie w krajach, w których obecny obszar siedliska jest mniejszy niż obszar, który może zapewnić właściwy stan ochrony jego gatunków i zbiorowisk, oraz w których istniejący obszar zmniejsza się z powodu porzucania, intensyfikacji lub innych przyczyn, które doprowadziły do zanikania siedliska. Odtworzenie może co najmniej częściowo zrekompensować konsekwencje zniszczenia siedliska i zmniejszenia jego obszaru.

Zasada przewodnia jest taka, że **zawsze lepiej jest chronić i utrzymywać naturalne ekosystemy**, eliminując w miarę możliwości niekorzystne skutki i rozległe presje, ponieważ odbudowa zdegradowanych ekosystemów zawsze wiąże się z ryzykiem niepowodzenia i wysokimi kosztami. Wiele wartości przyrodniczych może zostać nieodwracalnie zniszczonych, a zasoby i inwestycje niezbędne do odbudowy naturalnych ekosystemów znacznie przewyższają zasoby niezbędne do ich zachowania. Koszty rosną wraz ze wzrostem poziomu degradacji. W związku z tym odpowiednia ochrona i utrzymywanie naturalnych ekosystemów zawsze stanowi priorytet, a ich odbudowa lub zarządzanie nimi mogą być wykorzystywane jedynie jako narzędzie do przywrócenia już zdegradowanych ekosystemów. Odbudowane siedliska często pozostają uboższe gatunkowo nawet

w dłuższej perspektywie czasowej w rozdrobnionym krajobrazie, gdzie w przypadku niektórych gatunków rekolonizacja jest trudniejsza lub nawet niemożliwa.

Ogólnie rzecz biorąc, odtworzenie poprzedniej „idealnej” sytuacji (w zakresie obszaru siedliska, składu gatunkowego i procesów funkcjonalnych) jest możliwe tylko wtedy, gdy na obszarze i w jego otoczeniu nie występują nieodwracalne lub znacząco zdegradowane warunki, które uniemożliwiałyby odbudowę siedliska i jego niezbędnych procesów (Rusina, 2017, *lub* Priede i Rūsiņa, 2017). Czasami poprawić można tylko stan siedliska.

Odbudowa ekologiczna lub utworzenie siedliska półnaturalnych suchych muraw to czasochłonny proces. Odbudowa może przynieść rezultaty szybko (np. w ciągu 2 lat) tylko wtedy, gdy większość charakterystycznych gatunków jest nadal obecna i zachodzą wszystkie wymagane procesy ekologiczne. Jednak w większości przypadków proces odbudowy trwa co najmniej 5–10 lat (Rusina, 2017), a pełniejsza odbudowa populacji gatunków bezkręgowców zajmuje kilkadziesiąt lat.

Po osiągnięciu oczekiwanych rezultatów działań w zakresie odbudowy wymagane są środki na rzecz utrzymania muraw w dobrym stanie. Ponadto środki na rzecz odbudowy i utrzymania często nie są wyraźnie oddzielane – mogą być stosowane jednocześnie.

5. ŚRODKI W ZAKRESIE OCHRONY I ODBUDOWY

Utrzymanie tego siedliska w dobrym stanie zależy od ekstensywnego wypasu lub koszenia, w zależności od warunków lokalnych i historycznych praktyk zarządzania. Konieczna może być również kontrola zarośli lub gatunków inwazyjnych.

W zależności od celów ochrony obszarów wymagane być może dostosowanie **zarządzania do potrzeb poszczególnych gatunków.**

5.1 Kluczowe praktyki w zakresie zarządzania dotyczące utrzymywania siedliska w dobrym stanie

Ten typ siedliska nie jest na ogół klimaksem i jest zależny od ekstensywnych praktyk zarządzania w prawie całym swoim zasięgu. Czynniki biotyczne kluczowe dla jego ochrony są silnie związane z możliwością ograniczenia wtórnej sukcesji. Zapewnia to zazwyczaj wypas dzikich zwierząt roślinożernych, a w szczególności zwierząt gospodarskich (owiec, kóz, bydła, koni, osłów). Odpowiednim narzędziem służącym do ochrony w najbardziej mezoicznej (tj. z umiarkowanym napływem wilgoci) części siedliska może być koszenie.

To, czy wypas lub koszenie są najbardziej odpowiednią metodą regularnego zarządzania wysokiej jakości murawami wapiennymi, może zależeć od warunków i historii zarządzania poszczególnymi obszarami oraz od podtypu występujących na nich siedlisk. Chociaż na podstawie większości badań zaleca się wypasanie jako najbardziej odpowiednią metodę zarządzania murawami wapiennymi, w publikacji Fischer i Wipf (2002) stwierdzono, że dla znajdujących się w górnym regionie podalpejskim muraw wapiennych, które tradycyjnie koszone, bardziej odpowiedniej jest koszenie, a nie wypas. Istnieją różnice w składzie gatunkowym muraw poddawanych wypasowi i koszonej, które odpowiadają różnym jednostkom i podtypom roślinności. Aby zachować pełną różnorodność biologiczną siedlisk typu 6210, konieczne może okazać się dostosowanie do danego regionu połączenie obu metod zarządzania.

Bardzo ważnymi zmiennymi przy ustalaniu odpowiednich systemów zarządzania są historia i charakter biocenozy (Grime i in. 2000, Britton i in. 2001). W eksperymencie dotyczącym wpływu szeregu systemów zarządzania (wypas, koszenie i brak interwencji) na bioróżnorodność holenderskich muraw kredowych stwierdzono, że wypas skutkuje najwyższym poziomem bioróżnorodności, a brak interwencji – najniższym (During i Willems 1984). Ponadto wypas okazał się bardziej skuteczny niż koszenie w przeciwdziałaniu skutkom wzrostu poziomu azotu (Butaye i in. 2005).

W przypadkach, w których w przeszłości nie prowadzono koszenia, należy ocenić prawdopodobny wpływ zmiany sposobu użytkowania muraw z wypasu na koszenie na ochronę biocenozy muraw. Może to być szczególnie istotne w przypadku bezkręgowców. Gatunki bezkręgowców, które są obecne, będą w rzeczywistości tymi, których cykle życiowe są dopasowane do stosowanego od dawna systemu zarządzania. Podobnie przejście od tradycyjnego systemu koszenia do wypasu może spowodować zmiany w składzie gatunkowym roślin (Rodwell 1992). Gatunki wczesnie kwitnące, w których przypadku utrzymanie populacji zależy od produkcji nasion, mogą w wyniku takiej zmiany ucierpieć lub zniknąć. W razie wątpliwości należy przyjąć ostrożne podejście polegające na

unikaniu zmian w długoletnim zarządzaniu, aby zrealizować cele w zakresie ochrony przyrody (Crofts i Jefferson 1999).



Priorytetowe siedlisko ze storczykami (Jaroslav Košťál).

5.1.1 Wypas

Suche murawy wapienne są zwykle systemami o niskiej produktywności, które dają niewielkie plony przyswajalnych roślin, dlatego też zazwyczaj utrzymuje się je za pomocą wypasu, a nie koszenia. Wypas odgrywa kluczową rolę w utrzymaniu bogactwa gatunkowego poprzez ograniczanie zdolności pleniących się gatunków do zdominowania siedliska. Preferuje się go również w przypadku zarządzania bezkręgowcami. Z wyjątkiem sytuacji bardzo wysokiego zagęszczenia populacji, wypas powoduje usuwanie materiału roślinnego w sposób bardziej stopniowy niż ścinanie. Może to dać bardziej ruchliwym bezkręgowcom szansę na przeniesienie się na inne obszary w obrębie murawy (Crofts i Jefferson 1999).

Długoterminowe skutki stosowania różnych systemów wypasu nie są jednak dobrze znane, szczególnie w odniesieniu do zbiorowisk bezkręgowców. Badania przeprowadzone na temat wpływu działalności pasterskiej na murawy wapienne w Bourgogne pokazują, że pomimo wzrostu różnorodności florystycznej, skutki dla bezkręgowców mogą być zarówno pozytywne, jak i negatywne, w zależności od stosowanych praktyk pasterskich (Croquet i Agou 2006). Tereny, na których nie prowadzi się wypasu, są również istotne jako schronienie lub miejsce zimowania mikrofauny. (Pearson i in. 2006).

Wypas ma również inne zalety. Umiarkowane deptanie może być korzystne: kopyta ciężkich zwierząt, takich jak bydło, rozbijają ściółkę oraz depczą i rozdrabniają kępiastą roślinność. Ponadto kopyta zwierząt powodują, że pewna część ziemi jest odkryta. Jest to

istotne dla cyklu życia wielu bezkręgowców, a także dla tych typów roślin, które potrzebują odkrytej ziemi do kiełkowania i zapuszczania korzeni (Calaciura i Spinelli, 2008).

System wypasu

Na biologiczne cechy muraw duży wpływ ma prowadzony na nich systemem wypasu, a w wielu przypadkach ma on fundamentalne znaczenie. Rodzaj wykorzystywanych zwierząt, zagęszczenie populacji i czas wypasu są ważnymi czynnikami, które należy wziąć pod uwagę (należy pamiętać, że rodzaj zwierząt obejmuje gatunek, rasę, wiek, płęć i doświadczenie).

Warianty dotyczące utworzenia systemu wypasu odpowiedniego do potrzeb ochrony opierają się na szeregu różnych parametrów:

- rodzaj stada (bydło, owce, kuce itp.) oraz liczebność stada;
- okresy wypasu (sezon wypasu) i czas trwania wypasu;
- system wypasu (kolejność i przebieg działań związanych z wypasem);
- zagrody zazwyczaj poza siedliskiem, jeżeli w ogóle potrzebne.

Sposób, w jaki te parametry współgrają ze sobą, wpływając na murawy, jest często skomplikowany, co utrudnia dokładne prognozowanie wyników. Oznacza to jednak również, że pożądany rezultat można często osiągnąć za pomocą różnych systemów.

Wypasane zwierzęta

Murawy utrzymuje się w całej Europie za pomocą wypasu różnych typów zwierząt, w tym bydła, owiec, kóz, osłów i koni. Wszystkie rodzaje zwierząt, przy niskim zagęszczeniu populacji, pozostawiają po sobie murawy mieszane o nierównej strukturze. Wzór i skala mozaiki roślinnej mogą się różnić w zależności od rodzaju stada: różne zwierzęta mogą tworzyć różne rodzaje mikrosiedlisk (Crofts i Jefferson 1999).

Sposób pomiaru tak niskiego zagęszczenia populacji ma duży wpływ na skuteczność. Wypasane stado poruszające się w sposób ciągły ma wysokie lokalne zagęszczenie populacji, ale może mieć niskie zagęszczenie populacji w szerokiej skali. Niskie ogólne zagęszczenie populacji w obrębie ogrodzonego obszaru skutkuje bardzo selektywnym wypasem i może wywołać zupełnie inny efekt końcowy, ponieważ stado nie musi wypasać się na mniej pożądanych roślinach. Preferuje się systemy wypasu, które umożliwiają usuwanie z systemów substancji biogennych.

Wszystkie zwierzęta pasą się selektywnie. Najpierw zjadają ulubioną roślinność, a mniej pożądane rośliny pozostawiają na sam koniec lub zupełnie je pomijają. Wybór i odrzucanie przez zwierzęta niektórych gatunków roślin na korzyść innych może odgrywać kluczową rolę w utrzymaniu bogactwa gatunkowego i ustalaniu struktury i składu florystycznego muraw.



Pasące się owce (C. Olmeda).

Bydło znacznie różni się od owiec tym, że woli jeść dłuższą trawę i nie może być wypasane równie selektywnie. Bydło okręca swój język wokół roślinności i odrywa rośliny, pozostawiając niezjedzone kępki i krótko objedzone powierzchnie, podczas gdy owce jedzą bardziej selektywnie niż bydło i zjadają górną część roślinności, przy czym przemieszczają się po murawach, tworząc bardziej jednolitą jej strukturę (McDonald 2007a). Bydło wyrwa roślinność, pozostawiając otwarte płyty, jak również zróżnicowaną strukturę w wysokiej warstwie roślinności. Takie „otwarte” struktury służą rozwojowi szeregu gatunków roślin regenerowanych z nasion, takich jak *Primula veris*. Owce „koszą” trawę, sprzyjając krzewieniu i zamykaniu się roślinności, co pomaga gatunkom kłaczowatym. Te dwa mechanizmy działają odwrotnie względem siebie, wywołując odpowiedni wpływ na roślinność (i tym samym wspierając zbiorowiska bezkręgowców).

Kozy mogą się paść lub skubać krzewy. Konie potrafią paść się, sięgając znacznie bliżej ziemi niż bydło i owce, i trzeba je wypasać dużo dłużej ze względu na inną fizjologię układu pokarmowego (Rook i in. 2004). Osły zachowują się podobnie do kuców, ponieważ pasą się selektywnie. Króliki nie jedzą wysokich traw, pasą się wysoce selektywnie i przy umiarkowanej liczebności pozostawiają niejednorodną mozaikę złożoną z małych obszarów oskubanych na różnych wysokościach. Istotna jest również wielkość zwierzęcia: mniejsze zwierzęta wybierają pokarm wyższej jakości, ponieważ potrzebują więcej energii w stosunku do swojej wielkości ciała (Rook i in. 2004).

Gatunek zwierząt gospodarskich ma jednak niewielkie znaczenie, gdy presja spasaniasa jest wysoka; zarówno w miejscach, gdzie intensywnie wypasa się konie, jak i bydło, stwierdzono szkody w postaci ogólnego zmniejszenia bogactwa gatunków roślin (Crofts i Jefferson 1999).

Również skutki deptania są różne zależności od gatunku. Fizyczny nacisk wywierany na murawę przez owce szacuje się na 0,8–0,95 kg na cm², a w przypadku bydła na 1,2–1,6 kg na cm² (Spedding, 1971).

Najlepiej utrzymywać rodzaj zwierząt gospodarskich, który tradycyjnie wypasano na danym obszarze, natomiast zmiany mogą wywołać negatywne skutki. Wiele

charakterystycznych gatunków roślin przystosowanych do wypasu konkretnego gatunku zwierząt zazwyczaj zanika, gdy zmienia się rodzaj zwierzęcia, ponieważ stają się wrażliwe na inny sposób wypasu (Pearson i in. 2006). Również warunki panujące w różnych obszarach geograficznych decydują o rodzaju zwierząt gospodarskich, które są najbardziej odpowiednie. Na przykład bardzo suche pastwiska w Europie Południowej zasadniczo bardziej nadają się do wypasu owiec niż bydła, ponieważ owce lepiej wytrzymują skrajne warunki.

Wypas mieszany może być jednak czasem korzystny, ponieważ może tworzyć różne struktury muraw w zależności od preferencji wypasowych różnych zwierząt; jest mało prawdopodobne, aby preferencje żywieniowe różnych zwierząt pasterskich się zbiegały. System może wymagać wypasania ich oddzielnie: na przykład najpierw można wypasać bydło na wysokich trawach z końca sezonu, a następnie wypasać na nich owce lub kuce, gdy wysokość traw spadnie do poziomu, z którym zwierzęta te mogą sobie lepiej poradzić. Należy oddzielnie określić i ocenić różne źródła wypasu, tak aby dokonać jedynie najbardziej odpowiednich dostosowań (Crofts i Jefferson 1999).

Na murawach, na których nie prowadzono wypasu przez jakiś czas, do usunięcia zarośli i krzewów, które zaczęły rosnąć na tym terenie, można wykorzystać kozy. Wprowadzenie kwaterowego wypasu kóz może być skuteczną metodą odbudowy suchych muraw porośniętych zaroślami. Stwierdzono to w badaniu, w którym przeanalizowano wpływ kwaterowego wypasu przy stosunkowo dużej presji spasanania (0,6–0,8 DJP/ha/rok) przez siedem lat na strukturę siedlisk i bogactwo gatunkowe w sześciu zarastających lokalizacjach suchej murawy w dolinie w dolnym biegu rzeki Soławy w środkowych Niemczech. Ograniczenie zarastania i rosnąca liczba gatunków docelowych korelują z poprawą stanu ochrony tych bardzo cennych typów siedlisk suchych muraw (Elias i in. 2018).



Wypas kóz na specjalnym obszarze ochrony Devínska Kobyla (Viera Šeffferová).

Presja spasania. Zagęszczenie populacji

Presja spasanania jest miarą ilości roślinności, jaką dana liczba wypasanych zwierząt danego gatunku i danej wielkości zazwyczaj uzyskuje z danego obszaru muraw przez okres wypasu. Dopuszczenie do powstania większej presji spasanania niż pojemność środowiska murawy w normalnych warunkach powoduje zniszczenie ekologicznych i produkcyjnych właściwości runi, co jest równoważne z pojęciem nadmiernego wypasu. O skuteczności systemu wypasu decyduje liczba wypasanych zwierząt i czas, przez jaki pozostają one na danym terenie.

Presję spasanania uważa się za optymalną, jeśli sprzyja ona rozwojowi i utrzymaniu mozaiki roślinności – pozostawiając nierówną ruń i kępiaste pole. Jest to możliwe tylko wtedy, gdy wypasane zwierzęta mogą paść się runią w sposób selektywny. Tylko wypas ekstensywny stwarza możliwość selektywnego zjadania roślin. Tymczasem wypas intensywny pozostawia ruń o jednolitej wysokości, dając różnym gatunkom roślin i zwierząt mniej możliwości przetrwania.

Do oceny obciążenia powodowanego przez zwierzęta gospodarskie przydatne jest przeprowadzenie badania roślinności pastwiska. Istotą wypasu ukierunkowanego na utrzymanie jest zapewnienie, aby cała produkcja roślinna z danego roku została usunięta przed rozpoczęciem następnego sezonu wegetacyjnego. Roczny plon biomasy roślinnej wyznacza górną granicę presji spasanania, którą może przetrwać dana ruń. Cele ochrony wymagają na ogół, aby zagęszczenie populacji było niższe niż pojemność środowiska muraw. Dzięki temu znaczna część rocznej produkcji runi może uniknąć zjedzenia przez zwierzęta gospodarskie, co umożliwia wykorzystanie jej w innych łańcuchach pokarmowych (np. roślinożernych bezkręgowców lub zbiorowisk reducentów) lub do zwiększenia różnorodności siedliska. Wymagałoby to zmniejszenia zagęszczenia populacji znacznie poniżej teoretycznej pojemności środowiska runi, aby zapewnić ilość roślinności niezużytej do wypasu w okresie wegetacyjnym wystarczającą do osiągnięcia celów ochrony (Crofts i Jefferson 1999).

Niemniej jednak w wielu przypadkach w praktyce nie jest możliwe określenie optymalnego etapu sukcesji i tym samym zagęszczenia populacji. W przypadku małych jednostek siedliskowych szczególnie trudne może być takie zrównoważenie zagęszczenia populacji, aby uniknąć zarówno inwazji zarośli, jak i nadmiernego wypasu. Nie ma pewności, czy samo takie zarządzanie jest wystarczające, aby przeciwdziałać dalszemu zarastaniu.

Czas wypasu i czas trwania wypasu

Czas przeprowadzenia wypasu jest istotny. Wypas wiosenny wpływa na wzrost roślin najbardziej bezpośrednio, ponieważ właśnie wtedy produkcja liści jest największa. Zagęszczenie populacji podczas wypasu wiosennego nie powinno być zbyt duże, aby umożliwić roślinom wzrost i kwitnienie. W przeciwnym razie może to mieć szkodliwy wpływ na skład zbiorowiska roślinnego. Jesienny wypas może również zmniejszyć ilość pożywienia, które rośliny będą w stanie przechować przez zimę, zmniejszając ich żywotność w następnym sezonie.

Jeśli chodzi o czas trwania wypasu, zakłada się, że istnieje odwrotna zależność między liczebnością stada a czasem trwania wypasu. Krótkie okresy intensywnego wypasu mogą być odpowiednie w sytuacjach, w których występują problematyczne gatunki chwastów. Jednak krótkie okresy intensywnego wypasu na murawach zasadniczo wiążą się zazwyczaj z katastrofalnymi skutkami dla niektórych gatunków bezkręgowców, które polegają na

ciągłości struktury muraw w całym swoim cyklu życia. Najmniej szkodliwe jest to zimą, kiedy większość owadów naziemnych znajduje się w fazie uśpienia swojego cyklu życia. Taką samą roczną presję spasaną można nadal osiągnąć poprzez zastosowanie niższego zagęszczenia populacji, ale tylko wtedy, gdy poziom ten utrzymuje się przez dłuższy czas; wciąż osiąga się pożądaną strukturę muraw, ale bezkręgowce mają więcej czasu na ponowne rozmieszczenie (Crofts i Jefferson 1999).

System wypasu

System wypasu to regularny, zorganizowany porządek przemieszczania wypasanego stada po obszarze pastwiska. Różne systemy wypasu można zasadniczo sprowadzić do dwóch podstawowych strategii: wypas ciągły i wypas rotacyjny, które można również łączyć (Calaciura i Spinelli, 2008).

System wypasu ciągłego polega na wypasaniu na polu określonej liczby zwierząt przez długi okres, czasem przez cały rok. Przy niskim poziomie zagęszczenia stada, wypas ciągły może umożliwić niezjedzonym częściom murawy rozwój fenologiczny, zapewniając tym samym więcej nisz ekologicznych, które zwierzęta mogą wykorzystać (kwiaty, nasiona, stojący i upadły martwy materiał) (Crofts i Jefferson 1999). Utrzymanie niskiego zagęszczenia populacji umożliwia zwalczanie inwazyjnych gatunków roślin przy jednoczesnym zachowaniu fauny bezkręgowców zależnej od traw (RSPB 2004b). Zagęszczenie populacji można dopasować potrzeb, zwykle zmniejsza się je w miarę upływu sezonu i spadku produktywności muraw. Jeżeli wypas lub deptanie zagrażają szczególnie istotnym gatunkom roślin, konieczne może być utworzenie specjalnych obszarów w celu ochrony tych gatunków przed presją spasaną (Colas i Hébert 2000). Storczyki zazwyczaj źle znoszą deptanie. Jeżeli nowo wyrosnięta rozeta liściowa zostanie uszkodzona, nie będzie już więcej odrastać. W systemach wypasu o bardzo małym zagęszczeniu niektóre gatunki storczyków mogą jednak przetrwać i utworzyć znaczne populacje. Wczesne koszenie również im nie sprzyja, ponieważ gatunek ten kwitnie w czerwcu i lipcu (Rusina, 2017). Można ulepszyć skład i jakość runi muraw, sprzyjając regeneracji rzadkich i zagrożonych roślin, które są charakterystyczne dla tego siedliska, dzięki zastosowaniu zagród.

Wypas rotacyjny polega na podzieleniu pastwiska na części (pola, kwatery lub pasy) lub na aktywnym zarządzaniu stadem przez pasterza i przemieszczaniu stada w odpowiednich odstępach czasu do świeżych jednostek wypasowych. Zwierzęta przeprowadza się do kolejnych części w regularnych i krótkich odstępach czasu, przemieszczając je po całym obszarze wypasu w określonym porządku. Zwierzęta wracają do części początkowej, gdy murawy odzyskają pełną zdolność produkcyjną, ale jeszcze nie zaczęły kwitnąć (Brockman 1988).

Wypas rotacyjny można wykorzystywać do osiągania celów zarządzania ochroną, szczególnie gdy utrzymanie bardziej wyspecjalizowanych zbiorowisk wymaga krótkich muraw, od których te zbiorowiska są zależne, a także gdy powierzchnia muraw jest podzielona na wiele odrębnych obszarów. Takie podejście często sprawdza się najlepiej w miejscach wymagających wypasu zimowego, ponieważ jedynym celem jest zjedzenie przez zwierzęta jak największej części produkcji roślinnej z zeszłego sezonu. Gdy to nastąpi, murawy są gotowe do rozpoczęcia produkcji w nowym sezonie (Crofts i Jefferson 1999).

Do powstrzymania zwierząt przed rozchodzeniem się i tworzenia kilku stref, w których będzie się po kolei odbywał wypas, stosuje się ogrodzenia.

Transhumancja i transterminancja Przemieszczanie zwierząt gospodarskich na duże i średnie odległości (transhumancja na odległościach powyżej 100 km i transterminancja na krótszych dystansach) to praktyka kluczowa dla utrzymania tych muraw, w szczególności przy wykorzystywaniu tradycyjnych szlaków dla zwierząt gospodarskich (*tratturi* we Włoszech, *drailie* w południowej Francji lub *vías pecuarias* w Hiszpanii) i zachowaniu powiązanej tradycyjnej wiedzy na temat środowiska (Otero-Rozas i in. 2013). Transhumancja i transterminancja pomagają w rozprowadzaniu nasion, co jest szczególnie istotne w przypadku rozpraszania na duże odległości (Manzano i Malo, 2006). To rozproszenie i związana z nim wymiana genetyczna mają krytyczne znaczenie dla przygotowania muraw na zmianę klimatu. W niektórych programach EFRROW przewidziano specjalne środki mające na celu zachowanie tych tradycyjnych praktyk i związanych z nimi siedlisk.

5.1.2 Koszenie

Koszenie stosuje się, gdy stanowi ono tradycyjną metodę zarządzania murawami, lub jako rozwiązanie alternatywne w przypadkach, gdzie wypas nie jest praktyczny, mimo że jest preferowany. Podobnie jak w przypadku wypasu regularne koszenie zapobiega dominacji odpornych, rozpleniających się traw, ziół oraz zadomowieniu się krzewów i drzew, utrzymując zbiorowisko muraw tak długo, jak się je stosuje. Jednak koszenie nie pozostawia takiej samej mozaiki warunków siedliskowych co wypas, w szczególności przy stosowaniu jednolitego systemu koszenia (Crofts i Jefferson 1999).

Wypas o niskim zagęszczeniu populacji często uważa się za dobrą technikę zarządzania (jeszcze lepszą niż koszenie), ponieważ zazwyczaj pozostawia murawę niejednorodną w małej skali dzięki zróżnicowanej kombinacji wypasania, deptania i defekacji przez zwierzęta gospodarskie, co powinno umożliwić współistnienie większej liczbie gatunków niż w przypadku zastosowania równającego systemu koszenia. Tymczasem w publikacji Turtureanu i in. (2014) stwierdzono, że bogactwo gatunkowe roślin było znacznie większe na suchych murawach, które poddano koszeniu niż tych, które poddano wypasowi (+25,8 gatunków = 51% na 10 m²), i które poza tym znajdowały się w podobnych warunkach, a różnicę tę odnotowano we wszystkich zbadanych skalach przestrzennych (od 1 cm² do 100 m²) (na podstawie publikacji Dengler i in. 2014). Próby obejmowały różne systemy zarządzania i rodzaje roślinności z klasy fitosocjologicznej *Festuco-Brometea* na Wyżynie Transylwańskiej w Rumunii.

Metody zarządzania polegające na koszeniu/ścinaniu różnią się od siebie: czasem, częstotliwością, rozkładem i metodami.

Czas ścinania

Zarządzanie łąkami do celów ochrony przyrody wymaga zazwyczaj jednego późnego ścinania. Czas ścinania bardzo zależy od lokalizacji i charakteru przedmiotowej dzikiej przyrody (Crofts i Jefferson 1999).

Późne ścinanie wykorzystuje się np. do ochrony gatunków zwierząt, które potrzebują do żerowania i schronienia roślinności o wyraźnej strukturze, w szczególności ptaków i owadów, oraz do umożliwienia produkcji nasion roślinom późno kwitnącym. Ponadto sporadyczne późne ścinanie siana (koniec sierpnia/wrzesień) (np. raz na pięć lat) ma

zastosowanie praktyczne w przypadku miejsc, w których żyją gatunki późno kwitnące (Crofts i Jefferson 1999).

Wczesne ścinanie może być przydatne tam, gdzie roślinność jest bogata i w przeciwnym razie zaczęłaby się rozkładać, oraz w celu spowalniania rozwoju gatunków nierodzimych. Wiadomo jednak, że regularne wczesne ścinanie siana zmniejsza bogactwo gatunków na łąkach (Smith 1994). Ścinanie nie powinno mieć miejsca zanim ptaki lęgowe się nie wylęgą lub populacje „pożądanych”, charakterystycznych gatunków roślin, których regeneracja jest zależna od produkcji nasion, nie zawiązą nasion.

Częstotliwość ścinania

Murawy Mesobriomion zazwyczaj kosi się raz w roku – czasami nawet raz na dwa lata – ze względu na ich niską produktywność (Pearson i in. 2006), chociaż bardziej mezoiczne i produktywne murawy można ścinać dwa razy (Rodwell i in. 2007). Więcej niż jedno cięcie w roku może być konieczne do odwzorowania wcześniejszego zarządzania za pomocą wypasu, gdy nie można go już prowadzić.

Z reguły jednak koszenie nie powinno być wykonywane więcej niż jeden raz lub najwyżej dwa razy, ponieważ częstsze koszenie ogranicza możliwości rozwoju wielu gatunków zwierząt i roślin (Essl 2005).

Rozkład ścinania

Najlepiej nie ścinać jednocześnie całego obszaru murawy, ale rozłożyć to działanie w czasie tak, aby uniknąć zaszkodzenia mikrofaunie. Gady, owady i pająki poruszają się bardzo wolno lub w ogóle, dlatego ważne jest, aby nie kosić części obszaru, gdzie mogą się schronić. Rozłożone w czasie terminy ścinania wydłużają również etap zapylania roślin oraz dostępność nektaru i pyłku kwiatowego. Z tego powodu dobrze jest wyłączyć ze ścinania niewielką część (ok. 5–10%) całkowitej powierzchni i ścinać ją latem w przyszłego roku. Należy to robić co roku na innej części powierzchni, stosując rotację, wracając do każdego nieskoszonego płatu ziemi co 4-6 lat (Pearson i in. 2006). Ponadto zbiorowiska graniczne i ekotony są niezwykle bogate gatunkowo i potrzebne wielu bezkręgowcom na przykład do hibernacji lub jako źródło zasobów w okresie jesienno-zimowym. Dlatego też tych wrażliwych obszarów nie należy kosić co roku i nigdy w jednym roku nie należy kosić całej strefy skraju obszaru. Ekotonów tych nie należy również przekształcać w ścieżki rolnicze (często zamknięte) i tworzyć z nich bariery dla gatunków (np. drogi na skrajach lasów).

Metody ścinania

Jeśli to możliwe, najlepiej używać kosiarek z przyrządem tnącym. Kosiarki rotacyjne zabijają o wiele więcej zwierząt, które nie mają możliwości ucieczki. W przypadku stosowania kosiarki rotacyjnej należy zmienić wysokość koszenia (8–10 cm) i przetrząść urządzenie na koszenie od wewnątrz do zewnątrz, aby ułatwić zwierzętom ucieczkę z łąki (Pearson i in. 2006).

Należy unikać koszenia na bardzo małej wysokości, ponieważ istnieje ryzyko nadmiernego zrywania murawy skutkującego powstawaniem odkrytych płatów. Takie miejsca sprzyjają inwazji niepożądanych gatunków. Z drugiej strony pewne wzruszenie gleby na małą skalę może być konieczne do kiełkowania nasion i korzystne dla bezkręgowców. Wskazane jest unikanie stosowania maszyn do prasowania zielonki, które wyrządzają faunie duże szkody

(ginie co najmniej 30–60% pszczoł). Ścięty materiał należy co do zasady usunąć, aby uniknąć wzbogacania murawy substancjami biogennymi.

5.1.3 Zarządzanie dziką przyrodą

Należy pamiętać, że dotychczasowe zarządzanie na danym terenie ukształtowało zakres występujących tam taksonów i należy ten system utrzymać, jeżeli jest znany. Do systemu wypasu lub koszenia tradycyjnie stosowanego na danym obszarze dostosowała się bogata gama gatunków. Wiele z tych gatunków korzysta z obszarów skrajnych i przejściowych między jednym typem roślinności a drugim, a ich wymagania dotyczące zarządzania mogą być różne.

Nie zawsze zaleca się dostosowywanie zarządzania do potrzeb konkretnego gatunku, ponieważ może to mieć wpływ na inne cechy będące przedmiotem zainteresowania. Generalnie wydaje się, że wskazane jest zastosowanie takiego podejścia do zarządzania, które będzie korzystne dla różnych grup gatunków obecnych na danym terenie.

Przy określaniu priorytetów ochrony muraw z perspektywy ochrony gatunków należy zwrócić uwagę na obecność lokalnych lub krajowych gatunków rzadkich.

Bezkręgowce – struktura siedliska i wymagania dotyczące zarządzania

W zależności od typu murawy i składu gatunkowego roślin, na suchych murawach wapiennych może występować niepowtarzalna kombinacja gatunków bezkręgowców (owady, pająki, ślimaki). Murawy te stanowią również istotne źródło nektaru i pyłków dla wielu owadów. W okresie kwitnienia obserwuje się dużą różnorodność gatunków motyli i innych owadów antofilnych – tęgopokrywych (chrząszcze), błonkoskrzydłych (dzikie pszczoły, osy itp.), oraz muchówek (np. bzygi). Występuje również wiele gatunków koników polnych i pasikonikowatych (prostoskrzydłe). Te prostoskrzydłe potrzebują niskiej lub otwartej roślinności, aby móc skakać oraz ze względu na swoje wymagania cieplne. Zależy to całkowicie od gatunku, a także etapu życia, np. *Decticus verucivorus*.

Siedlisko to posiada również bogatą faunę glebową – małe stawonogi, nicienie, larwy owadów, dżdżownice. Murawy do wypasu charakteryzują się różnorodnością bezkręgowców (owadów, roztoczy, nicieni) należących do saprofitów (żywiących się rozkładającą się materią organiczną), które są zależne od odchodów zwierzęcych. Obszary zdeptane przez zwierzęta gospodarskie i wolne płaty piasku są istotne dla owadów żyjących na suchych pastwiskach.

Lokalne populacje bezkręgowców wykształciły strategie dostosowane do tradycyjnych praktyk zarządzania. Jeżeli dany teren ma długą historię wypasu lub koszenia i system zarządzania nimi jest znany, należy kontynuować te działania, aby zapewnić możliwość utrzymania dostosowanych strategii życia bezkręgowców. Różne poziomy wypasu pozostawiają różne rodzaje runi, od bardzo krótkiej do długiej z krzewami. Wszystkie typy runi mają wartość dla gatunków mających znaczenie dla ochrony, a niektóre istotne gatunki wymagają więcej niż jednego typu w każdym miejscu lub nawet bogatych mozaik mikrosiedlisk (Alexander 2003).

Bardzo krótkie runie sprzyjają gatunkom żyjącym na otwartej ziemi, w tym drapieżnikom i gatunkom żywiącym się liśćmi, a tam gdzie krótką runę utrzymują duże zwierzęta roślinożerne – koprofagom (Aleksander 2003). Obszary odkrytej gleby zdeptane przez

zwierzęta gospodarskie i otwarte płaty piasku są istotne dla owadów żyjących na suchych pastwiskach, w szczególności dla pszczoł i os.

Jednak nadmierny i źle rozłożony w czasie wypas może powodować zaburzenia w glebie, które zmniejszają różnorodność epigeicznych (nadziemnych) chrząszczy i ślimaków lądowych (Rusina (red.) 2017). Nadmierny wypas może doprowadzić do całkowitej degradacji fauny bezkręgowców.

Wyższe kwieciste runie utrzymywane za pomocą okresowego wypasu, po którym następuje zmniejszenie presji spasanania, zazwyczaj są dobrym miejscem dla gatunków żywiących się roślinami posiadającymi kwiaty, owoce i pąki (Aleksander 2003). Gęstsze, surowsze murawy z niewielką ilością kwiatów, ale obfitą ściółką sprzyjają gatunkom reduktorów, a także tworzą schronienie dla gniazd i zimowania (Aleksander 2003). Obszary kępiaste to składnik strukturalny muraw, który jest istotny dla pająków.

Wiele gatunków owadów wymaga mozaiki elementów, a nie tylko pojedynczego elementu, a często dane miejsce musi być częścią złożonego krajobrazu zawierającego dodatkowe elementy, do których można łatwo dolecieć (Alexander 2003, Ssymank 1991 na temat bzygów). Wiele gatunków wymaga obecności drzew i krzewów, zarośli i terenu zalesionego w obrębie siedliska lub w jego pobliżu.

Motyle zazwyczaj żyją w ramach sieci lokalnych populacji, między którymi następuje pewna wymiana osobników dorosłych i tworzy w ten sposób metapopulację. Zarządzanie powinno być ukierunkowane na utrzymanie tej sieci populacji w całym krajobrazie, uwzględniając fakt, że nie każda lokalizacja może być w danym momencie odpowiednia (choć niektóre główne miejsca są) (van Swaay i in. 2012). Populacje motyli mogą doznać poważnych szkód, a nawet wyginąć, w wyniku stosowania intensywnego i jednolitego zarządzania (van Swaay i in. 2012; Westrich 2018).

Pszczoły zależne od jednego lub kilku gatunków kwiatów mogą bardzo ucierpieć z powodu usunięcia takich zasobów w wyniku wypasu lub koszenia przeprowadzonego w szczytowej fazie kwitnienia, dlatego też również w tym przypadku najlepiej stosować zarządzanie rotacyjne. Jeżeli cała lokalizacja zostaje poddana wypasowi lub koszeniu w ciągu kilku dni lub tygodni, znacznie pogarsza to stan ochrony tego miejsca w odniesieniu do owadów przylatujących do kwiatów.

Zróżnicowanie presji spasanania pod względem czasu i miejsca wytwarza bardzo inny efekt niż w przypadku stosowania tej samej procedury za każdym razem. Takie zróżnicowanie pozwala populacji bezkręgowców poradzić sobie z miejscowym usunięciem zasobów, co w innym przypadku wywołałoby efekt śmiertelny w ramach rocznego cyklu życia.

W przypadku bezkręgowców ważne jest, aby skala rotacji lub zmienności w zarządzaniu nie była większa niż około 100 m, co odpowiada maksymalnemu zasięgowi żerowania większości mniejszych pszczoł samotnic (Zurbuchen i in. 2010a, b).

Owady nie mają długich etapów odpoczynku i dlatego wymagają ciągłości siedliska z pokolenia na pokolenie (w przeciwieństwie do roślin z bankiem nasion zdolnym do przetrwania przez wiele lat). Ciągłość zarządzania jest zatem w przypadku bezkręgowców niezbędna. Jednocześnie oddziaływanie rotacyjne przez okres dłuższy niż rok jest korzystne dla populacji bezkręgowców, ponieważ gatunki, które w zimują w główkach nasion, nie są

usuwane podczas corocznego ścinania, a pszczoły powiązane z kwiatami kwitnącymi po wczesnym ścinaniu siana również na tym korzystają.

Zalecenia w zakresie zarządzania siedliskiem dotyczące bezkręgowców (van Swaay i in. 2012, Alexander 2003):

- należy tworzyć obszary odkrytej gleby i otwartych płatów piasku na stokach od strony południowej zarządzane za pomocą wypasu zwierząt i ścinania zarośli;
- należy utrzymywać krzewy kwitnące wiosną, takie jak *Prunus spinosa* oraz obszary z roślinami kwitnącymi późnym latem (astrowate, bobowate, dzwonkowate itp.);
- należy utrzymywać mozaiki siedlisk dzięki stosowaniu wypasu z wykorzystaniem pasterstwa lub okresowego, po którym następują okresy z nieznacznym wypasem lub bez wypasu, aby zachować płaty z wysoką trawą i krzewami;
- należy odbudować odpowiednie płaty siedlisk w celu stworzenia korytarzy i obszarów przejściowych łączących główne populacje ruchliwych wędrownych bezkręgowców z metapopulacjami;
- jeżeli siedlisko jest koszone, terminy ścinania powinny być jak najbardziej zróżnicowane na każdym z obszarów Natura 2000, tak aby nie wszystkie obszary były poddane ścinaniu w niewielkim odstępie czasowym. Najlepiej stosować system ścinania na małą skalę, który stanowiłaby odwzorowanie tradycyjnego sposobu zarządzania przed mechanizacją. Obszary skrajne i ekotony wymagają szczególnej uwagi i nie należy ich nigdy ścinać w całości.

Zarządzanie suchymi wapiennymi murawami na potrzeby dzikich pszczoł

- Pszczoły samotnice wymagają bliskiego połączenia między wyspecjalizowanymi roślinami, na których żerują, a swoimi siedliskiem lęgowym. Na przykład *Andrena fulvago* wymaga późno kwitnących żółtych astrowatych i gleby słabo porośniętej roślinnością, w której może wydrążyć gniazda.
- Trzmiele wymagają krajobrazu umożliwiającego długie okresy kwitnienia (różne gatunki mają różne preferencje co do rodzaju kwiatów); miejsc gniazdowania (albo w ściółce na ziemi, albo częściej w opuszczonych podziemnych gniazdach małych ssaków); obszarów godowych; oraz obszarów służących do hibernacji, zazwyczaj pod ziemią).
- W miejscach, gdzie stosuje się koszenie, normalną praktyką jest usuwanie odpadów. Istnieje jednak niewielka grupa pszczoł, które gnieźdzą się w starych muszlach ślimaków, np. *Osmia bicolor* i *Osmia aurlenta*. Muszle te mogą zostać usunięte podczas grabienia, co w efekcie usuwa jeden z elementów składowych siedliska niezbędnych do przejścia całego cyklu życia. Nie ma tu jasnego rozwiązania, dobrym podejściem są często jakieś formy zarządzania rotacyjnego.
- Należy poczynić kroki na rzecz zwiększenia różnorodności strukturalnej w bardzo małej skali, takiej jak otwarte płaty gleby, które są korzystne dla dzikich pszczoł (Murray i in. 2012).

Zarządzanie suchymi wapiennymi murawami na potrzeby motyli określonych w dyrektywie siedliskowej

- *Maculinea arion* wymaga bardzo skróconej wypasem roślinności odpowiedniej dla roślin z gatunków *Thymus* oraz *Origanum vulgare* i mrówek (z gatunków *Myrmica*, a w szczególności *M. sabuleti*). Idealna wysokość roślinności jest różna w różnych częściach zasięgu tego motyla, zazwyczaj poniżej 2–3 cm w północnej części zasięgu, podczas gdy w częściach południowych może wynosić >20 cm (EC, 2009). Najważniejszym czynnikiem udanego rozrodu jest bliskość roślin, na których składane są jaja, i mrówek będących żywicielami larw (Casacci i in., 2011). Pomaga to również innym gatunkom żyjącym na etapie larwalnym w gniazdach mrówek o podobnej biologii, np. z rodzaju *Microdon* z rodziny bzygowatych.
- *Colias myrmidone* wymaga zagonów rośliny *Chamaecytisus ratisbonensis*, na której żerują larwy, na ciepłych, suchych murawach w obrębie zróżnicowanej mozaiki siedlisk obejmującej skraje lasu i otwarte lasy. Murawy muszą być poddawane ekstensywnemu i nierównomiernemu wypasowi, aby pozostały zagony zarośli i twardej trawy, gdzie gąsienice mogą hibernować w warstwie ściółki (van Swaay i in. 2012). Ponieważ owce zjadają żyzne pędy rośliny pastewnej, nadmierny wypas owiec jest szkodliwy, podobnie jak wypalanie.
- *Parnassius apollo* wymaga obecności roślin żywicielskich *Sedum* spp. w lokalizacjach skalistych o płytkiej glebie, takich jak wychodnie skalne, suche ściany skalne lub kamienne tarasy (Gimenez Dixon, 1996). Wymaga on ekstensywnego wypasu zwierząt gospodarskich lub koszenia, które utrzymuje liczebność roślin będących źródłem nektaru, takich jak oset, bez stosowania pestycydów i usuwania kwitnących chwastów (van Swaay i in. 2012).

Tam, gdzie konieczna jest odbudowa muraw i przywrócenie odpowiedniego systemu zarządzania, można ogólnie poprawić warunki dla bezkręgowców poprzez promowanie ukwieconych muraw zarówno dla osobników odwiedzających powszechne gatunki kwiatków, jak i, w miarę możliwości, dla osobników odwiedzających specjalne gatunki kwiatów.

Ptaki

Skład gatunkowy ptaków zależy od kilku czynników. Najbardziej na ptaki wpływa wilgotność, ukształtowanie terenu, wysokość i struktura roślinności muraw w sezonie lęgowym oraz obecność różnych elementów krajobrazu. Parametry te są najczęściej determinowane przez to, czy murawy są koszone, czy wykorzystywane do wypasu. W sezonie lęgowym niektóre gatunki spędzają cały czas na murawach – zarówno żerując, jak i wijkąc gniazdo, podczas gdy inne gatunki wykorzystują je wyłącznie do poszukiwania pożywienia, a rozmnażają się w innych pobliskich siedliskach. Podczas wędrowek przelotowych (wiosną i jesienią) liczba gatunków ptaków na murawach może być również istotna w zależności od lokalizacji (Rusina (red.), 2017).

Wypas utrzymuje niską roślinność, ułatwiając ptakom łąkowym dostęp do gleby i zapewniając niejednorodną wysokość roślinności typu mozaikowego, co może zapewnić

odpowiednie warunki dla niektórych ptaków gniazdujących na ziemi. Z drugiej strony, wypas może grozić deptaniem gniazd (Pavel, 2004).

Zrozumienie, w jaki sposób zarządzanie murawami, np. czas koszenia, oddziałuje na ptaki, jest bardzo ważne, ponieważ może wpływać na liczbę gatunków, które mogą się żywić i rozmnażać na murawach. Wczesne koszenie może mieć wpływ na sukces lęgowy ptaków gnieźdzących się w ziemi ze względu na niszczenie gniazd przed wylęgnięciem się młodych. Opóźnione koszenie łąk zwiększa obfitość nasion i bezkręgowców, którymi żywią się ptaki, jednak zwiększenie wysokości i zagęszczenia runi może utrudniać dostęp do pożywienia i ograniczać atrakcyjność muraw jako źródła pożywienia. Jeżeli prawdopodobne jest występowanie ptaków lęgowych, dobrze jest przeprowadzić badania na wiosnę i określić, jakie gatunki i gdzie przebywają. Można wtedy uniknąć miejsc gniazdowania podczas koszenia łąk, pozostawiając obszary z gniazdami do koszenia na później, po wylęgnięciu młodych.

Ponadto ochrona różnorodności gatunków ptaków wymaga zachowania krzewów i drzew na pewnych obszarach, co należy uwzględnić przy planowaniu usuwania krzewów i drzew. Sprzyjać to będzie również różnorodności strukturalnej muraw i tworzyć nisze ekologiczne dla gatunków ptaków łąkowych, które wymagają terenów otwartych.

Ssaki

Wzrost roślinności na wiosnę stwarza możliwości dla małych ssaków, ale są one krótkotrwałe, ponieważ późniejsze cięcie i wypas powodują, że siedlisko staje się w dużej mierze nieodpowiednie. Jednak dla małych ssaków, takich jak myszy żniwne (*Micromys minutus*), korzystne mogą być wszelkie murawy tussock i wyższe zioła, które są zarządzane przez dłuższy okres rotacji w obrębie mozaiki siedliska.

5.1.4 Zarządzanie konfliktami interesów

Podczas planowania ochrony siedlisk półnaturalnych muraw i zarządzania nimi może dojść do konfliktów, gdy istnieją gatunki, które wymagają różnych warunków środowiskowych i dlatego mogą różnie reagować na zarządzanie. W takich przypadkach cele ochrony danego obszaru określają, który z gatunków jest gatunkiem o znaczeniu priorytetowym. Wybiera się albo główną wartość muraw i dostosowuje do niej podejście do zarządzania (w takich przypadkach inne wartości przyrodnicze mogą z czasem ucierpieć i ulegć zmniejszeniu), albo wybiera się kompromis, który pozwoli zachować wszystkie gatunki docelowe, nawet jeśli każdy gatunek będzie występował w mniejszej liczbie lub proporcji.

Np. owady potrzebują otwartych obszarów na przemian z obszarami zarośli, w skali jednego metra kwadratowego, podczas gdy ptaki lub ssaki potrzebują bardziej rozległych obszarów, w skali jednego hektara (Croquet i Agou, 2006). Pożądana struktura runi lub mozaika struktur dla danego obszaru muraw będzie zależała od konkretnych celów ochrony przyrody.

Późne koszenie może zmniejszyć liczbę zniszczonych gniazd i zabitych piskląt niektórych gatunków ptaków, ale może również zmniejszyć liczbę i różnorodność gatunków roślin, ponieważ powoduje akumulację substancji biogennej w glebie i prowadzi do nadmiernego wzrostu niektórych gatunków traw, które tłumią różnorodność innych gatunków roślin. Kompromisem w tym przypadku byłoby wczesne koszenie

z wykorzystaniem przyjaznych ptakom metod koszenia (urządzenia odstrasżające zwierzęta, kierunek koszenia) lub koszenie tylko części powierzchni. Różnorodność gatunków roślin zostanie zachowana kosztem niewielkiego spadku powodzenia lęgowego niektórych gatunków ptaków na określonych murawach, ponieważ niektóre gniazda mogą jednak zostać zniszczone. Generalnie jednak zachowana zostanie zarówno różnorodność roślin, jak i docelowa populacja gatunków ptaków.

We wszystkich przypadkach należy ocenić priorytet ochrony i warunki panujące na murawach, unikając prób przekształcenia muraw w system, który nie będzie zrównoważony ze względu na lokalne warunki środowiskowe. Oceniając priorytet ochrony, należy rozważyć potencjalne zagrożenie dla gatunków w szerszym kontekście, przyznając najwyższy priorytet gatunkom, których populacje są globalnie zagrożone (zgodnie z kryteriami Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody), a następnie gatunkom i siedliskom zagrożonym na poziomie UE lub regionalnym (załączniki do dyrektywy ptasiej i dyrektywy siedliskowej, unijne i krajowe czerwone księgi gatunków). Ponadto należy ocenić krajowy i lokalny poziom zagrożenia. Jeżeli główną wartością muraw jest gatunek, a nie siedlisko jako całość, wówczas należy wybrać sposób zarządzania z myślą o zapewnieniu przetrwania gatunku. Należy zauważyć, że różne gatunki chronione mają różne wymagania.

Należy rozważyć możliwe rozwiązania w kontekście celów ochrony dla danego obszaru. Niektóre rozwiązania mogą być ze sobą sprzeczne, więc podejmowane działania będą określone na podstawie nadrzędnych celów.

Poniżej przedstawiono kilka przykładów środków, które uznaje się za odpowiednie dla ochrony tego typu siedliska w różnych państwach.

Zarządzanie w zakresie utrzymania siedliska typu 6210 w niektórych państwach UE

W **Niemczech** można wyróżnić dwa główne podtypy siedliska typu 6210 w zależności od historycznego sposobu użytkowania i zagospodarowania terenu, na którym się opierają: tradycyjnie ekstensywnie koszone siedliska typu 6210 i siedliska typu 6210 wykorzystywane do ekstensywnego wypasu. Obie grupy odznaczają się różnymi typami roślinności i charakterystycznymi gatunkami oraz własnym zróżnicowaniem regionalnym. Dla podtypu stworzonego przez koszenie typowym środkiem ochrony jest koszenie raz w roku lub w niektórych wariantach koszenie tylko co 2–3 lata. Termin koszenia zależy od składu gatunkowego, np. różnych rodzajów storczyków, i najczęściej odbywa się w sezonie letnim, od połowy maja do połowy sierpnia. W celu zachowania i poprawy różnorodności strukturalnej, koszenie powinno odbywać się sekcjami w różnych okresach (Ackermann i in., 2016). Na przykład, co roku koszone jedną trzecią każdego obszaru oraz usuwano ściętą roślinność (aby zapobiec przenikaniu azotu do gleby) w ramach projektu LIFE „Troockenrasen Saar”. Dla podtypu stworzonego przez wypas, właściwy jest ekstensywny wypas owiec (ewentualnie połączony z wypasem kóz w celu ograniczenia wzrostu krzewów) lub ekstensywny wypas mieszany z dużymi roślinożercami²⁰. Na większości obszarów konieczne jest częściowe, okresowe usuwanie krzewów. Ekotony do lasów, krzewów itp. z roślinnością obrzeżną są bardzo ważne dla zachowania wysokiego odsetka charakterystycznych

²⁰ W Niemczech opublikowano wytyczne dotyczące ekstensywnego wypasu na siedliskach wymienionych w załączniku I, zawierające wszystkie aspekty dotyczące intensywności wypasu, technik wypasu, hodowli zwierząt oraz wiele przykładów dobrych praktyk z projektów (Bunzel-Drüke i in., 2015).

gatunków bezkręgowców, które potrzebują ich w trakcie swojego cyklu życia, i są niezbędne dla utrzymania funkcji takich jak usługi zapylania.

W **Irlandii** głównym środkiem ochrony jest ekstensywny wypas z okresowym usuwaniem zarośli na obszarach, gdzie nadal występuje siedlisko typu 6210. W ramach programu monitorowania muraw (Martin i in., 2018) odnotowano następujące środki mające pozytywny wpływ na obszary typu 6210/*6210, z których pobiera się próbki: nieintensywny wypas bydła; inny nieintensywny wypas owiec, koni i wypas mieszany; wypas zwierząt nieudomowionych, takich jak zające, króliki i jelenie; usuwanie zarośli. Przemieszczające się stada owiec, często nazywane „latającymi stadami”, to sposób na przywrócenie na krótki okres każdego roku wypasu porzuconych terenów. Latające stada są bardziej pożądane niż przemieszczające się stada bydła, ponieważ w celu zapobiegania rozprzestrzenianiu się chorób zwierzęcych wprowadza się więcej ograniczeń dotyczących przemieszczania się bydła (Martin i in., 2018). Przy rozważaniu „preferencji” należy również wziąć pod uwagę różne wyniki wypasu dla różnych rodzajów stad. W przypadku miejsc, w których nie ma ogrodzeń ochronnych ani żywopłotów, może zaistnieć potrzeba zbadania zastosowania ogrodzeń wirtualnych. W przypadku innych miejsc kluczowa dla odbudowy siedliska może okazać się zmiana czasu wypasu; np. wypas na wiosnę może pomóc w kontrolowaniu wysokości traw, które nie są smaczne w późniejszym okresie roku.

We **Włoszech** proponuje się opracowanie i zastosowanie planów wypasu w celu utrzymania lub ponownego wprowadzenia tradycyjnej gospodarki ekstensywnej, opartej na pasterstwie i wykorzystaniu zwierząt gospodarskich (owiec, kóz, krów, koni, osłów) oraz, w miarę możliwości (ograniczając się do typów mezcicznych), regularnego koszenia. Plany te powinny zawierać specyfikacje dotyczące gatunku i liczby zwierząt, wydzielonych powierzchni, czasu przebywania i przemieszczania się zwierząt gospodarskich, liczby miejsc poboru wody itp. Należy również zapewnić nadzór naukowy przy opracowywaniu planów wypasu, uwzględniając rodzaj zbiorowisk roślinnych tworzących siedlisko oraz uwzględniając warunki ekologiczne, w tym wysokość, głębę, ekspozycję, nachylenie, klimat (mikro-, topo- i makroklimat), kontekst biogeograficzny, potencjalną naturalną roślinność. Proponuje się również zbieranie lokalnych zasobów genowych z gatunków typowych, dominujących i rzadkich występujących w siedlisku typu 6210 w każdym jednorodnym kontekście terytorialnym i zachowanie ich w specjalnych strukturach (bankach zasobów genowych) na potrzeby przyszłych interwencji w celu wzmocnienia lub odbudowy siedlisk.

W **Polsce** ekstensywny wypas jest uważany za typowy i standardowy środek ochronny dla tego typu siedliska. Zgodnie z polskimi doświadczeniami intensywność nie powinna być większa niż 0,5 krowy lub 4,5 owcy lub 3,1 kozy na ha. Liczy się również gatunek wypasanych zwierząt. Jeżeli to możliwe, zaleca się przywrócenie historycznego sposobu zarządzania; niektóre gatunki zwierząt mogą być wykorzystywane w specyficznych sytuacjach lokalnych: konie przy roślinności *Calamagrostis epigeios*, kozy przy ekspansji krzewów. Koszenie jest użyteczne tylko w szczególnych okolicznościach. W niektórych sytuacjach może nawet powodować negatywne zmiany, takie jak ekspansja traw łąkowych i zmniejszanie się liczby gatunków ciepłolubnych. Ogólnie rzecz biorąc, koszenie nie powinno być stosowane jako „zastępstwo wypasu”, ale może być stosowane dla niektórych specyficznych podtypów muraw wraz z wypasem (zob. Barańska i in., 2014). Wypalanie może być uważane za kontrowersyjne narzędzie ochrony, ale może być użyteczne w pewnych okolicznościach. W niektórych przypadkach nielegalne wypalanie muraw wiosną przez rolników jest powszechne i wydaje się lokalnym czynnikiem utrzymania muraw w krajobrazie. W innych sytuacjach istnieją dowody na to, że wypalanie może sprzyjać negatywnym zmianom, jak ekspansja *Calamagrostis epigeios*. Konieczne są dalsze badania i eksperymenty.

W **Rumunii** utrzymanie siedliska wymaga w szczególności zapewnienia odpowiedniej intensywności wypasu, koszenia lub połączenia obu tych metod. Uwzględnia się cele specyficzne dla danego miejsca oraz lokalne/regionalne tradycje, praktyki i techniki użytkowania gruntów

i hodowli zwierząt gospodarskich. Programy wsparcia rolniczego, w tym środki rolnośrodowiskowe, mogłyby być lepiej wykorzystywane do finansowania zarządzania murawami.

W **Hiszpanii** najważniejszym środkiem ochrony jest zachowanie ekstensywnej gospodarki hodowlanej. Stada owiec i kóz zmniejszyły się znacznie bardziej niż stada bydła. Są one odpowiednimi gatunkami do zachowania unijnego siedliska typu 6210 poprzez wypas. Koniowate są również interesującymi gatunkami zwierząt gospodarskich w kontekście zachowania unijnego siedliska typu 6210, ale ich liczba jest obecnie w Hiszpanii bardzo niska, ze względu na równie niski popyt na koninę.

W **Szkocji (Zjednoczone Królestwo)**, siedlisko to jest szczególnie zależne od poziomu wypasu, który jest wystarczająco wysoki, aby utrzymać zróżnicowaną wysokość runi, w tym obszary krótkiej runi, na których mogą utrzymywać się mniejsze i mniej żywotne gatunki, ale wystarczająco niski, aby umożliwić kwitnienie i nie doprowadzić do erozji gleby. Na dużej części wyżyn, utrzymujący się stosunkowo wysoki poziom wypasu owiec i jeleni, w połączeniu z atrakcyjnością siedliska dla wypasających się zwierząt, oznacza, że zakres tego elementu prawdopodobnie nie zmniejszył się w znaczący sposób, chociaż nadmierny wypas może mieć również negatywne skutki. Lokalnie zgłaszane są pewne szkody wynikające z deptania rekreacyjnego przez ludzi. Istnieją mechanizmy przeciwdziałania presji związanej z działalnością rolniczą lub sportową (wypas i deptanie) (SNH 2013). Są one w dużej mierze uzależnione od przyjęcia przez zarządców gruntów programów rolnośrodowiskowych lub od wspólnego procesu prac, w którego ramach agencje rządowe angażują się wraz z zarządcami gruntów w poszukiwanie rozwiązań nieodpowiedniego oddziaływania na zwierzęta roślinożerne. Te ostatnie mogą przerodzić się w procesy ustawowe. Środki ochronne są wdrażane poprzez wyznaczanie (SOO, SSSI), procedury ustawowe (sekcja 7 ustawy o jeleniach), programy rolnośrodowiskowe (SRDP) i umowy o zarządzaniu (SNH).

5.2 Odtwarzanie muraw

Planowanie odbudowy muraw należy rozpocząć od wyznaczenia jasnego celu, tj. określenia, jak powinny wyglądać odtwarzane murawy. Jakie będą warunki środowiskowe, jakie będą zachodzić procesy ekologiczne, jaka roślinność i jakie gatunki mogą zostać odbudowane. Cele mogą się różnić w zależności od możliwości odbudowy. W zależności od stopnia degradacji, odbudowa muraw trwa co najmniej 5–10 lat (Rusina, 2017). Wysokiej jakości odbudowa i duża różnorodność gatunkowa, w tym bezkręgowców, wymaga zazwyczaj znacznie dłuższego czasu (np. zob. niemiecka czerwona księga biotopów, Finck i in., 2017).

Przy planowaniu odbudowy muraw na danym terenie zawsze należy wziąć pod uwagę warunki środowiskowe (klimat, glebę, warunki geologiczne i hydrologiczne, rozdrobnienie krajobrazu i jego skutki dla populacji gatunków), warunki gospodarcze (ograniczenia finansowe) i społeczne (opinię publiczną, często również opinię podmiotów finansujących). Działanie będzie skuteczniejsze, jeśli planowanie obejmuje ocenę ryzyka.

Koszenie i wypas mające na celu odbudowę są bardziej intensywne niż regularne koszenie i wypas. Jest to najprostsza, ale najbardziej czasochłonna metoda, jeśli zastosuje się ją jako jedyny środek służący odbudowie lub utworzeniu półnaturalnych muraw. Dzięki tej metodzie dopuszcza się naturalny rozwój roślinności z lokalnej puli gatunkowej (Rusina, 2017).

Samo koszenie mające na celu odbudowę ma zastosowanie tylko w miejscach, które stosunkowo niedawno zostały opuszczone, gdzie ani krzewy i drzewa, ani murawy tussock nie przeszkadzają w koszeniu. Przy odbudowie lub tworzeniu muraw częstotliwość koszenia i intensywność wypasu muszą być dostosowane do warunków panujących na danym terenie. Zbyt żyzne miejsca i stanowiska zdominowane przez gatunki ekspansywne muszą być koszone co najmniej dwa razy w sezonie lub poddane intensywnemu wypasowi. W niektórych przypadkach konieczny jest lekko nadmierny wypas. W miejscach intensywnie nawożonych może się zdarzyć, że koszenie i wypas na potrzeby odbudowy nie będą możliwe. Jeżeli gleba jest zbyt żyzna, mogą rozwinąć się niepożądane ruderalne lub wymagające azotu zbiorowiska traw wysokich (Rusina, 2017).

Najskuteczniejszą metodą odbudowy siedlisk w niektórych państwach jest wypas zimowy, bez dodatkowego karmienia zwierząt. Modyfikacja systemu wypasu może być konieczna w celu osiągnięcia wyników w pożądanym zakresie czasowym. Dodatkowe koszenie może być wymagane na obszarach tylko częściowo objętych wypasem zwierząt (Rusina, 2017 r.).

Doświadczenia związane z odbudową siedliska typu 6210 w niektórych państwach UE

W **Belgii** od 2000 r. prowadzone są ważne prace odtworzeniowe, zwłaszcza na obszarach Natura 2000, przy wsparciu finansowania z programu LIFE. Prace odtworzeniowe obejmowały wycinkę zarośli i drzew, niszczenie pniaków i grubego rumoszu drzewnego oraz wdrożenie odpowiedniego zarządzania poprzez wypas lub koszenie. Ponieważ większość muraw jest porzucana i zalesiana od dłuższego czasu (czasami ponad 100 lat), drzewa i krzewy muszą być regularnie koszone, co jest czasochłonne i kosztowne. Odtworzenie warstwy ziół zależy od obecności typowych gatunków w bliskim sąsiedztwie lub ich trwałości na zalesionych murawach lub w banku nasion gleby. W przypadku zaniku typowych gatunków konieczne może być ponowne wprowadzenie siana lub nasion. Ze względu na lokalną specyfikę pozostałych muraw, stosowano wypas owiec, w miarę możliwości powiązany z wypasem kóz. W fazie rewitalizacji i odbudowy stosuje się wypas rotacyjny, krótkotrwały, o wysokiej

gęstości. Ze względu na zanikanie profesji zawodowych pasterzy, zwierzęta są wypasane na terenie ogrodzonym trwałym lub półtrwałym (elektrycznym) ogrodzeniem. Okres i czas trwania wypasu zależy od czynników lokalnych (produktywność warstwowa) i gatunków, które należy chronić. Na zarządzanie dla lokalnych hodowców przeznaczają się fundusze rolnośrodowiskowe.

Na **Litwie** głównymi narzędziami służącymi do odbudowy są: usuwanie roślinności drzewiastej; powstrzymanie rozprzestrzeniania się lokalnej ekspansywnej flory (np. *Calamagrostis epigejos*). Jako narzędzia pomocnicze stosuje się ekstensywny wypas i koszenie.

W **Luksemburgu** w krajowym planie działania w zakresie siedlisk określono następujące środki (Naumann i in., 2013): odtworzenie wszystkich opuszczonych i zarośniętych obszarów poprzez usunięcie zarośli i przywrócenie pastwisk (cel: około 50 ha murawy wapiennej i 50 ha kompleksu muraw w regionie górniczym). Regularna kontrola (co 3–5 lat) zapobiegająca wkraczaniu zarośli, z regularnym koszeniem lub wypasem. Tworzenie nowych obszarów murawy wapiennej poprzez przenoszenie zielonego siana na odpowiednie nieosłonięte gleby oraz powiększanie istniejących pól o sąsiednie płaty poprzez ręczne przenoszenie materiału siewnego (cel: około 20 ha). Ochrona wysoce zagrożonych charakterystycznych gatunków roślin poprzez uprawę *ex-situ* i ponowne wprowadzenie w celu wzmocnienia istniejących skupisk i ponownego wprowadzenia na nowo utworzone i zdegradowane tereny. Działania mające na celu przywrócenie wymiany genetycznej pomiędzy istniejącymi obszarami siedlisk (sieć ekologiczna).

W **Polsce** projekt LIFE – „XericGrasslandsPL – Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce – teoria i praktyka” (LIFE08 NAT/PL/000513, styczeń 2010 r. – grudzień 2013 r.) dotyczył około 225 ha mozaik siedlisk muraw kserotermicznych na 8 obszarach Natura 2000 w Polsce północno-zachodniej i południowo-wschodniej. Projekt zainicjował proces rewitalizacji na 20,2 ha powierzchni siedlisk muraw typu 6210: usunięcie krzaków lub zarośli drzewnych, usunięcie inwazyjnych obcych gatunków roślin zielnych (w tym *Heracleum sosnowskyi*) oraz przywrócenie pastwisk (Baranska i in., 2014). Na terenach zdegradowanych odtworzono murawy kserotermiczne poprzez usunięcie wierzchniej warstwy gleby, wysiew nasion gatunków kserotermicznych, przesadzenie dobrze zachowanych fragmentów muraw itp. Do 2015 r. stan muraw objętych wypasem uległ znacznej poprawie, przy jednoczesnym zmniejszeniu udziału gatunków ekspansywnych (życicy, trzcinnika piaskowego i krzewów) (Murawy Life 2015). Okres wypasu został skrócony do 3 miesięcy (czerwiec-sierpień), częściowo w wyniku poprawy stanu, a częściowo w wyniku suszy, która dodatkowo ograniczyła gatunki ekspansywne i pozwoliła na rozwój gatunków kserotermicznych.

Na **Słowacji** w ramach projektu LIFE (LIFE10 NAT/SK/080) przeprowadzono plan odtworzenia omawianego siedliska, który został omówiony z odpowiednimi zainteresowanymi stronami na terenie mającym znaczenie dla Wspólnoty Devínska Kobyla. Działania te obejmowały mechaniczne usunięcie lasów i zarośli na 58 ha zarośniętych suchych muraw, zwalczanie robinii akacjowej i ponowne wprowadzenie wypasu, głównie kóz, od 2015 r. Wpływ środków w zakresie zarządzania odbudową monitorowano przeważnie w odniesieniu do siedliska typu 6210* na różnych etapach sukcesji. W wyniku oczyszczenia obszaru wtórnej sukcesji, po dwóch latach monitorowania odnotowano znaczący wzrost liczby gatunków światło- i ciepłolubnych, takich jak *Pulsatilla grandis*, *Plantago media*, *Jurinea mollis*, *Astragalus onobrychis*, *Carex michelii*, *Chamaecytisus austriacus*, *Thesium linophyllum*, *Linum tenuifolium*. Łączna liczba gatunków w 2016 r. była wyższa niż przed interwencją zarządczą. Gatunki te były prawdopodobnie obecne w banku nasion gleby i mogły kiełkować po otwarciu powierzchni. Zapewnienie zarządzania wypasem i usuwanie kielków jest ważnym warunkiem wstępnym dla korzystnego rozwoju roślinności na omawianych obszarach. Skład gatunkowy wiosną po interwencji zarządczej wykazał już stopniowy wzrost gatunków. Optymalną metodą

zarządzania jest wypas owiec, lub stad mieszanych owiec i kóz, które mogą osłabiać i stopniowo eliminować pędy roślin drzewiastych. Rotacja bardziej ekstensywnych i intensywnych wypasów jest optymalnym rozwiązaniem dla rozwoju i utrzymania korzystnego stanu priorytetowych siedlisk muraw. W wyniku działań z zakresu odtwarzania przeprowadzonych w ramach projektu zarejestrowano dwie nowe mikropopulacje dwulistnika pszczelego (*Ophrys apifera* z czerwonej księgi IUCN). Storzycz adriatycki (*Himantoglossum adriaticum*), wymieniony w załączniku II zawierającym spis siedlisk i zagrożony na Słowacji, również został zarejestrowany na tym obszarze w 2017 r. (do 600 osobników).

5.2.1 Zarządzanie zaroślami

Środki zarządzania powinny mieć na celu utrzymanie wkraczania zarośli poniżej odpowiedniego pokrycia procentowego (np. 30%) całkowitej powierzchni (Pearson i in., 2006). Należy jednak wziąć pod uwagę, że poszczególne gatunki, zwane zbiorowo „zaroślami”, same w sobie są ważnymi siedliskami, o ile zachowana jest równowaga z otwartymi murawami.

Aby zrównoważyć kolonizację krzewów i utrzymać pożądaną równowagę, możliwe jest usunięcie niektórych starszych skupisk, ponieważ długoletnie krzewienie powoduje akumulację azotu w biomacie roślinnej, jak również wzbogacenie gleby w substancje biogenne. Po usunięciu drzew i zarośli z korzeni i pniaków często kiełkują pędy, które należy usunąć.

Czasami operacja ta musi być wykonana tylko raz, a następnie należy przeprowadzić wypasanie lub koszenie. W innych przypadkach w pierwszych latach potrzebne są dalsze i uzupełniające działania związane z cięciem, z wykorzystaniem maszyn lub dalszym mulczowaniem i okopywaniem (Essl, 2005). W przypadku gdy nie można w ten sposób usunąć zarośli, aby utrzymać dane skupiska zaleca się stosowanie wypasu lub cięcia rotacyjnego.

W przypadku gdy zarośla zaczęły się rekolonizować, siewki można usunąć natychmiast. Kontrolę nowych roślin można przeprowadzić wiosną następnego roku, a następnie dokonać, w stosownych przypadkach, ręcznego pielenia lub przeniesienia roślin. Celem może być uzyskanie mieszanki zarośli występujących kolejno po sobie, od roślin, które są na poziomie gruntu, do bardziej dojrzałych krzewów posiadających pnie. Owady korzystają z różnorodności wieku, okresów kwitnienia i ulistnienia. Rozsądnie jest zatem przeprowadzić badanie bezkręgowców przed usunięciem opadłych zarośli. Ponadto coroczne usuwanie niewielkiej ilości zarośli na różnych etapach rozwoju oszczędza wiele ciężkiej pracy w dłuższej perspektywie czasowej przy jednoczesnym zachowaniu tego niezwykle ważnego dla ptaków siedliska i źródła pokarmu (RSPB 2004b).

Cięcie zarośli należy przeprowadzać jesienią lub zimą, aby uniknąć szkód dla dzikiej fauny w okresie rozrodczym. Cięcie w okresie od początku września do końca lutego pozwala uniknąć sezonu lęgowego ptaków, natomiast cięcie pod koniec zimy daje ptakom i ssakom czas na zjedzenie wszelkich jagód. Cięcie można przeprowadzić za pomocą specjalnych nożyc do żywopłotu, które nie wyrządzają szkód drobnej faunie (Pearson i in., 2006).

Wypas rotacyjny może być odpowiednim sposobem kontroli zarośli, o ile jest starannie monitorowany, aby zapobiec nadmiernemu wypasowi lub nadmiernemu deptaniu (Buglife, 2007). Na wkraczających zaroślach mogą paść się osły, zapewniając użyteczną kontrolę zarośli na terenach z roślinnością półnaturalną. Bydło jest szczególnie dobre

w powalaniu i otwieraniu wysokiej grubej roślinności, takiej jak orlica i zarośla. Kozy mogą obgryzać korę i, jeśli będą używane ostrożnie, będą zapewniać różnorodność strukturalną. Owce nie radzą sobie z obszarami o długiej trawie tak łatwo jak bydło czy kuce, ale sprawdzają się w przypadku niskich zarośli, ponieważ są w stanie całkowicie usunąć materiał liściowy z wybranych krzewów. Co więcej, niektóre rasy owiec dobrze sobie radzą z przepychaniem się przez zarośla, ale młodszym osobnikom i lżejszym rasom zdarza się w nich ugrzęznąć. Dlatego też wskazane jest, aby zacząć od małej liczby wypasanych zwierząt dla danego gatunku i rasy (ok. 0,25 DJP/ha), monitorować efekty i odpowiednio dostosować liczbę zwierząt (Crofts i Jefferson, 1999, RSPB 2004d).

Sam wypas nie wystarcza jednak na ogół do zarządzania zaroślami. Na przykład system wypasu oparty na wypasie zimowym będzie zazwyczaj musiał zawierać przepisy dotyczące regularnie powtarzanego usuwania zarośli w celu stopniowego wzrostu roślin drzewiastych (Crofts i Jefferson, 1999). Dlatego w niektórych przypadkach zaleca się koszenie połączone z wypasem. Najlepszy czas na przeprowadzenie takich czynności zależy od stanu dzikiej przyrody. Jaja i larwy owadów są często najbardziej wrażliwe. Należy unikać koszenia do późnego lata/jesieni, aby kwiaty i nasiona traw mogły opaść lub późnej zimy/wczesnej wiosny, aby zapewnić owadom schronienie na zimę.

5.2.2 Zwalczanie chwastów i inwazyjnych gatunków obcych

Chwast można zdefiniować jako gatunek, który jest niepożądany z punktu widzenia zarządzania murawami. W pewnych warunkach niektóre gatunki roślin (np. oset, orlica, starzec jakubek) mogą się nadmiernie rozmnażać, szybko zastępując zbiorowiska o większej wartości ochronnej (Pearson i in., 2006). Rośliny te są bardzo konkurencyjne, często toksyczne, a po rozwinięciu dają spory cień w sezonie wegetacyjnym, co zniechęca inne gatunki roślin (w tym storczyki) do rozwoju (Crofts i Jefferson, 1999). Występowaniu chwastów można zapobiec poprzez dobre praktyki zarządzania, np. unikanie dużych obszarów nieostoniętej ziemi, które dają możliwość inwazji i rozprzestrzeniania się gatunków chwastów.

Gdy dojdzie do rozmnożenia chwastów, można wdrożyć następujące środki (Crofts i Jefferson, 1999):

- techniki ręcznego zwalczania chwastów: „wykopywanie” lub cięcie (nieodpowiednie dla starca jakubka) tuż pod ziemią, lub wrywanie ręczne (jest to naprawdę odpowiednie tylko na małych obszarach), tuż przed otworzeniem się kwiatów docelowych chwastów; ręczne wrywanie należy powtarzać przez okres kilku lat, jeśli ma to przynieść jakikolwiek skutek;
- mechaniczne wrywanie lub cięcie: w przypadku ostów i starca jakubka wrywanie należy przeprowadzać, gdy łodyga kwiatu osiągnie maksymalną długość, ale jeszcze przed siewem, oraz konieczne jest powtarzanie tej czynności w kolejnych latach w celu zmniejszenia liczebności docelowych gatunków wieloletnich. Lepszym podejściem jest koszenie rośliny w miarę wydłużania się kwitnącej łodygi. Być może trzeba będzie to powtórzyć w ciągu roku. Powtórne koszenie (ogławianie) może zapobiec wysiewaniu i zmniejszyć żywotność chwastów, ale nie zabija roślin i może spowodować ich energiczną regenerację od podstawy łodygi. Podobnie jak w przypadku skoszonej trawy, skoszone rośliny należy usunąć z terenu;
- ukierunkowana kontrola wypasu;

- kontrola chemiczna: chociaż ręczne metody kontroli są zazwyczaj najbardziej pożądane, a stosowanie produktów chemicznych nie jest na ogół dozwolone, ukierunkowana kontrola przy użyciu herbicydów (leczenie punktowe, pokrywanie chwastów) takich gatunków będzie często akceptowane na obszarach ochrony przyrody, szczególnie tam, gdzie dalsze zarządzanie pastwiskami/łąkami jest niezbędne do osiągnięcia celów ochrony przyrody. Należy wziąć pod uwagę, że pokrywanie chwastów jest nieselektywne i często może poważnie zaszkodzić innym interesom ochrony przyrody. Jeżeli jest to w ogóle konieczne, zaleca się stosowanie selektywne tylko w stosunku do docelowych chwastów.

Usuwanie chwastów powinno być przeprowadzane na wczesnym etapie rozwoju, kiedy wymaga ono niewiele wysiłku i może łatwo przynieść dobre wyniki.

Programy zwalczania powinny być starannie planowane, z uwzględnieniem również innych możliwych skutków; w niektórych przypadkach całkowite wyeliminowanie chwastów, nawet jeśli jest to możliwe do osiągnięcia, może być szkodliwe dla dzikiej przyrody.

5.3 Odtworzenie muraw

Tworzenie muraw należy rozpocząć od oceny warunków środowiskowych na miejscu (wilgotności, właściwości gleby, roślinności, dostępności gatunków), które określą możliwość odtworzenia siedliska. Odtworzenie wymaga wsparcia i udziału ekspertów ds. gleby, hydrologów i ekologów, jak również ekspertów ds. roślinności i grup organizmów, które są ważne w tworzonej murawie. Plan tworzenia muraw powinien być opracowany w podobny sposób, jak plan odbudowy muraw (Rusina, 2017).

Podłoże, pożądane ramy czasowe i bliskość obszarów trawiastych podobnych do typu docelowego będą decydować o tym, jakie techniki zasadzania są najbardziej odpowiednie dla tworzenia i utrwalania siedlisk (Ashwood, 2014). Można rozważyć różne warianty.

Naturalna kolonizacja odkrytego podłoża może być odpowiednia w przypadkach, gdy dopuszczalne są długie okresy zasadzania i gdy przylegają do niego bogate gatunkowo zbiorowiska muraw wapiennych. Jeżeli na danym obszarze istniały nizinne murawy wapienne przed naruszeniem i późniejszą rekultywacją, w istniejącym podłożu może pozostać bank nasion, który należy poddać ocenie za pomocą prób kiełkowania. W wyniku kolonizacji naturalnej mogą powstać siedliska bogate gatunkowo, odpowiednie dla danego obszaru. Proces ten przebiega bardzo powoli i stworzenie stabilnego zbiorowiska może trwać kilkadziesiąt lat.

Naturalną kolonizację można przyspieszyć poprzez selektywne wprowadzanie gatunków trawiastych za pomocą inokulantów darniowych, rozsypywania zielonego siana. Inokulanty darniowe mogą być pobierane z sąsiednich obszarów dawczych i wprowadzane do nieosłoniętego podłoża. Mogą to być całe fragmenty darni albo murawy zawierające pożądane gatunki. W przypadku wątpliwości co do typu murawy wapiennej będącej dawcą przeszkolony inspektor botaniczny powinien przeprowadzić badanie roślinności. W niektórych przypadkach bardziej skuteczne może być zasadzenie prekulturowanych okazów z lokalnych lub regionalnych nasion.

W przypadku stosowania metod kolonizacji naturalnej lub inokulacji darniowej korzystne może być w pierwszej kolejności zasianie mieszanki pionierskiej/nasadzeniowej. Korzyści płynące ze skąpo wysiewanych gatunków pionierskich obejmują stabilizację podłoża

i szybkie tworzenie atrakcyjnej runi przy jednoczesnym pozostawieniu wystarczającej ilości odkrytej gleby w celu umożliwienia naturalnej kolonizacji.

Rozsypywanie zielonego siana stanowi użyteczną alternatywę dla inokulantów darniowych lub kolonizacji naturalnej. Polega ono na pobieraniu świeżo skoszonego siana zawierającego nasiona z miejscowej murawy wapiennej i rozprowadzaniu go na kolonizowanym terenie. Należy upewnić się, że siano jest ścinane po zakończeniu kwitnienia, ale gdy nasiona są jeszcze przytwierdzone; dobra wiedza robocza na temat gatunków docelowych oraz tego, kiedy dokładnie następuje rozsiew ich nasion, daje najlepsze rezultaty. Siano należy rozrzucić w ciągu 24 godzin od zebrania, aby zapobiec zepsuciu lub utracie nasion podczas przechowywania. Wykorzystanie lokalnego źródła oznacza, że możliwe jest lepsze dopasowanie nowych i istniejących muraw, a trawy będą miały rodzimy genotyp; pomoże to również ograniczyć do minimum koszty transportu.

W przypadku gdy nie jest dostępna lokalna murawa wapienna będąca dawcą, można zastosować handlową mieszankę nasion jako runię startową. Wysiew może odbywać się przy użyciu materiału siewnego zebranego z lokalnego miejsca będącego dawcą. Należy uważać, aby nie wyczerpać materiału siewnego w miejscu będącym dawcą przez nadmierny zbiór. Alternatywnie można kupić nasiona. Nie powinny one zawierać międzygatunkowych (*Lolium ×hybridum*, *Trifolium pratense* × *T. medium*) ani międzyrodzajowych mieszańców (*×Festulolium*), ani odmian poliploidalnych (tetraploidalne gatunki *Lolium* i *Trifolium*). Renomowany zakład nasienny dostarczy mieszanki materiału siewnego dostosowane do klimatu i głównych warunków glebowych danego obszaru. Materiał siewny powinien być miejscowego pochodzenia, jeśli jest dostępny.

Polne kwiaty i trawy są zazwyczaj wysiewane razem, ponieważ trawy pomagają ustabilizować glebę i zapewniają ważną osłonę w zimie. Udział nasion traw w mieszance powinien być wystarczająco niski, aby zapewnić rozwój ziół i pozostawić miejsce na naturalną rekolonizację dodatkowych gatunków. Materiał siewny jest zwykle wysiewany we wrześniu/październiku, ręcznie lub przy użyciu maszyn rolniczych, takich jak siewniki szczelinowe i siewniki, które maksymalizują powierzchnię obsianą pod względem ilości wykorzystanych nasion (Crofts i Jefferson, 1999). Zaleca się, aby nasiona były rozsiewane na powierzchni, nie wbijane w glebę, a większość maszyn można odpowiednio ustawić do tego celu. Konieczne jest częste koszenie, do 3 razy w roku, w roku posiania, w celu kontroli dominujących gatunków jednorocznych. Ogólnym celem jest zasianie większej liczby gatunków wieloletnich, które w pierwszym roku są dla siebie mniejszą konkurencją niż jednoroczne. Jest to szczególnie ważne na obszarach, gdzie występuje duże obciążenie gatunkami chwastów ornych (zob. Nowakowski i Pywell, 2016).

Bez względu na wybraną metodę wprowadzania roślinności istotne jest, aby uznać, że założenie i rozwój stabilnego zbiorowiska trawiastego zajmie kilka lat. Odpowiednie zarządzanie murawami jest niezbędne, aby umożliwić rozwój i utrzymanie bogatych gatunkowo zbiorowisk.

Odbudowa muraw wapiennych na zdegradowanych dawnych gruntach ornych została wdrożona na przykład w południowej Anglii (Fry i in., 2018), z wykorzystaniem gatunków wybranych z typu zbiorowisk traw wapiennych (*Bromus erectus grassland*), które są dominującymi zbiorowiskami trawiastymi w regionie i są zazwyczaj wykorzystywane jako zbiorowiska docelowe w programach odbudowy. Możliwość odtworzenia półnaturalnych, suchych muraw jest w Zjednoczonym Królestwie coraz częściej wykorzystywana, np.

poprzez innowacyjne i pomysłowe projekty drogowe. Jeden projekt rekultywacji przydrożnej w południowo-zachodniej Anglii rozpoczął się dopiero w 2012 r.; teren ten wspiera obecnie bogatą gatunkowo roślinność, a od czasu jego utworzenia odnotowano 30 gatunków motyli (połowa liczby gatunków z Zjednoczonym Królestwie).



Rekultywacja siedlisk trawiastych w Zjednoczonym Królestwie w ramach programów zagospodarowania poboczy dróg (Sam Ellis)

5.3.1 Zarządzanie siedliskiem i monitorowanie po odbudowie

Murawy wapienne powinny być tworzone tylko wtedy, gdy istnieje silne zaangażowanie w długoterminowy system zarządzania, ukierunkowany na plan zarządzania obszarem. Zarządzanie jest wymagane, aby zapobiec zdominowaniu runi przez zarośla i inne agresywne gatunki oraz w celu utrzymania dużego bogactwa gatunkowego. Zakładanie muraw trwa zazwyczaj od 3 do 5 lat. W tym okresie wymagany jest system koszenia i lekkiego wypasu; dokładne wymagania będą dotyczyły konkretnego obszaru.

Zazwyczaj systemy koszenia w pierwszych latach nie są konieczne w przypadku muraw założonych na nieosłoniętym podłożu mineralnym, aczkolwiek mogą być wymagane w przypadku bogatszych gatunkowo miejsc w celu utrzymania runi krótszej niż 10 cm. Koszenie musi być zaplanowane w czasie, aby uniknąć konfliktu z ptakami gniazdującymi na ziemi. Koszenie sprzyja krzewieniu się darni, a także ogranicza konkurencję ze strony chwastów i wkraczanie zarośli.

Po koszeniu należy usunąć skoszone rośliny z terenu. Jeżeli w runi występują nasiona, można to wykorzystać przy rozrzucaniu siana w innych miejscach. Murawy należy kosić raz w drugim i trzecim roku, gdy zawiążą się nasiona w kwiatach i trawach. W ciągu tych pierwszych 3 lat wypas królików, bydła i owiec powinien być kontrolowany lub uniemożliwiony, aby mogły powstać murawy; to znaczy, aby siewki wykształciły wystarczający system korzeniowy zapobiegający wykorzenieniu podczas wypasu. Po utworzeniu murawy można rozpocząć lekki wypas.

Długotrwałe zarządzanie poprzez wypas lub koszenie ma zasadnicze znaczenie dla zachowania bogactwa gatunkowego. W przeszłości typową techniką zarządzania był wypas i w niektórych regionach koszenie, przy czym koszenie może być odpowiednie dla małych siedlisk i dla tych położonych na łagodnych stokach. Bydło i owce mogą być wypasane przez cały rok, jeśli są wykorzystywane w małej liczbie, choć zależy to od produktywności obszaru. Obszary bezproduktywne mogą nadawać się tylko do wypasu zimowego, choć musi być on monitorowany pod kątem zrycia – kompaktacji lub fizycznego rozkładu struktury gleby pod nogami ciężkich zwierząt.

Wypas powinien mieć na celu wytworzenie mozaiki murawy o różnej długości oraz małych płatów zarośli (np. nie więcej niż 25–30% całkowitej powierzchni). Na przykład różne rodzaje wypasanych zwierząt zjadają tylko wybrane rośliny i mogą być wykorzystane do stworzenia mozaiki. Bydło żywi się grubszą roślinnością i depta mocniej niż owce. Wydeptane płaty tworzą luki, w których mogą wyrastać nowe rośliny. Bardziej szczegółowe informacje na temat zarządzania można znaleźć w Crofts i Jefferson (1999).

Nawet w przypadku, gdy prace z zakresu tworzenia murawy odbywają się w bardzo odpowiednim miejscu, ocena praktyk zarządczych jest niezbędna do oceny procesu zakładania murawy i długoterminowego sukcesu. Niezbędny jest długoterminowy plan zarządzania dotyczący konkretnej lokalizacji. Powinien on obejmować program monitorowania i oceny, który umożliwi w razie potrzeby dostosowanie systemu zarządzania.

Monitorowanie odtwarzania siedlisk trawiastych na nizinach może obejmować:

- zasięg zarastania murawy: % pokrycia terenu, nieosłonięte płaty i obecność ściółki liściowej;
- skład runi: stosunek traw do ziół, pozytywne gatunki wskaźnikowe, negatywne gatunki wskaźnikowe, gatunki o lokalnej odrębności;
- typowy skład gatunkowy, w tym wybór gatunków wskaźnikowych z różnych grup taksonomicznych i funkcjonalnych, takich jak zapylacze (aculeate Hymenoptera, Syrphidae, Lepidoptera) oraz grupy epigäic i endogäic (drapieżniki i reducenty).

Odtworzenie murawy na gruntach ornych w Republice Czeskiej

Przekształcanie gruntów ornych w bogate gatunkowo murawy wymaga długiego czasu. Powodzenie tego procesu zależy nie tylko od sposobu odbudowy i składu użytej mieszanki nasion, ale także od lokalnych warunków terenu, który ma być ponownie obsadzony trawami (Jongepierová i Malenovský, 2012, Jongepierová i in., 2012, Scotton i in., 2012, Ševčíková i in., 2014). Odbudowa zbiorowisk owadów jest bardziej skuteczna w krajobrazie o dużej powierzchni półnaturalnych, bogatych gatunkowo muraw znajdujących się w bliskim sąsiedztwie, ponieważ wyspecjalizowane gatunki owadów roślinożernych mają ograniczoną zdolność rozprzestrzeniania się (Woodcock i in., 2010a, 2010b). Poniżej przedstawiono w skrócie najczęściej stosowane metody odtwarzania.

Spontaniczna sukcesja. Odbudowa murawy za pomocą samej sukcesji jest możliwa tylko na obszarach bardzo suchych lub odwrotnie – na obszarach bardzo wilgotnych, gdzie rozrastanie się krzewów i drzew jest utrudnione, a w bliskim sąsiedztwie zachowały się trwałe łąki lub pastwiska. Na opuszczonych gruntach ornych na suchych obszarach w najcieplejszych częściach kraju w trakcie monitorowania zaobserwowano, że starsze runie w swoim składzie gatunkowym dochodzą do naturalnej roślinności stepowej (Jírová i in., 2012). Regularne koszenie jest jednak potrzebne zwykle od trzeciego roku po zaprzestaniu użytkowania gruntu ornego. Odbudowa muraw o ekologicznie korzystnym składzie gatunkowym zajmuje od około dziesięciu (Lencová

i Prach, 2011) do dwudziestu lat (Prach i in., 2014), ale w przypadku roślin i niektórych grup kręgowców przywrócenie pierwotnej różnorodności gatunkowo bogatej roślinności może wymagać dłuższego czasu.

Komercyjne mieszanki materiału siewnego. Wysiew komercyjnych mieszanek materiału siewnego traw i roślin strączkowych jest najczęstszym sposobem przekształcania na dużą skalę gruntów ornych w murawy. Nawet jeśli nie można tego uznać za ekologiczną odbudowę, takie początkowo ubogie gatunkowo runie mogą z czasem zostać uzupełnione o docelowe gatunki roślin i zwierząt, zwłaszcza jeśli gatunki te nadal występują w otoczeniu. Potwierdzają to wyniki monitoringu z Białych Karpat. (Prach i in., 2014, Jongepierová i in., 2018). W miejscach, w których późniejsza kolonizacja przez pożądane gatunki jest ograniczona ze względu na ich nieobecność w otoczeniu, można je dodawać do run powstałych w wyniku wysiewu komercyjnych mieszanek traw – poprzez siew lub sadzenie.

Regionalne mieszanki materiału siewnego. Regionalne mieszanki materiału siewnego są zbierane, reprodukowane i stosowane na danym obszarze bez procesów hodowli roślin. Ich skład gatunkowy opiera się na składzie naturalnych zbiorowisk tego obszaru (Scotton i in., 2012). Gatunki te, a zwłaszcza zioła, wspomagają również dużą różnorodność zwierząt, które są od nich zależne z powodów żywieniowych lub innych. Główną zaletą tej metody jest to, że pomaga ona w znacznym stopniu zachować naturalną zmienność genetyczną populacji, zapobiegając w ten sposób rozprzestrzenianiu się obcych genotypów, a nawet nierodzimych gatunków lub odmian. Instrukcje dotyczące pozyskiwania i stosowania regionalnego materiału siewnego można znaleźć w kilku publikacjach (Scotton i in., 2012, Jongepierová i in., 2012, Jongepierová i Prach, 2014, oraz Ševčíková i in., 2014). Główne zasady są następujące:

- nasiona mogą być pozyskiwane z muraw jako część świeżo skoszonej biomasy traw (zielone siano), która jest natychmiast przenoszona na obszar odbudowywany. Metoda ta jest stosowana głównie w Niderlandach i Niemczech, nie tylko na gruntach ornych, ale również w innych miejscach, np. na złożach popiołu lotnego (Kirmer i in., 2014);
- jeżeli ścięta biomasa jest suszona po koszeniu, siano może być wykorzystane bezpośrednio jako źródło nasion lub wymłócone przed użyciem (siano wymłócone);
- przy zbiorze za pomocą kombajnu rolniczego run jest koszona i młócona bezpośrednio na miejscu;
- przy zbiorze kombajnami z hederami wyczesującymi nasiona są zbierane z runi stojącej;
- w razie potrzeby można również ręcznie zebrać mniejszą ilość nasion;
- ze względu na skomplikowany zbiór nasion (różne rozmiary i czasy dojrzewania) zaleca się uprawę roślin w rozsadnikach.

Bogate gatunkowo regionalne mieszanki materiału siewnego do tworzenia muraw na gruntach ornych były dotychczas stosowane na szeroką skalę tylko w Białych Karpatach, gdzie powierzchnia ponad 600 ha została już w ten sposób ponownie obsadzona trawami (Jongepierová, 2008, Jongepierová i Prach, 2014, Prach i in., 2013, 2015a, Jongepierová i in., 2015).

Przenoszenie górnych warstw gleby lub bloków darni. Górne warstwy gleby mogą być rozłożone na terenie, który ma zostać odtworzony lub można na niego przenieść całe bloki darni. Jest to jednak nie tylko technicznie i finansowo trudne, ale także stanowi problem z powodu szkód wyrządzonych w miejscu, z którego pochodzi darni. Metoda ta może być uzasadniona na małą skalę lub w miejscach, w których darni zaczyna zanikać (np. postępujące wydobycie lub budownictwo). Przeprowadzono pewne doświadczenia na wyjątkowych terenach z florą stepową w Republice Czeskiej (tunel kolejowy w Obřanach, wyrobisko wapienne w Hádach i kamieniołom Dálky koło Čebína), z pozytywnymi wynikami w zakresie przetrwania gatunków stepowych na nowych stanowiskach, ale prawie żaden z przeniesionych gatunków kserofilnych nie rozprzestrzenił się na okolicę, a jeśli nawet, to bardzo powoli.

5.4 Planowanie zarządzania ochroną na konkretnym obszarze

Ponieważ cechy siedliska, wartości ochrony i kontekst (historia i rozwój) różnią się bardzo w poszczególnych państwach i regionach biogeograficznych, ważne jest, aby przy planowaniu zarządzania siedliskiem uwzględnić następujące ogólne aspekty, które umożliwią podjęcie rozsądnych decyzji w zakresie zarządzania:

- cele specyficzne dla danego obszaru i cele końcowe w odniesieniu do stanu ochrony gatunków;
- lokalne/regionalne użytkowanie gruntów, tradycje, praktyki i techniki hodowli zwierząt gospodarskich – dzisiejsze walory ochronne często wynikają z praktyk użytkowania gruntów i systemów wypasu w przeszłości.

Chociaż często naśladowanie historycznego zarządzania nie jest ani możliwe, ani odpowiednie, ani konieczne, w miarę możliwości należy uzupełniać je o istniejącą wiedzę i doświadczenie.

Szczegółowa analiza warunków panujących na obszarze pomoże określić najlepsze techniki i metody utrzymania lub odbudowy siedliska oraz pomoże ocenić ich przydatność w danej sytuacji, uwzględniając również dostępne zasoby, aby ocenić zakres, w jakim cele mogą zostać osiągnięte, i przewidzieć ewentualne przeszkody.

Kluczowe aspekty, które należy uwzględnić podczas planowania ochrony muraw i zarządzania nimi (Rusina, 2017)

Względy ekologiczne

- *Łączność w krajobrazie* jest bardzo ważna dla długotrwałego przetrwania gatunków trawiastych. Zapewnia ona przemieszczanie się tych gatunków z jednego obszaru muraw na drugi oraz utrzymanie wystarczająco dużych i zróżnicowanych genetycznie populacji. Dlatego też ważniejsza jest poprawa/odbudowa muraw znajdujących się w systemie innych muraw lub na większym obszarze bogatym w półnaturalne murawy niż izolowanych muraw w leśnym lub intensywnie użytkowanym rolniczo krajobrazie. Również w tym przypadku odbudowa będzie bardziej skuteczna, ponieważ gatunki będą mogły z łatwością rozprzestrzenić się na murawach odbudowywanych z innych obszarów.

- *Murawy* są ważne dla ochrony gatunków roślin, ptaków i bezkręgowców. W związku z tym, jeżeli inne czynniki (zob. poniżej) są podobne, odbudowa większych muraw powinna być traktowana priorytetowo.

- *Różnorodność biologiczna muraw* – im większa, tym ważniejsza jest odbudowa takich muraw.
- *Obecność gatunków chronionych* – jeżeli na murawach zachował się gatunek chroniony, ochrona takich muraw powinna mieć pierwszeństwo przed murawami, na których nie występują takie gatunki.
- *Zmiany warunków środowiskowych na murawach* – preferowane jest odtwarzanie muraw tam, gdzie warunki środowiskowe są mniej zmienione.

Względy społeczno-gospodarcze

- *Długoterminowa perspektywa zarządzania*: należy nadać priorytet murawom, w których przypadku istnieje większe prawdopodobieństwo, że zostaną one trwale zagospodarowane po odbudowie. Odbudowę warto planować tylko w miejscach, gdzie oczekuje się długoterminowego zarządzania murawami. W przeciwnym razie środki finansowe zainwestowane w odbudowę zostaną wydane w sposób niezrównoważony i przyniosą jedynie tymczasowe korzyści (lub nie przyniosą ich wcale) w zakresie ochrony różnorodności biologicznej (w zależności od bezpośredniego powodzenia odbudowy). *Wielofunkcyjność muraw*: priorytetem są murawy, w odniesieniu do których oczekuje się bardziej zróżnicowanego wykorzystania po ich odbudowie, np. w których przypadku zarządzanie zapewnia nie tylko różnorodność biologiczną, ale także paszę dla zwierząt gospodarskich, murawy wykorzystywane są do celów turystycznych, zbierania roślin leczniczych lub edukacji ekologicznej. Nawet jeżeli murawy nie są wykorzystywane do produkcji paszy dla zwierząt, zarządzanie nimi nadal uznaje się jednak za produkcję – wytwarzanie wartości przyrodniczych i różnorodności biologicznej.
- *Postawa społeczności lokalnej, gminy, właściciela i zarządcy*: im bardziej społeczność lokalna docenia różnorodność biologiczną i korzyści z niej płynące, tym lepsze perspektywy utrzymania odbudowanych muraw w dłuższej perspektywie czasowej.
- *Koszty odbudowy w stosunku do oczekiwanych rezultatów*: należy priorytetowo traktować odtworzenie muraw, które można odbudować przy minimalnych inwestycjach i maksymalnych korzyściach (oczekiwany sukces odbudowy jest bardzo znaczący). Koszty utrzymania muraw powinny być również uwzględniane na etapie planowania, w tym planowania finansowego. Należy wziąć pod uwagę koszty lub przychody związane z materiałami wytworzonymi w ramach odbudowy siedliska lub zarządzania nim – drewnem, skoszoną biomasą, usuniętą wierzchnią warstwą gleby itp. Znalezienie praktycznego zastosowania takich materiałów może być trudne, a wtedy usunięcie i dalsza utylizacja takich „produktów ubocznych” odbudowy siedlisk może prowadzić do znacznych kosztów dodatkowych.

Cele związane z odbudową i utrzymaniem muraw można osiągnąć za pomocą różnych rozwiązań. Metody i techniki mogą się znacznie różnić zarówno pod względem zasobów finansowych, jak i czasowych, dlatego w celu wyboru najlepszego rozwiązania należy przeprowadzić dokładne studium wykonalności i ocenę rozwiązań alternatywnych. Wybór prac i procedur z zakresu odbudowy i utrzymania zależy od trzech aspektów: warunków ekologicznych obszaru, dostępnych zasobów gatunków i pożądanym ram czasowych dla osiągnięcia celu.

Odbudowa i zarządzanie powinny być prowadzone zgodnie z indywidualnym planem odbudowy i zarządzania dla danego obszaru. Poniżej podsumowano kluczowe etapy opracowywania planu odbudowy i utrzymania muraw.

Etapy planowania odbudowy muraw (*dostosowane na podstawie publikacji Rusina red. 2017*)

1. Zebranie informacji o warunkach panujących na danym obszarze, w tym o kluczowych procesach ekologicznych służących ochronie danego typu muraw: roślinności, składzie gatunkowym zwierząt i roślin, charakterystyce gleb, ukształtowaniu terenu, wilgotności, systemie i stanie odwadniania, dawnym i obecnym sposobie zarządzania itp.
2. Ustalenie celu utrzymania lub odbudowy muraw, np. osiągnięcie lub utrzymanie korzystnego stanu siedliska (struktura, procesy ekologiczne i charakterystyczny skład gatunkowy) oraz zapobieganie jego degradacji. Rozważenie ewentualnych sprzecznych priorytetów w zakresie zarządzania i określenie preferowanych wariantów (zob. część X.X).
3. Ocena przydatności obecnego sposobu zarządzania dla osiągnięcia celu oraz określenie niezbędnych dostosowań, zgodnie z wymogami.
4. Określenie wymaganych środków i metod odbudowy lub utrzymania siedliska oraz ich kombinacji. Różne części tych samych muraw mogą wymagać różnych środków odbudowy lub utrzymania. Na przykład w odniesieniu do części muraw, gdzie występuje liczna populacja chronionego gatunku roślin, środki odbudowy skupią się na właściwym stanie tego gatunku, podczas gdy w innych miejscach celem będzie zapewnienie odpowiedniej struktury wegetacyjnej dla niektórych gatunków zwierząt (np. ptaków, motyli), a w innych – ograniczenie gatunków ekspansywnych. W takich przypadkach pożądane jest sporządzenie mapy wymaganych środków.
5. Określenie ograniczeń ekologicznych i krajobrazowych oraz korzyści dla realizacji działań w zakresie odbudowy lub utrzymania.
6. Określenie społeczno-gospodarczych, prawnych i finansowych ograniczeń i korzyści wynikających ze środków odbudowy lub utrzymania, np. w tym kosztów, ograniczeń prawnych dotyczących środków odbudowy lub utrzymania z jednej strony, a także ewentualnych zachęt, środków finansowych, wsparcia z istniejących programów itp.
7. Szczegółowe określenie celów odbudowy lub utrzymania muraw z uwzględnieniem ograniczeń i korzyści środowiskowych, prawnych i społeczno-gospodarczych, np. poprawa struktury roślinności siedliska, poprawa warunków dla określonej rośliny, ptaka lub innego gatunku.
8. Opracowanie harmonogramu działań w zakresie odbudowy i utrzymania. Planowanie kolejności i czasu niezbędnych prac z zakresu odbudowy i utrzymania, w zależności od stanu początkowego muraw.
9. Opracowanie efektywnego monitorowania odbudowy i utrzymania, w tym okresowej oceny, w celu wprowadzenia niezbędnych zmian w procesie odbudowy i utrzymania.

5.5 Kryteria ustalania pierwszeństwa środków i określania priorytetowych obszarów działania

Ustalenie priorytetów może odegrać zasadniczą rolę w uzyskaniu maksymalnej skuteczności działań ochronnych, optymalizacji kosztów i czasu monitorowania i zarządzania oraz w ocenie adekwatności działań zarządczych. Mogą w tym celu zostać określone konkretne kryteria ustalania priorytetów działań.

Następujące kryteria uznaje się za przydatne do ustalania priorytetów działań ochronnych w odniesieniu do tego typu siedliska:

- położenie geograficzne
- czas zaniechania
- charakter występującej roślinności
- stopień wkraczania zarośli
- wykonalność, np. dostępność terenu z niezbędną technologią, itp.
- wkład w osiągnięcie WSO w skali biogeograficznej lub regionalnej.

Przykładem może być podręcznik ustalania priorytetów opracowany dla projektu Life LIFE13 NAT/IT/000371 „SUNLIFE – Strategia dla sieci Natura 2000 w regionie Umbrii”. W dokumencie tym, z jednej strony, istotną rolę przypisuje się wewnętrznym cechom siedliska: priorytetowi siedliska, reprezentatywności/rzadkości siedliska w skali regionalnej, bogactwu zbiorowisk roślinnych (różnorodność fitocenotyczna), liczbie rzeczywistych/potencjalnych gatunków wymienionych w załączniku II-IV, liczbie rzeczywistych/potencjalnych gatunków z czerwonej księgi. Z drugiej strony, podczas ustalenia priorytetów uwzględnia się cechy zewnętrzne, które pomagają podkreślić rzeczywiste ryzyko degradacji, takie jak: presja antropiczna, stan ochrony na poziomie krajowym oraz wewnętrzne ryzyko transformacji (procesy dynamiczne).

Na łątwie rozpatrywane są następujące kryteria ogólne:

- gatunki charakterystyczne dla danego siedliska, w tym gatunki chronione, są narażone na lokalne wyginięcie z powodu pogorszenia jakości siedliska i izolacji; w nadchodzących dziesięcioleciach spodziewane jest zmniejszenie zasięgu ich występowania;
- siedlisko jest jedynym lub prawie jedynym miejscem występowania co najmniej jednego gatunku wymienionego w załączniku II do dyrektywy siedliskowej lub w dyrektywie ptasiej, lub gatunku bardzo rzadkiego (o bardzo niewielu stanowiskach), chronionego na łątwie, ważnego z punktu widzenia migracji, rozmnażania lub innej istotnej części cyklu życia gatunku, lub też jest siedliskiem gatunków chronionych o szybko zmniejszającym się zasięgu występowania.

Jeżeli chodzi o wybór obszarów Natura 2000 o największym znaczeniu dla ochrony typów siedlisk priorytetowych rozważa się następujące kryteria (muszą być spełnione co najmniej cztery):

- dany obszar Natura 2000 składa się ze znaczących obszarów objętych konkretnym siedliskiem lub siedlisko to jest bardzo typowe, o wysokiej reprezentatywności (co najmniej B), co jest ważne dla zapewnienia właściwego stanu ochrony w całym kraju;
- odbudowa tego konkretnego siedliska na tym obszarze jest ważna dla ochrony typu siedliska na poziomie krajowym lub na poziomie borealnego regionu biogeograficznego UE;
- utrata siedliska na tym obszarze Natura 2000 może zmniejszyć zasięg jego występowania;
- na konkretnym obszarze Natura 2000 siedlisko jest zdegradowane, ale możliwe do odbudowy; odbudowa doprowadzi do znacznej poprawy jego stanu lub zwiększy obszar siedliska;
- możliwe jest zapewnienie zrównoważonego zarządzania siedliskiem i korzystnego systemu ochrony;
- szacowane koszty odbudowy siedliska na danym obszarze Natura 2000 są adekwatne do korzyści;

- odbudowa siedlisk na danym obszarze Natura 2000 nie wpływa negatywnie na inne chronione siedliska lub ważne gatunki ani nie powoduje problemów środowiskowych lub społeczno-gospodarczych.

5.7 Główne zainteresowane strony określające i wdrażające środki

Ogólnie rzecz biorąc, szerokie zaangażowanie i partnerstwo odpowiednich zainteresowanych stron uznaje się za konieczne do skutecznego wdrożenia niezbędnych środków ochrony. Wdrażanie podejścia opartego na uczestnictwie, w którym biorą udział następujące zainteresowane strony, uważa się za istotne dla opracowania i wdrożenia środków ochrony:

- rolnicy, właściciele ziemscy, użytkownicy ziemi;
- podmioty zarządzające obszarami, administracje publiczne (krajowe, regionalne, lokalne);
- instytucje i organizacje zajmujące się ochroną przyrody;
- instytucje i organizacje rolnicze;
- doradcy naukowcy i osoby nadzorujące;
- usługi doradcze i pomoc techniczna stanowiące wsparcie dla rolników w trakcie wdrażania podejścia;
- organizacje pozarządowe;
- społeczności lokalne;
- lokalni operatorzy turystyczni i przedsiębiorcy (suche murawy porośnięte kwitnącymi ziołami są często atrakcyjnym elementem krajobrazu, produkty pochodzące od zwierząt wypasanych mogą być wykorzystywane jako produkty lokalne).

5.8 Wyzwania, trudności i możliwe rozwiązania

Istotne wyzwania i trudności związane są z koniecznością rozwoju samowystarczalnej gospodarki na obszarach marginalnych, na których znajduje się siedlisko typu 6210. Powszechnie zachodzące procesy zaprzestania eksploatacji są wynikiem załamania się górskich systemów gospodarczych, które nie są konkurencyjne wobec nowoczesnych, wielkoskalowych systemów produkcyjnych. Podejście mające na celu przeciwdziałanie temu procesowi powinno polegać na rozwoju zrównoważonych systemów produkcji, które mogą zagwarantować utrzymanie miejscowej ludności.

Problemy techniczne mogą również wynikać z potrzeby nadzoru naukowego nad prawidłowym i zrównoważonym wykorzystaniem suchych muraw typu 6210. Systemy te są niezwykle delikatne i mogą doznać poważnych szkód w wyniku ich nadmiernego użytkowania. Właściwe zarządzanie powinno uwzględniać lokalne, ekologiczne, florystyczne i biogeograficzne cechy użytkowanych muraw oraz należy wybierać w jego ramach najbardziej odpowiedni rodzaj i liczbę wypasanych zwierząt (Frattegiani i in., 2017). Wszyscy rolnicy i przedsiębiorstwa produkcyjne powinni być wspierani przez specjalne programy monitorowania, które mogą zagwarantować zarządzanie adaptacyjne.

Poniżej przedstawiono inne możliwe ograniczenia i rozwiązania w zakresie wdrażania środków ochrony:

- przed przywróceniem wypasu należy oczyścić pola z zarośli oraz odtworzyć lub wybudować punkty pobierania wody dla bydła. Rolnicy często nie są w stanie sami

sfinansować tego procesu, zanim nie otrzymają bezpośrednich dopłat do gruntów w ramach WPR, dlatego też środki na odbudowę muszą pochodzić z projektu zewnętrznego, a niekiedy także z pracy;

- w siedlisku typu 6210 poziom minerałów w paszach jest na ogół niski przez cały rok, a bez ich uzupełnienia prawdopodobne jest wystąpienie niedoborów minerałów takich jak fosforu, miedzi, kobaltu i selenu. Dlatego konieczna jest suplementacja poprzez stosowanie lizawek mineralnych, suplementacji koncentratem lub bolusów mineralnych. Fosfor musi być jednak dostarczany zwierzętom gospodarskim w taki sposób, aby zminimalizować wpływ na bogactwo i różnorodność gatunków;
- w przypadku muraw konieczne może być regularne zarządzanie zaroślami i chwastami inwazyjnymi, w tym inwazyjnymi gatunkami obcymi, co jest pracochłonnym zajęciem. Zarządzanie siedliskami wymagającymi małych nakładów pracy zwiększyłoby zdolność rolników do regularnego wykonywania tego zajęcia. Zagwarantuje to również, że grunty nadal będą się kwalifikowały do płatności bezpośrednich w ramach WPR;
- w niektórych miejscach (np. na Wyspach Arańskich w Irlandii) rozdrobniony charakter gospodarstw i niewielki rozmiar działki oznacza, że okres wypasu dla danej działki może być krótki. Należy zapewnić dostęp do tych małych działek, aby umożliwić przemieszczanie bydła, a także ułatwić bydłu poruszanie się w celu utrzymania optymalnego systemu wypasu na rozdrobnionych obszarach gospodarstwa;
- na niektórych obszarach (np. w Polsce) identyfikacja i mapowanie terenowe siedlisk są nadal problematyczne. Nie wszystkie cenne siedliska są dobrze odwzorowane i ocenione, co może powodować problemy z identyfikacją właściciela oraz planowaniem i realizacją działań ochronnych);
- problemy logistyczne i organizacyjne związane z przywróceniem/wprowadzeniem wypasu. W wielu regionach wypas zwierząt gospodarskich nie jest obecnie częścią składową lokalnego systemu rolniczego. W celu wdrożenia wypasu na murawach, wszystkie elementy logistyczne (zwierzęta, stodoły, ogrodzenia, woda, karma zimowa) muszą być szczególnie zorganizowane, co jest trudne, kosztowne i wymaga zasobów ludzkich. W związku z tym w niektórych projektach wypas zastępuje się koszeniem, co nie zawsze jest optymalnym sposobem zarządzania murawami.

5.9 Wnioski i zalecenia

- Cele i priorytety w zakresie ochrony można określić na poziomie regionu biogeograficznego w celu osiągnięcia właściwego stanu ochrony i zajęcia się głównymi zagrożeniami dla siedliska, w tym określenia, w stosownych przypadkach, potrzeb związanych z odbudową w celu poprawy obszaru, struktury i funkcji.
- Cele w zakresie ochrony określone na poziomie regionu biogeograficznego należy przełożyć na bardziej szczegółowe cele na poziomie krajowym, a następnie na poziomie obszaru. W planie działania zaproponowano określenie priorytetowych obszarów i terenów w celu zapewnienia ochrony siedlisk i przyczynienia się do osiągnięcia celów ustalonych na wyższym poziomie (np. biogeograficznym, krajowym) zarówno w ramach sieci Natura 2000, jak i poza nią.
- Cele ochrony na poziomie obszaru powinny określać stan, który typ siedliska musi osiągnąć na danych obszarach, aby zmaksymalizować jego wkład w osiąganie właściwego stanu ochrony na poziomie krajowym, biogeograficznym lub europejskim.

- Ponadto, w zależności od zasięgu tego typu siedliska w sieci Natura 2000, konieczne może być podjęcie działań poza obszarami chronionymi w celu zapewnienia jego długoterminowej ochrony, różnorodności ekologicznej i odpowiedniej łączności w całym jego naturalnym zasięgu, a także w celu ochrony gatunków związanych z tym siedliskiem.
- Utrzymanie tego siedliska w dobrym stanie zależy od ekstensywnego wypasu lub koszenia, w zależności od warunków lokalnych i historycznych praktyk zarządzania. Konieczna może być również kontrola zarośli lub gatunków inwazyjnych.
- Szczegółowa analiza warunków panujących na obszarze pomoże określić najlepsze techniki i metody utrzymania lub odbudowy siedliska oraz pomoże ocenić ich przydatność w danej sytuacji, uwzględniając również dostępne zasoby, aby ocenić zakres, w jakim cele mogą zostać osiągnięte, i przewidzieć ewentualne przeszkody.

- Kluczowe aspekty, które należy uwzględnić podczas planowania ochrony i odbudowy muraw, obejmują kwestie ekologiczne i społeczno-gospodarcze, które determinują możliwości zarządzania i odtworzenia. Odbudowa i zarządzanie powinny być prowadzone zgodnie z indywidualnym planem odbudowy i zarządzania dla danego obszaru.
- W zależności od celów ochrony terenów wymagane być może dostosowanie zarządzania do potrzeb poszczególnych gatunków.
- Odtworzenie muraw może być w niektórych sytuacjach konieczne lub właściwe. Wykonalność tego procesu należy określić przy pomocy odpowiednich ekspertów (ds. gleby, hydrologii, ekologii, roślinności itp.). Plan tworzenia muraw powinien być opracowany w podobny sposób, jak plan odbudowy muraw.
- Istotne wyzwania dotyczące ochrony omawianych muraw są związane z trudnościami w utrzymaniu samowystarczalnej gospodarki na obszarach marginalnych, na których występuje siedlisko typu 6210. Trwa powszechny proces rezygnacji z tradycyjnego sposobu zarządzania murawami. Podejście mające na celu przeciwdziałanie temu procesowi powinno polegać na rozwoju zrównoważonych systemów produkcji, które mogą zagwarantować utrzymanie miejscowej ludności.

6. WIEDZA I MONITOROWANIE

Pogłębienie wiedzy i poprawa metod oceny stanu ochrony, zagrożeń i presji oraz wdrożenie odpowiednich systemów monitorowania również są istotne przy planowaniu ochrony tego typu siedliska. Wskazane byłoby ustanowienie zharmonizowanych metod monitorowania stanu ochrony siedlisk typu 6210 oraz ich zmian w czasie w odpowiednich skalach. Systemy monitorowania powinny uwzględniać dużą zmienność siedlisk typu 6210.

Skuteczność środków zarządzania powinna być również monitorowana i oceniana za pomocą odpowiednich wskaźników, które mogą dostarczyć wyraźnych wskazówek na temat osiągniętych wyników.

6.1 Metody monitorowania siedlisk

Jak już wspomniano w części dotyczącej oceny stanu ochrony, w kilku państwach UE dostępne są lub są obecnie opracowywane i udoskonalane programy i protokoły monitorowania siedlisk.

Zazwyczaj monitoring prowadzony jest w wybranych miejscach i na wybranych działkach lub poprzez monitorowanie transektów, gdzie rejestruje się główne cechy siedliska i stosuje odpowiednie kryteria i progi w odniesieniu do parametrów wykorzystywanych do oceny stanu ochrony (obszar, struktura i funkcje, perspektywy na przyszłość).

Badania monitorujące mogą obejmować pewien procent rozmieszczenia siedlisk, a próba powinna być wystarczająca, aby przedstawić ogólną zmienność siedliska i różne warunki.

Poniżej przedstawiono kilka istotnych przykładów programów i protokołów monitorowania siedlisk dostępnych w państwach UE. Ostatni przegląd rozwoju systemów monitorowania w państwach członkowskich UE można znaleźć w publikacji Ellwanger i in., 2018.

W **Niemczech** Federalna Agencja Ochrony Przyrody, w ścisłej współpracy z agencjami ochrony przyrody krajów związkowych, opracowała zalecenia dotyczące monitorowania i oceny stopnia ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków będących przedmiotem wspólnego zainteresowania na podstawie badań poszczególnych wystąpień, np. obszarów i szczegółowej wiedzy specjalistycznej (BfN i BLAK, 2017). Ocena parametru „struktury i funkcje” siedlisk opiera się na kilku kryteriach (kompletność typowych struktur i składu gatunkowego siedlisk, presje) służących do badania kluczowych cech siedliska. Ocena tych kluczowych cech porównywana jest z ustalonymi progami, które odzwierciedlają stan siedliska.

W przypadku siedliska typu 6210 kryteria „kompletności typowych struktur siedliska” obejmują liczbę i pokrycie charakterystycznych typów struktur (np. terofitów, roślin pionierskich, niskich lub wielowarstwowych muraw, roślinności rozmieszczonej wyspowo na otwartej przestrzeni, mszaków, porostów, termofilnych roślin otaczających lub krzewów), a także pokrywę ziół (z wyłączeniem wskaźników zakłóceń). Pokrycie mierzy się w procentach. Aby uzyskać ocenę doskonałą (A), pokrycie typowych struktur siedliskowych musi na przykład wynosić co najmniej 75%. Jeśli pokrycie typowych struktur siedliskowych spadnie poniżej 50%, struktury te są średnio lub częściowo zdegradowane (C). Oceny kompletności typowego składu gatunkowego dokonują eksperci na podstawie krajowego

wykazu referencyjnego charakterystycznych gatunków roślin, który może być dostosowany na szczeblu regionalnym.

Kryteria „presje” dzielą się na podkryteria obejmujące wskaźniki zakłóceń (np. wskaźniki eutrofizacji lub ugorów, neofity), bezpośrednie szkody w roślinności (pokrycie; w tym przyczyna szkód, np. spowodowane deptaniem), pokrycie krzewami z powodu braku zarządzania, pokrycie ponownego zalesiania/sadzonych drzew, deficyty w zarządzaniu i inne presje na siedlisko typu 6210. Pokrycie mierzy się w procentach, np. pokrycie wskaźników niepokojenia wynoszące 5% lub mniej oraz brak występowania inwazyjnych neofitów prowadzi do oceny „brak wpływu lub niski wpływ presji” (A), ponad 25% do oceny „wysoki wpływ presji” (C). Oceny deficytów w zarządzaniu i innych presji dokonują eksperci.

W **irlandzkim badaniu półnaturalnych muraw** ustanowiono metody monitorowania siedlisk w Irlandii²¹, w tym kryteria oceny siedlisk dotyczące typu 6210 (O'Neill i in., 2013). W latach 2015–2017 przeprowadzono nowe badanie monitorujące murawy siedliska typu 6210 (Martin i in., 2018). Badaniem objęto 55 obszarów, na których występuje typ 6210/*6210, 237,83 ha siedliska, co stanowi 17% z 1416 ha siedliska, które jest obecnie zarejestrowane, ze szczególnym uwzględnieniem obszarów najlepszej jakości. W ramach badania monitorującego murawy w każdym miejscu oceniono obszar, strukturę i funkcje oraz perspektywy na przyszłość.

Obszar oceniano, badając obecny zasięg siedliska i porównując go z mapą przedstawioną w poprzednich badaniach lub porównując obszary na różnych seriach zdjęć lotniczych i satelitarnych (Martin i in., 2018). Utraty obszaru wyraża się jako stratę procentową w skali rocznej w określonym okresie.

Strukturę i funkcje oceniano za pomocą kilku kryteriów, które umożliwiają badanie kluczowych cech siedliska w porównaniu z ustalonymi wartościami odniesienia lub progami, które odzwierciedlają stan siedliska w korzystnych warunkach (Martin i in., 2018). Kryteria bada się i ocenia na działkach o stałej wielkości wyznaczonych w terenie za pomocą taśmy mierniczej lub kwadratowej ramy.

Kryteria dotyczące struktury i funkcji stworzono w oparciu o krajowy zbiór danych, aby zapewnić ekologom wskazówki dotyczące uznawania i oceny siedlisk typu 6210 w Irlandii (Martin i in., 2018). Podczas badania monitorującego murawy kryteria te rozpatrzono ponownie dla poszczególnych obszarów i zmodyfikowano, aby zapewnić ich odpowiedniość do oceny różnic lokalnych. W przypadku terenów wyżynnych na siedliskach typu 6210/*6210, które często mogą być bogate w mszaki, jako wskaźniki pozytywne uwzględniono mszaki *Ditrichum gracile*, *Hypnum lacunosum*, *Scapania aspera* i *Tortella tortuosa*.

Perspektywy na przyszłość oceniono, badając obecne presje, przyszłe zagrożenia i korzystne praktyki gospodarowania stosowane na siedlisku oraz przyszłą oczekiwaną tendencję dotyczącą obszaru, struktury i funkcji.

21

<https://www.npws.ie/sites/default/files/publications/pdf/IWM%20102%20Annex%201%20Grasslands.pdf>
<http://www.botanicalenvironmental.com/projects/habitat-studies/national-baseline-surveys/irish-semi-natural-grasslands-survey/>

Metodę monitorowania z irlandzkiego badania półnaturalnych muraw zastosowano również w 2014 r. w badaniu 25 bogatych w storczyki obszarów muraw na podłożach wapiennych (*6210) (Curtis i Wilson, 2014, na które powołano się w Martin i in., 2018).

We **włoskim podręczniku monitorowania siedlisk** (Angelini i in., 2016; Gigante i in., 2016a, 2016b) określono szczegółowe standardowe protokoły monitorowania dla każdego wymienionego w załączniku I typu siedliska przyrodniczego występującego we Włoszech, w tym dla siedliska typu 6210.

Parametr obszaru definiuje się jako rzeczywistą powierzchnię zajmowaną przez siedlisko (Gigante i in., 2016c). Zaleca się odwzorowanie kartograficzne w skali 1:10 000. Siedlisko należy mapować co 6 lat, wykorzystując fotointerpretację połączoną z badaniami terenowymi. Następnie można przeanalizować SO oparty na obszarze, porównując odwzorowania kartograficzne z różnych okresów (analiza diachroniczną) i określając ilościowo zmiany i tendencje. Ponadto zaleca się, aby w ramach analizy wskaźników krajobrazowych (takich jak całkowita powierzchnia, rozdrobnienie, powierzchnia płatów, odległość między płatami itp.) wskazać przydatne informacje szczegółowe dotyczące SO.

Parametry „struktura” i „funkcja” określa się w odniesieniu do głównych cech zbiorowisk roślinnych tworzących siedlisko: pełen wykaz gatunków, całkowite pokrycie, występowanie/pokrycie gatunków dominujących, występowanie/pokrycie gatunków typowych, występowanie/pokrycie gatunków storczyków, występowanie/pokrycie gatunków stanowiących wskaźnik niepokojenia, występowanie/pokrycie gatunków obcych, występowanie/pokrycie gatunków stanowiących wskaźnik dynamiki. Dane te należy zbierać co 6 lat ze stałych działek (16 m²). Liczba działek, z których pobiera się próbki, powinna być proporcjonalna do ogólnego i lokalnego obszaru siedliska oraz do jego ogólnej/lokalnej zmienności. Optymalnym okresem pobierania próbek, zarówno w przypadku obszarów apenińskich, jak i alpejskich, jest maj-czerwiec (lipiec) w rejonach pagórkowatych, czerwiec-lipiec-sierpień w rejonach górskich.

SO oparty na strukturze i funkcji można następnie przeanalizować za pomocą diachronicznej analizy wartości przyjętych przez te wskaźniki. Tendencje w zakresie występowania/pokrycia gatunków obcych, gatunków stanowiących wskaźnik dynamiki, gatunków stanowiących wskaźnik zakłóceń, gatunków dominujących/typowych i gatunków storczyków mogą dostarczyć rzetelnych wskazówek na temat SO monitorowanego siedliska.

W skali kraju nie można podać a priori kompletnego zestawu typowych gatunków ze względu na ogromne bogactwo florystyczne tego siedliska i jego ogromną różnorodność lokalną. Z tego powodu, oprócz typowych gatunków odnotowanych już w krajowych i europejskich podręcznikach (KE, 2013), zadanie wskazania gatunków docelowych powierzono władzom regionalnym. W niektórych doświadczeniach regionalnych przedstawiono gatunki dominujące pełniące na poziomie regionalnym rolę dominującą/diagnostyczną (np. w podręczniku monitorowania opracowanym w ramach projektu „SUNLIFE” (LIFE13 NAT/IT/000371), w którym wskazano *Bromus erectus*, *Brachypodium rupestre* i *Stipa dasyvaginata* subsp. *apenninicola*).

Ponadto istnieją wskazania do uwzględnienia działalności człowieka, w szczególności do rejestrowania i ilościowego określania bieżącej działalności w zakresie wypasu lub koszenia, jak również innych parametrów o znaczeniu biologicznym, takich jak obecność owadów i ptaków.

We Francji opracowano metodę monitorowania stanu ochrony siedlisk rolno-pasterskich na obszarach Natura 2000 (Maciejewski *i in.*, 2013).

Do testowania identyfikacji i monitorowania siedlisk wykorzystuje się obrazy satelitarne. Na przykład testy monitorowania siedlisk pod kątem lokalizacji, klasyfikacji i dynamiki czasoprzestrzennej na Słowacji przeprowadza się w oparciu o nowatorskie metody filtrowania, segmentacji i śledzenia danych z radaru z syntetyczną aperturą Sentinel-1, danych z obrazowania wielospektralnego Sentinel-2 i ich połączenia. Oprogramowanie do przetwarzania obrazu pozwoli na dokładną lokalizację obszarów siedlisk Natura 2000 w statycznych i dynamicznych danych z obserwacji Ziemi z dokładnością do rozdzielczości pikseli. Ponadto dzięki opracowanemu oprogramowaniu możliwe będzie ciągłe monitorowanie dynamiki siedlisk z możliwością alarmowania w przypadku nagłych zmian stanu lub rozdrobnienia obszarów chronionych Natura 2000.

6.2 Kryteria wyboru monitorowanych miejsc/lokalizacji

Działki służące do monitorowania powinny właściwie odzwierciedlać regionalne rozmieszczenie siedliska i jego zmienność. Próbkę należy pobierać zarówno na obszarach Natura 2000, jak i poza nimi.

Liczba działek, z których pobiera się próbki, powinna obejmować całą różnorodność siedliska (z uwzględnieniem wszystkich możliwych podtypów) i być wystarczająca, aby uzyskać statystycznie poprawny wynik.

Dane uzyskane z miejsc monitorowania powinny umożliwiać wskazanie statystycznie istotnych tendencji w zakresie stanu ochrony, jak również kluczowych parametrów biologicznych i strukturalnych. Na działkach, z których pobiera się próbki, powinny znajdować się zarówno skupiska o dobrym, jak i złym stanie ochrony.

Wykorzystanie zdjęć aerofotogrametrycznych i badań kartograficznych jest z pewnością przydatne, aby uzyskać pierwszy przegląd obszarów, na których konieczne jest przeprowadzenie badań. Mimo że podstawowym punktem wyjścia jest sieć stałych działek, później potrzebne mogą być dodatkowe punkty w zależności od rzeczywistego rozwoju siedliska.

W każdym okresie sprawozdawczym w odniesieniu do typu 6210 należy monitorować minimalny procent obszaru kraju. Część obszarów można by wybierać, stosując losowanie warstwowe, a część z miejsc „ważnych w skali kraju”. Monitorowanie może czasami w zbyt dużym stopniu dotyczyć dużych, dobrze zbadanych obszarów, więc w przypadku obszarów typu 6210 prawdopodobnie można zastosować odcięcie 10 ha, a jeśli powierzchnia obszarów wybranych do monitorowania przekracza 10 ha, wówczas obszar należy podzielić na części o powierzchni ~ 10 ha i wybrać jeden obszar.

Liczba działek, na których pobierane są próbki, może być skalowana na poziomie regionalnym w danym państwie. Może to nadać odpowiednie znaczenie znacznej dywersyfikacji siedliska w danym państwie. Może to być również odpowiedni sposób na podział odpowiedzialności za monitorowanie między wszystkie zaangażowane organy administracji.

W skutecznym projekcie pobierania próbek należy uwzględnić wszystkie te aspekty i z tego powodu bardzo trudno jest określić go w skali krajowej w państwach o bardzo dużej

powierzchni i wysokiej różnorodności tego typu siedliska, takich jak Włochy. W takich przypadkach może być wskazane, aby niektóre kryteria ustalano w skali krajowej, a następnie stosowano na poziomie regionalnym w oparciu o szczegółową wiedzę na temat terytorium, zarówno wewnątrz obszarów Natura 2000, jak i poza nimi.

Na Litwie system monitorowania ustanowiono na podstawie wyników inwentaryzacji siedlisk (2014). Przy wyborze stanowisk stałego monitorowania uwzględnia się następujące główne kryteria:

- monitorowanie siedlisk o znaczeniu wspólnotowym (zasięg i powierzchnia) odbywa się na 64 kwadratach monitorowania, co stanowi 10,27% ogólnej liczby kwadratów w państwie;
- próbki każdego typu siedliska powinny stanowić co najmniej 10% wszystkich zinwentaryzowanych wielokątów siedlisk w państwie (w przypadku siedliska typu 6210 wybrane wielokąty monitorowania stanowią 15,43% wszystkich zinwentaryzowanych wielokątów); oraz
- udział kwadratów monitorowania na obszarach chronionych i niechronionych wynosi odpowiednio 27,26% i 72,74%.

Obserwacje na każdym kwadracie monitorowania/stałym obszarze monitorowania przeprowadza się co najmniej dwa razy w ciągu okresu sprawozdawczego.

Na Słowacji miejsca stałego monitorowania siedlisk wybrano w procesie warstwowej selekcji w systemie informacji geograficznej na podstawie następujących kryteriów (Šefferová i in. 2015):

- wielkość obszaru (0,5–70 ha);
- docelowa dominacja siedlisk w obrębie miejsc stałego monitorowania w przypadku zespołów siedlisk;
- propozycja i ocena miejsc stałego monitorowania niezależnie w każdym bioregionie biogeograficznym (alpejskim, panońskim);
- zasięg geograficzny – rozmieszczenie miejsc stałego monitorowania na całym obszarze siedlisk w celu uniknięcia dużych luk i ich skupienia w jednym miejscu;
- uwzględnianie zróżnicowanej jakości, aby w dużej mierze uwzględnić reprezentatywność, tj. włączyć do sieci miejsc stałego monitorowania lokalizacje charakteryzujące się wysoką jakością, jak również miejsca zdegradowane.

W 2015 r. wykorzystano 286 miejsc stałego monitorowania siedliska typu 6210. Siedlisko znajduje się głównie w alpejskim regionie biogeograficznym, chociaż kilka miejsc znajduje się również na południu Słowacji w regionie panońskim. W siedlisku o znaczeniu priorytetowym 6210* znajdowało się 81 miejsc stałego monitorowania.

Ocena stanu ochrony przy użyciu prostych wskaźników – przykład z Danii

Stan ochrony muraw typu 6210, jak również innych typów siedlisk można ocenić, wykorzystując dane zebrane podczas standardowej, powtarzalnej procedury mapowania. Metoda ta jest przydatna do oceny stanu ochrony dla pojedynczych wystąpień, jak również na poziomie dowolnego obszaru (obszar Natura 2000, państwo, obszar biogeograficzny lub cała UE). Metoda ta przydaje się również do rejestrowania zmian stanu na przestrzeni czasu.

Stan ochrony ocenia się na podstawie punktów przyznanych wskaźnikom ważonym dotyczącym struktury (wskaźnik strukturalny) oraz punktów ważonych odnoszących się do gatunków roślin występujących w promieniu 5 m na obszarze o jednorodnej roślinności charakterystycznej dla typu siedliska (wskaźnik gatunkowy).

W przypadku typu 6210 bierze się pod uwagę następujące wskaźniki strukturalne: 1) struktura roślinności, 2) hydrologia (nie dotyczy typu 6210), 3) zarządzanie, 4) zagrożenia/presje oraz 5) specyficzne struktury charakterystyczne dla każdego typu siedliska.

Każdemu gatunkowi roślin przypisano wartość od -1 do 6. Wartość ujemną przyznaje się gatunkom problematycznym lub inwazyjnym, 0 – gatunkom zawleczonym/rolniczym, a pozostałym roślinom 1–6, przy czym wyższe wartości przyznaje się gatunkom wrażliwym/rzadkim spotykanym tylko na najlepszych stanowiskach florystycznych.

Liczby dotyczące każdego wskaźnika lub gatunku roślin podstawia się do wzoru, który daje wartość między 0 a 1. Wartości wskaźników zostały skalibrowane: 0–0,2 = zły stan ochrony, 0,2–0,4 = niewystarczający stan ochrony, 0,4–0,6 = umiarkowany stan ochrony, 0,6–0,8 = dobry stan ochrony oraz 0,8–1,0 = wysoki stan ochrony.

W Danii wszystkie wystąpienia typów siedlisk na obszarach Natura 2000 mapuje się co 6 lat. W planach zarządzania tymi obszarami proponuje się, aby co najmniej 75% mapowanych wystąpień miało dobry lub doskonały stan ochrony. Celem zarządzania obszarami jest zatem zapewnienie dobrego lub wysokiego stanu ochrony oraz poprawa stanu ochrony obszarów, który oceniono jako zły, niewystarczający lub umiarkowany poprzez podjęcie niezbędnych działań.

6.3 Wnioski i zalecenia

Pogłębienie wiedzy i poprawa metod oceny stanu ochrony, zagrożeń i presji oraz wdrożenie odpowiednich systemów monitorowania ma ogromne znaczenie dla planowania ochrony tego typu siedliska.

Ogólne definicje parametrów wykorzystywanych do oceny stanu ochrony (obszar, struktura i funkcja) pozostawiają każdemu państwu szeroki zakres interpretacji i bardzo utrudniają poważną kontrolę tendencji i procesów w skali UE.

Na szczeblu UE można by uzgodnić zharmonizowane standardowe kryteria i procedury monitorowania siedlisk. Można utworzyć grupę ekspertów w celu opracowania odpowiednich norm monitorowania tego typu siedliska (zmienne, parametry, kryteria, progi). Należy opracować wspólną metodykę na podstawie dowodów naukowych, dostosowując zmienne, parametry, kryteria i progi w zależności od regionu biogeograficznego.

Progi, tak jak właściwe wartości odniesienia, stanowią wyzwanie, ponieważ nie zawsze istnieją wyraźne odniesienia, za których pomocą można ustalić idealne połączenie cech określających „właściwy” stan. Związane z tym zmienne i procesy są niezwykle zróżnicowane.

Ponieważ typ 6210 jest siedliskiem drugorzędym, które może być zastąpione innymi typami siedlisk wymienionymi w załączniku I (lub samo je zastępować), idealne określenie

ilościowe jego optymalnego rozmieszczenia jest raczej arbitralne i może zależeć głównie od równowagi globalnej i możliwości strategicznych.

Protokoły metodyczne oparte na standardowych narzędziach i nauce o roślinności (wykaz roślin, wykaz gatunków i wartości pokrycia oraz mapowanie roślinności) przyczyniłyby się do uzyskania znacznej ilości danych czasowych i georeferencyjnych, które mogłyby być odpowiednio przetwarzane na poziomie krajowym i europejskim. Istnienie już przygotowanych narzędzi do przechowywania, pobierania i przetwarzania dużych zbiorów danych pokazuje, że jest to możliwe i pożądane²².

Proponuje się wprowadzenie następujących celów:

➤ Poprawa systemów monitorowania tego typu siedliska.

Uznaje się, że konieczne jest ustanowienie co najmniej na poziomie biogeograficznym zharmonizowanych metod monitorowania stanu ochrony siedliska typu 6210 oraz jego zmian w czasie. Systemy monitorowania powinny uwzględniać dużą zmienność siedlisk typu 6210.

➤ Określenie i przygotowanie zharmonizowanych metod oceny stanu ochrony.

Metody oceny poszczególnych parametrów (zasięg, obszar, struktura i funkcja, tendencje i perspektywy na przyszłość) powinny umożliwiać porównanie ocen stanu ochrony co najmniej pomiędzy państwami należącymi do tego samego regionu biogeograficznego. Harmonizacja może wymagać współpracy międzynarodowej i porównania metod wykorzystywanych w różnych państwach. W metodach należy również uwzględniać poszczególne warunki i cechy występujące w przypadku omawianego siedliska.

Określenie obszarów odniesienia dla siedliska w poszczególnych państwach członkowskich/regionach biogeograficznych mogłoby pomóc w harmonizacji oceny stanu ochrony i monitorowania siedliska. Przy wyborze tych obszarów należy uwzględniać zmienność ekologiczną siedliska w całym jego naturalnym zasięgu. Najlepiej byłoby, gdyby dla każdego regionu biogeograficznego istniały lokalizacje odniesienia z siedliskiem w optymalnych warunkach ekologicznych.

➤ Przygotowanie odpowiednich metod w celu określenia korzystnych wartości odniesienia.

Niektóre państwa pracują obecnie nad metodami określania właściwych wartości odniesienia dla unijnych typów siedlisk, w tym muraw. Metody te należy porównać i zharmonizować, tak aby wszystkie państwa mogły stosować podobne podejścia do określania właściwych wartości odniesienia dla tego typu siedliska.

➤ Przygotowanie standardowych metod identyfikacji i kwantyfikacji zagrożeń i presji

Ogólnie rzecz biorąc, na szczeblu krajowym nie ma standardowych procedur i metod określania i oceny głównych zagrożeń i presji dla siedliska typu 6210. Niektóre państwa przygotowują obecnie standardowe metody oceny zagrożeń i presji dla siedlisk i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (np. Hiszpania). Dostępne metody powinny być porównywane i analizowane w celu uzgodnienia wspólnych norm oceny zagrożeń i presji dla tego typu siedliska.

²² Zob. np. EVA – <http://euroveg.org/eva-database-obtaining-data> lub VegItaly – <http://www.vegitaly.it/>

➤ Poszerzenie wiedzy o rozdrobnieniu siedliska

Nie ma odpowiedniej wiedzy na temat rozdrobnienia tego typu siedliska. Luka ta powinna zostać wypełniona, aby umożliwić zaprojektowanie i wdrożenie w razie potrzeby odpowiednich środków na rzecz ulepszenia łączności siedliska.

➤ Doradza się uzupełnianie monitorowania skoncentrowanego na roślinności monitorowaniem także różnorodności biologicznej zwierząt (w szczególności bezkręgowców typowych dla muraw).

6.4 Monitorowanie skuteczności planu działania i środków ochrony

Aby ocenić zasadność i skuteczność środków zarządzania, wystarczy przeprowadzenie poważnego, nadzorowanego naukowo monitorowania siedliska poprzez zastosowanie standardowych protokołów naukowych. Monitorowanie siedliska powinno dostarczyć wyraźnych wskazówek co do wyników zarządzania (skuteczność, nieskuteczność, szkody).

Niektóre możliwe wskaźniki służące do oceny skuteczności środków zarządzania mogłyby obejmować następujące elementy:

- obszar siedliska o właściwym stanie ochrony;
- zróżnicowanie obszaru objętego siedliskiem, ogólnie i w wybranych miejscach;
- zwiększenie powierzchni zarządzanych obszarów, zwiększenie lub utrzymanie korzystnego stanu zarządzanych obszarów, poprawa stanu typowych gatunków, regresja gatunków niepożądanych (np. zbyt duża liczba krzewów lub gatunków okrywowych, gatunki nitrofilne itp.);
- różnorodność gatunków typowych dla siedliska, gatunków zagrożonych lub rzadkich, występowanie gatunków problematycznych;
- skład gatunkowy roślin. Duża różnorodność gatunków rodzimych. Struktura roślinności, gatunki wskaźnikowe (zarówno pozytywne, jak i negatywne oraz z różnych grup organizmów, w tym z fauny i flory glebowej), gatunki osłonowe;
- skład gatunkowy zwierząt. Duża różnorodność gatunków rodzimych. struktura funkcjonalna grup, usług ekosystemowych i reprezentowanie typowego składu gatunkowego we wszystkich głównych grupach taksonomicznych, zwłaszcza dobrze reprezentowanych bezkręgowców w dobrym stanie;
- różnorodność biologiczna związana z murawami (występowanie i stan typowych roślin i gatunków bezkręgowców);
- kluczowe parametry procesów sukcesyjnych (pokrycie i wysokość zarośli). wkraczanie zarośli;
- powierzchnia objęta odpowiednim zarządzaniem;
- koszty wynikające z wprowadzenia środków i koszty finansowania.

6.5 Przegląd planu działania

Właściwe wydaje się dokonywanie przeglądu i dostosowywanie planu działania co dwanaście lat, tak aby obejmował on dwa cykle sprawozdawcze (zgodnie z art. 17 dyrektywy siedliskowej), biorąc pod uwagę powolny czas reakcji siedlisk na zmiany.

Realizacja działań mogłaby podlegać jednak przeglądom co sześć lat w celu zweryfikowania wdrożonych działań i wyników pośrednich, wykrycia ewentualnych luk, trudności i ograniczeń, które należałoby wyeliminować.

7. KOSZTY, FINANSOWANIE I NARZĘDZIA WSPARCIA

7.1 Koszt środków ochrony

Koszty zarządzania i odbudowy są dość zróżnicowane w zależności od warunków środowiskowych (np. topografii) i stanu siedliska (np. wkraczanie zarośli, stopień pogorszenia). Ocena kosztów jest jednym z najważniejszych kroków w przygotowaniu planów zarządzania murawami i należy uwzględnić w niej pewne kluczowe zasady.

7.1.1 Ocena kosztów

Ocena kosztów jest jednym z najważniejszych kroków w przygotowaniu planów zarządzania murawami. Koszty zmieniają się z czasem i rzadko można je uogólnić w odniesieniu do konkretnych rodzajów pracy lub zestawu działań niezbędnych do poprawy stanu siedliska. Koszty podobnych prac mogą się znacznie różnić – w zależności od położenia geograficznego, złożoności prac, dostępności pracowników i specjalnego sprzętu, a także innych czynników. Niniejsze wytyczne są przeznaczone do stosowania przez dłuższy okres, dlatego nie podaje się w nich dokładnych kosztów.

Koszty należy oceniać osobno w odniesieniu do każdego działania lub całej pracy wykonanej w określonym miejscu i czasie.

Organy opracowujące plany ochrony przyrody i duże projekty (np. LIFE) w celu oszacowania kosztu działań w zakresie zarządzania siedliskiem i jego odbudowy na okres 2–5 lat na dużym terenie lub na kilku obszarach Natura 2000 powinny stosować następujące zasady.

Na małych obszarach (do 1 ha), jak również w przypadkach, gdy zarządzanie jest regularne lub znane są pewne parametry (na przykład coroczne koszenie, wypas, kopanie lub wypełnianie rowów o konkretnym rozmiarze), koszt można zasadniczo zrównać z pracami wykonanymi w innym miejscu lub można przeprowadzić rozmowy z potencjalnymi pracownikami i uzgodnić całkowity koszt wszystkich prac.

Kluczowe zasady określania rozsądnych kosztów planowanych działań (Jättnieks i Priede, 2017).

- Po ocenie obszaru przeznaczonego do zarządzania należy wybrać najodpowiedniejsze działania, metody i środki techniczne. Należy skonsultować się z ekspertem ds. ochrony gatunków i siedliska w celu zapewnienia, aby właściwie wybrać działania w zakresie zarządzania siedliskiem i jego odbudowy.
- Zaleca się podział prac na części z uwzględnieniem terminu i rodzaju prac. Na przykład poprzez określenie wyceny każdej z prac (w tym prac ręcznych i wykorzystania konkretnego sprzętu) oddzielnie i zsumowanie ich, aby uzyskać bardziej obiektywną ocenę. Koszty i wydajność prac często zależą od pory roku, na przykład ponowne nawadnianie terenów podmokłych powinno być przeprowadzane w porze suchej, w przeciwnym razie koszty mogą wzrosnąć w sposób nieprzewidywalny, ale cel może pozostać niezrealizowany lub jakość może być niska.
- Należy obliczać koszty bezpośrednio w odpowiednich jednostkach: osobogodzinach, osobodniach, koszcie sprzętu na godzinę, koszcie materiałów na obszar lub objętość,

w zależności od prac (m³, km, kg, tona). Należy ocenić i zsumować liczbę jednostek wymaganych dla wszystkich prac. Z doświadczenia wynika, że błędy w tych obliczeniach są powszechne. W związku z tym zawsze zaleca się wykorzystanie zarówno dostępnych informacji na temat podobnych, już zrealizowanych prac (takich jak sprawozdania z projektów, konkretne opracowania), jak i doświadczenia instytucji (agencji ochrony przyrody, służby ds. wsparcia obszarów wiejskich, organizacji gminnych i pozarządowych). Jeśli zestaw planowanych działań składa się z różnych niewykonywanych wcześniej prac lub ich wycena nie jest dostępna, można przeprowadzić badanie z udziałem co najmniej trzech potencjalnych wykonawców. W takim przypadku wynik można uzyskać szybciej, jednak zwiększa się ryzyko, że w trakcie prac mogą się pojawić nieprzewidziane koszty, które mogą skomplikować realizację celu.

- Należy ocenić pośrednie koszty przygotowawcze prac w zakresie zarządzania siedliskiem i jego odbudowy – badań terenowych, wiedzy fachowej, przepisów technicznych, pozwoleń i umów przewidzianych w aktach prawnych. Obejmuje to czas pracy, transport i koszty administracyjne, które są często nieodpowiednio oceniane. W złożonych projektach prac należy zaplanować czas i środki potrzebne do informowania społeczeństwa i wyjaśnienia niezbędnych kroków.
- Należy uwzględnić regionalne różnice kosztów i dostępność wykonawców w odległości do 30 km od planowanego obszaru działania. Koszty mogą wzrosnąć w znacznym stopniu, jeśli wykonawcy lub sprzęt muszą być sprowadzani z dalszej odległości. Z tego powodu konkretne działania, które wymagają specjalnego sprzętu lub umiejętności (np. usunięcie warstwy wierzchniej gleby) zawsze będą droższe niż działania proste (koszenie, ścinka krzewów, rozdrabnianie warstwy wierzchniej gleby).
- Należy powierzyć ocenę kosztów profesjonalistom – kierownikom, specjalistom ds. zarządzania, praktykom, przedsiębiorcom – i zaplanować tę pracę oraz odpowiednie finansowanie.
- Należy uwzględnić potencjalny dochód związany z odbudową siedliska i zarządzaniem nim w planowaniu finansowym – drewno, ścięta trawa, usunięta warstwa wierzchnia gleby i inne materiały. W idealnej sytuacji można je wykorzystać – przynajmniej częściowo – na miejscu (na przykład do budowy tam przy ponownym nawadnianiu) lub usunąć z danego obszaru i wykorzystać gdzie indziej (na przykład zrębki lub drewno, trzciny na pokrycia dachowe, biomasa na paszę dla zwierząt, do kogeneracji lub jako materiał zawierający nasiona gatunków docelowych do wprowadzania gatunków gdzie indziej); torf – do kompostowania lub ogrodnictwa. W praktyce materiały te rzadko znajdują jednak praktyczne zastosowanie, jeśli ich ilości są małe, a miejsca wydobycia są rozproszone na szerokim i trudno dostępnym obszarze. W związku z tym należy stwierdzić, że wykorzystanie „produktów ubocznych” odbudowy siedliska może nie zawsze być korzystne pod względem ekonomicznym.

Koszty i płatności w ramach wsparcia w różnych państwach członkowskich

Koszty środków zarządzania siedliskiem typu 6210 są dostępne w przypadku kilku państw i wykazują znaczne zróżnicowanie w zależności od warunków panujących na obszarze i rodzaju działalności. Poniżej przedstawiono kilka przykładów.

W Niemczech zgłoszone koszty wypasu i zapobiegania wzrostowi zarośli i drzew przez rolników wynoszą 450 EUR/ha, ale koszty odbudowy muraw mogą wynosić 3000–8000 EUR/ha.

Koszty zapewniania odpowiedniego wypasu w Polsce wahają się od 300 do 3000 EUR/ha/rok. Niższa kwota to koszt zachęty, jeżeli właściciel gruntu posiada wymagane zwierzęta gospodarskie; wyższy koszt odpowiada cenie rynkowej zakontraktowania pełnej usługi wypasu (z uwzględnieniem wynajmu zwierząt i całego niezbędnego sprzętu).

W Luksemburgu koszt kontraktów w zakresie zarządzania bioróżnorodnością dotyczących koszenia omawianego siedliska wynosi 420 EUR/ha.

Koszty zarządzania oceniono w programie rozwoju obszarów wiejskich 2014–2020 dla Łotwy w odniesieniu do obliczania stawek wsparcia dla środka ochrony środowiska „Zarządzanie bioróżnorodnością na murawach”. W przypadku siedliska typu 6210 obliczone koszty zarządzania wynosiły 86 EUR/ha (koszenie raz na rok i zbieranie siana; nie uwzględniono żadnych innych kosztów). Obliczona stawka wsparcia wynosiła 206 EUR/ha (wsparcie obejmuje utracone dochody).

W Estonii system wsparcia dotyczący koszenia lub wypasu w odniesieniu do typu 6210 przynosi 85–250 EUR/ha rocznie, w zależności od systemu zarządzania (stosowane jedynie na obszarach chronionych).

W Węgrzech koszenie (jeśli jest fizycznie możliwe i akceptowalne jako metoda zarządzania) kosztuje około 100 EUR/ha/rok.

Koszt odbudowy murawy jest ogólnie wyższy niż koszt działań na rzecz jej utrzymania.

Koszt usunięcia/zwalczania krzewów zgłoszony w przypadku Polski wynosi 2000–3000 EUR/ha. Oprócz tego przez 5 kolejnych lat może być konieczne usuwanie kielków, które kosztuje około 1000 EUR/ha/rok.

Zwalczanie inwazyjnych gatunków obcych na Węgrzech może kosztować 800–2000 EUR/ha.

Na Łotwie koszt odbudowy tego typu siedliska, gdy jest ono przerośnięte krzewami, w skomplikowanej topografii i z potrzebą przeprowadzenia wielu prac ręcznych (tussock, gęsta warstwa ściółki) wynosi około 3200 ERU/ha w okresie 3 lat (Jätņieks, Priede, 2017).

W estońskim systemie wsparcia na rzecz odbudowy typu 6210 płaci się do 590 EUR/ha, w zależności od gęstości warstwy krzewów i drzew, przy czym ma to zastosowanie jedynie na obszarach chronionych.

W przypadku Litwy z niektórych planów zarządzania przyrodą wynika, że odtworzenie i utrzymanie dobrego stanu ochrony może kosztować od 400 do 8500 EUR/ha siedliska typu 6210 w okresie 3–5 lat. W dużym stopniu zależy to od początkowego stanu siedliska, jego rozmiaru i położenia geograficznego.

7.2 Potencjalne źródła finansowania

Wspólna polityka rolna jest najważniejszym źródłem finansowania dla zarządzania ochroną i utrzymania omawianych muraw.

Innymi często wykorzystywanymi źródłami finansowania unijnego są program LIFE i Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego oraz projekty w ramach Europejskiej współpracy terytorialnej (INTERREG).

Głównymi funduszami wykorzystywanymi do odbudowy, zarządzania ochroną i monitorowania siedlisk oraz do podnoszenia świadomości społecznej są fundusze krajowe i finansowanie unijne w ramach wspólnej polityki rolnej, zwłaszcza programy rozwoju obszarów wiejskich, program LIFE i Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego, w tym projekty w ramach Europejskiej współpracy terytorialnej (INTERREG).

7.2.1 Finansowanie w ramach wspólnej polityki rolnej

W celu zapewnienia ochrony półnaturalnych muraw konieczne jest regularne koszenie lub wypasanie. W związku z tym ochrona omawianych siedlisk i zarządzanie nimi są finansowane głównie w kontekście wspólnej polityki rolnej. Do wspierania zarządzania murawami przydatny jest zarówno I filar (płatności bezpośrednie w celu utrzymania działalności rolniczej i ochrony stałych pastwisk), jak i II filar (rozwój obszarów wiejskich). Programy rozwoju obszarów wiejskich (współfinansowane w ramach Europejskiego Funduszu Rolnego na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich i przez państwa członkowskie) są szczególnie ważnym źródłem finansowania na rzecz zarządzania murawami pod kątem różnorodności biologicznej w większości państw UE, poprzez środki rolnośrodowiskowe, szkolenia rolników w zakresie wdrażania środków, inwestycje w odtwarzanie itp.

Istnieją jednak dowody na to, że obecne wsparcie w ramach WPR na rzecz wapiennych muraw nie jest wystarczające do zapewnienia odpowiedniej odbudowy i zarządzania oraz zapobiegania porzucaniu lub intensyfikacji. Potrzebne są dalsze starania, aby zachęcać do stosowania środków rolnośrodowiskowych i innych systemów wsparcia w ramach WPR w celu promowania ochrony siedlisk muraw będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty.

Środki rolnośrodowiskowe

Środki rolnośrodowiskowe stosuje się do promowania zarządzania ochroną wartościowych muraw w UE. Niektóre interesujące doświadczenia zostały wdrożone z powodzeniem, ale wykorzystanie umów rolnośrodowiskowych jest w wielu regionach nadal zbyt niskie. Wyższe płatności oraz, w niektórych przypadkach, uproszczenie zasad dla rolników zarządzających siedliskami są konieczne, aby promować i wzmacniać wykorzystanie środków rolnośrodowiskowych na ekstensywnie zarządzanych murawach. Ważne jest również zapewnienie, aby finansowanie było dostępne dla inwestycji w działania na rzecz odbudowy, na przykład na odbudowę ogrodzenia lub innych granic pól, dostawę wody i bramy potrzebne do ponownego wprowadzenia systemów wypasu oraz na okresowe usuwanie zarośli.

Szczególnie istotnym podejściem jest wdrożenie **systemów opartych na wynikach**, które umożliwiają zarówno skupienie się na osiągnięciu pozytywnych wyników w zakresie ochrony różnorodności biologicznej, jak i większą elastyczność w podejmowaniu decyzji zarządczych dostosowanych do każdego terenu. Przykład dotyczący siedliska typu 6210 przedstawiono w ramce poniżej.

Program na rzecz Burren: zarządzany lokalnie program rolnośrodowiskowy oparty na wynikach

Program na rzecz Burren to zarządzany lokalnie rolnośrodowiskowy środek klimatyczny w ramach irlandzkiego programu rozwoju obszarów wiejskich 2014–2020. Jest to program „hybrydowy”, to znaczy finansuje się w nim zarówno zarządzanie siedliskiem oparte na wynikach, jak i uzupełniające nieprodukcyjne inwestycje kapitałowe. Płatność przyznaje się na podstawie punktacji dotyczącej stanu siedliska na każdym z pól. Kluczowe kryteria są następujące: poziom wypasu, poziom ściółki, brak szkód wokół żerowisk i naturalnych źródeł wody, brak odkrytej gleby i erozji, niski poziom wkraczania zarośli, orlicy, trzęślicy modrej, gatunków preferowanych pod względem rolniczym/chwastów, pole zachowuje swoją integralność ekologiczną²³.

Ważną cechą tego programu jest to, że wszyscy rolnicy biorący w nim udział otrzymują roczny dodatek w wysokości 100 EUR/ha rocznie na podjęcie prac w zakresie odbudowy (np. usuwanie zarośli, ogrodzenie, bramy, naprawę i odbudowę murów z suchego kamienia, elementy wodne, ścieżki), maksymalnie do 7000 EUR rocznie.. Są oni proszeni o zaproponowanie prac (z opisem, mapą i szacowaną ceną) zespołowi programowemu, który jest odpowiedzialny za jej ostateczne zatwierdzenie. Zespół programowy uzyskuje również wszystkie wymagane zezwolenia na pracę oraz prowadzi bazę danych rolników chcących podjąć pracę kontraktową dla innych rolników, którzy nie są w stanie jej wykonać. Działania na rzecz usunięcia zarośli oznaczają, że grunty w dalszym ciągu kwalifikują się do bezpośredniej płatności na gospodarstwo.

Inną ważną cechą jest osobiste doradztwo dla rolników: każdego lata doradcy opłacani przez rolników odwiedzają gospodarstwo, aby przyznać punkty za stan każdego pola i bezpośrednio doradzać w zakresie programu, zasady wzajemnej zgodności i wszelkich innych umów zawartych przez rolnika. Następnie rolnik co rok otrzymuje rejestr punktacji dotyczący każdego z pól i zalecenia w zakresie zarządzania dotyczące sposobu zwiększenia punktacji pola w następnym roku. Rolnicy niezadowoleni z punktacji mogą odwiedzić biuro terenowe programu i uzyskać osobiście informacje zwrotne na temat swojej punktacji i możliwości zarządzania.

Kwalifikowanie się do płatności bezpośrednich lub innych form wsparcia dochodów gospodarstw rolnych

Najistotniejszym problemem dotyczącym wsparcia na rzecz siedliska typu 6210 i innych półnaturalnych muraw w ramach wspólnej polityki rolnej jest to, że obecność zarośli i innych cech krajobrazu sprawiła, że grunty te przestały się kwalifikować do płatności bezpośrednich. Uniemożliwiło to rolnikom i pasterzom dostęp do najcenniejszych źródeł finansowania bieżącego utrzymania i sprzyjało inwazji zarośli i porzucaniu gruntów, albo doprowadziło do usunięcia przez rolników wszystkich zarośli z gruntów, co oznaczało zniszczenie znacznej części ich walorów ochronnych. Grunty takie mogą obecnie kwalifikować się do płatności bezpośrednich w ramach WPR, jeśli państwa członkowskie postanowią dostosować kryteria kwalifikowalności do gruntów innych niż pastwiska

²³ Arkusz punktacji M1 dla paszy zimowej w ramach programu na rzecz Burren – typ pastwiska.
<http://www.burrenprogramme.com/wp-content/uploads/2015/08/M1-Winterage-Score-Sheet.pdf>


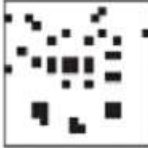






z roślinnością niezielną²⁴, ale kwalifikowalność ma ograniczony zakres i podlega pewnym warunkom, które są trudne do spełnienia, oraz kontroli. Francja dostarcza przykładu wdrożenia tego rozwiązania na korzyść siedliska typu 6210 (zob. ramka poniżej).

Kwalifikowalność półnaturalnych muraw z zaroślami i płatności bezpośrednie we Francji

Organ krajowy we Francji poświęcił znaczne zasoby na opracowanie proporcjonalnego systemu w celu przestrzegania przepisów unijnych, a jednocześnie umożliwienia rolnikom otrzymywania płatności bezpośrednich za eksploatowane tereny wypasu z zaroślami, w tym mozaiki siedliskowe z typem 6210. Ten proporcjonalny system wykorzystuje się do obliczania stawki płatności z uwzględnieniem jedynie elementów, na których można prowadzić wypas, z wyłączeniem cech niekwalifikowalnych (np. skał, drzew nienadających się do wypasu). Dotyczy to obszarów pastwisk z pokrywą drzewiastą, która może być dominująca, niektórych pastwisk leśnych (z elementami nadającymi się do wypasu pod drzewami) i wykorzystywanych do wypasu gajów dębowych i kasztanowych, nawet jeśli nie mają cech pastwiskowych. Typologia elementów drzewiastych przeznaczonych do wypasu, w której uwzględniono szerokość i wysokość krzewów oraz krajowy wykaz gatunków niejadalnych, została ustalona w celu wykluczenia elementów nieprzeznaczonych do wypasu (na przykład niedostępnych krzewów).

Źródło: Analiza przykładu Oréade-Breche dla Alliance Environnement (2019). Ocena wpływu WPR na siedliska, krajobrazy, bioróżnorodność. Badanie dla DG ds. Rolnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich Komisji Europejskiej

²⁴ Ponieważ w rozporządzeniu zbiorczym z 2017 r. (rozporządzenie (UE) 2017/2393) umożliwiono państwom członkowskim rozszerzenie definicji trwałych użytków zielonych, tak aby obejmowała krzewy i drzewa, które wytwarzają paszę dla zwierząt, ale nie są przez nie bezpośrednio zjadane.

Classe de prorata ou densité = Pourcentage de surface couverte par des éléments non admissibles diffus de moins de 10 ares (sol nu, pierres, troncs et autres éléments non adaptés aux pâturages).	Estimation visuelle du taux de recouvrement par des éléments non admissibles diffus de moins de 10 ares (figurés en noir), correspondant à chaque catégorie de prorata.		Prorata retenu (surface admissible).
0-10 %			100 % 1 ha réel = 1 ha admissible
10-30 %			80 % 1,25 ha réel = 1 ha admissible
30-50 %			60 % 1,66 ha réel = 1 ha admissible
50-80 %			35 % 2,85 ha réels = 1 ha admissible
> 80 %			0 %

Źródło schematu: Ministerstwo Żywności i Rolnictwa oraz Agencja Płatności i Usług, Guide national d'aide à la déclaration du taux d'admissibilité des prairies et pâturages permanents, 2018 r.

Doradztwo i wsparcie dla rolników

Bardzo ważne jest również wsparcie dla rolników w celu ułatwienia im dostępu do właściwych programów i udzielenia im pomocy przy wdrażaniu odpowiednich środków. Wsparcie to może być udzielane za pośrednictwem usług doradczych dla rolników finansowanych w ramach WPR, ale istnieją również ciekawe doświadczenia z uczestnictwem władz lokalnych lub regionalnych i organizacji pozarządowych w zakresie zachęcania do stosowania środków ochrony muraw (zob. ramka poniżej).

Istotną rolę w motywowaniu rolników i szerzeniu świadomości na temat znaczenia muraw bogatych pod względem gatunkowym odgrywają inicjatywy ze strony społeczeństwa obywatelskiego. Należy zachęcać do większej współpracy i wsparcia wśród zainteresowanych stron w celu zapewnienia samowystarczalnego zarządzania.

Usługa doradcza dla rolników na obszarze Târnava Mare w Rumunii

W Rumunii na obszarze Târnava Mare organizacja pozarządowa Fundacja ADEPT Transilvania ustanowiła usługę doradczą dla rolników łączącą ochronę bioróżnorodności, obowiązki w zakresie ochrony siedlisk i gatunków w ramach sieci Natura 2000 i wsparcie na rzecz dochodów wiejskich we współpracy ze społecznościami lokalnymi i rumuńskim Ministerstwem Rolnictwa i Rozwoju Wsi oraz rumuńskim Ministerstwem Środowiska i Lasów. Jej wizja polega na osiągnięciu ochrony bioróżnorodności w skali krajobrazu poprzez współpracę z małymi gospodarstwami rolnymi, aby zapewnić zachęty do ochrony utworzonych przez te gospodarstwa półnaturalnych krajobrazów. Usługa ta pomogła małym gospodarstwom rolnym w uzyskaniu kwalifikowalności do płatności bezpośrednich w ramach WPR, ułatwiła opracowywanie i promowanie ukierunkowanych programów rolnośrodowiskowych i otworzyła możliwości rynkowe dla rolników. Usługa pomogła małym gospodarstwom rolnym w osiągnięciu kwalifikowalności do płatności bezpośrednich w ramach WPR. Około 60% gospodarstw na tym obszarze ma rozmiar mniejszy niż rozmiar minimalny (łącznie 1 ha, składający się z działek o rozmiarze co najmniej 0,3 ha) wymagany do otrzymywania płatności bezpośrednich w ramach I filaru WPR w Rumunii. Wspomniana organizacja pozarządowa ułatwiła jednak ustalenia, zgodnie z którymi aktywni rolnicy dzierżawią grunty od sąsiadów i kwalifikują się do płatności w zależności od ilości zarządzanych przez nich gruntów. Ponadto gminy, które są właścicielami wspólnych pastwisk i nie kwalifikują się do płatności, zgodziły się na długoterminowe dzierżawy dla stowarzyszeń na rzecz wypasu, aby mogły one ubiegać się o umowy rolnośrodowiskowe. Sprawilo to, że ogromne obszary gruntów zostały objęte programami zarządzania finansowanymi przez WPR i przestały być zagrożone porzuceniem.

Ukierunkowane finansowanie na rzecz zarządzania murawami w celu ochrony konkretnych gatunków

Dostosowanie środków rolnośrodowiskowych do gatunków chronionych jest możliwe, a UE dysponuje dużym doświadczeniem w zakresie wielu gatunków, w tym fauny związanej z murawami typu 6210. Na przykład w Anglii istnieją ciekawe doświadczenia w zarządzaniu murawami na rzecz zagrożonych gatunków motyli (zob. ramka poniżej).

Program rolnośrodowiskowy wyższego szczebla dostosowany do przeplatki aurinia na murawie kredowej

Populacje przeplatki aurinia (*Euphydryas aurinia*), które w dużej części Europy prawie wyginęły z powodu utraty podmokłych i kredowych muraw, ustabilizowały się lub rosły w wyniku wdrożenia w Anglii ukierunkowanego programu rolnośrodowiskowego. Występowanie tego gatunku na kredowych wzgórzach siedliska typu 6210 jest czymś nowym, ponieważ wiele podmokłych muraw zniknęło w wyniku odwodnienia i ulepszania na rzecz rolnictwa, podczas gdy presja związana z wypasem została zmniejszona na wzgórzach, co pozwoliło roślinie żywicielskiej rosnąć na bardziej korzystnych wysokościach runi. W ramach programu rolnośrodowiskowego finansuje się opcje zarządzania, w których ramach tworzy się nierówną mozaikę wysokiej i niskiej roślinności na kredowych murawach, wykorzystując ekstensywny wypas bydła lub tradycyjnych ras koni oraz selektywne koszenie i usuwanie zarośli. Finansuje się raczej wypas bydła i koni niż tradycyjny wypas owiec zwykle stosowany na wzgórzach kredowych, ponieważ bydło i konie sprawiają, że ruń jest eksploatowana mniej równomiernie.

Źródło: Ellis i in. (2012)

Wsparcie w ramach WPR w celu zwiększenia wartości dodanej produktów rolnych

Wielu rolników zajmujących się murawami na obszarach Natura 2000 i obszarach o wysokiej wartości przyrodniczej stoi przed wyzwaniami związanymi ze sprzedażą swoich produktów, ponieważ są oni często drobnymi producentami zamieszkującymi regiony oddalone, gdzie klientów, którzy mogą zapłacić wyższe ceny, jest niewielu. Z drugiej strony, niektórzy z nich są dobrze przygotowani do korzystania z marketingu bezpośredniego skierowanego do ekoturystów i dotyczącego usług turystycznych, takich jak oferowane przez hotele i restauracje. W niektórych regionach rolnicy utworzyli udane bezpośrednie połączenia marketingowe z supermarketami. Zakres wsparcia dla rolników dążących do zwiększenia wartości dodanej swoich produktów obejmuje wsparcie na rzecz tworzenia grup producentów, opracowywania systemów jakości produktów rolnych oraz tworzenia etykiet i oznaczeń chronionych nazw pochodzenia.

Lokalny program etykietowania wspierający murawy wapienne: Altmühltaler Lamm

Region Altmühltal w Bawarii (Niemcy) charakteryzują zarośla jałowcowe na murawach wapiennych. Stada owiec, którymi zajmują się pasterze, produkują wysokiej jakości jagnięcinę i wełnę. Pasterze i właściciele gruntów z regionalnej spółdzielni zgadzają się na wypas co najmniej połowy swoich owiec na terenie rezerwatu przyrody Altmühltal, żywienie wyłącznie paszami uzupełniającymi wyprodukowanymi lokalnie oraz przestrzeganie wytycznych dotyczących dobrostanu zwierząt, gęstości wypasu oraz zakazu stosowania pestycydów i nawozów. Pasterzom gwarantuje się uczciwą cenę za ich zwierzęta, a jagnięcinę sprzedaje się w miejscowych hotelach i sklepach mięsnych pod etykietą Altmühltaler Lamm.

7.2.2 Projekty LIFE

W ramach licznych projektów LIFE opracowano środki mające na celu poprawę stanu ochrony siedliska typu 6210, koncentrując się na odbudowie, środkach ochrony i podnoszeniu świadomości.

W ramce poniżej przedstawiono kilka przykładów skutecznych programów, które umożliwiły odbudowę znacznych obszarów siedliska typu 6210.

Skuteczne projekty w ramach programu LIFE na rzecz odbudowy i utrzymania siedliska typu 6210

W **Irlandii** w ramach projektu AranLIFE (2014–2018) na Wyspach Aran wdrożono środki w zakresie odbudowy mające na celu poprawę zarządzania wypasem i przetestowano punktację w oparciu o wyniki na polach, na których znajduje się typ 6210/*6210²⁵. Projekt ten przyczynił się do poprawy stanu ochrony ponad 700 ha mozaiki siedliska typu 6210 z chodnikiem wapniowym (siedlisko typu 8240). Działania, dzięki którym nastąpiła poprawa zarządzania wypasem, były następujące: lepszy dostęp i zarządzanie wypasem poprzez odtworzenie drózek i murów z suchego kamienia; usunięcie wkraczających zarośli i orlicy; instalacja infrastruktury do zapewniania wody dla wypasanych zwierząt gospodarskich; działania na rzecz korekty nierównowagi mineralnej u zwierząt gospodarskich (lizawki mineralne, suplementacja koncentratem lub bolusy mineralne); współpraca z rolnikami w celu zwiększenia podaży wypasanych zwierząt i rejestrowania czasu wypasu i produkcji biomasy, aby obliczyć optymalne wskaźniki dotyczące wypasu (McGurn i in., 2018).

W **Polsce** w ramach projektu LIFE LIFE08NAT/PL/000513 przeprowadzono usunięcie krzewów, wypas, odbudowę poprzez usunięcie warstwy wierzchniej gleby i przetestowano

²⁵ <https://www.aranlife.ie/>

eksperymentalne metody ochrony na 226 ha suchych muraw (Barańska i in., 2014; zob. również sekcja 5.3). Projekt ten przyczynił się do znacznej poprawy stanu kilkuset hektarów muraw wykorzystywanych do wypasania wraz ze zmniejszeniem udziału gatunków ekspansywnych (życicy, trzcinnika piaskowego i krzewów) (Murawy Life 2015). Stanowi to odbudowę około jednej dziesiątej siedliska muraw wapiennych (6210) w polskiej sieci Natura 2000. W ramach projektu opublikowano również szczegółowy plan działania na rzecz siedliska i wytyczne dotyczące odbudowy typu 6210 w Polsce.

W **Słowacji** projekt LIFE przeprowadzono na terenie mającym znaczenie dla Wspólnoty Devínska Kobyla (LIFE10 NAT/SK/080), na którym obszar zbiorowisk suchych muraw zmniejszył się o 61,1% w porównaniu z poziomami z 1949 r. (Hegedúšová, Senko, 2011). Na podstawie planu odbudowy, który omówiono z właściwymi zainteresowanymi stronami, 58 ha przerośniętych suchych muraw oczyszczono poprzez mechaniczne usunięcie drzew i zarośli, zwalczenie robinii akacjowej i ponowne wprowadzenie wypasu, głównie kóz, od 2015 r. Wpływ środków w zakresie zarządzania odbudową monitorowano przeważnie w biotopie 6210* na różnych etapach sukcesji.

Wykaz niedawnych projektów LIFE ukierunkowanych na ochronę suchych muraw przedstawiono w załączniku.

7.2.3 Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego i inne fundusze unijne

Europejski Fundusz Rozwoju Regionalnego (EFRR) został zaprogramowany przez niektóre państwa członkowskie w celu zaoferowania możliwości finansowania odbudowy muraw i zarządzania nimi, na przykład na Litwie, w Polsce, Rumunii i na Słowacji. Fundusz Europejskiej współpracy terytorialnej (znany wcześniej jako INTERREG) również oferuje możliwości dla dwustronnych projektów ochrony sieci Natura 2000. W ramach tego funduszu zapewniono finansowanie dla zarządzania murawami na Węgrzech.

7.2.4 Inne podejścia i narzędzia wsparcia dla wypasu i pasterstwa

Spadek wypasu prowadzonego przez pasterzy w ostatnich dziesięcioleciach ma negatywne konsekwencje dla dużych obszarów siedlisk półnaturalnych, na których prowadzi się wypas. Ograniczona dostępność i wysoki koszt wykwalifikowanych pasterzy jest powszechnym problemem na wspólnych obszarach wypasu w wielu regionach Europy Południowej i Wschodniej (García-González, 2008; Pardini i Nori, 2011).

Na niektórych obszarach Irlandii na porzuconych terenach realizuje się inicjatywy na rzecz rozwiązania problemu braku wypasu zwierząt, takie jak przemieszczające się stada owiec. Przemieszczające się stada owiec, często nazywane „latającymi stadami”, to sposób na przywrócenie na krótki okres każdego roku wypasu na porzuconych terenach. Stada owiec mogą być kupowane przez lokalne organy ds. ochrony przyrody, a następnie wynajmowane do zarządzania przez pasterzy lub osoby zajmujące się wypasem.

We Francji istnieją inicjatywy ze strony samorządów terytorialnych na gruntach gminnych, w rezerwach przyrody i regionalnych parkach narodowych w zakresie realizacji i rozwoju projektów wypasu ekologicznego w celu utrzymania lub odbudowy siedlisk muraw (w szczególności typu 6210). Działaniom tym często towarzyszyło wsparcie na rzecz rolników, aby zapewnić zrównoważoność inwestycji. Na przykład CEN (Conservatoire des Espaces Naturels) Normandie Seine zarządza licznymi terenami na zboczach wapiennych, na których realizuje działania na rzecz ochrony siedliska typu 6210. Głównym wdrażanym

środkiem zarządzania jest ekstensywny wypas. W tym celu Conservatoire posiada stado zwierząt różnych ras (bydło, konie, kozy i owce) i zarządza nim, co pozwala na odpowiednie zarządzanie wapiennymi murawami.

W regionie Bourgogne Franche-Comté Izba Rolnictwa Haute-Saône, której towarzyszą struktury zarządzania (Conservatoire des Espaces Naturels de Franche-Comté) i instytucje naukowe (Krajowe Obserwatorium Botaniczne przy Obserwatorium Regionalnym Franche-Comté-Invertebrate, Uniwersytet Franche-Comté, Uniwersytet Lotaryński, INRA, VetAgro-Sup z Clermont-Ferrand), realizuje program finansowany przez państwo w celu wprowadzenia konkretnych rozwiązań dla rolników według rodzaju muraw, w tym suchych do bardzo suchych pastwisk typu 6210 (przewodnik w przygotowaniu).

7.3 Główne luki i trudności w finansowaniu

Najważniejszym wyzwaniem dotyczącym finansowania dotyczącego siedliska typu 6210 jest finansowanie działań w zakresie odbudowy i innych ustaleń (np. zakupu lub dostępu do zwierząt gospodarskich) wymaganych do ponownego rozpoczęcia zarządzania wypasem. Program LIFE (oraz w niektórych przypadkach fundusze strukturalne) jest głównym źródłem finansowym na rzecz wspierania odbudowy wartościowych muraw i ponownego wprowadzenia tradycyjnych praktyk rolniczych. Wydaje się, że środki finansowe na promowanie ochrony tego siedliska są na poziomie krajowym ograniczone, a wyzwaniem jest zapewnienie ciągłości powtarzających się działań w zakresie zarządzania, takich jak wypas, po zakończeniu finansowania unijnego w ramach projektów LIFE.

Występują również trudności w finansowaniu odtwarzania muraw ze środków PROW. Historia wydatków na płatności rolnośrodowiskowe związane z celami ochrony sieci Natura 2000 nie przedstawia się korzystnie. Programy na rzecz promowania i wprowadzania na rynek produktów półnaturalnych muraw nie są wystarczająco rozwinięte.

Także systemy płatności wyrównawczych dla właścicieli gruntów na obszarach Natura 2000, jak również zachęty (w tym zachęty podatkowe) są w większości krajów europejskich niedostatecznie rozwinięte.

Ponadto odbudowa i konserwacja muraw poza siecią Natura 2000 są trudniejsze. Łatwiej jest uzyskać finansowanie dla muraw znajdujących się wewnątrz sieci Natura 2000 niż poza nią. Ze względu na problemy z łącznością ochrona muraw poza siecią zasługuje na większą uwagę. Fundusze w ramach programu LIFE są dostępne jedynie na rzecz odbudowy siedlisk na obszarach Natura 2000, a nie poza nimi.

7.4 Wnioski i zalecenia

- Istnieje potrzeba zagwarantowania ciągłości odpowiedniego zarządzania siedliskiem typu 6210 po zakończeniu ograniczonego czasowo finansowania, takiego jak to w ramach projektów LIFE.
- Programy wsparcia rolniczego, w tym środki rolnośrodowiskowe, mogłyby być lepiej wykorzystywane do finansowania zarządzania tym siedliskiem.

- Opracowanie projektów ochrony i wniosków o finansowanie dla tego typu siedliska jest na ogół stosunkowo łatwe – potrzeby ochrony są zazwyczaj jasne, a wymagane środki są dobrze znane i łatwe do zaplanowania; po kilku latach są zwykle widoczne i możliwe do zgłoszenia częściowe wyniki. Więcej problemów przysparza jednak finansowanie działań przygotowawczych, takich jak badania, mapowanie i ocena siedlisk, a także finansowanie stałego monitorowania. Działania w zakresie badań i monitorowania mogą być jednak finansowane w ramach krótkoterminowych projektów obejmujących również aktywną ochronę.
- Istnieje potrzeba bardziej precyzyjnego śledzenia wydatków na płatności rolnośrodowiskowe i ich wkładu w realizację celów ochrony siedliska typu 6210, zarówno wewnątrz sieci Natura 2000, jak i poza nią. Należy zaproponować odpowiednie wskaźniki, aby ułatwić takie śledzenie, zarówno w ramach wspólnej polityki rolnej, jak i w ramach innych funduszy.
- Uwzględnienie środków niezbędnych do poprawy stanu ochrony tego typu siedliska w ramach działań priorytetowych państw członkowskich na okres finansowania po 2020 r. jest istotną sprawą.

BIBLIOGRAFIA

Ackermann, W., Streitberger, M. & S. Lehrke (2016): Maßnahmenkonzepte für ausgewählte Arten und Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie zur Verbesserung des Erhaltungszustands von Natura 2000-Schutzgütern in der atlantischen biogeografischen Region– Zielstellung, Methoden und ausgewählte Ergebnisse – BfN-Skripten 449:

https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/6210_Magerrasen.pdf

Alexander, K.N.A. 2003. A review of the invertebrates associated with lowland calcareous grassland. English Nature Research Reports, UK.

Angelini P., Casella L., Grignetti A., Genovesi P. (Eds.), 2016. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e Linee Guida, 142/2016. ISBN 978-88- 448-0789-4.

Apostolova, Iva & Dengler, Jürgen & di Pietro, Romeo & Gavilán, Rosario & Tsiripidis, Ioannis. 2014. Dry Grasslands of Southern Europe: Syntaxonomy, Management and Conservation. Hacquetia. 13. 10.2478/hacq-2014-0015.

Apsīte E., Bakute A., Elferts D., Kurpniece L., Pallo I. 2011. Climate change impacts on river runoff in Latvia. Climate Research 48 (7): 57–71.

Ashwood F. 2014. Lowland calcareous grassland Creation and management in land regeneration. Best Practice Guidance for Land Regeneration. BPG Nnote 18. The Land Regeneration and Urban Greenspace Research Group. Forest Research. UK.

Auniņš A. (ed.) 2013. European Union protected habitats in Latvia. Interpretation manual. 2nd revised edition. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga. Available at:

https://www.daba.gov.lv/upload/File/Publikācijas/ROKASGR_biotopi_EN.pdf

Barańska, K., Chmielewski, P., Cwener, A., Kiaszewicz, K. and Plucinski, P. 2014. Conservation and restoration of xerothermic grasslands in Poland: theory and practice (LIFE project final report), Poland: Naturalists' Club Publishers. Available at: <http://www.murawy-life.kp.org.pl/>.

Baude, M, Kunin, W E, Boatman, N D, Conyers, S, Davies, N, Gillespie, M A. K., Morton, R. D, Smart, S M., Memmott, J. 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530 (7588): 85-88.

Bensettiti F., Boulet V., Chavaudret-Laborie C. & Deniaud J. (coord.), 2005. Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 - Habitats agropastoraux. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris, 2 volumes: 445 p. et 487 p. + cédérom.

Bijlsma R.J., Agrillo E., Attorre F., Boitani L., Brunner A., Evans P.5 Foppen R., Gubbay S., Janssen J.A.M., van Kleunen A., Langhout W., Noordhuis R., Pacifici M., Ramírez I., Rondinini C., van Roomen M., Siepel H. & Winter H.V. Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Technical report . Alterra (Wageningen Environmental Research).

Biondi E., Blasi C., 2015. Prodomo della vegetazione italiana. MATTM, SBI. Available online at www.prodromo-vegetazione-italia.org.

- Bittner T., Jaeschke A., Reineking B., Beierkuhnlein C., 2011. Comparing modelling approaches at two levels of biological organisation - Climate change impacts on selected Natura 2000 habitats. *J. Veg. Sci.*, 22(4): 699-710. doi: 10.1111/j.1654-1103.2011.01266.x
- Bódis J., Biró, É., Nagy, T., Takács, A., Molnár V. A., Lukács, B., 2018. Habitat preferences of the rare lizard-orchid *Himantoglossum adriaticum* H. Baumann. *TUEXENIA* 38:329-345.
- Britton A.J., Pakeman R.J., Carey P.D., Marss R.H. 2001. Impacts of climate, management and nitrogen deposition on the dynamics of lowland heathland. *J. Veg. Sci.* 12, p. 797–806.
- Brockman J.S. 1988. Grassland. In: R.J. Halley & R.J. Soffe, eds. *Primrose McConnell's The Agricultural Notebook*. London: Butterworths. 177-206.
- Buglife – The Invertebrate Conservation Trust 2007. Advice on managing BAP habitats. Upland Calcareous Grassland. Visited in October 2007. Available on: <http://www.buglife.org.uk/conservation/adviceonmanagingbaphabitats/uplandcalcareoussgrassland.htm>
- Bundesamt für Naturschutz (BfN) und Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflicht (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). – BfN-Skripten 449: <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript481.pdf>
- Buse J., Boch S., Hilgers J., Griebeler E.M. 2015. Conservation of threatened habitat types under future climate change– Lessons from plant-distribution models and current extinction trends in southern Germany. *Journal for Nature Conservation* 27: 18-25. doi: 10.1016/j.jnc.2015.06.001
- Bunzel-Drüke, m., Böhm, C., Ellwanger, G., Finck, P. et al. (2015). *Naturnahe Beweidung und Natura 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000*. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt, 291 S. ISBN 978-3-9815804-4-0
- Butaye J., Adriaens D. and Honnay O. 2005. Conservation and restoration of calcareous grasslands: a concise review of the effects of fragmentation and management on plant species. *Biotechnol. Agron. Soc. Envir.*, Vol. 9, No. 2. Available on: <http://popups.ulg.ac.be/Base/document.php?id=1516>
- Calaciura B. & Spinelli O. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6210 Semi-natural dry grasslands and scrubland facies on calcareous substrates (*Festuco-Brometalia*) (*important orchid sites). European Commission.
- Casacci, L P, Witek, M, Barbero, F, Patricelli, D, Solazzo, G, Balletto, E and Bonelli, S. 2011. Habitat preferences of *Maculinea arion* and its *Myrmica* host ants: implications for habitat management in Italian Alps. *Journal of Insect Conservation* No 15 (1-2), 103-110.
- CFA - Centro Flora Autoctona. 2007. Germinazione e conservazione di Orchidee autoctone delle Prealpi Lombarde. Visited in September 2007. Available on: http://www.parcobarro.lombardia.it/_cfa

Chytrý M., Hoffmann A. & Novák J. 2007. Suché trávnický [Dry grasslands]. – In: Chytrý M. (ed.), Vegetace České republiky 1. Travná a keříčková vegetace [Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation], p. 371–470, Academia, Praha.

Chytrý, M., Dražil, T., Hájek, M., Kalníková, V., Preislerová, Z., Sibík, J., Ujházy, K., Axmanová, I., Bernatová, D., Bláhar, D., Dančák, M., Dřevojan, P., Fajmon, K., Galvánek, D., Hájková, P., Herben, T., Hrivnák, R., Janeček, Š., & Janišová, M., Vymazalová, M. 2015. The most species-rich plant communities of the Czech Republic and Slovakia (with new world records). *Preslia*, Praha. 87 :217–278.

Colas S., Hébert M. 2000. Guide d'estimation des coûts de gestion des milieux naturels ouverts. Édition 2000. Espaces Naturels de France.

Crofts A. and Jefferson R.G. (eds). 1999. The Lowland Grassland Management Handbook. 2nd edition. English Nature/The Wildlife Trusts. Royal Society for Nature Conservation. Available on: <http://www.english-nature.org.uk/pubs/handbooks/upland.asp?id=5>

Croquet V., Agou P. 2006. Les ORGFH: un outil pour la préservation des habitats remarquables. L'exemple des pelouses sèches en Bourgogne. In: Faune Sauvage n° 270/janvier, 56-59. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, France.

Davies, C.E., Moss, D., Hill M.O. 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. European Environment Agency, Copenhagen

DEFRA - Department for Environment, Food and Rural Affairs 2007. Conserving the Biodiversity- The UK Approach. Crown copyright 2007. Available on: <http://www.defra.gov.uk/wildlifecountryside/pdfs/biodiversity/ConBioUK-Oct2007.pdf>

Dengler, J., Becker, T., Ruprecht, E., Szabó, A., Becker, U., Beldean, M., Bitá-Nicolae, C., Dolnik, C., Goia, I., Peyrat, J., Sutcliffe, L.M.E., Turtureanu, P.D., Ugurlu, E., 2012. Festuco-Brometea communities of the Transylvanian Plateau (Romania) – a preliminary overview on syntaxonomy, ecology, and biodiversity. *Tuexenia* 32, 319–359.

Dengler, J., Janišová, M., Török, P. & Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 1–14.

Dostalová, A., Montagnani, C., Hodalová, I., Jogan, N., Kiraly, G., Feraková, V. & Bernhardt, K.G. 2013. *Himantoglossum adriaticum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T162219A5559772.en>

Dostálek, J., Frantík, T. 2011: Response of dry grassland vegetation to fluctuations in weather conditions: a 9-year case study in Prague (Czech Republic). *Biologia* (2011) 66: 837. <https://doi.org/10.2478/s11756-011-0079-1>.

During H.J. and Willems J.H. 1984. Diversity models applied to a chalk grassland. In: *Vegetatio* 57, 103-114. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. Netherlands.

EC. 2009. Large blue butterfly, *Maculinea arion* factsheet. EU Wildlife and Sustainable Farming Project 2009. European Commission. <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Maculinea%20arion%20factsheet%20-%20SWIFI.pdf>

EC. 2013. Interpretation manual of European Union habitats – EUR28. Brussels: European Commission, DG Environment (ed.).

EEA - European Environment Agency 2001. Dry and mesic grassland habitats. Copenhagen, Denmark.

Elias, D., Hölzel, N., Tischew, S. 2018. Goat paddock grazing improves the conservation status of shrub-encroached dry grasslands. *Tuexenia* 38: 215–233. Göttingen 2018. doi: 10.14471/2018.38.017, available online at www.zobodat.at

Ellenberg H, Leuschner C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6th ed. Stuttgart: Ulmer.

Ellis, S, Bourn, N A D and Bulman, C R. 2012. Landscape-scale conservation for butterflies and moths: Lessons from the UK. Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, UK. <http://butterfly-conservation.org/3045/landscape-scale-conservation-for-butterflies-and-moths-report.html>

Ellis, S., Wainwright, D. 2012. Targeting restoration management to stabilise Duke of Burgundy metapopulations on the North York Moors. In: Ellis S, Bourn NAD and Bulman CR (ed) Landscape-scale conservation for butterflies and moths: lessons from the UK. Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, pp 80-85.

Else, G and M. Edwards, 2018. Handbook of the Bees of the British Isles, Ray Society.

Ellwanger, G., Runge, S., Wagner, M., Ackermann, W., Neukirchen, M., Frederking, W., Müller, C., Ssymank, A. & Sukopp, U. 2018. Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. *Nature Conservation* 29: 57-78. (<https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.27273>).

Essl, F. 2005. 6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen). In: Ellmayer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000- Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 616: 197-211.

Falk, S. 2015. Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland. British Wildlife Field Guides, Bloomsbury, London.

Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. 2017. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017 - Natursch. Biol. Vielf. 156, 637 pp. Third edition of the 'German Red List of threatened Habitats'. German Federal Agency for Nature Conservation. BfN.

Fischer M., Wipf S. 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown sub-alpine meadows. *Biol. Conserv.* 104, p. 1–11. German Federal Agency for Nature Conservation 2017

Fox, R., Brereton, T. M., Asher, J, August, T.A., Botham, M. S., Bourn, N. A. D., Cruickshanks, K. L., Bulman, C. R., Ellis, S., Harrower, C. A., Middlebrook, I., Noble, D. G., Powney, G D, Randle, Z, Warren, M S and Roy, D B. 2015. The State of the UK's Butterflies 2015. Butterfly Conservation and the Centre for Ecology & Hydrology, Wareham, Dorset.

Gigante D., Attorre F., Venanzoni R., Acosta A.T.R., Agrillo E., Aleffi M., Alessi N., Allegrezza M., Angelini P., Angiolini C., Assini S., Azzella M.M., Bagella S., Biondi E., Bolpagni R., Bonari G., Bracco F., Brullo S., Buffa G., Carli E., Caruso G., Casavecchia S., Casella L., Cerabolini B.E.L., Ciaschetti G., Copiz R., Cutini M., Del Vecchio S., Del Vico E., Di Martino L., Facioni L., Fanelli G., Foggi B., Frattaroli A.R., Galdenzi D., Gangale C., Gasparri R., Genovesi P., Gianguzzi L., Gironi F., Giusso Del Galdo G., Gualmini M., Guarino R., Lasen C., Lastrucci L., Maneli F., Pasta S., Paura B., Perrino E.V., Petraglia A., Pirone G., Poponessi S., Prisco I., Puglisi M., Ravera S., Sburlino G., Sciandrello S., Selvaggi A., Spada F., Spampinato G., Strumia S., Tomaselli M., Tomaselli V., Uzunov D., Viciani D., Villani M., Wagensommer R.P., Zitti S., 2016a. A methodological protocol for Annex I Habitats monitoring: the contribution of Vegetation science. *Plant Sociology*, 53(2): 77–87. doi: 10.7338/pls2016532/06

Gigante D., Buffa G., Foggi G., Frattaroli A.R., Lasen C., Pirone G., Selvaggi A., Strumia S., Del Vico E., Facioni L., Carli E., Allegrezza M., Viciani D., 2016b. 6210 Formazioni erbose secche seminaturali e facies coperte da cespugli su substrato calcareo (Festuco-Brometalia). [w]: Angelini P. et al. (Eds.), 2016b. Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat. ISPRA, Serie Manuali e linee guida, 142/2016. ISBN 978–88- 448–0789-4. punkt procentowy, s 140–141.

Gigante D., Foggi B., Venanzoni R., Viciani D., Buffa G., 2016c. Habitats on the grid: The spatial dimension does matter for red-listing. *Journal for Nature Conservation*, 32: 1–9. doi: 10,1016/j.jnc.2016.03,007

Gimenez Dixon, M. 1996. *Parnassius apollo*. *Czerwona księga gatunków zagrożonych IUCN*. 1996: e.T16249A5593483. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T16249A5593483.en> Pobrano w dniu 28 lutego 2019 r.

Grime, J P, Fridley, J D, Askew, A P, Thompson, K, Hodgson, J G and Bennett, C R. 2008. Long-term resistance to simulated climate change in an infertile grassland. *Proceedings of the National Academy of Sciences* No 105 (29), 10028-10032.

GWT - Gloucester Wildlife Trust 2000. Gloucestershire Biodiversity Action Plan: Unimproved limestone grassland. Habitat Action Plan.

Jacquemyn H., Brys R., Hermy M. (2003 r.). Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biol. Conserv.* 111, s. 137–147.

Janák M., Marhoul P. i Matějů J. 2013 r. Action Plan for the Conservation of the European Ground Squirrel *Spermophilus citellus* in the European Union. Komisja Europejska.

Janišová, M., Bartha, S., Kiehl, K. & Dengler, J. 2011 r. Advances in the conservation of dry grasslands: Introduction to contributions from the seventh European Dry Grassland Meeting, *Plant Biosystems* 145/3: 507–513.

Janišová, Monika. 2005 r. Vegetation-environment relationships in dry calcareous grassland. *Ekologia Bratislava*. 24. 25–64.

Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., Garcia Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Biolet, F., Biță -Nicolae, C., Biurrun, I., Calix, M., Capelo, J., Čarni, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essl, F., Gardfjell, H., Gigante, D., Giusso del Galdo, G., Hajek, M., Jansen, F., Jansen, J., Kapfer, J.,

Mickolajczak, A., Molina, J.A., Molnar, Z., Paternoster, D., Piernik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminee, J.H.J., Šumberova, K., Toivonen, H., Tonteri, T., Tsiripidis, I., Tzonev, R., Valachovič, M. 2016. European Red List of Habitats – Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. European Union, Luxembourg, 38 pp.

Jātnieks, J., Priede, A. 2017. Cost estimation. [w]: Rūsiņa S. (ed.) Protected Habitat Management Guidelines for Latvia. Tom 3. Semi-natural Grasslands, Nature Conservation Agency, Sigulda, 92–93.

Jermaczek M. 2008. - Czy każda łąka jest „naturowa”? Wybrane problemy z interpretacją łąkowych i murawowych siedlisk przyrodniczych w Polsce Zachodniej [Is every meadow Natura 2000? [Selected problems in the interpretation of meadow and grassland biotopes in Western Poland]. Przegl. Przyrodn. 19, 1–2: 53–66.

Jermaczek-Sitak M. 2012. Interpretacja i ocena stanu siedlisk – doświadczenia transgraniczne na przykładzie dolnej Odry [Interpretation and assessment of habitats – cross-border experience in Lower Odra Valley]. Przegl. Przyrodn. 26, 4: 66–75.

Jongepier J. W. & Jongepierová I. 1995. The orchid flora of the White Carpathians. – Eurorchis 7: 73–89.

Jongepierová I., Pešout P., Prach K. [eds.] 2018. Ekologická obnova v České republice II. (Ecological restoration in the Czech Republic II) Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Lasen C., Wilhalm T. 2004. Natura 2000 Habitat in Alto Adige. Provincia autonoma di Bolzano-Alto Adige, Ripartizione natura e paesaggio, Bolzano. Italy. Dostępne na stronie internetowej: http://www.provincia.bz.it/service/publ/publ_details_i.asp?publ_id=26842

Latkovska I., Apsīte E., Kurpniece L., Elferts D., Zubanovičs A. 2012. Ledus režīma pārmaiņas Latvijas upēs un ezeros. [Changes of ice regime in Latvian rivers and lakes] Latvijas Ģeogrāfijas biedrība, Latvijas Universitāte, IV Latvijas Ģeogrāfijas kongress. Referātu tēzes. Latvijas Ģeogrāfijas biedrība, Rīga, 122–123.

Life-Natur-Projekt Trockenrasen Saar, Regeneration und Erhaltung von Trockenrasen in Deutschland“, - Regeneration and preservation of dry grassland in Germany (LIFE00 NAT/D/007058) (<http://www.nls-saar.de/stiftung/trockenrasen/>)

Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P., Ben-Mimoun K., 2013. Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 2. Mai 2013. Rapport SPN 2013-16, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 179 pages. <https://inpn.mnhn.fr/actualites/lire/1461/guide-d-application-pour-evaluer-l-etat-de-conservation-des-habitats-agropastoraux-dans-les-sites-natura-2000?%20lg%20=%20e>

Manzano, P., & Malo, J. E. 2006. Extreme long-distance seed dispersal via sheep. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(5), 244–248.

Marhoul, P and Olek, M (2012) *Action Plan for the Conservation of the Danube Clouded Yellow Colias myrmidone in the European Union*. EU Species Action Plan, European Commission, Brussels.

Martin, J.R., O'Neill, F., Daly, O.H. 2018. The monitoring and assessment of three EU Habitats Directive Annex I grassland habitats. Irish Wildlife Manuals No 102. National Parks and Wildlife Service, Department of Culture, Heritage and the Gaeltacht, Ireland.

- Mauss, V., Schindler, M. 2002. Diversität von Hummeln auf Magerrasen (Mesobromion) der Kalkifel (Apidae, *Bombus*), in Osten, T (ed) Beiträge der Hymenopterologen-Tagung in Stuttgart (4.-6.10.2002), s. 35–36. Arbeitskreis Hymenoptera der DGaE, Deutsches Entomologisches Institut, Stuttgart (4.-6.10.2002).
- McGurn, P, Browne, A, Chonghaile, G. 2018. AranLIFE 2014-2018 Layman's Report.
- Mereďa, P., Hodálová, I. 2011a. Cievnate rastliny [Vascular plants]. Atlas chránených druhov Slovenska v rámci územia NATURA 2000. Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, Liptovský Mikuláš.
- Mereďa P. jun. & Hodálová I. 2011b. Pulsatilla. – In Mereďa P. jun. & Hodálová I.: Atlas druhov európskeho významu pre územia NATURA 2000 na Slovensku [The Atlas of Species of European Interest for NATURA 2000 Sites in Slovakia]: 99–107. – Bratislava: Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, Liptovský Mikuláš.
- Mucina et al. 2016. Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*. 19 (Suppl. 1): 3–264.
- Murray, T.E., Fitzpatrick, Ú., Byrne, A., Fealy, R., Brown, M.J.F., Paxton, R.J., 2012. Local-scale factors structure wild bee communities in protected areas. *J. Appl. Ecol.* 49, 998–1008.
- Murawy Life (2015) News 2015. Dostępne na stronie internetowej: <http://www.murawy-life.kp.org.pl/news113.php>
- Nowakowski, M. & Pywell, R.F. 2016. Habitat Creation and Management for Pollinators. Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, UK.
- NPWS. 2013. The Status of EU Protected Habitats and Species in Ireland (2006-2012): Habitat Assessments Volume 2. National Parks & Wildlife Services, Department of Arts, Heritage and the Gaeltracht, Dublin.
- Oberdorfer E., Korneck D. 1978. Festuco-Brometea Br.-Bl. et Tx. 43. [w]: Süddeutsche Pflanzengesellschaften.
- Offer et al, 2003. Grazing heathland: a guide to impact assessment for insects and reptiles. publications.naturalengland.org.uk/publication/59019.
- O'Neill, F.H., Martin, J.R., Devaney, F.M. & Perrin, P.M. 2013. The Irish semi-natural grasslands survey 2007-2012. Irish Wildlife Manuals No 78. National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Ireland.
- Otero-Rozas, E., Ontillera-Sánchez, R., Sanosa, P., Gómez-Baggethun, E., Reyes-García, V., & González, J. A. 2013. Traditional Ecological Knowledge among transhumant pastoralists in Mediterranean Spain: learning for adaptation to global change. *Ecology and Society*, 18(3), 33.
- Parker M., McNally R., 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation*, 105(2): 217–229.
- Pearson S., Schiess-Bühler C., Hedinger C., Martin M., Volkart G. 2006. Gestione di prati e pascoli secchi. Wydawcy: Ufficio federale dell'ambiente (UFAM), Berna; AGRIDEA, Lindau, Confederazione Svizzera.

Pignatti, S. 1982. Flora d'Italia. Volume II, Edagricole, Bologna.

Pihl, S., Ejrnæs, R., Sjøgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 2001: Habitats and species covered by the EEC Habitats Directive. A preliminary assessment of distribution and conservation status in Denmark. - National Environmental Research Institute, Denmark. 121 pp. - NERI Technical Report No 365. [Http://faglige-rapporter.dmu.dk](http://faglige-rapporter.dmu.dk)

Priede A. 2008. Invazīvo svešzemju augu sugu izplatība Latvijā. [(Distribution of invasive foreign plant species in Latvia] *Latvijas Veģetācija* 17: 1–149.

Rodwell J.S. (ed.) 1992. British Vegetation Communities. III Grassland and montane communities. Cambridge, University Press.

RSPB – The Royal Society for the Protection of Birds 2004. Conservation: Why manage scrub on chalk and limestone grassland? Visited in October 2007. Dostępane na stronie internetowej: <http://www.rspb.org.uk/ourwork/conservation/advice/scrub/manage.asp>

Rūsiņa S. 2006. Diversity and contact communities of mesophytic and xerophytic grasslands in Latvia. Summary of doctoral thesis. University of Latvia Faculty of Geography and Earth Sciences. Riga, Latvia.

Rūsiņa S. (Ed.). 2017. Protected Habitat Management Guidelines for Latvia. Volume 3. Semi-natural grasslands. Nature Conservation Agency, Sigulda. https://www.daba.gov.lv/upload/File/Publikācijas_b_vadlinijas/Hab_Manage_Guidelines_2017_3_Grasslands_01.pdf

Sardet, E., Roesti, C., Braud, Y. (2015) Orthoptères de France, Belgique, Luxembourg & Suisse. Biotopie Éditions, Mèze.

Schaminée JHJ, Chytrý M, Hennekens SM, Mucina L, Rodwell JS, Tichý L (2012) Development of vegetation syntaxa crosswalks to EUNIS habitat classification and related data sets. Report to the European Environmental Agency, Copenhagen. Alterra, Wageningen.

Schaminée J.H.J. 2016. E1.2a Semi-dry perennial calcareous grassland. European Red List of Habitats - Grasslands Habitat Group. Dostępane na stronie internetowej: <https://forum.eionet.europa.eu/european-red-list-habitats/library/terrestrial-habitats/e.-grasslands/e1.2a-semi-dry-perennial-calcareous-grassland-1/>

Schaminée, J.H.J., Chytrý, M., Dengler, J., Hennekens, S.M., Janssen, J.A.M., Jiménez-Alfaro, B., Knollová, I., Landucci, F., Marcenò, C., Rodwell, J.S., Tichý, L. 2016. Development of distribution maps of grassland habitats of EUNIS habitat classification. European Environment Agency [Report EEA/NSS/16/005], Copenhagen, DK: s. 171.

Slater, M., Ellis, S. 2012. Restoration of a Small Blue metapopulation on the Southam Lias Grasslands of Warwickshire. [w]: Ellis S, Bourn NAD and Bulman CR (ed) Landscape-scale conservation for butterflies and moths: lessons from the UK. Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, s. 58–65.

Smith R.S. 1994. Effects of fertilisers on plant species composition and conservation interest of UK grassland. [w]: R.J. Haggard & S. Peel, eds. Grassland management and nature conservation. Occasional Symposium No. 28. Reading: British Grassland Society. s. 64–73.

Soons M.B., Messelink J.H., Jongejans E., Heil G.W., 2005. Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind-dispersed forbs. *Journal of Ecology*, 93: 1214–1225.

Spedding C.R.W. 1971. *Grassland ecology*. Oxford: Oxford University Press.

Škodová, I., Janišová, M., Dúbravková, D., Ujházy, K. 2014. *Festuco-Brometea*. In *Rastlinné spoločenstvá Slovenska*. 5. Travinno-bylinná vegetácia (Vegetation of Slovakia, 5. Grassland vegetation). - Bratislava: Veda, s. 35–146.

Ssymank, A. 1991. Die funktionale Bedeutung des Vegetationsmosaiks eines Waldgebietes der Schwarzwaldvorbergzone für blütenbesuchende Insekten - untersucht am Beispiel der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae). - *Phytocoenologia* 19 (3): 307-390, Braunschweig.

Ssymank, A. 2013. Die Steppenlebensräume im Natura 2000-Netzwerk der EU 27-Staaten., S. 13–24 – In: TMLFUN (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz) (Hrsg.): *Steppenlebensräume Europas. Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz*. Erfurt.

Turtureanu, P.D., Palpurina, S., Becker, T., Dolnik, C., Ruprecht, E., Sutcliffe, L.M.E., Szabó, A., Dengler, J., 2014. Scale- and taxon-dependent biodiversity patterns of dry grassland vegetation in Transylvania. *Agric. Ecosyst. Environ.* 182, 15–24.

van den Berg LJ, Vergeer P, Rich TCG, Smart SM, Guest D & Ashmore MR (2010) Direct and indirect effects of nitrogen deposition on species composition change in calcareous grasslands. *Global Change Biology*.

van Swaay, C.A.M. 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation* 104 (2002) 315–318

van Swaay, C., Warren, M. and Lois, G. 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation*. 2006. 10:189–209. Springer 2006 DOI 10.1007/s10841-006-6293-4.

van Swaay, C A M, Collins, S, Dusej, G, Maes, D, Munguira, M L, Rakosy, L, Ryrholm, N, Šašić, M, Settele, J, Thomas, J, Verovnik, R, Verstrael, T, Warren, M S, Wiemers, M i Wynhoff, I. 2012. Do's and don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation* No 1, 73–153.

WallisDeVries, Michiel & Poschlod, Peter & H Willems, Jo. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in Northwestern Europe. *Biological Conservation*. 104. 265–273. 10.1016/S0006-3207(01)00191-4.

WallisDeVries MF, van Swaay CAM. 2009. Grasslands as habitats for butterflies in Europe. [w]: Veen P, Jefferson R, de Smidt J, van der Straaten J, editors. *Grasslands in Europe of high nature value*. Zeist: KNNV Publishing.

Westrich, P, 1996 *The Problem of Partial Habitats*. In *The Conservation of Bees*, ed Matheson. Academic Press

Westrich, 2018, *Die Wildbienen Deutschlands*, Ulmer.

WCC - Worcestershire County Council 1999. *Worcestershire Biodiversity Action Plans. Early-Gentian Action Plans*.

Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M., 2012. Plant species richness: the world records. *J. Veg. Sci.* 23, 796–802.

Willner W. 2011. Unambiguous assignment of relevés to vegetation units: The example of the Festuco-Brometea and Trifolio-Geranietea sanguinei. *Tuexenia* 31,1: 271–282.

Wójtowicz W. 2004. *Pulsatilla patens* (L.) Mill. Sasanka otwarta. W: Sudnik-Wójcikowska B., Werblan-Jakubiec H. (red.). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Gatunki roślin. Tom 9. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 168–171.

Zurbuchen, A, Landert, L, Klaiber, J, Müller, A, Hein, S and Dorn, S. 2010a. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation* No 143 (3), 669–676.

Zurbuchen, A, Cheesman, S, Klaiber, J, Müller, A, Hein, S and Dorn, S. 2010b. Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology* No 79, 674–681.

ZAŁĄCZNIK

Plan działania na rzecz utrzymania i odtworzenia właściwego stanu ochrony siedliska typu 6210: Półnaturalne odmiany suchych muraw i zarośli na podłożach wapiennych (*Festuco-Brometalia*) (*ważne stanowiska storczyków)

1. Definicja siedliska

1.1 Definicja siedliska zgodnie z podręcznikiem interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej

Zgodnie z podręcznikiem interpretacji siedlisk naturalnych w Unii Europejskiej (KE 2013) siedlisko typu 6210 obejmuje suche i półsuche murawy wapienne przypisane do klasy fitosocjologicznej *Festuco-Brometea*.

Siedlisko składa się ze zbiorowisk roślinnych należących do dwóch rzędów w obrębie klasy *Festuco-Brometea*: muraw stepowych lub subkontynentalnych (rząd *Festucetalia valesiacae*) oraz muraw z regionów bardziej oceanicznych i subśródziemnomorskich (rząd *Brometalia erecti* lub *Festuco-Brometalia*). W przypadku drugiego z nich istnieje rozróżnienie między pierwotnymi suchymi murawami przynależącymi do *Xerobromion* oraz wtórnymi (półnaturalnymi) półsuchymi murawami przynależącymi do *Mesobromion* (lub *Bromion*) z *Bromus erectus*. Te ostatnie charakteryzują się bogatą florą storczyków. Porzucenie powoduje rozrost termofilnych krzewów z pośrednim stadium termofilnej roślinności obrzeżnej (*Trifolio-Geranieta*).

Typ roślinności uznaje się za priorytetowy, jeżeli stanowi ważne stanowisko storczyków. Ważne stanowiska storczyków powinno uznawać się za ważne stanowiska na podstawie jednego lub kilku z trzech poniższych kryteriów:

- a) na stanowisku występuje bogata gama gatunków storczyków
- b) na stanowisku występuje ważna populacja co najmniej jednego gatunku storczyka uznawanego za występujący niezbyt powszechnie na terytorium państwa
- c) na stanowisku występuje jeden lub kilka gatunków storczyków uważanych za rzadkie, bardzo rzadkie lub wyjątkowe na terytorium państwa.

Charakterystyczne gatunki roślin wymienione w podręczniku interpretacji obejmują: *Adonis vernalis*, *Anthyllis vulneraria*, *Arabis hirsuta*, *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Bromus inermis*, *Campanula glomerata*, *Carex caryophyllea*, *Carlina vulgaris*, *Centaurea scabiosa*, *Dianthus carthusianorum*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia seguierana*, *Festuca valesiaca*, *Fumana procumbens*, *Globularia elongata*, *Hippocrepis comosa*, *Koeleria pyramidata*, *Leontodon hispidus*, *Medicago sativa* ssp. *falcata*, *Ophrys apifera*, *O. insectifera*, *Orchis mascula*, *O. militaris*, *O. morio*, *O. purpurea*, *O. ustulata*, *Polygala comosa*, *Primula veris*, *Sanguisorba minor*, *Scabiosa columbaria*, *Silene otites*, *Stipa capillata*, *S. joannis*, *Veronica prostrata*, *V. teucrium*.

W odniesieniu do siedlisk tego typu w podręczniku interpretacji wymieniono również niektóre gatunki bezkręgowców: *Papilio machaon*, *Iphiclides podalirius* (Lepidoptera); *Libelloides* spp., *Mantis religiosa* (Neuroptera).

1.2 Definicja siedliska zgodnie z EUNIS

Zgodnie z klasyfikacją siedlisk EUNIS (Europejski System Informacji Przyrodniczej) (Davies i in., 2004, Schaminée i in. 2012) ten typ siedliska (6210) składa się z dwóch podtypów znacznie różniących się od siebie pod względem rozmieszczenia, występujących gatunków oraz zagadnień związanych z ochroną i zarządzaniem, co sprawia, że trudno jest klasyfikować je w ramach jednego typu. W Czerwonej Księdze Siedlisk Europejskich (Janssen i in., 2016), potraktowano je zatem jako dwa różne typy i oba oceniono jako wartościowe:

E1.2a: Pólsuche wieloletnie murawy wapienne występują na obszarze całej Europy, od strefy subśródziemnomorskiej po strefę hemiborealną. Charakterystyczne w ich przypadku są pólsuche (średnio piaszczyste) gleby zasadowe. To siedlisko jest najbardziej bogatym gatunkowo zbiorowiskiem roślin w Europie. Stanowi ono ponad 90% siedliska typu 6210, gdzie większość typów obfituje w storczyki. Ze względu na nieprecyzyjne definicje w podręczniku interpretacji, niektóre bardzo podobne typy w określonych krajach włączono do innych siedlisk o znaczeniu priorytetowym, mimo że z punktu widzenia flory i środowiska należą one do typu E1.2a (jako podtypu 6210). Odnosi się to do części typu 6270, na których występują pólsuche gleby zasadowe (kraje nordyckie), części 6240*, na których występują gleby pólsuche (Europa Środkowo-Wschodnia) oraz części 62A0, na których występują gleby pólsuche (region iliryski). Aby uniknąć niespójności pomiędzy poszczególnymi państwami, wszystkie pólsuche zasadolubne murawy Europy należy włączyć do typu 6210. E1.2a odpowiada rzędowi *Brachypodietalia pinnati* w Mucina i in. (2016), ale dodatkowo obejmuje kilka nieuwzględnionych tam przynależności, a mianowicie *Scorzonerion villosae* i *Brachypodion phoenicoidis* (i jeszcze kilka na Ukrainie i w Rosji).

E1.1i: Wieloletnie murawy wapienne na podłożu skalistym subatlantyckiej i subśródziemnomorskiej części Europy: Występują tylko w częściach wchodzących w zakres E1.2a, a mianowicie we **Francji, Hiszpanii, Belgii, Włoszech, zachodnich Niemczech, zachodniej Szwajcarii i południowego Zjednoczonego Królestwa**. Brak spójności wynika z faktu, że w pozostałej części Europy suchych lub występujących na podłożu skalistym muraw zasadolubnych nie włącza się do typu 6210, lecz do siedlisk innych typów (6240, 6250, 6190, 62C0, 62A0). Typ E1.1i stanowi jedynie niewielką część obszaru 6210, ze względu na bardziej ekstremalne warunki panujące na tych terenach (suchsze, często bardziej strome), jest mniej bogaty w gatunki, ale również mniej podatny na zjawiska sukcesji i eutrofizacji. Jednostka ta odpowiada rzędom *Brachypodietalia phoenicoidis* (z wyjątkiem *Brachypodion phoenicoidis*) i *Artemisio albae-Brometalia erecti* w Mucina i in. (2016).

1.3 Definicja siedliska na podstawie europejskiej listy kontrolnej dla roślinności

Na opublikowanej niedawno europejskiej liście kontrolnej roślinności (Mucina i in. 2016), do klasy *Festuco-Brometea* włączono kilka rzędów o różnych przynależnościach. Tej hierarchicznej klasyfikacji florystycznej roślinności Europy dokonano w oparciu o kompilację i przegląd syntaksonów wysokiej rangi, które można następnie wykorzystać do jednolitej interpretacji typów siedlisk w całej UE.

W poniższej tabeli znajduje się przegląd rzędów i przynależności *Festuco-Brometea* wraz

z ich opisem, sporządzonym na podstawie europejskiej listy kontrolnej roślinności (Mucina i in. 2016). W tabeli wskazano również typy siedlisk określone w dyrektywie siedliskowej, które są istotne dla przynależności występujących przynajmniej w niektórych państwach członkowskich.

Zbiorowiska roślinne i typy siedlisk włączonych do klasy *Festuco-Brometea* na podstawie klasyfikacji roślinności Europy autorstwa Mucina i in. 2016 dla roślin wyższych

<i>Klasa: Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et Tx. ex Soó 1947			
Rząd	Przynależność	Załącznik I Typy siedlisk	Opis (skopiowano z Mucina i in. 2016)
<i>Brachypodietalia pinnati</i> Korneck 1974 nom. conserv. propos.			Mezokserofityczne murawy na głębokich glebach wapiennych Europy
	<i>Bromion erecti</i> Koch 1926	6210/6210*	Mezokserofityczne murawy zasadolubne Europy Zachodniej i subatlantyckich obszarów Europy Środkowej.
	<i>Cirsio-Brachypodion pinnati</i> Hadač et Klika in Klika et Hadač 1944	6210/6210*, 6240* p.p., 6260 p.p	Mezokserofityczne murawy zasadolubne subkontynentalnych regionów Europy Środkowej i Południowo-Wschodniej.
	<i>Filipendulo vulgaris-Helictotrichion pratensis</i> Dengler et Löobel in Dengler i in. 2003	6270 p.p. (części, na których występują murawy suche i zasadolubne), 6210/6210* (północne Niemcy, Dania, itp.) 6280* marginalnie	Mezokserofilne zasadolubne murawy alvar Fennoscandia i południowych wybrzeży Morza Bałtyckiego.
	<i>Gentianello amarellae-Helictotrichion pratensis</i> Royer ex Dengler in Mucina i in. 2009	6210/6210*	Mezokserofityczne zasadolubne murawy Europy Północno-Zachodniej.
	<i>Polygalo mediterraneae-Bromion erecti</i> (Biondi i in. 2005) Di Pietro in Di Pietro i in. 2015	6210/6210*	Suche murawy na głębokich, bogatych w glinę glebach nad fliszowym podłożem skalnym występujące na terenach pagórkowatych i w niższych pasach górskich Apeninów.
	<i>Chrysopogono-Danthonion calycinae</i> Kojič 1959	6210/6210*	Suche murawy na glebach głębokich nad krzemionkowym podłożem skalnym na terenach pagórkowatych i w pasach podgórskich Bałkanów Południowych i Środkowych
<i>Festucetalia valesiaca</i> Soo 1947			Stepy i murawy stepowe podłoża skalistego na głębokich glebach w strefie stepowej i leśno-stepowej Europy i północno-zachodniej części Azji Środkowej
	<i>Festucion valesiaca</i> Klika 1931 nom. conserv. propos.	6240*, 6250*, 6210	Stepowe murawy fescue na głębokich glebach wapiennych subkontynentalnej Europy

			Środkowej, Rumunii, Bułgarii i północno-zachodniej Ukrainy
	<i>Koelerio-Phleion phleoidis</i> Korneck 1974	6210/6210* 6240*, (2330 p.p.), (6120* p.p.)	Stepowe murawy krzemionkowe subatlantyckich i subkontynentalnych regionów Europy o klimacie umiarkowanym
	<i>Stipion lessingiana</i> Soó 1947	6240*, 6250*	Suche stępy z trawą holcus lanatus (kłosówka wełnista) i fescue na głębokich glebach Transylwanii, Mołdawii i południowo-zachodniej części Ukrainy
	<i>Artemisio-Kochion</i> Soó 1964	6250*	Reliktowe lessowe kserofitowe stępy późnego glaciału w regionie pannańskim
	<i>Stipo-Poion xerophilae</i> Br.- Bl. et Richard 1950	6210, 6240*, 6190	Reliktowe kserofitowe murawy późnego glaciału gatunków holcus lanatus i fescue występujące w głębokich śródgórskich dolinach Alp
	<i>Stipo pulcherrimae-Festucetalia pallentis</i> Pop 1968 nom. conserv. propos.		Kserofilne otwarte murawy stepowe na płytkich wapiennych i krzemionkowych podłożach skalistych Europy Środkowej i Południowo-Wschodniej
	<i>Alyso-Festucion pallentis</i> Moravec in Holub i in. 1967	6190	Kserofilne murawy stepowe na płytkich glebach nad krzemionkowym i ultramaficznym podłożem skalnym oraz hercyńskimi wapieniami z epoki syluru
	<i>Asplenio-Festucion pallentis</i> Zolyomi 1936 corr. 1966	6190	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego na płytkich glebach nad krzemionkowym i ultramaficznym podłożem skalnym Wschodnich Alp i północnych obrzeży basenu pannańskiego
	<i>Bromo pannonici-Festucion csikhegyensis</i> Zolyomi 1966 corr. Mucina in Di Pietro i in. 2015	6190	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego na podłożach wapiennych północnych obrzeży basenu pannańskiego i ukraińskiego Podola
	<i>Chrysopogono-Festucion dalmatica</i> Borhidi 1996	6190	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego na podłożach wapiennych południowych obrzeży basenu pannańskiego
	<i>Saturejion montanae</i> Horvat in Horvat i in.	6190 lub 62A0	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego na podłożach

	1974		wapiennych Bałkanów Północnych
	<i>Pimpinello-Thymion zygoidi</i> Dihoru et Donita 1970	62C0	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego, bogate w półkrzewy na stromych, wapiennych zboczach Dobrudży i północno-wschodniej Bułgarii
	<i>Diantho lumnitzeri-Seslerion</i> (Soó 1971) Chytrý et Mucina in Mucina et Kolbek 1993	6190	Kserofilne murawy stepowe podłoża skalistego na podłożach wapiennych południowo-wschodniej części Europy Środkowej
	<i>Seslerion rigidae</i> Zolyomi 1936	6190	Reliktowe kserofilne pozaalpejskie murawy stepowe na podłożach wapiennych Karpat Wschodnich
<i>Brachypodietalia phoenicoidis</i> Br.-Bl. ex Molinier 1934 -			Śródziemnomorskie murawy stepowe występujące na obfitujących w opady atmosferyczne regionach południowo-zachodniej części Europy, od podstawowych do neutralnych głębokich gleb mezoicznych.
	<i>Brachypodion phoenicoidis</i> Br.-Bl. ex Molinier 1934	6210/ 6210*	Subśródziemnomorskie zasadoneutralne/zasadolubne murawy na głębokich glebach mezoicznych wybrzeży Morza Liguryjskiego i Tyrreńskiego
	<i>Artemisio albae-Dichanthion ischaemi</i> X. Font ex Rivas-Mart. et M.L. Lopez in Rivas-Mart. i in.2002	6210/ 6210*	Subśródziemnomorskie podgórskie i górskie acydofilne murawy stepowe występujące na płaskowyżach i w śródgórskich dolinach Pirenejów
	<i>Diplachnion serotinae</i> Br.-Bl. 1961	6210/ 6210*	Subśródziemnomorskie podgórskie acydofilne murawy stepowe obfitujących w opady atmosferyczne południowych obrzeży Alp w regionie Insubrii
<i>Artemisio albae-Brometalia erecti</i> Ubaldi ex Dengler et Mucina in Mucina i in. 2009			Kserofityczne zasadolubne otwarte murawy subatlantyckiej i subśródziemnomorskiej części Europy
	<i>Xerobromion erecti</i> (Br.-Bl. et Moor 1938) Zoller 1954	6210/ 6210*	Mezokserofityczne zasadolubne otwarte murawy Europy Środkowej i Francji
	<i>Festuco-Bromion</i> Barbero et Loisel 1972	6210/6210*	Mezokserofityczne zasadolubne murawy otwarte w subśródziemnomorskich regionach Prowansji i Ligurii

<i>Scorzoneretalia villosae</i> Kovacevic 1959			Suche stepowe pastwiska subśródziemnomorskie występujące między Półwyspem Apenińskim a Półwyspem Bałkańskim, w regionach prealpejskich, iliryjskich i dynarskich
	<i>Chrysopogono grylli-Koelerion splendidis</i> Horvatic 1973	62A0	Iliryjskie subśródziemnomorskie murawy podłoża skalistego na pływających glebach wapiennych
	<i>Saturejion subspicatae</i> Tomic-Stankovic 1970	62A0	Dynarskie subśródziemnomorskie murawy wapienne podłoża skalistego na glebach pływających
	<i>Centaureion dichroanthae</i> Pignatti 1952	62A0	Prealpejskie subśródziemnomorskie górskie murawy wapienne podłoża skalistego na glebach pływających
	<i>Scorzonerion villosae</i> Horvatic ex Kovacevic 1959	6210/6210*, ale prawdopodobnie często klasyfikowane jako 62A0	Prealpejskie i iliryjskie mezokserofityczne murawy subśródziemnomorskie na głębokich i częściowo odwapnionych glebach
	<i>Hippocrepido glaucae-Stipion austroitalicae</i> Forte et Terzi in Forte i in. 2005	62A0	Subśródziemnomorskie suche pastwiska na wapiennych glebach podłoża skalistego Apulii (południowe Włochy)
Mucina i in. (2016) nie uznaje włoskiej przynależności endemicznej z przyczyn podyktowanych nomenklaturą. Jest ona powszechnie stosowana we włoskiej sieci Natura 2000, a klasyfikacja do siedliska 6210 jest oparta na ekologicznych i gatunkowych cechach tej przynależności.			
Rząd	Przynależność	Załącznik I Typy siedlisk	Opis (na podstawie Biondi E., Blasi C., 2015)
<i>Phleo ambigu-Brometalia erecti</i> Biondi i in. w Biondi i in. 2014			
	<i>Phleo ambigu-Bromion erecti</i> Biondi i in. ex Biondi & Galdenzi 2012	6210	Od kserofilnych do częściowo mezofilnych wtórnych muraw wapiennych Apeninów, występujących w klimatach od (sub)śródziemnomorskiego do umiarkowanego, z optymalnymi warunkami w klimacie umiarkowanym.

2. Opis powiązanych siedlisk

Z typem 6210 związane są lub mają styczność inne typy siedlisk i mogą wpływać na zarządzanie nim. Niektóre siedliska są powiązane z typem 6210 pod względem dynamiki i sukcesji ekologicznej lub tworzą mozaiki. Ponieważ gradient warunków środowiskowych suchych muraw jest ciągły, roślinność siedliska typu 6210 często ewoluuje w inne typy roślinności, do których należą m.in.

2130 *Ustabilizowane wydmy z roślinnością zielną (wydmy szare)

Zbiorowiska *Mesobromion* ewoluują w następujących przypadkach: stare mezofilne murawy dolin wydmowych i wydm śródlądowych (*Anthyllido-Thesietum*), często tworzące mozaiki ze zbiorowiskami *Salix repens*, szczególnie rozwinięte na zachodnich zboczach wydm; murawy z *Himantoglossum hircinum* na wydmach obszaru De Haan (KE 2013).

40A0 *Subkontynentalne zarośla pannońskie.

Występują zarówno na podłożach wapiennych, jak i krzemionkowych, tworząc coś na kształt mozaiki roślinności z murawami stepowymi (6210) oraz elementami leśno-stepowymi lub roślinnością naskalnych muraw pannońskich (6190), często na obrzeżach lasów (KE 2013).

Rozgraniczenie między siedliskiem typu 6210 a *40A0 Subkontynentalnymi zaroślami pannońskimi jest czasami niejasne. Typ 40A0 wydaje się być etapem ekspansji *Prunus fruticosa* następującym po porzuceniu wypasu na 6210.

5130 Formacje z *Juniperus communis* na wapiennych wrzosowiskach i obszarach trawiastych

Formacje z *Juniperus communis* na poziomach od równinnych po górskie mogą odpowiadać dynamicznej sukcesji roślin z mezofilnych lub kserofilnych wapiennych obszarów trawiastych, służących do wypasu lub odłogowanych, *Festuco-Brometalia* (KE, 2013 lub *Calluna heath*).

W niektórych przypadkach występują trudności w odróżnieniu siedliska 6210 od siedliska 5130 – formacje z *Juniperus communis*. W rzeczywistości siedlisko typu 5130 jest siedliskiem, które niełatwo jest zidentyfikować i rozgraniczyć ze względu na jego ściśle powiązanie z siedliskiem typu 6210 i strukturą roślinności, której zakres może rozciągać się od rozproszonych osobników na murawach wapiennych do gęstej i niemożliwej do przejścia roślinności krzewiastej. Ważne jest, aby wziąć pod uwagę tę mozaikę siedlisk i zapewnić właściwe zarządzanie nią, które umożliwi ich ochronę w odpowiednich warunkach.

6110 *Murawy z *Alyso-Sedion albi* na skrasowiałych skałach wapiennych

Otwarte, niejednolite zbiorowiska na odstąpiętym podłożu skalnym lub na skale luźnej, na którym dominują rośliny jednoroczne i sukulentki. Często znajdują się one na obszarach innych typów siedlisk, głównie typu 6210. W takich przypadkach siedlisk nie należy mapować jako złożonych, a przykłady tego typu powinny się rejestrować jako cechy bardziej rozległego siedliska²⁶. W niektórych regionach Belgii i Niemiec siedlisko to jest bardzo ściśle powiązane ze zbiorowiskami *Xerobromion* i *Mesobromion* (KE 2013).

²⁶ <https://www.bfn.de/en/lrt/natura-2000-code-6110.html>

6120 *Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (Koelerion glaucae)

Suche, często otwarte murawy na mniej lub bardziej wapiennych piaskach wchodzą w zakres typu 6120. Typy gleb piaszczystych można uznać za typy należące do 6120, jeżeli piasek jest wapienny, natomiast typ morenowy za typ należący do 6210 (Pihl .i in. 2001) w Danii.

6230 *Murawy z Nardus, bogate w gatunki, na podłożu krzemionkowym w strefach górskich (i podgórskich w Europie kontynentalnej)

W Danii, na obszarach gdzie elementy wapienne zostały całkowicie lub częściowo wypłukane (pH 6-7), typ zbiorowiska stanowi etap przejściowy w kierunku typu 6230; w takich przypadkach właściwej klasyfikacji dokonuje się na podstawie składu gatunkowego (Pihl i in. 2001).

6240 * Subpannońskie murawy stepowe

Murawy stepowe, zdominowane przez trawy tussock, chamaephyte i wieloletnie o przynależności do *Festucion valesiacae* i powiązanych syntaksonów. Zbiorowiska kserotermiczne rozwinęły się na południowych odsłoniętych zboczach na podłożu skalnym oraz na gliniasto-piaszczystych warstwach sedymentacji wzbogaconych żwirem (EC 2013), a także na lessowych i głębokich glebach piaszczystych w letnim i suchym klimacie. Są one częściowo pochodzenia naturalnego, częściowo antropogenicznego. Należą do nich obszary suche, ciepłolubne i kontynentalne, charakteryzujące się wpływem osobników o rozmieszczeniu śródziemnomorsko-stepowym oraz zjawiskami azonalnymi edaficznymi i mikroklimatycznymi w regionach kontynentalnych i częściowo w innych regionach biogeograficznych (zob. Ssymank 2013). Za gatunek odniesienia, odróżniający je od innych typów suchych muraw, można by uznać *Stipa capillata* (Lasen & Wilham 2004).

6270 *Fennoskandyjskie nizinne bogate gatunkowo murawy suche do mezoicznych

To siedlisko składa się z półnaturalnych muraw o podobnej fizjonomii, ale z nielicznymi gatunkami roślin wapiennych lub ich brakiem, głównie na glebach ubogich w substancje biogenne na podłożu gnejsowym lub granitowym w krajach nordyckich.

6280* Nordyckie alvar i prekambryjskie wapienne płaskie skały

Występuje problem w rozpoznawaniu siedlisk 6210 i 6280 *Nordyckie alvar i prekambryjskie wapienne płaskie skały w niektórych regionach, zwłaszcza w północnej Estonii, gdzie warstwa gleby wapiennej jest bardzo płytka, tak jak w przypadku 6280*, ale wydajność i bogactwo gatunków warstwy murawy odpowiadają typowi 6210. Nierzadka jest również odwrotna sytuacja w niektórych obszarach zachodniej Estonii – wydajność może być niska, a niektóre bardzo charakterystyczne gatunki wskazują na 6280*, jednak nie występują tu monolityczne wapienie ani bardzo płytke gleby.

62A0 Wschodnie subśródziemnomorskie suche murawy (*Scorzoneratalia villosae*)

Murawy kseryczne w strefach subśródziemnomorskich Triestu, Istrii i Półwyspu Bałkańskiego, gdzie koegzystują z murawami stepowymi *Festucetalia valesiacae* (6210), rozwijające się na obszarach o charakterystyce mniej kontynentalnej niż te ostatnie i posiadających więcej cech śródziemnomorskich (KE 2013).

6410 Łąki z *Molinia* na torfie lub glinie

Ewolucja w kierunku podtypu występującego na glebach o neutralnym odczynie alkalicznym po gleby wapienne może zachodzić na glebach okresowo wilgotnych. W Karpatach bogate gatunkowo zbiorowisko *Brachypodio pinnati-Molinietum arundinaceae* typowo charakteryzuje się powszechnym występowaniem wilgotnych gatunków diagnostycznych *Molinion* oraz gatunków ciepłolubnych klasy *Festuco-Brometalia* (Škodová i in. 2014).

6510 Niżowe świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Alopecurus pratensis*.*Sanquisorba officinalis*) i 6520 Górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie

Są to siedliska półnaturalne, których utrzymanie zależy od działalności człowieka. Są one bogate w substancje biogenne, mezoiczne, regularnie koszone i nieintensywnie naturalnie nawożone. Bez naturalnego nawożenia i przy koszeniu wykonywanym częściej niż raz w roku, niektóre podtypy tego siedliska, które są bardziej suche, mają tendencję do ewolucji w kierunku muraw *Mesobromion* (siedlisko typu 6210) (Lasen & Wilham 2004). Rozgraniczenie między 6210 a niektórymi formami siedliska 6510 (przy występowaniu niektórych gatunków ciepłolubnych) jest często niejasne, w szczególności w północnej Polsce i Estonii, gdzie siedlisko znajduje się w pobliżu granicy zasięgu geograficznego, a wykaz gatunków ciepłolubnych jest ograniczony w sposób naturalny ze względów klimatycznych. Interpretacja może okazać się trudna w szczególności w przypadku obszarów występowania muraw kserotermicznych (6210) atakowanych przez *Arrhenatherus elatius* i niewłaściwie zarządzanych przez stosowanie koszenia zamiast wypasu.

7230 Alkaliczne mokradła

W świeżo powstałych nieckach na wydmach i na skraju mokradeł wapiennych zbiorowisko typu 6210 może ewoluować w kierunku typu 7230 (Pihl i in. 2001).

8240*Chodniki wapienne składają się z bloków wapiennego podłoża skalnego, które może tworzyć mozaiki z murawami wapiennymi. Siedlisko 6210 może stanowić integralną część złożonego typu siedliska 8240. Ważne jest zapewnienie ochrony mozaik występujących w tym siedlisku, które tworzą wartościowy krajobraz w niektórych częściach UE.

3. Niedawne projekty LIFE ukierunkowane na ochronę suchych muraw

BE	LIFE13 NAT/BE/001067	LIFE Pays Mosan - łączność w ramach sieci Natura 2000 przez granicę belgijsko-holenderską w dorzeczu Mozy
CZ	LIFE09/NAT/CZ/000364	Zintegrowana ochrona rzadkich gatunków motyli w siedliskach nieleśnych w Republice Czeskiej i na Słowacji
CZ	LIFE09 NAT/CZ/000363	LIFE+ Lounské Středohoří Steppes
CZ	LIFE16 NAT/CZ/000001	CZ-SK SOUTH LIFE – Optymalizacja zarządzania obszarami sieci Natura 2000 w regionie p Czech i na terytorium południowej Słowacji
DE	LIFE10 NAT/DE/000007	KTKK HX - Suche, wapienne siedliska w krajobrazie kulturowym Höxter
DE	LIFE15 NAT/DE/000290	LIFE Ptaki żyjące na murawach Rhon - Heski Rhon, murawy górskie, pastwiska i łąki niepielęgnowane i ptaki tam występujące
DK	LIFE 08NAT/DK/00465	Przywrócenie całkowitego pokrycia terenu Helnæs półnaturalnymi typami siedlisk
IE	LIFE12 NAT/IE/000995	LIFE Aran - Zrównoważone zarządzanie siedliskami lądowymi o znaczeniu priorytetowym Wysp Arańskich wymienionymi w Załączniku 1 do dyrektywy siedliskowej
IT	LIFE12 NAT/IT/000818	LIFE Xero-grazing – ochrona i odbudowa półnaturalnych suchych muraw w Valle Susa poprzez zarządzanie wypasem
IT	LIFE11/NAT/IT/234	Praterie – Pilne działania na rzecz ochrony muraw i pastwisk na obszarze Gran Sasso i Monti della Laga
IT	LIFE13/NAT/IT/000371	SUNLIFE
IT	LIFE11/NAT/IT/000044 i LIFE14 IPE IT 018	GESTIRE i LIFE IP „Gestire 2020”
LT	LIFE10 NAT/LT/000117	Buveinių tvarkymas - Odbudowa zdegradowanych siedlisk będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty na obszarach chronionych na Litwie
LU	LIFE13 NAT/LU/000068	Projekt LIFE „Ochrona i zarządzanie bogatymi w gatunki murawami przez organy lokalne”
LU	LIFE13 NAT/LU/000782	LIFE Orchis: Odbudowa muraw wapiennych we wschodnim Luksemburgu w latach 2014–2019
LV	LIFE16 NAT/LV/000262	GrassLIFE – Odtwarzanie priorytetowych obszarów występowania muraw w UE i promowanie ich wielokrotnego użytkowania
PL	LIFE08 NAT/PL/000513	XericGrasslandsPL - Ochrona muraw kserotermicznych w Polsce. Teoria i praktyka
PL	LIFE11 NAT/PL/000432	Ochrona obszaru PKOG - Ochrona cennych przyrodniczo siedlisk nieleśnych, charakterystycznych dla obszaru Parku Krajobrazowego Orlich Gniazd
SI	LIFE14 NAT/SI/000005	LIFE to grasslands - ochrona i zarządzanie suchymi murawami we wschodniej Słowenii
SK	LIFE17 NAT/SK/000589	LIFE SUB-PANNONIC - Ochrona siedlisk i gatunków występujących na subpannońskich suchych murawach