

**ZESZYTY NAUKOWE  
UNIWERSYTETU  
PRZYRODNICZEGO  
WE WROCŁAWIU**

**NR 555**

**ROZPRAWY CCXLVII**

**LUDWIK ŻOŁNIERZ**

**GRASSLANDS ON SERPENTINES  
IN LOWER SILESIA (SW POLAND)  
– SOME ASPECTS OF THEIR ECOLOGY**

**DEPARTMENT OF BOTANY AND PLANT ECOLOGY**



**WROCŁAW 2007**

**LUDWIK ŻOŁNIERZ**

**ZBIOROWISKA TRAWIASTE WYSTĘPUJĄCE  
NA DOLNOŚLĄSKICH SERPENTYNITACH  
– WYBRANE ASPEKTY EKOLOGII**

**KATEDRA BOTANIKI I EKOLOGII ROŚLIN**



**WROCŁAW 2007**

*Opiniodawca*

prof. zw. dr hab. Ryszard Kostuch

*Redaktor merytoryczny*

prof. dr hab. inż. Zofia Spiak

*Opracowanie redakcyjne i korekta*

mgr Elżbieta Winiarska -Grabosz

*Łamanie*

Teresa Alicja Chmura

*Projekt okładki*

Grażyna Kwiatkowska

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu,  
Wrocław 2007

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany ani rozpowszechniany  
za pomocą urządzeń elektronicznych, nagrywających i innych  
bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

ISSN 1897-208X

ISSN 1897-4732

**WYDAWNICTWO UNIwersytetu PRZYRODniczego WE WROCLAWIU**

**Redaktor naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki**

**ul. Sopocka 23, 50-344 Wrocław, tel./fax 071 328-12-77**

**e-mail: [wyd@ozi.ar.wroc.pl](mailto:wyd@ozi.ar.wroc.pl)**

---

Nakład: 100 + 16 egz. Ark. druk. 14,5

Druk i oprawa: F.P.H. ELMA

## **Podziękowania**

*Pragnę gorąco podziękować Panu prof. dr. hab. Jerzemu Fabiszewskiemu za poświęcenie czasu na wnikliwe przeczytanie manuskryptu tej pracy i cenne uwagi, jakie do niej zgłosił, a także za oznaczenie gatunków porostów z powierzchni badawczych. Bardzo pomocne okazały się dla mnie uwagi i sugestie sformułowane po przeczytaniu pierwszej wersji pracy przez dr. Bronisława Wojtunia, zawsze też mogłem liczyć na dyskusje z Nim przy rozwiązywaniu rozmaitych problemów w czasie badań i opracowania wyników. Jestem bardzo zobowiązany Panu dr. Tadeuszowi Stepie, który podjął się trudu oznaczenia składu granulometrycznego gleb i poświęcił temu wiele dni pracy. Serdecznie dziękuję dr hab. Ewie Fudali za pomoc w oznaczeniu gatunków mchów i dr. Pawłowi Kwiatkowskiemu za chętnie dzielenie się ze mną swoją wiedzą florystyczną. Dziękuję również bardzo mgr Barbarze Matule za pomoc w pracach laboratoryjnych. Dokończenie analiz chemicznych, a tym samym całego zaplanowanego przeze mnie programu badań stanęło pod znakiem zapytania, kiedy doszło do poważnej awarii spektrometru absorpcji atomowej. Szczęśliwe rozwiązanie tego problemu zawdzięczam wiedzy, umiejętnościom i wyjątkowemu osobistemu zaangażowaniu Pana mgr. Marka Smółki, pracownika serwisu firmy Candela sp. z o.o. Współdomownikom: Marii, Julce i Jasiowi chcę podziękować za okazywaną mi w ciągu ostatnich kilku lat wyrozumiałość i cierpliwość.*



# SPIS TREŚCI

<b>1. Wstęp</b> .....	<b>9</b>
<b>2. Cel pracy</b> .....	<b>13</b>
<b>3. Hipotezy robocze</b> .....	<b>14</b>
<b>4. Charakterystyka terenu badań</b> .....	<b>15</b>
<b>5. Materiał i metody</b> .....	<b>19</b>
5.1. Badania florystyczne .....	19
5.2. Badania ekologiczne .....	22
5.2.1. Prace terenowe .....	22
5.2.1.1. Badania wpływu czynników siedliskowych na strukturę gatunkową i przestrzenną muraw kserotermicznych .....	22
5.2.1.2. Badania zależności pomiędzy właściwościami gleb a składem mineralnym roślin muraw kserotermicznych i użytkowanych zbiorowisk trawiastych .....	26
5.2.2. Prace laboratoryjne .....	27
5.2.2.1. Przygotowanie prób roślinnych i glebowych do analiz .....	27
5.2.2.2. Pomiary i oznaczenia .....	28
5.3. Analiza danych .....	29
<b>6. Omówienie wyników</b> .....	<b>32</b>
6.1. Flora muraw kserotermicznych na serpentynitach .....	32
6.1.1. Charakterystyka badanych obiektów .....	32
6.1.2. Wyniki obserwacji florystycznych .....	34
6.2. Właściwości siedlisk muraw kserotermicznych .....	61
6.3. Wpływ czynników siedliskowych na produkcję biomasy i różnorodność gatunkową muraw .....	72
6.3.1. Wpływ czynników abiotycznych na produktywność siedlisk .....	72
6.3.2. Wpływ czynników siedliskowych na różnorodność gatunkową muraw .....	91
6.4. Wpływ czynników siedliskowych na zróżnicowanie fitocenozy muraw kserotermicznych .....	101
6.4.1. Analizy klasyfikacyjne .....	101
6.4.2. Analizy ordynacyjne .....	109
6.5. Struktura przestrzenna i wskaźniki różnorodności zbiorowisk muraw kserotermicznych .....	121
6.6. Rozwój roślinnych zbiorowisk zastępczych na siedliskach muraw kserotermicznych ..	128
6.7. Skład mineralny roślin ciepłolubnych muraw .....	143
6.8. Właściwości chemiczne gleb i skład mineralny roślin użytków zielonych na serpentynitach .....	151
<b>7. Dyskusja</b> .....	<b>162</b>
7.1. Ciepłolubne murawy na serpentynitach jako wyspowa ostoja różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym .....	162

7.2. Zależności pomiędzy właściwościami siedlisk a roślinnością muraw na serpentynitach.....	171
7.2.1. Właściwości siedlisk.....	171
7.2.2. Wpływ czynników siedliskowych na produkcję biomasy roślinności muraw ....	175
7.2.3. Wpływ czynników siedliskowych na różnorodność gatunkową i strukturę przestrzenną zbiorowisk.....	178
7.2.4. Procesy degradacyjne – powstawanie zbiorowisk zastępczych na siedliskach muraw .....	185
7.3. Specyfika właściwości chemicznych gleb i składu mineralnego roślin zbiorowisk trawiastych .....	188
7.4. Zagrożenia zbiorowisk roślinności trawiastej na serpentynitach i zagadnienie ich ochrony.....	192
<b>8. Podsumowanie wyników, wnioski i weryfikacja hipotez roboczych .....</b>	<b>198</b>
<b>9. Literatura .....</b>	<b>204</b>
<b>Grasslands on Serpentes in Lower Silesia (SW Poland) – Some Aspects of Their Ecology. The Outline .....</b>	<b>225</b>
I. Introduction.....	225
II. Methods .....	226
III. Synthesis of the results and conclusions .....	227

Suplement: <http://www.dbc.wroc.pl/dlibra/docmetadata?id=5747>



# 1. WSTĘP

Dolny Śląsk odznacza się wyjątkową w skali Polski różnorodnością budowy geologicznej, a dotyczy to szczególnie Sudetów, z ich Pogórzem i Przedgórzem. Rejon ten jest jedynym w kraju obszarem występowania serpentynitów – skał o specyficznych właściwościach, dziedziczonych przez powstające z nich gleby i nadających przez to szczególnie charakter biotopom ekosystemów. Sprawia to, że dolnośląskie serpentynity, mimo że łączna powierzchnia ich odsłoneń nie przekracza 100 km<sup>2</sup>, od dawna ogniskują zainteresowania naukowe nie tylko geologów, ale również gleboznawców, florystów i ekologów. Dolnośląskie odsłoneń serpentynitów na Przedgórzu Sudeckim obejmują jeden duży kompleks tworzący południową część Masywu Ślęży i dwa mniejsze w okolicach Ząbkowic Śląskich – masywy Szklar i Grochowej. Ponadto występują znacznie już mniejsze wychodnie skał serpentynitowych w Górach Sowich (Kamionki, Przedgórze), w Górach Bardzkich koło Mikołajowa, na Żmijowcu w Masywie Śnieżnika, na wzgórzu Popiel w Górach Kaczawskich i stosunkowo niedawno opisana (Bakun-Czubarow i Nonna Smulikowski 1993) intruzja w karkonoskim bloku granitowym na Grzbiecie Lasockim.

Serpentynity są skałami powstałymi w wyniku zachodzącego na dnie oceanu hydrotermalnego przeobrażenia ultrazasadowych skał magmowych – perydotytów, piroksenitów, harzburgitów, iherzolitów i dunitów. W ich składzie dominują minerały z grupy serpentynu, z nieznaczną domieszką pozostałości pierwotnej skały magmowej, do których należą: piroksen, oliwin i hornblenda. Serpentyny są hydrokrzemianami o ogólnej formule:



gdzie składnikiem „Me” jest magnez, żelazo, glin lub nikiel. O właściwościach skały decydują proporcje minerałów, w tym różnych form serpentynów, ilość i skład domieszek, a także stopień przeobrażenia – serpentynizacji i w konsekwencji udział skał pierwotnych. Stopień serpentynizacji jest zmienny i przeważnie zawiera się w przedziale 20–80%, rzadko jest pełny (Malpas 1992). Najistotniejsze właściwości skał serpentynitowych decydujące o ekologicznej specyfice powstających na nich gleb to: wysoki odczyn, niskie zawartości fosforu, potasu i wapnia, przy jednocześnie bardzo wysokich magnezu oraz duże koncentracje metali ciężkich: niklu, chromu i kobaltu. Ogólne właściwości skał przenoszone są na powstające z nich gleby, choć relacje pomiędzy poszczególnymi pierwiastkami mogą się istotnie zmieniać zależnie od warunków wietrzenia i przebiegu procesu glebotwórczego (Proctor i Woodel 1975).

Zespół czynników charakteryzujących siedliska serpentynitowe bywa określany w literaturze ekologicznej mianem kompleksu serpentynitowego. W jego skład wchodzi:

1. Właściwości fizyczne gleb – przeważnie są one silnie kamieniste i z dużym udziałem części szkieletowych, łatwo przepuszczalne, o niskiej pojemności wodnej. Jest to przyczyną nierzadko bardzo silnego kseryzmu siedlisk.
2. Niedobory podstawowych składników pokarmowych – azotu, fosforu i potasu.
3. Koncentracje magnezu często przekraczają zakres optimum dla roślin i mogą być toksyczne.
4. Często głęboki niedobór wapnia w połączeniu z wysokimi koncentracjami magnezu dają specyficzną relację Mg/Ca, odwrotną w stosunku do gleb nieserpentynitowych, gdzie regułą jest wyraźna przewaga ilościowa wapnia.
5. Wysoka zawartość specyficznych dla serpentynitów metali ciężkich – niklu, chromu i kobaltu. Istnieją doniesienia dokumentujące toksyczny wpływ niklu na rośliny siedlisk serpentynitowych. Rozważana jest również możliwość toksycznego działania chromu i kobaltu mimo, jak dotąd, braku obserwacji uzasadniającej taką hipotezę.

Pierwsze dwa z wymienionych czynników nie są specyficzne dla siedlisk serpentynitowych, jednak mogą istotnie modyfikować działanie pozostałych, wchodząc z nimi w interakcje.

W wielu miejscach na świecie siedliska serpentynitowe, zwłaszcza te o szczególnie wysokim natężeniu czynników kompleksu serpentynitowego, bardzo wyraźnie odcinają się na tle sąsiednich, o innym podłożu geologicznym, za sprawą kontrastującej roślinności. Odznacza się ona swoistym składem gatunkowym, niskim zwarcie, karłowatym wzrostem i niekiedy specyficznymi formami morfologicznymi roślin („serpentinomorfozy”). Obszary z dużym udziałem serpentynitów, a szczególnie te zaliczające się do zagrożonych światowych centrów różnorodności biologicznej – „biodiversity hot spots” (Myers i in. 2000) – takie jak m.in. Kalifornia, Nowa Kaledonia, Kuba, a w Europie kraje basenu Morza Śródziemnego charakteryzują się bogactwem endemitów, które zarazem wykazują ścisły związek z siedliskami serpentynitowymi (m.in.: Brooks 1987, Menzes de Sequeira i Pinto da Silva 1992, Vergnano Gambi 1992, Berazaín Iturralde 1997, Stevanović i in. 2003, Brady i in. 2005). Przywiązanie tych roślin do skał serpentynitowych często przejawia się szczególnymi właściwościami ich fizjologii, np. zdolnością do hiperakumulacji niklu, tj. do gromadzenia tego pierwiastka w ilościach przekraczających  $1000 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m. Rekordzistą pod tym względem jest *Sebertia acuminata*, drzewo z Nowej Kaledonii, w którego lateksie nikiel występuje w stężeniu 11.2% w świeżej, a 25.7% w suchej masie oraz w zakresie 0.3–2.45% dla suchej masy różnych części pędu (Jaffré i in. 1976).

Roślinność dolnośląskich serpentynitów pozbawiona jest endemitów, nie różni się fizjonomią od zbiorowisk o podobnym charakterze, które rozwijają się na podobnych siedliskach o innych podłożach geologicznych, wspólne są też dla nich dominujące i charakterystyczne gatunki. Wyjątkiem są tzw. „paprocie serpentynitowe” z rodzaju zanokcica *Asplenium*: *A. adulterinum*, *A. cuneifolium* i *A. adiantum-nigrum*, które u nas występują wyłącznie na serpentynitach. Pierwszy z wymienionych gatunków do niedawna uważany był za endemit środkowoeuropejski.

Zainteresowanie serpentynitami i występującymi na nich roślinami sięga końca szesnastego stulecia, kiedy ukazała się najstarsza cytowana w literaturze praca filozofa, lekarza i botanika Andrea Cesalpino (1583, cyt. za Proctor i Woodel 1975), który na serpentynitach Toskanii opisał często spotykaną tam do dziś smagliczkę *Alyssum bertolonii*. W czasach nam bliższych, obok opisów florystycznych, uwagę badaczy skupiały zagadnienia dotyczące zależności pomiędzy czynnikami środowiskowymi a postacią roślinności. Próbowano rozstrzygnąć, który z tych czynników decyduje o szansach przetrwania gatunków i produktywności siedlisk, opisywano przystosowania roślin do specyfiki gleb serpentynitowych itp. Autorami pierwszych szerokich dzieł traktujących o ekologii siedlisk serpentynitowych i ich roślin były: Kruckeberg (1951, 1954) i Whittaker (1954ab) w Stanach Zjednoczonych, a w Europie: Rune (1953), Spence (1957ab), Krause (1958), Spence i Miller (1963). Wnikliwe badania nad ekologią brytyjskich siedlisk i roślin serpentynitowych w latach siedemdziesiątych prowadzili Proctor (1971ab), Proctor i Woodel (1971, 1975), Marrs i Proctor (1976), Shewry i Peterson (1976). W roku 1987 ukazała się obszerna monografia poświęcona serpentynitom i ich roślinności autorstwa R. R. Brookesa, a po niej jeszcze przegląd ekologii siedlisk serpentynitowych w skali globalnej redagowany przez Roberta i Proctora (1992). Począwszy od roku 1991 odbyło się pięć cyklicznych konferencji (International Conference on Serpentine Ecology: I – Davis, USA 1991, II – Noumea, Nowa Kaledonia 1995, III – Kruger National Park, Pd. Afryka 1999, IV – Hawana, Kuba 2003, V – Siena, Włochy 2006), których plonem są wydawane zbiory materiałów.

Historia badań botanicznych na obszarze dolnośląskich masywów serpentynitowych sięga połowy dziewiętnastego stulecia. Okres 1850–1945 to przede wszystkim lata intensywnej eksploracji florystycznej tego terenu, która zaowocowała syntetycznymi opracowaniami zawartymi w dziełach Fieka (1881) i Paxa (1915) oraz dostarczyła danych do szczegółowej flory Schubego (1903).

W okresie powojennym kontynuowany był przede wszystkim nurt badań florystycznych. Jego rezultatem stały się syntetyczne opracowania flor zarodnikowych Masywu Ślęży: porostów epifitycznych (Fabiszewski 1963) i mchów (Berdowski 1974). Wątrobowce badał Koła (1965). Flora naczyniowa obszarów serpentynitowych badana była przez Mądalskiego (1961), Karpowicz (1963ab), Stojanowską (1973), Anioł-Kwiatkowską i in. (1992), Berdowskiego (1992), Berdowskiego i Panka (1998, 1999), Berdowskiego i Radziuk (1998), Żołnierza (1993b, 2001abc, 2004b), Panka i Berdowskiego (1995), Kwiatkowskiego (1997), Szczęśniak (1999), Szczęśniak i Kaźmierczakową (2001), Kąckiego i Szczęśniak (2003). Pionierami badań ekologicznych byli Sarosiek i Sadowska (1961), a kontynuowali je Sarosiek (1964), Sulej i in. (1970), Wojtuń i in. (1993), Samecka-Zimmerman i Kempers (1994), Samecka-Zimmerman i in. (2002), Żołnierz (1989, 1993a, 2004a).

Serpentynity obecne są również w krajach ościennych. Duży ich kompleks występuje w południowej części Moraw w rejonie Mohelna, gdzie zachowały się rozległe zbiorowiska trawiaste o charakterze stepowym i ciepłolubne zespoły leśne (Chytrý i Vicherek 1996, Unar 1996, Chytrý i Horák 1997). Drugim rejonem występowania serpentynitów w Czechach jest w zachodniej części kraju obszar chronionego krajobrazu Slavkovský Les na południe od Karlowych Warów, gdzie występują ciepłolubne bory sosnowe, zbiorowiska roślinności naskalnej z paprociami serpentynitowymi i wrzosowiska

(Müller-Stoll i Toman 1984, Jeník 1993). W odległości ok. 50 km na północny wschód od Karlowych Warów po niemieckiej stronie granicy, na pn.-zach. stokach Rudaw, znajdują się wystąpienia serpentynitów w rejonie Zöblitz i Ansprung będące centrum występowania rzadkich gatunków, m.in. paproci serpentynitowych (Irmscher 1993, 1996).

Do najcenniejszych pod względem przyrodniczym zbiorowisk roślinnych na dolnośląskich serpentynitach zalicza się kserotermiczne (ciepłolubne i tolerujące niedobory wilgoci) murawy należące do klasy *Festuco-Brometea*, które są głównym przedmiotem badań opisywanych w tej pracy. Zbiorowiska te w stosunkowo dużej różnorodności postaci odcinają się od innych trawiastych fitocenoz w swym otoczeniu dzięki swoistej fizjonomii. Dierschke (1997) syntetycznie opisuje murawy kserotermiczne jako raczej niskie, słabo produktywne zbiorowiska bogate w trawy, rozwijające się na stosunkowo ubogich w składniki pokarmowe, luźnych glebach wytworzonych ze skał zasobnych w zasady, które latem poddane są silnemu wpływowi ciepła i suszy. Innymi ciekawymi obiektami badań botanicznych na serpentynitach dolnośląskich są zbiorowiska roślinności naskalnej, natomiast poza nielicznymi fragmentami mniej inspirujące naukowo wydają się zbiorowiska leśne, które w wyniku działalności gospodarczej zostały znacznie zmniejszone.

Lektura prac poświęconych badaniom siedlisk i roślinności serpentynitów pochodzących z różnych obszarów wskazuje na niekiedy nawet znaczną zmienność relacji pomiędzy czynnikami kompleksu serpentynitowego i różnorodność reakcji roślin. Wydaje się niemożliwe wskazanie jakiejś uniwersalnej przyczyny nieurodzajności gleb serpentynitowych i konkretnego czynnika decydującego o składzie gatunkowym i przemianach zasiedlających je zbiorowisk roślinnych. Konfiguracje tych czynników są różne w poszczególnych rejonach wystąpień serpentynitów i poddane są tam odmiennym interakcjom z czynnikami klimatycznymi. Wydaje się, że próbę wskazania najistotniejszych czynników siedliskowych i interpretacji ich wpływu na postać związanych z serpentynitami zbiorowisk roślinnych można podjąć w skali co najwyżej regionalnej. Taką właśnie próbę postanowiono podjąć jako cel tej pracy w odniesieniu do zbiorowisk ciepłolubnych muraw.

Pewnego rodzaju wymuszonym przez okoliczności kontekstem dla florystycznych i ekologicznych badań muraw i często tworzącej z nimi przestrzenno-funkcjonalne kompleksy roślinności naskalnej dolnośląskich siedlisk serpentynitowych jest zagadnienie powierzchni marginalnych jako ostoi różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym. Wymienione zbiorowiska zachowały się do naszych czasów jako niewielkie płyty rozproszone na dużym obszarze o charakterze krajobrazu kulturowego, w większości rolniczego. W rezultacie obiekty badane w tej pracy są przez autora traktowane jako wyspy środowiskowe na tle obszarów w pełni przekształconych i kontrolowanych przez człowieka. Problematyka ekosystemów półnaturalnych jako wyspowych ostoi bioróżnorodności w krajobrazie rolniczym zalicza się do ważnych kierunków zainteresowania współczesnej ekologii (m.in. Loster 1991). Poświęcone tym zagadnieniom badania, poza weryfikacją założeń teoretycznych, mogą mieć również zastosowania praktyczne pozwalając na aplikację wiedzy ekologicznej w działaniach konserwatorskich. Ich wyniki mogą dać podstawy cenne dla działań na rzecz zapewnienia odpowiednich warunków koegzystencji ostoi przyrodniczych z obszarami intensywnie użytkowanymi rolniczo.

## 2. CEL PRACY

Ogólnym celem pracy jest poznanie natury oddziaływania zespołu czynników siedliskowych na postać i funkcjonowanie zbiorowisk trawiastych występujących na dolnośląskich serpentynitach. Główną uwagę poświęcono murawom kserotermicznym jako zbiorowiskom o wysokiej wartości przyrodniczej, równie wysokim stopniu zagrożenia i – z uwagi na obydwie te względy – obiektom, które pilnie należy objąć przemyślanym programem ochrony. Drugim rodzajem trawiastych zbiorowisk roślinnych objętych badaniami były fitocenozy łąk i pastwisk, a celem tych prac była ocena rodzaju i zakresu wpływu nietypowych właściwości chemicznych gleb na cechy jakościowe uzyskiwanych na tych użytkach plonów.

W celu skonstruowania przejrzystego i logicznie spójnego programu badań główne zamierzenie podzielono na składowe zadania badawcze:

- Opracowanie flory naczyniowej kserotermicznych zbiorowisk trawiastych na siedliskach serpentynitowych.
- Poznanie czynników decydujących o bogactwie gatunkowym i procesach degradacji florystycznej (ustępowanie gatunków będących naturalnymi składnikami zbiorowisk, synantropizacja, inwazje gatunków) muraw kserotermicznych traktowanych jako wyspy środowiskowe na tle krajobrazu rolniczego.
- Poznanie istoty zależności pomiędzy kompleksem czynników siedliskowych a gatunkową i przestrzenną strukturą fitocenozy muraw kserotermicznych oraz właściwościami roślinności rozwijających się w wyniku ich degradacji zbiorowisk zastępczych.
- Poznanie zależności pomiędzy właściwościami fizykochemicznymi gleb serpentynitowych a składem mineralnym gatunków muraw kserotermicznych, jak również zbiorowisk trawiastych użytkowanych rolniczo.
- Określenie zagrożeń i opracowanie wskazań dotyczących ochrony półnaturalnych ekosystemów na serpentynitach jako obiektów rzadkich w skali Europy Środkowej, a jedynych tego rodzaju w kraju.

### 3. HIPOTEZY ROBOCZE

- Hipoteza 1. Ciepłolubne murawy na serpentynitach wykazują odrębność w stosunku do analogicznych zbiorowisk z innych podłoży geologicznych Dolnego Śląska. Z uwagi na silny kseryzm siedlisk, niską zasobność w składniki pokarmowe, potencjalnie toksyczny wpływ nadmiaru magnezu i niklu należy oczekiwać, że murawy na serpentynitach są uboższe w gatunki niż podobne zbiorowiska, występujące na glebach o korzystniejszych dla roślin właściwościach.
- Hipoteza 2. Rozproszone na intensywnie użytkowanym obszarze rolniczym półnaturalne ciepłolubne murawy mają charakter wysp środowiskowych w krajobrazie kulturowym. O ich bogactwie gatunkowym, a także o podatności na wnikanie gatunków obcych, decydują czynniki znane z teorii ekologii wysp: powierzchnia obiektu, jego oddalenie od obiektów o analogicznym charakterze, istnienie lub brak barier utrudniających wymianę gatunków, kształt wyspy i związane z nim natężenie efektu brzegowego, różnorodność i charakter sąsiednich zbiorowisk roślinnych itp.
- Hipoteza 3. Istnieje związek pomiędzy działającymi pojedynczo i wchodzącymi w interakcje specyficznymi dla siedlisk serpentynitowych czynnikami abiotycznymi a składem gatunkowym fitocenozy, parametrami ich różnorodności biologicznej, wielkością produkcji biomasy, proporcjami udziału poszczególnych grup funkcjonalnych roślin itp.
- Hipoteza 4. Nietypowa relacja koncentracji wapnia i magnezu oraz wysokie w porównaniu z innymi glebami zawartości metali ciężkich – niklu, chromu i kobaltu – znajdują swoje odbicie w składzie mineralnym roślin. Zjawisko to jest specyficzne pod względem gatunkowym, a jego rozmiary są w różny sposób modyfikowane przez pozostałe czynniki siedliskowe.
- Hipoteza 5. Specyfika właściwości chemicznych gleb odciska się na jakościowych cechach plonów użytkowanych łąk i pastwisk – rośliny gromadzą podwyższone ilości magnezu oraz metali ciężkich: niklu, chromu i kobaltu.

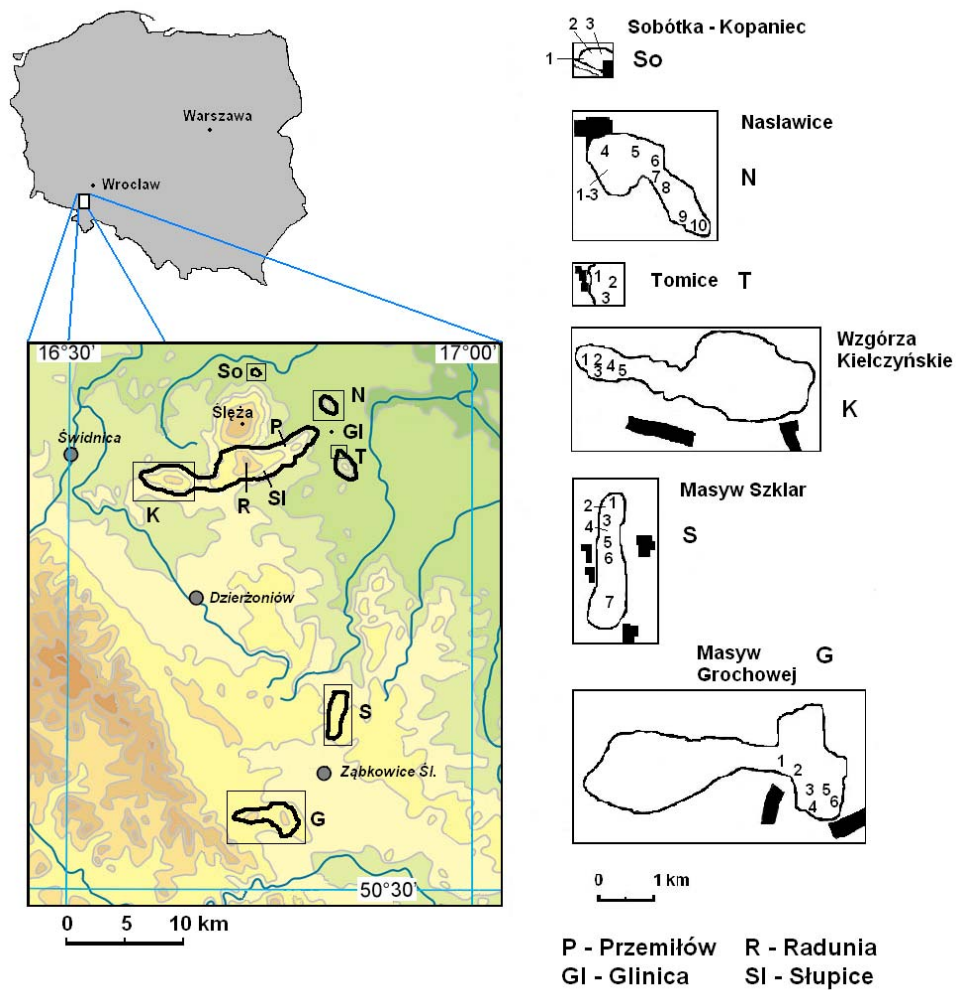
## 4. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Odslonięcia serpentynitowe, na których położone są obiekty badane w tej pracy, wchodzi w skład masywów wypiętrzonych na Przedgórzu Sudeckim (por. mapa<sup>1)</sup> – rys. 1). Głównym dolnośląskim wystąpieniem serpentynitów jest południowa część Masywu Ślęży, przebiegająca łagodnym około dwudziestokilometrowej długości łukiem skierowanym ku północnemu zachodowi. W jej skład wchodzi od zachodu: Wzgórze Kielczyńskie (308–466 m n.p.m.), kulminacja Raduni (573 m n.p.m.) i Wzgórze Oleszeńskie (315–387 m n.p.m.). W sąsiedztwie wschodnich obrzeży głównego masywu występują niższe wzniesienia – wzgórze pomiędzy Jordanowem Śląskim a Nasławicami (190–201 m n.p.m.) z dużą czynną kopalnią serpentynitu oraz Jańska Góra (253 m n.p.m.) z jej pn.-zach. ramieniem schodzącym wzdłuż rzeki Olesznej ku Tomicom. Niewielkie izolowane odslonięcie serpentynitu znajduje się w zachodniej części Sobótki – wzgórze Kopaniec (210 m n.p.m.). Dwa inne masywy serpentynitowe położone są w okolicach Ząbkowic Śląskich: Wzgórze Szklarskie (320–384 m n.p.m.), w centralnej części zajęte przez rozległe wyrobiska dawnej kopalni rud niklu i Masyw Grochowej (417–492 m n.p.m.). Wymienione pasma wzgórz w większości (poza wzniesieniem koło Nasławic) w swoich wyższych partiach pokryte są lasami, a w dolnych polami uprawnymi i – w znacznie mniejszym stopniu – łąkami i pastwiskami [CD – P1]<sup>2)</sup>.

Masywy serpentynitowe wchodzi w skład ofiolitu sudeckiego, a więc powstającego w warunkach dna oceanicznego zespołu skał skorupy ziemskiej i górnego płaszcza Ziemi, obejmującego: od spodu przeobrażone w serpentynity skały ultrazasadowe, zalegające na nich gabra, następnie zasadowe skały wulkaniczne i jeszcze wyżej maficzne (złożone w większości z ciemnych minerałów) pokrywy lawowe i lawy poduszkowe. Spośród naszych masywów serpentynitowych najpełniej wykształcone cechy ofiolitu ma Masyw Ślęży, który zdaniem Majerowicza (2006) wykazuje podobieństwo do klasycznego w literaturze geologicznej ofiolitu z Masywu Troodos na Cyprze, różniąc się od niego słabszym wykształceniem law poduszkowych. Ofiolit Ślęży został tektonicznie obalony ku północy, stąd wynika współcześnie widoczna na powierzchni sekwencja skał: od pierwotnie najgłębiej zalegających serpentynitów w południowej części masywu, przez gabro w części środkowej, po amfibolity na północnym krańcu. Wiek poszczególnych składników ofiolitu pozostaje wciąż nieoznaczony, poza gabra, dla których szacuje się go na ok. 420 milionów lat, tj. na przełom syluru i dewonu (Żelaźniewicz 2006).

<sup>1)</sup> Symbole lokalizacji i stanowisk na mapie zgodne są z użytymi w tekście, tabelach i na rysunkach.

<sup>2)</sup> Dodatkowy materiał ilustracyjny zawarto na dołączonej płycie CD w postaci prezentacji (P1-P5) Microsoft Office PowerPoint.



Rys. 1. Masywy serpentynitowe i rozmieszczenie badanych obiektów. Symbole lokalizacji i numery obiektów zgodnie z użytymi w tekście, na rysunkach i w tabelach. Wykorzystano, za zgodą, mapę Wojewódzkiego Biura Urbanistycznego we Wrocławiu (2005)

Fig. 1. The serpentinite massifs and the distribution of investigated objects. Symbols of sites and numbers of investigated objects (dry grasslands) correspond to those used in text, figures and tables. The map taken with permission from Wojewódzkie Biuro Urbanistyczne we Wrocławiu (2005)



Serpentynty wchodzące w skład poszczególnych masywów wykazują znaczne zróżnicowanie składu budujących je skał ultrazasadowych, minerałów i w konsekwencji właściwości chemicznych (Maciejewski i Niśkiewicz 1979) oraz podatności na wietrzenie (Sachanbiński i in. 2006), co znajduje swoje odbicie w cechach powstających z nich gleb.

Klimat Przedgórze Sudeckiego nie odbiega znacząco od warunków panujących na Nizinie Śląskiej. Średnie temperatury roczne zawierają się w przedziale 6.5–8.5 °C, średnia wielkość opadów rocznych od 600–650 mm w partiach niżowych do 770 mm w wyższych częściach Masywu Śląży. Opady są nierównomiernie rozłożone w czasie roku, ok. 65% przypada na półrocze letnie (maj–październik). Okres wegetacyjny w partiach niżowych trwa ok. 225 dni, średnia temperatura wynosi w tym czasie ok. 14 °C. Wyniesiony o ok. 200–500 m ponad poziom Niziny Śląskiej Masyw Śląży odznacza się stosunkowo dużą zmiennością pogody, wyższym niż w otoczeniu zachmurzeniem i większą częstością burz (przeciętnie 36 w roku). Pokrywa śnieżna utrzymuje się przeciętnie od 50–60 dni na niżu do ok. 90 w partiach szczytowych Śląży i Raduni (Staffa i in. 2005, WBU 2005, Sobik 2006).

Wyższe partie wzgórz pokryte są głównie borami sosnowymi w dużej części o charakterze sztucznych plantacji leśnych, a tylko fragmentarycznie zachowały się luźne drzewostany sosnowe z kserotermicznym runem, które być może mają charakter naturalny. Częste są również sztucznego pochodzenia bory świerkowe. Najbardziej rozpowszechnioną postacią drzewostanów liściastych są ciepłolubne dąbrowy (*Potentillo albae-Quercetum*) obejmujące stosunkowo duże powierzchnie w Masywie Śląży, spotykane są też na Brzeźnicy w Masywie Grochowej. Wśród zbiorowisk leśnych niemal brak buczyn poza niewielką powierzchnią na Wzgórzach Oleszeńskich, często spotyka się natomiast skupienia robinii akacjowej *Robinia pseudacacia*, a także innych gatunków egzotycznych, np. daglezi *Pseudotsuga taxifolia*.

Murawy kserotermiczne będące głównym obiektem badań tej pracy w większej części położone są w środkowych partiach stoków, poniżej lasów. Na wzgórzu koło Nasławic znajdują się na marginalnych powierzchniach, gdzie z uwagi na rzeźbę terenu nie prowadzi się upraw. Część muraw to śródleśne polany, które w kilku wypadkach rozwinęły się na siedliskach antropogenicznych porastając skarpy i obrzeża nieczynnych od dawna kamieniołomów. Płaty muraw stykają się ze zbiorowiskami zastępczymi opianowanymi przez wysokie byliny, przeważnie z dużym udziałem trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* i różnymi postaciami zbiorowisk łąkowych z rzędu *Arrhenatheretalia*, również objętych badaniami nad zależnościami pomiędzy właściwościami siedlisk a składem mineralnym runi i wybranych tworzących ją gatunków. Na odsłonięciach skał (w większości pochodzenia antropogenicznego) występują zbiorowiska roślinności naskalnej, m.in. z osobliwościami florystycznymi, jakimi są tzw. „paprocie serpentynitowe” z rodzaju zanokcica: *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* i *A. adiantum-nigrum*. Osobliwością o bardzo wysokiej randze znaczenia przyrodniczego jest rezerwat „Łąka Sulistrowicka”. Obiekt ten nie został włączony do badań, ponieważ odbiega charakterem od zbiorowisk trawiastych, którym poświęcona została ta praca, a ponadto w niedawnym czasie badany był przez Berdowskiego (1995) oraz Berdowskiego i Panka (1998).

Poniżej płątów zbiorowisk trawiastych (na wzgórzu koło Nasławic również powyżej) rozciągają się grunty orne. Przeważnie są to duże pola o intensywnym charakterze uprawy z wykorzystaniem nowoczesnych technologii z wysokimi dawkami nawożenia mineralnego i systematycznie prowadzonymi zabiegami ochrony roślin. Bardziej ekstenzywne i różnorodne uprawy prowadzone w gęstej sieci pól o niewielkich powierzchniach spotyka się na południowych stokach Wzgórz Kielczyńskich i koło Tomic.

Źródłem zagrożeń dla obiektów przyrodniczych opisywanego terenu o szybko rosnącym w ostatnich latach znaczeniu są rozrastające się osiedla domów letniskowych, co dotyczy przede wszystkim północnych stoków Wzgórz Oleszeńskich i rejonu Raduni. Rozprzestrzenianie się zabudowy zmniejsza przestrzeń izolującą ekosystemy naturalne od obszarów zamieszkałych, a wzrost liczby stałych i okresowych mieszkańców wzmaga penetrację terenu przez ludzi.

## 5. MATERIAŁ I METODY

### 5.1. Badania florystyczne

W pierwszym etapie prac na obszarze wystąpień serpentynitów przeprowadzono poszukiwania muraw kserotermicznych. Ich zróżnicowane pod względem powierzchni płaty rozproszone są w większości jako nieużytki wśród gruntów uprawnych, a w wypadku siedmiu obiektów mają charakter śródleśnych polan. Ostatecznie do badań wybrano 34 obiekty, a wyłączono z nich około dziesięć spośród odnalezionych płatów muraw o znikomych powierzchniach (poniżej 100 m<sup>2</sup>) lub znacznym stopniu degradacji w wyniku różnego rodzaju oddziaływań antropogenicznych. Wybrane obiekty są fizjonomicznie swoistymi jednostkami krajobrazowymi o roślinności zdominowanej przez zbiorowiska muraw kserotermicznych, które w części z nich przenikają się z płatami roślinności naskalnej, a także z fragmentami traworośli z *Arrhenatherum elatius* lub *Calamagrostis epigejos*. Małe fragmenty fitocenoz traworoślowych i naskalnych traktowane były jako pewnego rodzaju synuzja strukturalnie i funkcjonalnie zintegrowane z otaczającymi je i dominującymi murawami. Większe (przekraczające wielkość ok. 1–3 m<sup>2</sup> w wypadku roślinności naskalnej i 15–20 m<sup>2</sup> dla traworośli) były wyłączone z powierzchni badanych obiektów.

Za niezależne obiekty uznawano płaty muraw oddzielone od siebie co najmniej pięciometrowym pasem innych zbiorowisk roślinnych.

Obserwacje florystyczne prowadzono w latach 2004–2006 w trakcie wielokrotnych odwiedzin wszystkich obiektów o różnych porach sezonu wegetacyjnego. Notowano występowanie gatunków oraz szacowano liczebność ich populacji z użyciem czterostopniowej skali (por. tab. 2). Nazwy gatunków roślin przyjęto za Mirkiem i in. (1997). Gatunki krzewów (*Rosa canina*, *R. rugosa*, *Rubus idaeus*, *R. plicatus*) były notowane, o ile zawierały się w warstwie roślinności zielnej, dotyczyło to również drzew reprezentowanych przez juvenilne fazy rozwojowe.

Badane murawy traktowano jako swoiste „wyspy” środowiskowe na tle krajobrazu kulturowego. W celu poznania czynników decydujących o bogactwie gatunkowym i procesach degradacji florystycznej dokonano pomiarów powierzchni i obwodów badanych obiektów, opisano wystawy i nachylenia stoków, na których są usytuowane oraz przeprowadzono analizę ich zróżnicowania siedliskowego i fitocenotycznego.

Lokalizację obiektów przedstawiono na mapie (rys. 1), zaś dane dotyczące ich położenia i wielkości zestawiono w tabeli 1. Zamieszczone w nich symbole badanych obiektów są stosowane w dalszej części pracy.

Tabela 1  
Table 1

Położenie i wielkość obiektów objętych badaniami florystycznymi  
Location and area of floristically investigated dry grasslands. Polana – forest glade

Lp.	Symbol stanowiska	Położenie		Wysokość m n.p.m.	Powierzchnia ha	Obwód m	Uwagi
		N	E				
No.	Site symbol	Location		Altitude m a.s.l.	Area ha	Perimeter m	Remarks
		N	E				
1	So1	50°54.06'	16°43.67'	200	0.234	208	
2	So2	50°54.10'	16°43.69'	200	0.074	142	
3	So3	50°54.11'	16°43.72'	200	0.207	364	
4	N1	50°53.06'	16°48.76'	170	0.120	253	
5	N2	50°53.05'	16°48.79'	180	0.255	254	
6	N3	50°53.02'	16°48.81'	180	0.020	40	
7	N4	50°53.13'	16°48.95'	170	0.188	194	
8	N5	50°53.03'	16°49.79'	170	0.082	170	
9	N6	50°53.00'	16°49.84'	170	0.499	496	
10	N7	50°52.82'	16°49.69'	170	0.614	593	
11	N8	50°52.78'	16°49.73'	170	0.063	173	
12	N9	50°52.28'	16°49.98'	170	0.810	590	
13	N10	50°52.52'	16°50.08'	180	0.097	213	
14	K1	50°49.34'	16°35.64'	320	0.032	76	polana
15	K2	50°49.28'	16°35.67'	330	0.034	189	polana
16	K3	50°49.15'	16°35.76'	300	0.017	87	
17	K4	50°49.29'	16°35.82'	320	0.009	35	polana
18	K5	50°49.28'	16°35.84'	320	0.010	44	polana
19	K6	50°49.28'	16°35.85'	320	0.032	120	polana
20	R	50°50.30'	16°42.33'	550	0.060	180	polana
21	S1	50°49.63'	16°44.45'	330	0.168	205	
22	G1	50°51.91'	16°49.02'	180	0.220	201	
23	T1	50°50.81'	16°49.35'	180	0.232	228	
24	T2	50°50.79'	16°49.39'	180	0.051	138	
25	T3	50°50.53'	16°49.39'	170	0.054	132	
26	S1	50°39.29'	16°49.84'	330	0.319	320	
27	S2	50°39.28'	16°49.77'	320	0.176	157	
28	S3	50°39.19'	16°49.82'	340	0.038	92	
29	S4	50°39.19'	16°49.82'	330	0.123	200	
30	S5	50°39.15'	16°49.86'	340	0.196	240	
31	S6	50°39.12'	16°49.90'	340	0.047	157	
32	G1	50°33.69'	16°45.48'	370	0.030	77	
33	G4	50°33.13'	16°46.16'	330	0.055	110	
34	G6	50°33.19'	16°46.22'	340	0.284	379	

Współrzędne geograficzne i wysokości hipsometryczne obiektów określano za pomocą odbiornika globalnego systemu pozycjonowania GPS (Garmin GPSmap 76). Instrument ten wykorzystano również do pomiarów powierzchni i obwodów płyt muraw. Pomiarów powierzchni dokonywano w warunkach odbioru sygnału z co najmniej 10 satelitów. Powierzchnie najmniejszych obiektów (< 300 m<sup>2</sup>) obliczano na podstawie pomiarów współrzędnych punktów konturu płatu względem wyznaczonych osnów dokonanych za pomocą dalmierza laserowego Leica DISTO A3. Wystawy stoków, na których występują badane murawy, określano za pomocą kompasu, a ich nachylenie mierzono zaopatrzoną w pion klinometrem. W wypadkach gdy pomiędzy murawami a sąsiednimi fitocenozy wykształciły się strefy o charakterze ekotonu, za granicę płatu uznawano linię, na zewnątrz której łączne pokrycie gatunków murawowych osiągało wartości poniżej 25%.

Zróżnicowanie biotopów badanych obiektów określano liczbą obserwowanych mikrosiedlisk. Wyróżniano następujące ich rodzaje:

- 1) odsłoneńca skalne,
- 2) usypiska rumoszu skalnego bez lub z niewielkim udziałem części ziemistych,
- 3) inicjalne płytkie gleby (miąższość <5 cm),
- 4) gleby o średniej miąższości (5–20 cm),
- 5) gleby o miąższości powyżej 20 cm,
- 6) siedliska ruderalne o zaburzonej pokrywie glebowej.

Pomiary miąższości gleb wykonywano za pomocą skalowanego stalowego ostrza (por. rozdz. 5.2.1.1).

Zróżnicowanie fitocenotyczne badanych obiektów określano liczbą zbiorowisk roślinnych rozumianych jako fizjonomicznie wyróżniające się płaty o swoistej i kontrastującej z otoczeniem konfiguracji gatunków. Zróżnicowanie fitocenotyczne otoczenia muraw określano liczbą przylegających do nich płyt sąsiednich zbiorowisk. Wyróżniono następujące zbiorowiska tego rodzaju:

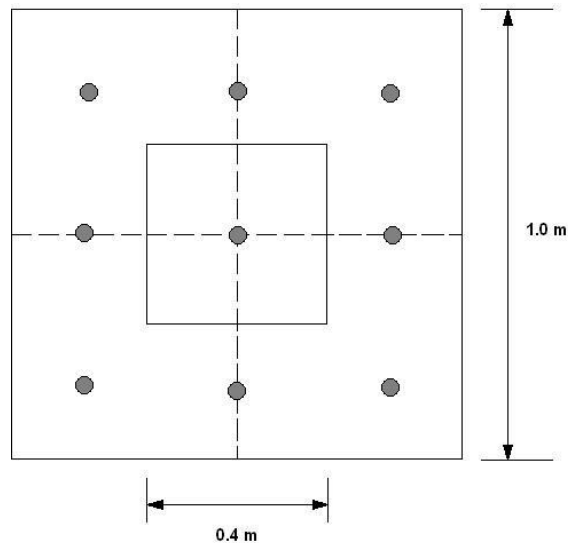
- 1) zbiorowiska leśne: *Vaccinio-Piceetea*, *Quercus-Fagetea*, inne zadrzewienia;
- 2) zbiorowiska zaroślowe: *Rhamno-Prunetea*, inne – np. zarośla *Syringa vulgaris*;
- 3) zbiorowiska okrajkowe: *Trifolio-Geranietea sanguinei*;
- 4) traworośla: *Molinio-Arrhenatheretea*, ekspansywne zbiorowisko *Calamagrostis epigeios* (często z udziałem *Tanacetum vulgare*);
- 5) półruderalne zbiorowiska kserotermiczne: *Agropyreteae intermedio-repentis*;
- 6) zbiorowiska segetalno-ruderalne: *Stellarietea mediae*, w tym zdominowane przez terofity fitocenozy pionierskich stadiów sukcesji wtórnej na powierzchniach ze zniszczoną pokrywą roślinną;
- 7) zbiorowiska ruderalne: wysokich bylin *Artemisietea vulgaris* (przeważnie z udziałem *Tanacetum vulgare*), zbiorowiska niskich bylin miejsc wydeptywanych *Plantaginetea majoris*.

## 5.2. Badania ekologiczne

### 5.2.1. Prace terenowe

#### 5.2.1.1. Badania wpływu czynników siedliskowych na strukturę gatunkową i przestrzenną muraw kserotermicznych

Prace dotyczące wpływu czynników siedliskowych na postać i funkcjonowanie fitocenozy muraw kserotermicznych prowadzone były w okresie występowania maksymalnego poziomu biomasy roślin pomiędzy 15.07 a 5.08.2000 r. z wykorzystaniem 85 powierzchni badawczych rozmieszczonych w różnorodnych płatach zbiorowisk większości obiektów przedstawionych w tabeli 1 (rozdz. 5.1), a także na terenie czterech dodatkowych (P1, P2, S7, G3 – por. rys. 1) w płatach reprezentujących inicjalne stadia sukcesji ekologicznej prowadzącej w kierunku zbiorowisk murawowych. Powierzchnie badawcze miały kształt kwadratu o boku 1m (rys. 2). Ich położenie wybierano losowo w obrębie jednorodnych płatów roślinności, z wyłączeniem ich peryferyjnych partii, w celu uniknięcia możliwych wpływów brzegowych. Wielkość powierzchni wynoszącą 1m<sup>2</sup> przyjęto po przeprowadzeniu rozpoznawczych badań, uznając ją za wystarczającą do reprezentatywnego opisu roślinności, a jednocześnie minimalizującą wpływ przestrzennego zróżnicowania czynników siedliskowych.



Rys. 2. Schemat powierzchni do badań ekologicznych. Opis w tekście

Fig. 2. The layout of plot used in the ecological investigations of the dry grasslands. The small square in the center shows the area of standing crop sampling. Soil depth was measured in the grid of 9 points

W pracy na powierzchniach badawczych posługiwano się ramą drewnianą, której światło podzielone było krzyżującymi się cienkimi linkami na 100 kwadratów o boku 10 cm, co pozwalało na precyzyjny pomiar pokrycia gatunków, a także ułatwiało przyjęcie stałego schematu postępowania przy pomiarach miąższości gleb oraz przy zbiorze prób roślinnych i glebowych do analiz właściwości fizykochemicznych. Dla każdej powierzchni dokonywano pomiarów wystawy i nachylenia stoku, po czym z zastosowaniem skali procentowej określano ilościowy udział poszczególnych gatunków. W centralnej części powierzchni wyznaczano kwadrat o boku 0.4 m (por. rys. 2), z którego pobierano próbę do pomiaru biomasy roślin. Pobierano pędy roślin ścięte na poziomie gruntu („standing crop”)<sup>1)</sup> i starannie oczyszczone z martwej biomasy z poprzedniego roku. Już w trakcie poboru próby dokonywano segregacji gatunków przewidzianych do analiz składu mineralnego oraz wyróżnionych grup funkcjonalnych roślin (zioła dwuliścienne, graminoidy – rośliny jednoliścienne o pokroju trawiastym, mszaki i porosty), dzięki czemu możliwe było później określenie ich udziału w ogólnej biomacie.

Próby gleb do analiz pobierano z czterech losowo wybranych miejsc – każde w osobnej ćwiartce powierzchni – wycinając prostokątny blok o przekroju 8 x 8 cm i głębokości do ok. 18 cm lub określonej przez miąższość profilu glebowego. Na powierzchniach o glebach szczególnie płytkich lub silnie kamienistych, dla uzyskania wystarczającej ilości materiału do analiz, pobierano dodatkowe próby. Z wyciętych bloków gleby usuwano wierzchnią warstwę zawierającą nierozłożoną materię organiczną. Pobrane bloki łączono, tworząc jedną próbę zbiorczą. W podobny sposób w pierwszym tygodniu listopada ponownie pobrano próby gleb z poprzednio oznakowanych powierzchni w celu przeprowadzenia analiz zawartości fosforu i azotu mineralnego. Założono, że o tej porze kończącego się sezonu wegetacyjnego w większej części dokonał się już proces mineralizacji azotu i poziom jego koncentracji można uznać za zbliżony do tego, jakim dysponują rośliny na początku wiosennego wzrostu ich biomasy. Miąższość gleby mierzono za pomocą stalowego skalowanego ostrza, sondując nią wokół dziewięciu punktów równomiernie rozmieszczonych na powierzchni (por. rys. 2). Dla każdego punktu notowano maksymalną stwierdzoną wartość miąższości. Z trzech losowo wybranych miejsc o niezaburzonej strukturze gleby, znajdujących się w osobnych ćwiartkach powierzchni, do cylinderków o objętości 100 cm<sup>3</sup> pobierano próby do pomiaru kapilarnej pojemności wodnej. Także w tym wypadku w miejscach, z których pobierano próby, usunięto zalegającą warstwę nierozłożonej materii organicznej.

Do minimum ograniczono badania o charakterze destrukcyjnym na murawie chronionej na terenie rezerwatu „Radunia”. Wydzielono tam 3 powierzchnie badawcze, z dwóch z nich pobrano próby gleb w minimalnych ilościach niezbędnych do analiz, zrezygnowano natomiast z poboru prób biomasy.

W otoczeniu dwudziestu wybranych powierzchni badawczych przeprowadzono eksperyment, którego celem był pomiar tempa dekompozycji materii organicznej. Zastosowano metodę woreczków ściółkowych („litterbags”) wypełnionych standardowym materiałem roślinnym. Woreczki w postaci płaskich pakietów o wymiarach 14 x 9 cm wykonano z siatki polietylenowej o średnicy oczek 1 mm. Wypełniono je 3 g wysuszo-

---

<sup>1)</sup> W dalszej części tekstu terminy obecne w literaturze niemające ustalonych odpowiedników polskojęzycznych będą w oryginalnej postaci umieszczone w nawiasach.

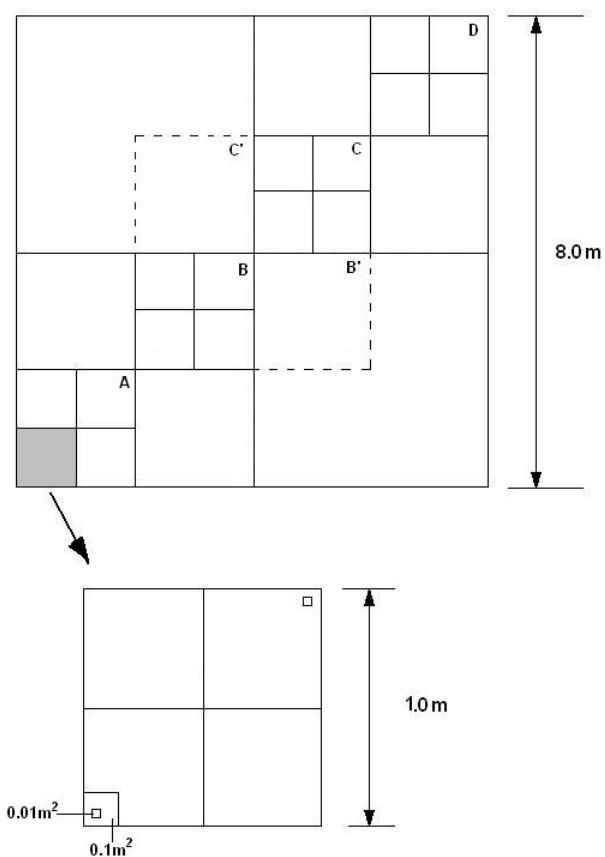
nego do stałej masy materiału roślinnego, w którego skład wchodziły pędy traw: *Festuca rubra* (ok. 60%) i *Lolium perenne* (ok. 30%) oraz koniczyn *Triforium pratense* i *T. repens* w przybliżeniu równych ilościach. Woreczki (n=8) przymocowywano za pomocą miedzianych gwoździ do powierzchni gruntu w lukach pomiędzy roślinami w promieniu ok. 3–4 m od powierzchni badawczych w granicach reprezentowanego przez nie jednorodnego płatu roślinności. Próby kontrolne umieszczono w analogiczny sposób w płacie nieużytkowanego zbiorowiska łąkowego z rzędu *Arrhenatheretalia* na terenie Wrocławia. Woreczki ze ściółką wyłożono w czerwcu 2001 r. i zebrano po dwunastu miesiącach ekspozycji. Do badań zostały użyte tylko woreczki, które w momencie zbioru wciąż ściśle przylegały całą powierzchnią do gleby i pozbawione były uszkodzeń.

Do badań struktury przestrzennej muraw kserotermicznych, a w tym parametrów ich różnorodności, posłużono się systemem zagnieżdżonych kwadratów („nested quadrats”) wyznaczonych w płatach zbiorowisk w otoczeniu wspomnianych wyżej 85 powierzchni badawczych. Kwadraty wyznaczano w sposób losowy, jednak korygując ich położenie tak, by otoczone były pasem co najmniej 2 m szerokości tej samej fitocenozy. Z uwagi na w większości niewielkie powierzchnie badanych obiektów i ich wewnętrzną zmienność, za maksymalną wielkość kwadratu przyjęto wymiary  $8 \times 8$  m. Sposób zagnieżdżenia kwadratów składowych w kwadracie o powierzchni  $64 \text{ m}^2$  pokazano na rysunku 3. Zastosowano następujący szereg rosnących powierzchni zagnieżdżonych kwadratów:  $0.01 - 0.1 - 0.25 - 1.0 - 4 - 16 - 64 \text{ m}^2$ . Okazało się możliwe założenie 13 kwadratów o maksymalnej powierzchni. W ich skład wchodziły 4 kwadraty o powierzchni  $16 \text{ m}^2$ , po 4 kwadraty w zakresie  $0.1-4 \text{ m}^2$  (A-D – por. rys. 3) oraz 8 kwadratów  $0.01 \text{ m}^2$ . W płatach, w których nie mieściły się powierzchnie o boku 8 m założono 22 systemy kwadratów zagnieżdżonych we wnętrzu kwadratu  $4 \times 4$  m. W takim wypadku kwadratowi A-D (por. rys. 3) odpowiadały ćwiartki całej powierzchni i stąd liczebności kwadratów składowych w zakresie  $0.01-4 \text{ m}^2$  odpowiadały tym z powierzchni  $64 \text{ m}^2$ . Kwadraty o boku 4 m i większe wyznaczano za pomocą tyczek geodezyjnych. Do wyznaczenia pozycji kwadratów o powierzchniach  $0.01-1 \text{ m}^2$  zastosowano ramę drewnianą, której światło podzielone było krzyżującymi się cienkimi linkami na 100 kwadratów o boku 10 cm. Listy gatunków występujących w ciągu składowych kwadratów posłużyły do sporządzenia bazy danych pozwalającej analizować poziomy wymiar struktury przestrzennej fitocenozy przez określenie charakterystyki krzywych kumulacji liczby gatunków w miarę rosnącej powierzchni kwadratów („species-area relation”).

Na każdej z badanych powierzchni wykonywano zdjęcie fitosocjologiczne w kwadracie o boku 4 m. W wypadku dużych kwadratów powierzchnia zdjęcia była usytuowana w ich centrum (B-B'-C-C' – por. rys. 3). Udziały ilościowe gatunków określano z zastosowaniem skali procentowej. Uzyskane w ten sposób dane służyły do porównań liczby gatunków oraz obliczeń wskaźników różnorodności i równomierności Shannona-Wienera (por. rozdz. 5.3).

W każdej ćwieterci badanej powierzchni w dziewięciu regularnie rozmieszczonych punktach – analogicznie do sposobu przedstawionego w rozdziale 5.2.1.1 (por. rys. 2) – dokonano pomiaru miąższości gleby za pomocą skalowanego stalowego ostrza. W otoczeniu tych punktów prowadzono pomiary wysokości warstwy wegetatywnej roślinności, a ponadto w każdej ćwieterci powierzchni, w 9 równych jej sektorach mierzono pędy kwiatostanowe 9 najwyższych traw i 9 najwyższych roślin dwuliściennych.





Rys. 3. Schemat zagnieżdżonych kwadratów użytych w badaniach struktury przestrzennej muraw kserotermicznych. Opis w tekście

Fig. 3. The layout of plot with nested quadrats inside used in vegetation structure survey. In plots of 64 m<sup>2</sup> area species were counted in 4 × 16 m<sup>2</sup> quadrats, 4 × 4 m<sup>2</sup> quadrats (A-D), 4 × 1 m<sup>2</sup>, 4 × 0.25 m<sup>2</sup>, 4 × 0.1 m<sup>2</sup>, and 8 × 0.01 m<sup>2</sup> quadrats. From the quadrat BB'CC' one relevé was sampled. In small patches the plot of 16 m<sup>2</sup> area was used with the nested quadrats arranged in similar way as above described in all four quarters

W bezpośrednim sąsiedztwie płatów muraw kserotermicznych badano fitocenozy, których fizjonomia i skład gatunkowy wskazywały, że są one zbiorowiskami zastępczymi, powstałymi w wyniku degradacji siedlisk i roślinności murawowej. W losowo wybranych miejscach wykonano zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 16 m<sup>2</sup> oraz dokonano pomiarów miąższości gleb w sposób przedstawiony powyżej. Wyznaczono łącznie 35 powierzchni w sąsiedztwie sześciu płatów muraw kserotermicznych: G6 (8 powierzchni), N5 (6), N9 (5), S1 (4), S4 (3) i So3 (9).

#### **5.2.1.2. Badania zależności pomiędzy właściwościami gleb a składem mineralnym roślin muraw kserotermicznych i użytkowanych zbiorowisk trawiastych**

Przyjęto założenie, że próby roślin do badań składu mineralnego będą ściśle związane z próbami gleb. Próby pędów roślin muraw kserotermicznych do analiz chemicznych pobierano dlatego dokładnie z centralnej partii powierzchni badawczej jako część próby biomasy w sposób opisany powyżej w rozdziale 5.2.1.1. W wyjątkowych wypadkach dotyczących gatunków o rozproszonym wzorcu rozmieszczenia (*Euphorbia cyparissias*, *Euphrasia stricta*, *Veronica spicata*) do prób włączano również rośliny z bezpośredniego sąsiedztwa powierzchni w pasie ok. 0.5 m od jej krawędzi. Do badań wybrano gatunki występujące na powierzchniach badawczych z najwyższą częstością oraz *Euphrasia stricta*, który we wcześniejszych badaniach (Żołnierz 1989, 1993) wykazał ponadprzeciętne zdolności do kumulacji niklu. Ostatecznie do analiz pobrano próby następujących gatunków (w nawiasach podano liczbę powierzchni badawczych): *Arrhenatherum elatius* (11), *Avenula pratensis* (13), *Festuca ovina* (21), *Festuca valesiaca* (8), *Koeleria macrantha* (11), *Phleum phleoides* (7), *Achillea pannonica* (17), *Euphorbia cyparissias* (16), *Euphrasia stricta* (7), *Galium verum* (27), *Lotus corniculatus* (17), *Plantago lanceolata* (8), *Potentilla arenaria* (17), *Potentilla heptaphylla* (19), *Silene vulgaris* (10), *Thymus pulegioides* (14) i *Veronica spicata* (7).

Próby roślin z użytkowanych zbiorowisk trawiastych pobierano z dwunastu wybranych do badań łąki i pastwisk, na wyznaczonych powierzchniach badawczych 2 × 2 m. Na powierzchniach tych wykonywane były zdjęcia fitosocjologiczne, a następnie pobierane były dwójakiego rodzaju próby materiału roślinnego do analiz. W każdej ćwierci powierzchni badawczej losowo wybierano miejsce, z którego pobierano próbę runi (kwadrat 0.2 × 0.2 m) oraz próby gleb do analiz fizykochemicznych – w sposób przedstawiony w rozdziale 5.2.1.1. Następnie z całego obszaru powierzchni pobierano w przybliżeniu w równych ilościach próby nadziemnych części gatunków wybranych do analiz składu mineralnego. Na poszczególnych obiektach, w zależności od ich wielkości, wyznaczano od 3 do 6 powierzchni do zbioru prób, z wyjątkiem dwóch najmniejszych łąk, gdzie założono pojedyncze powierzchnie.

## 5.2.2. Prace laboratoryjne

### 5.2.2.1. Przygotowanie prób roślinnych i glebowych do analiz

Po przywiezieniu do laboratorium prób biomasy kończono rozpoczętą w terenie separację gatunków i grup funkcjonalnych oraz usuwano zanieczyszczenia. Pędy roślin przeznaczonych do analiz chemicznych płukano w wodzie wodociągowej i kilkakrotnie w dejonizowanej. Pozostałe części prób roślinnych przeznaczone tylko do pomiaru biomasy suszono bez płukania w wodzie. W próbach runi pobranych z użytkowanych łąk i pastwisk – przed suszeniem oddzielano trawę od roślin dwuliściennych w celu późniejszego określenia udziału obu grup funkcjonalnych w biomacie. Suszenie materiału roślinnego prowadzono do uzyskania stałej masy w suszarkach z wymuszonym obiegiem powietrza w temperaturze 80 °C, przez czas nie krótszy od 48 godzin.

Po wysuszeniu materiał roślinny rozdrabniany był w młynku udarowym. Mineralizację prowadzono w bloku aluminiowym sterowanym programowanym termostatem w mieszaninie stężonych kwasów azotowego i nadchlorowego (4:1).

Pobrane gleby suszono na powietrzu do uzyskania stałej masy w warunkach zapewniających ochronę przed ich zanieczyszczeniem. Po wysuszeniu i dokładnym wymieszaniu prób rozdzielano je na część, w której oznaczano skład granulometryczny i drugą, która po przesianiu przez sito o średnicy oczek 2 mm przeznaczona była do analiz właściwości fizykochemicznych.

W badaniach składu mineralnego gleb oznaczano różne formy ośmiu pierwiastków, dlatego zastosowano kilka różnych roztworów ekstrakcyjnych. Wszystkie próby były ekstrahowane i analizowane w trzech powtórzeniach.

Z powodów techniczno-organizacyjnych – wobec koniecznej dużej liczby prób (ponad 250) – nie było można przeprowadzić w wymaganym krótkim czasie analiz osobno rozpatrywanych form azotanowej i amonowej azotu w świeżych próbach glebowych. Dlatego obie formy oznaczono w próbach powietrznie suchych i po zsumowaniu koncentracji rozpatrywano je łącznie jako zawartość azotu mineralnego. W celu oznaczenia formy amonowej 10 g gleby wytrząsano w butelkach polietylenowych z 200 ml 6% roztworu KCl na wytrząsarce o ruchu posuwisto-zwrotnym (ok. 150 cykli/min) przez 30 minut (Allen 1989). W celu uzyskania wyciągu do oznaczenia formy azotanowej 10 g gleby wytrząsano w warunkach jak opisane wyżej w 200 ml wody dejonizowanej (Allen *l.c.*). Po wytrząsaniu próby odwirowywano (1400 obr min<sup>-1</sup>, 15 min) i niezwłocznie przekazywano do oznaczeń.

Rozpuszczalne formy fosforu oznaczano po ekstrakcji 5 g gleby metodą Olsena z wykorzystaniem roztworu 0.5 M wodorowęglanu sodowego o pH 8.5 (Allen *l.c.*). Warunki wytrząsania jak wyżej.

Formy wymienne potasu, magnezu, wapnia i rozpuszczalny nikiel ekstrahowano wytrząsając przez 60 minut 5 g gleby w 100 ml 1 M octanu amonu o pH 7.0 (ok. 150 cykli/min).

Nikiel, chrom i kobalt oznaczano ponadto po ekstrakcji 2.5% (obj.) kwasu octowego (warunki wytrząsania j.w.) oraz po ekstrakcji 0,005 M roztworem DTPA (diethylenetriaminepentaacetic acid – kwas dwuetylenotrójaminopięciooctowy) o pH 7.3 zawierającym ponadto 1.11 g dm<sup>-3</sup> węglanu wapnia i 13.3 ml (0.1 M) TEA (trietanolamina).

Ekstrakcję 10 g gleby z 20 ml DTPA prowadzono na mieszadło obrotowym (30 obrotów/min) przez 2 godziny (Quevauviller i in. 1996).

Zawartości zbliżone do całkowitych magnezu, wapnia, niklu, chromu i kobaltu oznaczano w próbach gleby rozdrobnionych w młynku agatowym i przesianych przez sito o średnicy oczek 0.3 mm. Nawazki 0.5 g tak przygotowanych prób gleb roztworzano z 8 ml mieszaniny stężonych kwasów azotowego i nadchlorowego (1:1) w bloku mineralizacyjnym w temperaturze 200 °C przez 4 godziny. Po upływie tego czasu próby schładzano, ostrożnie dodawano do nich 1 ml perhydrołu i kontynuowano roztworzenie do osiągnięcia pełnej klarowności roztworu. Wyboru tej metody dokonano po wstępnych badaniach, w których porównywano wykonane za jej pomocą oznaczenia zawartości zbliżonych do całkowitych niklu i chromu z wynikami uzyskanymi po roztworzeniu prób za pomocą mieszaniny (1:1) kwasów nadchlorowego i fluorowodorowego (Pinta 1977). Wybrana metoda dawała wyniki na tylko nieznacznie niższym poziomie koncentracji w porównaniu z roztworzeniem mieszaniną  $\text{HClO}_4/\text{HF}$ . O wyborze mieszaniny  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$  zdecydowały względy praktyczne: przede wszystkim krótszy czas roztworzenia i możliwość jednoczesnego przygotowania do analiz większej liczby prób. W dalszej części tekstu oznaczone w opisany sposób „zawartości zbliżone do całkowitych” są skrótowo określane jako „zawartości całkowite”.

Zarówno na etapie przygotowania prób roślinnych i glebowych, jak i w trakcie ich analiz stosowano odczynniki o stopniu czystości „cz.d.a” oraz wodę dejonizowaną jako rozpuszczalnik i środek stosowany do płukania szkła laboratoryjnego w ostatniej fazie jego przygotowania.

#### **5.2.2.2. Pomiary i oznaczenia**

Określenia kapilarnej pojemności wodnej dokonano na podstawie pomiaru masy prób po ich nasączeniu wodą w wyniku podsiąku w cylinderkach glebowych i następnie ich wysuszeniu w temperaturze 105 °C.

Odczyn gleb oznaczano w zawiesinach uzyskanych po wymieszaniu 1 g gleby z 2.5 ml wody dejonizowanej. Pomiarów dokonywano metodą potencjometryczną w dzień po przygotowaniu zawiesin.

Stratę żarzenia jako przybliżony sposób określenia zawartości materii organicznej w glebach oznaczano wyżarzając próby glebowe (1 g) w tygielkach porcelanowych w piecu muflowym utrzymującym temperaturę 500 °C przez 4 godziny i stygnącym przez noc do następnego dnia.

Skład granulometryczny oznaczano w przeznaczony do tego celu części prób glebowych. Udział frakcji 1–10 mm oznaczono przesiewając glebę przez sита o odpowiednich średnicach oczek. Frakcje piasku, pyłu i ilu oznaczono metodą areometryczną.

Mineralne formy azotu oraz fosfor oznaczano w przygotowanych roztworach kolorymetrycznie na autoanalyzerze II firmy Bran + Luebbe w Uczelnianym Laboratorium Analitycznym Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

Magnez, nikiel, chrom i kobalt oznaczano metodą płomieniowej absorpcji atomowej (ASA) na spektrometrze Varian Spectraa 200. Potas i wapń oznaczano tym samym aparatem pracującym w trybie pomiaru emisji. Przy analizach zawartości magnezu

i wapnia do roztworów dodawano chlorek lantanu w ilościach 400 mg La  $\text{dcm}^{-3}$  w wypadku roztworów zawierających próby roślinne i 800 mg La  $\text{dcm}^{-3}$  dla ekstraktów glebowych (Allen 1989). We wszystkich analizach z użyciem spektrometru ASA korzystano z roztworów wzorcowych badanych pierwiastków produkcji firmy Merck.

Po zbiorze woreczków ściółkowych ostrożnie wyjęto z nich nierozłożony materiał roślinny, dokładnie oczyszczono go z drobin gleby, a następnie wysuszono do stałej masy i zważono. Za miarę tempa dekompozycji przyjęto wyrażony procentowo ubytek biomasy po rocznej ekspozycji na glebach powierzchni badawczych w stosunku do jej pierwotnej wielkości (3 g s. m.).

### 5.3. Analiza danych

Na podstawie zmierzonych w terenie wartości wystawy i nachylenia stoków, na których wyznaczono powierzchnie badawcze obliczano, po zamianie wielkości kątowych ze stopni na radiany, wartość potencjalnego rocznego ładunku ciepła wykorzystując równanie przedstawione przez McCune i Keona (2002):

$$\text{rlc} = 0.339 + 0.808 \times \cos(L) \times \cos(S) - 0.196 \times \sin(L) \times \sin(S) - 0.486 \times \cos(A) \times \sin(S)$$

gdzie:

rlc – potencjalny roczny ładunek ciepła ( $\text{MJ cm}^{-2} \text{rok}^{-1}$ ),

A – wystawa – wartości „zawinięte” względem osi NS i reskalowane z przedziału 0–360° do 0–180°, tak że NE = NW, E = W itp.,

S – nachylenie,

L – szerokość geograficzna.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem funkcji zawartych w arkuszu kalkulacyjnym programu MS Excel (Microsoft Corporation 2003).

Wskaźniki bioróżnorodności dla badanych powierzchni obliczano za pomocą pakietu MVSP (Kovach Computing Services 2004). W analizach struktury biotycznej badanych zbiorowisk roślinnych stosowano wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera ( $H'$ ):

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i \times \log p_i)$$

gdzie:

S – liczba gatunków w próbie,

$p_i$  = udział gatunku  $i$  w próbie.

Do analizy proporcji ilościowych pomiędzy składnikami fitocenozy użyto wskaźnika równomierności Shannona-Wienera ( $J'$ ):

$$J' = H' / \ln S$$

gdzie:

H' – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera,

S – liczba gatunków w próbie;

Analizy statystyczne prowadzono z zastosowaniem pakietu Statistica v. 7.1. (StatSoft Inc. 2005).

Zgodność z rozkładem normalnym analizowanych zmiennych badano testem W Shapiro-Wilka. Zmienne o odbiegających od normalności rozkładach prawoskośnych poddawano transformacji logarytmicznej lub badano metodami nieparametrycznymi: analizą korelacji Spearmana lub analizą wariancji Kruskala-Wallisa. Ostatnią z wymienionych metod stosowano również w wypadku niespełnienia przez badane zmienne w teście Levene'a założenia jednorodności wariancji. W wypadku zmiennych spełniających założenie normalności rozkładu stosowano analizy korelacji Pearsona<sup>1)</sup> i jednoczynnikową analizę wariancji z testowaniem *post-hoc* istotności różnic testem HSD Tukeya. Transformacji logarytmicznej poddawano również zmienne selekcyjonowane i badane pod względem istotności wpływu w warunkach jednoczesnego działania w analizie regresji wielokrotnej metodą krokową postępującą. Opcji modułu wykresu rozrzutu 2W programu Statistica używano do dopasowywania funkcji oraz określania wartości i istotności współczynnika korelacji w wypadku występowania krzywoliniowych zależności pomiędzy badanymi zmiennymi. W wypadku zależności opisywanych funkcją potęgową stosowano do tego celu narzędzia analizy danych pakietu MS Excel (Microsoft Corporation 2003). Program ten posłużył również do opracowania graficznej prezentacji wyników analiz.

Dane dotyczące roślinności badanych zbiorowisk poddano zabiegom klasyfikacji z wykorzystaniem metod numerycznych. W poszukiwaniu sposobu uzyskania obrazu najlepiej dającego się zinterpretować ekologicznie w konfrontacji z wynikami opisanych niżej analiz ordynacyjnych zastosowano metody klasyfikacji hierarchicznej aglomeracyjnej zawarte w pakiecie MVSP (Multi-Variate Statistical Package) wersja 3.13 (Kovach Computing Services 2004) oraz klasyfikację dzielącą TWINSPAN (Hill 1979).

W celu wyselekcjonowania czynników siedliskowych o decydującym znaczeniu dla zróżnicowania biotopów i fitocenoz badanych muraw posłużono się technikami ordynacji pośredniej i bezpośredniej zawartymi w pakiecie Canoco wersja 4.5 (ter Braak i Šmilauer 2002). Do oceny różnorodności rozpatrywanych zbiorowisk używano zaliczającą się do technik pośrednich metodę nietendencyjnej analizy zgodności<sup>2)</sup> (DCA). Obliczona w toku analizy długość gradientu zmienności charakteryzuje strukturę danych dotyczących roślinności i jest kryterium wyboru kolejnej metody ordynacji pozwalającej ocenić znaczenie badanych czynników siedliskowych. Wyniki analizy DCA wykazały unimodalny charakter struktury danych roślinności muraw, dlatego stało się to podstawą

---

<sup>1)</sup> W dalszej części tekstu przyjęto następujące oznaczenia: Rs – współczynnik korelacji Spearmana, r – współczynnik korelacji Pearsona.

<sup>2)</sup> Polskie nazwy metod ordynacji przyjęto za Dzwonko (1998).

wyboru bezpośredniej metody ordynacji – kanonicznej analizy zgodności (CCA) do określenia znaczenia i kierunku wpływu zmiennych siedliskowych na zróżnicowanie badanych zbiorowisk. W toku analizy przeprowadzono krokową selekcję zmiennych siedliskowych w połączeniu z permutacyjnym testem Monte Carlo w celu wskazania tych zmiennych, które w sposób istotny statystycznie ( $p \leq 0.05$ ) wpływają na zróżnicowanie gatunkowe badanych powierzchni.

## 6. OMÓWIENIE WYNIKÓW

### 6.1. Flora muraw kserotermicznych na serpentynitach

#### 6.1.1. Charakterystyka badanych obiektów

W wyniku eksploracji obszaru dolnośląskich wystąpień serpentynitów odnaleziono 34 płyty muraw kserotermicznych, które zakwalifikowano jako obiekty badań. Można przyjąć, że są to niemal wszystkie zachowane fragmenty muraw o powierzchni przekraczającej 100 m<sup>2</sup> i nie bardziej niż w umiarkowanym stopniu zdegradowane pod wpływem czynników antropogenicznych, zatem spełniające przyjęte w tej pracy kryteria wyboru obiektów do badań. Wyłączono z badań zbiorowiska murawowe będące stosunkowo wczesnymi stadiami sukcesji wtórnej na siedliskach antropogenicznie przekształconych, np. na zwałowiskach nadkładu w kopalniach Szklary i Nasławice. Pominięto również zbiorowiska rozwijające się w kierunku muraw na gruntach od niedawna odłogowanych, a także murawy o znacznie zniekształconym składzie gatunkowym w wyniku dosiewania traw o wysokiej wartości paszowej na pastwiskach i łąkach. Lokalizację badanych obiektów przedstawiono na mapie (rys. 1), zaś szczegółowe dane dotyczące ich położenia i wielkości zestawiono w tabeli 1 (rozd. 5.1).

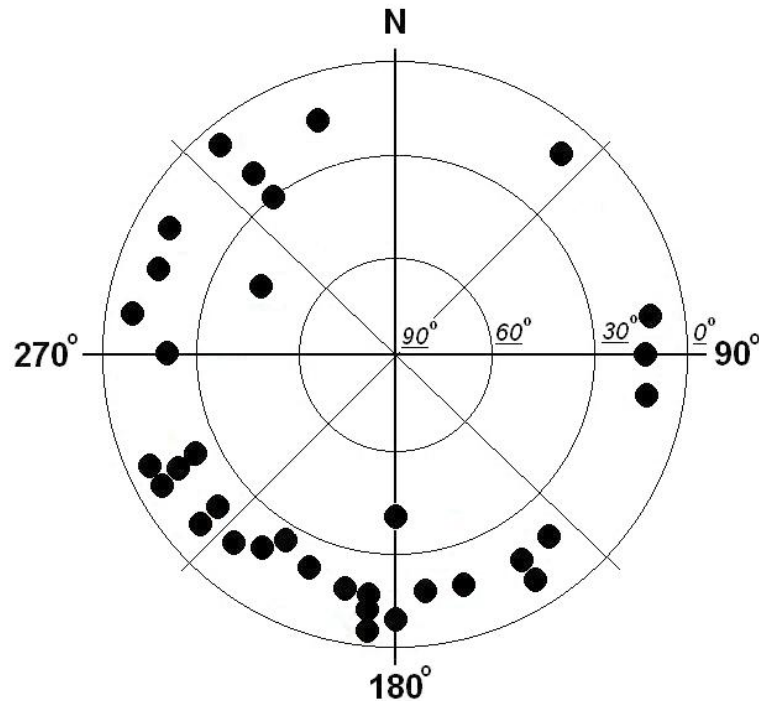
Najwięcej fragmentów muraw zachowało się na wzgórzu koło wsi Nasławice (N), na niektórych mapach nazywanym Kamiennym Grzbietem – badania prowadzono tam na dziesięciu obiektach. Po sześć obiektów wybrano na terenie zachodniej części Wzgórz Kiełczyńskich (K) i północnego krańca wzgórza nad Szklarami (S), po trzy w Sobótce (So), Tomicach (T) i wschodniej części masywu Grochowej (G). Pojedyncze murawy badano na Raduni (R) i w kamieniołomach koło Słupic (Sl) i Glinic (Gl). Płyty badanych muraw są silnie rozdrobnione. Maksymalna powierzchnia wynosi 0.81 ha, tylko 3 murawy osiągają wielkość przekraczającą 0.5 ha, 88% zawiera się w przedziale 0.17–0.33 ha.

Badane obiekty zdominowane są przez zbiorowiska muraw kserotermicznych, które jednak w niektórych wypadkach mieszają się z małymi fragmentami innych fitocenozy – przede wszystkim roślinności szczelin skalnych, a także traworośli z *Arrhenatherum elatius* i *Calamagrostis epigeios*. Odstonięcia skalne w części obiektów mają charakter naturalny, jak na podszczytowej polanie na Raduni, częściej jednak antropogeniczny, jak w wypadku wchodzących do powierzchni obiektów skarp nieczynnych kamieniołomów (K6, Sl, N9, N10, Sl i S5).



Siedem obiektów otoczonych jest zbiorowiskami leśnymi (K1-5, R, S1), pozostałych 27 ma charakter marginalnych powierzchni wyspowych rozproszonych w krajobrazie rolniczym. Niemal wszystkie są nieużytkami. Przejawy ekstensywnego użytkowania pastwiskowego sporadycznie obserwowano tylko w wypadku dwóch obiektów w Tomicach.

Na rysunku 4 pokazano wystawy i nachylenia stoków wzgórz, na których położone są badane obiekty. Murawy kserotermiczne na serpentynitach wykształciły się w większości na stokach o nachyleniu nieprzekraczającym  $30^\circ$  i o wystawie południowej lub zachodniej. Łącznie w zakresie ekspozycji  $135\text{--}315^\circ$  występuje 26 badanych obiektów (76%). Także niemal wszystkie z ok. dziesięciu fragmentów muraw, które z powodu niewypełnienia wcześniej wspomnianych kryteriów nie zostały włączone do badań, mają wystawę południową lub zachodnią.



Rys. 4. Rozkład wystaw i nachyleń (wartości podkreślone) stoków badanych obiektów. W wypadku obiektów o zróżnicowanych wystawach i nachyleniach ich wartości uśredniano biorąc pod uwagę udział poszczególnych sektorów w ogólnym zakresie wartości

Fig. 4. Expositions and inclinations (underlined values) of slopes with dry grasslands. In the case of objects lied on slopes with the broader ranges of expositions and inclinations an average value was counted on the basis of proportions of following exposition-sectors in their whole range

### 6.1.2. Wyniki obserwacji florystycznych

W tabeli 2 zamieszczono listę gatunków roślin naczyniowych rosnących na terenie poszczególnych masywów z zaznaczeniem liczby ich wystąpień i średniej liczebności populacji oraz dane syntetyczne dotyczące ogółu stanowisk. Na liście znajdują się gatunki, których obecność na stanowiskach została potwierdzona w trakcie obserwacji prowadzonych w roku 2005 i/lub 2006.

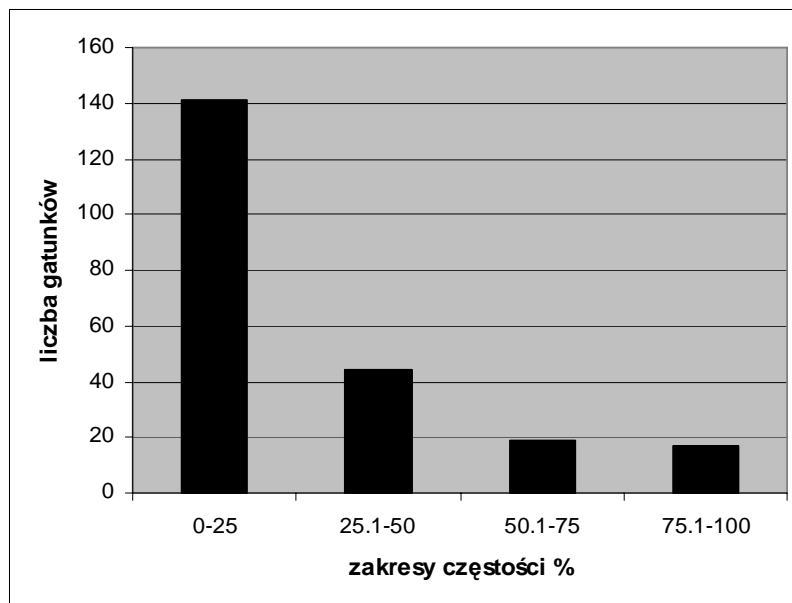
W składzie flory badanych obiektów stwierdzono obecność łącznie 219 gatunków reprezentujących 42 rodziny. Jedenaście gatunków odznacza się częstością występowania przekraczającą 80% (V klasa stałości wg Braun-Blanqueta): *Achillea pannonica*, *Galium verum*, *Festuca ovina* agg.<sup>1)</sup>, *Poa pratensis*, *Trifolium arvense*, *Thymus pulegioides*, *Hypericum perforatum*, *Viscaria vulgaris*, *Arrhenatherum elatius*, *Lotus corniculatus* i *Pimpinella saxifraga*. Dwa pierwsze spośród wymienionych gatunków występują w składzie roślinności wszystkich badanych obiektów. Do gatunków o częstości występowania zawierającej się w przedziale 60–80% należą: *Cerastium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Dianthus carthusianorum*, *Agrostis capillaris*, *Plantago lanceolata*, *Rosa canina*, *Arenaria serpyllifolia*, *Avenula pratensis*, *Euphorbia cyparissias*, *Potentilla heptaphylla*, *Trifolium campestre*, *Hieracium pilosella*, *Luzula campestris*, *Phleum phleoides*, *Calamagrostis epigejos*, *Koeleria macrantha*, *Plantago media*, *Potentilla argentea*, *Scabiosa ochroleuca* i *Trifolium montanum*. Na rysunku 5 przedstawiono histogram liczebności gatunków dla czterech klas częstości ich występowania w roślinności badanych obiektów. Rozkład ten jest wybitnie asymetryczny: 141 gatunków (63.8% flory badanych muraw) zawiera się w najniższym przedziale częstości 0–25% i tym samym należy do kategorii „satellite species” sensu Hanski (1982, cyt. za Pärtel i in. 2001), a zaledwie 17 (7.7% ogółu gatunków) występuje w przedziale częstości 75–100% zaliczając się do kategorii „core species”.

Obiektami o największym bogactwie gatunkowym są murawy ze wzgórza koło Nasławic: N6, N7 i Szklar S1 (po 89 gatunków) oraz z Glinicy - G1 (84 gatunki). Najuboższe florystycznie są niewielkie polanki śródleśne ze Wzgórz Kiełczyńskich (por. rys. 6). Naturalne bogactwo gatunkowe obiektów jest znacząco powiększane pod wpływem synantropizacji ich roślinności. Zjawisko to zachodzi w zróżnicowanym stopniu, a najsilniej dotyczy roślinności murawowej kamieniołomu koło Glinicy (G1). Wśród roślinności synantropijnej dominują tam gatunki segetalne, co wynika z całkowitego otoczenia obiektu polami uprawnymi. Podobna sytuacja dotyczy murawy N9 i w mniejszym stopniu N6 koło Nasławic. Znaczną synantropizację, a zarazem ruderalizację murawy N7 tłumaczą obserwowane w jej otoczeniu naruszenia miejscowej pokrywy glebowej i depozycja materiału obcego pochodzenia. Szybkie tempo procesu synantropizacji roślinności w wyniku eutrofizacji siedliska obserwowano na murawie N3. W roku 2002 u podnóża stoku pokrytego murawą złożono dużą ilość słomy, co stało się początkiem

---

<sup>1)</sup> Grupa gatunków zbliżonych do kostrzewy owczej *Festuca ovina* na terenie dolnośląskich masywów serpentynitowych wymaga zdaniem autora pogłębionych badań taksonomicznych, dlatego w niniejszej pracy potraktowano ją łącznie jako gatunek zbiorowy. Z grupy *Festuca ovina* wyłączono od dawna jednoznacznie klasyfikowaną *F. pallens* Host z Raduni i *F. valesiaca* Schleich. ex Gaudin z muraw na wzgórzu koło Nasławic, gdzie status taksonomiczny tego gatunku w ostatnim czasie zweryfikowali Kasowska i Kwiatkowski (inf. ustna).

szybko postępującego procesu rozwoju zbiorowiska wysokich nitrofilnych bylin, stopniowo wypierającego roślinność kserotermiczną [por. CD – P4]. Jeszcze jedną przyczyną rozwoju zbiorowisk synantropijnych jest intensywne penetracja terenu przez ludzi, która oprócz stymulacji wnikania diaspor gatunków obcych prowadzi do wydeptywania muraw i eutrofizacji siedlisk. Najbardziej spektakularnym przykładem tego rodzaju procesów jest podszczytowa polana na Raduni.



Rys. 5. Histogram liczebności gatunków w czterech klasach częstości występowania w roślinności badanych obiektów

Fig. 5. Histogram of the species number in four frequency classes of their occurrence on the dry grassland patches

Dla zestawionej listy florystycznej gatunków muraw dolnośląskich serpentynitów przeprowadzono analizę spektrum fitogeograficznego (wyłączono z niej gatunki synantropijne) w oparciu o dane Oberdorfera (1983), której wyniki przedstawia rysunek 7. Największy udział spośród wyróżnionych grup elementów geograficznych (23%) mają gatunki euroazjatyckie bez określonego powinowactwa względem gradientu kontynentalizmu. Gatunki eurazjatycko-atlantyckie z subatlantyckimi (razem 25%) mają przewagę nad łącznie ujętymi gatunkami o szeroko pojętej proveniencji kontynentalnej (eurazjatycko-kontynentalne, kontynentalne i subkontynentalne) z udziałem 17%. Zwraca uwagę stosunkowo wysoki udział gatunków śródziemnomorskich i submediterranean (12%) przy jednocześnie wyraźnie niskim środkowoeuropejskich i północnych.

Lista gatunków występujących w płatach badanych muraw kserotermicznych poszczególnych masywów serpentynitowych (symbole lokalizacji – por. rysunek 1 i tabela 1)

W kolumnach dotyczących kolejnych lokalizacji pierwsza cyfra oznacza liczbę obiektów, na których gatunek występuje, wartość w nawiasach odpowiada średniej liczebności jego populacji. Jest ona średnią arytmetyczną wskaźników oszacowanych w terenie wg następującej czterostopniowej skali: 0.2 – gatunek reprezentowany przez pojedyncze osobniki (r, + *sensu* Braun-Blanquet), 1 – populacje złożone z nielicznych osobników lub ich skupień, 2 – gatunek częsty, lecz niedominujący, 3 – gatunek dominujący lub współdominujący. W obliczeniu średniej liczebności populacji nie brano pod uwagę wartości zerowych dla obiektów, gdzie gatunek nie występuje. W prawej (cieniowanej) części tabeli zestawiono dane dotyczące częstości występowania i liczebności populacji w skali wszystkich badanych obiektów. Częstość wyrażono liczbą wystąpień gatunku (n) i udziałem (%) w odniesieniu do wszystkich 34 obiektów. Wartości średnie i zakresy liczebności w skali wszystkich obiektów zestawiono w trzech ostatnich kolumnach tabeli obliczonego z wyłączeniem stanowisk, na których dany gatunek nie występował

The list of species found on the investigated 34 dry grasslands in various serpentine massifs (location symbols – see figure 1 and table 1). In the columns which concern the list of the following locations the first value means the number of objects where the species occur, the value in brackets refers to the population abundance. The last value is the arithmetic mean derived from the indices estimated according to the following scale: 0.2 – very rare species with single occurrences (r, + *sensu* Braun-Blanquet), 1 – populations comprising only a few individuals or clumps, 2 – frequent species, but not dominant ones, 3 – dominant or co-dominant species. For computing mean population number, the sites where the species did not occur were excluded. In the right (shaded) part of the table, the data concerning the occurrence and population abundance at the scale of all sites are collected. The frequency is expressed as the number of occurrences of the species (n) and the percentage of occurrences in relation to all 34 sites. Mean values and population size ranges placed in the last three columns concern only the sites where the given species occurs

Lp.	Gatunki	Symbole obiektów	So	N	K	R	SI	GI	T	S	G	Częstość			Liczebność populacji		
												n	%		Sre- dnia	Min.	Maks
	Species	Object symbols	So	N	K	R	SI	GI	T	S	G	Frequency	%	Mean	Min.	Max.	
1		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
	<i>Equisetaceae</i>			2 (1.0)													
	1 <i>Equisetum arvense</i> L.											2	5.9	1.00	1	1	
	<i>Ophioglossaceae</i>																
	2 <i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.									5 (0.7)		5	14.7	0.68	0.2	1	

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Aspleniaceae</i>															
3	<i>Asplenium adiantum-nigrum</i> L.		1 (1.0)	1 (1.0)		(0.2)					2	5.9	0.60	0.2	0.2
4	<i>Asplenium aduterinum</i> Milde			2 (1.0)		(1.0)	(1.0)				1	2.9	1.00	1	1
5	<i>Asplenium cuneifolium</i> Viv.			1 (1.0)							4	11.8	1.00	1	1
6	<i>Asplenium ruta-muraria</i> L.										1	2.9	1.00	1	1
7	<i>Asplenium septentrionale</i> (L.) Hoffm.				(1.0)		(1.0)		1 (1.0)		3	8.8	1.00	1	1
8	<i>Asplenium trichomanes</i> L.			1 (1.0)			(1.0)		1 (1.0)		3	8.8	1.00	1	1
<i>Aspidiaceae</i>															
9	<i>Dryopteris filix-mas</i> agg.		1 (1.0)	1 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(2.0)		2 (1.0)		7	20.6	1.14	1	2
<i>Polypodiaceae</i>															
10	<i>Polypodium vulgare</i> L.			2 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)		2 (1.0)		7	20.6	1.14	1	2
<i>Ranunculaceae</i>															
11	<i>Consolida regalis</i> Gray						(1.0)				1	2.9	1.00	1	1
12	<i>Ranunculus acris</i> L. s. s.		2 (1.0)				(1.0)	2 (0.2)	2 (0.6)	2 (1.0)	9	26.5	0.73	0.2	1
13	<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.		8 (1.0)					3 (1.0)	4 (0.8)		15	44.1	0.95	0.2	1
<i>Papaveraceae</i>															
14	<i>Papaver argemone</i> L.		1 (1.0)								1	2.9	1.00	1	1
<i>Cannabaceae</i>															
15	<i>Humulus lupulus</i> L.		1 (0.2)								1	2.9	0.20	0.2	0.2
<i>Caryophyllaceae</i>															
16	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	2 (1.0)	6 (1.1)	4 (1.0)	(1.5)	(2.0)	(2.0)	1 (1.0)	6 (1.3)	3 (1.0)	25	73.5	1.20	1	2
17	<i>Cerastium arvense</i> L. s. s.	3 (1.7)	8 (1.1)	4 (1.5)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	1 (1.0)	5 (1.1)	3 (1.0)	27	79.4	1.19	1	2
18	<i>Cerastium pumilum</i> Curtis s. s.		7 (1.1)				(1.0)	2	3 (1.0)		13	38.2	1.12	1	2
19	<i>Cucubalus baccifer</i> L.			1 (0.2)							1	2.9	0.20	0.2	0.2

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
20	<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	3 (2.0)	8 (1.6)	6 (1.3)	(1.5)		(1.5)	2 (1.0)	5 (1.0)	1 (0.2)	27	79.4	1.47	0.2	2
21	<i>Dianthus deltoides</i> L.	1 (1.5)	1 (1.0)				(1.5)		2 (0.6)	2 (1.0)	2	5.9	1.00	1	1
22	<i>Holosteum umbellatum</i> L.	2 (0.2)	3 (0.2)				(1.0)	2 (0.6)	2 (0.2)	1 (0.2)	5	14.7	1.04	0.2	1.5
23	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke										11	32.4	0.35	0.2	1
24	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	2 (1.0)			(1.0)	(1.0)					2	5.9	1.00	1	1
25	<i>Silene nutans</i> L.			1 (1.0)					5 (1.2)	2 (1.5)	10	29.4	1.20	1	2
26	<i>Silene otites</i> (L.) Wibel		1 (1.0)								1	2.9	1.00	1	1
27	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	2 (1.5)		5 (1.0)	(1.0)				2 (0.6)	3 (1.0)	13	38.2	1.03	0.2	2
28	<i>Stellaria graminea</i> L.		4 (1.1)								4	11.8	1.05	0.2	2
29	<i>Viscaria vulgaris</i> Röhl.	3 (1.3)	8 (1.6)	6 (0.9)	(1.0)	(2.0)		3 (2.0)	5 (1.0)	3 (1.2)	30	88.2	1.33	0.2	3
<i>Urticaceae</i>															
30	<i>Urtica dioica</i> L.				(1.0)		(0.2)			1 (0.2)	3	8.8	0.47	0.2	1
<i>Chenopodiaceae</i>															
31	<i>Chenopodium album</i> L.		2 (0.2)			(1.0)	(1.0)				4	11.8	0.60	0.2	1
<i>Polygonaceae</i>															
32	<i>Fallopia dumetorum</i> (L.) Holub		1 (0.2)		(1.0)	(1.0)				1 (0.2)	4	11.8	0.60	0.2	1
33	<i>Polygonum aviculare</i> L.			1 (1.0)	(2.0)						2	5.9	1.50	1	2
34	<i>Rumex acetosa</i> L.	3 (0.5)	2 (1.0)	1 (0.2)		(1.0)	(1.0)	1 (0.2)	1 (1.0)	1 (1.0)	11	32.4	0.71	0.2	1
35	<i>Rumex acetosella</i> L.	1 (0.2)	8 (0.8)	5 (1.0)					3 (0.7)	2 (1.0)	19	55.9	0.83	0.2	1
36	<i>Rumex crispus</i> L.					(0.2)	(1.0)			1 (0.2)	3	8.8	0.47	0.2	1
<i>Hypericaceae</i>															
37	<i>Hypericum perforatum</i> L.	3 (1.0)	9 (1.0)	5 (1.2)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	3 (1.0)	5 (1.2)	2 (1.0)	30	88.2	1.06	0.2	2
<i>Violaceae</i>															
38	<i>Viola tricolor</i> L. s. s.	1 (1.0)	4 (1.0)	1 (0.2)	(1.0)	(1.0)	(1.0)		4 (1.3)	1 (1.0)	14	41.2	1.01	0.2	2

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<b>Cistaceae</b>															
	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.		1 (1.5)								1	2.9	1.50	1.5	1.5
39	<i>subsp. obscurum</i> (Čelak.) Holub														
<b>Ericaceae</b>															
40	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	1 (1.0)	3 (1.2)							1 (1.0)	5	14.7	1.10	1	1.5
<b>Brassicaceae</b>															
41	<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L.								3 (0.7)		3	8.8	0.73	0.2	1
42	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	2 (1.0)	4 (0.6)			(1.0)	(1.0)	1 (1.0)	4 (1.5)		13	38.2	1.03	0.2	2
43	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.				(2.0)	(0.2)					2	5.9	1.10	0.2	2
44	<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.		8 (0.9)				(1.0)	1 (1.0)	1 (1.0)		11	32.4	0.93	0.2	1
45	<i>Lepidium campestre</i> (L.) R. Br.		1 (1.0)				(1.0)		3 (1.0)		1	2.9	1.00	1	1
46	<i>Neslia paniculata</i> (L.) Desv.						(1.0)				4	11.8	1.00	1	1
47	<i>Thlaspi arvense</i> L.						(1.0)			1 (1.0)	2	5.9	1.00	1	1
<b>Euphorbiaceae</b>															
48	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	3 (1.7)	1 (1.7)	6 (1.7)	(2.0)	(1.0)	(2.0)	3 (1.3)			25	73.5	1.64	1	3
<b>Crassulaceae</b>															
49	<i>Sedum acre</i> L.	1 (1.0)	5 (1.2)	2 (0.6)		(1.0)	(1.0)		1 (1.0)		11	32.4	1.02	0.2	1
50	<i>Sedum maximum</i> (L.) Hoffm.	3 (1.0)	7 (0.9)	1 (1.0)	(1.5)	(2.0)	(1.0)		3 (1.0)	1 (1.0)	18	52.9	1.04	0.2	2
<b>Saxifragaceae</b>															
51	<i>Saxifraga granulata</i> L.	2 (1.5)	9 (1.1)				(1.0)	1 (1.0)	2 (1.0)	2 (0.6)	17	50.0	1.07	0.2	2
<b>Rosaceae</b>															
52	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.		5 (0.7)				(1.0)	3 (1.3)			11	32.4	0.95	0.2	2
53	<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench (juv.)		1 (1.0)							2 (1.0)	1	2.9	1.00	1	1

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
54	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. (juv.)	1 (1.0)	1 (1.0)	2 (0.2)	(1.0)	(1.0)			1 (1.0)		1	2.9	1.00	1	1
55	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	8 (1.7)	8 (1.7)	2 (0.2)	(1.0)	(1.0)		1 (1.0)	1 (1.0)		11	32.4	1.35	0.2	3
56	<i>Fragaria vesca</i> L.	1 (1.0)	1 (1.0)		(1.5)				2 (1.0)	1 (1.0)	6	17.6	1.00	1	1
57	<i>Potentilla alba</i> L.			4 (2.5)						1 (1.0)	2	5.9	1.25	1.5	1.5
58	<i>Potentilla arenaria</i> Borkh.		8 (1.8)	1 (1.0)			(1.0)	2 (1.5)	3 (1.4)	1 (1.0)	12	35.3	2.02	1	3
59	<i>Potentilla argentea</i> L. s. s.	3 (0.7)	1 (1.0)	1 (1.0)			(1.0)	3 (1.0)	6 (1.8)	3 (1.7)	21	61.8	1.07	0.2	2
60	<i>Potentilla heptaphylla</i> L.	3 (2.0)	7 (0.8)		(2.0)	(1.0)				1 (1.0)	25	73.5	1.38	0.2	2
61	<i>Potentilla reptans</i> L.									1 (1.0)	1	2.9	1.00	1	1
62	<i>Prunus spinosa</i> L. (juv.)	2 (0.2)	1 (1.0)	3 (0.2)	(0.2)	(1.0)	(1.0)	2 (0.2)	5 (0.2)	3 (0.2)	26	76.5	0.38	0.2	2
63	<i>Rosa canina</i> L.		8 (0.6)		(1.0)				1 (1.0)		1	2.9	1.00	1	1
64	<i>Rosa rugosa</i> Thumb.		1 (1.0)		(1.0)				3 (1.0)		2	5.9	1.00	1	1
65	<i>Rubus idaeus</i> L.			2 (1.0)		(1.0)	(1.0)				10	29.4	1.00	1	1
66	<i>Rubus plicatus</i> Weihe & Nees	1 (1.0)													
<i>Fabaceae</i>															
67	<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	2 (1.0)	2 (1.0)			(1.0)		3 (0.7)	2 (1.0)	2 (1.0)	6	17.6	1.00	1	1
68	<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	1 (1.0)	1 (1.0)		(1.0)		(1.0)	3 (1.0)	2 (1.0)	1 (1.0)	7	20.6	0.89	0.2	1
69	<i>Coronilla varia</i> L.	3 (1.7)	6 (1.2)	2 (1.0)	(1.0)	(1.0)		3 (1.0)		2 (0.2)	15	44.1	1.20	1	2
70	<i>Genista tinctoria</i> L.				(0.2)				2 (1.0)	2 (1.0)	6	17.6	1.33	1	2
71	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	3 (0.7)	3 (0.7)	1 (1.0)						1 (1.5)	6	17.6	0.73	0.2	1
72	<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	1 (0.2)	1 (0.2)								3	8.8	0.90	0.2	1.5
73	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	2 (0.2)	2 (0.2)	3 (0.7)		(1.0)	(1.0)	3 (1.3)	6 (1.3)	3 (1.7)	2	5.9	0.20	0.2	0.2
74	<i>Lotus corniculatus</i> L.	3 (1.3)	9 (1.5)	3 (0.7)					3 (0.5)		29	85.3	1.33	0.2	2
75	<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.										3	8.8	0.47	0.2	1
76	<i>Medicago falcata</i> L.	2 (1.0)	2 (1.0)					1 (1.0)	3 (1.0)	2 (1.0)	2	5.9	1.00	1	1
77	<i>Medicago lupulina</i> L.	1 (0.2)	1 (0.2)				(1.0)	1 (0.2)	2 (0.2)	2 (1.0)	7	20.6	0.89	0.2	1
78	<i>Medicago sativa</i> L.						(1.0)		1 (1.0)	1 (1.0)	6	17.6	0.60	0.2	1
79	<i>Melilotus alba</i> Medik.						(1.0)		1 (1.0)	1 (1.0)	3	8.8	1.00	1	1
80	<i>Sarothamnus scoparius</i> (L.) Wimm.									1 (1.0)	1	2.9	1.00	1	1
81	<i>Trifolium alpestre</i> L.	6 (1.8)	1 (1.0)	2 (1.0)	(2.0)	(1.0)					9	26.5	1.50	1	2.5



Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
82	<i>Trifolium arvense</i> L.	3 (1.0)	9 (1.3)	5 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	3 (1.3)	6 (1.8)	3 (1.0)	32	94.1	1.28	1	2.5
83	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	3 (1.0)	1 (1.2)				(1.0)	2 (2.0)	6 (1.5)	3 (1.0)	25	73.5	1.28	1	3
84	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.		1 (0.2)					1 (1.0)	2 (1.0)	1 (0.2)	5	14.7	0.88	0.2	1
85	<i>Trifolium montanum</i> L.	3 (1.7)	1 (1.2)	1 (1.0)		(1.0)	(1.0)		4 (1.0)	1 (2.0)	21	61.8	1.24	1	2
86	<i>Trifolium pratense</i> L.		3 (0.7)					1 (0.2)	2 (0.6)	1 (1.0)	7	20.6	0.66	0.2	1
87	<i>Trifolium repens</i> L.		2 (0.2)					1 (0.2)		2 (0.6)	5	14.7	0.36	0.2	1
88	<i>Vicia cracca</i> L.	1 (0.2)	5 (0.8)						5 (1.0)	2 (1.0)	13	38.2	0.88	0.2	1
89	<i>Vicia grandiflora</i> Scop.		4 (0.2)								4	11.8	0.20	0.2	0.2
90	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S. F. Gray	2 (0.6)	9 (1.0)				(1.0)	1 (1.0)	6 (1.5)	1 (1.0)	20	58.8	1.10	0.2	2
91	<i>Vicia sepium</i> L.	2 (1.0)	3 (1.0)						2 (1.0)		7	20.6	1.00	1	1
92	<i>Vicia tenuifolia</i> Roth		2 (0.6)								2	5.9	0.60	0.2	1
93	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	2 (0.2)	6 (0.9)	2 (1.0)				1 (0.2)	4 (1.1)	3 (1.0)	18	52.9	0.83	0.2	2
94	<i>Vicia villosa</i> Roth		3 (1.0)								3	8.8	1.00	1	1
<i>Geraniaceae</i>															
95	<i>Geranium pratense</i> L.		1 (1.0)						1 (1.0)		2	5.9	1.00	1	1
96	<i>Geranium roberianum</i> L.		1 (1.0)		(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
97	<i>Geranium sanguineum</i> L.										1	2.9	1.00	1	1
<i>Polygalaceae</i>															
98	<i>Polygala vulgaris</i> L.		8 (0.9)						2 (1.0)	3 (1.3)	13	38.2	1.02	0.2	1.5
<i>Apiaceae</i>															
99	<i>Daucus carota</i> L.		4 (1.0)			(1.0)		2 (1.0)	4 (1.0)	1 (1.0)	12	35.3	1.00	1	1
100	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.		3 (0.3)			(0.2)		1 (1.0)			5	14.7	0.52	0.2	1
101	<i>Heracleum sphondylium</i> L.								1 (0.3)		1	2.9	0.20	0.2	0.2
102	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	3 (1.3)	8 (1.0)	3 (1.0)		(1.5)	(1.0)	3 (1.0)	6 (1.3)	3 (1.7)	28	82.4	1.18	1	2
103	<i>Seseli annuum</i> L.		2 (1.0)								2	5.9	1.00	1	1

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Sanitaceae</i>															
104	<i>Thesium alpinum</i> L.			2 (1.0)							2	5.9	1.00	1	1
<i>Valerianaceae</i>															
105	<i>Valerianella locusta</i> Laterr. em. Betcke		2 (1.0)					1 (1.0)			3	8.8	1.00	1	1
<i>Dipsacaceae</i>															
106	<i>Knautia arvensis</i> (L.) J. M. Coult.	3 (1.0)	5 (0.8)	1 (1.0)			(1.0)	3 (1.0)	5 (1.0)	1 (1.0)	6	17.6	0.87	0.2	1
107	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.		6 (1.0)							2 (1.0)	21	61.8	1.00	1	1
<i>Asclepiadaceae</i>															
108	<i>Vincetoxicum hirsutinaria</i> Medik.				(2.0)	(1.0)					2	5.9	1.50	1	2
<i>Gentianaceae</i>															
109	<i>Centaurium erythraea</i> Rafn	2 (1.0)	5 (0.8)					1 (0.2)	3 (1.0)		11	32.4	0.85	0.2	1
<i>Rubiaceae</i>															
110	<i>Asperula tinctoria</i> L.				(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
111	<i>Galium aparine</i> L.				(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
112	<i>Galium mollugo</i> L.		1 (0.2)					1 (1.0)			2	5.9	0.60	0.2	1
113	<i>Galium pumilum</i> Murray				(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
114	<i>Galium valdepiosum</i> Heint. Braun				(0.2)						1	2.9	0.20	0.2	0.2
115	<i>Galium verum</i> L.	3 (2.7)	10 (2.1)	6 (2.5)	(2.0)	(2.0)	(2.0)	3 (2.0)	6 (1.8)	3 (1.7)	34	100.0	2.10	1	3
<i>Convolvulaceae</i>															
116	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	3 (1.2)	9 (1.1)	2 (1.3)		(1.0)	(1.0)	2 (1.5)	6 (0.9)	3 (1.3)	27	79.4	1.11	0.2	2
<i>Cuscutaceae</i>															
117	<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) L. s. s.									1 (1.0)	1	2.9	1.00	1	1

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Boraginaceae</i>															
118	<i>Anchusa officinalis</i> L.	1 (1.0)	1 (1.0)				(0.2)			1 (0.2)	2	5.9	0.60	0.2	1
119	<i>Echium vulgare</i> L.						(1.0)				3	8.8	0.73	0.2	1
120	<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel		8 (1.0)	1 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	2 (1.5)	1 (1.0)		15	44.1	1.07	1	2
121	<i>Symphytum officinale</i> L.						(0.2)				1	2.9	0.20	0.2	0.2
<i>Scrophulariaceae</i>															
122	<i>Euphrasia stricta</i> agg.	2 (1.0)	4 (1.6)						4 (1.3)	1 (1.0)	11	32.4	1.34	0.2	2
123	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	1 (1.0)	2 (1.0)	2 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	2 (1.0)	2 (1.0)	2 (1.0)	14	41.2	1.00	1	1
124	<i>Melampyrum sylvaticum</i> L.									1 (1.0)	1	2.9	1.00	1	1
125	<i>Rhinanthus minor</i> L.		7 (1.9)						2 (1.8)	1 (2.0)	10	29.4	1.85	1.5	2
126	<i>Verbascum nigrum</i> L.										1	2.9	1.00	1	1
127	<i>Verbascum thapsus</i> L.	1 (1.0)	1 (0.2)	4 (0.4)	(1.0)	(1.0)		2 (0.2)	2 (0.2)	1 (0.2)	12	35.3	0.40	0.2	1
128	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	1 (1.0)	6 (0.9)	2 (0.6)	(1.0)	(1.0)		2 (1.0)	1 (1.0)	2 (1.5)	16	47.1	0.96	0.2	2
129	<i>Veronica hederifolia</i> L. s. s.						(1.0)				1	2.9	1.00	1	1
130	<i>Veronica persica</i> Poit.						(1.0)				1	2.9	1.00	1	1
131	<i>Veronica spicata</i> L.		8 (1.3)		(1.5)						9	26.5	1.30	0.2	2
132	<i>Veronica verna</i> L.		1 (1.0)				(1.0)				2	5.9	1.00	1	1
<i>Orobanchaceae</i>															
133	<i>Orobanche caryophyllacea</i> Sm.		1 (1.5)								1	2.9	1.50	1.5	1.5
<i>Plantaginaceae</i>															
134	<i>Plantago lanceolata</i> L.	2 (1.0)	9 (1.2)	1 (1.0)	(0.2)	(1.0)	(1.0)	3 (1.7)	5 (1.3)	3 (1.3)	26	76.5	1.20	0.2	2
135	<i>Plantago major</i> L.				(0.2)						1	2.9	0.20	0.2	0.2
136	<i>Plantago media</i> L.	3 (1.3)	7 (1.8)		(1.0)		(1.0)	2 (2.0)	4 (2.0)	3 (1.7)	21	61.8	1.69	1	2.5
<i>Lamiaceae</i>															
137	<i>Ajuga genevensis</i> L.		3 (1.0)		(1.0)						4	11.8	1.00	1	1
138	<i>Ballota nigra</i> L.						(1.0)				1	2.9	1.00	1	1

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
139	<i>Clinopodium vulgare</i> L.		2 (0.6)					2 (1.0)			4	11.8	0.80	0.2	1
140	<i>Glechoma hederacea</i> L.		1 (1.0)				(1.0)				1	2.9	1.00	1	1
141	<i>Lanium amplexicaule</i> L.		3 (0.7)								1	2.9	1.00	1	1
142	<i>Prunella vulgaris</i> L.		7 (1.3)				(1.0)				3	8.8	0.73	0.2	1
143	<i>Salvia pratensis</i> L.		1 (1.7)				(1.0)				8	23.5	1.25	1	2
144	<i>Thymus pulegioides</i> L.	3 (1.3)	1 (1.7)	5 (1.4)	(1.0)	(2.0)	(1.0)	1 (1.0)	6 (2.1)	3 (2.0)	31	91.2	1.65	1	3
<i>Campanulaceae</i>															
145	<i>Campanula patula</i> L.		2 (0.2)					1 (1.0)			3	8.8	0.47	0.2	1
146	<i>Campanula persicifolia</i> L.					(1.0)		2 (0.6)	2 (0.6)	2 (1.0)	7	20.6	0.77	0.2	1
147	<i>Campanula rapunculoides</i> L.								1 (0.2)		1	2.9	0.20	0.2	0.2
148	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	3 (1.7)	7 (1.0)	1 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)		5 (1.0)	1 (1.0)	20	58.8	1.10	1	2
149	<i>Jasione montana</i> L.		3 (1.0)								3	8.8	1.00	1	1
<i>Asteraceae</i>															
150	<i>Achillea pannonica</i> Scheele	3 (1.0)	1 (0.8)	6 (1.7)	(1.0)	(1.5)	(2.0)	3 (1.2)	6 (1.4)	3 (2.0)	34	100.0	1.57	1	2
151	<i>Artemisia campestris</i> L.		2 (1.0)								2	5.9	1.00	1	1
152	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	1 (1.0)	4 (0.6)			(0.2)	(1.0)	1 (1.0)	4 (0.8)	2 (1.5)	14	41.2	0.81	0.2	1.5
153	<i>Bellis perennis</i> L.		1 (0.2)				(1.0)				1	2.9	0.20	0.2	0.2
154	<i>Bidens tripartita</i> L.										1	2.9	1.00	1	1
155	<i>Carlina vulgaris</i> L.	3 (1.7)	6 (0.9)	1 (1.5)		(1.0)		3 (0.7)	1 (1.0)	2 (1.0)	16	47.1	1.03	0.2	2
156	<i>Centaurea cyanus</i> L.										1	2.9	1.50	1.5	1.5
157	<i>Centaurea jacea</i> L.		2 (0.2)								2	5.9	0.20	0.2	0.2
158	<i>Centaurea scabiosa</i> L.	2 (0.6)	8 (1.3)	1 (1.0)	(0.2)						12	35.3	1.08	0.2	2
159	<i>Centaurea stoebe</i> L.	3 (1.2)	4 (0.8)	4 (1.3)			(1.5)			1 (1.0)	13	38.2	1.09	0.2	2
160	<i>Cichorium intybus</i> L.								1 (0.2)	1 (0.2)	2	5.9	0.20	0.2	0.2
161	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	1 (0.2)	2 (0.6)			(1.0)			2 (0.2)	2 (1.0)	8	23.5	0.60	0.2	1
162	<i>Crepis biennis</i> L.		1 (0.2)								1	2.9	0.20	0.2	0.2
163	<i>Erigeron acris</i> L.										1	2.9	0.20	0.2	0.2
164	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	1 (0.2)							1 (0.2)		2	5.9	0.20	0.2	0.2

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

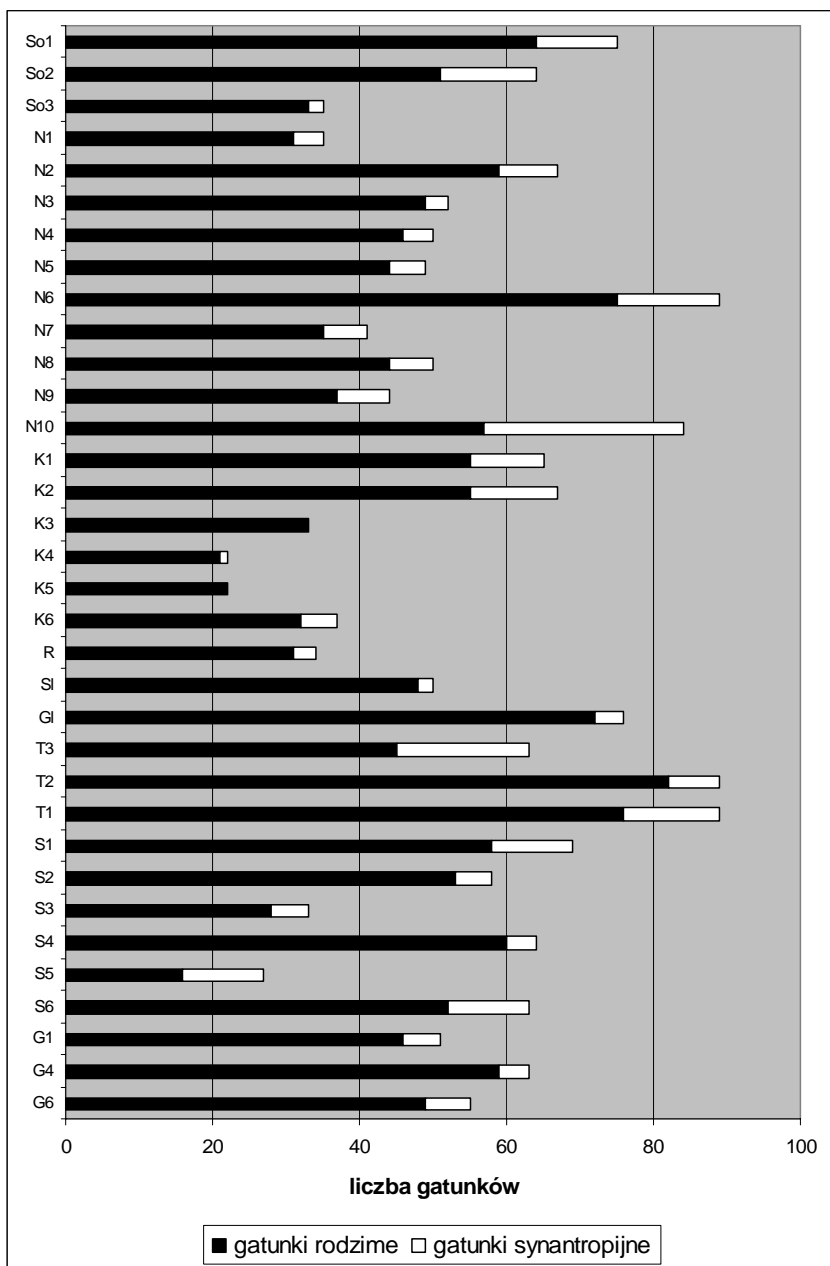
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
165	<i>Gnaphalium sylvaticum</i> L.	2 (0.6)	5 (1.0)			(1.0)		1 (0.2)	6 (1.2)	1 (1.0)	1	2.9	0.20	0.2	0.2
166	<i>Hieracium caespitosum</i> Dumort.	3 (1.7)	8 (1.5)	1 (1.0)		(1.0)	(2.0)	2 (1.0)	5 (1.0)	2 (2.0)	17	50.0	1.01	0.2	2
167	<i>Hieracium pilosella</i> L.							3 (1.3)			24	70.6	1.42	1	3
168	<i>Hieracium piloselloides</i> Vill. cfr ( <i>x. floribundum</i> ?)	1 (1.0)	2 (0.6)			(1.0)	(1.0)	3 (1.0)	6 (1.0)	1 (1.0)	2	5.9	0.60	0.2	1
169	<i>Hieracium sabaudum</i> L.		6 (0.9)			(1.0)	(1.0)		2 (0.6)		19	55.9	0.94	0.2	1.5
170	<i>Hieracium umbellatum</i> L.		4 (0.4)			(1.0)	(1.0)				2	5.9	0.60	0.2	1
171	<i>Lactuca serriola</i> L.		3 (0.2)						1 (1.0)		6	17.6	0.60	0.2	1
172	<i>Leontodon hispidus</i>	1 (0.2)	3 (0.2)						1 (1.0)		5	14.7	0.36	0.2	1
173	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam. s. s.	1 (1.0)	2 (1.0)						1 (1.0)		4	11.8	1.00	1	1
174	<i>Senecio jacobaea</i> L.	3 (1.2)	6 (0.7)	1 (0.2)			(1.0)	1 (0.2)	1 (1.0)		13	38.2	0.79	0.2	1.5
175	<i>Senecio vulgaris</i> L.						(0.2)				1	2.9	0.20	0.2	0.2
176	<i>Sonchus oleraceus</i> L.									1 (0.2)	1	2.9	0.20	0.2	0.2
177	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	3 (1.2)	5 (0.8)	1 (1.0)			(1.0)	2 (1.0)	5 (0.8)		17	50.0	0.94	0.2	1.5
178	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.		1 (0.2)			(1.0)			4 (0.2)	3 (0.5)	10	29.4	0.44	0.2	1
179	<i>Tragopogon pratensis</i> L. s. s.								1 (0.2)		1	2.9	0.20	0.2	0.2
<i>Liliaceae</i>															
180	<i>Allium montanum</i> F. W. Schmidt		3 (0.5)		(1.5)	(2.0)	(1.0)			1 (1.0)	2	5.9	1.75	1.5	2
181	<i>Allium oleraceum</i> L.								2 (0.6)		7	20.6	0.66	0.2	1
182	<i>Anthericum ramosum</i> L.				(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
183	<i>Convallaria majalis</i> L.				(0.2)						1	2.9	0.20	0.2	0.2
184	<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce				(0.2)						1	2.9	0.20	0.2	0.2
<i>Juncaceae</i>															
185	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	3 (1.0)	9 (1.0)	2 (0.6)		(1.0)		2 (1.0)	4 (1.0)	2 (1.3)	23	67.6	0.99	0.2	1.5
186	<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilmott	1 (1.0)			(0.2)						2	5.9	0.60	0.2	1

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Cyperaceae</i>															
187	<i>Carex caryophyllea</i> Latourr.	1 (1.5)	1 (1.0)	1 (1.5)	(1.0)	(0.2)			2 (0.6)	1 (1.0)	8	23.5	0.93	0.2	1.5
188	<i>Carex hirta</i> L.		1 (1.0)								1	2.9	1.00	1	1
189	<i>Carex pairae</i> F. W. Schultz	2 (0.6)	3 (0.2)								5	14.7	0.36	0.2	1
<i>Poaceae</i>															
190	<i>Agropyron repens</i> (L.) P. Beauv.		2 (0.6)	1 (0.2)			(1.0)			1 (1.0)	5	14.7	0.68	0.2	1
191	<i>Agrostis capillaris</i> L.	3 (1.8)	8 (1.5)	4 (1.3)	(2.0)	(2.0)	(2.0)	2 (1.3)	4 (1.1)	2 (1.0)	26	76.5	1.44	1	2
192	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	2 (1.0)	6 (0.9)				(1.0)		1 (1.0)	2 (0.6)	11	32.4	0.85	0.2	1
193	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	1 (1.0)	1 (1.0)								3	8.8	1.00	1	1
194	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	3 (1.2)	1 (1.3)	2 (1.5)		3.0	2.5	3 (2.3)	6 (2.0)	3 (2.7)	29	85.3	1.79	1	3
195	<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort.	3 (3.0)	1 (2.7)	1 (0.2)	(1.0)		(2.0)		6 (1.8)	3 (2.0)	25	73.5	2.21	0.2	3
196	<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. Beauv.			4 (0.9)	(1.0)					3 (0.7)	8	23.5	0.86	0.2	1.5
197	<i>Briza media</i> L.		4 (0.8)	2 (1.0)					5 (1.4)	2 (1.5)	13	38.2	1.17	0.2	2
198	<i>Bromus hordeaceus</i> L.			1 (1.0)							1	2.9	1.00	1	1
199	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	3 (2.0)	6 (1.3)	1 (1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	3 (1.0)	5 (1.2)	2 (1.5)	22	64.7	1.32	1	2
200	<i>Dactylis glomerata</i> L.	1 (0.2)	7 (0.3)	1 (1.0)			(1.0)		3 (0.5)	2 (0.2)	15	44.1	0.41	0.2	1
201	<i>Danthonia decumbens</i> DC.		5 (1.1)	1 (1.0)			(1.0)			1 (1.0)	7	20.6	1.07	1	1.5
202	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	3 (3.0)	10 (2.1)	6 (2.5)		(2.0)	(2.0)	3 (2.7)	6 (2.3)	3 (2.2)	33	97.1	2.33	2	3
203	<i>Festuca ovina</i> L. agg.				3.0						1	2.9	3.00	3	3
204	<i>Festuca pallens</i> Host				(1.0)	(1.0)			1 (1.0)		6	17.6	1.00	1	1
205	<i>Festuca pratensis</i>	1 (1.0)	2 (1.0)	2 (0.6)				1 (1.0)	1 (1.0)		10	29.4	1.04	0.2	2
206	<i>Festuca rubra</i> L. agg.	1 (0.2)	2 (1.5)												
207	<i>Festuca valesiaca</i> Schleich. ex Gaudin														
208	<i>Holcus lanatus</i> L.		9 (1.5)								9	26.5	1.47	0.2	3
209	<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.		3 (0.7)				(1.5)				3	8.8	0.73	0.2	1
210	<i>Lolium perenne</i> L.		1 (1.3)	5 (0.8)	(2.0)				6 (1.3)		22	64.7	1.20	0.2	2
											1	2.9	2.00	2	2

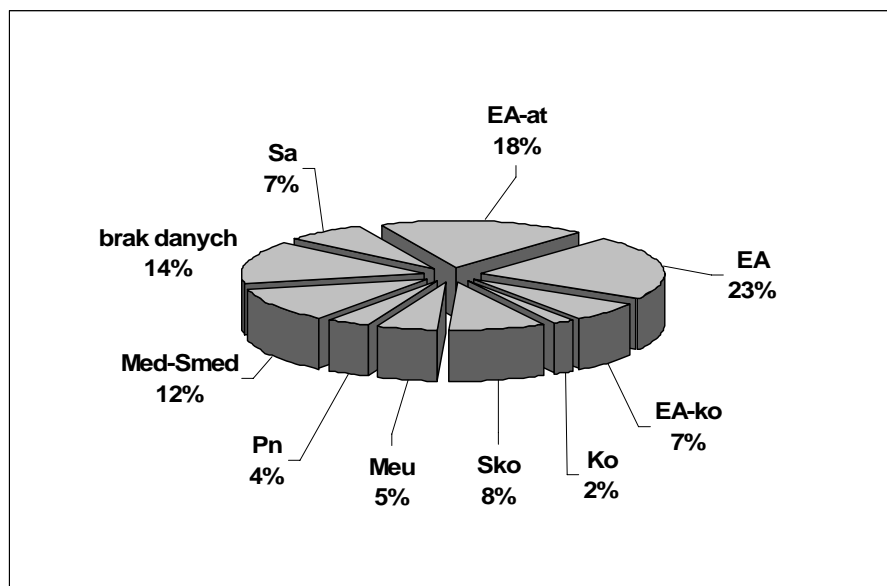
Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
211	<i>Melica nutans</i> L.				(1.0)	(1.0)					2	5.9	1.00	1	1
212	<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.	3 (2.0)	3 (1.0)	6 (1.6)	(1.5)			2 (1.5)	5 (1.5)	3 (1.3)	23	67.6	1.50	1	2
213	<i>Poa angustifolia</i> L.		1 (0.2)	1 (1.0)	(1.5)	(1.0)			5 (1.2)		9	26.5	1.08	0.2	2
214	<i>Poa annua</i> L.				(1.0)						1	2.9	1.00	1	1
215	<i>Poa compressa</i> L.		1 (1.0)		(1.0)	(1.0)	(1.0)		2 (1.0)		5	14.7	1.00	1	1
216	<i>Poa nemoralis</i> L.				(1.0)	(1.0)					2	5.9	1.00	1	1
217	<i>Poa pratensis</i> L.		1 (1.2)	6 (1.0)	(1.5)	(1.0)	(1.0)	3 (1.3)	4 (1.3)	3 (1.0)	32	94.1	1.20	1	2
218	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.	3 (1.8)				(1.0)					1	2.9	1.00	1	1
219	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P. Beauv.							3 (0.7)	2 (1.0)	2 (1.0)	7	20.6	0.89	0.2	1



Rys. 6. Liczba gatunków w składzie roślinności badanych obiektów  
 Fig. 6. Species number of the investigated dry grasslands. Dark bars refer to native species, the white bars to the synanthropic ones





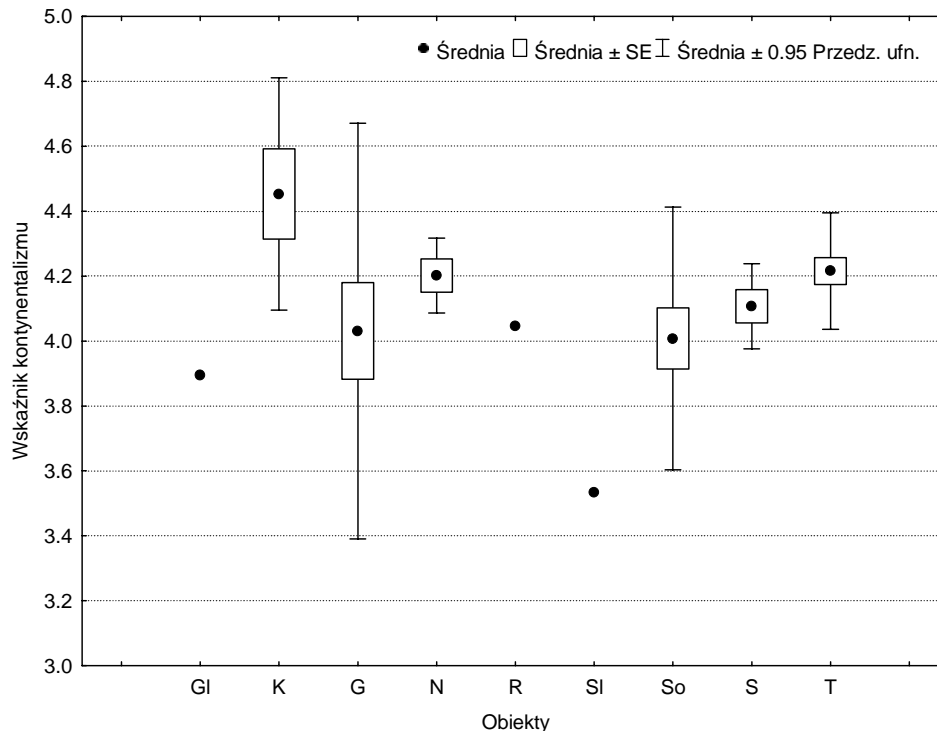
Sa	– gatunki subatlantyckie	– subatlantic species
EA-at	– gatunki eurazjatycko-atlantyckie	– Eurasiatic-atlantic species
EA	– gatunki eurazjatyckie	– Eurasiatic species
EA-ko	– gatunki eurazjatycko-kontynentalne	– Eurasiatic-continental species
Ko	– gatunki kontynentalne	– continental species
Sko	– gatunki subkontynentalne	– subcontinental species
Meu	– gatunki środkowoeuropejskie	– Middleeuropean species
Pn	– gatunki północne <i>sensu lato</i>	– boreal species <i>sensu lato</i>
Med-Smed	– gatunki śródziemnomorskie i submediterrańskie <i>sensu lato</i>	– Mediterranean and submediterranean species <i>sensu lato</i>
brak danych	– no data	

Rys. 7. Spektrum fitogeograficzne flory badanych obiektów wg Oberdorfer (1983). Gatunki synantropijne wyłączone z analizy

Fig. 7. The phytogeographical spectrum of flora of investigated dry grasslands according to Oberdorfer (1983). Synanthropic species are excluded from analysis

Zagadnienie relacji flory badanych muraw do klimatycznego gradientu oceaniczno-kontynentalnego analizowano również za pomocą liczbowych wskaźników kontynentalizmu Ellenberga i in. (1992). Dla 21 gatunków, dla których brak było danych, wartości wskaźnika wzięto z opracowania Zarzyckiego i in. (2002) i wykorzystywano po ich przekształceniu do dziewięciostopniowej skali Ellenberga i in. (*l.c.*). Dla poszczególnych obiektów obliczono średnie ważone wartości wskaźników kontynentalizmu z zastosowaniem jako wag zawartych w tabeli 2 wartości określających liczebność populacji. Na rysunku 8 pokazano wartości średnie (arytmetyczne) obliczonych w powyższy sposób wskaźników dla poszczególnych masywów serpentynitowych. Wyniki przeprowadzonej analizy wariancji każą odrzucić hipotezę zerową o istnieniu istotnych statystycznie

różnic pomiędzy średnimi dla masywów. Ogólna średnia dla wszystkich badanych obiektów wynosi 4.17, co wg Ellenberga i in. (*l.c.*) odpowiada kategorii gatunków: „suboceanicznych, z punktem ciężkości w Europie środkowej, skąd rozszerzają się na wschód”. Bardzo podobne wyniki ze średnią ogólną 4.28 przyniosła analiza nieuwzględniająca liczebności populacji gatunków, w której liczby dla poszczególnych muraw były średnimi arytmetycznymi wskaźników kontynentalizmu obecnych na nich gatunków. Także w tym wypadku nie zaistniały przesłanki do przyjęcia hipotezy zerowej o istotności różnic pomiędzy średnimi wartościami dla poszczególnych masywów.



Rys. 8. Wartości wskaźnika kontynentalizmu wg Ellenberga i in. (1992) dla flory badanych obiektów. Gatunki synantropijne wykluczono z analizy.

Fig. 8. The values of continentality indices of investigated dry grasslands flora according to Ellenberg et al. (1992). Synanthropic species are excluded from the analysis. Means, SE (box) and 95% confidence limits (whiskers) are shown.

W tabeli 3 zestawiono dane dotyczące gatunków o zdefiniowanym statusie zagrożenia w skali regionalnej i krajowej. Dane regionalne wzięto z pracy Fabiszewskiego i Kwiatkowskiego (2002) dotyczącej obszaru polskiej części Sudetów wraz z Pogórzem i Przedgórzem oraz opracowania Kąckiego i in. (2003) obejmującego teren Dolnego Śląska. Kategorie zagrożenia w skali krajowej pochodzą z „Polskiej czerwonej księgi

roślin naczyniowych” (Kaźmierczakowa i Zarzycki 2002). Na liście regionalnej znajdują się 22 gatunki, z czego 8 z kategorii zagrożonych (EN). Wśród tych 22 gatunków 10 związanych jest z roślinnością kserotermiczną klasy *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949, trzy z klasą *Asplenetea rupestris* (Br.-Bl. in Meier et Br.-Bl. 1934) – są to tzw. „paprocie serpentynitowe” z rodzaju *Asplenium*, dalsze 3 reprezentują klasę ciepłolubnych ziołorośli *Trifolio-Geranietea sanguinei* Th. Müller 1962, 2 kolejne murawy z klasy *Nardo-Callunetea* Prsg 1949, a pozostałe 3 zaliczają się do antropofitów z klas *Stellarietea mediae* Tx., Lohm. et Prsg. 1950 i *Agropyretea intermedio-repentis* (Oberd. Et all. 1967) Müller et Görs 1969. Sześć gatunków objętych jest ścisłą ochroną prawną.

Tabela 3  
Table 3

Status zagrożenia i ochrony gatunków badanych obiektów.  
Threat category and protection status of the species of investigated objects

EX – gatunki wymarłe; CR – gatunki krytycznie zagrożone; EN – gatunki zagrożone; VU – gatunki narażone; NT – gatunki bliskie zagrożenia; LR – gatunki niskiego ryzyka; LC – gatunki o niskim stopniu zagrożenia i drugorzędnym znaczeniu w monitoringu stanu zachowania; DD – niedobór danych; sc – gatunki objęte ochroną ścisłą.

EX – definitely extinct species; CR – critically endangered species; EN – endangered species; VU – vulnerable species; NT – near threatened species; LR – low risk species; LC – least concern species; DD – data deficient species; sc – strictly law-protected species.

Lp.	Gatunki	Status regionalny <sup>1)</sup>	Status regionalny <sup>2)</sup>	Czerwona Księga <sup>3)</sup>	Ochrona prawna <sup>4)</sup>	Czerwona lista Rep. Czeska <sup>7)</sup>	Cz. lista Saksonia <sup>9)</sup>
No.	Species	Regional status <sup>1)</sup>	Regional status <sup>2)</sup>	Red Book <sup>3)</sup>	Law protection <sup>4)</sup>	Red list Czech Republic <sup>7)</sup>	Red list Saxony <sup>9)</sup>
1	2	3	4	5	6	7	8
1	<i>Anthericum ramosum</i> L.	EN	VU	-	-	LR	EN
2	<i>Asperula tinctoria</i> L.	EN	EN	-	-	VU	EX
3	<i>Asplenium adiantum-nigrum</i> L.	EN	CR	EN	sc <sup>5)6)</sup>	CR	CR
4	<i>Asplenium adulterinum</i> Milde	EN	CR	EN	sc <sup>5)6)</sup>	CR	CR
5	<i>Asplenium cuneifolium</i> Viv.	EN	EN	EN	sc <sup>5)6)</sup>	EN	EN
6	<i>Galium valdepilosum</i> Heinr. Braun	EN	CR	EN	sc	VU	EX
7	<i>Orobanche caryophyllacea</i> Sm.	EN	EN	-	sc	VU	CR
8	<i>Seseli annuum</i> L.	EN	VU	-	-	VU	CR
9	<i>Galium pumilum</i> Murray	NT	LC	LR	-	-	LR
10	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	NT	-	-	-	-	VU

Tabela 3 cd.  
Table 3 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8
11	<i>Allium montanum</i> F. W. Schmidt	VU	DD	-	-	LR	EN
12	<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort.	VU	NT	-	-	LR	CR
13	<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.	VU	VU	-	sc <sup>5)</sup>	EN	EN
14	<i>Cerastium pumilum</i> Curtis s. s.	VU	-	-	-	LR	-
15	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	VU	-	-	-	-	VU
16	<i>Geranium sanguineum</i> L.	VU	VU	-	-	LR	EN
17	<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	VU	-	-	-	-	VU
18	<i>Neslia paniculata</i> (L.) Desv.	VU	-	-	-	-	EN
19	<i>Phleum phleoides</i> (L.) H. Karst.	VU	-	-	-	-	EN
20	<i>Potentilla heptaphylla</i> L.	VU	-	-	-	-	CR
21	<i>Thesium alpinum</i> L.	VU	EN	-	-	VU	CR
22	<i>Veronica spicata</i> L.	VU	-	-	-	LR	CR
23	<i>Achillea pannonica</i> Scheele	-	NT	-	-	VU	-
24	<i>Asplenium septentrionale</i> (L.) Hoffm.	-	NT	-	-	-	VU
25	<i>Festuca pallens</i> Host	-	VU	-	-	LR	-
26	<i>Festuca valesiaca</i> Schleich. ex Gaudin	-	DD	-	-	LR	CR
27	<i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	-	NT	-	-	LR	CR
28	<i>Salvia pratensis</i> L.	-	LC	-	-	-	-
29	<i>Silene otites</i> (L.) Wibel	-	NT	-	-	VU	CR
30	<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	-	-	-	-	VU <sup>8)</sup>	VU
31	<i>Polypodium vulgare</i> L.	-	-	-	sc	-	VU
32	<i>Potentilla alba</i> L.	-	-	-	-	-	CR
33	<i>Trifolium alpestre</i> L.	-	-	-	-	-	EN
34	<i>Euphrasia stricta</i> agg.	-	-	-	-	-	VU
35	<i>Rhinanthus minor</i> L.	-	-	-	-	-	VU

<sup>1)</sup> dla Sudetów z Pogórzem i Przedgórzem Sudeckim wg: Fabiszewski i Kwiatkowski (2002);

<sup>2)</sup> dla Dolnego Śląska wg: Kącki i in. (2003);

<sup>3)</sup> wg: Kaźmierczakowa i Zarzycki (red.) (2001);

<sup>4)</sup> wg: „Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r.”;

<sup>5)</sup> wg powyższego „Rozporządzenia...” konieczność zapewnienia ochrony czynnej;

<sup>6)</sup> wg powyższego „Rozporządzenia...” konieczność ustalenia stref ochrony o zasięgu 30 m wokół granic stanowisk gatunku;

<sup>7)</sup> Czerwona lista Republiki Czeskiej (Holub i Procházka 2000);

<sup>8)</sup> podgatunki: subsp. *latifolius*, *capillifrons*, *sudeticus*;

<sup>9)</sup> Czerwona lista Saksonii (Schulz 1999).

W tabeli 4 przedstawiono wyniki klasyfikacji gatunków obecnych we florze badanych obiektów (z wyłączeniem synantropijnych) pod względem ich przynależności do kategorii tendencji dynamicznych i liczebności stanowisk opracowanych dla obszaru kraju przez Zarzyckiego i in. (2002). Spadek liczby stanowisk w skali kraju dotyczy 16 gatunków muraw badanych w tej pracy (tj. 10.3%), zaś 61 gatunków (38.4%) wykazuje tendencje do rozprzestrzeniania się. Na liście najrzadszych gatunków znajdują się naskalne paprocie: *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* i *A. Adiantum-nigrum*

oraz *Galium valdepilosum*, do gatunków o małej liczbie stanowisk autorzy zaliczają: *Asplenium septentrionale* (3 stanowiska na terenie badanych obiektów), *Cerastium pumillum* (13 wystąpień), *Orobanche caryophyllacea* (poza obiektem N6 odnaleziono niewielką populację tego gatunku w pobliżu wyrobiska kopalni w Nasławicach), *Festuca valesiaca* (9 wystąpień), *F. pallens* oraz *Galium pumillum* (po 1 stanowisku). Sto trzydzieści gatunków (82%) należy do kategorii częstych w wielu regionach i pospolitych na obszarze całego kraju. Wśród gatunków wykazujących tendencję do rozprzestrzeniania się występują takie, które zalicza się do kategorii inwazyjnych (Kowarik 2002, Pyšek i in. 2002, Bruun 2005b). Do najczęstszych z nich należy *Tanacetum vulgare* występujący na połowie badanych obiektów. Na dwóch obiektach obserwowano inicjalne stadia inwazji: *Lupinus polyphyllus* w Szklarach (S4) i *Rosa rugosa* w Nasławicach (N9).

Tabela 4

Table 4

Wyniki klasyfikacji gatunków z badanych obiektów pod względem ich tendencji dynamicznych i liczebności stanowisk w skali kraju wg danych Zarzyckiego i in. (2002). Z analizy wyłączono gatunki synantropijne

Results of classification of species occurring on investigated objects according to their dynamic tendencies (range: -1–2) and number of sites (range: 1–5) occupied at the scale of Poland based on data taken from Zarzycki et al. (2002). Synanthropic species are excluded from analysis

	Liczba gatunków
	Species number
Tendencje dynamiczne	
Dynamic tendencies	
Duży spadek liczby stanowisk (-2)	3
Spadek liczby stanowisk lub liczebności populacji (-1)	13
Brak zmian	78
Wzrost liczby stanowisk i liczebności populacji (1)	34
Duży wzrost liczby stanowisk (2)	26
Razem Total	154
Liczebność stanowisk	
Number of sites	
Bardzo mała: kilka - kilkanaście (1)	4
Mała - do 100 (2)	6
Duża, głównie w jednym regionie (3)	15
Duża, w wielu regionach (4)	60
Gatunek pospolity w całym kraju (5)	69
Razem Total	154

Przeprowadzono analizę udziału gatunków należących do poszczególnych klas roślinności w kolejnych przedziałach częstości ich występowania na terenie badanych obiektów – wyniki zestawiono w tabeli 5. Gatunki synantropijne, ogólnie stanowiące 23% flory badanych muraw, mają znaczny udział w trzech najniższych klasach częstości (do 60%), natomiast brak ich zupełnie w dwóch najwyższych. W kolejnych przedziałach częstości występowania rosną udziały gatunków klas skupiających zbiorowiska trawiaste – *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937, jeszcze wyraźniej *Koelerio-Corynephoretea* Klika in Klika et Novák 1941, a szczególnie muraw kserotermicznych *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949. Ostatnia z wymienionych klas w przedziałach częstości powyżej 60% już zdecydowanie dominuje. Gatunki ciepłolubnych zbiorowisk okrajkowych *Trifolio-Geranietea sanguinei* Th. Müller 1962 utrzymują się na stałym poziomie 7–11% z wyjątkiem klasy częstości 61–80%, gdzie brak ich w ogóle. Gatunki należące do pozostałych klas, które odznaczają się ogólnym udziałem we florze badanych muraw nieprzekraczającym 10%, mają rozkład częstości zbliżony do klas roślinności synantropijnej i poza reprezentantami *Nardo-Callunetea* Prsg 1949 i *Epilobietea angustifolii* Tx. et Preising ex von Rochow 1951 ograniczają występowanie do najniższych przedziałów.

Celem kolejnych analiz było ustalenie, jakie czynniki i w jaki sposób wpływają na ogólną liczbę gatunków badanych obiektów i synantropizację ich flory.

Zależność pomiędzy wielkością obiektów a ich bogactwem gatunkowym najlepiej ( $R^2 = 0.6851$ ) opisana jest równaniem potęgowym Arrheniusa (1921, cyt. za He i Legendre 1996):

$$S = cA^z,$$

gdzie S jest liczbą gatunków, A powierzchnią wyspy – w tym wypadku „wyspy” środowiskowej, jaką jest murawa na tle krajobrazu kulturowego, c i z są współczynnikami (rys. 9a). Po logarytmicznym przekształceniu obu zmiennych (rysunek 9b) zależność przyjmuje postać:

$$\log(S) = z\log(A) + \log(c)$$

i staje się liniowa z wysoce istotnym ( $p < 0.0001$ ) współczynnikiem dodatniej korelacji Pearsona.

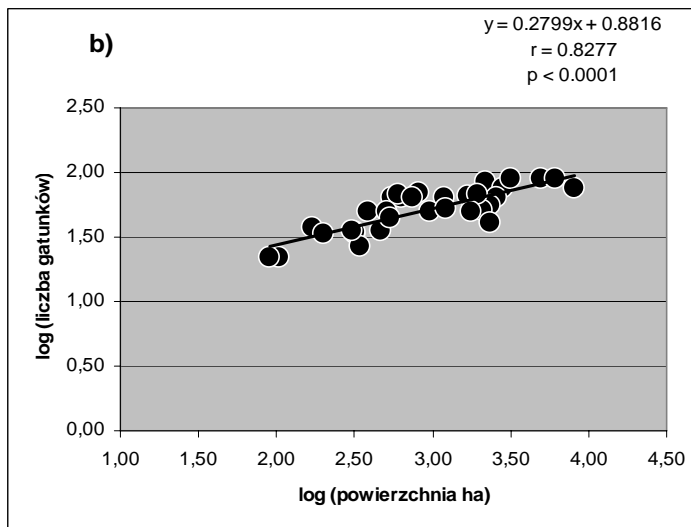
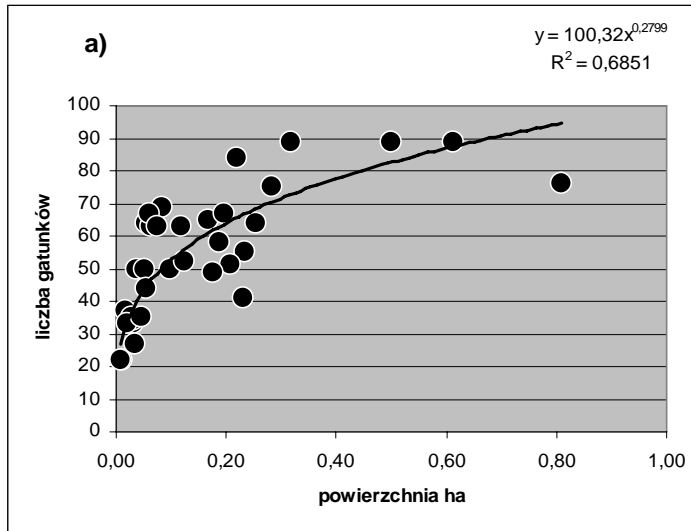
Na rysunkach 10a-b przedstawiono wpływ zróżnicowania siedliskowego i fitocenozy (por. rozdz. 5. Materiał i metody) na bogactwo gatunkowe obiektów. Obie analizowane zmienne niezależne – liczba rodzajów mikrosiedlisk i liczba zbiorowisk roślinnych – odbiegały od rozkładu normalnego, dlatego zastosowano nieparametryczną analizę korelacji Spearmana. W obu wypadkach korelacje odznaczają się wysokimi wartościami współczynników korelacji ( $R_s$ ) z najwyższym poziomem istotności statystycznej ( $p < 0.0001$ ).

Znaczący stopień synantropizacji flory badanych muraw stał się przesłanką do przeprowadzenia analiz służących ocenie jego wpływu na ogólne bogactwo gatunkowe obiektów. Dążono także do poznania zależności pomiędzy obserwowanymi właściwościami obiektów a natężeniem procesu synantropizacji.

Tabela 5  
Table 5

Udział gatunków wyróżnionych klas roślinności w kolejnych przedziałach częstości występowania na terenie badanych obiektów  
Percentage of species which belong to various vegetation classes in the consecutive frequency classes of their occurrence on the investigated objects

Klasa – Class Liczba / względny udział gatunków – Number / percentage of species	Ogółem altogether		Przedziały częstości występowania % – Frequency classes %											
	n	%	0-20		21-40		41-60		61-80		81-100			
			n	%	n	%	n	%	n	%	n	%		
<i>Bidentetea triparitae</i> Tx. et Prsg 1950	1	0.5	1	0.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Stellarietea mediae</i> Tx., Lohm. et Prsg. 1950	21	9.6	19	15.3	0	0.0	2	11.1	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm. et al. ex von Rochow 1951	23	10.5	17	13.7	3	6.7	3	16.7	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Agropyretea intermedio-repentis</i> (Oberd. Etall. 1967) Müller et Görs 1969	3	1.4	3	2.4	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Plantagineetea majoris</i> Tx. Et Prsg 1950	3	1.4	3	2.4	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<b>Synantropijne razem – Synanthropic species altogether</b>	<b>51</b>	<b>23.3</b>	<b>43</b>	<b>34.7</b>	<b>3</b>	<b>6.7</b>	<b>5</b>	<b>27.8</b>	<b>0</b>	<b>0.0</b>	<b>0</b>	<b>0.0</b>	<b>0</b>	<b>0.0</b>
<i>Asplenietea rupestris</i> (Br.-Bl. in Meier et Br.-Bl. 1934)	7	3.2	6	4.8	1	2.2	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Thlaspietea rotundifolii</i> Br.-Bl. 1948	1	0.5	1	0.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Nardo-Callunetea</i> Prsg 1949	10	4.6	6	4.8	2	4.4	1	5.6	1	5.0	0	0.0	0	0.0
<i>Koelerio-Corynephoretea</i> Klika in Klika et Novák 1941	15	6.8	4	3.2	3	6.7	2	11.1	4	20.0	2	16.7	2	16.7
<i>Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949	49	22.4	11	8.9	16	35.5	4	22.2	12	60.0	6	50.0	6	50.0
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Tx. 1937	43	19.6	23	18.5	12	26.7	4	22.2	1	5.0	3	25.0	3	25.0
<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i> Th. Müller 1962	17	7.7	11	8.9	3	6.7	2	11.1	0	0.0	1	8.3	1	8.3
<i>Epilobietea angustifolii</i> Tx. et Preisig ex von Rochow 1951	8	3.7	5	4.0	2	4.4	0	0.0	1	5.0	0	0.0	0	0.0
<i>Vaccinio-Piceetea</i> Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939	1	0.5	1	0.8	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<i>Quercio-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937	10	4.6	6	4.8	3	6.7	0	0.0	1	5.0	0	0.0	0	0.0
Inne, bez ustalonej przynależności – Other, with no defined affiliation	7	3.2	7	5.6	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
<b>RAZEM – TOTAL</b>	<b>219</b>	<b>100</b>	<b>124</b>	<b>100</b>	<b>45</b>	<b>100</b>	<b>18</b>	<b>100</b>	<b>20</b>	<b>100</b>	<b>12</b>	<b>100</b>	<b>12</b>	<b>100</b>



Rys. 9. Zależność pomiędzy powierzchnią murawy a liczbą gatunków.

a) – zależność potęgowa wg Arrheniusa.

b) – zależność liniowa po logarytmicznym przekształceniu obu zmiennych

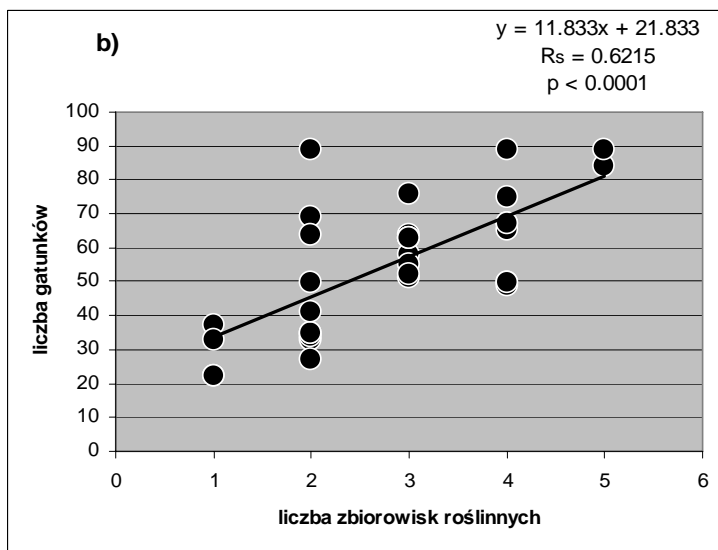
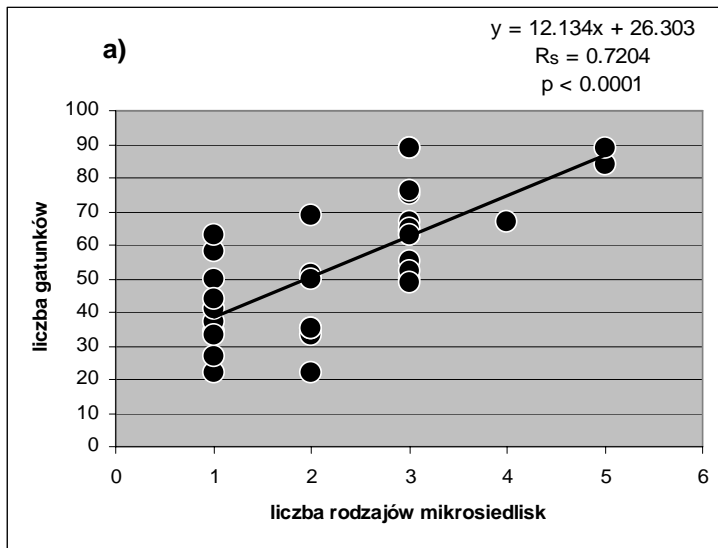
Fig. 9. Relation between the area of dry grassland patch (x axis) and the number of occurring species.

a) – power function according to Arrhenius:  $S = cA^z$ .

b) – log-transformed Arrhenius function:  $\log(S) = z\log(A) + \log(c)$ .

In this and following figures and tables “r” means Pearson correlation coefficient, “Rs” refers to Spearman correlation coefficient

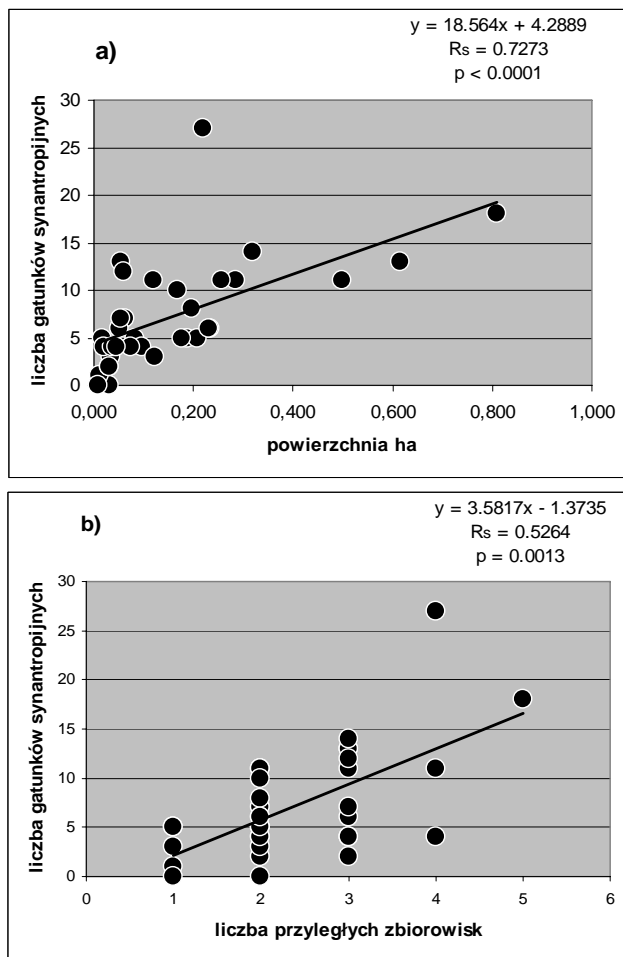




Rys. 10. Wpływ liczby rodzajów mikrosiedlisk (a) i liczby zbiorowisk roślinnych (b) na liczbę gatunków roślin naczyniowych badanych muraw

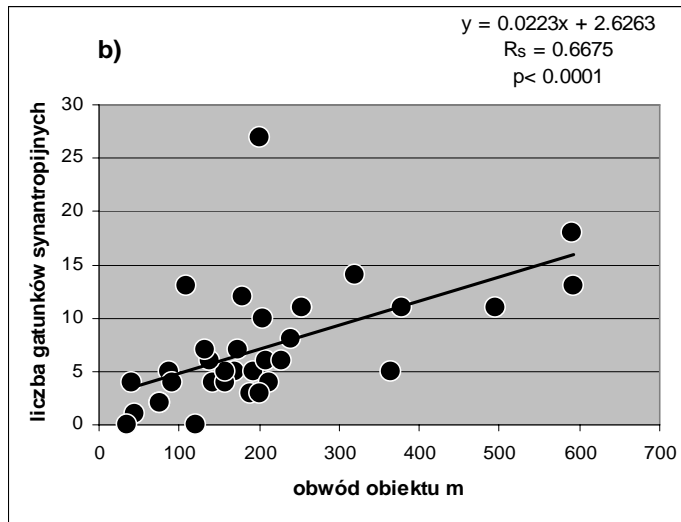
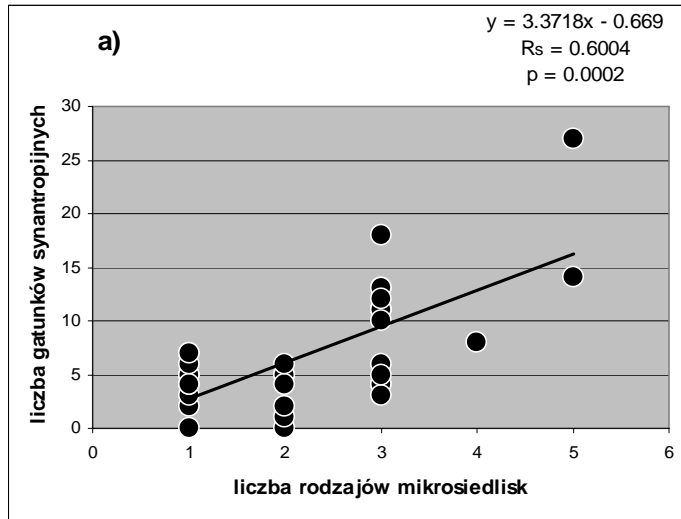
Fig. 10. Effect of microhabitat types number (a) and communities (patches with different dominant species) number (b) on the vascular species richness of investigated dry grasslands

Po wyłączeniu gatunków synantropijnych zależność pomiędzy powierzchnią muraw a liczbą zasiedlających je gatunków tylko nieznacznie odbiega od przedstawionej wcześniej na rysunku 9a: wartość współczynnika determinacji pozostaje na niemal tym samym poziomie ( $R^2 = 0.6570$ ), a wykładnik równania potęgowego z obniżył się z 0.28 do 0.24. Liczba gatunków synantropijnych okazała się istotnie statystycznie i z wysokimi wartościami współczynnika korelacji Spearmana związana z powierzchniami i obwodami obiektów, a także z ich zróżnicowaniem siedliskowym i liczbą przylegających zbiorowisk roślinnych (rys. 11ab i 12ab).



Rys. 11. Wpływ powierzchni obiektu (a) i liczby przyległych zbiorowisk roślinnych (b) na liczbę gatunków synantropijnych badanych muraw

Fig. 11. Effect of object area (a) and adjacent communities number (b) on the synanthropic species number of investigated dry grasslands



Rys. 12. Wpływ liczby rodzajów mikrosiedlisk (a) i obwodu obiektu (b) na liczbę gatunków synantropijnych badanych muraw

Fig. 12. Effect of microhabitat types number (a) and object perimeter (b) on the synanthropic species number of investigated dry grasslands

W celu poznania znaczenia dla ogólnego bogactwa gatunkowego i liczby gatunków synantropijnych rozpatrywanych zmiennych działających jednocześnie przeprowadzono analizę regresji wielokrotnej.

W pierwszym wypadku jako zmienną zależną przyjęto ogólną liczbę gatunków w murawach badanych obiektów, a testowano wpływ następujących zmiennych niezależnych: powierzchnia obiektu, liczba mikrosiedlisk, liczba zbiorowisk, liczba zbiorowisk przylegających do murawy, liczba gatunków synantropijnych. Zmienne były logarytmicznie transformowane, w analizie zastosowano metodę krokową postępującą. Ostateczny wynik uzyskano po trzecim kroku analizy (tab. 6).

Tabela 6

Table 6

Podsumowanie regresji wielokrotnej zmiennej zależnej „liczba gatunków”:  $R = 0.9004$ ,  $R^2 = 0.8107$ , skorygowany  $R^2 = 0.7904$ ,  $F(3,28) = 39.965$ ,  $p < 0.0001$ , błąd standardowy estymacji: 8.3832

Summary of the multiple regression analysis for the dependent variable „species number”:  $R = 0.9004$ ,  $R^2 = 0.8107$ , adjusted  $R^2 = 0.7904$ ,  $F(3,28) = 39.965$ ,  $p < 0.0001$ , estimation standard error: 8.3832

	BETA	Błąd st.	B	Błąd st.	t(28)	poziom p
Wyraz wolny Coefficient B (intercept)			38.9159	9.7595	3.9874	0.0004
Liczba gatunków synantropijnych Synanthropic species number	0.4985	0.1178	29.9463	7.0770	4.2314	0.0002
Powierzchnia obiektu Object area	0.3083	0.1215	12.1063	4.7707	2.5376	0.0170
Liczba typów mikrosiedlisk Microhabitat types number	0.2299	0.1019	18.3343	8.1235	2.2569	0.0320

W ostatnim kroku analizy z modelu zostały wyeliminowane zmienne: liczba zbiorowisk ( $Beta = 0.0333$ ,  $p = 0.7736$ ) i liczba zbiorowisk przylegających do murawy ( $Beta = -0.0897$ ,  $p = 0.3708$ ).

Ostatecznie model przyjmuje postać równania:

$$\log y = 38.9159 + 29.9463 \times \log x_1 + 12.1063 \times \log x_2 + 18.334 \times \log x_3$$

gdzie:

- y – liczba gatunków,
- $x_1$  – liczba gatunków synantropijnych,
- $x_2$  – powierzchnia obiektu,
- $x_3$  – liczba rodzajów biotopów.

W kolejnej analizie zmienną zależną była liczba gatunków synantropijnych, a badano wpływ na nią następujących zmiennych niezależnych: powierzchnia obiektu, obwód obiektu, liczba mikrosiedlisk, liczba zbiorowisk przylegających do murawy. Tak jak

poprzednio, zmienne były logarytmicznie transformowane, w analizie zastosowano metodę krokową postępującą. Ostateczny wynik uzyskano po drugim kroku analizy (tab. 7).

Tabela 7

Table 7

Podsumowanie regresji wielokrotnej zmiennej zależnej „liczba gatunków synantropijnych”:

R = 0.8013, R<sup>2</sup> = 0.6421, skorygowany R<sup>2</sup> = 0.6190, F(2,31) = 27.812 p < 0.0001, błąd standardowy estymacji: 0.2164

Summary of the multiple regression analysis for the dependent variable „synanthropic species number”: R = 0.8013, R<sup>2</sup> = 0.6421, adjusted R<sup>2</sup> = 0.7904, F(2,31) = 27.812 p < 0.0001, estimation standard error: 0.2164

	BETA	Błąd st.	B	Błąd st.	t(31)	poziom p
Wyraz wolny Coefficient B (intercept)			0.9774	0.1417	6.8965	0.0000
Powierzchnia obiektu Object area	0.6108	0.1170	0.4343	0.0832	5.2207	0.0000
Liczba przyległych zbiorowisk Adjacent communities number	0.3305	0.1170	0.6284	0.2224	2.8250	0.0081

Z modelu zostały wyeliminowane zmienne: obwód obiektu (Beta = 0.2140, p = 0.4632) i liczba mikrosiedlisk (Beta = 0.0776, p = 0.5736).

Ostatecznie model przyjmuje postać równania:

$$\log y = 0.9775 + 0.4344 \times \log x_1 + 0.6284 \times \log x_2$$

gdzie:

- y – liczba gatunków synantropijnych,
- x<sub>1</sub> – powierzchnia,
- x<sub>2</sub> – liczba zbiorowisk przylegających do murawy.

## 6.2. Właściwości siedlisk muraw kserotermicznych

Właściwości siedlisk omawiane w tym rozdziale badano na 85 powierzchniach. Wyniki badań w sposób syntetyczny przedstawiono w tabeli 8. Zestawiono w niej wartości średnie analizowanych czynników dla poszczególnych lokalizacji (masywów serpentynitowych), przy czym osobno ujęte zostały stanowiska z pionierskimi stadiami sukcesji (P1, P2, S6, S7, G3) jako istotnie odbiegające charakterem od pozostałych oraz stanowiska wyraźnie izolowane przestrzennie (P1, P2, G1).

## Zestawienie fizykochemicznych właściwości siedlisk powierzchni badawczych dla poszczególnych maszywów serpentynitowych.

Podano wartości średnie  $\pm$  SE. Symbole obiektów por. rysunek 1 i tabela 1n – liczba powierzchni badawczych. <sup>1)</sup> – w stosunku do masy frakcji < 10 mm; <sup>2)</sup> – w stosunku do masy frakcji < 1 mmPhysical and chemical properties of investigated habitats on the serpentine massifs. Mean values  $\pm$  SE are given. Symbols of objects – see figure 1 and table 1. n – number of plots, <sup>1)</sup> – in relation to the whole sample, <sup>2)</sup> – in relation to fraction < 1mm mass

Lokalizacja	n	Potencjalny ładunek ciepła	Miaższość gleby	Żwir 1–10 mm	Piasek 0.1–1 mm	Pył 0.002–0.1 mm	Il < 0.002 mm	Pojemność wodna	Pojemność wodna	Strata żarzenia	pH (H <sub>2</sub> O)
Location	n	Potential warm load	Soil depth	Gravel	Sand	Silt	Clay	Water capacity (weight)	Water capacity (vol.)	Loss-on-ignition	pH (H <sub>2</sub> O)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
		MJ cm <sup>-2</sup> rok <sup>-1</sup>	cm	% <sup>1)</sup>	% <sup>2)</sup>	% <sup>2)</sup>	% <sup>2)</sup>	% wag.	% obj.	%	
So	6	0.885 $\pm$ 0.017	18.8 $\pm$ 1.4	41.1 $\pm$ 5.0	34.0 $\pm$ 1.3	43.4 $\pm$ 1.8	22.7 $\pm$ 0.7	71.7 $\pm$ 9.8	57.8 $\pm$ 3.0	12.7 $\pm$ 1.0	6.32 $\pm$ 0.17
N	18	0.863 $\pm$ 0.020	14.8 $\pm$ 1.5	29.3 $\pm$ 2.7	22.8 $\pm$ 1.4	50.8 $\pm$ 1.2	26.4 $\pm$ 0.9	83.8 $\pm$ 4.6	61.1 $\pm$ 1.8	13.2 $\pm$ 0.6	5.76 $\pm$ 0.06
K	7	0.908 $\pm$ 0.011	12.2 $\pm$ 2.5	32.5 $\pm$ 3.1	25.3 $\pm$ 1.9	49.4 $\pm$ 2.2	25.1 $\pm$ 0.5	99.6 $\pm$ 8.0	59.9 $\pm$ 3.8	19.9 $\pm$ 0.5	5.64 $\pm$ 0.15
R	2	0.909 $\pm$ 0.005	6.6 $\pm$ 2.0	33.3 $\pm$ 0.8	25.3 $\pm$ 4.3	47.0 $\pm$ 1.5	27.7 $\pm$ 2.6	75.8 $\pm$ 16.9	49.5 $\pm$ 8.5	24.0 $\pm$ 2.4	5.44 $\pm$ 0.10
P1	4	0.930 $\pm$ 0.019	8.3 $\pm$ 1.2	40.0 $\pm$ 1.4	32.7 $\pm$ 3.0	45.1 $\pm$ 3.2	22.1 $\pm$ 1.0	60.0 $\pm$ 13.4	50.9 $\pm$ 3.5	11.3 $\pm$ 1.8	6.43 $\pm$ 0.11
P2	8	0.785 $\pm$ 0.019	8.2 $\pm$ 1.0	26.9 $\pm$ 2.6	19.0 $\pm$ 3.1	57.8 $\pm$ 2.5	23.1 $\pm$ 1.0	197.0 $\pm$ 33.9	76.3 $\pm$ 3.4	31.5 $\pm$ 3.1	5.34 $\pm$ 0.08
T	3	0.902 $\pm$ 0.009	11.0 $\pm$ 0.9	41.1 $\pm$ 3.2	22.2 $\pm$ 0.9	50.7 $\pm$ 0.3	27.0 $\pm$ 0.6	81.4 $\pm$ 6.3	62.8 $\pm$ 1.6	11.7 $\pm$ 0.5	5.62 $\pm$ 0.05

Tabela 8 cd.  
Table 8 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
S1, S4-5	14	0.813 ± 0.026	17.5 ± 2.3	26.9 ± 2.8	15.1 ± 1.5	58.6 ± 1.7	26.2 ± 2.3	106.7 ± 5.8	67.3 ± 1.1	15.9 ± 1.1	6.50 ± 0.05
S6	2	0.878 ± 0.005	5.5 ± 0.2	n.o.	36.9 ± 3.6	41.0 ± 4.0	22.0 ± 0.0	34.0 ± 3.2	42.5 ± 2.9	11.0 ± 0.6	7.69 ± 0.06
S7	7	0.849 ± 0.027	13.0 ± 1.7	24.5 ± 0.9	20.2 ± 0.3	44.4 ± 0.4	35.3 ± 0.2	59.3 ± 3.8	53.7 ± 0.9	8.5 ± 0.5	8.05 ± 0.05
G1	1	0.922	12.6	34.6	31.9	42.0	26.0	85.8	60.9	12.7	6.22
G3	6	0.753 ± 0.057	6.3 ± 0.9	51.5 ± 1.8	42.1 ± 0.2	26.4 ± 0.8	31.4 ± 0.7	44.3 ± 4.1	47.1 ± 2.7	8.9 ± 0.7	7.28 ± 0.11
G4-6	7	0.839 ± 0.010	14.3 ± 1.7	42.4 ± 2.7	29.6 ± 2.1	46.0 ± 1.4	24.1 ± 2.1	73.8 ± 5.4	59.3 ± 2.6	14.3 ± 2.1	6.20 ± 0.16
<b>Razem Total</b>	<b>85</b>										

Tabela 8 cd.  
Table 8 cont.

Lokalizacja Location	N min $\mu\text{g g}^{-1}$	P Olsen $\mu\text{g g}^{-1}$	K oct. am. $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg catk. $\mu\text{g g}^{-1}$	Ca catk. $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg/Ca catk. mol/mol	Mg oct. am. $\mu\text{g g}^{-1}$	Ca oct. am. $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg/Ca oct. am. mol/mol	Ni catk. $\mu\text{g g}^{-1}$	Ni DTPA $\mu\text{g g}^{-1}$	Ni kw. oct. $\mu\text{g g}^{-1}$	Ni oct. am. $\mu\text{g g}^{-1}$	Cr catk. $\mu\text{g g}^{-1}$	Co catk. $\mu\text{g g}^{-1}$
So	22.24 $\pm 3.74$	10.72 $\pm 1.82$	167.3 $\pm 26.5$	81254 $\pm 5965$	1392 $\pm 117$	15.3 $\pm 15.3$	1291 $\pm 132$	1206 $\pm 127$	1.83 $\pm 0.12$	2205 $\pm 288$	189.6 $\pm 9.6$	55.96 $\pm 6.38$	11.28 $\pm 1.05$	721 $\pm 44$	123 $\pm 13$
N	18.47 $\pm 1.67$	5.15 $\pm 0.39$	156.1 $\pm 9.1$	89551 $\pm 16479$	951 $\pm 112$	204.7 $\pm 40.2$	1017 $\pm 54$	977 $\pm 79$	1.87 $\pm 0.14$	1641 $\pm 185$	160.8 $\pm 17.5$	43.07 $\pm 5.15$	10.84 $\pm 1.81$	628 $\pm 70$	91 $\pm 11$
K	27.84 $\pm 3.11$	6.23 $\pm 0.60$	100.7 $\pm 4.7$	174914 $\pm 12276$	815 $\pm 58$	362.3 $\pm 32.5$	1378 $\pm 104$	1021 $\pm 96$	2.29 $\pm 0.14$	2259 $\pm 77$	183.8 $\pm 21.8$	37.82 $\pm 2.18$	8.13 $\pm 0.40$	1016 $\pm 100$	126 $\pm 6$
R	35.55 $\pm 1.98$	17.59 $\pm 7.28$	131.9 $\pm 22.7$	131702 $\pm 15435$	1398 $\pm 225$	178.4 $\pm 55.5$	1044 $\pm 148$	1191 $\pm 105$	1.48 $\pm 0.19$	1852 $\pm 162$	133.1 $\pm 10.5$	31.67 $\pm 1.26$	6.73 $\pm 0.10$	1112 $\pm 37$	136 $\pm 2$
P1	12.39 $\pm 1.68$	4.61 $\pm 0.62$	139.5 $\pm 21.2$	109095 $\pm 2410$	692 $\pm 125$	330.0 $\pm 24.7$	1735 $\pm 83$	427 $\pm 98$	7.88 $\pm 1.59$	2504 $\pm 172$	174.8 $\pm 40.1$	52.88 $\pm 7.32$	16.68 $\pm 2.74$	773 $\pm 43$	122 $\pm 5$
P2	20.04 $\pm 0.89$	6.60 $\pm 0.23$	234.1 $\pm 14.0$	70446 $\pm 11876$	1109 $\pm 141$	125.2 $\pm 23.4$	2732 $\pm 162$	1538 $\pm 125$	3.08 $\pm 0.27$	2404 $\pm 426$	470.9 $\pm 39.1$	82.46 $\pm 8.67$	30.23 $\pm 5.06$	641 $\pm 77$	111 $\pm 22$
T	12.33 $\pm 2.95$	5.83 $\pm 0.73$	160.5 $\pm 18.8$	83167 $\pm 9278$	1009 $\pm 54$	138.6 $\pm 21.3$	783 $\pm 107$	1370 $\pm 63$	0.95 $\pm 0.10$	2476 $\pm 276$	202.9 $\pm 9.5$	53.11 $\pm 2.03$	20.97 $\pm 2.28$	938 $\pm 206$	115 $\pm 8$
S1, S4-5	17.89 $\pm 3.38$	7.79 $\pm 1.05$	208.0 $\pm 21.8$	58133 $\pm 5142$	1501 $\pm 144$	72.7 $\pm 8.9$	1496 $\pm 102$	2224 $\pm 134$	1.16 $\pm 0.10$	3244 $\pm 247$	229.5 $\pm 14.1$	70.82 $\pm 2.24$	12.46 $\pm 0.78$	1013 $\pm 47$	126 $\pm 5$
S6	21.54 $\pm 0.00$	2.74 $\pm 0.00$	n.o.	202128 $\pm 54728$	2088 $\pm 297$	194.4 $\pm 74.7$	1587 $\pm 38$	2308 $\pm 317$	1.16 $\pm 0.19$	3820 $\pm 463$	31.8 $\pm 0.5$	66.19 $\pm 6.38$	4.22 $\pm 0.95$	491 $\pm 73$	180 $\pm 6$
S7	3.21 $\pm 0.09$	2.99 $\pm 0.20$	126.9 $\pm 1.4$	55402 $\pm 3321$	26166 $\pm 5080$	6.8 $\pm 3.2$	1448 $\pm 56$	2534 $\pm 81$	0.98 $\pm 0.07$	7810 $\pm 882$	43.4 $\pm 9.0$	98.14 $\pm 13.07$	11.09 $\pm 0.53$	1651 $\pm 95$	189 $\pm 11$
G1	13.58	6.79	100.3	100613	709	232.9	1878	453	6.93	1925	181.9	44.38	9.78	895	103
G3	12.65 $\pm 1.12$	2.34 $\pm 0.06$	126.1 $\pm 9.7$	143576 $\pm 5363$	476 $\pm 45$	521.6 $\pm 32.5$	2392 $\pm 132$	321 $\pm 45$	13.71 $\pm 2.10$	4300 $\pm 116$	96.8 $\pm 19.4$	61.22 $\pm 2.67$	10.38 $\pm 1.45$	440 $\pm 57$	237 $\pm 16$
G4-6	19.42 $\pm 8.18$	3.96 $\pm 0.41$	181.3 $\pm 59.0$	63902 $\pm 11550$	1831 $\pm 675$	76.7 $\pm 18.3$	1406 $\pm 210$	1205 $\pm 202$	2.09 $\pm 0.46$	1698 $\pm 201$	146.4 $\pm 27.7$	36.12 $\pm 4.97$	10.50 $\pm 4.00$	782 $\pm 65$	95 $\pm 11$

oct. am. – ammonium acetate; catk. – total; kw. oct. – acetic acid



Zakres zmienności wartości potencjalnego rocznego ładunku ciepła zawiera się w przedziale 0.512–0.951 MJ cm<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>. Wartości bliskie minimalnemu krańcowi zakresu występują na nielicznych stanowiskach o wystawach pn.-zachodnich i północnych, zaś te najwyższe na silnie nachylonych stokach południowych i pd.-zachodnich. Rozkład wartości ładunku ciepła znacznie odbiega od normalnego i jest silnie lewoskośny: 61.6% przekracza średnią ogólną (0.847 MJ cm<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>), tylko 8.1% wartości nie przekracza poziomu 0.700 MJ cm<sup>-2</sup> rok<sup>-1</sup>. Wynika to z ogólnego wzorca rozmieszczenia muraw – por. rysunek 5.

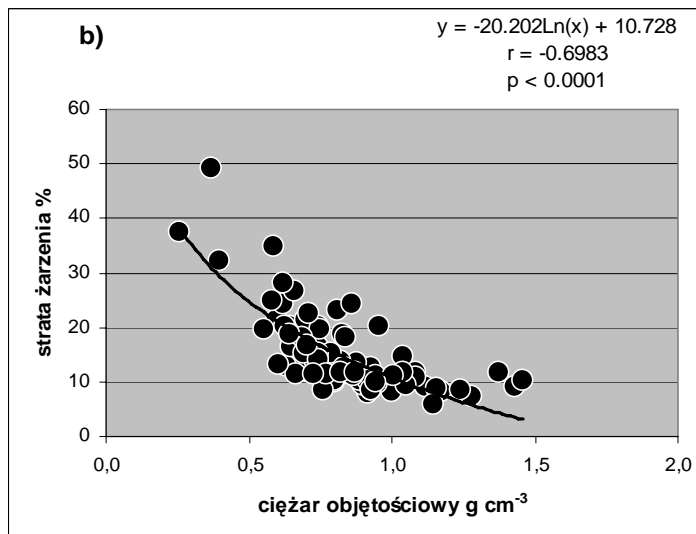
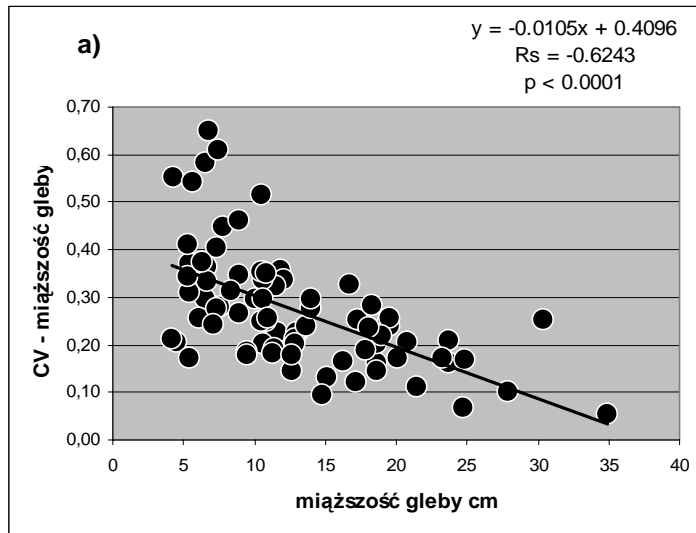
Z kolei silnie prawoskośny jest rozkład wartości miąższości gleb: 62.2% obserwacji mieści się w przedziale poniżej średniej ogólnej (13.3 cm). Najpłytsze gleby są charakterystyczne dla większości stanowisk zaliczających się do pionierskich i ogólnie wczesnych stadiów sukcesyjnych, odznaczających się niskim zwarcie roślinności naczyniowej. Gleby o miąższości przekraczającej 20 cm występują na 15.1% stanowisk, których roślinność ma charakter przejściowy pomiędzy zbiorowiskami murawowymi a traworoślami. W części są to płyty będące miejscem inwazji trzcinnika paskowego *Calamagrostis epigeios*. Miąższość gleb jest czynnikiem zmiennym w przestrzeni badanych siedlisk, co daje się zauważyć nawet mimo zastosowania małych powierzchni (1 m<sup>2</sup>), a dotyczy przede wszystkim najpłytszych gleb. Obliczony dla powierzchni współczynnik zmienności zmierzonych miąższości maleje wraz ze wzrostem głębokości gleb (por. rys. 13a).

Badane gleby w większości są silnie szkieletowe. Przyjęta jako żwir frakcja 2–10 mm w glebach pionierskiego stanowiska G3 z Masywu Grochowej przekracza 50% masy próby. Ze żwirem silnie skorelowany jest udział frakcji piasku ( $R_s = 0.5386$ ;  $p < 0.0001$ ). W części prób stwierdzono znaczące udziały pyłu, a także frakcji ilastej.

Kapilarną pojemność wodną oznaczono w dwojaki sposób: odnosząc ją do masy i objętości. Porównanie wartości uzyskanych oboma sposobami obliczeń, a także innych oznaczonych parametrów – ciężaru objętościowego i straty żarzenia wskazuje, że decydujące znaczenie dla pojemności wodnej badanych gleb ma ich określona przez stratę żarzenia zawartość materii organicznej (por. rys. 13, 14, 15), a ta w niektórych wypadkach (R, P2) może osiągać wysokie wartości, przekraczające nawet 30% masy gleby. Gleby o tak dużym udziale frakcji organicznej są lekkie i wchłaniają bardzo duże ilości wody, nawet trzykrotnie przewyższające wielkość ich suchej masy.

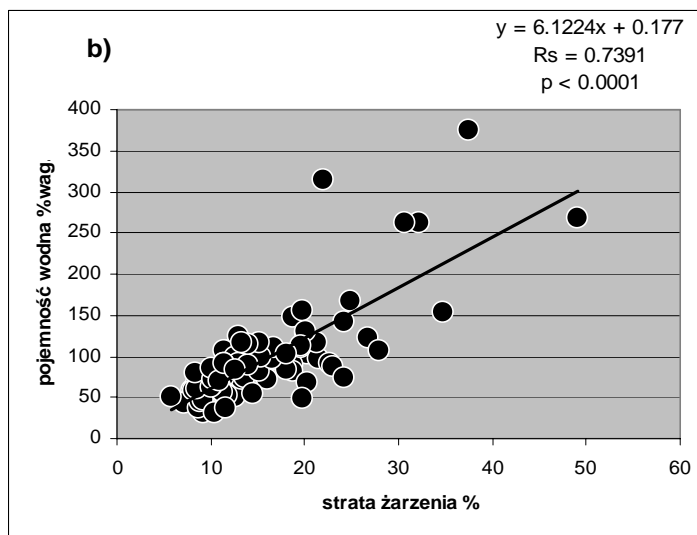
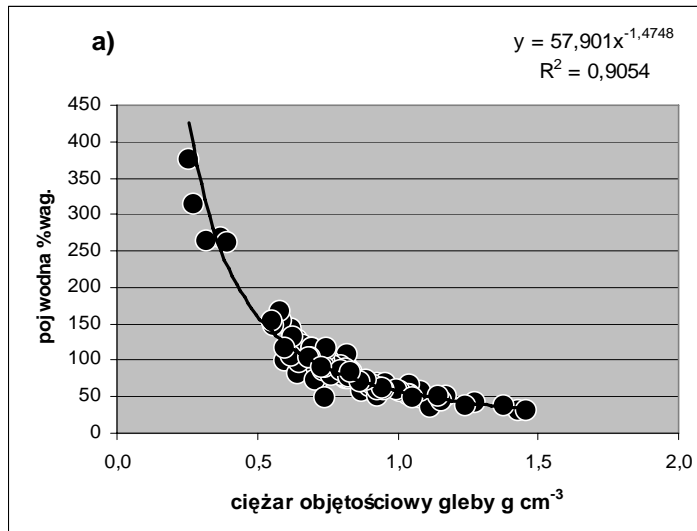
Oznaczone wartości odczynu zawierają się w przedziale pH (H<sub>2</sub>O) 5.0–8.2. Powierzchnie o najniższych wartościach odczynu w większości są związane z murawami śródleśnych polan otoczonych drzewostanami sosnowymi, które mogą wpływać stymulująco na zakwaszenie gleb. Najwyższe wartości pH stwierdzono w glebach pionierskich stadiów rozwojowych muraw na terenie masywów Grochowej i Szklar.

Badane gleby charakteryzują się ogólnie bardzo niskimi zawartościami azotu mineralnego, przy czym zakres zmienności wyznacza pionierskie stanowisko w Szklarach (S7) z jednej strony i dziesięciokrotnie zasobniejsze w tę postać pierwiastka stanowisko na Raduni z drugiej. Gleby badanych stanowisk są również ubogie w fosfor. Także w wypadku tego pierwiastka najzasobniejsze jest siedlisko podszczytowej murawy na Raduni, zaś niemal dziesięciokrotnie uboższa jest gleba stanowiska pionierskiego stadium rozwojowego w Masywie Grochowej (G3). Zawartości azotu mineralnego i fosforu wykazują umiarkowaną korelację:  $R_s = 0.4217$ ;  $p < 0.0001$ .



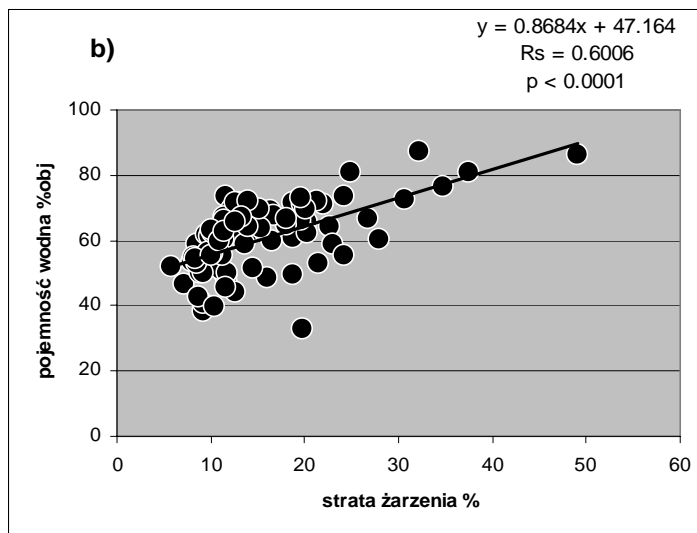
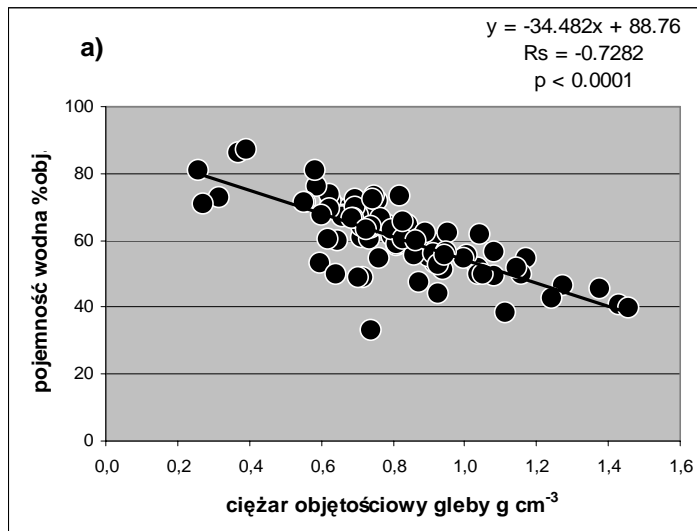
Rys. 13. Relacja pomiędzy miąższością gleby a współczynnikiem jej zmienności na powierzchniach badawczych (a). Zależność pomiędzy ciężarem objętościowym gleby a stratą żarzenia (b)

Fig. 13. Relation between the soil depth and its coefficient of variation (CV) on the ecological survey plots (a). Los-on-ignition plotted against the soil volume weight (b)



Rys. 14. Relacja pomiędzy ciężarem objętościowym gleby a wyrażoną wagowo kapilarną pojemnością wodną (a). Relacja pomiędzy stratą żarzenia a wyrażoną wagowo kapilarną pojemnością wodną (b)

Fig. 14. Capillary water capacity expressed on the weight basis plotted against the soil volume weight (a). Capillary water capacity expressed on the weight basis plotted against the loss-on-ignition (b)



Rys. 15. Relacja pomiędzy ciężarem objętościowym gleby a wyrażoną objętościowo kapilarną pojemnością wodną (a). Relacja pomiędzy stratą żarzenia a wyrażoną objętościowo kapilarną pojemnością wodną stratą żarzenia (b)

Fig. 15. Relation between the soil volume weight and the capillary water capacity expressed on the volume basis (a). Soil capillary water capacity expressed on the volume basis plotted against the loss-on-ignition (b)

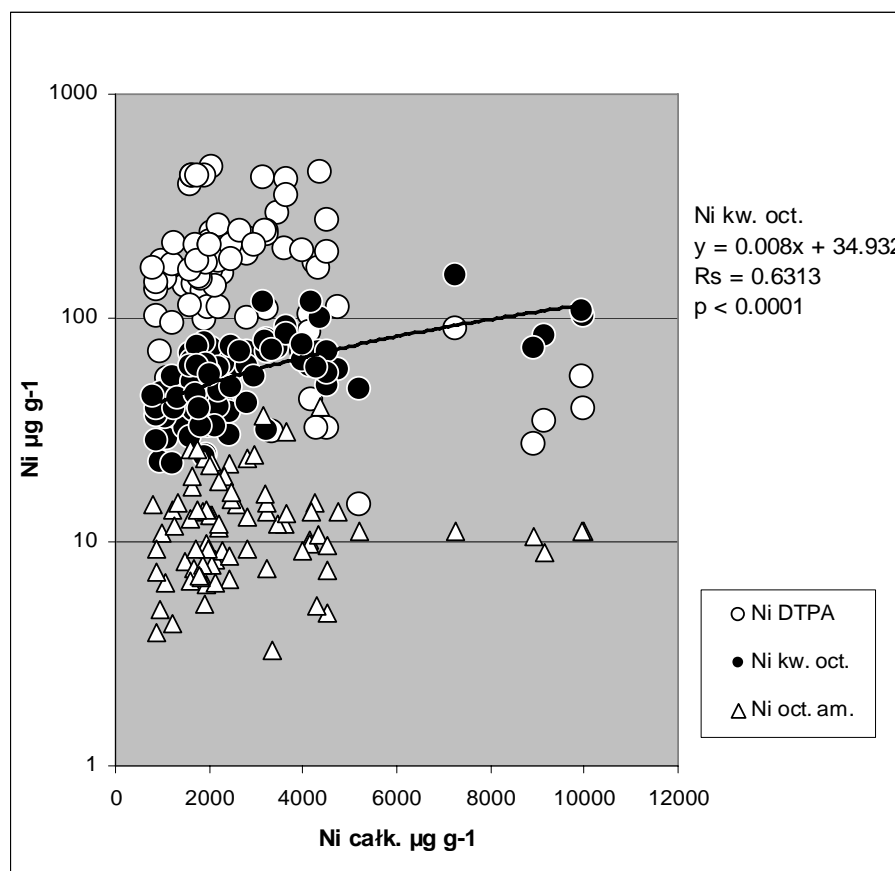
W mniejszym stopniu niż w wypadku azotu i fosforu zróżnicowane są koncentracje potasu. Zakres zmienności zawartości tego pierwiastka zawiera się pomiędzy 88 i 357  $\mu\text{g g}^{-1}$ .

W wypadku bardzo istotnych dla specyfiki siedlisk serpentynitowych magnezu i wapnia oznaczano zarówno ich formy wymienne, ekstrahowane 1 M octanem amonu, jak i zawartości całkowite. Znamienna dla serpentynitów i pochodzących z nich gleb przewaga magnezu nad wapniem dotyczy szczególnie zawartości całkowitych, w wypadku których wartości molowego stosunku Mg/Ca w glebach powierzchni G3a-f przekraczają 500. Na stanowisku tym stwierdzono zarazem najniższe zawartości całkowite wapnia (396–492  $\mu\text{g g}^{-1}$ ). Wyjątkowe na tle pozostałych jest siedlisko pionierskiego stanowiska S7 w Masywie Szklar, które o 1–2 rzędy wielkości przewyższa zawartości całkowite wapnia stwierdzone w glebach pozostałych stanowisk i w rezultacie odznacza się najniższymi wartościami stosunku Mg/Ca – średnio 6,8, zatem 25 razy niższymi od ogólnej średniej (dla wszystkich gleb) i aż 77 razy niższymi od wartości średniej dla stanowiska G3. W wypadku zawartości całkowitych magnezu i wapnia pierwiastkiem o szczególnie szerokim zakresie zmienności jest ten ostatni – najniższa średnia jego koncentracja (G3) stanowi zaledwie 1,8% najwyższej (S7). Zmienność zawartości magnezu jest znacznie mniejsza – najniższa średnia (S7) stanowi 27,4% maksymalnej (S6).

Zawartości magnezu wymiennego również mają przewagę nad koncentracjami wapnia wymiennego, jednak jest ona znacznie mniejsza niż ta obliczona na podstawie zawartości całkowitych. Zakres zmienności rozciąga się od zrównoważonego poziomu obu pierwiastków w glebach stanowiska S7 do średnio 13,71 (maks. 22,51) na stanowisku G3 w Masywie Grochowej. Także i w tym wypadku zmienność koncentracji wapnia jest większa w porównaniu z magnezem – najniższe wartości średnie dla lokalizacji wynoszą odpowiednio 12,7% i 28,7% najwyższych średnich.

W badanych glebach analizowano również zawartości specyficznych dla siedlisk serpentynitowych metali ciężkich – niklu, chromu i kobaltu. Również w ich wypadku oznaczano zawartości całkowite, a także formy rozpuszczalne ekstrahowane trzema roztworami. W najwyższych ilościach w badanych glebach występuje nikiel. Stosunek ogólnych średnich obliczonych na podstawie wszystkich badanych powierzchni zawartości całkowitych Ni : Cr : Co wynosi: 1 : 0,29 : 0,04. Najwyższe zawartości całkowite niklu stwierdzono w glebach stanowiska S7 w Szklarach, gdzie sięgały one 10000  $\mu\text{g g}^{-1}$ , co po nietypowych relacjach wapnia i magnezu stanowi kolejny wymiar jego specyfiki na tle pozostałych badanych siedlisk. Najniższe – poniżej 1000  $\mu\text{g g}^{-1}$  – zawartości całkowite niklu występują w glebach stanowisk N3 i N5 na wzgórzu koło Nasławic. Koncentracje niklu w glebach badanych siedlisk wykazują znaczną zmienność – minimalna oznaczona zawartość tego pierwiastka wynosi 7,9% zawartości maksymalnej, najniższa średnia dla lokalizacji (N) stanowi 21,0% średniej najwyższej (S7).

Najwyższe – do 740  $\mu\text{g g}^{-1}$  – koncentracje rozpuszczalnych form niklu ekstrahowano za pomocą DTPA, niższe za pomocą kwasu octowego, a stężenia stwierdzone po działaniu octanem amonu nie przekraczały poziomu 61  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Spośród trzech zastosowanych metod ekstrakcji rozpuszczalnych form niklu tylko jedna, z użyciem kwasu octowego, dała wyniki istotnie skorelowane z zawartościami całkowitymi tego pierwiastka (rys. 16).



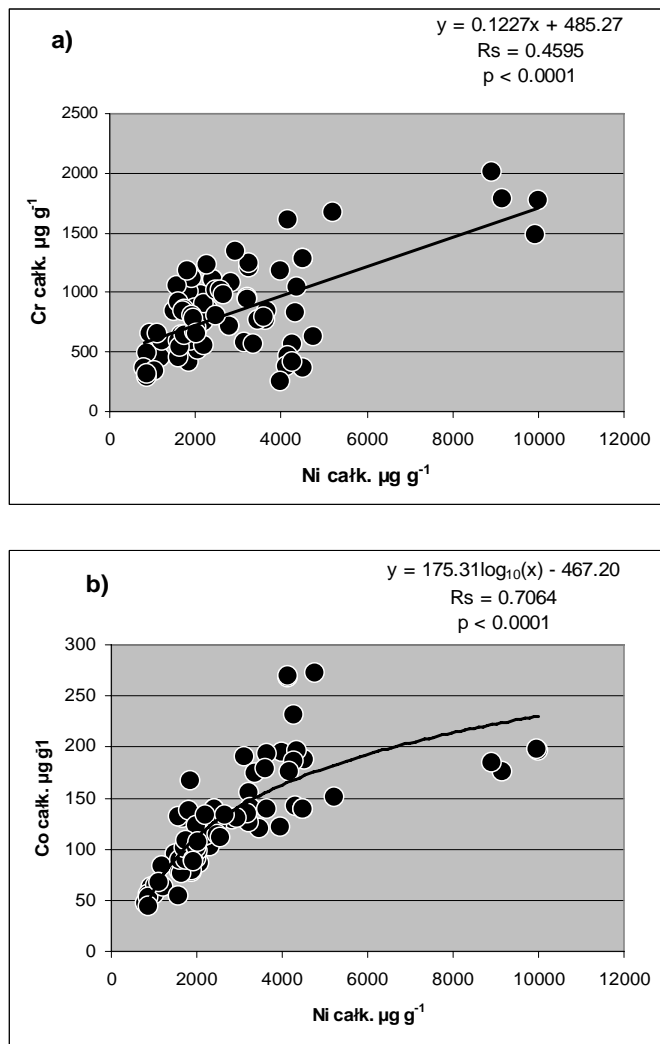
Rys. 16. Relacja pomiędzy całkowitymi zawartościami niklu w glebach a jego koncentracjami rozpuszczalnymi po ekstrakcji z użyciem DTPA, kwasu octowego i octanu amonu

Fig. 16. Relation between the soil total content of nickel and its soluble forms extracted by three methods: 1) with DTPA, 2) with acetic acid (2.5% vol.) and 3) with 1M ammonium acetate (pH7)

Zawartości całkowite chromu zawierają się w przedziale 252–2016  $\mu\text{g g}^{-1}$  – wartość minimalna stanowi 12.5% maksymalnej. Najniższe koncentracje tego pierwiastka stwierdzono w glebach muraw z wzniesienia koło Nasławic, a najwyższe na stanowisku S7 w Szklarach. Kobalt na najwyższym poziomie zawartości całkowitych – do 272  $\mu\text{g g}^{-1}$  – występuje na stanowisku G3 w Masywie Grochowej. Jego stwierdzona zawartość minimalna odpowiada 16.2% maksymalnej.

Zawartości całkowite niklu i chromu oraz niklu i kobaltu są ze sobą istotnie skorelowane, co pokazano na rysunku 17, brak natomiast korelacji pomiędzy chromem i kobaltem. W badaniach form rozpuszczalnych tych dwóch pierwiastków prowadzono

ekstrakcje z użyciem kwasu octowego i DTPA. Pierwszy z wymienionych roztworów dawał koncentracje chromu w zakresie od śladów do  $8.7 \mu\text{g g}^{-1}$  (średnio  $1.36 \mu\text{g g}^{-1}$ ) i kobaltu od  $0.58$  do  $8.43 \mu\text{g g}^{-1}$  (średnio  $3.36 \mu\text{g g}^{-1}$ ). Za pomocą DTPA uzyskano roztwo-ry ze śladowymi ilościami chromu, natomiast kobalt występował w nich w zakresie  $0.24$ – $7.77 \mu\text{g g}^{-1}$  (średnio  $2.23 \mu\text{g g}^{-1}$ ).



Rys. 17. Relacja pomiędzy całkowitymi zawartościami niklu i chromu (a) oraz niklu i kobaltu w glebach powierzchni badawczych (b)

Fig. 17. Relation between the total contents of nickel and chromium (a) as well as nickel and cobalt (b) in the soils of the investigation plots

Badane obiekty wykazują stosunkowo dużą różnorodność właściwości siedlisk. Dotyczy to stopnia zaawansowania procesu glebotwórczego, co przejawia się zróżnicowaniem miąższości gleb, ich potencjalnej wilgotności, zasobności w materię organiczną, a także odczynu. Zróżnicowane są również czynniki specyficzne dla siedlisk serpentynitowych. W różnorodnej konfiguracji zmiennych siedliskowych można wskazać obiekty o znacznym nasileniu wszystkich specyficznych czynników kompleksu serpentynitowego – np. stanowisko G3 w Masywie Grochowej, którego inicjalne gleby odznaczają się bardzo wysokimi zawartościami magnezu, jednocześnie bardzo niskimi wapnia i w rezultacie najwyższą wartością stosunku Mg/Ca, a także wysokimi koncentracjami niklu. Występują stanowiska o bardzo umiarkowanym natężeniu czynników tego kompleksu, np. na wzgórzu koło Nasławic lub na Raduni. Spotkać można również siedliska tak specyficzne jak S7 w Szklarach, odznaczające się wybitnie wysokimi zawartościami niklu i chromu przy jednocześnie nietypowym dla wystąpień serpentynitów stosunkiem magnezu i wapnia wynikającym z wyjątkowo wysokich koncentracji tego ostatniego pierwiastka.

### **6.3. Wpływ czynników siedliskowych na produkcję biomasy i różnorodność gatunkową muraw**

#### **6.3.1. Wpływ czynników abiotycznych na produktywność siedlisk**

Jako podstawowy parametr charakteryzujący strukturę przestrzenną (fizyczną) badanych fitocenozy muraw kserotermicznych przyjęto produkcję biomasy. W jej pomiarach niezależnie traktowane były podstawowe grupy funkcjonalne roślin: 1) zioła szerokoliste (w praktyce wyłącznie dwuliścienne, włączono tu również krzewinki *Thymus pulegioides*), 2) „graminoidy” – rośliny jednoliścienne o pokroju trawiastym (niemal wyłącznie trawy z niewielkim udziałem na kilku powierzchniach *Luzula campestris* i *Carex caryophylla*) oraz 3) mszaki i porosty. Po dokonaniu pomiarów okazało się, że wielkość całkowitej biomasy w decydujący sposób określana jest przez plon roślin naczyniowych ( $R_s = 0.9634$ ;  $p < 0.0001$ ), natomiast wpływ na nią roślin warstwy mszystej jest nieistotny ( $R_s = 0.1163$ ;  $p = 0.4930$ ). Dlatego też w prezentowanych niżej wynikach badań jako zmienną zależną charakteryzującą reakcję fitocenozy na wpływ działających pojedynczo i łącznie czynników siedliskowych przyjęto właśnie wielkość tworzonej biomasy roślin naczyniowych jako tych bezpośrednio zależnych od czynników edaficznych i zarazem decydujących o ogólnej produktywności ekosystemów.

W celu przeprowadzenia selekcji zmiennych istotnie wpływających na wielkość tworzonej biomasy przeprowadzono analizę regresji wielokrotnej prowadzonej metodą krokową postępującą, w której testowano znaczenie wszystkich badanych czynników siedliskowych. Przed analizą zmienne poddano transformacji logarytmicznej. Końcowy wynik uzyskano po dwunastym kroku analizy.



Podsumowanie regresji wielokrotnej dla zmiennej zależnej „biomasa naczyniowe”:  $R = 0.9357$ ,  $R^2 = 0.8755$ , skorygowany  $R^2 = 0.8437$ ,  $F(12,47) = 27.548$ ,  $p < 0.0001$ , błąd standardowy estymacji: 0.4829

Summary of the multiple regression analysis for the dependent variable „biomass of vascular plants”:  $R = 0.9357$ ,  $R^2 = 0.8755$ , adjusted  $R^2 = 0.8437$ ,  $F(12,47) = 27.548$ ,  $p < 0.0001$ , estimation standard error: 0.4829

	BETA	Błąd st. BETA	B	Błąd st. B	t(47)	poziom p
Wyraz wolny Coef. B (intercept)			-8.8383	5.4859	-1.6111	0.1139
Miąszość gleby Soil depth	0.3456	0.0755	0.8279	0.1809	4.5768	<0.0001
Poj. wodna (obj.) Water capacity (vol.)	0.2891	0.1111	2.0516	0.7883	2.6026	0.0123
N min	0.2544	0.0862	0.4529	0.1535	2.9501	0.0049
P	0.2307	0.0708	0.5768	0.1770	3.2592	0.0021
Żwir (1–0mm) Gravel (1–10 mm)	0.1571	0.0746	0.5097	0.2419	2.1066	0.0405
Ładunek ciepła Warm load	-0.1412	0.0694	-1.4324	0.7039	-2.0350	0.0475
Mg wymienny exchangeable Mg	-0.5044	0.1799	-1.4964	0.5336	-2.8042	0.0073

Ostatecznie model przyjmuje postać równania:

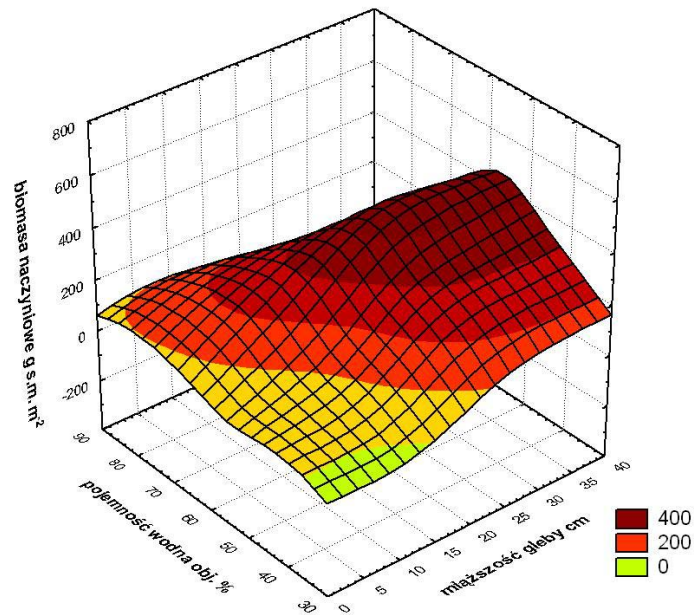
$$\log y = -8.8383 - 1.4964 \times \log x_1 + 0.8279 \times \log x_2 + 2.0516 \times \log x_3 + 0.4529 \times \log x_4 + 0.5768 \times \log x_5 - 1.4324 \times \log x_6 - 1.4324 \times x_7$$

gdzie:

- y – biomasa roślin naczyniowych,
- $x_1$  – Mg wymienny,
- $x_2$  – miąszość gleby,
- $x_3$  – pojemność wodna (obj.),
- $x_4$  – N min.,
- $x_5$  – P,
- $x_6$  – żwir (frakcja 1–10 mm),
- $x_7$  – potencjalny roczny ładunek ciepła.

Na rysunkach 18–20 przedstawiono graficzne modele łącznego wpływu na produkcję biomasy roślin naczyniowych trzech par zmiennych wyselekcjonowanych w toku opisanej wyżej analizy regresji wielokrotnej. Biomasa naczyniowych rośnie wraz z miąszością gleby i jej pojemnością wodną, jednak najwyższe wartości tej drugiej zmiennej hamują ten wzrost (rys. 18). W całym zakresie zmienności koncentracji azotu mineralnego obserwowana jest silna stymulacja wielkości tworzonej biomasy przez wysokie

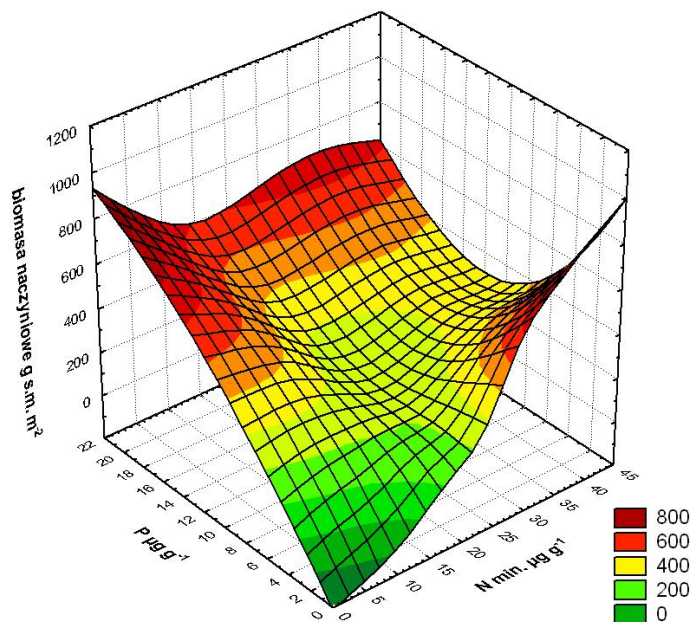
zawartości fosforu. W zakresie niskich koncentracji tego pierwiastka silne pobudzenie wzrostu biomasy roślin naczyniowych zachodzi tylko pod wpływem najwyższych zawartości azotu mineralnego (rys. 19). Zawartości wymiennego magnezu wpływają silnie hamująco na produkcję biomasy roślin naczyniowych, a łagodzone jest to w warunkach rosnącej zasobności gleb w azot mineralny (rys. 20). Silnie stymulujący produkcję biomasy wpływ azotu widoczny jest jednak tylko w najniższych przedziałach zawartości magnezu i w zakresach średnich przy najwyższych zawartościach pierwszego z wymienionych pierwiastków.



Rys. 18. Graficzny model jednoczesnego wpływu pojemności wodnej (obj.) i miąższości gleby na produkcję biomasy roślin naczyniowych muraw kserotermicznych. Wygładzanie najmniejszych kwadratów ważone odległościami

Fig. 18. Model of the simultaneous effect of capillary water capacity (volume basis) and soil depth on the standing crop of vascular plants in the dry grasslands. Lowest squares smoothing weighted by distances

Wpływ osobno rozpatrywanych zmiennych siedliskowych na wielkość produkowanej biomasy roślin naczyniowych oceniano za pomocą nieparametrycznej analizy korelacji Spearmana. Analiza ta przyniosła zbliżone rezultaty do uzyskanych w toku regresji wielorakiej – wyselekcjonowane w niej zmienne o największej sile wpływu na produkcję biomasy roślin naczyniowych odznaczają się również najwyższymi wartościami współczynnika korelacji Spearmana.

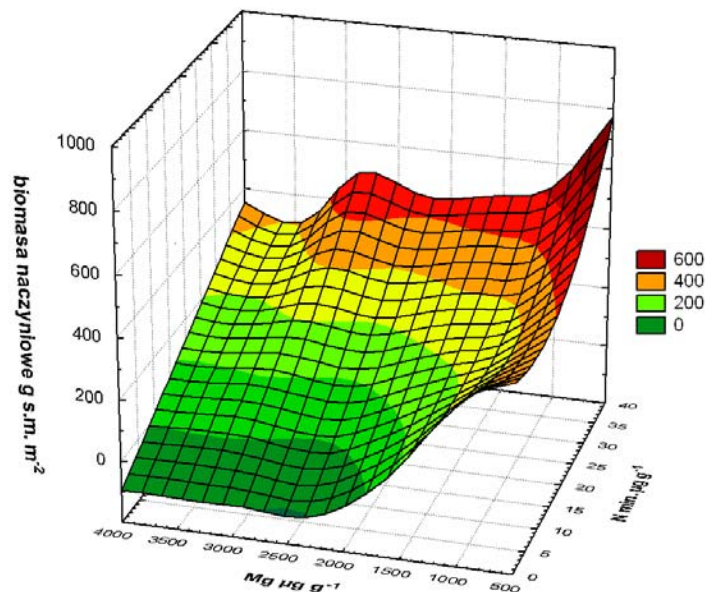


Rys. 19. Graficzny model jednoczesnego wpływu koncentracji azotu mineralnego i fosforu na produkcję biomasy roślin naczyniowych muraw kserotermicznych. Wygładzanie najmniejszych kwadratów ważone odległościami

Fig. 19. Model of simultaneous effect of mineral nitrogen and available phosphorus on the standing crop of vascular plants in the dry grasslands. Lowest squares smoothing weighted by distances

Spośród zmiennych związanych z właściwościami fizycznymi badanych gleb najsilniej stymulująco na biomase roślin naczyniowych wpływa miąższość gleb i ich wyrażona objętościowo kapilarna pojemność wodna (rys. 21). Słabsze są korelacje biomasy naczyniowych ze stratą żarzenia ( $R_s = 0.2964$ ;  $p = 0.0065$ ) i odczynem ( $R_s = -0.3226$ ;  $p = 0.0028$ ).

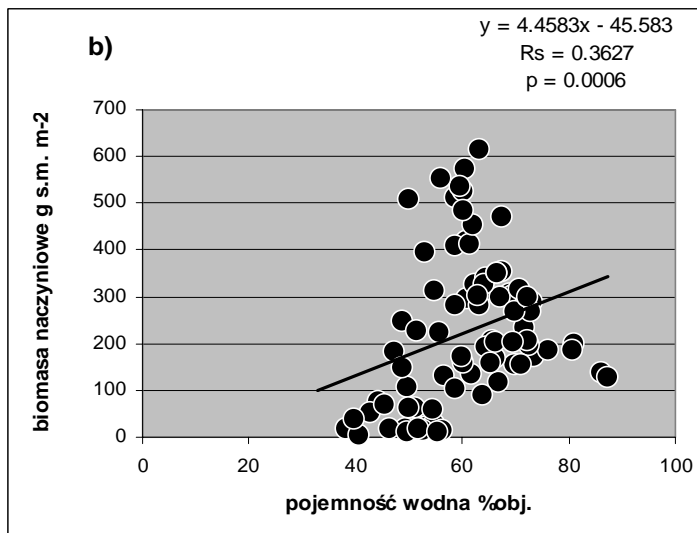
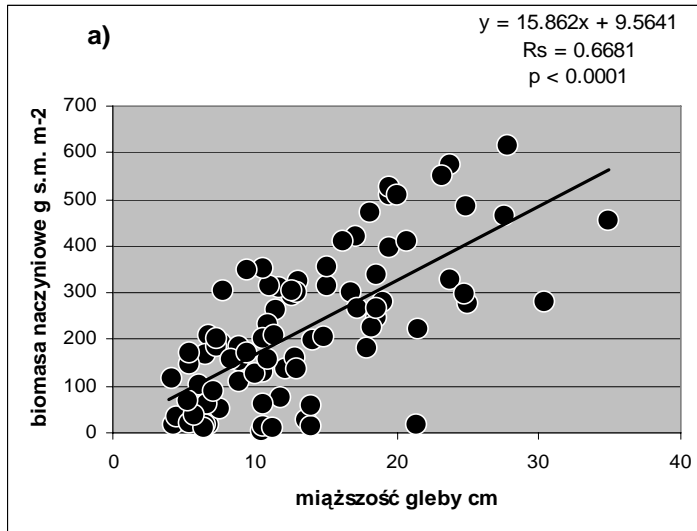
Dał się też zauważyć słaby wpływ dwóch wyróżnionych frakcji składu mechanicznego – udział piasku odznacza się ujemną korelacją z produkcją biomasy ( $R_s = -0.2400$ ;  $p = 0.0299$ ), natomiast udział frakcji pylastej wpływa słabo stymulująco na produktywność siedlisk ( $R_s = 0.2806$ ;  $p = 0.0106$ ).



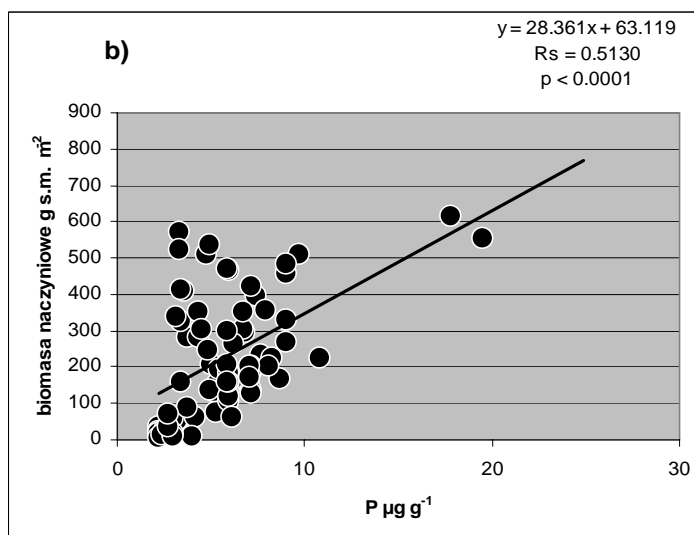
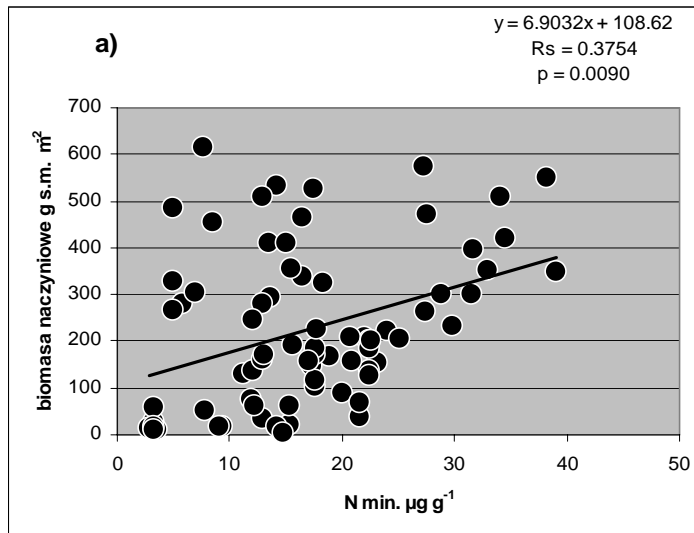
Rys. 20. Graficzny model jednoczesnego wpływu koncentracji azotu mineralnego i wymiennego magnezu na produkcję biomasy roślin naczyniowych muraw kserotermicznych. Wygładzanie najmniejszych kwadratów ważone odległościami

Fig. 20. Model of the simultaneous effect of mineral nitrogen and exchangeable magnesium on the standing crop of vascular plants in the dry grasslands. Lowest squares smoothing weighted by distances

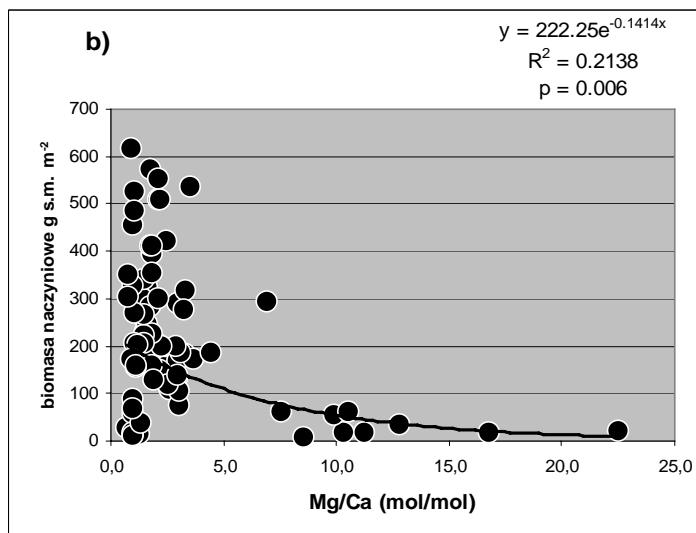
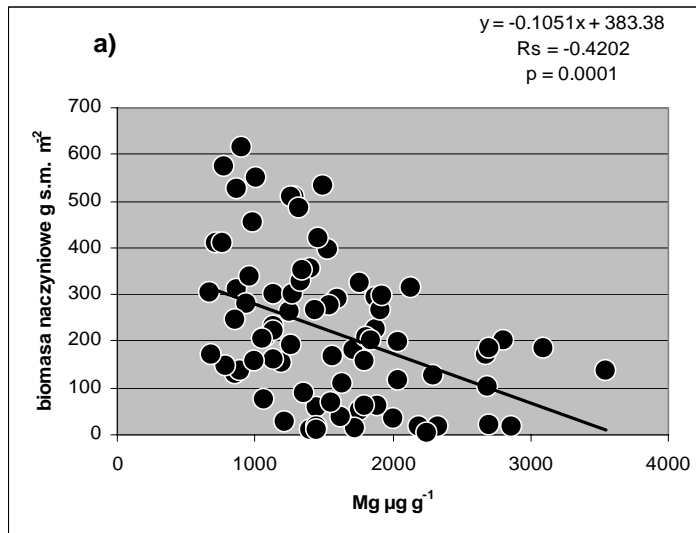
Wyraźnie widoczny i wysoce istotny statystycznie jest pobudzający wpływ na produkcję biomasy roślin naczyniowych podstawowych pierwiastków biogennych – azotu i fosforu (rys. 22). Wylimitowanie z analizy dwóch prób o najwyższych zawartościach fosforu tylko nieznacznie obniża wartość współczynnika korelacji ( $R_s = 0.4947$ ), który pozostaje wysoce istotny. Produkcja biomasy jest natomiast wyraźnie hamowana pod wpływem składników mineralnych specyficznych dla siedlisk serpentynitowych, mianowicie występujących w roztworze glebowym wysokich koncentracji kationów magnezowego i niklowego (rys. 23–24). Nie stwierdzono istotnej korelacji pomiędzy biomasa roślin naczyniowych a bardzo zmiennym w badanych glebach wapniem. Relacja między magnezem a wapniem zdeterminowana jest przez dominację pierwszego z tych pierwiastków i w specyficzny sposób wpływa na produktywność siedlisk muraw (rys. 23b). Zależność ta opisana jest równaniem potęgowym o ujemnym wykładniku. W niskim przedziale wartości stosunku  $Mg/Ca$  ( $< 5$ ) nie wpływa on na tworzenie biomasy, natomiast z dalej idącym zaburzeniem równowagi tych pierwiastków związana jest silna inhibicja produktywności siedlisk. Ujemna korelacja pomiędzy biomasa a niklem dotyczy w zbliżony sposób jego zawartości całkowitych, jak i form ekstrahowanych kwasem octowym, nie stwierdzono natomiast korelacji z dwiema pozostałymi formami rozpuszczalnymi, ekstrahowanymi za pomocą DTPA i octanu amonu.



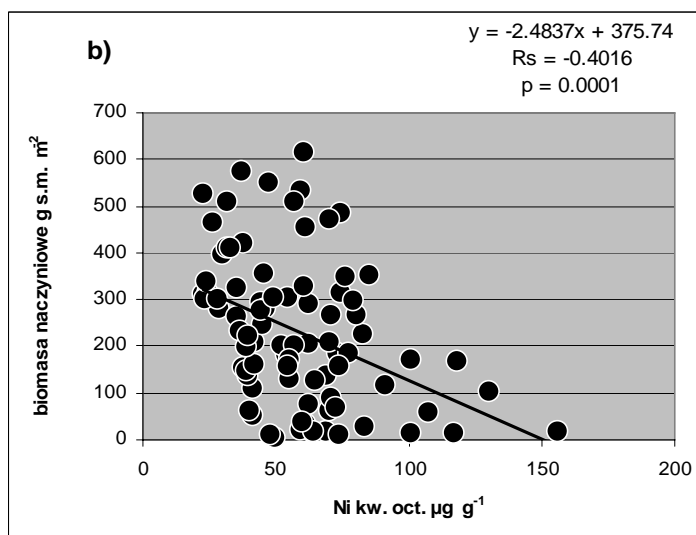
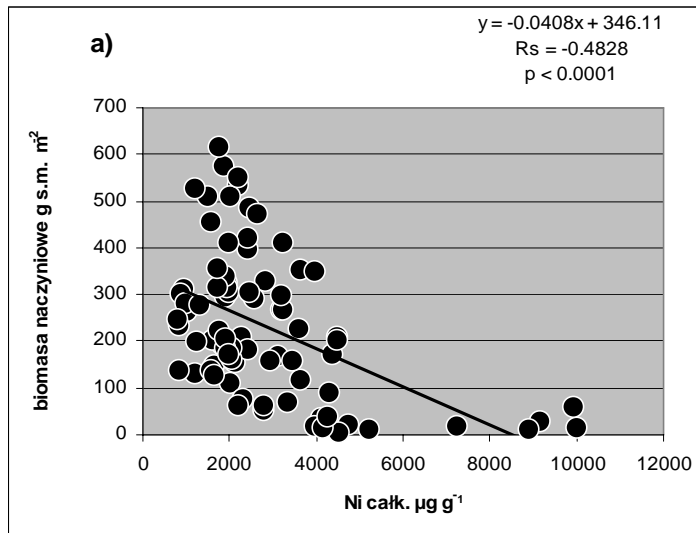
Rys. 21. Wpływ miąższości gleby na biomasę roślin naczyniowych (a). Wpływ wyrażonej objętościowo kapilarnej pojemności wodnej na biomasę roślin naczyniowych (b)  
 Fig. 21. The standing crop of vascular plants plotted against the soil depth (a) and the capillary water capacity expressed on the volume basis (b)



Rys. 22. Wpływ zawartości azotu mineralnego w glebie na biomasę roślin naczyniowych (a).  
 Wpływ zawartości fosforu w glebie na biomasę roślin naczyniowych (b)  
 Fig. 22. The standing crop of vascular plants plotted against the mineral nitrogen (a) and phosphorus content in the soil (b)



Rys. 23. Wpływ na biomasę roślin naczyniowych zawartości magnezu wymiennego w glebie (a) i wartości stosunku Mg/Ca (b)  
 Fig. 23. The standing crop of vascular plants plotted against the exchangeable magnesium (a) and Mg/Ca ratio in the soil (b)



Rys. 24. Wpływ na biomasę roślin naczyniowych zawartości całkowitych niklu w glebie (a) i niklu ekstrahowanego kwasem octowym (b)

Fig. 24. The standing crop of vascular plants plotted against the total contents of nickel (a) and the acetic acid soluble nickel amounts in the soil (b)

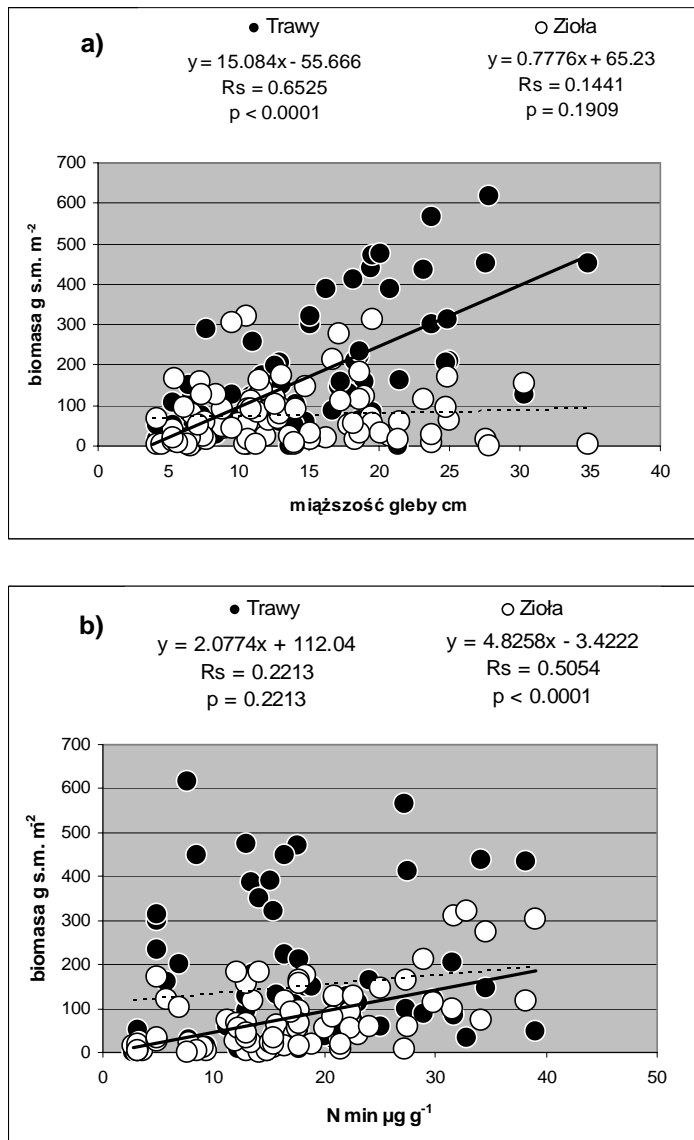


Osobne pomiary biomasy ziół dwuliściennych i traw pozwoliły wykazać odmienną reakcję tych grup funkcjonalnych na wpływ poszczególnych czynników siedliskowych. Wraz ze wzrostem miąższości gleb rośnie produkcja biomasy, ale jak widać na rysunku 25a wzrost ten dotyczy traw, brak natomiast wpływu na biomasę dwuliściennych. Te ostatnie natomiast korzystnie reagują na wyższe koncentracje azotu (rys. 25b). Trawy silniej niż dwuliścienne stymulowane są w produkcji biomasy przez fosfor (rys. 26a). Także w tym wypadku wyeliminowanie z obliczeń dwóch prób o najwyższych zawartościach fosforu tylko nieznacznie obniża wartość współczynnika korelacji ( $R_s = 0.4889$ ), który pozostaje wysoce istotny. Rysunek 26b pokazuje, że hamujący wpływ nadmiaru magnezu bardzo wyraźnie dotyczy traw, dwuliścienne natomiast nie reagują na wpływ tego pierwiastka w całym przedziale zmienności jego koncentracji.

W wypadku roślinności budującej warstwę mszystą badanych fitocenoz istotna statystycznie korelacja pomiędzy biomasą a czynnikami siedliskowymi zachodzi tylko w wypadku straty żarzenia i odczynu (rys. 27). Na niektórych powierzchniach reprezentujących wczesne stadia sukcesyjnego rozwoju muraw obserwowano duży ilościowy udział mszaków wypełniających rozległe luki pomiędzy roślinami naczyniowymi i – jak się wydaje – ich wolno rozkładające się szczątki mają tam istotny udział w tworzeniu glebowej materii organicznej. Może to tłumaczyć stosunkowo wysoką wartość istotnego współczynnika korelacji Spearmana. Wyższe wartości odczynu zdają się hamować produkcję biomasy mszaków i porostów (rys. 27b). Wynikać to może jednak z bardzo niskiego udziału roślinności zarodnikowej na odznaczających się najwyższymi wartościami odczynu pionierskich stanowiskach w masywach Szklar i Grochowej. Pozostaje do rozstrzygnięcia, czy rzeczywiście mamy tu do czynienia z bezpośrednim wpływem odczynu na mszaki, czy wpływ ten jest pośredni i związany z innym czynnikiem, np. suszą.

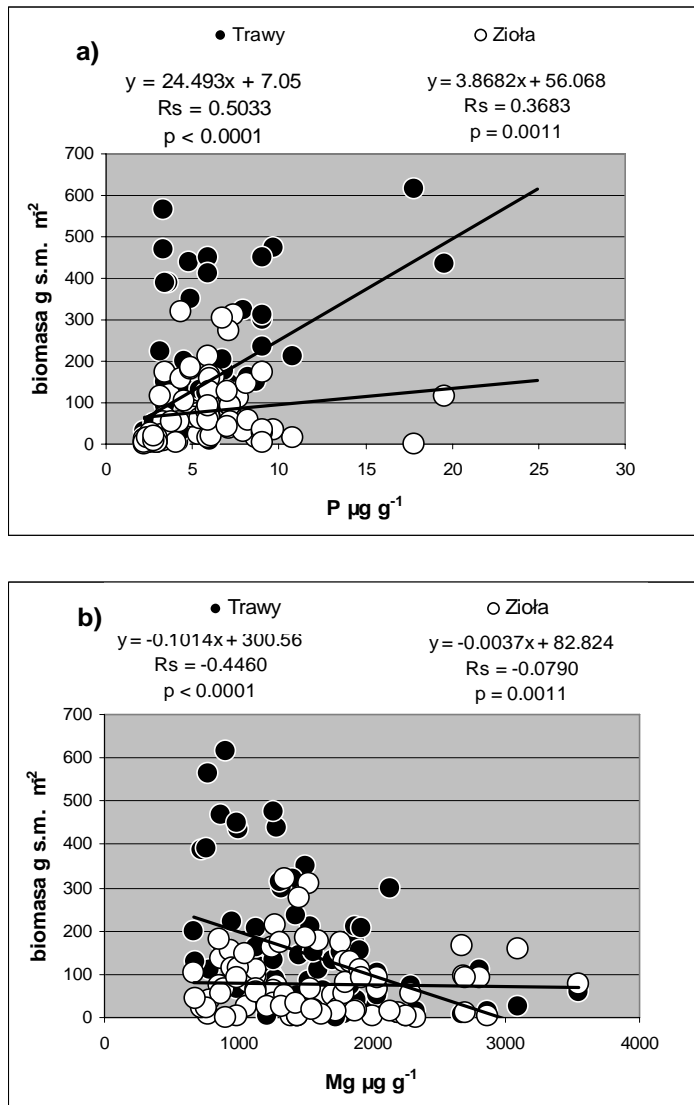
Wśród czynników branych pod uwagę w kontekście wpływu na produktywność siedlisk muraw występujących na serpentynitach zwrócono uwagę na tempo obiegu materii w tych trawiastych ekosystemach. Ocenie roli tego czynnika miał służyć trwający rok eksperyment mierzący tempo dekompozycji standardowego materiału roślinnego eksponowanego na powierzchni gleby w wykonanych z polietylenowej siatki woreczkach. Woreczki rozmieszczono w bezpośrednim sąsiedztwie dwudziestu wybranych powierzchni zróżnicowanych pod względem wielkości produkowanej biomasy. Po rocznej ekspozycji okazało się, że nieuszkodzone woreczki w liczbie powtórzeń pozwalającej na właściwe opracowanie statystyczne wyników badań udało się zebrać tylko z dwunastu powierzchni. Prezentowane wyniki nie mają dlatego pełnej oczekiwanej wcześniej wartości, pozwalają jednak wskazać niektóre ogólne zależności.

Badane powierzchnie odznaczają się zróżnicowanym tempem dekompozycji materii organicznej, a siedem z nich ma je istotnie słabsze w porównaniu z powierzchnią kontrolną założoną na żyznej świeżej łące poza terenem badań (rys. 28). Tempo dekompozycji pobudzająco wpływa na wielkość produkcji biomasy, co mimo niewielkiej liczby obserwacji okazało się istotne statystycznie (rys. 29a). Tempo to okazało się też istotnie i stosunkowo silnie skorelowane z mierzoną stratą żarzenia zawartością materii organicznej w glebach (rys. 29b). Oddziaływanie tempa dekompozycji na zawartości azotu mineralnego w glebach nie osiąga poziomu istotności statystycznej (rys. 30a), udało się natomiast wykazać jej stosunkowo silny dodatni wpływ na zawartości fosforu (rys. 30b).

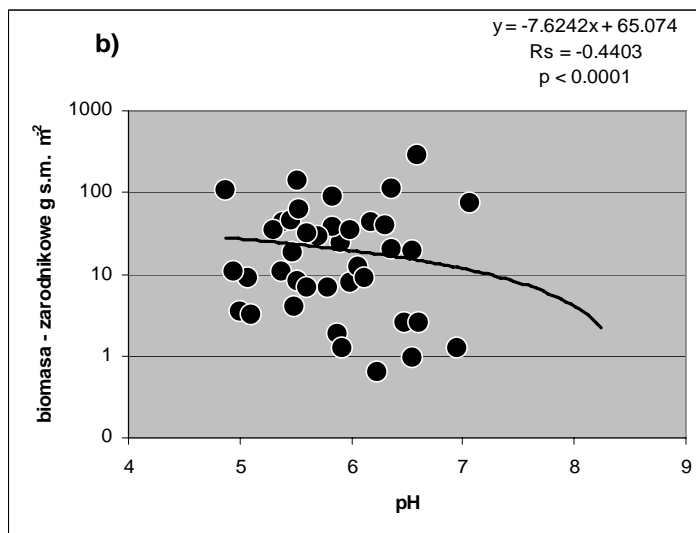
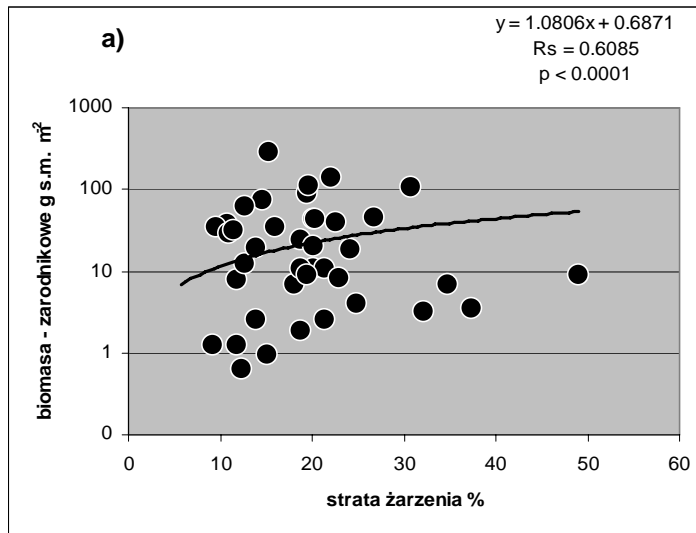


Rys. 25. Wpływ na biomasę traw i ziół dwuliściennych miąższości gleby (a) i zawartości azotu mineralnego (b)

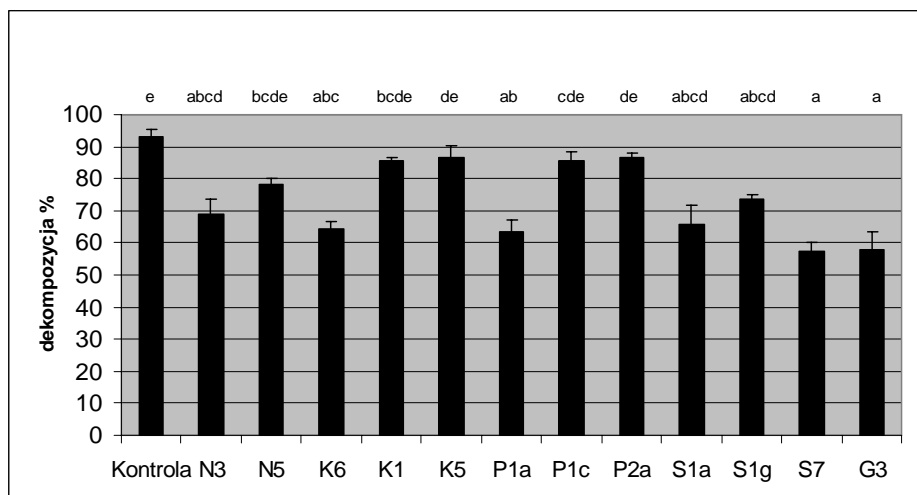
Fig. 25. The effect of soil depth (a) and mineral nitrogen soil contents (b) on standing crop of grasses (filled marks) and forbs (open marks)



Rys. 26. Wpływ na biomasę traw i ziół dwuliściennych zawartości fosforu (a) i magnezu wymiennego (b)  
 Fig. 26. The effect of phosphorus (a) and exchangeable magnesium soil contents (b) on standing crop of grasses (filled marks) and forbs (open marks)



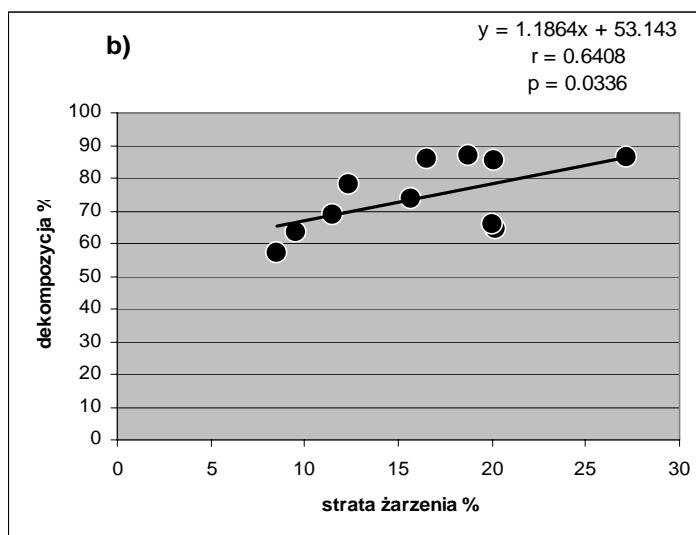
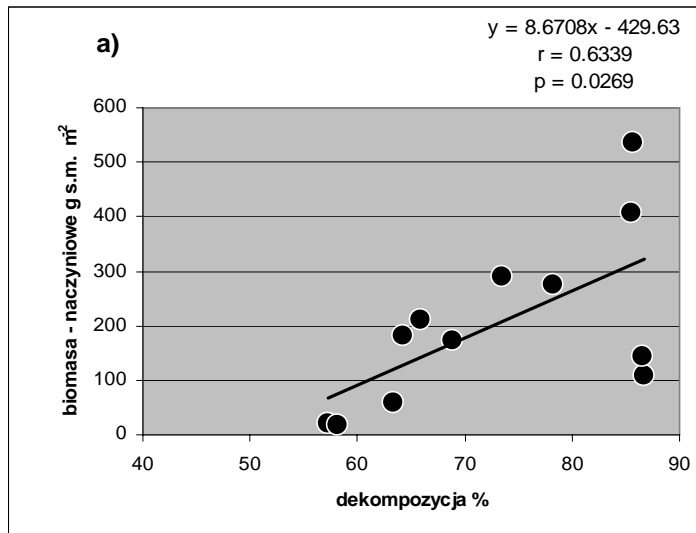
Rys. 27. Wpływ na biomasę roślin zarodnikowych straty żarzenia (a) i odczynu (b)  
 Fig. 27. Biomass of mosses and lichens plotted against loss-on-ignition (a) and soil pH (b)



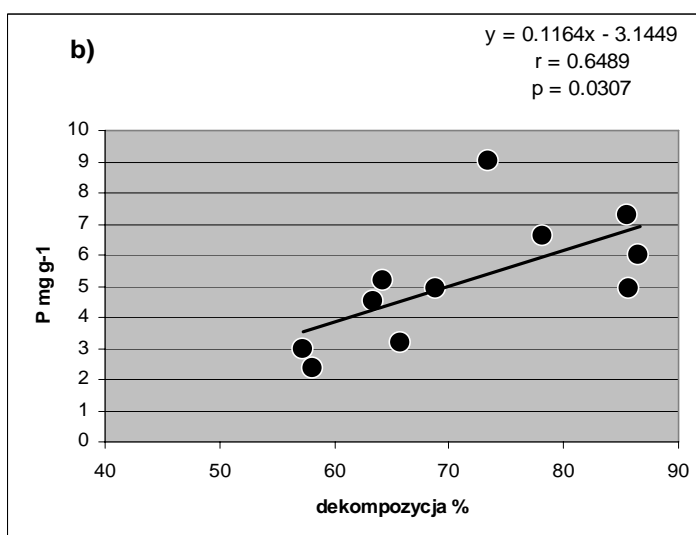
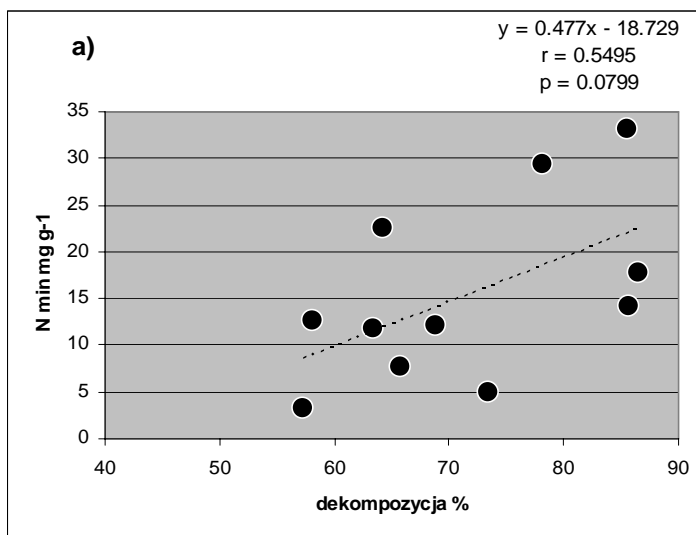
Rys. 28. Tempo dekompozycji materii organicznej określone na wybranych powierzchniach badawczych. Podano wartości średnie i zakres SE. Słupki oznaczone tą samą literą wskazują na brak istotnych różnic przy  $p < 0.05$  po teście HSD Tukey'a

Fig. 28. Organic matter decomposition rate determined by the litterbags method. Bags filled with standard plant material were exposed on soil surface at chosen plots and on control non-serpentine grassland (kontrola) during 12 month. Bars show decomposed part of the litter. Means and SE are shown. Bars sharing the same letters are not significantly different (Tukey HSD,  $p < 0.05$ )

Po wykonaniu pierwszych analiz zawartości mineralnych form azotu w badanych glebach utwierdzono się w słuszności przypuszczeń, że lipcowy termin zbioru prób do oznaczeń tego pierwiastka nie sprzyja określeniu jego realnych pod względem znaczenia ekologicznego ilości, ponieważ główna część jego puli została w tym czasie już pobrana przez rośliny. Dlatego dokonano ponownego zbioru prób glebowych z oznakowanych wcześniej powierzchni w pierwszej dekadzie listopada, zakładając, że w tym czasie zaszła już główna część mineralizacji organicznych postaci azotu. Po porównaniu wyników analiz zawartości azotu mineralnego w próbach zbieranych z tych samych powierzchni w lipcu i listopadzie okazało się, że tempo przyrostu koncentracji tego pierwiastka w wyniku jego mineralizacji jest bardzo silnie skorelowane z produkcją biomasy roślin naczyniowych (rys. 31a). Z uwagi na niedostateczną liczbę zbadanych prób nie udało się zweryfikować założenia o dodatniej korelacji pomiędzy tempem dekompozycji eksponowanego w terenie materiału roślinnego a wielkością przyrostu zawartości mineralnego azotu w glebach, choć wyniki przedstawione na rysunku 31b zdają się sugerować możliwość jej istnienia. Stymulująco na tempo przyrostu zawartości azotu w glebach w końcowej fazie sezonu wegetacyjnego wpływa ich pojemność wodna (rys. 32a). Proces ten przebiega najintensywniej w środkowym przedziale zmienności odczynu, a najslabiej w glebach pionierskiego stanowiska na terenie kopalni w Szklarach (S7), gdzie wartości pH zbliżone są do 8 (rys. 32b).

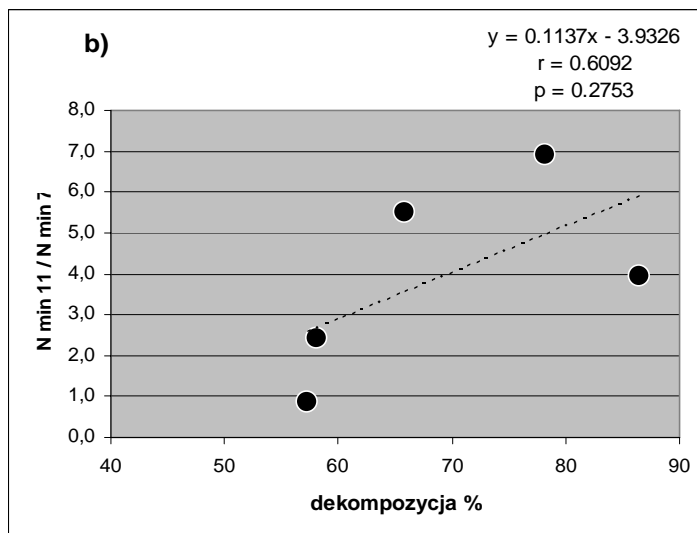
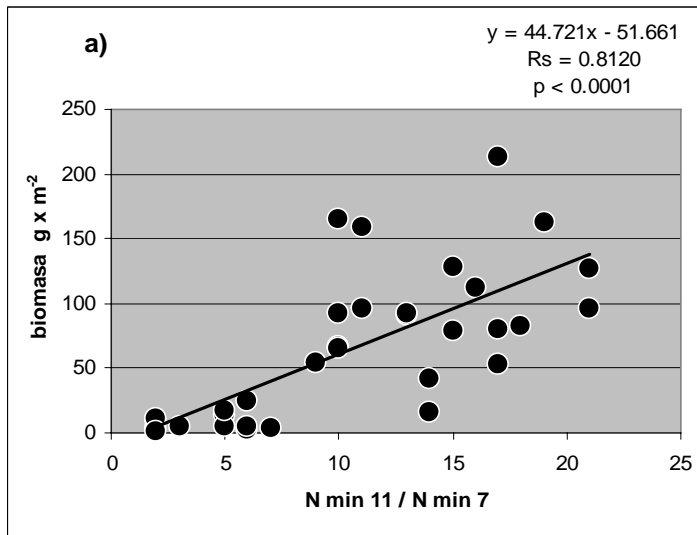


Rys. 29. Wpływ tempa dekompozycji na produkcję biomasy roślin naczyniowych (a). Wpływ straty żarzenia na tempo dekompozycji (b)  
 Fig. 29. The standing crop of vascular plants plotted against the decomposition rate (a). Decomposition rate plotted against loss-on-ignition (b)



Rys. 30. Relacja pomiędzy tempem dekompozycji a zawartościami azotu mineralnego (a) i fosforu w glebach (b)

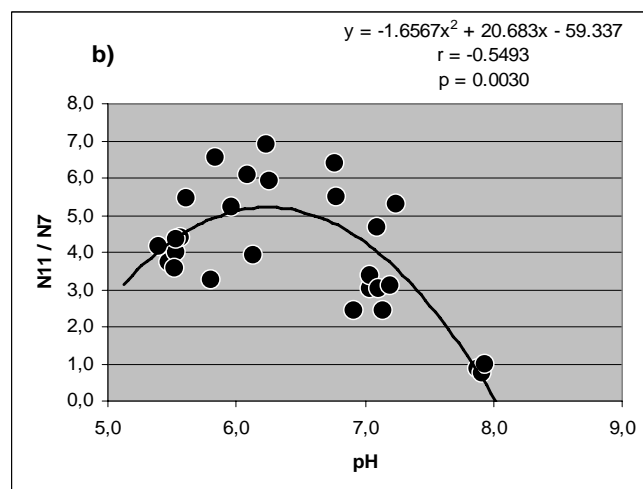
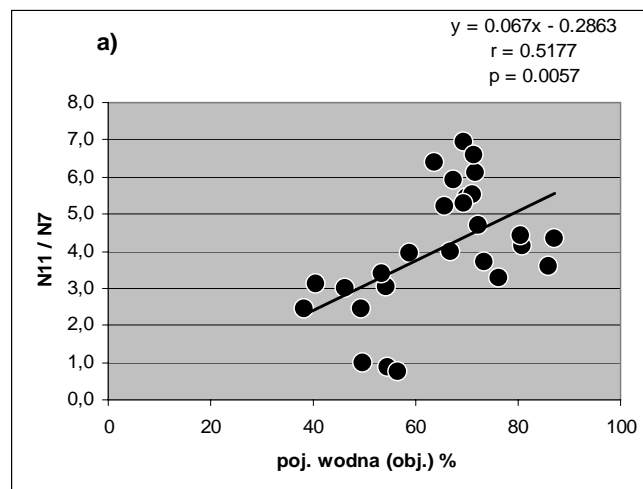
Fig. 30. Relation between the decomposition rate and contents of mineral nitrogen (a) and phosphorus (b) in the soil



Rys. 31. Relacja pomiędzy tempem przyrostu azotu mineralnego pomiędzy lipcem i listopadem (N11/N7) a wielkością biomasy roślin naczyniowych (a). Wpływ dekompozycji na przyrost azotu mineralnego (b)

Fig. 31. Relation between the rate of mineral nitrogen contents increase between July and November and the standing crop of vascular plants (a). Effect of the decomposition rate on the rate of mineral nitrogen contents increase between July and November – N11/N7 (b)



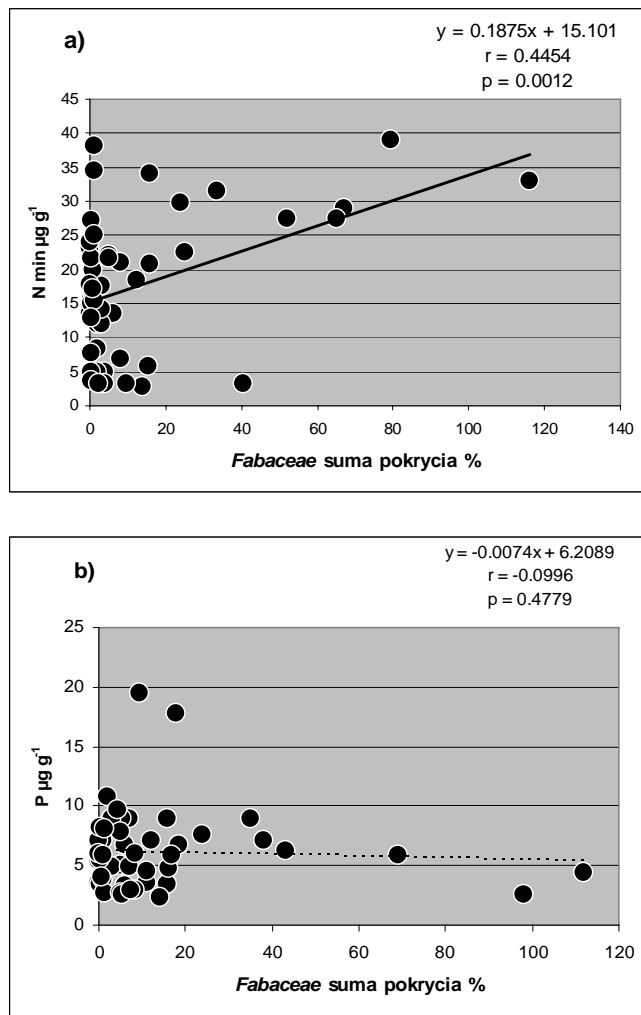


Rys. 32. Relacja pomiędzy wyrażoną objętościowo kapilarną pojemnością wodną (a) i pH (b) a tempem przyrostu azotu mineralnego pomiędzy lipcem i listopadem (N11/N7), wartości  $r$  i  $p$  dla dopasowania liniowego

Fig. 32. Relation between the soil capillary water capacity expressed on the volume basis (a) and pH (b) on the rate of mineral nitrogen contents increase between July and November (N11/N7),  $r$  and  $p$  values determined for the linear fitting

Innym jeszcze czynnikiem wpływającym na zasobność w azot mineralny badanych gleb jest ilościowy udział gatunków należących do rodziny *Fabaceae* (rys. 33). W analizie korelacji wzięto tu pod uwagę tylko te powierzchnie, na których motylkowate

występowały, choćby z minimalnym pokryciem. Okazało się, że stanowiska z dużym udziałem tych roślin na tle większości pozostałych odznaczają się wysokimi zawartościami azotu mineralnego. Nie stwierdzono natomiast istnienia tego rodzaju związku z zawartościami fosforu.



Rys. 33. Zależność pomiędzy sumą pokrycia motylkowatych *Fabaceae* a zawartością w glebach azotu mineralnego (a) i fosforu (b)

Fig. 33. Relation between the cover sum of *Fabaceae* and soil contents of mineral nitrogen (a) and phosphorus (b)

### 6.3.2. Wpływ czynników siedliskowych na różnorodność gatunkową muraw

Zależność pomiędzy produktywnością siedlisk a bogactwem gatunkowym fitocenozy muraw kserotermicznych rozpatrywano w odniesieniu do ogółu gatunków i całkowitej biomasy, jak również – w drugim wariantcie – w ograniczeniu do roślinności naczyniowej (rys. 34). W obu wypadkach uzyskano niemal identyczną, wysoką wartość współczynnika korelacji i taką samą postać zależności o wypukłym łukowatym kształcie rozkładu, dla której najlepszym dopasowaniem odznacza się funkcja opisywana równaniem wielomianowym drugiego stopnia. Obserwuje się wzrost bogactwa gatunkowego wraz z rosnącą biomasa roślin w przedziale od stanowisk pionierskich stadiów rozwojowych muraw do zbiorowisk o biomase na poziomie ok. 300 g s.m. m<sup>-2</sup>, po czym następuje jego łagodne obniżenie się – dotyczy to powierzchni, gdzie zbiorowiska murawowe poddane są presji konkurencyjnej wkraczających i zyskujących ilościową dominację wysokich traw, przede wszystkim *Calamagrostis epigeios* i *Arrhenatherum elatius*. Niemal identyczna w stosunku do zależności pomiędzy biomasa roślin naczyniowych i liczbą ich gatunków okazała się relacja, w której biomasa zastąpiono sumą pokrycia gatunków na powierzchni badawczej ( $R_s = 0.5874$ ,  $p < 0.0001$ ). Bardzo podobny do wpływu wielkości biomasy na bogactwo gatunkowe jest jej związek z wartością wskaźnika różnorodności biologicznej Shannona-Wienera ( $H'$ ), brak natomiast jej oddziaływania na wartości wskaźnika równomierności ( $J'$ ) – por. rysunek 35ab.

Przeprowadzono analizę regresji wielokrotnej prowadzonej metodą krokową postępującą, w której testowano wpływ na liczbę gatunków rosnących na badanych powierzchniach wszystkich zmierzonych czynników siedliskowych. Przed analizą zmienne poddano transformacji logarytmicznej. Końcowy wynik uzyskano po dziesiątym kroku analizy.

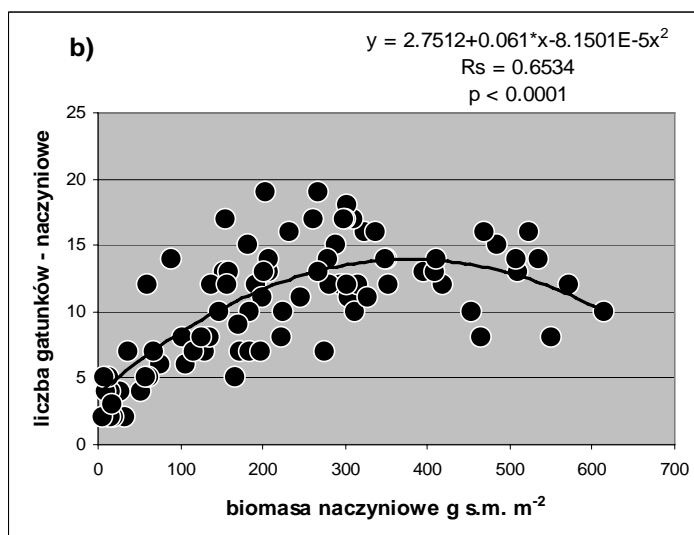
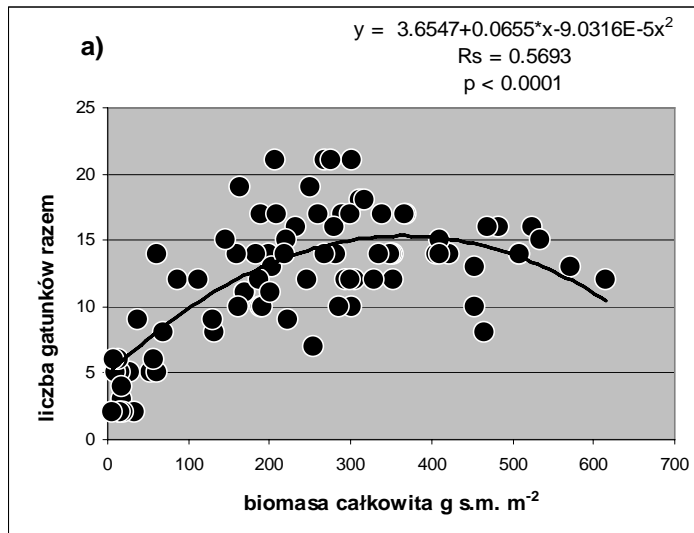
Po zakończonej selekcji zmiennych model opisany jest równaniem:

$$\log y = -0.0053 + 0.2629 \times \log x_1 - 0.3561 \times \log x_2 + 0.2025 \times \log x_4 + 0.2562 \times \log x_3$$

gdzie:

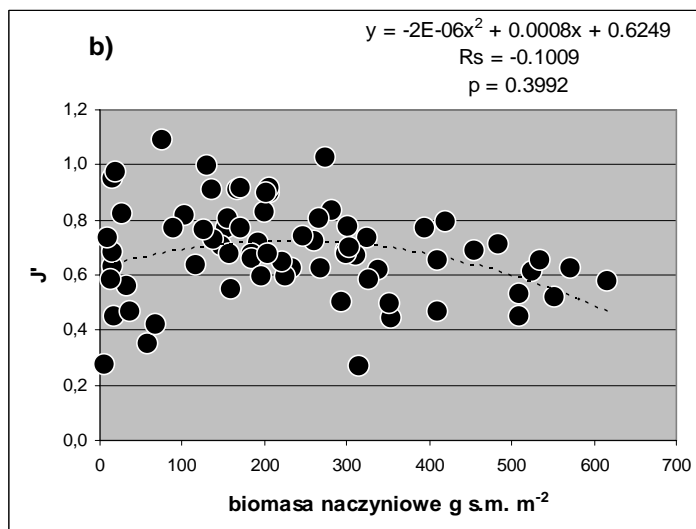
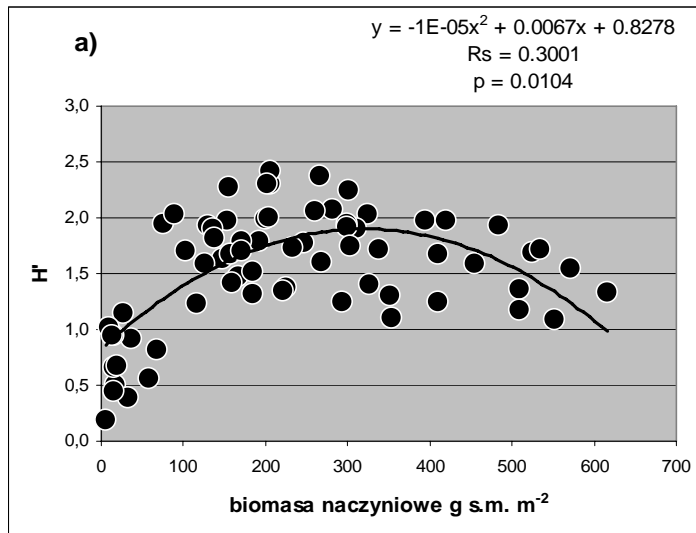
- y – liczba gatunków roślin naczyniowych,
- x<sub>1</sub> – pojemność wodna (obj.),
- x<sub>2</sub> – Mg/Ca (mol / mol),
- x<sub>3</sub> – udział frakcji piasku %,
- x<sub>4</sub> – miąższość gleby.

Oprócz testowania znaczenia zmiennych działających łącznie oceniano ich osobno rozpatrywany wpływ na liczbę gatunków roślin naczyniowych za pomocą nieparametrycznej analizy korelacji Spearmana.



Rys. 34. Zależność pomiędzy całkowitą biomasa roślin a całkowitą liczbą gatunków na powierzchni badawczej (1 m<sup>2</sup>) (a). Zależność pomiędzy biomasa roślin naczyniowych a liczbą ich gatunków (b). Wartości  $R_s$  i  $p$  obliczone dla dopasowania liniowego

Fig. 34. Relation between the total standing crop and number of all species on the plot (1 m<sup>2</sup>) (a). Relation between the vascular plants standing crop and number of their species (b). Values  $R_s$  and  $p$  determined for the linear fitting



Rys. 35. Zależność pomiędzy biomasa roślin naczyniowych a wartościami współczynników Shannona-Wienera: różnorodności  $H'$  (a) i równomierności  $J'$  (b). Wartości  $R_s$  i  $p$  obliczone dla dopasowania liniowego

Fig. 35. Shannon-Wiener's diversity index  $H'$  (a) and evenness index  $J'$  (b) plotted against the vascular plants standing crop. Values  $R_s$  and  $p$  determined for the linear fitting

Podsumowanie regresji wielokrotnej dla zmiennej zależnej „liczba gatunków – naczyniowe”:

$R = 0.9170$ ,  $R^2 = 0.8409$ , skorygowany  $R^2 = 0.8097$ ,  $F(10,51) = 26.960$ ,  $p < 0.0001$ ,

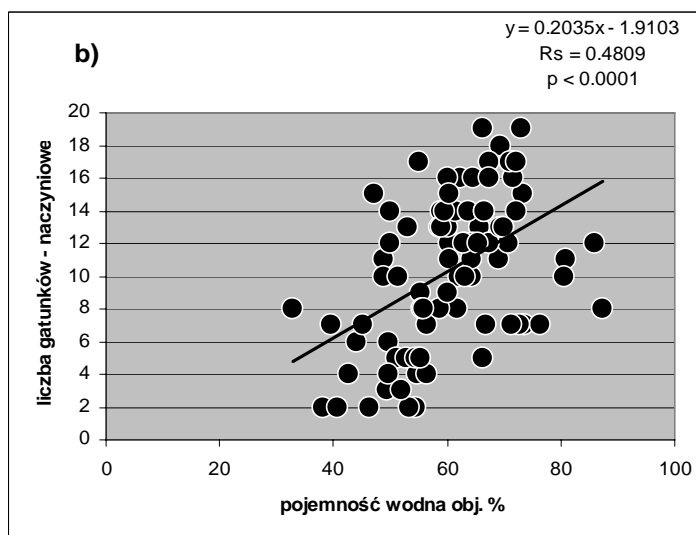
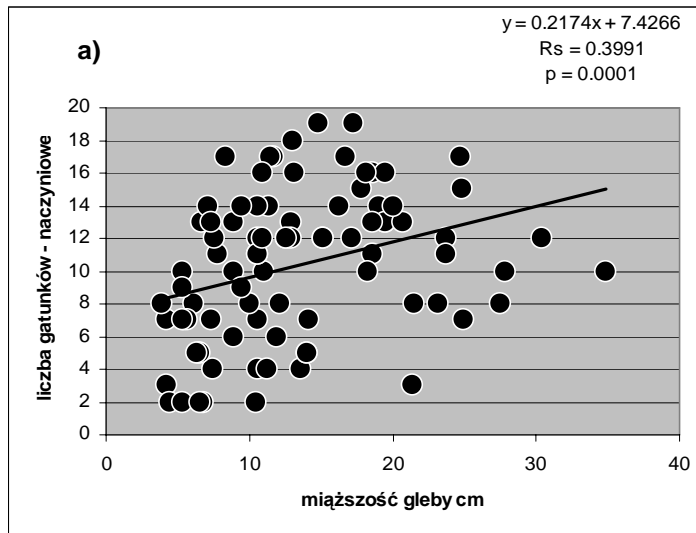
błąd standardowy estymacji: 0.2907

Summary of the multiple regression analysis for the dependent variable „species number of vascular plants”:  $R = 0.9170$ ,  $R^2 = 0.8409$ , adjusted  $R^2 = 0.8097$ ,  $F(10,51) = 26.960$ ,  $p < 0.0001$ , estimation standard error: 0.2907.

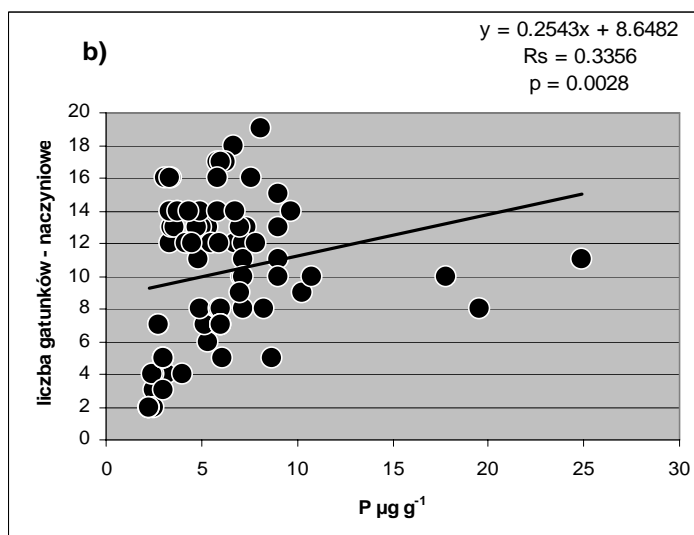
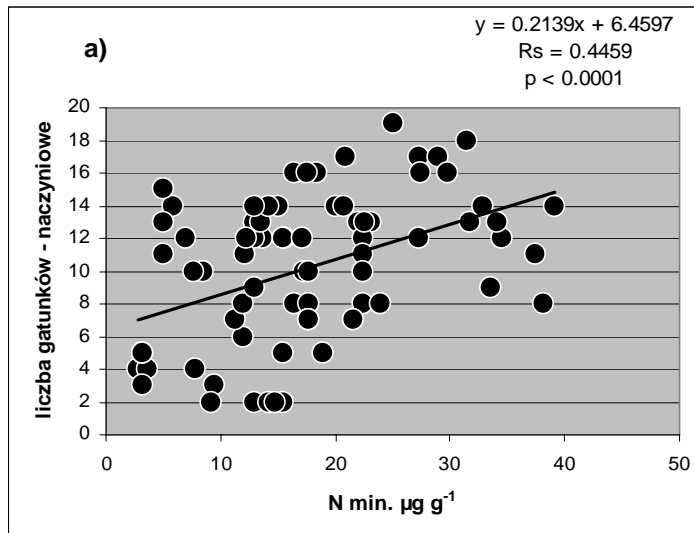
	BETA	Błąd st. BETA	B	Błąd st. B	t(51)	poziom p
Wyraz wolny Coeff. B (intercept)			-0.0053	0.2885	-0.0185	0.9853
Mg/Ca	-0.4392	0.0808	-0.3561	0.0656	-5.4330	<0.0001
Mięszczość gleby Soil depth	0.1792	0.0873	0.2025	0.0987	2.0527	0.0452
poj wodna (obj.) Water capacity (vol.)	0.6969	0.2159	0.8485	0.2629	3.2278	0.0022
Piasek % Sand %	0.2257	0.1116	0.2562	0.1267	2.0218	0.0485

Bogactwo gatunkowe muraw wzrasta w miarę zaawansowania procesu glebotwórczego, o czym świadczy dodatnia korelacja z miąższością gleb. Stymulująco wpływa na nią również wzrost pojemności wodnej (obj.) gleb (rys. 36). Z liczbą gatunków naczyniowych okazały się słabo skorelowane zmienne straty żarzenia ( $R_s = 0.2877$ ,  $p = 0.0072$ ) i (ujemnie) udziału frakcji piasku ( $R_s = -0.2667$ ,  $p = 0.0136$ ). Zawartości form mineralnych azotu znalazły się wśród zmiennych, które nie osiągnęły progu istotności statystycznej w analizie regresji wielokrotnej, mają jednak wysoce istotne dodatnie współczynniki korelacji Spearmana z liczbą gatunków roślin naczyniowych (rys. 37). Słabiej, jednak również istotnie skorelowane z liczbą gatunków naczyniowych są zawartości fosforu. Także tempo przyrostu zawartości azotu mineralnego w wyniku dekompozycji materii organicznej, określone stosunkiem jego koncentracji w listopadzie i lipcu, jest istotnie i wysoko skorelowane z liczbą gatunków roślin naczyniowych i wartościami współczynnika różnorodności Shannona-Wienera (rys. 38). Ujemną korelację z liczbą gatunków o zbliżonej sile wykazują magnez wymienny i jego obliczony na podstawie molowej stosunek do wapnia (rys. 39). Nieco silniejszy jest tego samego rodzaju wpływ niklu, widoczny zarówno w wypadku jego zawartości całkowitych, jak i ekstrahowanych kwasem octowym (rys. 40), nie znaleziono natomiast w tym wypadku żadnej korelacji z ilościami niklu oznaczonymi w wyciągach uzyskanych za pomocą octanu amonu i DTPA.

Udział mszaków i porostów ma niewielki wpływ na ogólne bogactwo gatunkowe badanych muraw określone przede wszystkim przez różnorodność roślin naczyniowych. Z kolei ograniczony jest też wpływ badanych czynników siedliskowych na liczbę gatunków zarodnikowych. Analiza korelacji wskazała takie związki na istotnym statystycznie poziomie tylko w wypadku odczynu i mierzonej stratą żarzenia zawartości materii organicznej w glebach (rys. 41). Korelacja z odczynem jest ujemna, zaś z zawartością materii organicznej dodatnia, tak samo jak w wypadku związków tych czynników z biomasą roślin zarodnikowych (por. rys. 27, rozdz. 6.3.1).



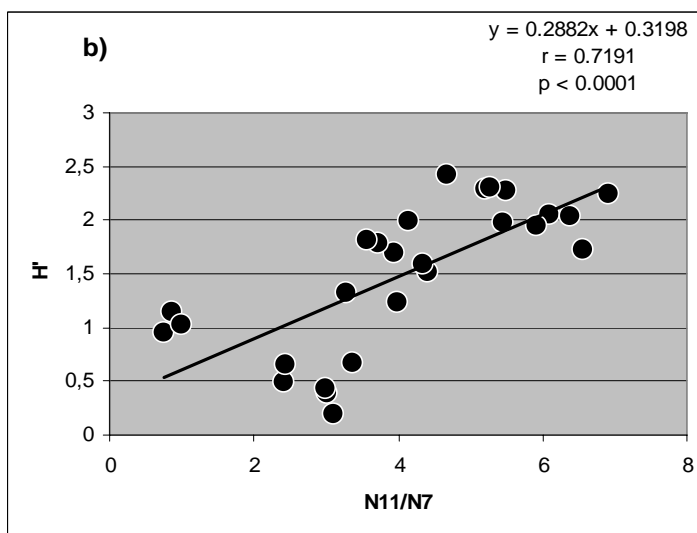
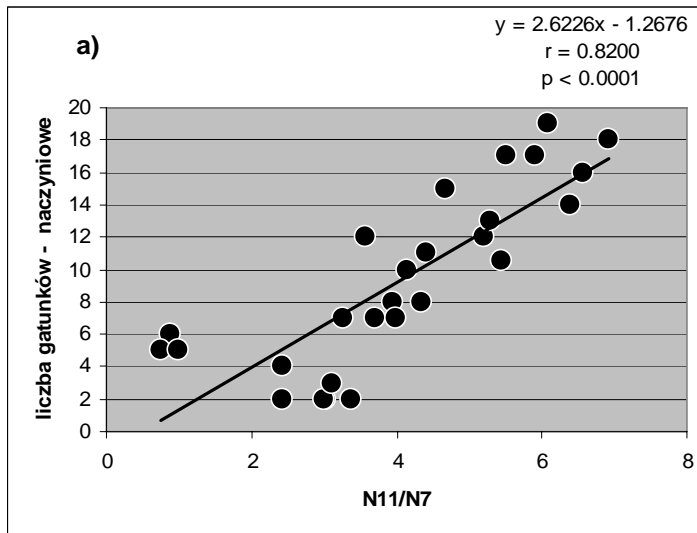
Rys. 36. Wpływ mięszości gleby (a) i wyrażonej objętościowo kapilarnej pojemności wodnej (b) na liczbę gatunków roślin naczyniowych na powierzchni badawczej (1 m<sup>2</sup>)  
 Fig. 36. Effect of soil depth (a) and the capillary water capacity expressed on the volume basis (b) on the vascular plants species number on the plot (1 m<sup>2</sup>)



Rys. 37. Wpływ zawartości w glebie azotu mineralnego (a) i fosforu (b) na liczbę gatunków roślin naczyniowych na powierzchni badawczej ( $1 \text{ m}^2$ )

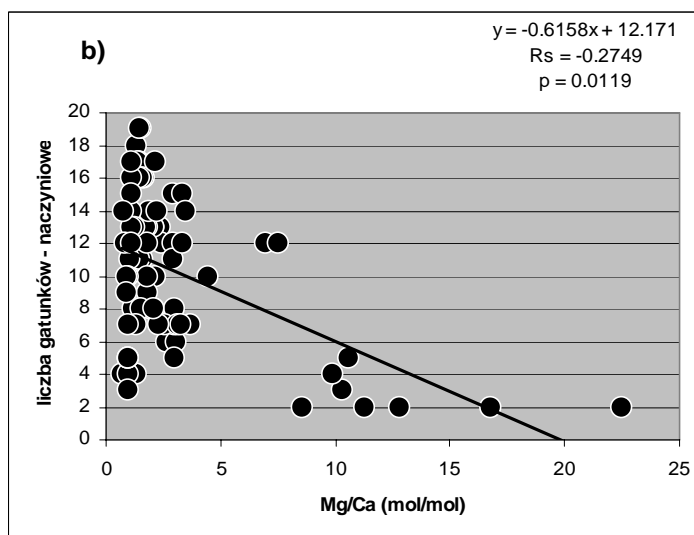
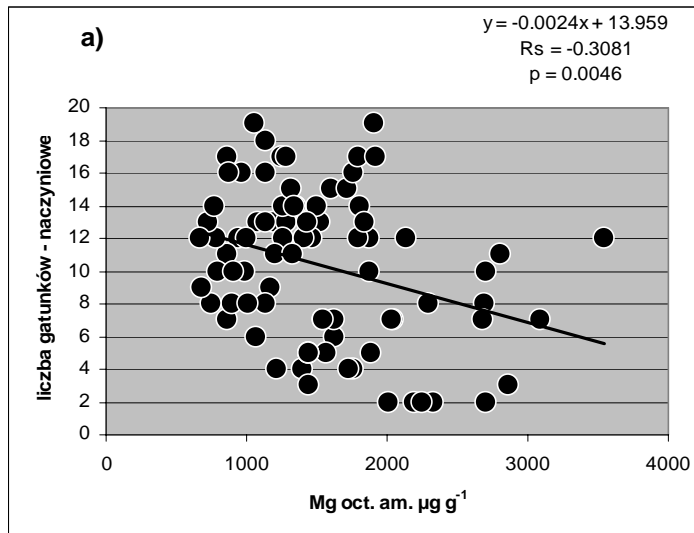
Fig. 37. Effect of soil mineral nitrogen (a) and phosphorus (b) content on the vascular plants species number on the plot ( $1 \text{ m}^2$ )





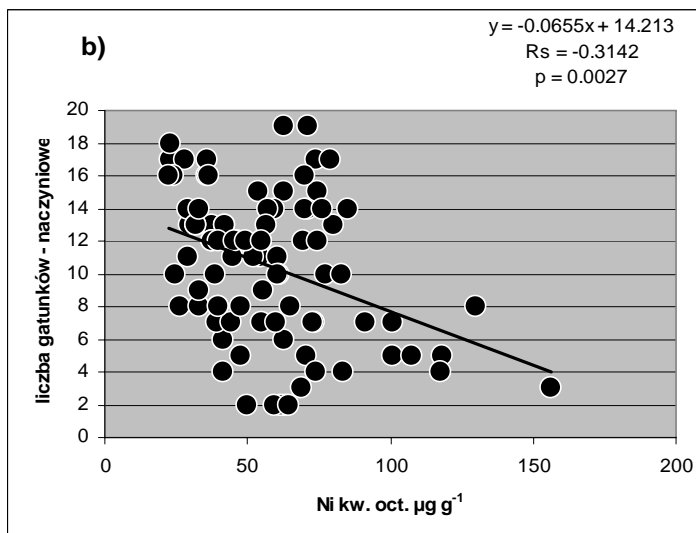
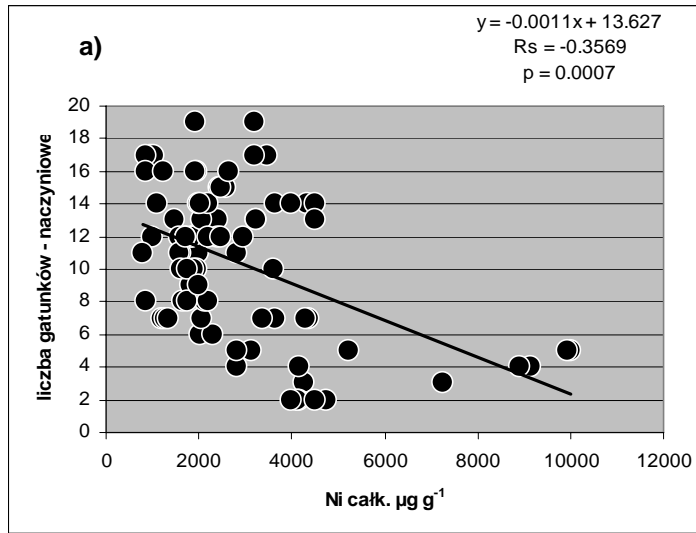
Rys. 38. Wpływ tempa przyrostu zawartości azotu mineralnego pomiędzy lipcem i listopadem (N11/N7) na liczbę gatunków roślin naczyniowych na powierzchni badawczej (a) i wartość współczynnika różnorodności  $H'$  Shannona-Wienera (b)

Fig. 38. The influence of the soil mineral nitrogen content increase between July and November (N11/N7) on the number of vascular plants species on the plot (a) and on the Shannon-Wiener's diversity index  $H'$  (b)



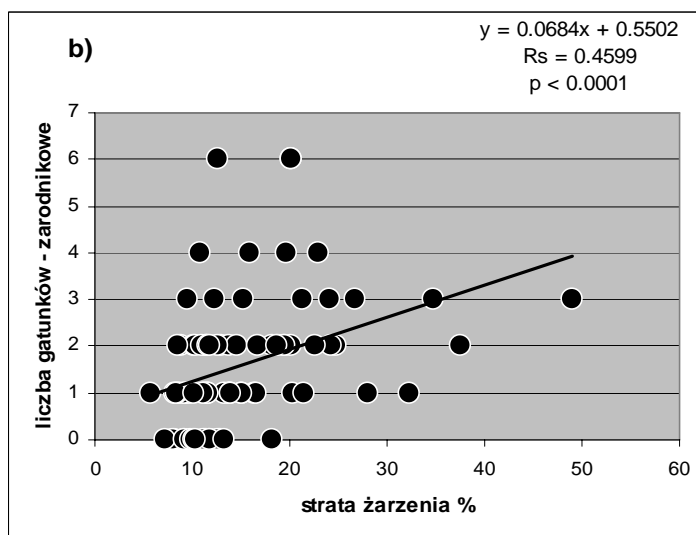
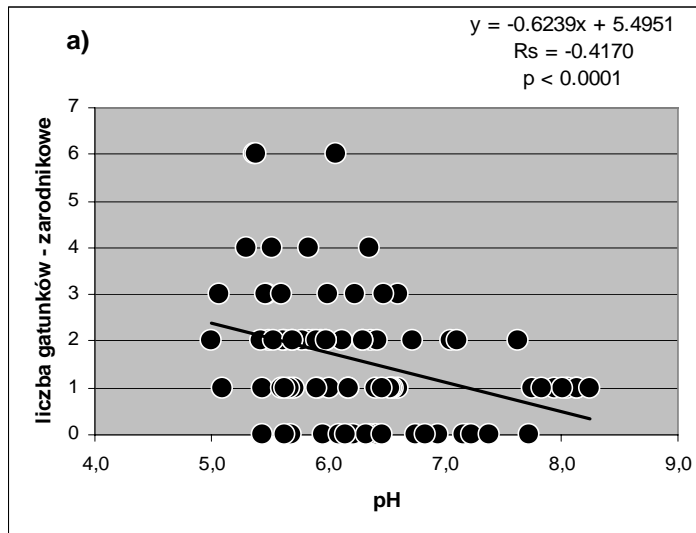
Rys. 39. Wpływ zawartości magnezu wymiennego w glebie (a) i stosunku Mg/Ca (b) na liczbę gatunków roślin naczyniowych na powierzchni badawczej ( $1 \text{ m}^2$ )

Fig. 39. Effect of the exchangeable magnesium soil content (a) and Mg/Ca ratio in the soil (b) on the vascular plants species number on the plot ( $1 \text{ m}^2$ )



Rys. 40. Wpływ zawartości całkowitych niklu w glebie (a) i niklu ekstrahowanego kwasem octowym (b) na liczbę gatunków roślin naczyniowych na powierzchni badawczej ( $1 \text{ m}^2$ ).

Fig. 40. The vascular plants species number on the plot ( $1 \text{ m}^2$ ) plotted against the total contents of nickel (a) and the acetic acid soluble nickel amounts in the soil (b)



Rys. 41. Wpływ pH gleby (a) i straty żarzenia (b) na liczbę gatunków roślin zarodnikowych na powierzchni badawczej (1 m<sup>2</sup>)

Fig. 41. The cryptogamous plants species number on the plot (1 m<sup>2</sup>) plotted against the soil pH (a) and loss-on-ignition (b)

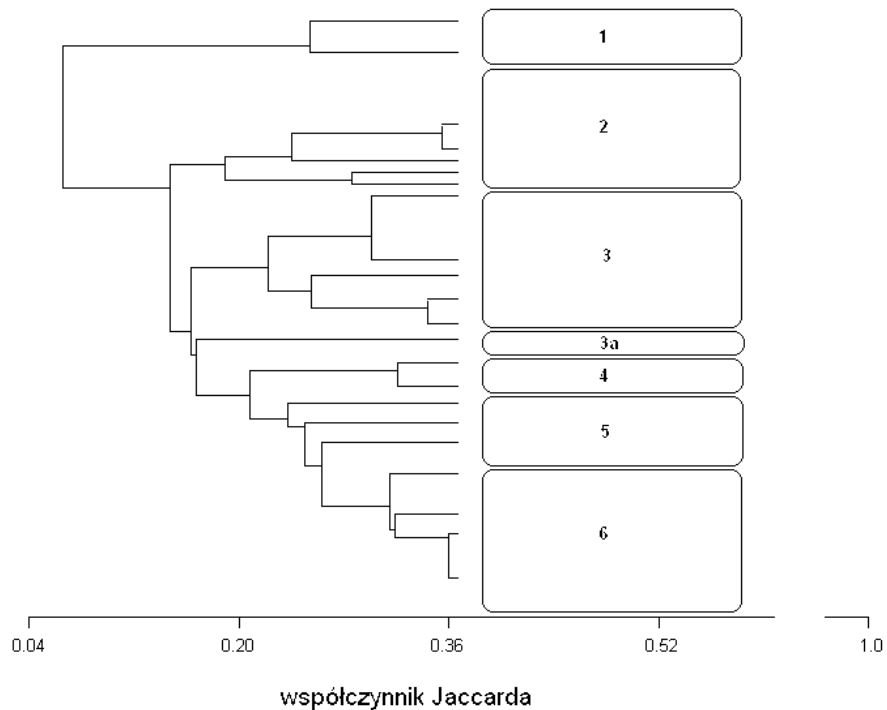
## 6.4. Wpływ czynników siedliskowych na zróżnicowanie fitocenoz muraw kserotermicznych

### 6.4.1. Analizy klasyfikacyjne

Zbiór danych dotyczący roślinności badanych zbiorowisk poddano zabiegom klasyfikacji z wykorzystaniem metod numerycznych. W poszukiwaniu sposobu klasyfikacji dającego rezultaty przystające do przedstawionych w dalszej części tego rozdziału wyników analiz ordynacyjnych i florystycznej charakterystyki obiektów opisanej w rozdziale 6.1 zastosowano klasyfikację dzielącą TWINSPAN (Hill 1979) oraz zestaw metod klasyfikacji hierarchicznej aglomeracyjnej zawarty w pakiecie MVSP (Kovach Computing Services 2004). W klasyfikacji badanych stanowisk wszystkie użyte metody dawały ogólnie zbliżone rezultaty, a za najlepszą w stosunku do wyżej wspomnianych kryteriów uznano hierarchiczną aglomeracyjną klasyfikację na podstawie binarnych miar podobieństwa – współczynników Jaccarda, zawartą w pakiecie MVSP. Dendrogram konstruowany był metodą średnich połączeń (UPGMA). Analizy wykonane z logarytmiczną transformacją danych i bez transformacji dały identyczne rezultaty.

Dendrogram klasyfikacji na poziomie współczynnika Jaccarda ok. 0.2 i po czterech rozgałęzieniach pozwala wyróżnić 6 grup stanowisk (rys. 42). Najniższa szósta grupa została podzielona na dwie na poziomie współczynnika Jaccarda 0.26, w oparciu o kryterium występowania *Potentilla heptaphylla* jako gatunku wyróżniającego (por.: dalej, w charakterystyce grupy 6). W tabeli 11 powierzchniom badawczym przypisano ustalone dla nich w toku klasyfikacji grupy – określane dalej jako „grupy klasyfikacyjne”, natomiast w tabeli 12 wskazano zespoły gatunków wyróżniające poszczególne grupy klasyfikacyjne, ustalone na podstawie częstości ich występowania (stałości *sensu* Braun-Blanquet) i średniej ilościowości. Właściwości dotyczące roślinności i wybranych zmiennych glebowych (wyselekcjonowanych w toku analiz ordynacyjnych – por. rozdz. 6.5) wyróżnionych grup zestawiono w tabelach 13–15. Syntetyczną charakterystykę cech stanowisk, roślinności i gleb wyróżnionych grup klasyfikacyjnych przedstawiono poniżej:

**Grupa 1.** Antropogeniczne stanowiska z pionierskimi stadiami sukcesji prowadzącej w kierunku muraw z *Festuca ovina* na skarpie nieczynnego kamieniołomu w Masywie Grochowej (G3) i w wyrobisku kopalni rud niklu w Szklarach (S7). Odkryta gleba zajmuje powyżej 70% powierzchni, najniższe zwarcie roślinności zielnej, biomasa roślin naczyniowych i wskaźniki różnorodności biologicznej wśród wyróżnionych grup. Szczałkowa warstwa mszysta z *Ceratodon purpureus*. Gleby o średniej miąższości poniżej 10 cm z niską zawartością materii organicznej i najwyższymi wartościami odczynu (S7 – pH 7.8–8.2) odznaczają się istotnie niższą od pozostałych zasobnością w azot i fosfor. Zróżnicowane zawartości i stosunek Mg/Ca. Na stanowisku G3 najsilniejsza przewaga magnezu nad wapniem, na stanowisku S7 nietypowo wysokie koncentracje wapnia łagodzą relację pomiędzy tymi pierwiastkami.



Rys. 42. Wyniki hierarchicznej aglomeracyjnej klasyfikacji roślinności powierzchni badawczych. Dendrogram skonstruowany metodą średnich połączeń (UPGMA) w oparciu o współczynniki Jaccarda jako binarną miarę podobieństwa

Fig. 42. Results of the hierarchical agglomerative classification of the survey plots vegetation. Dendrogram is based on Jaccard coefficient as the similarity measure and UPGMA (Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages) as the group linkage method. For classification groups characteristics see the „Outline”

**Grupa 2.** Stadium pionierskie kolonizacyjne o zagęszczającej się stopniowo pokrywie roślinności naczyniowej i ponad pięciokrotnie wyższej jej biomasy w porównaniu z grupą 1. Antropogeniczne powierzchnie w wyrobiskach kamieniołomów w Przemilowie i na skraju wyrobiska w Szklarach. Silniej już rozwinięta warstwa mszysta z *Pleurozium shrooberi* i *Dicranum scoparium*. Stałym i licznie występującym w lukach pomiędzy *Festuca ovina* składnikiem fitocenozy jest *Potentilla arenaria*. Stadium o pośrednim stopniu różnorodności gatunkowej pomiędzy grupą 1 i pozostałymi. Gleby wciąż płytkie, lecz zasobne w materię organiczną i o wyższych koncentracjach azotu i fosforu, zwracają również uwagę wysokie koncentracje magnezu wymiennego i rozpuszczalnego niklu.

**Grupa 3.** Murawy na wzgórzu koło Nasławic z wyróżniającą je *Festuca valesiaca* występującą z maksymalną stałością i bardzo licznie. Do licznych i częstych gatunków towarzyszących zaliczają się *Potentilla arenaria* i *Avenula pratensis*. Bliskie 90% zwarcie roślinności zielnej, stosunkowo wysoka biomasa roślin naczyniowych. Grupa należy do najbogatszych w gatunki, o wysokiej wartości wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera. Stosunkowo dobrze rozwinięta warstwa mszysta osiąga średnie zwarcie bliskie 20%. Gleby odznaczają się istotnie wyższą miąższością w porównaniu z poprzednią grupą stanowisk. Do pozostałych cech siedlisk tej grupy można zaliczyć przeciętną zasobność w azot i fosfor, stosunkowo niskie zawartości magnezu i nieznaczną jego przewagę nad wapniem.

**Grupa 3a.** Stanowiska na podszczytowej murawie na Raduni zdominowane przez *Festuca pallens* z wskaźnikami różnorodności gatunkowej na przeciętnym poziomie. Gleby o niskiej miąższości odpowiadającej stadium pionierskim i o najniższym odczynie, natomiast zdecydowanie najbardziej zasobne w materię organiczną. Na tle pozostałych grup odznaczają się najwyższymi koncentracjami azotu i fosforu. Magnez wykazuje nieznaczną przewagę nad wapniem.

**Grupa 4.** Stadium degradacyjne – roślinność murawowa jest stopniowo opanowywana przez wysokie trawy *Calamagrostis epigeios* z domieszką *Arrhenatherum elatius*. Rekordowo wysoka biomasa, w której trawy zdecydowanie przeważają nad ziołami dwuliściennymi. W składzie gatunkowym obecne są niewystępujące w roślinności innych grup stanowisk *Tanacetum vulgare* i *Heracleum sphondylium*. Niska liczba gatunków zbliżona do charakterystycznej dla stadiów pionierskich, w konsekwencji niska również wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera. Gleby wyróżniają się największą miąższością, często przekraczającą 40 cm, są stosunkowo zasobne w azot i fosfor i mają niewysokie wartości stosunku Mg/Ca.

**Grupa 5.** Stanowiska skoncentrowane głównie na Wzgórzach Kiełczyńskich i koło Tomic. Murawy zdominowane przez *Festuca ovina*, o wysokim zwarcie roślin naczyniowych, z dobrze rozwiniętą warstwą mszystą, odznaczające się wysokimi wartościami wskaźników różnorodności gatunkowej. Gleby o przeciętnej miąższości, stosunkowo zasobne w azot.

**Grupa 6.** Murawy z dużym udziałem *Thymus pulegioides*, *Galium verum*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pratensis* oraz wyróżniającego tę grupę *Potentilla hep-taphylla*, który zastępuje *P. arenaria*. Pięciorniki te wspólnie występują tylko na dwóch obiektach na wzgórzu koło Nasławic (por. tab. 2, rozdz. 6.1). Zwraca uwagę wysokie zwarcie roślin naczyniowych i ich biomasa. Powierzchnie zaliczone do tej grupy zawierają najwięcej gatunków, czego rezultatem jest wysoka wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera. Gleby charakteryzują się stosunkowo dużą miąższością, zasobne są w azot i z uwagi na wysokie koncentracje wapnia mają niewielkie wartości stosunku Mg/Ca.

Wyniki hierarchicznej aglomeracyjnej klasyfikacji roślinności powierzchni badawczych na podstawie analizy współczynników Jaccarda (symbole powierzchni – por. rysunek 1)  
Results of the hierarchical agglomerative classification of the survey plots vegetation based on the Jaccard similarity coefficients analysis (plot symbols – see figure 1)

Nr	Symbol powierzchni	Grupa klasyfikacyjna	Lokalizacja	Nr	Symbol powierzchni	Grupa klasyfikacyjna	Lokalizacja
No.	Plot symbol	Classification group	Location	No.	Plot symbol	Classification group	Location
1	G1	6	Masyw Grochowej (G)	40	P2c	2	Przemilów (P)
2	G3a	1		41	P2d	2	
3	G3b	1		42	P2e	2	
4	G3c	1		43	P2f	2	
5	G3d	1		44	P2g	2	
6	G3e	1		45	P2h	2	
7	G3f	1		Radunia (R)	46	R1a	3a
8	G6a	6			47	R1b	3a
9	G6b	6			48	R1c	3a
10	G6c	6		Masyw Szklar (S)	49	S1a	6
11	G6f	4			50	S1b	6
12	K1a	5	51		S1c	6	
13	K1b	5	52		S1d	6	
14	K6a	5	53		S1e	6	
15	K6b	5	54		S1f	6	
16	N3a	3	55		S1g	6	
17	N3b	3	56		S1h	4	
18	N3c	3	57		S1i	6	
19	N3d	3	58		S1j	4	
20	N3e	3	59		S1k	6	
21	N4a	3	60	S4a	6		
22	N4b	3	61	S6a	2		
23	N4c	3	62	S6b	2		
24	N5a	3	63	S7a	1		
25	N5b	3	64	S7b	1		
26	N5c	3	65	S7c	1		
27	N5d	3	66	S7d	1		
28	N9a	3	67	S7e	1		
29	N9b	3	Sobótka (So)	68	So1a	5	
30	N9c	3		69	So1b	6	
31	N9d	3		70	So1c	6	
32	N9e	3		71	So1d	6	
33	N9f	3		72	So1e	4	
34	P1a	2		73	So1f	4	
35	P1b	2	74	So3	6		
36	P1c	5	Tomice (T)	75	T1a	5	
37	P1d	6		76	T1b	5	
38	P2a	2		77	T2a	5	
39	P2b	2	-	-	-	-	



Tabela 12

Table 12

Zespoły gatunków wyróżniające grupy wydzielone w toku hierarchicznej aglomeracyjnej klasyfikacji roślinności powierzchni badawczych. I-V – klasy stałości wg Braun-Blanqueta; 1-4 – średnie wartości pokrycia (1 – <20%, 2 – 20–40%, 3 – 41–60%, 4 – >60%)

Species assemblages distinctive for the groups obtained in the hierarchical agglomerative classification of the survey plots vegetation. I-V – frequency classes according to Braun-Blanquet; 1-4 – mean values of species cover (1 – <20%, 2 – 20–40%, 3 – 41–60%, 4 – >60%)

Grupa klasyfikacyjna Classification group	1	2	3	3a	4	5	6
<i>Liczba powierzchni</i> <i>Number of plots</i>	11	12	18	3	5	9	19
<i>Silene vulgaris</i>	V - 1	I - 1	-	-	-	II - 1	I - 1
<i>Lotus corniculatus</i>	III - 2	I - 1	III - 1	-	-	II - 1	II - 1
<i>Ceratodon purpureus</i> (d)	III - 2	-	I - 1	III - 1	-	II - 1	I - 1
<i>Festuca ovina</i>	V - 1	V - 1	-	-	V - 1	V - 2	V - 1
<i>Dicranum scoparium</i> (d)	-	IV - 2	I - 1	-	-	-	-
<i>Thymus pulegioides</i>	-	III - 1	I - 1	-	I - 1	I - 1	IV - 2
<i>Pleurozium schroeberi</i> (d)	-	III - 1	I - 2	-	-	I - 1	II - 2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	I - 1	III - 1	I - 1	III - 1	-	-	I - 1
<i>Hieracium pilosella</i>	-	III - 2	-	-	-	II - 1	I - 1
<i>Potentilla arenaria</i>	-	V - 2	IV - 2	-	-	III - 2	-
<i>Veronica spicata</i>	-	III - 1	III - 1	V - 1	-	-	-
<i>Koeleria macrantha</i>	-	III - 1	IV - 1	-	-	II - 2	II - 1
<i>Festuca valesiaca</i>	-	-	V - 3	-	-	-	-
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	-	III - 1	-	-	-	-
<i>Avenula pratensis</i>	-	I - 1	III - 2	III - 1	-	-	III - 2
<i>Galium verum</i>	-	III - 2	V - 2	V - 2	V - 2	V - 2	V - 2
<i>Festuca pallens</i>	-	-	-	V - 3	-	-	-
<i>Calamagrostis epigeios</i>	II - 1	-	-	-	V - 4	-	I - 1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	I - 1	I - 2	-	IV - 2	III - 1	IV - 2
<i>Tanacetum vulgare</i>	-	-	-	-	II - 2	-	-
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	-	-	II - 1	-	-
<i>Vicia hirsuta</i>	-	-	-	-	II - 1	-	II - 1
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	-	II - 1	-	I - 1
<i>Cerastium arvense</i>	-	-	I - 1	-	II - 1	I - 1	I - 1
<i>Achillea pannonica</i>	-	III - 1	V - 1	-	II - 1	V - 1	V - 1
<i>Pimpinella saxifraga</i>	-	IV - 1	III - 1	-	III - 1	III - 1	V - 1
<i>Dianthus carthusianorum</i>	-	-	II - 1	V - 1	-	IV - 1	III - 1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	-	III - 1	III - 2	V - 1	-	IV - 1	I - 1
<i>Trifolium arvense</i>	-	I - 1	III - 2	-	-	IV - 1	III - 2
<i>Phleum phleoides</i>	-	-	-	V - 2	-	IV - 2	IV - 1
<i>Brachythecium albicans</i> (d)	-	-	II - 2	III - 1	I - 2	IV - 2	III - 2
<i>Centaurea stoebe</i>	-	-	-	-	-	III - 1	I - 1
<i>Viscaria vulgaris</i>	-	-	II - 1	-	-	III - 2	III - 1
<i>Poa pratensis</i>	-	-	I - 1	III - 1	II - 1	II - 2	III - 1
<i>Potentilla heptaphylla</i>	I - 1	-	-	V - 1	-	I - 1	V - 2
<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	II - 1	-	-	II - 1	III - 1

Wybrane właściwości roślinności wydzielonych grup klasyfikacyjnych. Podano wartości średnie  $\pm$  SE. Indeksami literowymi oznaczono grupy jednorodnie ( $p \leq 0.05$ ) wyznaczone po analizie wariancji nieparametryczną metodą Kruskal-Wallis.

n.o. – nie oznaczano

Some properties of vegetation of distinguished classification groups. Mean values  $\pm$  SE are given. Letter indices show homogenous groups obtained after the non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance ( $p \leq 0.05$ ).

n.o. – not determined

Grupy klasyfikacyjne	n	Zwarcie warstwy zielonej	Biomasa ogółem	Biomasa – naczyniowe	Biomasa – zarodnikowe	Biomasa – trawy	Biomasa – ziola	T/Z
Classification groups	n	Cover of herbaceous layer	Total biomass	Vascular plants biomass	Cryptogamous plants biomass	Biomass of grasses (G)	Biomass of forbs (F)	G/F
		%	g s.m. m <sup>-2</sup>	g s.m. m <sup>-2</sup>	g s.m. m <sup>-2</sup>	g s.m. m <sup>-2</sup>	g s.m. m <sup>-2</sup>	
1	11	18.7 a $\pm$ 3.4	21.1 a $\pm$ 4.3	21.0 a $\pm$ 4.3	0.1 a $\pm$ 0.1	13.1 a $\pm$ 4.6	7.9 a $\pm$ 2.1	3.4 a $\pm$ 1.2
2	12	67.8 a $\pm$ 6.9	128.5 ab $\pm$ 17.6	120.3 ab $\pm$ 16.4	8.2 ab $\pm$ 3.7	75.4 ab $\pm$ 22.6	78.1 ab $\pm$ 14.6	2.6 a $\pm$ 1.4
3	18	87.2 ab $\pm$ 3.7	283.5 bc $\pm$ 30.2	271.6 bc $\pm$ 32.5	11.9 ab $\pm$ 5.4	188.8 bc $\pm$ 36.8	82.8 b $\pm$ 14.6	8.3 a $\pm$ 4.4
3a	3	77.3 ab $\pm$ 1.8	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
4	5	98.6 b $\pm$ 0.6	631.6 c $\pm$ 104.8	615.5 c $\pm$ 82.7	0.0 a	482.6 c $\pm$ 34.1	57.1 ab $\pm$ 25.5	26.5 a $\pm$ 20.8
5	9	81.1 ab $\pm$ 3.4	261.7 bc $\pm$ 38.8	232.6 bc $\pm$ 39.5	29.1 b $\pm$ 8.7	142.3 bc $\pm$ 18.0	114.2 b $\pm$ 35.2	5.8 a $\pm$ 3.8
6	19	95.4 b $\pm$ 1.2	337.1 c $\pm$ 24.0	311.2 c $\pm$ 28.7	30.0 ab $\pm$ 18.0	200.5 bc $\pm$ 30.9	110.7 b $\pm$ 16.5	3.6 a $\pm$ 1.0

Wybrane właściwości roślinności wydzielonych grup klasyfikacyjnych. Podano wartości średnie  $\pm$  SE. Indeksami literowymi oznaczono grupy jednorodne ( $p \leq 0.05$ ) wyznaczone po analizie wariancji nieparametryczną metodą Kruskal-Wallisa.

H' – współczynnik różnorodności Shannona-Wienera; J' – współczynnik równomierności Shannona-Wienera

Some properties of vegetation of distinguished classification groups. Mean values  $\pm$  SE are given. Letter indices show homogenous groups obtained after the non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance ( $p \leq 0.05$ ).

H' – Shannon-Wiener diversity index; J' – Shannon-Wiener evenness index

Grupy klasyfikacyjne	n	Naczyniowe – liczba gatunków	Zarodnikowe – liczba gatunków	Razem liczba gatunków	H'	J'
Classification groups	n	Vascular plants – species number	Cryptogamous plants – species number	Total species number	H'	J'
1	11	3.18 <sup>a</sup> $\pm 0.38$	0.45 <sup>a</sup> $\pm 0.16$	3.64 <sup>a</sup> $\pm 0.53$	0.68 <sup>a</sup> $\pm 0.09$	0.60 <sup>a</sup> $\pm 0.07$
2	12	7.75 <sup>a</sup> $\pm 0.66$	2.08 <sup>b</sup> $\pm 0.34$	9.83 <sup>ab</sup> $\pm 0.86$	1.37 <sup>ab</sup> $\pm 0.12$	0.71 <sup>a</sup> $\pm 0.05$
3	18	12.39 <sup>b</sup> $\pm 0.94$	2.31 <sup>ab</sup> $\pm 0.45$	14.17 <sup>b</sup> $\pm 0.72$	1.76 <sup>b</sup> $\pm 0.06$	0.81 <sup>a</sup> $\pm 0.02$
3a	3	10.00 <sup>ab</sup> $\pm 1.00$	1.50 <sup>ab</sup> $\pm 0.50$	11.50 <sup>ab</sup> $\pm 0.50$	1.43 <sup>ab</sup> $\pm 0.56$	0.48 <sup>a</sup> $\pm 0.23$
4	5	8.20 <sup>ab</sup> $\pm 0.80$	0.40 <sup>a</sup> $\pm 0.40$	8.60 <sup>a</sup> $\pm 1.08$	1.17 <sup>ab</sup> $\pm 0.13$	0.66 <sup>a</sup> $\pm 0.05$
5	9	11.78 <sup>b</sup> $\pm 0.46$	2.78 <sup>b</sup> $\pm 0.42$	14.56 <sup>b</sup> $\pm 0.91$	1.85 <sup>b</sup> $\pm 0.09$	0.83 <sup>a</sup> $\pm 0.03$
6	19	14.32 <sup>b</sup> $\pm 0.63$	1.42 <sup>ab</sup> $\pm 0.25$	15.74 <sup>b</sup> $\pm 0.74$	1.76 <sup>b</sup> $\pm 0.10$	0.78 <sup>a</sup> $\pm 0.03$

Tabela 15  
Table 15

Wybrane właściwości gleb siedlisk wydzielonych grup klasyfikacyjnych. Podano wartości średnie  $\pm$  SE. Indeksami literowymi oznaczono grupy jednorodne ( $p \leq 0.05$ ) wyznaczone po analizie wariancji wykonanej nieparametryczną metodą Kruskal-Wallis  
Some properties of soils of distinguished classification groups. Mean values  $\pm$  SE are given. Letter indices show homogenous groups obtained after the non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance ( $p \leq 0.05$ )

Grupy klasyf.	n	Miaższosć gleby cm	Strata żarzenia %	pH	N min $\mu\text{g g}^{-1}$	P $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg $\mu\text{g g}^{-1}$	Ca $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg/Ca mol/mol	Ni	
										Ni całkow.	Ni oct. am.
Classification groups	n	Soil depth	Loss-on-ignition	pH	N min $\mu\text{g g}^{-1}$	P $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg $\mu\text{g g}^{-1}$	Ca $\mu\text{g g}^{-1}$	Mg/Ca	Ni total $\mu\text{g g}^{-1}$	Ni amm. acet. $\mu\text{g g}^{-1}$
1	11	9.23 a $\pm 1.16$	8.86 a $\pm 0.36$	7.6 b $\pm 0.1$	8.36 a $\pm 1.60$	2.63 a $\pm 0.16$	1963 bc $\pm 168$	1326 ab $\pm 353$	7.93 a $\pm 2.28$	6181 b $\pm 802$	10.71 a $\pm 0.083$
2	12	7.55 a $\pm 0.75$	24.5 b $\pm 3.63$	5.9 a $\pm 0.3$	18.88 ab $\pm 1.25$	5.63 b $\pm 0.50$	2390 c $\pm 182$	1460 ab $\pm 200$	3.95 a $\pm 0.89$	2786 b $\pm 296$	23.89 b $\pm 4.48$
3	18	14.83 b $\pm 1.50$	13.21 b $\pm 0.62$	5.8 a $\pm 0.1$	18.47 ab $\pm 1.67$	5.15 b $\pm 0.39$	1017 a $\pm 54$	977 a $\pm 79$	1.87 a $\pm 0.14$	1602 a $\pm 179$	10.84 a $\pm 1.81$
3a	2	7.93 a $\pm 2.63$	26.13 b $\pm 1.87$	5.5 a $\pm 0.1$	35.55 b $\pm 1.98$	17.6 b $\pm 7.29$	1191 a $\pm 17$	1244 ab $\pm 157$	1.65 a $\pm 0.17$	1707 ab $\pm 125$	6.79 a $\pm 0.14$
4	5	30.84 c $\pm 4.40$	10.56 ab $\pm 0.28$	6.2 ab $\pm 0.1$	23.73 ab $\pm 6.73$	12.76 b $\pm 3.12$	1010 a $\pm 48$	1179 ab $\pm 205$	1.62 a $\pm 0.28$	1610 a $\pm 202$	10.02 a $\pm 1.82$
5	9	12.69 ab $\pm 1.51$	15.45 b $\pm 1.58$	5.9 a $\pm 0.2$	19.81 ab $\pm 3.02$	6.38 b $\pm 0.67$	1253 ab $\pm 148$	1142 ab $\pm 134$	2.34 a $\pm 0.68$	2498 ab $\pm 2.11$	13.26 ab $\pm 2.11$
6	19	15.65 bc $\pm 1.31$	15.39 b $\pm 0.84$	6.3 ab $\pm 0.1$	16.75 ab $\pm 2.09$	6.81 b $\pm 0.50$	1485 bc $\pm 73$	1747 b $\pm 171$	1.81 a $\pm 0.32$	2705 ab $\pm 244$	11.29 ab $\pm 0.85$

Grupę obejmującą powierzchnie z Raduni nazwano 3a, ponieważ jej roślinność wykazuje pewne podobieństwa do grupy 3 i zarazem odrębność w stosunku do pozostałych, z tą różnicą, że gatunkiem dominującym nie jest *Festuca valesiaca* a *F. pallens*.

W wyniku zastosowania klasyfikacji dzielącej TWINSPAN, a także różnych metod klasyfikacji hierarchicznej aglomeracyjnej z pakietu MVSP (odległości euklidesowe, współczynnik Spearmana, współczynnik Pearsona, procent podobieństwa, kwadrat odległości euklidesowej z minimalną wariancją jako podstawą tworzenia dendrogramu) uzyskiwano mniej lub bardziej zbliżone rezultaty do przedstawionych wyżej. W wypadku wszystkich analiz wyróżniane były grupy obejmujące powierzchnie ze stadiami pionierskimi (grupy 1 i 2 w wyżej przedstawionej klasyfikacji), powierzchnie z Raduni zdominowane przez *Festuca pallens* (grupa 3a) oraz ze stadium degradacyjnym opanowanym przez *Calamagrostis epigeios* z udziałem innych wysokich bylin (grupa 4), natomiast różnice dotyczyły zakwalifikowania powierzchni zaliczonych tu do grup 5 i 6 oraz niektórych stanowisk zdominowanych przez *Festuca valesiaca* z Nasławic.

#### 6.4.2. Analizy ordynacyjne

W badaniach ordynacyjnych wykorzystano bazę zawierającą dane dotyczące właściwości siedlisk i roślinności 76 powierzchni. Ograniczono się do tych powierzchni, dla których zebrano komplet danych siedliskowych i nie występowała konieczność uzupełniania ich braków.

Jako pierwszą wykonano nietendycyjną analizę zgodności – DCA (detrendent correspondence analysis), której głównym celem była weryfikacja założenia unimodalnego charakteru struktury danych roślinności. Analizę wykonano bez transformacji danych, z segmentową metodą usuwania efektu łuku. Wyniki zestawiono w tabeli raportu końcowego (tab. 16):

Tabela 16

Table 16

Wyniki nietendycyjnej analizy zgodności – DCA roślinności muraw  
Results of detrended canonical analysis – DCA of dry grasslands vegetation

Osie	Axes	1	2	3	4	Całkowita zmienność występowania gatunków Total inertia
Wartości własne	Eigenvalues	0.700	0.571	0.421	0.298	7.639
Długość gradientu	Lengths of gradient	4.954	3.615	3.22	3.159	
Skumulowany procent wariancji danych roślinności	Cumulative percentage variance of species data	9.2	16.6	22.1	26.1	
Suma wszystkich wartości własnych	Sum of all eigenvalues					7.639

Długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś wynosi 4.954 jednostki odchylenia standardowego, co dowodzi unimodalnego charakteru danych dotyczących roślinności ( $> 4 SD$ ) i pozwala na zastosowanie technik ordynacji bezpośredniej w analizie zmienności roślinności w odniesieniu do badanych zmiennych siedliskowych (Jongman i in. 1987, Šmilauer i Lepš 2003). Decydujące znaczenie w różnicowaniu roślinności ma gradient reprezentowany przez pierwszą oś DCA, o czym świadczy jej wartość własna 0.700, znacznie przekraczająca próg istotności określony przez Jongmana i in. (1987) na poziomie 0.500.

Poszukiwanie wzorca zależności pomiędzy występowaniem gatunków na powierzchniach badawczych a zmierzonymi gradientami zmiennych siedliskowych przeprowadzono za pomocą metody ordynacji bezpośredniej – kanonicznej analizy zgodności CCA (Canonical Correspondence Analysis) opracowanej przez ter Braaka (1986, 1987). Analizę wykonano bez transformacji danych. Przeprowadzono krokową selekcję zmiennych siedliskowych, a istotność ich związku ze składem gatunkowym roślinności powierzchni badawczych badano permutacyjnym testem Monte Carlo.

Tabela 17

Table 17

Zestawienie skrótów nazw gatunków użytych w diagramach kanonicznej analizy zgodności CCA – rysunki 44, 46 i 48.

Abbreviations of species names used in correspondence canonical analysis CCA diagrams – figures 44, 46 and 48.

Lp.	Gatunek	Skrót	Lp.	Gatunek	Skrót
1	2	3	4	5	6
1	<i>Achillea pannonica</i>	Achi_pan	46	<i>Linaria vulgaris</i>	Lina_vul
2	<i>Agrimonia eupatoria</i>	Agri_eup	47	<i>Lotus corniculatus</i>	Lotu_cor
3	<i>Agrostis capillaris</i>	Agro_cap	48	<i>Luzula campestris</i>	Luzu_cam
4	<i>Allium montanum</i>	Alli_mon	49	<i>Medicago lupulina</i>	Medi_lup
5	<i>Anthyllis vulneraria</i>	Anth_vul	50	<i>Phleum phleoides</i>	Phle_phl
6	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Aren_ser	51	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Pimp_sax
7	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arrh_ela	52	<i>Plantago lanceolata</i>	Plan_lan
8	<i>Avenula pratensis</i>	Aven_pra	53	<i>Plantago media</i>	Plan_med
9	<i>Brachypodium pinnatum</i>	Brac_pin	54	<i>Poa pratensis</i>	Poa_prat
10	<i>Briza media</i>	Briz_med	55	<i>Polygala vulgaris</i>	Poly_vul
11	<i>Calamagrostis epigeios</i>	Cala_epi	56	<i>Potentilla alba</i>	Pote_alb
12	<i>Campanula persicifolia</i>	Camp_per	57	<i>Potentilla arenaria</i>	Pote_are
13	<i>Campanula rotundifolia</i>	Camp_rot	58	<i>Potentilla argentea</i>	Pote_arg
14	<i>Carex pairae</i>	Care_pai	59	<i>Potentilla heptaphylla</i>	Pote_hep
15	<i>Carlina vulgaris</i>	Carl_vul	60	<i>Ranunculus acris</i>	Ranu_acr
16	<i>Centaurea scabiosa</i>	Cent_sca	61	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	Ranu_pol
17	<i>Centaurea stoebe</i>	Cent_sto	62	<i>Rhinanthus minor</i>	Rhin_min
18	<i>Centaureum erythraea</i>	Cnta_ery	63	<i>Rumex acetosa</i>	Rum_acsa
19	<i>Cerastium arvense</i>	Cera_arv	64	<i>Rumex acetosella</i>	Rum_acla

Tabela 17  
Table 17

1	2	3	4	5	6
20	<i>Convolvulus arvensis</i>	Conv_arv	65	<i>Salvia pratensis</i>	Salv_pra
21	<i>Coronilla varia</i>	Coro_var	66	<i>Saxifraga granulata</i>	Saxi_gra
22	<i>Cynosurus cristatus</i>	Cyno_cri	67	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	Scab_och
23	<i>Dactylis glomerata</i>	Dact_glo	68	<i>Sedum acre</i>	Sedu_acr
24	<i>Danthonia decumbens</i>	Dant_dec	69	<i>Sedum maximum</i>	Sedu_max
25	<i>Daucus carota</i>	Dauc_car	70	<i>Seseli annuum</i>	Sese_ann
26	<i>Dianthus carthusianorum</i>	Dian_car	71	<i>Silene nutans</i>	Sile_nut
27	<i>Euphorbia cyparissias</i>	Euph_cyp	72	<i>Silene vulgaris</i>	Sile_vul
28	<i>Euphrasia stricta</i>	Euph_str	73	<i>Tanacetum vulgare</i>	Tana_vul
29	<i>Falcaria vulgaris</i>	Falc_vul	74	<i>Taraxacum officinale</i>	Tara_off
30	<i>Festuca ovina</i>	Fest_ovi	75	<i>Thymus pulegioides</i>	Thym_pul
31	<i>Festuca pallens</i>	Fest_pall	76	<i>Trifolium alpestre</i>	Trif_alp
32	<i>Festuca pratensis</i>	Fest_pra	77	<i>Trifolium arvense</i>	Trif_arv
33	<i>Festuca valesiaca</i>	Fest_val	78	<i>Trifolium campestre</i>	Trif_cam
34	<i>Filipendula vulgaris</i>	Fili_vul	79	<i>Trifolium dubium</i>	Trif_dub
35	<i>Galium verum</i>	Gali_ver	80	<i>Trifolium montanum</i>	Trif_mon
36	<i>Genista tinctoria</i>	Geni_tin	81	<i>Trifolium pratense</i>	Trif_pra
37	<i>Helianthemum nummularium</i>	Heli_num	82	<i>Trifolium repens</i>	Trif_rep
38	<i>Heracleum sphondylium</i>	Hera_sph	83	<i>Verbascum nigrum</i>	Verb_nig
39	<i>Hieracium caespitosum</i>	Hier_cae	84	<i>Veronica chamaedrys</i>	Vero_cha
40	<i>Hieracium pilosella</i>	Hier_pil	85	<i>Veronica spicata</i>	Vero_spi
41	<i>Hieracium sabaudum</i>	Hier_sab	86	<i>Vicia cracca</i>	Vici_cra
42	<i>Hieracium umbellatum</i>	Hier_umb	87	<i>Vicia hirsuta</i>	Vici_hir
43	<i>Hypericum perforatum</i>	Hype_per	88	<i>Vicia tenuifolia</i>	Vici_ten
44	<i>Jasione montana</i>	Jasi_mon	89	<i>Vicia tetrasperma</i>	Vici_tet
45	<i>Koeleria macrantha</i>	Koel_mac	90	<i>Viscaria vulgaris</i>	Visc_vul

Testowano wpływ potencjalnego ładunku ciepła oraz wszystkich oznaczonych zmiennych dotyczących właściwości fizycznych gleb ich składu mechanicznego i mineralnego przedstawionych w rozdziale 6.2. Po krokowej selekcji z pierwotnego zbioru 26 badanych zmiennych siedliskowych pozostało 8 o istotnym ( $p < 0.05$ ) wpływie na zmienność występowania gatunków. W tabelach 18 i 19 przedstawiono uporządkowane malejąco (wartości lambda) wyniki krokowej selekcji zmiennych ze wskazaniem ich (każdej z osobna) efektów marginalnych (marginal effects) i efektów warunkowych (conditional effects) tłumaczących łączny wpływ po dołączeniu danej zmiennej do modelu.

Tabela 18

Table 18

Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności CCA – efekty marginalne  
Results of the forward selection of variables selected in CCA – marginal effects

Efekty marginalne – Marginal effects	
Zmienne Variables	Lambda
Miąszość gleby Soil depth	0.35
pH	0.32
Ni (octan amonu) Ni (ammonium acetate)	0.29
Ca	0.29
N mineralny Mineral N	0.29
P	0.27
Mg	0.25
Strata żarzenia Loss-on-ignition	0.20

Tabela 19

Table 19

Wyniki krokowej selekcji zmiennych w toku kanonicznej analizy zgodności CCA  
– efekty warunkowe

Results of the forward selection of variables selected in CCA – conditional effects

Efekty warunkowe – Conditional effects				
Zmienne	Lambda	p	F	
Miąszość gleby Soil depth	0.35	0.002	3.62	
pH	0.31	0.002	3.38	
Ni (octan amonu) Ni (ammonium acetate)	0.29	0.002	3.14	
N mineralny	0.26	0.002	2.96	
P	0.21	0.026	2.38	
Ca	0.20	0.002	2.37	
Strata żarzenia Loss-on-ignition	0.18	0.008	2.27	
Mg	0.15	0.012	1.80	

W kolejnej tabeli 20 zawarto macierz korelacji wyselekcjonowanych zmiennych siedliskowych z osiami ordynacyjnymi. Z pierwszą osią najsilniej skorelowane są zmienne: miąszość gleby i zawartości fosforu; z drugą: pH i zawartości wapnia wymiennego; z trzecią zawartości form mineralnych azotu i koncentracje niklu ekstrahowanego octanem amonu, z czwartą ponownie nikiel i zawartości magnezu wymiennego.



Tabela 20  
Table 20

Macierz korelacji zmiennych siedliskowych z osiami ordynacyjnymi  
Intraset correlations of environmental variables with axes

Zmienne Variables	Osie środowiskowe Axes			
	1	2	3	4
Mięszość gleby Soil depth	0.7775	-0.0948	0.3149	-0.2998
Strata żarzenia Loss-on-ignition	-0.2877	-0.0823	-0.1443	0.5345
pH	0.3036	0.7389	-0.0123	-0.1176
Mg	-0.2655	0.3763	0.1888	0.5793
Ca	0.0402	0.7257	-0.3435	-0.0106
Ni (octan amonu) Ni (ammonium acetate)	-0.3661	0.1094	0.5281	0.5804
N mineralny Mineral N	0.3522	-0.2563	-0.5893	0.2307
P	0.6192	-0.1804	-0.1263	0.3946

W tabeli 21 zawarte są podsumowujące wyniki kanonicznej analizy zgodności. Wartości własne wskazują, że znaczenie dwóch pierwszych osi jest zbliżone, niższe osi trzeciej i znacznie słabsze w porównaniu z dwiema pierwszymi jest znaczenie osi czwartej.

Tabela 21  
Table 21

Podsumowanie wyników kanonicznej analizy zgodności CCA  
Summary of the results of correspondence canonical analysis – CCA

Osie Axes	1	2	3	4	Suma wartości własnych Total inertia
Wartości własne: Eigenvalues:	0.441	0.397	0.322	0.248	7.473
Korelacje gatunki-środowisko: Species-environment correlations:	0.839	0.855	0.778	0.703	
Skumulowany procent wariancji Cumulative percentage variance					
danych dot. gatunków: of species data:	5.9	11.2	15.5	18.8	
relacji gatunki-środowisko: of species-environment relation:	22.6	42.9	59.4	72.1	
Suma wartości własnych Sum of all eigenvalues					7.473
Suma zmienności wszystkich osi kanonicznych Sum of all canonical eigenvalues					1.953

Test Monte Carlo (499 permutacji) wykazał istotność zarówno indywidualnie traktowanej pierwszej osi kanonicznej, jak i wszystkich osi rozpatrywanych łącznie:

Test istotności pierwszej osi kanonicznej: wartość własna = 0.441

$$F = 4.200$$

$$p = 0.004$$

Test istotności wszystkich osi kanonicznych: ślad (trace) = 1.953

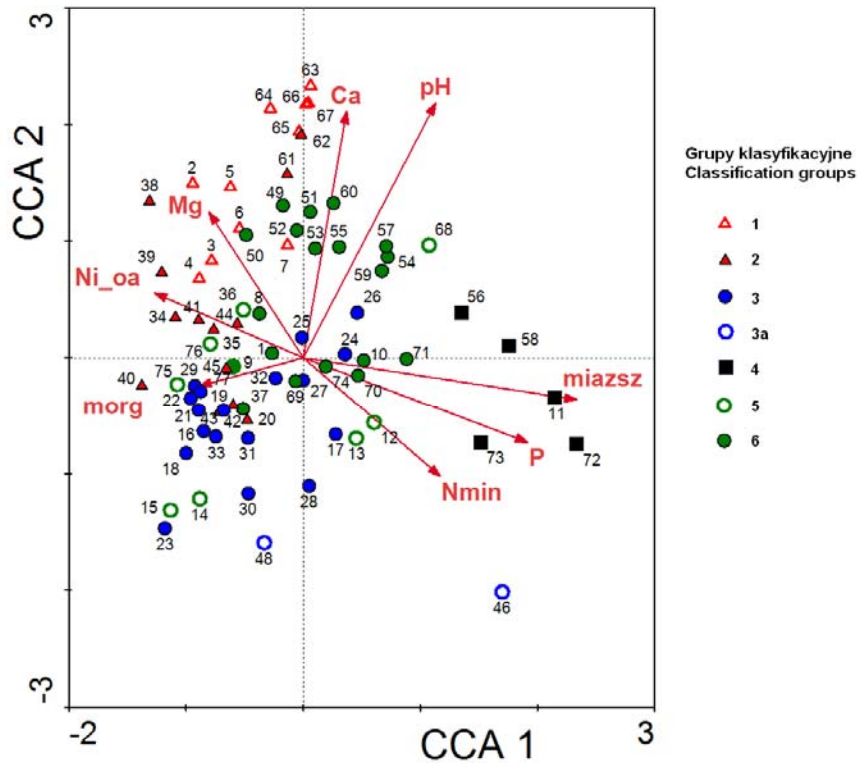
$$F = 2.963$$

$$p = 0.002$$

Wysoka wartość F dla śladu w stosunku do F dla pierwszej osi (70.5%) świadczy o stosunkowo wyrównanym znaczeniu kolejnych osi – potwierdza to wnioski płynące z porównania wartości własnych tych osi (tab. 21).

Opracowano diagramy ordynacyjne dla kombinacji pierwszych trzech osi zestawiając je parami: pierwszy pokazuje rozmieszczenie powierzchni badawczych w przestrzeni ordynacyjnej na tle układu wektorów zmiennych siedliskowych, drugi przedstawia rozmieszczenie gatunków (por. rys. 43–48). Symbole na diagramach stanowią oznaczają przyporządkowanie powierzchni badawczych do grup klasyfikacyjnych wydzielonych w toku hierarchicznej aglomeracyjnej klasyfikacji na podstawie współczynników Jaccarda (por. rozdz. 6.4.1). Na diagramach rozmieszczenia gatunków kolorami oznaczono ich przyporządkowanie do określonych strategii ekologicznych wg Grime (1974) na podstawie danych wziętych z Grime i in. (1988) oraz Klotz i in. (2002).

Diagram ordynacyjny w układzie pierwszych dwóch osi przynosi czytelny obraz rozmieszczenia powierzchni reprezentujących stanowiska o odmiennym charakterze. Wzdłuż wektorów zmiennych miąższości gleb i zawartości fosforu oraz słabiej skorelowanego z osią 1 wektora azotu mineralnego są usytuowane stanowiska pionierskie w zakresach wartości bliskich minimów tych zmiennych i stanowiska poddane presji konkurencyjnej *Calamagrostis epigeios* w pobliżu ich maksimów. Przeciwnie względem miąższości i koncentracji fosforu są skierowane wektory magnezu i niklu. Wektory wapnia i pH – tj. zmiennych silnie skorelowanych z drugą osią – określają przestrzeń różnicowania się „dojrzałych” form muraw reprezentujących grupę 3 (powierzchnie ze wzgórza w Nasławicach) oraz grupy 5 i 6. Stanowiska tych grup zajmują w przestrzeni ordynacyjnej obszar pomiędzy stanowiskami pionierskich stadiów sukcesji a stanowiskami zdegradowanymi w wyniku wkraczania traworośli trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigeios*. Peryferyjne pozycje w przestrzeni ordynacyjnej zajmują powierzchnie z Raduni (46 i 48). Można przyjąć, że gradienty miąższości gleb oraz ich żyzności wyznaczone wektorami fosforu i, w mniejszym stopniu azotu, wyznaczają główny kierunek zmian siedlisk w toku procesu sukcesji ekologicznej od stadiów pionierskich, przez typowe zbiorowiska muraw, po ich stadia degradacyjne. Zmienne silnie skorelowane z drugą osią – zawartości wapnia i odczyn gleb różnicują rozlokowane wzdłuż ich wektorów stanowiska w obrębie tych głównych kategorii zbiorowisk, separując grupy klasyfikacyjne 2 i 1 wśród stanowisk pionierskich oraz grupy 3a, 3, 5 i 6 jako różne postacie właściwych muraw.



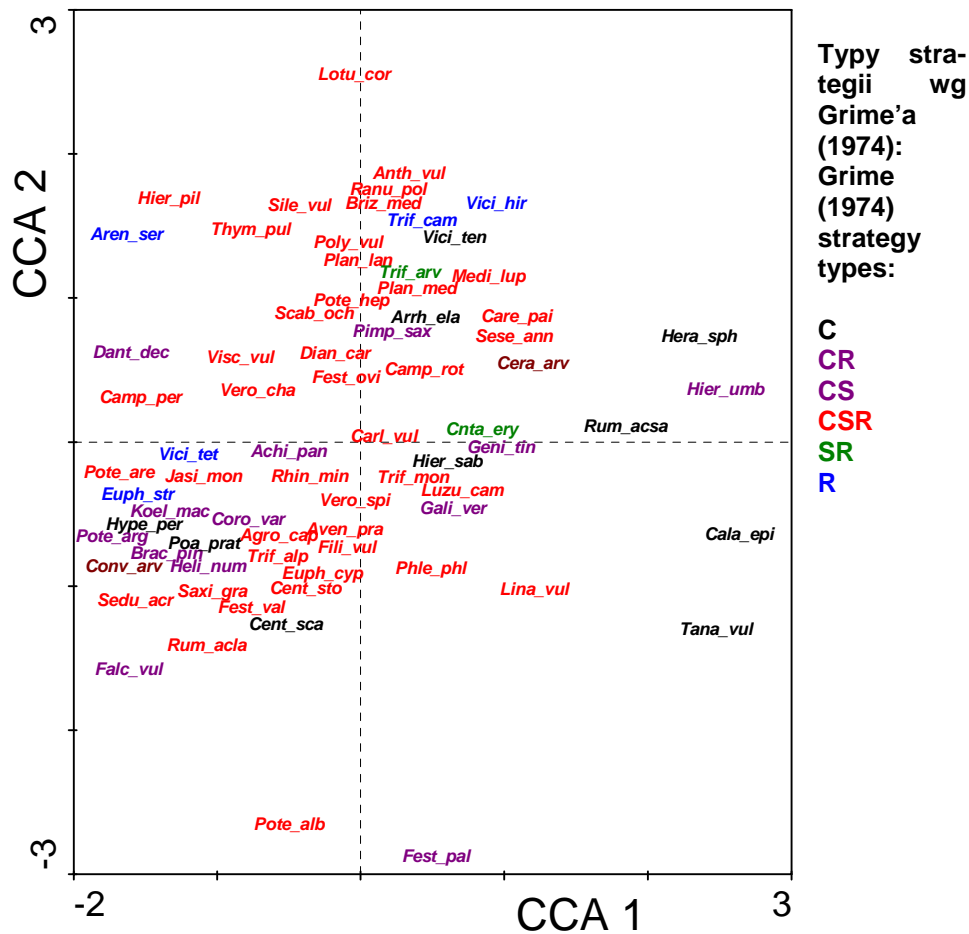
Rys. 43. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych w przestrzeni wyznaczonej przez osie 1 i 2. Symbole odpowiadają grupom klasyfikacyjnym wyróżnionym w hierarchicznej aglomeracyjnej klasyfikacji roślinności (por. rysunek 42 i opis w tekście). Numery powierzchni odpowiadają zamieszczonym w tabeli 11.

Ni\_oa – zawartości niklu w glebie ekstrahowane octanem amonu; morg – materia organiczna (strata żarzenia); miasz – miąższość gleb; Nmin – zawartości form mineralnych azotu w glebie

Fig. 43. Canonical correspondence analysis (CCA) ordination diagram for vegetation plots and environmental variables in the space of axes 1 and 2. Symbols refer to groups derived from hierarchical agglomerative classification (see fig. 42). Plot numbers refer to those in table 11.

Ni\_oa – soil nickel extracted with ammonium acetate; morg – soil organic matter (loss-on-ignition); miasz – soil depth; Nmin – soil mineral nitrogen

We florze badanych muraw dominują gatunki o mieszanej strategii typu CSR. Poza centrum układu lokują się gatunki o strategii typu C (konkurenci) – grupa ta związana jest przede wszystkim ze stadiami degradacyjnymi muraw, dla których charakterystyczne są blisko siebie występujące w przestrzeni ordynacyjnej *Calamagrostis epigeios* i *Tanacetum vulgare*.

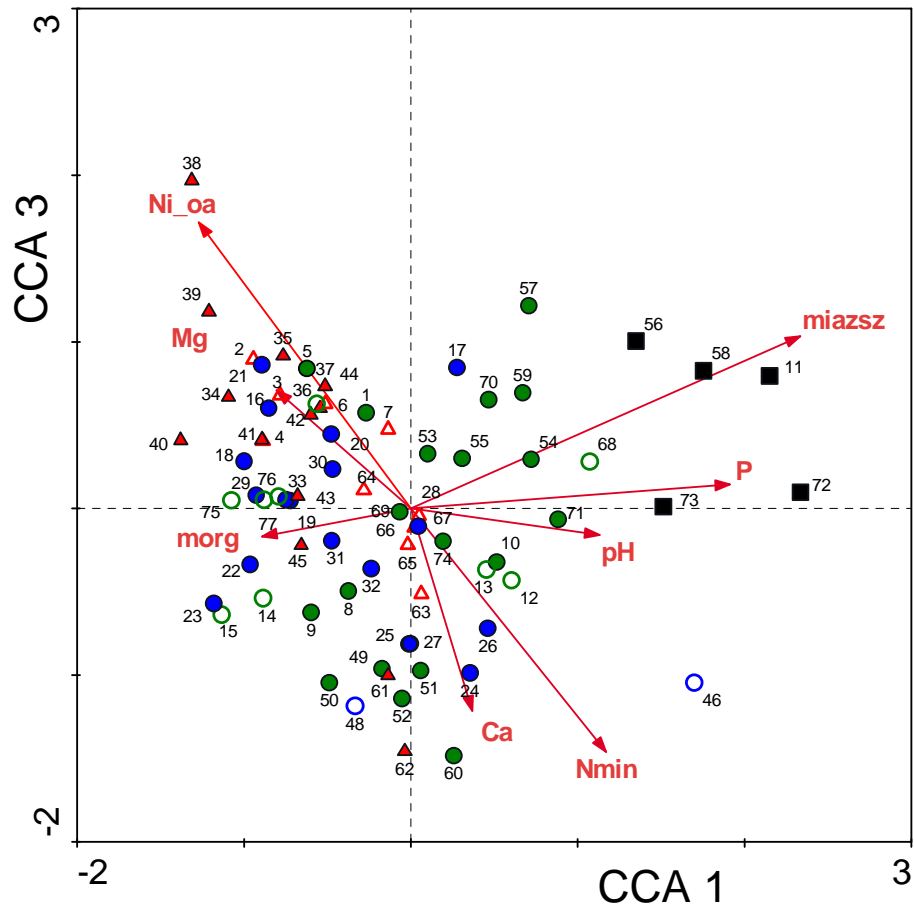


Rys. 44. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków – osie 1 i 2. Skróty nazw gatunków podano w tabeli 17

Fig. 44. Canonical correspondence analysis (CCA) ordination diagram for plant species – axes 1 and 2. Species name abbreviation are explained in table 17

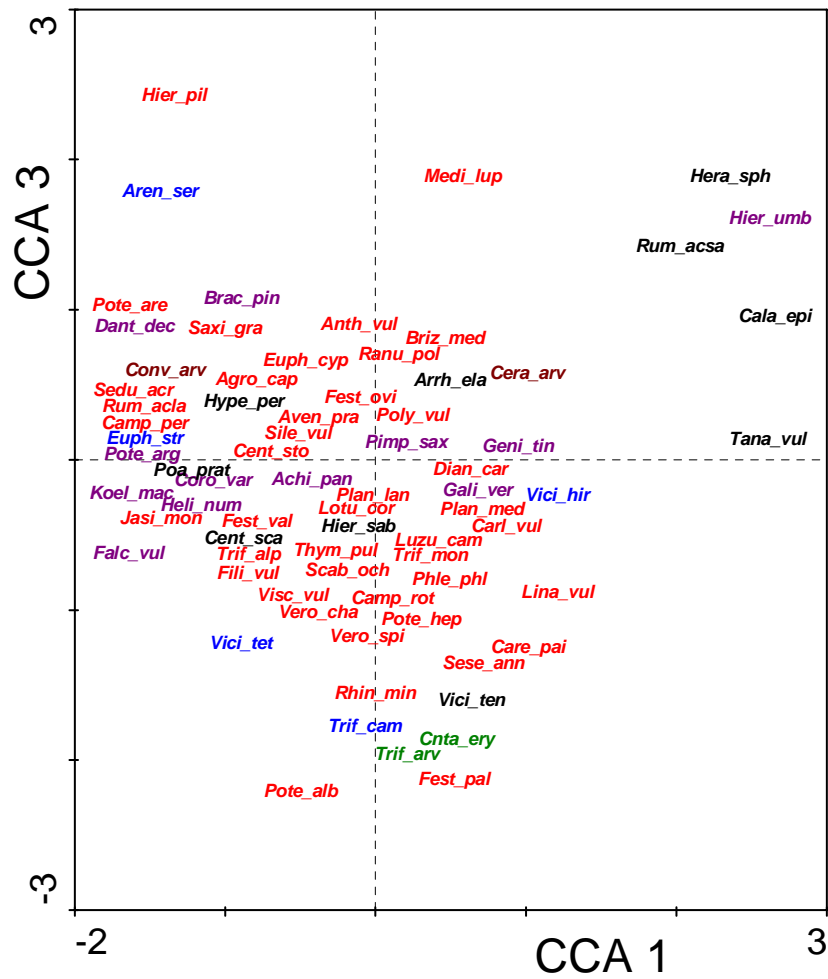
Przestrzenna separacja wyróżnionych grup powierzchni widoczna jest w nieco odmienny sposób również w kolejnych kombinacjach osi. Układ osi 2 i 3 rzuca światło na istotę zróżnicowania stanowisk pionierskich. Wzdłuż wektora magnezu rozmieszczone są powierzchnie ze stanowiska G3 w Masywie Grochowej (numery 2–7) odznaczającego się bardzo wysokimi koncentracjami formy wymiennej tego pierwiastka. W pobliżu maksimum wartości pH skoncentrowane są powierzchnie ze stanowiska S7 z wyrobiska kopalni w Szklarach (numery 63–67), gdzie odczyn gleb przekracza wartość pH 8.

W pobliżu wierzchołka wektora wapnia występują powierzchnie ze stanowiska S6 na krawędzi wyrobiska kopalni w Szklarach (numery 61–62), a także reprezentujące tamtejsze dojrzałe formy muraw (49–52, 60) – wynika to z nietypowych dla gleb serpentynitowych wysokich koncentracji tego pierwiastka zmiennych dla całego masywu szklarskiego.



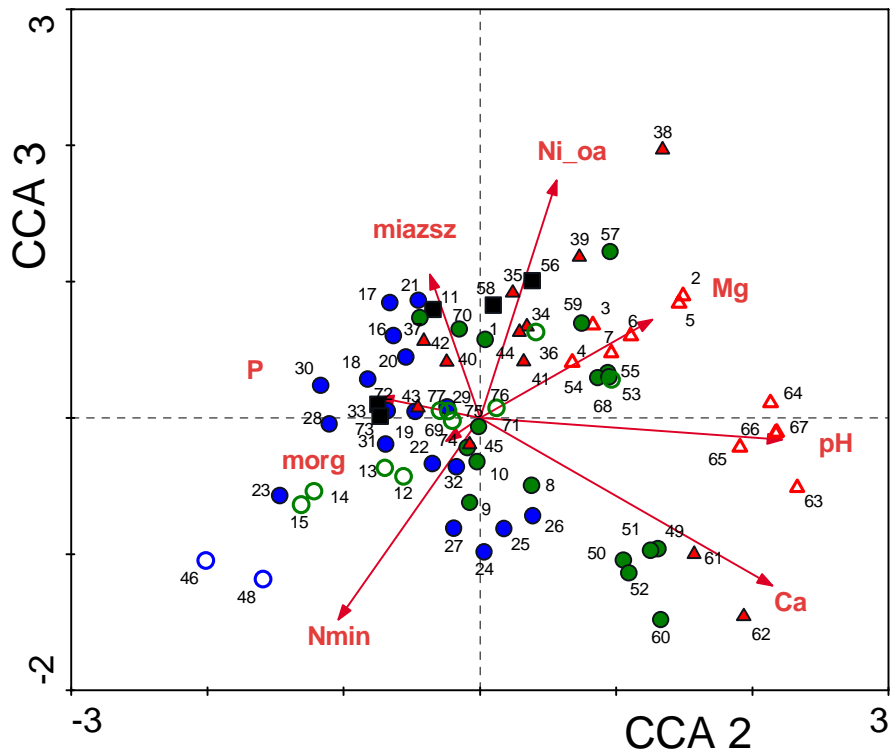
Rys. 45. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych – osie 1 i 3. Oznaczenia zmiennych siedliskowych i symbole grup klasyfikacyjnych – por. rysunek 43

Fig. 45. Canonical correspondence analysis (CCA) ordination diagram for vegetation plots and environmental variables – axes 1 and 3. Abbreviations of environmental variables names and symbols of groups – see figure 43



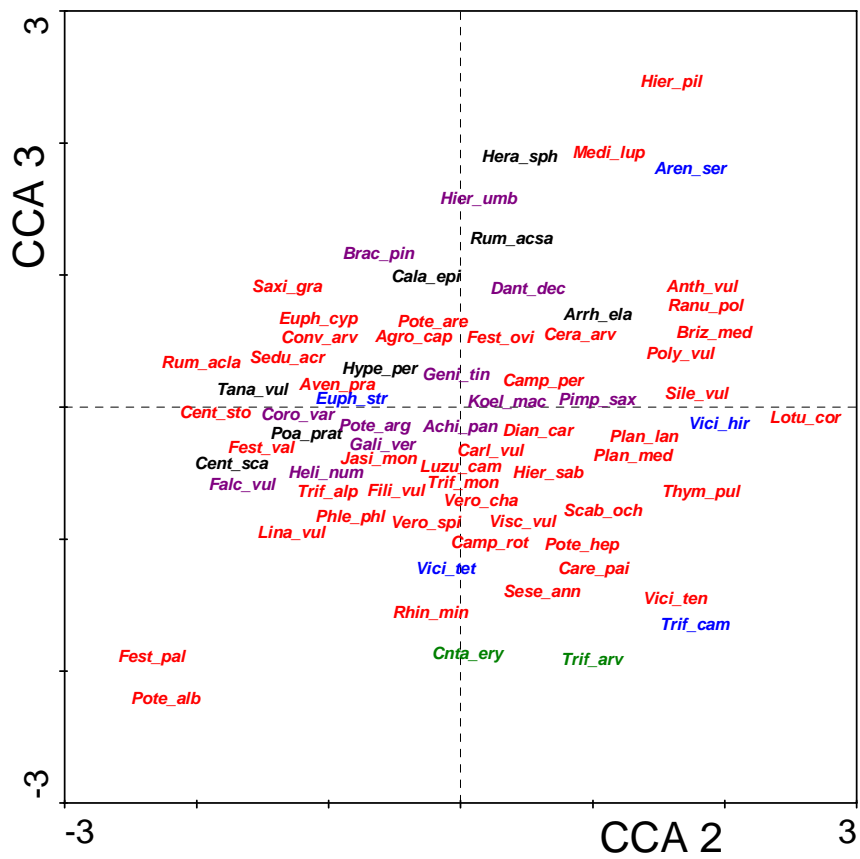
Rys. 46. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków – osie 1 i 3. Skróty nazw gatunków podano w tabeli 17

Fig. 46. Canonical correspondence analysis ordination (CCA) diagram for plant species – axes 1 and 3. Species name abbreviations are explained in table 17



Rys. 47. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla powierzchni badawczych i zmiennych siedliskowych – osie 2 i 3. Oznaczenia zmiennych siedliskowych i symbole grup klasyfikacyjnych – por. rysunek 43

Fig. 47. Canonical correspondence analysis (CCA) ordination diagram for vegetation plots and environmental variables – axes 2 and 3. Abbreviations of environmental variables names and symbols of groups – see figure 43



Rys. 48. Diagram kanonicznej analizy zgodności (CCA) dla gatunków – osie 2 i 3. Skróty nazw gatunków podano w tabeli 17

Fig. 48. Canonical correspondence analysis ordination (CCA) diagram for plant species – axes 2 and 3. Species name abbreviations are explained in table 17



## 6.5. Struktura przestrzenna i wskaźniki różnorodności zbiorowisk muraw kserotermicznych

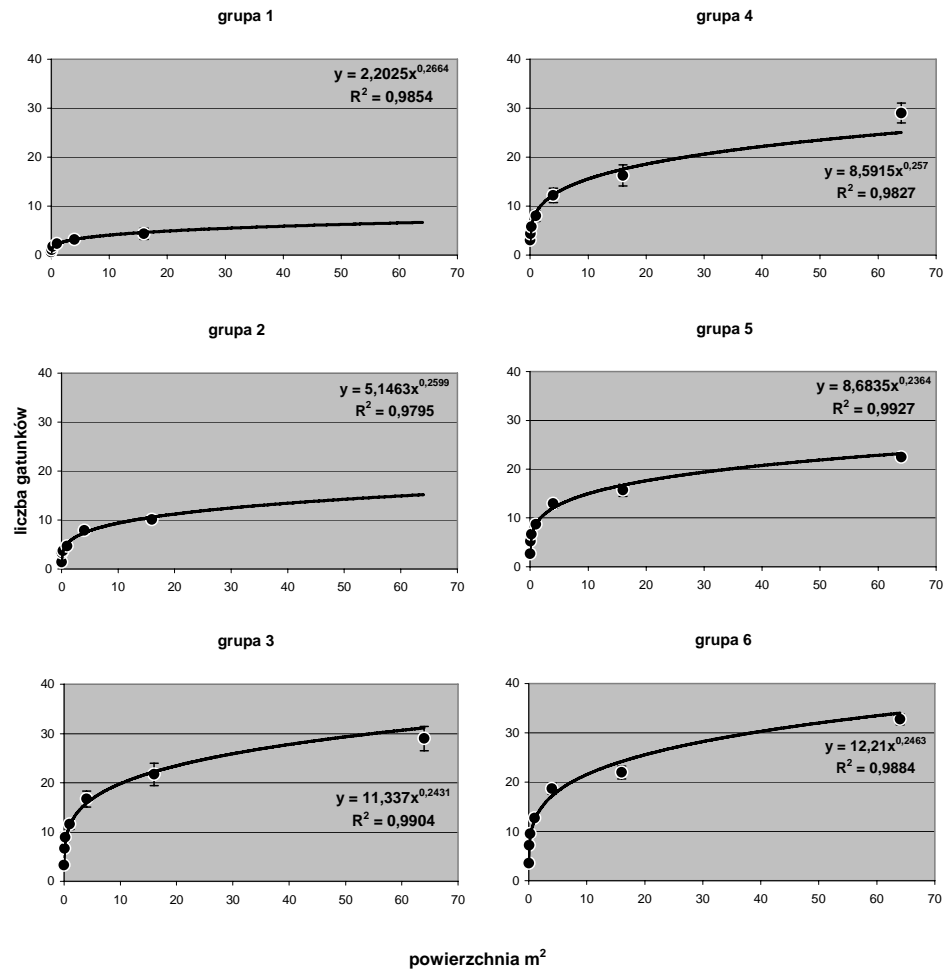
Badania struktury przestrzennej muraw kserotermicznych obejmowały ich zmienność poziomą wyrażoną wzorcem rozmieszczenia gatunków i wskaźnikami ich różnorodności oraz zmienność pionową określoną za pomocą pomiarów wysokości warstwy wegetatywnej runi, wysokości pędów kwiatostanowych ziół dwuliściennych i traw. W pracach posłużono się systemem zagnieżdżonych kwadratów („nested quadrats”) wyznaczonych w płatach zbiorowisk w otoczeniu powierzchni wykorzystanych wcześniej w badaniach zależności pomiędzy czynnikami siedliskowymi a właściwościami roślinności (por. rozdz. 6.2–6.3). Kwadraty sytuowano w jednorodnych płatach roślinności, tych samych w których występowały wspomniane wyżej powierzchnie badawcze, dzięki czemu można było im przypisać przynależność do określonych wcześniej grup klasyfikacyjnych, wyodrębnionych przy zastosowaniu współczynnika Jaccarda (por. rozdz. 6.4.1).

Wyróżnione grupy klasyfikacyjne różnią się charakterystyką przyrostu liczby gatunków w miarę wzrostu analizowanej powierzchni, co znalazło swój wyraz w relacjach gatunki-powierzchnia („species-area relation - SAR”) przedstawionych na rysunku 49. Zamieszczone na wykresach linie trendu opisane są równaniem potęgowym  $y = cA^z$ . Zwraca uwagę, że w kolejnych grupach klasyfikacyjnych zmienne są wartości parametru  $c$  odpowiadającego liczbie gatunków dla powierzchni  $1 \text{ m}^2$ , natomiast niemal równe pozostają wartości wykładnika  $z$ . Linie trendu odznaczają się bardzo wysokim dopasowaniem, o czym świadczą wartości współczynników determinacji  $R^2$  w zakresie 0.9795–0.9902.

Analiza krzywych kumulacyjnych liczby gatunków stwierdzonych w szeregu zagnieżdżonych kwadratów pozwala określić minimalną powierzchnię zbiorowiska („minimal area”), tj. powierzchnię która niemal w pełni nasycona jest gatunkami występującymi w fitocenozie i dalszy wzrost analizowanego obszaru pozwala włączyć do listy florystycznej już tylko niewielką część najrzadszych gatunków o szczególnie rozproszonym wzorcu rozmieszczenia. Minimalna powierzchnia dla zbiorowisk pionierskich (grupy 1 i 2) zbliżona jest do  $4 \text{ m}^2$ , w pozostałych grupach krzywe stopniowo wypłaszczają się w przedziale  $16\text{--}64 \text{ m}^2$ . Dierschke (1994) wskazuje poziom 80% gatunków w stosunku do ich liczby w całym zbiorowisku jako wyznacznik jego minimalnej powierzchni. Jeżeli przyjąć, że liczba gatunków dla powierzchni  $64 \text{ m}^2$  odpowiada w przybliżeniu całkowitej liczbie gatunków dla reprezentowanych przez te powierzchnie grup klasyfikacyjnych, to 80% gatunków dla grupy 3 mieści się na powierzchni ok.  $25 \text{ m}^2$  i odpowiednio wielkości te wynoszą: dla grupy 4 – ok.  $40 \text{ m}^2$  oraz dla grup 5 i 6 – ok.  $20 \text{ m}^2$ .

Uzyskane krzywe mają regularne kształty i wskazują na stałość wzorca rozmieszczenia gatunków w zbiorowiskach zakwalifikowanych do poszczególnych grup. Predyktywny charakter obserwacji prowadzonych na najmniejszych powierzchniach ( $0.01 \text{ m}^2$ ) w stosunku do bogactwa gatunkowego całego zbiorowiska testowano korelując ich wyniki z liczbami gatunków stwierdzonymi w pozostałych kwadratach ciągu rosnących powierzchni. O możliwości przewidywania poziomu różnorodności gatunkowej zbiorowiska na podstawie liczby gatunków w najmniejszych zagnieżdżonych kwadratach

świadczą wysoce istotne współczynniki korelacji Pearsona uzyskane dla powierzchni dochodzących do 16 m<sup>2</sup> ( $r = 0.8535 - 0.7454$ ). Dopiero w wypadku największego kwadratu o powierzchni 64 m<sup>2</sup> korelacja ( $r = 0.5334$ ) staje się nieistotna statystycznie. Liczby gatunków dla powierzchni 1 m<sup>2</sup> są istotnie skorelowane z liczbami gatunków stwierdzonych dla wszystkich pozostałych wielkości kwadratów (tab. 22).



Rys. 49. Kumulacyjne krzywe zależności pomiędzy wielkością powierzchni a liczbą gatunków uzyskane na podstawie wyników badań prowadzonych z wykorzystaniem zagnieźdzonych kwadratów dla muraw zakwalifikowanych do różnych grup klasyfikacyjnych (por. rozdział 6. 4.). Zaznaczono średnie  $\pm$ SE

Fig. 49. Cumulative species-area curves obtained on the basis of data sampled in the nested quadrates survey carried out on dry grasslands patches belonging to various classification groups (see chapter 6. 4.). Area – x axis. Means  $\pm$ SE are shown

Zestawienie współczynników korelacji Pearsona ( $r$ ) i determinacji ( $R^2$ ) pomiędzy wartościami liczby gatunków dla powierzchni  $1\text{ m}^2$ , a  $0.001\text{ m}^2$ ,  $0.01\text{ m}^2$ ,  $0.25\text{ m}^2$ ,  $4\text{ m}^2$ ,  $16\text{ m}^2$  i  $64\text{ m}^2$  zagnieżdżonych w kwadratach  $64\text{ m}^2$

Pearson correlation coefficients ( $r$ ) and determination coefficients for relations between number of species growing on quadrates  $1\text{ m}^2$  and all other quadrates -  $0.001\text{ m}^2$ ,  $0.01\text{ m}^2$ ,  $0.25\text{ m}^2$ ,  $4\text{ m}^2$ ,  $16\text{ m}^2$  i  $64\text{ m}^2$  - nested in quadrats  $64\text{ m}^2$

korelacja	n	r	p	$R^2$
1 – $0.01\text{ m}^2$	38	0.8920	< 0.0001	0.7957
1 – $0.1\text{ m}^2$	38	0.9382	< 0.0001	0.8802
1 – $0.25\text{ m}^2$	38	0.9734	< 0.0001	0.9475
1 – $4\text{ m}^2$	38	0.9553	< 0.0001	0.9127
1 – $16\text{ m}^2$	38	0.9193	< 0.0001	0.8450
1 – $64\text{ m}^2$	13	0.6800	0.0105	0.4623

W tabeli 23 zamieszczono średnie wartości miąższości gleb określone dla kwadratów o powierzchni  $16\text{ m}^2$ , wartości wskaźników różnorodności i równomierności Shannona-Wienera, a także sumy pokrycia roślin, przyjęte jako przybliżony miernik produktywności siedlisk. Różnice w miąższości gleb odpowiadają stwierdzonym w badaniach ekologicznych na małych powierzchniach ( $1\text{ m}^2$ ), które przedstawiono w rozdziale 6.2. Najmniejszą wartość wskaźnika różnorodności  $H'$  ma roślinność pionierska grupy 1, jest ona jednak istotnie różna tylko w porównaniu z grupą 6. Brak natomiast statystycznie istotnych różnic pomiędzy wartościami wskaźnika równomierności. Istotne różnice dotyczące wskaźników łącznego pokrycia roślin występują jedynie pomiędzy zbiorowiskami pionierskimi a grupą czwartą, obejmującą płaty poddane ekspansji *Calamagrostis epigejos*.

Liczby gatunków stwierdzone dla poszczególnych grup klasyfikacyjnych w kwadratach o powierzchniach  $16$  i  $64\text{ m}^2$  posłużyły do porównań z danymi innych autorów, dotyczącymi muraw kserotermicznych występujących na glebach innych niż serpentynitowe. Wyniki tych porównań zestawiono w tabeli 24. Wartości bogactwa gatunkowego obliczone na podstawie danych z literatury przyporządkowano do przedziałów powierzchni wskazanych w główce tabeli. Porównanie wskazuje, że badane w tej pracy murawy na serpentynitach – z wyjątkiem szczególnie ubogich zbiorowisk pionierskich pierwszej grupy – odznaczają się zbliżonym bogactwem gatunkowym do muraw opisywanych przez cytowanych autorów. Najbogatsze zbiorowiska występujące na serpentynitach zaliczone do szóstej grupy klasyfikacyjnej nie ustępują odznaczającym się szczególnie wysoką różnorodnością gatunkową murawom zespołu *Gentiano germanicae-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Borkamm 1960 badanym przez Kwiatkowskiego i Struk (2003) oraz Kwiatkowskiego (2004) na sudeckich siedliskach wapiennych.

Miąszości gleb oraz wybrane parametry charakteryzujące roślinność powierzchni badawczych (16 m<sup>2</sup>) zaliczonych do wydzielonych grup klasyfikacyjnych. Podano wartości średnie ± SE, indeksami literowymi oznaczono grupy jednorodne ( $p \leq 0.05$ ) wyróżnione po nieparametrycznej analizie wariancji wykonanej metodą Kruskal-Wallisa. Liczby gatunków dla kolejnych grup klasyfikacyjnych podano w tabeli 14.

n – liczba powierzchni; H' – współczynnik różnorodności Shannona-Wienera; J' – współczynnik równomierności Shannona-Wienera

Soil depth and some vegetation properties concerning 16 m<sup>2</sup> plots for the distinguished classification groups. Means ± SE are given. Letter indices show homogenous groups obtained after the non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance ( $p \leq 0.05$ ). The numbers of species for the classification groups are given in table 14.

n – number of plots; H' – Shannon-Wiener diversity index; J' – Shannon-Wiener evenness index

Grupy klasyfikacyjne	n	Miąszość gleby (cm)	H'	J'	Całkowita suma pokrycia (%)	Suma pokrycia traw (%)
Classification groups	n	Soil depth (cm)	H'	J'	Total plant cover (%)	Total grass cover (%)
1	3	10.4 ab ± 4.1	0.31 a ± 0.06	0.35 a 0.15	29.8 a ± 13.0	26.9 a ± 13.3
2	4	5.8 a ± 0.2	1.20 ab ± 0.16	0.49 a 0.06	48.2 a ± 11.5	21.3 a ± 5.1
3	8	13.3 ab ± 0.9	1.24 ab ± 0.11	0.39 a 0.03	106.3 ab ± 2.4	82.3 ab ± 3.8
4	4	28.5 b ± 5.5	1.17 ab ± 0.04	0.42 a 0.03	138.7 b ± 6.8	111.0 b ± 6.2
5	7	11.6 ab ± 1.1	1.29 ab ± 0.13	0.47 a 0.05	96.3 ab ± 6.2	70.3 ab ± 5.5
6	16	14.5 b ± 1.1	1.69 b ± 0.10	0.54 a 0.03	99.4 ab ± 5.1	66.4 ab ± 5.5
Razem Total	42					

Tabela 24

Table 24

Średnie liczby gatunków roślin naczyniowych stwierdzone na powierzchniach 16 i 64 m<sup>2</sup> w poszczególnych grupach klasyfikacyjnych w porównaniu z obiektami kontrolnymi i danymi innych autorów. Indeksami literowymi oznaczono grupy jednorodne ( $p \leq 0.05$ ) wyróżnione po nieparametrycznej analizie wariancji wykonanej metodą Kruskal-Wallisa

Mean numbers of vascular plant species found on plots of 16 and 64 m<sup>2</sup> belonging to various classification groups in comparison with control objects and other authors data. Letter indices show homogenous groups obtained after the non-parametric Kruskal-Wallis analysis of variance ( $p \leq 0.05$ )

Grupa klasyf. Classif. group	Liczba gatunków roślin naczyniowych (średnia ± SE) Number of vascular plants (mean ± SE)					Źródła References	
	Zakresy powierzchni m <sup>2</sup> – area ranges m <sup>2</sup>						
	10–16	16	16–64	64	64–100		
1	2	3	4	5	6	7	
1		<b>5.7</b> <sup>a</sup> ± 1.2 n = 3			-	Badania własne Original investigations	
2		<b>11.8</b> <sup>a</sup> ± 0.6 n = 4			-		
3		<b>25.0</b> <sup>b</sup> ± 2.8 n = 8		<b>29.0</b> <sup>a</sup> ± 2.5 n = 5			
4		<b>17.0</b> <sup>ab</sup> ± 1.7 n = 4		<b>29.0</b> <sup>a</sup> ± 2.0 n = 2			
5		<b>16.1</b> <sup>ab</sup> ± 1.3 n = 7		<b>22.5</b> <sup>a</sup> ± 0.5 n = 2			
6		<b>24.1</b> <sup>b</sup> ± 1.5 n = 16		<b>32.8</b> <sup>a</sup> ± 1.1 n = 4			
Obiekty kontrolne – Control objects:							
Sienice		<b>19.8</b> <sup>ab</sup> ± 1.8 n = 4			-		
Strzegom		<b>18.6</b> <sup>ab</sup> ± 1.9 n = 5			-		
Dane porównawcze obliczone na podstawie doniesień innych autorów: Reference data computed on the basis of the literature sources:							
1) n n gat. Pow. m <sup>2</sup>		7 <b>19.6</b> ± 1.8 10-12				Szczeńiak (1999)	
2) n						Kącki i Szczeńiak (2003)	

Tabela 24 cd.  
Table 24 cont.

1	2	3	4	5	6	7
Pow. m <sup>2</sup>	± 3.8 10-12					
3) n n gat.		10 <b>23.1</b> ± 1.3				Kwiatkowski (1996)
Pow. m <sup>2</sup>		10-30				
4) n n gat.			2 <b>9.5</b> ± 0.5			Anioł-Kwiatkowska i Świerkosz (1992)
Pow. m <sup>2</sup>			20-25			
5) n n gat.			4 <b>15.2</b> ± 1.7			Pender (1990)
Pow. m <sup>2</sup>			10-60			
6) n n gat.			4 <b>30.5</b> ± 2.1			Kwiatkowski i Struk (2003)
Pow. m <sup>2</sup>			20-25			
7) n n gat.			12 <b>30.3</b> ± 2.1			Kwiatkowski (2004)
Pow. m <sup>2</sup>			30-50			
8) n n gat.					15 <b>42.4</b> ± 1.7	Kwiatkowski (2004)
Pow. m <sup>2</sup>					80-100	

n – liczba zdjęć; n gat. – liczba gatunków

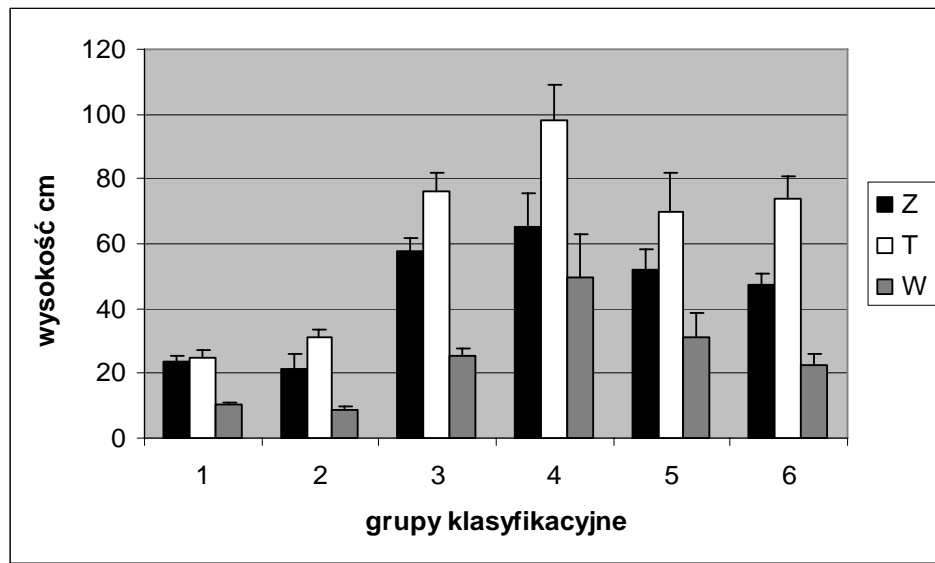
n – relevé number; n gat – species number; Pow. m<sup>2</sup> – relevé area range

Uwagi:

- 1) Zbiorowiska z *Koeleria macrantha*, Nizina Śląska. Do obliczeń wybrano zdjęcia o powierzchni nie mniejszej niż 10 m<sup>2</sup>.
- 2) Zbiorowiska z *Avenula pratensis*, Dolny Śląsk. Do obliczeń wzięto dane dotyczące stanowisk spoza wystąpienia serpentynitów, ze zdjęć o powierzchni nie mniejszej niż 10 m<sup>2</sup>.
- 3) Zespół *Tunico-Poëtum compressae* (Głowacki 1975), okolice Jawora.
- 4) Zbiorowisko *Festuca cinerea-Vincentoxicum hirsutiflorum*, Ostrzyca Proboszczowicka - podszczytowe murawy. Do obliczeń wybrano zdjęcia o powierzchni 20 i 25 m<sup>2</sup>.
- 5) Zbiorowiska z rzędu *Festucetalia valesiaceae* Br.-Bl. et R.Tx. 1943, Wzgórza Strzebińskie.
- 6) Zespół *Gentiano germanicae-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Borkamm 1960, wzgórze Homole koło Lewina Śl.
- 7) Zespół *Gentiano germanicae-Koelerietum pyramidatae* Knapp ex Borkamm 1960, Góry Kaczawskie.
- 8) Zespół *Onobrychii viciifoliae-Brometum* T. Muller 1966, Góry Kaczawskie.

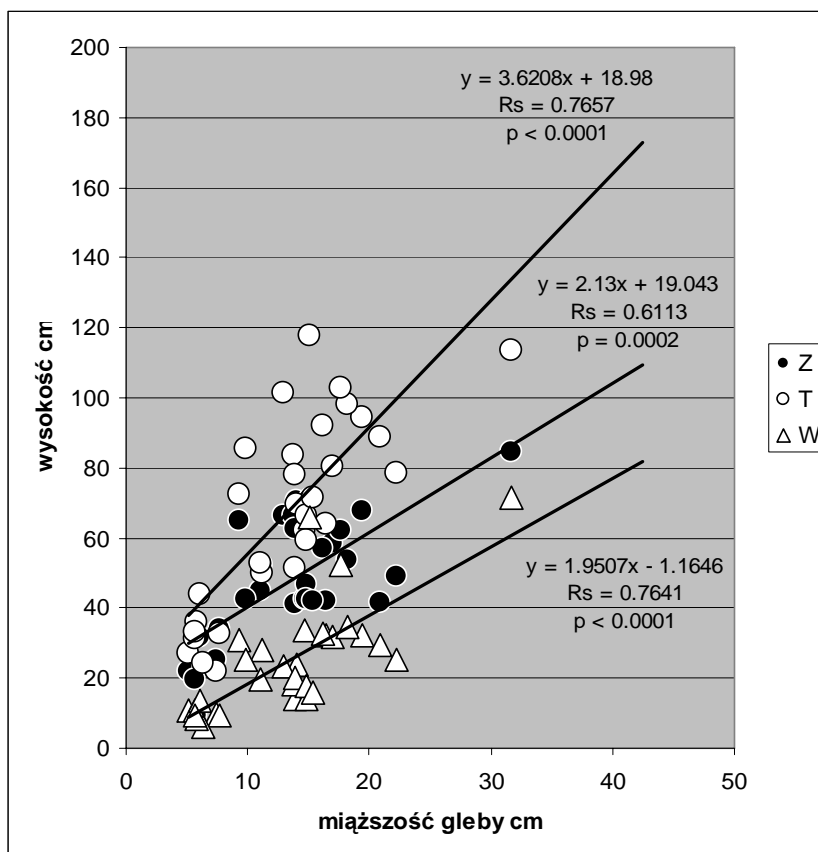
Wyniki pomiarów wysokości warstwy wegetatywnej runi oraz pędów kwiatostanowych zielnych roślin dwuliściennych i traw dla poszczególnych grup klasyfikacyjnych przedstawiono na rysunku 50. Proporcje pomiędzy trzema mierzonymi wielkościami w kolejnych grupach utrzymują się na zbliżonym poziomie z wyjątkiem grupy 4, gdzie pędy kwiatostanowe najwyższych ziół nieznacznie tylko wyrastają ponad poziom warstwy wegetatywnej wyznaczonej przez gęste liście traw, przede wszystkim *Calamagrostis epigejos*. Charakterystyka pionowej struktury zbiorowisk tej grupy wskazuje na to, że ekspansja wysokich traw doprowadziła do dominacji nad roślinnością murawową i fitocenozy te przekształcają się już w traworośla.

Mierzone wysokości są dodatnio skorelowane z miąższościami gleb, a szczególnie dotyczy to pędów kwiatostanowych traw (rys. 51).



Rys. 50. Średnie maksymalne wysokości ziół (Z), pędów kwiatostanowych traw (T) i warstwy wegetatywnej traw (W) określone dla poszczególnych grup klasyfikacyjnych. Zaznaczono zakres SE

Fig. 50. Mean maximal heights of forbs (Z), inflorescence stems of grasses (T) and vegetative grass stem layer (W) measured for the classification groups. Bars indicate SE range



Rys. 51. Średnie maksymalne wysokości ziół (Z), pędów kwiatostanowych traw (T) i warstwy wegetatywnej traw (W) w zależności od miąższości gleb

Fig. 51. Mean maximal heights of forbs (Z), inflorescence steams of grasses (T) and vegetative grass steam layer (W) plotted against the soil depth

## 6.6. Rozwój roślinnych zbiorowisk zastępczych na siedliskach muraw kserotermicznych

Zbiorowiska zastępcze – w różnym stopniu – towarzyszą wszystkim opisywanym w tej pracy murawom kserotermicznym – otaczają je, separują sąsiednie płyty, wnikają do ich wnętrza prowadząc do fragmentacji i w rezultacie do degradacji, czy wręcz całkowitego wypierania gatunków i zanikania ciepłolubnych fitocenoz. Zbiorowiska te stają się przyczółkami, z których rozpoczyna się ekspansja silnych konkurencyjnie gatunków rodzimych, takich jak *Calamagrostis epigejos*, *Arrhenatherum elatius* i (rzadziej)



*Hypericum perforatum* oraz inwazyjnych antropofitów – *Tanacetum vulgare*, *Lupinus polyphyllus* i *Rosa rugosa*.

Płaty zbiorowisk zastępczych badano w bliskim sąsiedztwie wybranych muraw, a najbliższe im powierzchnie, na których wykonywano zdjęcia fitosocjologiczne użyte w analizach przedstawionych w rozdziale 6.5, przyjęto jako odniesieniowe.

Nie we wszystkich wypadkach jasna jest geneza zaburzeń prowadzących do rozwoju zbiorowisk zastępczych. W części płatów zachowały się ślady takich antropogenicznych ingerencji, jak zabiegi uprawowe lub innego rodzaju działania powodujące ruderalizację siedlisk w wyniku zaburzenia pokrywy glebowej. Spotyka się również oznaki eutrofizacji powodowanej na przykład przez składowanie plonów z sąsiednich upraw. Wyłączono z badań powierzchnie, gdzie stwierdzono obecność jakiegokolwiek obcego materiału w rodzaju gruzu, innych odpadów itp. Brak jest danych dotyczących czasu, w jakim rozwijały się badane zbiorowiska zastępcze z wyjątkiem części powierzchni przylegających do obiektu G6 w Masywie Grochowej. Występujący tam płat murawy został zaorany w końcu lat osiemdziesiątych, a następnie, po bardzo krótkim okresie uprawy, powierzchnia odłogowana od początku lat dziewięćdziesiątych jest miejscem, gdzie zachodzi sukcesja wtórna odtwarzająca w kadłubowej postaci pierwotne zbiorowisko. Płaty zbiorowisk zastępczych rozwijają się również jako wyspy otoczone murawami kserotermicznymi w miejscach bez widocznych śladów zaburzeń siedlisk (Sobótka, Szklary).

Ogółem w składzie gatunkowym 35 powierzchni wyznaczonych w zbiorowiskach zastępczych stwierdzono obecność 87 gatunków (w tym 3 mchów). W tabeli 25 zestawiono dane dotyczące częstości występowania i ilościowości gatunków tworzących opisywane zbiorowiska zastępcze z zaznaczeniem reprezentowanych przez nie typów strategii ekologicznej wg Grime'a (1974). W zestawieniu ujęto gatunki o częstości występowania powyżej 15%, które łącznie stanowią 44.8% ogółu stwierdzonych gatunków.

W wypadku badanych zbiorowisk zastępczych pogłębia się asymetria rozkładu liczebności gatunków dla kolejnych klas częstości ich występowania w roślinności badanych obiektów w porównaniu z murawami. Aż 69.0% gatunków nie przekracza częstości występowania 25% zaliczając się do kategorii „satellite species” (w wypadku muraw – 63.8% – por. rozdz. 6.1.2), w klasie powyżej 75% („core species”) występują tylko cztery gatunki, tj. 4.6% (dla muraw 7.7%). Te cztery gatunki tworzące podstawowy zrąb roślinności wszystkich badanych obiektów to *Achillea pannonica* i *Galium verum*, zaliczające się również do najczęstszych w roślinności muraw oraz *Arrhenatherum elatius* i *Calamagrostis epigeios* – dwa gatunki wysokich traw decydujące o fizjonomii zbiorowisk zastępczych. To ostatnie dotyczy zwłaszcza trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigeios*, który zdecydowanie dominuje pod względem ilościowym oraz wykazuje wybitną tendencję do ekspansji zasiedlając coraz to nowe miejsca i szybko zwiększając swój udział w płatach już opanowanych.

W składzie warstwy wysokich traw obok dominujących *Arrhenatherum elatius* i *Calamagrostis epigeios* występują z wysoką stałością: *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* i *Poa pratensis*. Mniej bujnie rosnące w porównaniu z trawami zioła dwuliścienne, które jednak odciskają wyraźnie swoje piętno na fizjonomii zbiorowisk zastępczych to: *Tanacetum vulgare*, *Hypericum perforatum*, *Vicia hirsuta*, *Cirsium arvense*, *Melandrium album* i *Artemisia vulgaris*.

Tabela 25 – Table 25

Częstość i ilościowość (jednostki – por. tabela 12) gatunków wchodzących w skład roślinności zbiorowisk zastępczych, które rozwinęły się w sąsiedztwie wybranych płatów muraw kserotermicznych (G6, N5, N9, S1-4, So3). Zestawiono gatunki o częstości powyżej 15%.

Typy strategii wg Grime'a (1974)

Frequency and abundance (units – see table 12) of species belonging to the substitute communities which have been developed at the edges of some dry grassland patches (G6, N5, N9, S1-4, So3).

Species with frequency above 15% are included. Strategy types according to Grime (1974)

Lp.	Gatunek (Liczba powierzchni)	Strategia	G6-z (8)	N5-z (6)	N9-z (5)	S1-4-z (7)	So3-z (9)	Stażość – średnia ogólna (%)
No	Species (Number of plots)	Strategy type	G6-z (8)	N5-z (6)	N9-z (5)	S1-4-z (7)	So3-z (9)	Frequency – general mean (%)
1	<i>Achillea pannonica</i>	CS	V - 1	V - 1	V - 1	V - 1	V - 1	100.0
2	<i>Arrhenatherum elatius</i>	C	V - 2	V - 2	V - 2	V - 2	V - 3	97.8
3	<i>Galium verum</i>	CS	IV - 1	V - 1	V - 1	V - 1	V - 2	95.0
4	<i>Calamagrostis epigejos</i>	C	V - 3	V - 3	V - 1	V - 3	V - 3	85.9
5	<i>Hypericum perforatum</i>	C	IV - 1	IV - 1	III - 1	IV - 1	III - 1	66.4
6	<i>Tanacetum vulgare</i>	C	-	V - 1	IV - 1	III - 1	V - 1	65.2
7	<i>Pimpinella saxifraga</i>	CS	I - 1	I - 1	V - 1	V - 1	IV - 1	58.5
8	<i>Agrostis capillaris</i>	CSR	V - 1	III - 1	III - 1	III - 1	III - 1	58.3
9	<i>Festuca ovina</i>	CSR	III - 1	-	V - 2	I - 1	V - 1	50.6
10	<i>Pleurozium schroeberi</i> (d)	-	V - 1	IV - 1	III - 1	-	III - 3	50.2
11	<i>Vicia hirsuta</i>	R	IV - 1	I - 1	-	V - 2	III - 2	49.4
12	<i>Euphorbia cyparissias</i>	CSR	-	IV - 1	V - 1	-	I - 1	35.6
13	<i>Festuca rubra</i>	C	-	V - 3	I - 2	IV - 1	-	35.0
14	<i>Convolvulus arvensis</i>	CR	V - 1	II - 1	I - 1	-	I - 1	34.8
15	<i>Dactylis glomerata</i>	C	I - 1	III - 1	II - 1	II - 1	II - 1	34.0
16	<i>Hieracium sabaudum</i>	C	-	V - 1	-	I - 1	III - 1	32.9
17	<i>Plantago media</i>	CSR	I - 1	IV - 1	I - 1	III - 1	II - 1	32.8
18	<i>Cirsium arvense</i>	C	V - 1	-	-	III - 1	II - 1	32.7
19	<i>Poa pratensis</i>	C	I - 1	-	IV - 1	II - 1	II - 1	30.9
20	<i>Trifolium arvense</i>	SR	I - 1	-	-	V - 1	III - 1	30.8
21	<i>Veronica chamaedrys</i>	CSR	III - 1	III - 1	II - 1	-	-	30.5
22	<i>Coronilla varia</i>	CS	-	II - 1	III - 1	-	III - 1	29.8
23	<i>Melandrium album</i>	C	I - 1	II - 1	IV - 1	-	II - 1	29.6
24	<i>Thymus pulegioides</i>	CSR	V - 1	-	II - 1	I - 1	-	28.4
25	<i>Filipendula vulgaris</i>	CSR	-	V - 1	II - 1	-	-	28.0
26	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	CSR	II - 1	-	II - 1	II - 1	II - 1	27.9
27	<i>Artemisia vulgaris</i>	C	II - 1	I - 1	-	II - 1	III - 1	25.4
28	<i>Phleum phleoides</i>	CSR	IV - 1	-	-	I - 1	III - 1	24.2
29	<i>Lotus corniculatus</i>	CSR	-	I - 1	II - 1	II - 1	III - 1	23.7
30	<i>Avenula pratensis</i>	CSR	II - 1	II - 1	I - 1	-	III - 1	22.3
31	<i>Plantago lanceolata</i>	CSR	III - 1	-	II - 1	II - 1	-	22.2
32	<i>Vicia tetrasperma</i>	R	-	III - 1	III - 1	-	-	22.0
33	<i>Poa angustifolia</i>	CS	-	-	-	III - 1	IV - 3	21.9
34	<i>Campanula rotundifolia</i>	CSR	III - 1	-	-	I - 1	II - 1	19.5
35	<i>Centaurea scabiosa</i>	C	-	II - 1	III - 1	-	-	18.7
36	<i>Cerastium arvense</i>	CR	I - 1	-	-	III - 1	II - 1	18.4
37	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	CS	-	II - 1	I - 1	II - 1	-	16.4
38	<i>Hieracium caespitosum</i>	CSR	-	-	V - 1	-	-	16.0
39	<i>Dianthus carthusianorum</i>	CSR	-	-	-	III - 1	II - 1	15.2

*Galium verum* wspinając się ku górze znajduje oparcie na liściach dominujących traw i jest dzięki temu jednym z nielicznych gatunków murawowych stosunkowo sprawnych konkurencyjnie w warunkach zbiorowisk zastępczych. *Achillea pannonica* występuje bardzo nielicznie, jest jednak stałym elementem, obecnym na wszystkich wyznaczonych powierzchniach. Także dominanty zbiorowisk murawowych, takie jak *Festuca ovina* i *Festuca valesiaca* (wzgórze koło Nasławic) występują w zbiorowiskach zastępczych stosunkowo często, jednak ze zdecydowanie niewielkim udziałem. Gatunki te tworzą niższą warstwę zielną w płatach o stosunkowo luźnym zwarciu wysokich traw i ustępują, kiedy dominacja tych ostatnich wzrasta.

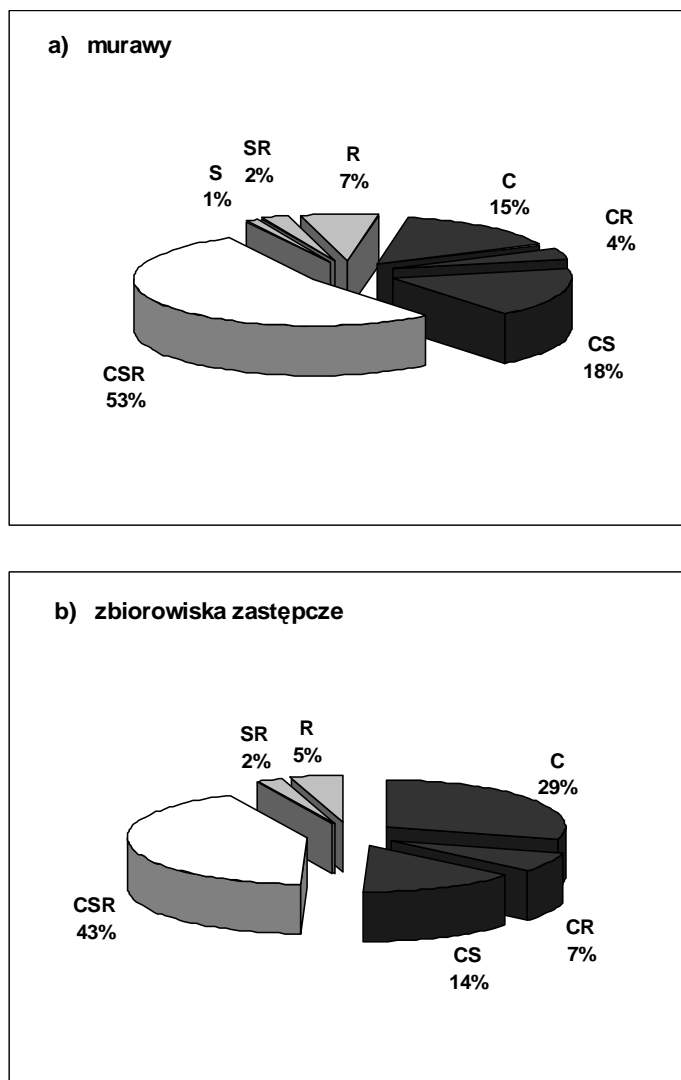
Gatunki występujące na niezmiennym lub zbliżonym poziomie częstości i pokryciu w stosunku do muraw to: *Euphorbia cyparissias*, *Plantago lanceolata*, *Thymus pulegioides*, *Lotus corniculatus*, *Agrostis capillaris* i *Trifolium arvense*. W zbiorowiskach zastępczych nieco obniżone w stosunku do muraw są częstości występowania i udziały charakterystycznych dla nich składników, takich jak: *Avenula pratensis*, *Phleum phleoides* i *Dianthus carthusianorum*. Trzykrotnie rzadziej występuje *Potentilla heptaphylla*, a zwraca uwagę zupełny brak *Potentilla arenaria* i *Koeleria macrantha*. Częstsze niż w składzie muraw są następujące gatunki: *Convolvulus arvensis*, *Hieracium sabaudum*, *Plantago media*, *Poa pratensis*, *Veronica chamaedrys*, *Coronilla varia*, *Filipendula vulgaris* i *Scabiosa ochroleuca*.

Wśród gatunków odznaczających się najwyższymi częstościami występowania i tych dominujących ilościowo najczęstszą strategią ekologiczną jest silna konkurencyjność (C). Reprezentują ją dominanty trawiaste – *Arrhenatherum elatius* i *Calamagrostis epigeios*, a także *Tanacetum vulgare* i *Hypericum perforatum*. Strategię pośrednią konkurencyjno-tolerancyjną w stosunku do stresu (CS) reprezentują: *Achillea pannonica*, *Galium verum* i *Pimpinella saxifraga*.

Na rysunku 52 przedstawiono porównanie względnych udziałów typów strategii ekologicznej dla gatunków muraw i tworzących ich zbiorowiska zastępcze. W obu rodzajach fitocenozy dominuje postać pośrednia (CSR), jednak w wypadku zbiorowisk zastępczych z udziałem o 10% niższym. Zbiorowiska zastępcze odznaczają się niemal dwukrotnie wyższym niż w wypadku muraw udziałem gatunków o strategii konkurencyjnej (C). Łączny udział gatunków o strategii konkurencyjnej i postaci mieszanych z przewagą cech strategii konkurencyjnej (CS i CR) w zbiorowiskach zastępczych wynosi 50% i jest wyższy niż w wypadku zbiorowisk murawowych (38%). Brak różnic w udziale gatunków o strategii roślin ruderalnych (R). W zbiorowiskach zastępczych, wśród gatunków o częstości występowania powyżej 15%, strategia ta jest reprezentowana tylko przez *Vicia hirsuta* i *V. tetrasperma*. Pierwszy z wymienionych gatunków szczególnie często i obficie występuje w części płatów w Szklarach, które – jak się wydaje – mogą być stadium regeneracyjnym po zaniechaniu uprawy. W okresie późnoletnim *V. hirsuta* staje się tam gatunkiem dominującym. Niski udział gatunków o strategii roślin ruderalnych może skłaniać do przyjęcia, że rozwijające się w otoczeniu muraw zbiorowiska zastępcze obecnie są już późniejszymi stadiami sukcesji ekologicznej, które zastąpiły stadia rozwijające się wkrótce po wystąpieniu zaburzeń dotyczących pokrywy glebowej.

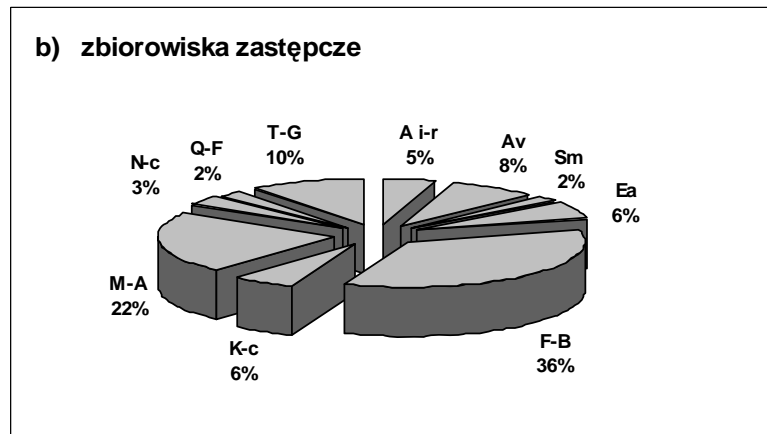
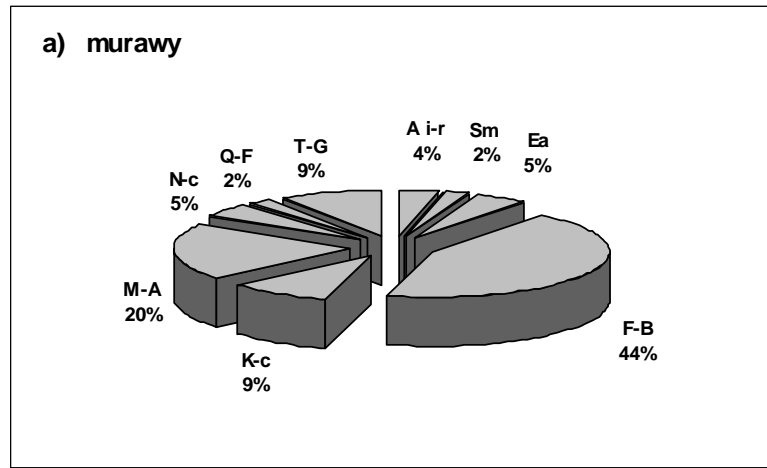
Rysunek 53 przedstawia porównanie udziału gatunków reprezentujących różne klasy fitosocjologiczne roślinności występujące w składzie muraw i ich zbiorowisk zastępczych. Poszczególne klasy w roślinności obu grup zbiorowisk występują

w zbliżonych proporcjach z wyjątkiem klasy *Festuco-Brometea*, której udział w zbiorowiskach zastępczych ulega zmniejszeniu o 8%, tj. o tyle ile zajmują pojawiające się w nich, a nieobecne w zbiorowiskach murawowych gatunki klasy wysokich synantropijnych bylin *Artemisietea vulgaris*.



Rys. 52. Udział poszczególnych typów strategii ekologicznych gatunków wg Grime'a (1974) w roślinności muraw (a) i ich zbiorowisk zastępczych (b)

Fig. 52. Shares of ecological strategy types according to Grime (1974) in the vegetation of dry grasslands (a) and their substitute communities (b)



- A i-r *Agropyreteea intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müller et Görs 1969  
 Av *Artemisietea vulgaris* Lohm. et al. ex von Rochow 1951  
 Sm *Stellarietea mediae* Tx., Lohm. et Prsg. 1950  
 Ea *Epilobietea angustifolii* Tx. et Preisig ex von Rochow 1951  
 F-B *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949  
 K-c *Koelerio-Corynepheretea* Klika in Klika et Novák 1941  
 M-A *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937  
 N-c *Nardo-Callunetea* Prsg. 1949  
 Q-F *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937  
 T-G *Trifolio-Geranietea sanguinei* Th. Müller 1962

Rys. 53. Udział gatunków należących do poszczególnych klas fitosocjologicznych w roślinności muraw (a) i ich zbiorowisk zastępczych (b)

Fig. 53. Percentage of phytosociological classes in the vegetation of dry grasslands (a) and their substitute communities (b)

Dane dotyczące roślinności zbiorowisk wtórnych zebrane na 35 wyznaczonych w nich powierzchniach oraz te pochodzące z najbliższych dziewięciu powierzchni z muraw (wchodzące w skład zbioru danych użytych w analizach opisanych w rozdziale 6.5.) poddano ordynacji z wykorzystaniem nietendencyjnej analizy zgodności – DCA. Analizę wykonano bez transformacji danych, z segmentową metodą usuwania efektu luku. W tabelach 26 i 27 zamieszczono numerację stanowisk i skróty gatunków zastosowane na diagramach 55–58 graficznie prezentujących wyniki analizy.

Tabela 26  
Table 26

Numeracja stanowisk zastosowana w analizie DCA – rysunki 55 i 57  
Numbers of sites used in DCA analysis – see figures 55 and 57

Zbiorowiska zastępcze Substitute communities		Zbiorowiska murawowe Dry grassland communities	
Numeracja Numbers	Stanowiska Sites	Numeracja Numbers	Stanowiska Sites
1–9	Sobótka – So3-z	38–39	So3
10–14	Nasławice – N9-z	40–41	N9
15–20	Nasławice – N5-z	42–44	N5
21–28	Szklary – S1-z	45–46	S1
29–37	Grochowa – G6-z	47–49	G6

Tabela 27  
Table 27

Skróty nazw gatunków zastosowane w analizie DCA – rysunki 55 i 57  
Abbreviations of species names used in DCA analysis – see figures 55 and 57

Skrót Abbreviation	Gatunek Species	Skrót Abbreviation	Gatunek Species
Achi_pan	<i>Achillea pannonica</i>	Lina_vul	<i>Linaria vulgaris</i>
Agr_repe	<i>Agropyron repens</i>	Lupi_pol	<i>Lupinus polyphyllus</i>
Agro_cap	<i>Agrostis capillaris</i>	Mela_alb	<i>Melandrium album</i>
Arrh_ela	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Phle_phl	<i>Phleum phleoides</i>
Arte_vul	<i>Artemisia vulgaris</i>	Pimp_sax	<i>Pimpinella saxifraga</i>
Astr_gly	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Poa_prat	<i>Poa pratensis</i>
Aven_pra	<i>Avenula pratensis</i>	Pote_are	<i>Potentilla arenaria</i>
Cala_epi	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Pote_hep	<i>Potentilla heptaphylla</i>
Cent_sto	<i>Centaurea stoebe</i>	Rosa_can	<i>Rosa canina</i>
Cich_int	<i>Cichorium intybus</i>	Rubu_ida	<i>Rubus idaeus</i>
Cirs_arv	<i>Cirsium arvense</i>	Rubu_pli	<i>Rubus plicatus</i>
Conv_arv	<i>Convolvulus arvensis</i>	Tana_vul	<i>Tanacetum vulgare</i>
Dauc_car	<i>Daucus carota</i>	Thym_pul	<i>Thymus pulegioides</i>
Dian_car	<i>Dianthus carthusianorum</i>	Vici_cra	<i>Vicia cracca</i>
Fest_ovi	<i>Festuca ovina</i>	Vici_hir	<i>Vicia hirsuta</i>
Fest_rub	<i>Festuca rubra</i>	Vici_tet	<i>Vicia tenuifolia</i>
Fest_val	<i>Festuca valesiaca</i>	Vici_vil	<i>Vicia villosa</i>
Gali_ver	<i>Galium verum</i>	Visc_vul	<i>Viscaria vulgaris</i>
Hera_sph	<i>Heracleum sphondylium</i>	dMni_sp	<i>Mnium sp.</i>
Hype_per	<i>Hypericum perforatum</i>	dPle_sch	<i>Pleurozium schroeberi</i>

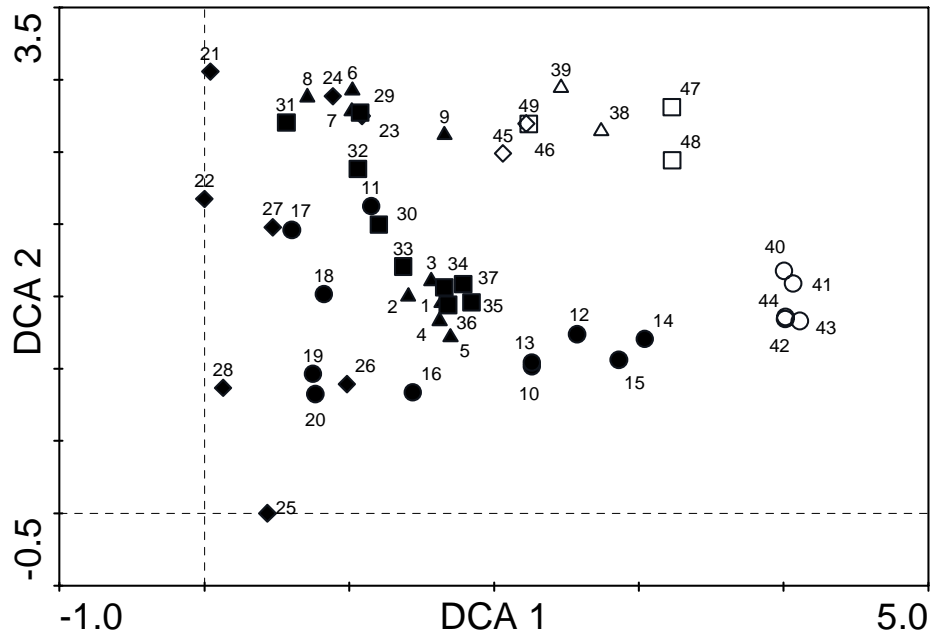
Ogólne wyniki analizy DCA przedstawiono w tabeli 28. Decydujące znaczenie w różnicowaniu roślinności ma gradient reprezentowany przez pierwszą oś DCA, o czym świadczy jej wartość własna 0.687, znacznie przekraczająca próg istotności określony przez Jongmana i in. (1987) na poziomie 0.500. Długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś wynosi 4.111 jednostki odchylenia standardowego i wskazuje na unimodalny charakter danych dotyczących roślinności.

Tabela 28  
Table 28

Wyniki nietendencyjnej analizy zgodności – DCA roślinności powierzchni badawczych w zbiorowiskach zastępczych i kontrolnych w przyległych murawach  
Results of detrended canonical analysis – DCA of the vegetation of plots in the substitute communities and control ones in adjacent dry grasslands

Osie Axes	1	2	3	4	Całkowita zmienność występowania gatunków Total inertia
Wartości własne Eigenvalues	0.687	0.429	0.206	0.140	4.939
Długość gradientu Lengths of gradient	4.111	3.057	2.451	1.896	
Skumulowany procent wariancji danych roślinności Cumulative percentage variance of species data	13.9	22.6	26.8	29.6	4.939
Suma wszystkich wartości własnych Sum of all eigenvalues					

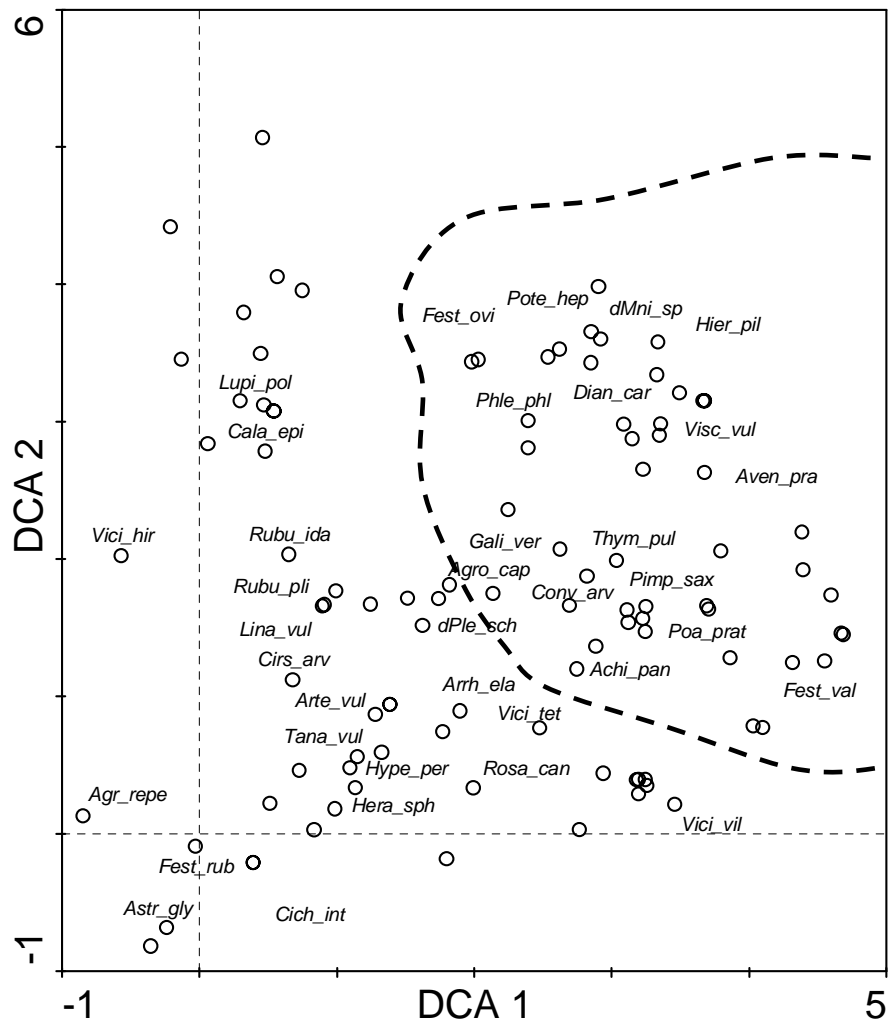
Rozmieszczenie badanych powierzchni i gatunków w przestrzeni ordynacyjnej pokazano w układzie osi 1 i 2 oraz 1 i 3 na rysunkach 54–57. Dla zwiększenia czytelności diagramów zaznaczono tylko gatunki o najwyższych częstościach występowania i te najbardziej charakterystyczne dla muraw i ich zbiorowisk zastępczych. W wypadku obu układów osi widoczna jest wyraźna separacja i podobny sposób przesunięcia w przestrzeni ordynacyjnej stanowisk zbiorowisk zastępczych względem ich najbliższych odpowiedników z płatów nieprzekształconych muraw. Przesunięcie powierzchni zbiorowisk zastępczych z Nasławic względem niezaburzonych muraw (koliste symbole) zachodzi równoległe do pierwszej osi w kierunku malejących jej wartości. Wektory będące wypadkowymi tego rodzaju przesunięcia dotyczącego pozostałych par grup powierzchni murawowych i zastępczych układają się w przybliżeniu równoległe do przekątnej układu współrzędnych i skierowane są ku punktowi przecięcia osi. Podobne jest rozmieszczenie gatunków: te typowe dla muraw skoncentrowane są w prawej górnej części diagramów, gatunki zbiorowisk zastępczych są względem nich przesunięte w dół i ku lewej części przestrzeni ordynacyjnej. Taki prawidłowy, powtarzający się dla par grup powierzchni obraz wyników ordynacji sugeruje, że zmiany degradacyjne roślinności muraw mają kierunkowy charakter i zachodzą w podobny sposób w wypadku wszystkich wybranych do badań obiektów.



Rys. 54. Diagram nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) dla powierzchni badawczych – osie 1 i 2. Czarne i białe symbole tego samego kształtu dotyczą odpowiednio powierzchni w zbiorowiskach zastępczych i na sąsiednich murawach. Lokalizację stanowisk podano w tabeli 26

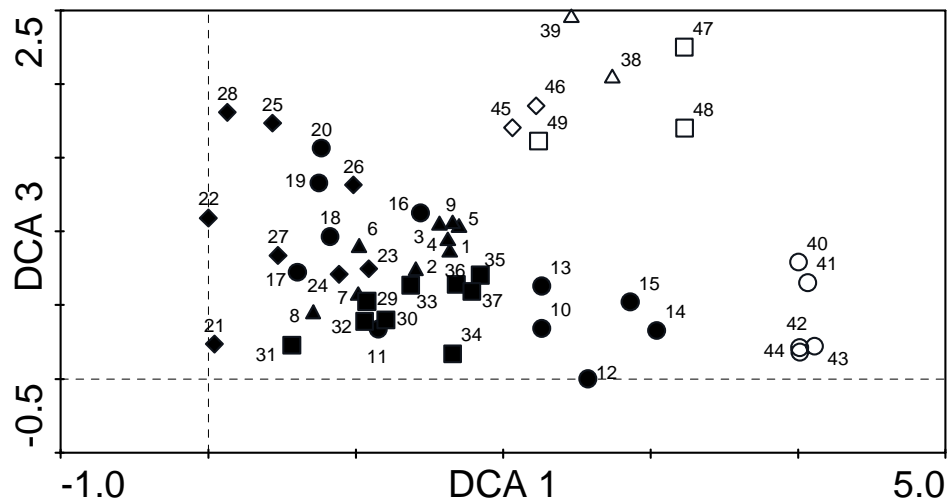
Fig. 54. Detrended correspondence analysis (DCA) ordination diagram for vegetation plots – axes 1 and 2. Black and white marks of the same shape refer to plots in patches of substitute communities and adjacent dry grasslands patches respectively. The location of plots – see table 26





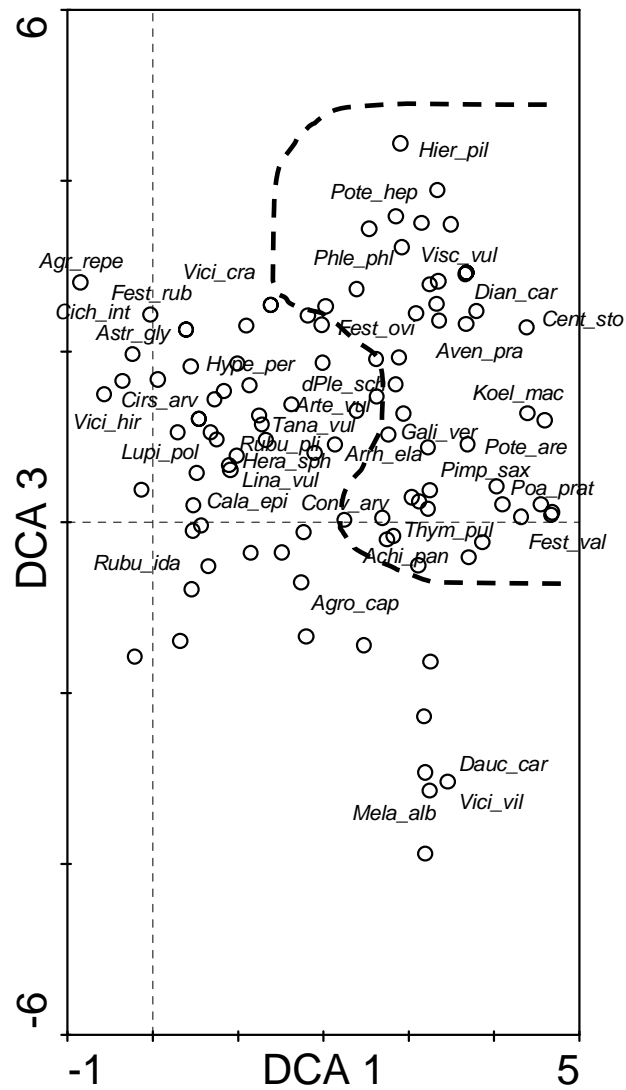
Rys. 55. Diagram nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) dla gatunków – osie 1 i 2. Skróty nazw gatunków podano w tabeli 27. Umieszczono etykiety nazw najczęstszych gatunków muraw (po prawej stronie przerywanej linii) i zbiorowisk zastępczych

Fig. 55. Detrended correspondence analysis ordination (DCA) diagram for plant species – axes 1 and 2. Species name abbreviations are explained in table 27. Labels are given for the most frequent species of dry grasslands (on the right side of the dashed line) and substitute communities species



Rys. 56. Diagram nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) dla powierzchni badawczych – osie 1 i 3. Czarne i białe symbole tego samego kształtu dotyczą odpowiednio powierzchni w zbiorowiskach zastępczych i na sąsiednich murawach. Lokalizację stanowisk podano w tabeli 26

Fig. 56. Detrended correspondence analysis (DCA) ordination diagram for vegetation plots – axes 1 and 3. Black and white marks of the same shape refer to plots in patches of substitute communities and adjacent dry grasslands patches respectively. The location of plots – see table 26



Rys. 57. Diagram nietendencyjnej analizy zgodności (DCA) dla gatunków – osie 1 i 3. Skróty nazw gatunków podano w tabeli 27. Umieszczono etykiety nazw najczęstszych gatunków muraw (po prawej stronie przerywanej linii) i zbiorowisk zastępczych

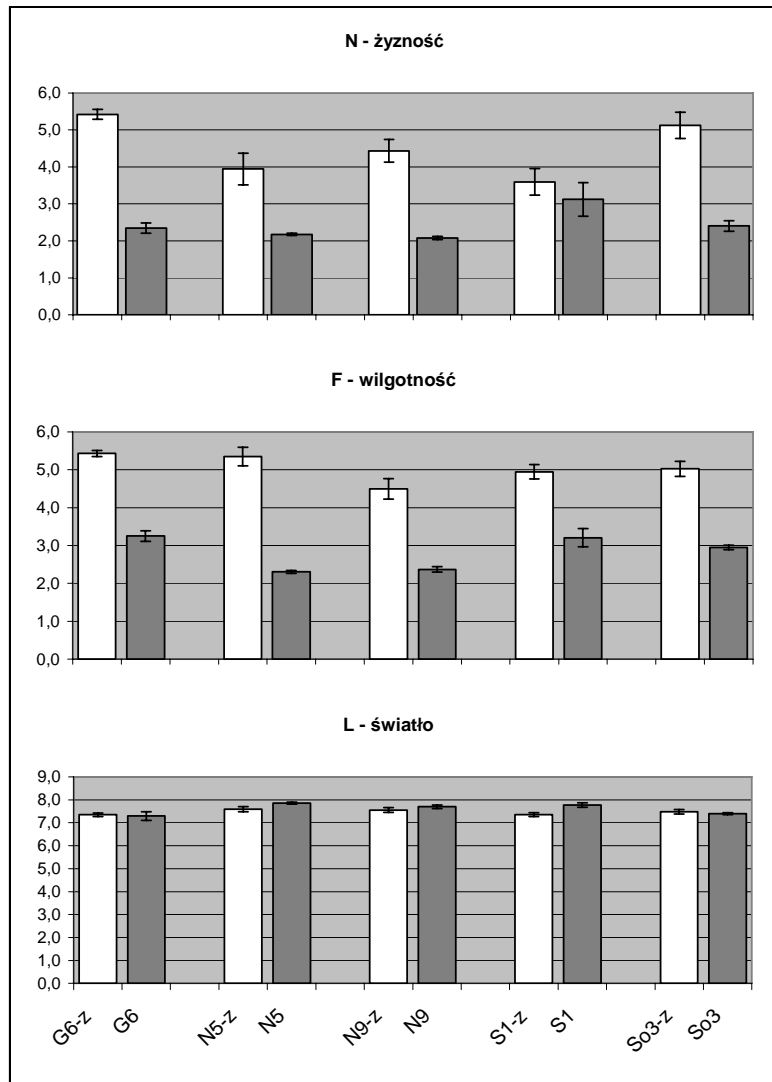
Fig. 57. Detrended correspondence analysis ordination (DCA) diagram for plant species – axes 1 and 3. Species name abbreviations are explained in table 27. Labels are given for the most frequent species of dry grasslands (on the right side of the dashed line) and substitute communities species

Unimodalny charakter danych dotyczących roślinności pozwala na zastosowanie bezpośrednich metod ordynacji dla określenia natury związków między czynnikami siedliskowymi a postacią fitocenoz. Z analiz tych jednak zrezygnowano, ponieważ jedyne parametry siedliskowe określone w terenie były miąższości gleb i dane dotyczące wystawy i nachylenia stoków.

Dla roślinności powierzchni badanych w zbiorowiskach zastępczych i przyjętych jako odniesieniowe powierzchni na sąsiednich murawach zestawiono wartości wybranych liczb ekologicznych wg Ellenberga i in. (1992). Dla poszczególnych kwadratów obliczono średnie ważone wskaźników żyzności, wilgotności i światła, z zastosowaniem jako wag wartości ilościowości gatunków. Na rysunku 58 pokazano wartości średnie (arytmetyczne dla kwadratów będących powtórzeniami) obliczonych w przedstawiony wyżej sposób wskaźników dla pięciu par badanych płątów zbiorowisk zastępczych i sąsiednich odniesieniowych. Wskaźnik żyzności dla zbiorowisk zastępczych przyjmuje wartości w zakresie 3.5–5.5, tj. odpowiadający siedliskom od raczej ubogich do średnio zasobnych w azot. Wartości tego wskaźnika w większości wypadków, z wyjątkiem powierzchni w Szklarach (S1-z), są wyraźnie wyższe niż obliczone dla sąsiednich muraw. Powierzchnie badane w płątach zbiorowisk zastępczych w porównaniu z odniesieniowymi mają wyższe wartości wskaźnika wilgotności – na poziomie ok. 5, tj. właściwego dla siedlisk świeżych. Wartości wskaźnika światła dla wszystkich par porównywanych zbiorowisk są niemal identyczne.

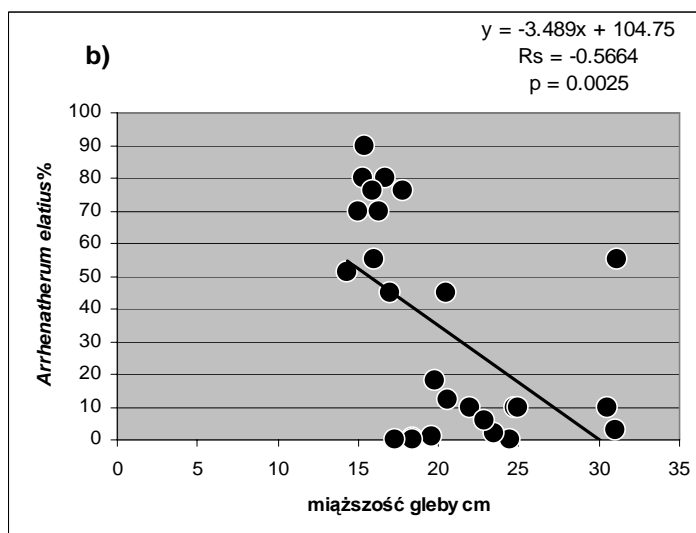
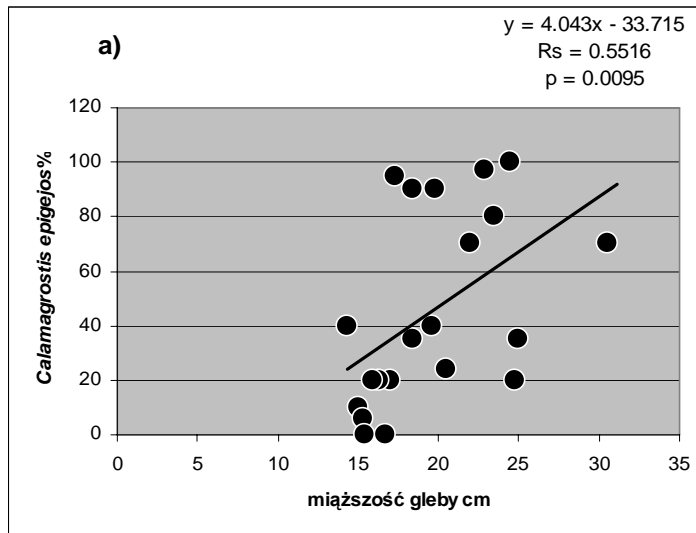
Na rysunku 59 przedstawiono zależności pomiędzy miąższością gleb a pokryciem dominujących w zbiorowiskach zastępczych wysokich traw *Arrhenatherum elatius* i *Calamagrostis epigeios*. Reakcje na rosnącą miąższość gleby obu gatunków są przeciwstawne. *Calamagrostis epigeios* reaguje silną stymulacją wzrostu, podczas gdy pokrycie *Arrhenatherum elatius* na głębszych glebach zdecydowanie maleje. Można sądzić, że taka sytuacja jest rezultatem bezpośredniej konkurencji tych gatunków, przegrywanej przez *Arrhenatherum elatius* na głębszych glebach sprzyjających rozwojowi trzcinnika (por. rys. 43–48, rozdz. 6.4).

Wyniki przedstawionych wyżej zależności poddano ekstrapolacji w modelu przedstawionym w graficznej postaci na rysunku 60, uwzględniającym jednoczesne działanie sumy pokrycia *Calamagrostis epigeios* i *Arrhenatherum elatius* oraz miąższości gleb na liczbę gatunków roślin naczyniowych. Optymalny dla bogactwa gatunkowego zbiorowisk zastępczych jest najniższy zakres miąższości gleb, dla którego łączne pokrycie obu gatunków traw nie przekracza 40%. Liczba gatunków roślin naczyniowych szybko się obniża po przekroczeniu poziomu miąższości ok. 24–26 cm, kiedy sumaryczne pokrycie traw – głównie za sprawą *Calamagrostis epigeios* – przekracza 100%.

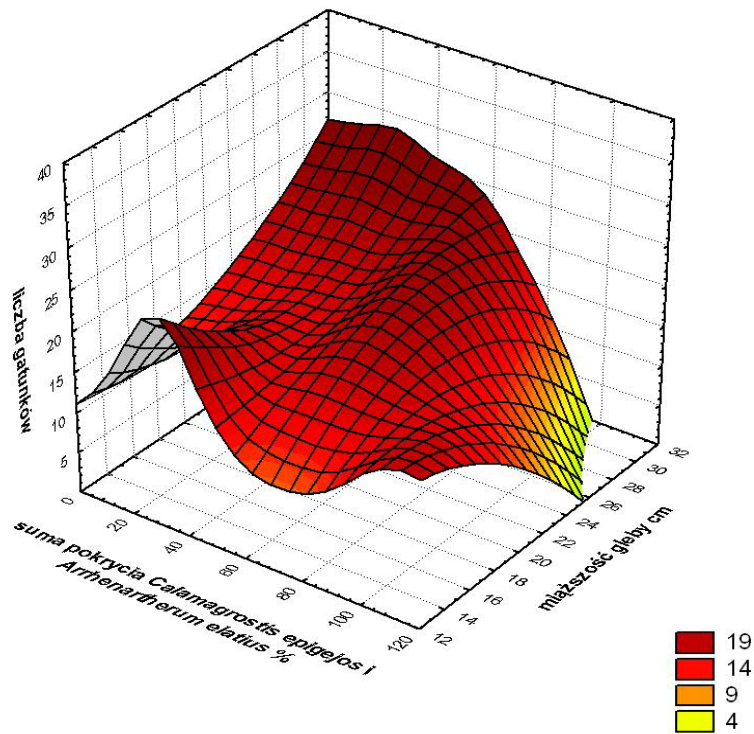


Rys. 58. Wartości liczb ekologicznych dla żyźności, wilgotności i światła wg Ellenberga i in. 1992) dla roślinności badanych powierzchni w zbiorowiskach zastępczych (jasne słupki) i na sąsiednich murawach (ciemne słupki). Zaznaczono średnie i zakresy SE. Symbole lokalizacji – por. tabela 26

Fig. 58. The Ellenberg indicator values for nitrogen (N), moisture (F) and light (L) calculated for vegetation of substitute communities (white bars) and the adjacent dry grasslands plots (dark bars). Means  $\pm$ SE are shown. For the explanation of location symbols see table 26



Rys. 59. Wpływ miąższości gleby na pokrycie *Calamagrostis epigejos* (a) i *Arrhenatherum elatius* (b)  
 Fig. 59. *Calamagrostis epigejos* (a) and *Arrhenatherum elatius* (b) cover plotted against the soil depth



Rys. 60. Graficzny model jednoczesnego wpływu miąższości gleby i sumy pokrycia *Calamagrostis epigejos* i *Arrhenatherum elatius* na liczbę gatunków na powierzchni badawczej (16 m<sup>2</sup>) w płatach zbiorowisk zastępczych. Wygładzanie najmniejszych kwadratów ważone odległościami

Fig. 60. Model of the simultaneous effect of the *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius* cover sum and soil depth on the number of species on the plot (16 m<sup>2</sup>) in the substitute communities. Lowest squares smoothing weighted by distances

## 6.7. Skład mineralny roślin ciepłolubnych muraw

W badaniach zależności pomiędzy właściwościami gleb i składem mineralnym roślin muraw kserotermicznych przyjęto założenie o zachowaniu ścisłego związku pomiędzy miejscem pobierania prób glebowych i roślinnych do analiz chemicznych. Założenie to służyło ograniczeniu do minimum wpływu przestrzennego zróżnicowania właściwości siedlisk na skład mineralny roślin, a zrealizowano je pobierając próby roślin z powierzchni badawczych o powierzchni 1 m<sup>2</sup> w sposób opisany w rozdziałach 5.2.1.1 i 5.2.1.2.

Wyniki dotyczące zawartości analizowanych pierwiastków w pędach badanych gatunków przedstawiono na rysunkach 61–64. Na wykresach pokazano wartości średnie i przedziały ich błędów standardowych oraz zakresy zmienności. Nie analizowano statystycznych istotności różnic pomiędzy średnimi, ponieważ obliczone zostały one dla zebranych razem prób pochodzących z różnych lokalizacji. Prezentacja wyników w tej postaci służy wskazaniu ogólnych tendencji dotyczących pobierania analizowanych pierwiastków przez badane gatunki, zakresów zmienności, ogólnych różnic pomiędzy gatunkami i grupami funkcjonalnymi. Na wykresach gatunki traw zajmują sześć pierwszych pozycji z lewej strony, natomiast rośliny dwuliścienne pozostałe w prawej części.

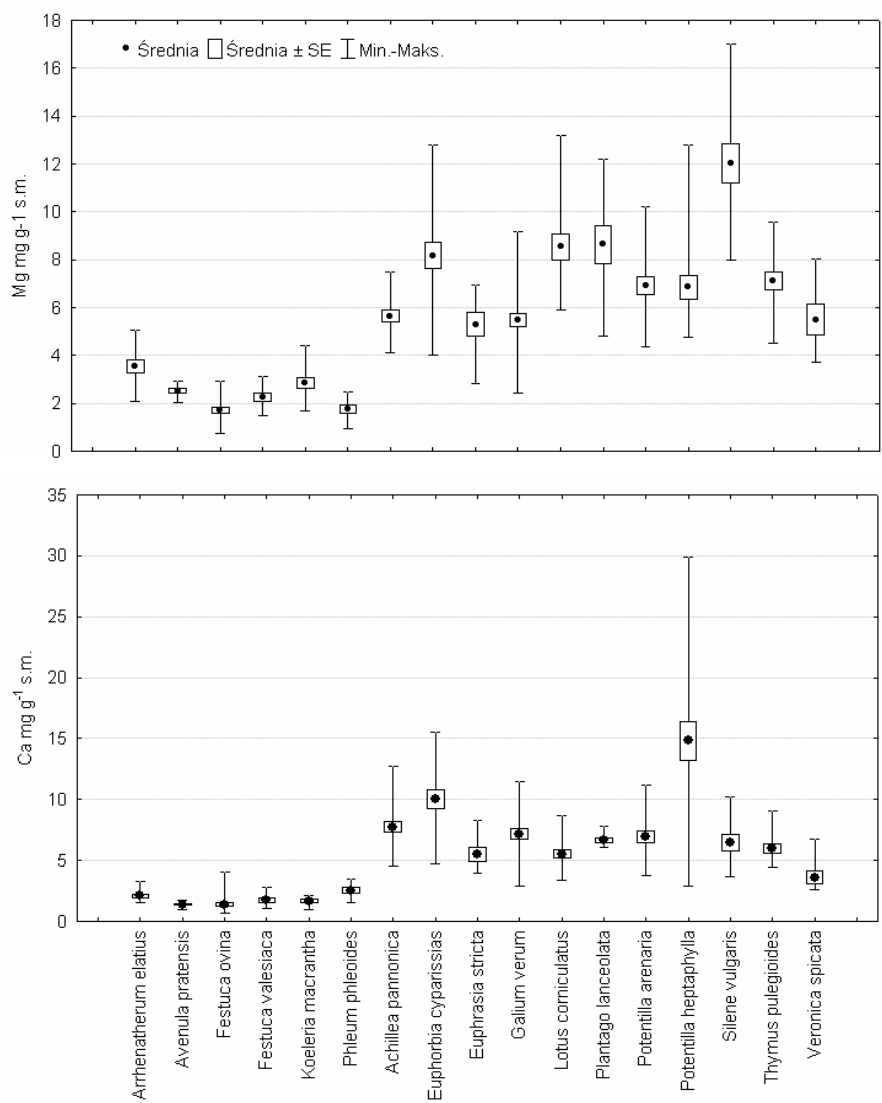
Średnie koncentracje magnezu w tkankach traw zawierają się pomiędzy ok. 2 a 4 mg g<sup>-1</sup> suchej masy, wyraźnie wyższe są w wypadku ziół dwuliściennych, u których wahają się w zakresie 5.5 (*Euphrasia stricta*, *Veronica spicata*) a 12 mg g<sup>-1</sup> s. m. u *Silene vulgaris* (rys. 61). Najwyższe zawartości u ostatniego gatunku – a dotyczy to również prób *Potentilla heptaphylla* – stwierdzono w roślinach z pionierskiego stanowiska G3 w Masywie Grochowej, gdzie odnotowano najwyższe zawartości magnezu w glebach – por. tabela 8.

Zawartości wapnia w pędach roślin kształtują się bardzo podobnie do koncentracji magnezu (rys. 61) – w trawach zawierają się w przedziale 2–3 mg g<sup>-1</sup> s. m., a u roślin dwuliściennych w zakresie 3.5–10 mg g<sup>-1</sup> s. m., z wyjątkiem *Potentilla heptaphylla*, u którego średnia wartość koncentracji wapnia wyniosła 15 mg g<sup>-1</sup> s. m., a maksymalna osiągnęła 30 mg g<sup>-1</sup> s. m. Gatunek ten odznacza się najszerszym zakresem zawartości wapnia, co odzwierciedla koncentracje tego pierwiastka w glebach jego stanowisk (por. tab. 8) – najwyższe wystąpiły w próbach ze Szklar (S1), najniższe z Masywu Grochowej (G3).

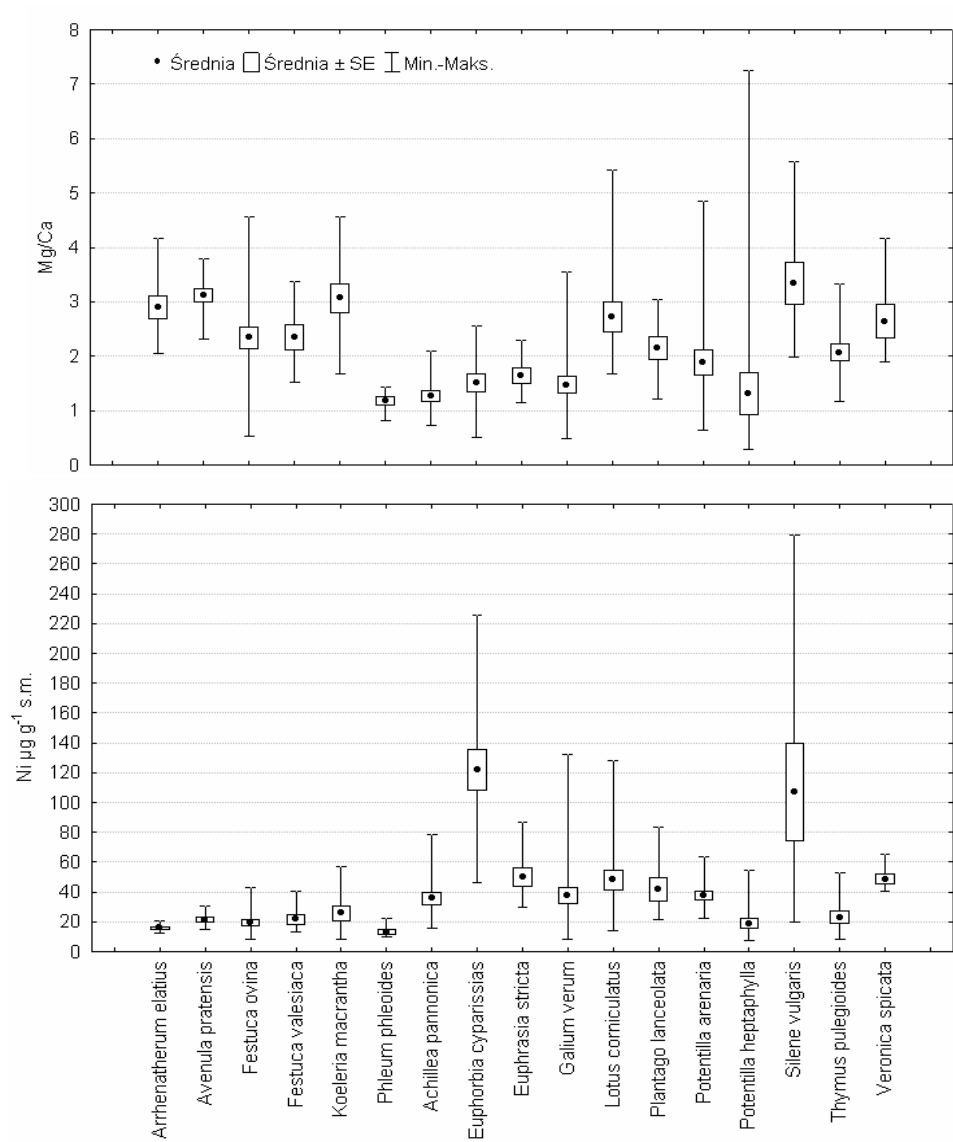
Stosunek zawartości magnezu do wapnia w tkankach roślin przyjmuje wyższe wartości, niż ma to miejsce w wypadku gleb siedlisk, na których występują (por. tab. 8). We wszystkich badanych gatunkach zaznacza się przewaga magnezu nad wapniem, przy czym w trawach jest ona nieco wyższa niż w wypadku większości ziół dwuliściennych.

Średnie zawartości niklu w pędach traw kształtują się na poziomie zbliżonym do 20 µg g<sup>-1</sup> s. m., u większości gatunków dwuliściennych są wyższe i zbliżone do 40 µg g<sup>-1</sup> s. m. Na poziomie takim jak w trawach nikiel występuje w pędach *Potentilla heptaphylla* i *Thymus pulegioides* (rys. 62). Zdecydowanie najwyższe koncentracje niklu stwierdzono w próbach *Euphorbia cyparissias* i *Silene vulgaris*, u których zawartości średnie przekraczają 100 µg g<sup>-1</sup> s. m., a maksymalne dochodzą odpowiednio do 220 i 260 µg g<sup>-1</sup> s. m. *Silene vulgaris* odznacza się najszerszym zakresem koncentracji niklu – na glebach, gdzie występuje on w niewielkich ilościach, również niewysokie zawartości występują w tkankach roślin. Na pionierskim stanowisku (S7) na terenie kopalni rud niklu w Szklarach, wybitnie wysokie zawartości całkowite w glebach dochodzące do 10000 µg Ni g<sup>-1</sup> znajdują swoje odzwierciedlenie w osiagających 280 µg g<sup>-1</sup> s. m. koncentracjach niklu w pędach lepnicy. Górne granice przedziałów zmienności zbliżone do poziomu 80 µg Ni g<sup>-1</sup> s. m. stwierdzono u *Achillea pannonica*, *Euphrasia stricta* i *Plantago lanceolata*, a przekraczające 120 µg Ni g<sup>-1</sup> s. m. u *Galium verum* i *Lotus corniculatus*.



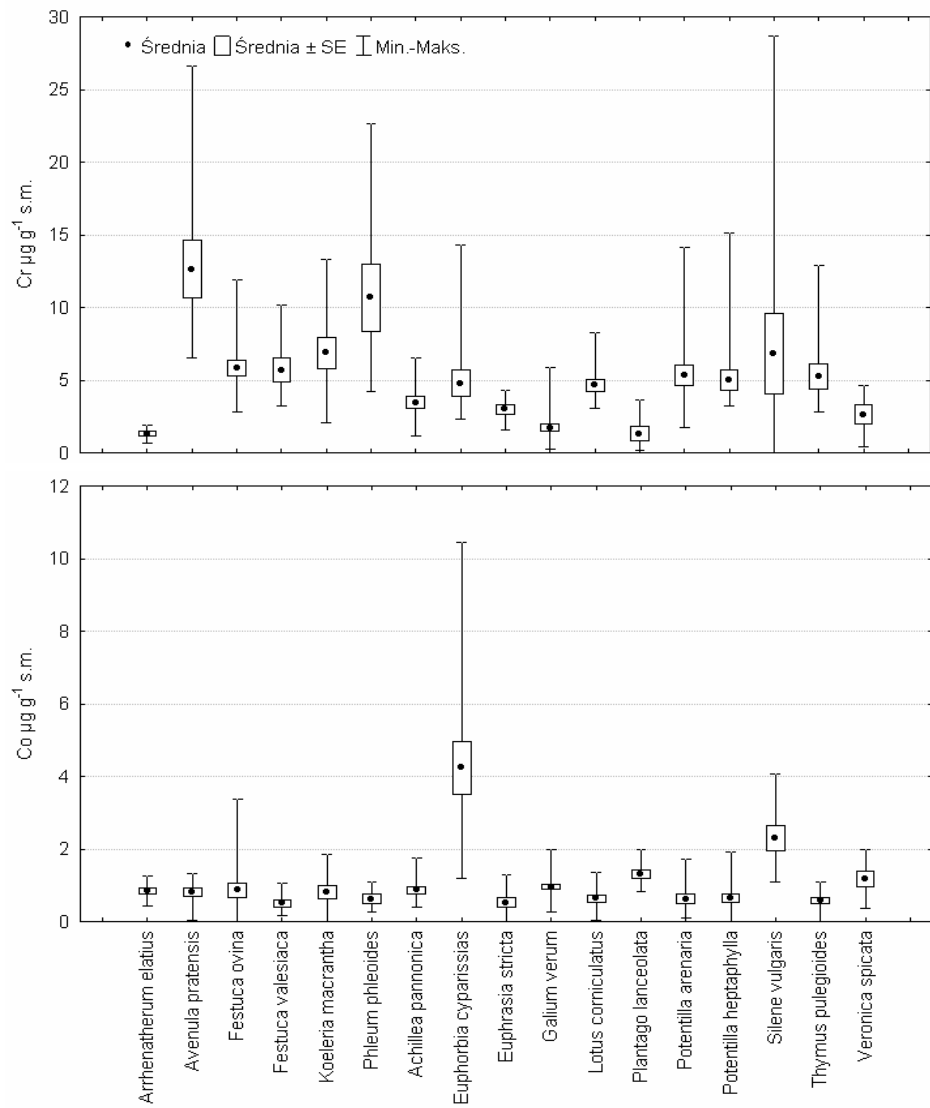


Rys. 61. Zawartości magnezu i wapnia w pędach roślin z muraw kserotermicznych  
 Fig. 61. Magnesium and calcium content in shoots of plants growing on dry grasslands. Mean, ±SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown

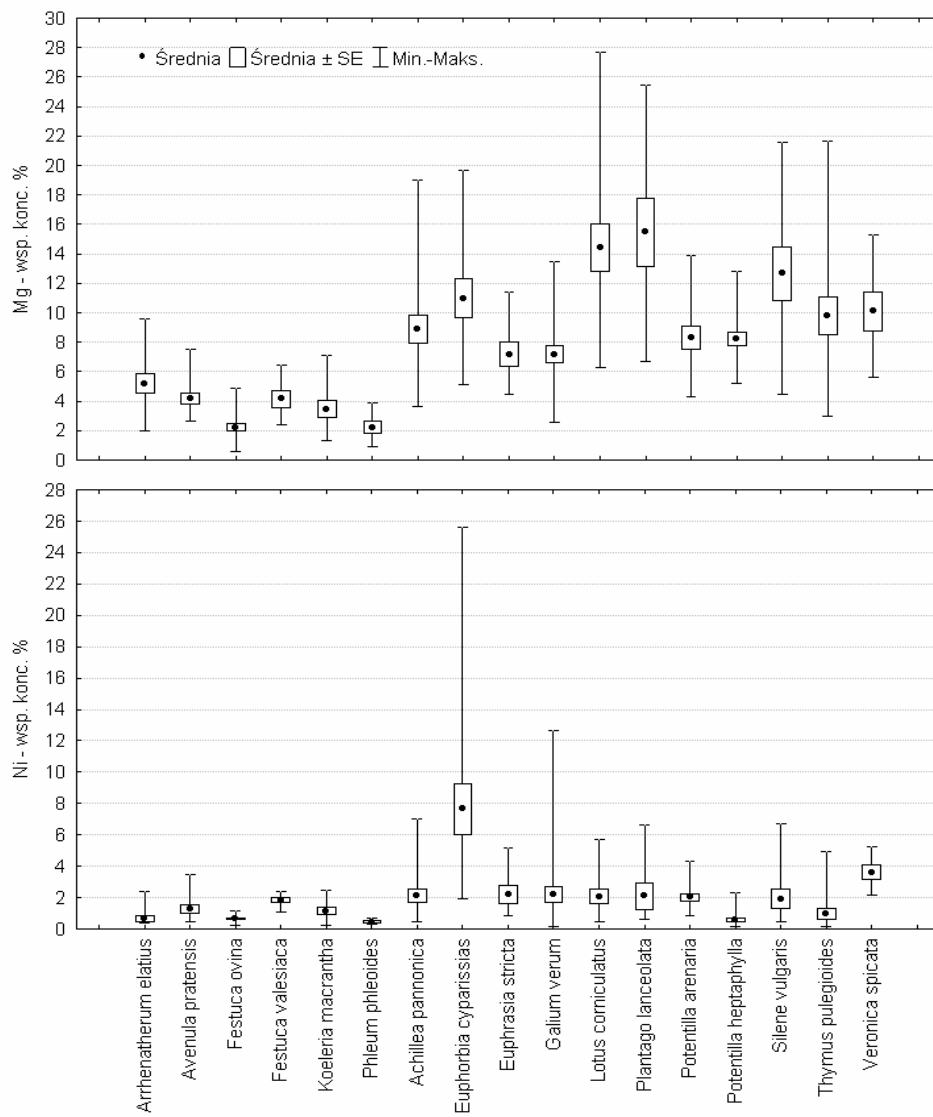


Rys. 62. Stosunek (molowy) koncentracji magnezu i wapnia oraz zawartości niklu w pędach roślin z muraw kserotermicznych

Fig. 62. Ratio (on molar basis) of magnesium and calcium contents and nickel content in shoots of plants growing on dry grasslands. Mean,  $\pm$ SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown



Rys. 63. Zawartości chromu i kobaltu w pędach roślin z muraw kserotermicznych  
 Fig. 63. Chromium and cobalt content in shoots of plants growing on dry grasslands. Mean,  $\pm$ SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown



Rys. 64. Współczynniki koncentracji dla magnezu i niklu pobranych przez rośliny  
 Fig. 64. Concentration coefficients (content in the plant tissues / total content in the soil × 100) of magnesium and nickel in plant shoots

Chrom w pędach badanych gatunków występuje w koncentracjach niższych w porównaniu z niklem, przy czym, inaczej niż w wypadku poprzednio wymienionych pierwiastków, koncentracje w tkankach traw układają się na poziomie zbliżonym do ziół dwuliściennych, a w wypadku *Avenula pratensis* i *Phleum phleoides* przewyższają je (rys. 63). Obok wymienionych traw najwyższe koncentracje chromu, sięgające poziomu 20–28  $\mu\text{g Cr g}^{-1}$  s. m., stwierdzono w próbach *Silene vulgaris* ze stanowiska S7 na terenie kopalni w Szklarach. Lępnica wykazuje najszerszy rozstęp pomiędzy minimalnymi i maksymalnymi zawartościami chromu, podobnie jak stwierdzono to w wypadku niklu. Roślina ta unika pobierania chromu rosnąc na glebach, w których pierwiastek ten występuje w niewielkich koncentracjach, natomiast tam, gdzie zawartości w glebach są znaczne, jak na stanowisku S7 (por. tabela 8), mechanizm ograniczania pobierania tego metalu przez rośliny zawodzi.

Kobalt w porównaniu z niklem i chromem występuje na zdecydowanie najniższym poziomie koncentracji, od śladowych po ok. 2–4  $\mu\text{g Co g}^{-1}$  s. m. i jedynie w wypadku części prób *Euphorbia cyparissias* osiąga 10  $\mu\text{g Co g}^{-1}$  s. m.

Międzygatunkowe różnice w stopniu kumulacji badanych pierwiastków analizowano w wypadku magnezu i niklu odnosząc ich ilości oznaczone w pędach roślin do zawartości całkowitych stwierdzonych w glebach. Relację tę wyrażono procentowo jako współczynnik koncentracji pierwiastka.

Magnez jest silniej kumulowany przez rośliny dwuliścienne, obliczone dla nich średnie wartości współczynników koncentracji zawierają się w przedziale 6–16%, podczas, gdy w wypadku traw mieszczą się w zakresie 2–5%. Najwyższe wartości, przekraczające poziom 20%, stwierdzono w części prób *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Silene vulgaris* i *Thymus pulegioides* (rys. 64).

Średnie wartości współczynników koncentracji niklu obliczone dla niemal wszystkich badanych gatunków, z wyjątkiem *Euphorbia cyparissias* i *Veronica spicata*, nie przekraczają poziomu 2% (rys. 65). Gatunkiem o najwyższych zdolnościach kumulacji niklu okazał się *E. cyparissias* – w części jego prób wartości współczynnika koncentracji niklu przekraczają poziom 20%.

W badaniach zależności pomiędzy właściwościami siedlisk a składem mineralnym roślin dążono również do wytypowania roztworu ekstrakcyjnego, który by najlepiej oddawał relacje koncentracji badanych pierwiastków w glebach i roślinach. Okazało się, że żaden z zastosowanych roztworów – powszechnie wykorzystywanych w badaniach gleboznawczych i ekologicznych – nie dał satysfakcjonujących rezultatów, o czym świadczą wyniki analiz korelacji zestawione w tabeli 29. Tylko ekstrakcja wymiennego wapnia za pomocą octanu amonu w wypadku większości gatunków dała istotne statystycznie korelacje z zawartościami tego pierwiastka w roślinach. Nie stwierdzono natomiast żadnego związku pomiędzy koncentracjami niklu w glebach i roślinach w wypadku ekstrakcji za pomocą DTPA i oznaczonych jego całkowitych zawartości w glebach. Ekstrakcje niklu za pomocą octanu amonu i kwasu octowego dały istotne statystycznie korelacje dla dwóch z siedmiu badanych gatunków i tylko w wypadku *Potentilla arenaria* oba te roztwory okazały się równie użyteczne.

Tabela 29  
Table 29

Równania regresji, współczynniki korelacji Pearsona (r) i Spearmana (Rs) oraz poziomy ich istotności (p) dla zależności pomiędzy koncentracjami badanych pierwiastków w pedach roślin z muraw i w różnych ekstraktach glebowych. ni – korelacja nieistotna  
Regression equations, Pearson (r) and Spearman (Rs) correlation coefficients and significance levels (p) for relations between the element contents in the dry grasslands plant shoots and in various soil extracts. ni – not significant

Gatunek	Mg octan amonu	Ca octan amonu	Ni octan amonu	Ni kwas octowy	Ni DTPA	Ni całkowity
<i>Euphrasia stricta</i>	ni	$y = 1.6x + 2530$ $r = 0.8897$ $p = 0.0073$	ni	ni	ni	ni
<i>Festuca valesiaca</i>	ni	ni	$y = 1.4x + 7.99$ $r = 0.8561$ $p = 0.0067$	ni	ni	ni
<i>Galium verum</i>	ni	$y = 1.48x + 5033$ $Rs = 0.4879$ $p = 0.0098$	ni	ni	ni	ni
<i>Lotus corniculatus</i>	ni	$y = 0.95x + 3817$ $r = 0.5194$ $p = 0.0326$	ni	ni	ni	ni
<i>Potentilla arenaria</i>	ni	ni	$y = 0.51x + 27.36$ $r = 0.5947$ $p = 0.0118$	$y = 0.25x + 21.97$ $r = 0.5820$ $p = 0.0142$	ni	ni
<i>Potentilla heptaphylla</i>	ni	$y = 6.87x + 3125$ $r = 0.8638$ $p < 0.0001$	ni	ni	ni	ni
<i>Silene vulgaris</i>	$y = 3.1x + 6257$ $r = 0.6216$ $p = 0.0500$	$y = 1.35x + 4774$ $r = 0.6930$ $p = 0.0133$	ni	$y = 2.64x - 102.4$ $Rs = 0.7454$ $p = 0.0133$	ni	ni

## 6.8. Właściwości chemiczne gleb i skład mineralny roślin użytków zielonych na serpentynitach

Badania zależności pomiędzy właściwościami chemicznymi gleb i składem mineralnym roślin prowadzono na powierzchniach wyznaczonych na wybranych użytkach zielonych położonych na terenie wystąpień serpentynitów. Badane łąki i pastwiska w większości są użytkowane ekstensywnie. W składzie ich runi obok gatunków o wysokiej wartości paszowej (*Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Trifolium pratense* itp.) licznie reprezentowane są rośliny o niskich walorach użytkowych, w części wspólne z murawami kserotermicznymi, które w kategoriach praktyki łąkarskiej uznawane są za chwasty.

Do badań wybrano gatunki, które występują na użytkach zielonych najczęściej i z największym udziałem. W próbach gleb i roślin z użytków zielonych analizowano zawartości pierwiastków decydujących o specyfice siedlisk wykształconych na serpentynitach: magnezu, wapnia, niklu, chromu i kobaltu. Podobnie jak w wypadku badań siedlisk muraw kserotermicznych analizowano zawartości całkowite wymienionych pierwiastków, jak również zastosowano ekstrakcję z użyciem trzech różnych roztworów. Wyniki dotyczące odczynu i składu mineralnego badanych siedlisk zestawiono w tabeli 30.

Oznaczone wartości pH gleb zawierają się w przedziale 5.45–6.38, nie stwierdzono natomiast wartości przekraczających pH 7.0, które występują w części siedlisk muraw kserotermicznych – por. rozdział 6.2, tabela 8.

Charakterystyczna dla siedlisk serpentynitowych przewaga magnezu nad wapniem jest wyraźnie widoczna w wypadku całkowitych zawartości tych pierwiastków. Ustalone dla nich wartości molowego stosunku Mg/Ca zawierają się w stosunkowo szerokim zakresie wartości: 6.1–205.1, jednak w większości wypadków są niższe od stwierdzonych w glebach spod muraw kserotermicznych. Relacja pomiędzy tymi pierwiastkami ulega odwróceniu w wypadku ich form wymiennych ekstrahowanych octanem amonu. Koncentracje magnezu wymiennego w większości wypadków nie przekraczają poziomu  $1000 \mu\text{g g}^{-1}$ , natomiast wymienny wapń występuje na poziomie zbliżonym do zawartości całkowitych tego pierwiastka. W rezultacie poza dwoma powierzchniami z Masywu Grochowej (Grochów 1 i 2) we wszystkich pozostałych zaznacza się przewaga wapnia nad magnezem w ujęciu molowym. W porównaniu z siedliskami muraw kserotermicznych w glebach łąk i pastwisk wapń wymienny występuje na zbliżonym poziomie koncentracji, natomiast wyraźnie niższe są zawartości wymienne magnezu.

Całkowite zawartości niklu w glebach łąkowych zawierają się w stosunkowo szerokim przedziale  $128\text{--}2490 \mu\text{g g}^{-1}$  i są zatem wyraźnie niższe w porównaniu z ilościami tego metalu w większości gleb muraw kserotermicznych. Również koncentracje niklu oznaczone po ekstrakcji DTPA, kwasem octowym i octanem amonu są silnie zróżnicowane pomiędzy badanymi obiektami i ogólnie niższe niż oznaczone w glebach muraw kserotermicznych.

Zawartości analizowanych pierwiastków w glebach łąk i pastwisk. Podano średnie  $\pm$  SE; n – liczba powierzchni badawczych  
Content of analysed elements in the soils of investigated meadows and pastures. Means  $\pm$  SE are given; n – number of plots

Miejsce Site	n	pH (H <sub>2</sub> O)	Mg całk. total	Ca całk. total	Mg/Ca całk. total	Mg oct. am. amm.ac.	Ca oct. am. amm.ac.	Mg/Ca oct. am. amm.ac.	Ni całk. total	Ni DTPA DTPA	Ni kw. oct. kw. oct.	Ni oct. am. amm.ac.	Cr całk. total	Co całk. total
Gogołów 1	3	5.50 $\pm$ 0.12	7488 $\pm$ 69	678 $\pm$ 35	17.5 $\pm$ 0.7	191 $\pm$ 13	979 $\pm$ 37	0.32 $\pm$ 0.02	217 $\pm$ 8	18.0 $\pm$ 1.4	8.9 $\pm$ 0.7	2.2 $\pm$ 0.5	108 $\pm$ 10	15.6 $\pm$ 0.5
Nasławice 1	6	5.60 $\pm$ 0.05	46045 $\pm$ 9126	1583 $\pm$ 334	62.0 $\pm$ 22.4	765 $\pm$ 70	1776 $\pm$ 253	0.78 $\pm$ 0.13	1386 $\pm$ 248	100.9 $\pm$ 16.6	33.6 $\pm$ 5.0	10.2 $\pm$ 2.2	449 $\pm$ 65	52.3 $\pm$ 10.3
Nasławice 2	2	5.45	16516 $\pm$ 1141	4679 $\pm$ 634	6.1 $\pm$ 1.1	238	1602	0.24	175 $\pm$ 14	11.8	4.9	0.9	148 $\pm$ 42	18.2 $\pm$ 0.9
Winna Góra 1	3	6.00 $\pm$ 0.56	7266 $\pm$ 734	1390 $\pm$ 409	9.2 $\pm$ 1.8	354 $\pm$ 47	2301 $\pm$ 517	0.27 $\pm$ 0.06	128 $\pm$ 7	13.3 $\pm$ 3.1	6.7 $\pm$ 0.7	1.2 $\pm$ 0.5	60 $\pm$ 6	10.8 $\pm$ 0.5
Piotrówek 1	3	5.58 $\pm$ 0.10	24756 $\pm$ 11768	1152 $\pm$ 119	35.3 $\pm$ 15.3	447 $\pm$ 64	1571 $\pm$ 95	0.48 $\pm$ 0.08	547 $\pm$ 211	45.2 $\pm$ 12.3	16.4 $\pm$ 4.4	3.2 $\pm$ 1.1	275 $\pm$ 88	28.3 $\pm$ 8.7
Piotrówek 2	2	5.53 $\pm$ 0.08	20356 $\pm$ 3394	1360 $\pm$ 115	26.2 $\pm$ 5.4	541 $\pm$ 132	1850 $\pm$ 144	0.48 $\pm$ 0.08	908 $\pm$ 293	84.6 $\pm$ 21.6	32.3 $\pm$ 7.8	9.5 $\pm$ 2.6	609 $\pm$ 208	43.3 $\pm$ 14.6
Tomice	1	6.32	88738	743	205.1	522	963	0.89	1630	114.0	56.7	25.6	815	73.0
Grochów 1	1	5.81	13988	1142	20.2	1054	1342	1.29	459	45.8	20.7	5.0	288	31.4
Grochów 2	3	6.38 $\pm$ 0.06	97682 $\pm$ 7322	1421 $\pm$ 184	121.1 $\pm$ 27.9	1478 $\pm$ 74	1431 $\pm$ 166	1.78 $\pm$ 0.24	2490 $\pm$ 51	172.4 $\pm$ 10.9	64.2 $\pm$ 1.6	15.5 $\pm$ 1.4	1506 $\pm$ 164	118.4 $\pm$ 2.0
Grochów 3	3	6.36	42650 $\pm$ 24381	1650 $\pm$ 18	42.9 $\pm$ 24.3	1059 $\pm$ 374	1731 $\pm$ 45	1.00 $\pm$ 0.33	1143 $\pm$ 678	97.1 $\pm$ 62.8	44.7 $\pm$ 16.9	6.5 $\pm$ 1.9	639 $\pm$ 350	57.7 $\pm$ 23.1
Grochów 4	1	5.55	15494	1150	22.2	765	1430	0.88	429	68.8	26.5	8.4	300	27.6
Grochów 5	2	5.70 $\pm$ 0.04	21850	961	37.5	521 $\pm$ 199	1290 $\pm$ 93	0.69 $\pm$ 0.30	398	50.1 $\pm$ 7.7	19.0 $\pm$ 1.3	5.4 $\pm$ 0.4	214	19.0



Całkowite zawartości chromu zawierają się w przedziale 60–1506  $\mu\text{g g}^{-1}$ , a kobaltu 10.8–118.4  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Po ekstrakcji DTPA uzyskano koncentracje chromu nie przekraczające 0.2  $\mu\text{g g}^{-1}$  i kobaltu w zakresie 0.20–7.13  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Koncentracje chromu w glebach oznaczone po ekstrakcji kwasem octowym zawierają się w przedziale 0.2–1.2  $\mu\text{g g}^{-1}$ , a kobalt w tych roztworach występuje w zakresie 0.30–5.50  $\mu\text{g g}^{-1}$ . W wyciągach uzyskanych z użyciem octanu amonu zarówno chrom jak i kobalt były obecne w ilościach śladowych. Stosunek zawartości całkowitych niklu, chromu i kobaltu w glebach łąk i pastwisk wynosi 1: 0.5:0.05 (w glebach muraw kserotermicznych 1: 0.29:0.04).

Podsumowując można stwierdzić, że analizowane specyficzne czynniki kompleksu serpentynitowego w glebach badanych łąk i pastwisk występują ze słabszym natężeniem niż w siedliskach muraw kserotermicznych. Spośród badanych obiektów właściwościami najbardziej zbliżonymi do siedlisk muraw charakteryzuje się gleba łąki „Grochów 3” z Masywu Grochowej, gdzie stwierdzono najwyższą wartość stosunku wymiennych koncentracji magnezu i wapnia oraz najwyższe zawartości wszystkich oznaczanych form niklu, chromu i kobaltu.

Do analiz składu mineralnego wybrano gatunki o najwyższej częstości występowania na badanych łąkach i pastwiskach – trawy: *Arrhenatherum elatius* i *Dactylis glomerata* oraz koniczyny: *Trifolium pratense* i *T. repens*. Analizom poddano ponadto próby runi łąkowej, w których po zbiorze określono proporcje udziału traw i ziół dwuliściennych.

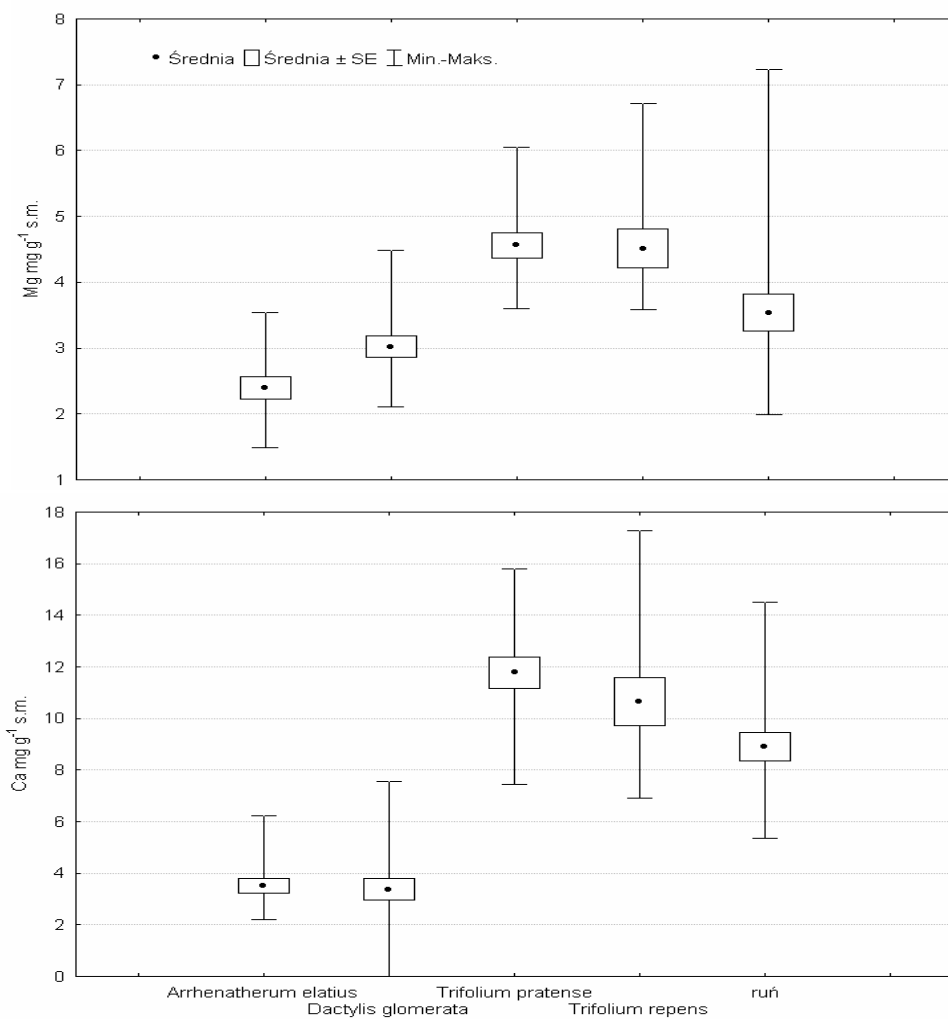
Średnie zawartości magnezu w pędach *Arrhenatherum elatius* i *Dactylis glomerata* osiągają poziom ok. 2–3  $\text{mg g}^{-1}$ , tj. taki jak w trawach z muraw kserotermicznych (por. rys. 65 i 61). Koncentracje tego pierwiastka stwierdzone w *Trifolium pratense* i *T. repens*, a także w próbach runi są nieco wyższe i odpowiadają występującym u naj słabiej gromadzących go ziół dwuliściennych z muraw.

Wapń w trawach z łąk i pastwisk występuje w ilościach około dwukrotnie wyższych niż u tej grupy roślin z muraw, a w pędach koniczyn i próbach runi na poziomie 8–12  $\text{mg g}^{-1}$ , tj. jak u – poza *Potentilla heptaphylla* – najsilniej pobierających go ziół z muraw kserotermicznych (por. rys. 65 i 61).

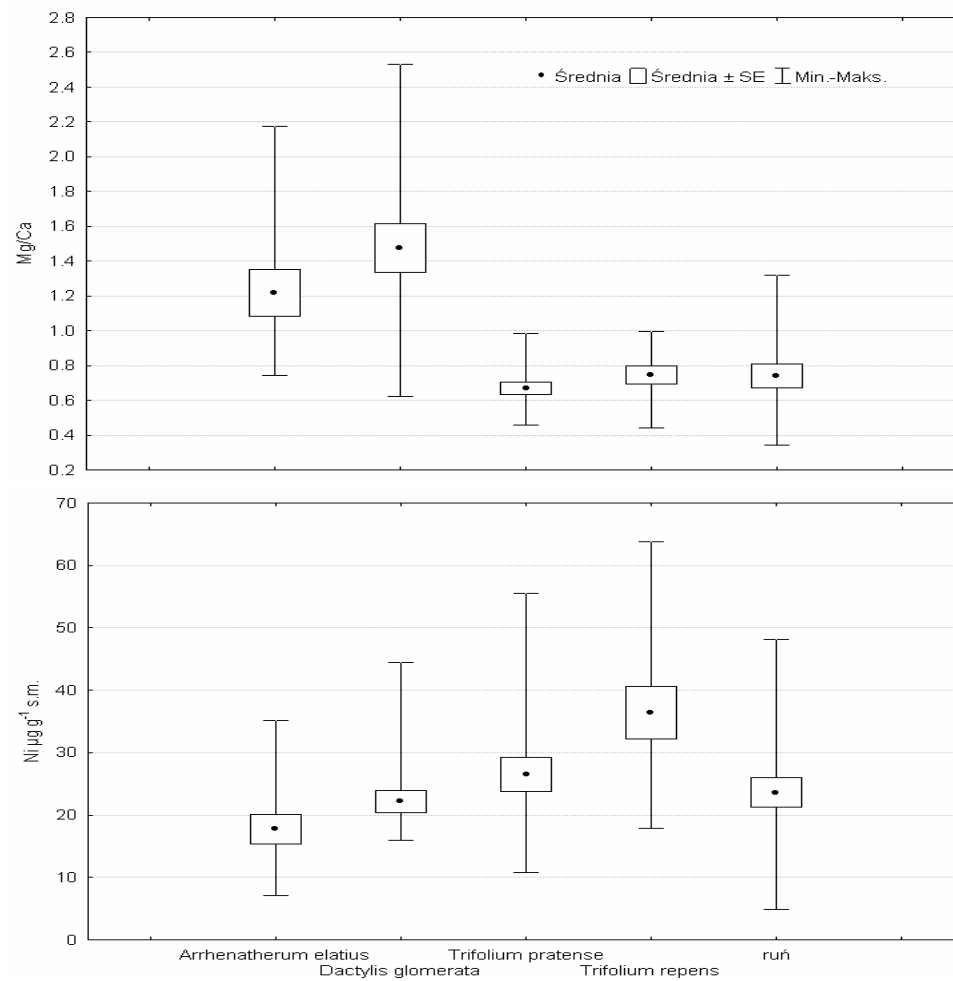
Wyrażony molowo stosunek Mg/Ca w trawach łąkowych przyjmuje wyższe wartości, niż ma to miejsce w pędach roślin dwuliściennych i w próbach runi, gdzie zaznacza się przewaga wapnia nad magnezem. Relacje pomiędzy wyróżnionymi grupami funkcjonalnymi roślin są zatem zbliżone do obserwowanych w wypadku gatunków z muraw, u tych ostatnich jednak stosunek Mg/Ca przyjmuje wyższe wartości średnie, zawsze powyżej jedności (por. rys. 66 i 62).

Średnie i maksymalne zawartości niklu w trawach łąkowych – odpowiednio ok. 20 i 35–45  $\mu\text{g g}^{-1}$  s. m. – są zbliżone do stwierdzonych w pędach traw z muraw kserotermicznych, na zbliżonym poziomie pierwiastek ten występuje również w próbach runi. Średnie i maksymalne koncentracje niklu w pędach koniczyn odpowiadają zawartościom stwierdzonym dla większości ziół dwuliściennych z muraw, z wyłączeniem gatunków o szczególnie wysokich zdolnościach do kumulacji tego pierwiastka (por. rys. 66 i 62).

Koncentracje chromu w pędach koniczyn są wyższe od stwierdzonych u traw i w próbach runi. Najwyższe oznaczone w próbach *Trifolium pratense* z Nasławic (1) przekroczyły poziom 30  $\mu\text{g g}^{-1}$  s. m. Średnie i maksymalne zawartości chromu w próbach z łąk i pastwisk zawierają się w przedziałach ustalonych dla roślin z muraw kserotermicznych (por. rys. 67 i 63).

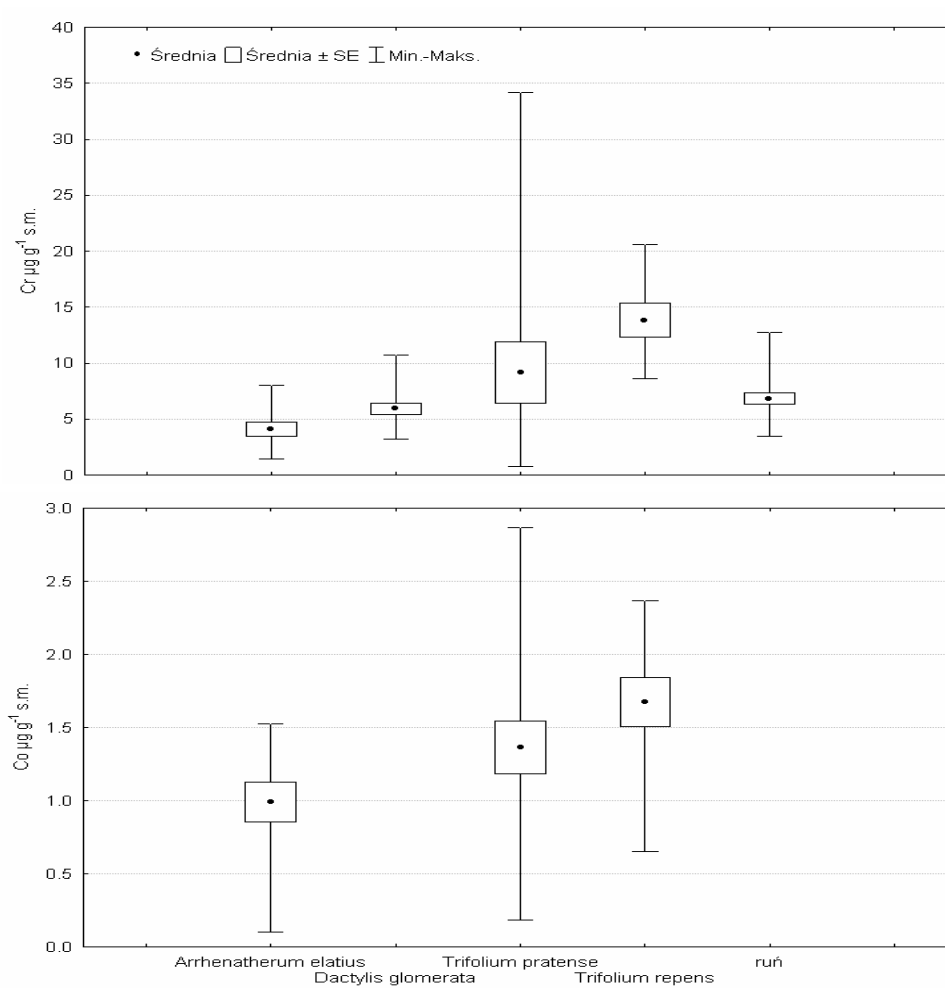


Rys. 65. Zawartości magnezu i wapnia w pędach roślin i próbach runi z łąk i pastwisk  
 Fig. 65. Magnesium and calcium content in shoots of plants growing on meadows and pastures as well as in hay (ruń) samples. Mean,  $\pm$ SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown



Rys. 66. Stosunek (molowy) koncentracji magnezu i wapnia oraz zawartości niklu w pędach roślin i próbach runi z łąk i pastwisk

Fig. 66. Ratio (on molar basis) of magnesium and calcium contents and nickel content in shoots of plants growing on meadows and pastures as well as in hay (ruń) samples. Mean,  $\pm$ SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown



Rys. 67. Zawartości chromu i kobaltu w pędach roślin i próbach runi z łąk i pastwisk  
 Fig. 67. Chromium and cobalt content in shoots of plants growing on meadows and pastures as well as in hay (ruń) samples. Mean,  $\pm$ SE (box) and minimum – maximum range (whiskers) are shown

Zawartości kobaltu w pędach badanych gatunków zawierają się w przedziale od ilości śladowych do ok.  $3 \mu\text{g g}^{-1}$  s. m., co odpowiada zakresom koncentracji tego pierwiastka stwierdzonym w próbach roślin z muraw kserotermicznych (por. rys. 67 i 63). W próbach *Dactylis glomerata* i runi oznaczono tylko śladowe zawartości kobaltu.

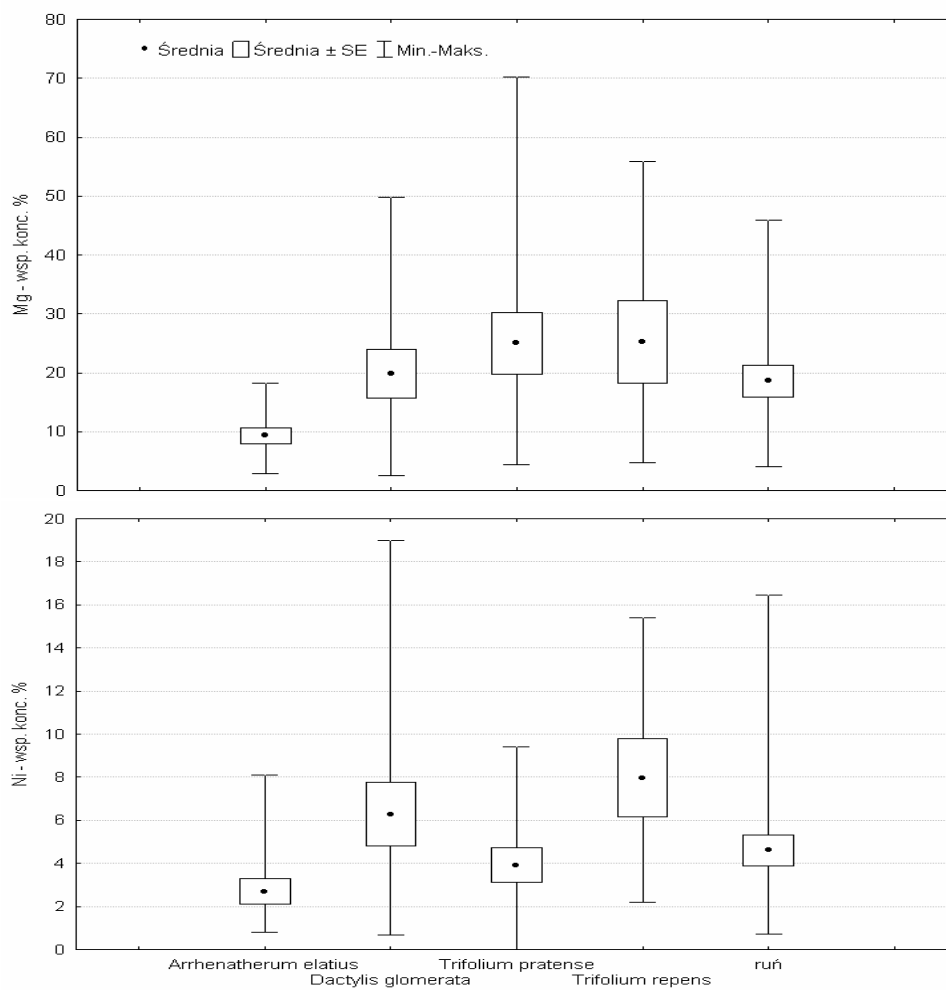
Mimo niższych w porównaniu z siedliskami muraw kserotermicznych zawartości magnezu w glebach łąk i pastwisk współczynniki koncentracji tego pierwiastka obliczone dla badanych roślin i prób runi okazały się wyższe niż dla gatunków murawowych. Maksymalne wartości stwierdzone u *Triforium pratense* osiągnęły poziom 70%, a więc niemal trzykrotnie wyższy w porównaniu z *Lotus corniculatus* z muraw (por. rys. 68 i 64). Średnie wartości współczynników koncentracji niklu dla roślin łąkowych zawierają się w przedziale 2.5–8%, a maksymalne sięgają 16–18% są zatem również wyższe niż obliczone dla gatunków z muraw (por. rys. 68 i 64).

Analizowano wpływ udziału ziół dwuliściennych w biomase runi łąkowej na zawartość w niej badanych pierwiastków. Istotny statystycznie związek polegający na wzroście zawartości analizowanych pierwiastków wraz ze zwiększaniem się udziału ziół wystąpił w wypadku magnezu i wapnia, nie stwierdzono go natomiast w odniesieniu do pozostałych metali (por. rys. 69). Dzieje się tak mimo przeciętnie wyższych w porównaniu z trawami koncentracji niklu stwierdzonych zarówno w pędach roślin dwuliściennych badanych na powierzchniach założonych na murawach, jak i na użytkach zielonych (por. rys. 66 i 62).

Jedynym gatunkiem, którego próby do badań składu mineralnego zebrane zostały zarówno z powierzchni na murawach, jak i z łąk i pastwisk jest *Arrhenatherum elatius*. Zawartości magnezu i wapnia w pędach tej trawy odzwierciedlają różnice pomiędzy ich koncentracjami w glebach obu typów zbiorowisk trawiastych – wyższe wartości stosunku Mg/Ca występują w próbach z muraw (por. rys. 70a). Stwierdzono istotną dodatnią korelację pomiędzy zawartościami niklu ekstrahowanego octanem amonu w glebach i jego koncentracjami w pędach *Arrhenatherum elatius* w wypadku łąk i pastwisk oraz stały poziom tego pierwiastka w tkankach tej trawy w całym zakresie jego koncentracji w glebach w wypadku roślin z muraw kserotermicznych (rys. 70b). Zależność taka z tylko nieco niższym współczynnikiem korelacji ( $r = 0.6514$ ,  $p = 0.0217$ ) występuje w wypadku całkowitych zawartości niklu. Może to sugerować istnienie zróżnicowania ekotypowego w obrębie metapopulacji *Arrhenatherum elatius* z siedlisk serpentynitowych z występowaniem strategii unikania pobierania tego toksycznego pierwiastka przez szczególnie narażone na jego wpływ populacje z muraw kserotermicznych.

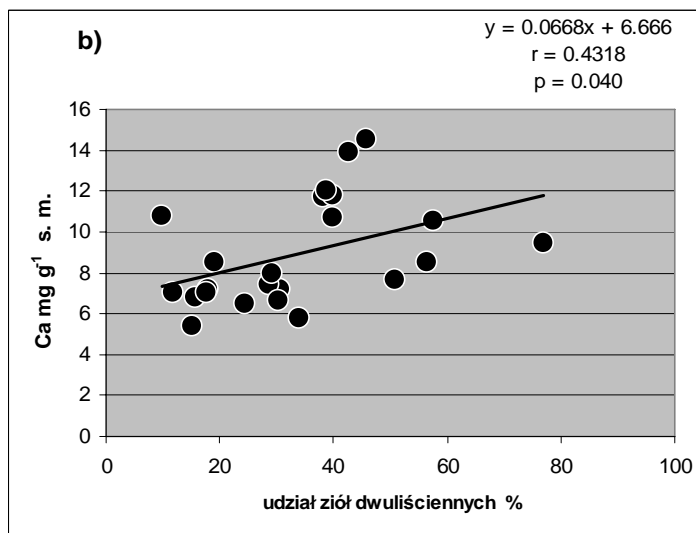
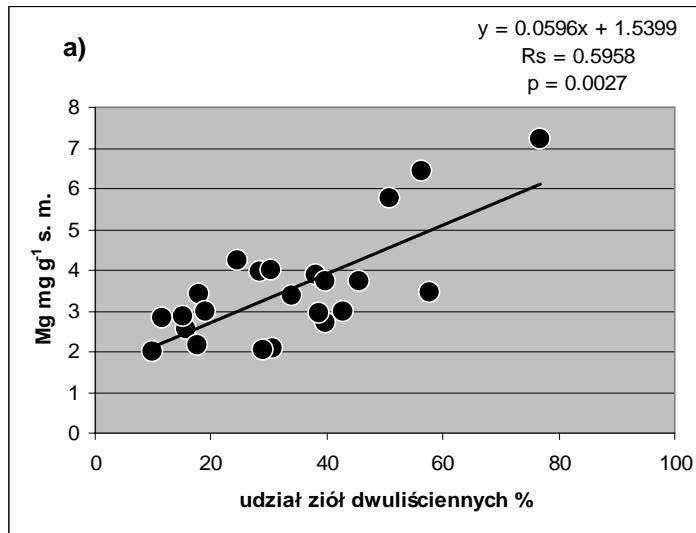
Podobnie jak w wypadku analiz zawartości pierwiastków w glebach i roślinach z muraw kserotermicznych również w badaniach prowadzonych na łąkach i pastwiskach problematyczna okazała się przydatność zastosowanych sposobów ekstrakcji oznaczanych pierwiastków (por. tab. 31). Ekstrakcja octanem amonu dała wysokie wartości współczynników korelacji z zawartościami w próbach roślinnych tylko dla magnezu w runi łąkowej i wapnia u *Dactylis glomerata*, natomiast sprawdziła się dla wszystkich z wyjątkiem kupkówki prób w wypadku niklu. Inaczej niż w wypadku analiz prób z muraw zawartości całkowite niklu w glebach okazały się wysoce i istotnie skorelowane z koncentracjami tego metalu w próbach runi łąkowej i badanych gatunków z wyjątkiem *Dactylis glomerata*. Ekstrakcja niklu z wykorzystaniem kwasu octowego i DTPA dała istotne współczynniki korelacji bliskie 0.6 dla *Arrhenatherum elatius* i prób runi łąkowej.

Żadnemu z użytych standardowych roztworów ekstrakcyjnych nie można zatem przypisać waloru uniwersalności w ocenie możliwości pobierania badanych pierwiastków przez gatunki zbiorowisk trawiastych z siedlisk wykształconych na serpentynitach.

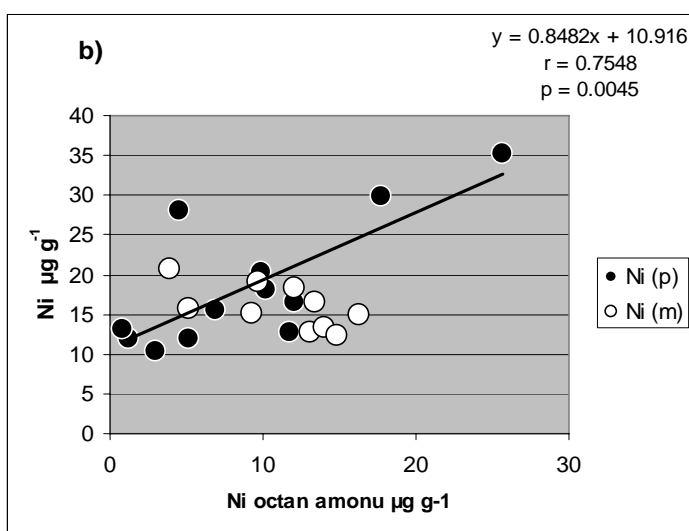
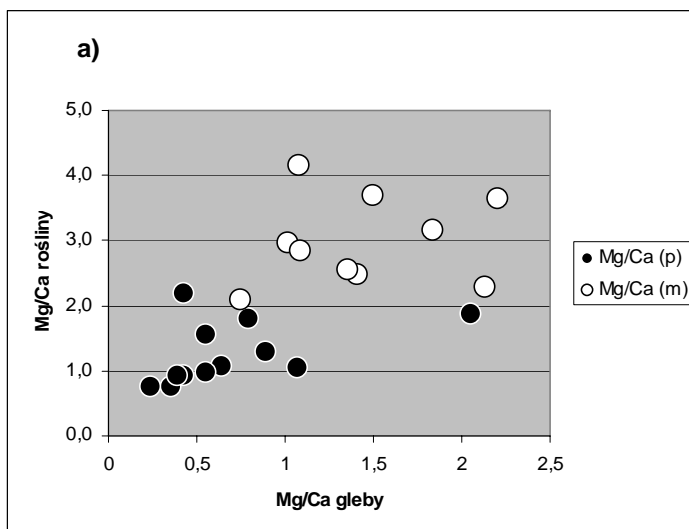


Rys. 68. Współczynniki koncentracji dla magnezu i niklu w pędach rośliny i próbach runi z łąk i pastwisk

Fig. 68. Concentration coefficients (amount in the plant tissues / total amount in the soil × 100) of magnesium and nickel in shoots in plants growing on meadows and pastures as well as in hay (ruń) samples



Rys. 69. Wpływ udziału ziół dwuliściennych w runi łąkowej na zawartość w niej magnezu (a) i wapnia (b)  
 Fig. 69. Effect of percentage of forbs on the content of magnesium (a) and calcium (b) in the hay samples



Rys. 70. Relacja pomiędzy wartościami stosunku molowego Mg/Ca w glebie i pędach *Arrhenatherum elatius* z (p) łąk i pastwisk oraz (m) muraw (a). Relacja pomiędzy ekstrahowanymi octanem amonu zawartościami niklu w glebie i jego koncentracjami w pędach *Arrhenatherum elatius* z (p) łąk i pastwisk oraz (m) muraw (b)

Fig. 70. Relation between the molar Mg/Ca ratio in the soil and in shoots of meadow and pasture (p) and dry grassland (m) plants of *Arrhenatherum elatius* (a). Relation between the amounts of nickel in soil extracted with ammonium acetate and its concentrations and in shoots of meadow and pasture (p) and dry grassland (m) plants of *Arrhenatherum elatius* (b)



Tabela 31  
Table 31

Równania regresji, współczynniki korelacji Pearsona (r) i Spearmana (Rs) oraz poziomy ich istotności (p) dla zależności pomiędzy koncentracjami badanych pierwiastków w pedach roślin z łąk i pastwisk oraz w ekstraktach glebowych. ni – korelacja nieistotna  
Regression equations, correlation Pearson (r) and Spearman (Rs) coefficients and significance levels (p) for relations between element contents in the meadow and pasture plants shoots and in various soil extracts. ni – not significant

Gatunek	Mg octan amonu	Ca octan amonu	Ni octan amonu	Ni kwas octowy	Ni DTPA	Ni całkowity
Species	Mg amm. acetate	Ca amm. acetate	Ni amm. acetate	Ni acetic acid	Ni DTPA	Ni total
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ni	ni	$y = 0.848x + 10.9$ $r = 0.7549$ $p = 0.0045$	$y = 0.29x + 9.25$ $r = 0.5917$ $p = 0.0141$	$y = 0.09x + 10.51$ $r = 0.5917$ $p = 0.0427$	$y = 0.009x + 8.69$ $r = 0.6514$ $p = 0.0217$
<i>Dactylis glomerata</i>	ni	$y = 2.12x + 293.4$ $Rs = 0.5821$ $p = 0.0228$	ni	ni	ni	ni
<i>Triforium pratense</i>	ni	ni	$y = 1.08x + 16.90$ $r = 0.6771$ $p = 0.050$	$y = 0.29x + 17.83$ $r = 0.5204$ $p = 0.0467$	ni	$y = 0.013x + 13.8$ $r = 0.8548$ $p = 0.0002$
<i>Trifolium repens</i>	ni	ni	$y = 0.1x + 28.69$ $r = 0.6245$ $p = 0.050$	ni	ni	$y = 0.014x + 22.5$ $r = 0.8478$ $p = 0.0078$
Próby runi łąkowej Hay samples	$y = 0.22x - 134.5$ $r = 0.8365$ $p < 0.0001$	ni	$y = 0.41x - 2.142$ $Rs = 0.6351$ $p = 0.0020$	$y = 0.10x + 3.36$ $r = 0.5743$ $p = 0.0052$	$y = 2.61x + 9.24$ $r = 0.5507$ $p = 0.0079$	$y = 39.3x - 97.8$ $r = 0.6249$ $p = 0.0019$

## 7. DYSKUSJA

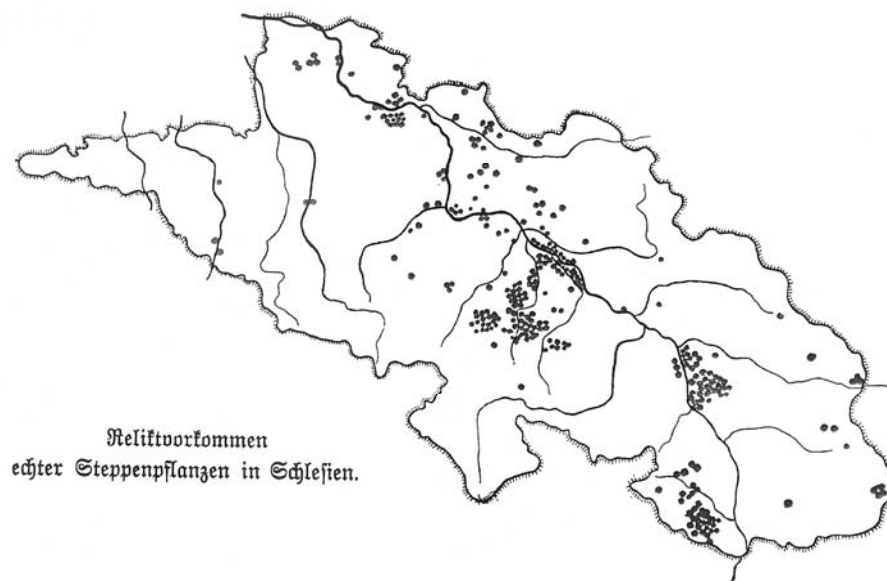
### 7.1. Ciepłolubne murawy na serpentynitach jako wyspowe ostoje różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym

Rozwój roślinności stepowej w środkowej Europie nastąpił w okresie borealnym (7000–6000 lat p.n.e.), kiedy na jej wciąż pozbawiony lasów teren zaczęły wkraczać termofilne gatunki roślin z obszaru śródziemnomorskiego i pontyjskiego (Pott 1996a). Zasięgi zbiorowisk roślinności ciepłolubnej następnie kurczyły się w miarę dalszego ocieplania się klimatu i wynikającego z tego wzrostu lesistości, po czym nastąpił ich ponowny rozwój, stymulowany od początków osadnictwa neolitycznego działalnością człowieka. Przeważnie żyzne, a przy tym lekkie i łatwe do uprawy prymitywnymi narzędziami gleby luźnych kserotermicznych lasów stały się obiektem zainteresowania pierwszych środkowoeuropejskich wspólnot rolniczych. Z drugiej strony – karczunki, wypalanie lasów, wypas zwierząt to czynniki sprzyjające poszerzaniu się zasięgów siedlisk roślinności ciepłolubnej i dlatego nieprzypadkowo centra jej występowania pokrywają się z obszarami skoncentrowanego osadnictwa neolitycznego. Jest to też przyczyną, dla której Ellenberg (1997) uznał, że przeważająca część środkowoeuropejskich ciepłolubnych muraw to zbiorowiska stosunkowo młode, oraz że można im przypisać w znacznej mierze antropogeniczny charakter, jako że różnią się od pierwotnych obecnością lub brakiem określonych gatunków.

Gatunki ciepłolubne wkraczały na teren Dolnego Śląska w postglacjale, rozprzestrzeniając się z obszaru śródziemnomorskiego i pontyjskiego Bramą Morawską i od zachodu doliną Łaby (Pott 1996a). Trzeci szlak prowadził wzdłuż wschodniej i północnej krawędzi łuku Karpat (Pott *l.c.*). Jednym z głównych rejonów występowania roślinności ciepłolubnej na Dolnym Śląsku był rozciągający się w sąsiedztwie masywów serpentynitowych obszar czarnych ziem na wododziale Śląży i Oławy, który we wczesnym postglacjale miał charakter bliski stepom (Schalow 1915, 1931). Podobnie jak w innych rejonach środkowej Europy także i tu wyjątkowo żyzne gleby wcześniej przyciągnęły uwagę pierwszych rolników, a ich działalność doprowadziła do znacznego przekształcenia środowiska, a przede wszystkim zastanej roślinności (Schalow 1915, 1931, Walczak 1970, Kozłowska 1972). Początki osadnictwa neolitycznego na opisywanym terenie sięgają 5000 lat p.n.e. (Schalow 1931). Wcześniej doszło do znacznego wylesienia jego niżowej części, w późniejszym czasie neolityczna aktywność gospodarcza objęła również obszary

wyżej położone, a o jej różnorodnym charakterze świadczy m.in. eksploatacja serpentynitu na wzgórzu koło obecnego Jordanowa 2500–1700 lat p.n.e. (Walczak *l.c.*).

Śladami pierwotnego rozmieszczenia skupień roślinności ciepłolubnej na Dolnym Śląsku były obecne jeszcze stosunkowo licznie w początkach ubiegłego stulecia relikto-  
we stanowiska reprezentujących ją gatunków zestawione przez Schalowa (1931). Już wówczas niżowy obszar czarnych ziem w dolnej części wododziału Ślęzy i Oławy był niemal zupełnie pozbawiony tych stanowisk, a koncentrowały się one na jego obrzeżach, m.in. w Masywie Ślęzy (rys. 71).



Rys. 71. Reliktowe stanowiska roślin „stepowych” na Śląsku – mapa rozmieszczenia reproduko-  
wana z Schalow (1931)

Fig. 71. The relic sites of the “steppe” plant species in the Silesia – distribution map reproduced  
from Schalow (1931)

Należy sądzić, że niewielkie płyty muraw kserotermicznych współcześnie wystę-  
pujące na obszarach użytkowanych rolniczo, takie jak na wzgórzu koło Nasławic (N),  
koło Tomic (T) i Szklar (S), są zaledwie drobnymi fragmentami tego rodzaju roślinności  
z przeszłości. Zachowały się one wyłącznie na powierzchniach łąkowo-pastwiskowych i  
takich, gdzie z uwagi na nachylenie stoków nie było możliwe użytkowanie orne. Na  
terenach leśnych w wyżej położonych częściach masywów serpentynitowych wyjściową  
postacią siedlisk zbiorowisk murawowych zachowanych do dzisiejszych czasów były  
zapewne nieporośnięte drzewami naturalne odsłonięcia skalne w ciepłolubnych borach

sosnowych i dąbrowach. Niewielkie tego rodzaju wychodnie skalne spotkać można na południowych i południowo-zachodnich stokach Raduni (m.in. na podszczytowej polanie), Czernicy, Wzgórz Kiełczyńskich, Grochowej i Brzeźnicy. Takie odsłonięcia skał zapewne dały też początek wyrobiskom licznych na terenie wzgórz serpentynitowych kamieniołomów. Można przypuszczać, że ich eksploatacja w początkowej fazie pociągnęła za sobą zniszczenie stanowisk ciepłolubnej roślinności i zapewne zagładę wielu wchodzących w jej skład populacji rzadkich gatunków, natomiast obecnie – paradoksalnie – od dziesięcioleci nieczynne kamieniołomy są niemal jedynymi ostojami muraw i fitocenoz naskalnych na terenach leśnych. Badane w tej pracy obiekty z zalesionych wzgórz serpentynitowych są usytuowane w potencjalnym zasięgu ciepłolubnych dąbrów (*Potentillo albae-Quercetum*) i suchych postaci borów sosnowych (Berdowski 1997), jednak roślinność rzeczywista ich otoczenia często jest znacznie zmieniona.

Zaliczane do klasy *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. 1949 ciepłolubne murawy o charakterze stepowym typowe są dla Europy południowo-wschodniej oraz południowej i poza tymi obszarami występują ekstrapozycyjnie w miejscach o szczególnych warunkach orograficznych, glebowych i mikroklimatycznych (Matuszkiewicz 2001). Występujące w zachodniej Europie zbiorowiska muraw o zasięgu oceanicznym z wpływami śródziemnomorskimi zalicza się do rzędu *Brometalia erecti*, w Polsce obecny jest typ określony wpływami kontynentalnymi charakterystyczny dla wschodniej części Europy Środkowej, reprezentujący rząd *Festucetalia valesiaceae* (Matuszkiewicz l.c., Perzanowska, Kujawa-Pawlaczyk 2004). Klasyfikacja opisanych dotąd w dużej liczbie syntaksonów niższych rang budzi kontrowersje i pozostaje wciąż w sferze dyskusji badaczy (Oberdorfer i Korneck 1993, Dierschke 1997, Matuszkiewicz l.c.).

Zróżnicowanie muraw jest z reguły większe niż pierwotnie zasiedlających ich miejsca lasów, ponieważ zmienność czynników edaficznych wywiera silniejszy wpływ na roślinność zbiorowisk trawiastych niż leśnych (Ellenberg 1996). Pott (1996b) zauważa, że obiekty zdominowane przez roślinność kserotermiczną w środkowej Europie najczęściej składają się z mozaiki wychodni skalnych, muraw, termofilnych okrajków i ciepłolubnych zbiorowisk leśnych. Taka sytuacja dotyczy również obiektów badanych w tej pracy, zwłaszcza tych o charakterze śródleśnych polan. W części obiektów z odsłonięciami skalnymi roślinność murawowa współwystępuje ze zbiorowiskami klasy *Androsacetalia vandellii*, w tym z fitocenozami „paproci serpentynitowych” *Asplenietum serpentini* (por. Świerkosz i in. 2004), tworząc przestrzenne kompleksy. W części niniejszej pracy poświęconej zbiorowiskom murawowym jako ostojom różnorodności gatunkowej kompleksy tego rodzaju potraktowano łącznie jako strukturalnie i funkcjonalnie zintegrowane z przenikającymi je, otaczającymi i ilościowo dominującymi murawami. Jeszcze jednym kompleksem, rozwijającym się w bezpośrednim sąsiedztwie muraw i płynnie w nie przechodzącym jest zbiorowisko boru sosnowego z luźnym drzewostanem i niskim kserotermicznym runem zdominowanym przez *Potentilla arenaria* z udziałem w nim paproci *Asplenium cuneifolium* występujące na Wzgórzach Kiełczyńskich w otoczeniu obiektu K5. Wydaje się, że może to być fitocenoza odpowiadająca zespołowi *Asplenio cuneifolii-Pinetum* Pišta 1982 podawanemu z Czech (Kolbek i Chytrý 2001).

Flora roślin naczyniowych badanych 34 obiektów liczy 219 gatunków. Zwraca uwagę asymetryczny, wybitnie prawoskośny rozkład liczebności czterech wyróżnionych klas częstości. Niemal dwie trzecie gatunków zalicza się do klasy występujących z naj-

mniejszą częstością (<25% obiektów), podczas gdy zaledwie 7.7% reprezentuje najwyższą klasę częstości. Oznacza to, że niemal pozbawiona reprezentacji jest grupa gatunków tworzących „rdzeń” zbiorowisk – „core species” *sensu* Hanski (1982, cyt. za Pärtel i in. 2001), zaś bardzo licznie występuje kategoria gatunków „satellite species” o niewielkim bądź wręcz marginalnym znaczeniu dla funkcjonowania fitocenozy. Pewna część roślin zaliczających się do tej ostatniej kategorii zdaje się mieć charakter efemeryczny lub przynajmniej wykazuje fluktuacje liczebności populacji w różnych latach – weryfikacja tych przypuszczeń wymaga jeszcze dalszych, dłużej trwających obserwacji. Wydaje się, że uzyskane wyniki obserwacji florystycznych uzasadniają przyjęcie dwóch tez: niewielka liczba gatunków o najwyższych stałościach wskazuje na zróżnicowanie badanych zbiorowisk, zaś bardzo wysoka liczebność najniższej kategorii częstości świadczy o silnej presji konkurencyjnej gatunków wnikających z sąsiednich zbiorowisk, w tym antropofitów. Za taką interpretacją przemawia jakościowa analiza składu gatunkowego obu skrajnych kategorii częstości. W najniższej dominują gatunki należące do zbiorowisk synantropijnych, zaś w tej najwyższej gatunki z klasy *Festuco-Brometea*. Kwestia synantropizacji roślinności badanych obiektów będzie jeszcze dyskutowana w innych kontekstach w dalszej części tekstu.

Analizy spektrum fitogeograficznego flory badanych obiektów prowadzone dwiema metodami, tj. przez zestawienie względnego udziału gatunków należących do kategorii wyróżnionych przez Oberdorfera (1983) oraz ważonych ilościowością gatunków średnich wskaźników kontynentalizmu Ellenberga i in. (1992), przyniosły zbliżone rezultaty. Flora ta ma charakter przejściowy z pewną przewagą gatunków suboceanicznych. Do gatunków o kontynentalnej i subkontynentalnej charakterystyce fitogeograficznej zaliczają się osiągające wysokie częstości występowania i odciskające piętno na roślinności badanych obiektów, takie jak: *Festuca valesiaca*, *Kohleria macrantha*, *Phleum phleoides*, *Achillea pannonica* i *Potentilla arenaria*. Z drugiej strony, stosunkowo licznie występujące gatunki reprezentujące niskie wartości wskaźnika kontynentalizmu sytuują ogólną średnią dla flory badanych obiektów wg Ellenberga i in. (*l.c.*) na poziomie gatunków: „suboceanicznych, z punktem ciężkości w Europie Środkowej, skąd rozszerzają się na wschód”.

Ellenberg (1996) wskazuje, że zbiorowiska trawiaste w porównaniu z występującymi w ich sąsiedztwie lasami mają cechy mikroklimatu istotnie nawiązujące do właściwości klimatu kontynentalnego. Wyraża się to przede wszystkim wyższą amplitudą temperatur. Murawy kserotermiczne porastające wyeksponowane na południe stoki latem silnie się nagrzewają, natomiast zimą często pozbawione są ochrony pokrywy śnieżnej, która w takich warunkach poddana jest przyspieszonej ablacji. Także charakterystyka wilgotności z wyraźnie zaznaczającą się porą suchą w lecie nawiązuje do cech klimatu kontynentalnego i kontrastuje z sąsiednimi zbiorowiskami leśnymi. Zdarzają się również sytuacje, jak opisywana przez Bruuna i Ejrnaesa (2000) z Danii, gdzie w warunkach klimatu oceanicznego, wśród zbiorowisk kserotermicznych występują m.in. murawy skupiające liczne gatunki subkontynentalne, co autorzy tłumaczą lokalną przewagą wpływów edaficznych nad klimatycznymi.

Zasięgi suboceanicznych zbiorowisk należących do rzędu *Brometalia erecti* i subkontynentalnych *Festucetalia valesiaceae* nachodzą na siebie tworząc w zachodniej części obszaru środkowoeuropejskiego stosunkowo szeroką strefę przejściową.

Dierschke (1997) dowodzi tego zjawiska demonstrując zachodzenie na siebie zasięgów charakterystycznych gatunków obu rzędów: *Anthericum lilago* i *Ophrys insectifera* dla *Brometalia erecti* oraz *Festuca valesiaca* i *Stipa capillata* dla *Festucetalia valesiaceae*. Suboceaniczny charakter flory muraw dolnośląskich serpentynitów może się zatem mieścić w zmienności strefy przejściowej pomiędzy zasięgami obu rzędów, która – jak się wydaje – może obejmować również nasz obszar.

Dolnośląskie masywy serpentynitowe były obszarem intensywnych badań botanicznych już w XIX w. i wcześniej zdano sobie sprawę z ich walorów florystycznych. Pax (1915) zauważał, że serpentynitowa część Masywu Ślęży pod względem florystycznym jest znacznie ciekawsza od samej jego kulminacji. Do największych osobliwości florystycznych serpentynitów i całego Dolnego Śląska od dawna zaliczano paprocie – *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* i *A. adiantum-nigrum*, a także rzadkie gatunki z Łąki Sulistrowickiej. Wyniki dziewiętnastowiecznej eksploracji florystycznej prowadzonej przez różnych badaczy weszły do syntetycznego opracowania Schubego (1903) i są dziś podstawowym materiałem odniesieniowym w analizach procesu ubożenia gatunkowego roślinności regionu.

Osobliwości florystyczne masywów serpentynitowych zajmują poczesne miejsca na listach gatunków zagrożonych. Spośród roślin wchodzących w skład flory obiektów badanych w tej pracy 28 występuje na listach regionalnych (Fabiszewski i Kwiatkowski 2002, Kącki i in. 2003). Listy te w odniesieniu do roślin z siedlisk serpentynitowych nie są tożsame, co wynika z różnic w ocenie stopnia zagrożenia części gatunków. Większość tych gatunków ma również status zagrożonych w krajach ościennych (Schulz 1999, Holub i Procházka 2000), a trzy (*Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* i *Galium valdepiilosum*) wskazywane są jako priorytetowe do ochrony w skali Europy Środkowej (Schnittler i Günther 1999). Zanokcica serpentynowa *Asplenium adulterinum* została włączona do listy europejskich gatunków priorytetowych sieci Natura 2000 (Świerkosz 2003, Żołnierz 2004b).

Paprocie określane mianem „serpentynitowych” – *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* oraz w Polsce występująca również wyłącznie na tych skałach *A. adiantum-nigrum* rosną również na kilku stanowiskach (Góry Sowie, Góry Kaczawskie, Masyw Śnieżnika) poza terenem badań relacjonowanych w tej pracy (Żołnierz 2001abc). Autor w ostatnich latach prowadził obserwacje kontrolne na wszystkich stanowiskach populacji zanokcic (Żołnierz 2004b i późniejsze, npbl.). Najpospolitsza z tych paproci *Asplenium cuneifolium* występuje na 32 stanowiskach w łącznej liczbie ok. 1650 osobników. Najsilniej zagrożonym gatunkiem jest *Asplenium adiantum-nigrum*, a w nieco mniejszym stopniu *A. adulterinum*. Pierwszy z gatunków występuje na dziewięciu stanowiskach liczących łącznie 320 osobników, drugi na jedenastu zasiedlonych przez 480 kęp (stan z wiosny 2005 r.). Problemem dotyczącym obu tych gatunków jest nierównomierność liczebności populacji – w niektórych wypadkach jest ona skrajnie niska – oraz utrzymujące się zagrożenie części stanowisk. W świetle podanych wyżej wyników obserwacji i kryteriów Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN 2001) nie wydaje się jednak, żeby można było obecnie przyznać im kategorię zagrożenia wyższą niż EN – gatunek zagrożony.

Ranga gatunku regionalnie krytycznie zagrożonego niewątpliwie przysługuje przytulii stepowej *Galium valdepiilosum*. W latach 2005–2006 autor spotykał po zaledwie

kilka polikormonów tego gatunku w sąsiedztwie zdewastowanej części polany na Raduni. Liczebność populacji na Raduni podlega bardzo silnym fluktuacjom (Szczęśniak i Kaźmierczakowa 2001, Szczęśniak 2003), dzieje się to jednak wciąż na poziomie bliskim ekstynkcji. Krahulcová i Štěpánková (1998) ustaliły, że populacja *G. valdepilosum* złożona jest z osobników tetraploidalnych i występuje na stanowisku oderwanym od głównego zasięgu tej formy, który z kolei oddzielony jest od arealu formy diploidalnej obejmującego południowe Morawy i północną Austrię. Tylko nieco liczniej na tym samym stanowisku występuje populacja *Galium pumilum* – niemniej tam narażona na wymarcie, jednak liczniej obecna w regionie.

Radunia jest również jedynym serpentynitowym stanowiskiem pajęcznicy gałęziastej *Anthericum ramosum* i marzanki barwierskiej *Asperula tinctoria*. Pajęcznica rośnie w rozproszeniu na skraju murawy, populacja marzanki jest liczniejsza, jednak postępująca z roku na rok dewastacja stanowiska zagraża obu gatunkom.

Na wzgórzu nad Nasławicami zachowało się najwięcej fragmentów muraw, jest ono również obszarem występowania kilku rzadkich gatunków o znaczeniu regionalnym. Na dwóch stanowiskach spotkano tu zarazę przytuliową *Orobancha caryophyllacea*. Pierwsza populacja jest stosunkowo liczna, druga obejmuje ledwie kilka osobników. Wzgórze to jest też jedynym miejscem spośród badanych masywów serpentynitowych, na którym występują zebrzyca roczna *Seseli annuum* i lepnica wąskopłatkowa *Silene otites*. Ostatni z gatunków spotkano na tylko jednym stanowisku w bardzo małej liczbie okazów. Główną osobliwością florystyczną wzgórza nad Nasławicami, a zarazem gatunkiem niezwykle ważnym w dyskusji nad klasyfikacją syntaksonomiczną dolnośląskich muraw kserotermicznych, jest kostrzewa walezyjska *Festuca valesiaca*. Gatunek występuje na wszystkich poza jednym z badanych płatów, a także na skrawkach roślinności murawowej niewłączonych do badań. Populacje osiągają wysokie liczebności i tworzą podstawowy zręb roślinności trawiastej płatów muraw. Ich rozproszenie w przestrzeni zwiększa prawdopodobieństwo przetrwania gatunku, z drugiej jednak strony, rozmiary i tempo postępu zniszczeń jakie się dokonują na wzgórzu nasławickim w ostatnim czasie, budzą najwyższy niepokój.

Do narażonych zalicza się trzy gatunki charakterystycznych dla muraw na serpentynitach traw, występujących w ich składzie ze stosunkowo dużą częstością 65–73%: owsica łąkowa *Avenula pratensis*, tymotka Boehmera *Phleum phleoides* i strzęplica nadobna *Koeleria macrantha*. Pierwszy z wymienionych gatunków występuje najliczniej tworząc zdominowane przez siebie płaty. Na podstawie danych Kwiatkowskiego (1997) oraz Kąckiego i Szczęśniak (2003) można przyjąć, że stanowiska na serpentynitach stanowią centralną i zasadniczą część zasięgu tego gatunku na Dolnym Śląsku.

Tylko na dwóch stanowiskach na terenie Wzgórz Kiełczyńskich spotkano leńca alpejskiego *Thesium alpinum*. Obie populacje liczące po zaledwie kilka osobników znajdują się na krawędzi wymarcia. Los taki spotkał już populację z Raduni, wzmiankowaną jeszcze przez Panka i Berdowskiego (1995).

Gatunkiem spoza badanych obiektów, jednak niezwykle istotnym jako charakterystyczny składnik roślinności termofilnej, jest turzyca niska *Carex humilis*. Mądalski (1961) z obszaru Wzgórz Oleszeńskich podawał cztery stanowiska gatunku, współcześnie pozostały tam dwie zamierające populacje (Szczęśniak 2003).

Do roślin o pojedynczych wystąpieniach na siedliskach serpentynitowych mało licznych populacji należą smagliczka kielichowata *Alyssum alyssoides* i posłonek kutnerowaty *Helianthemum nummularium* (L.) Mill. subsp. *obscurum*. Wydaje się, że należy rozważyć, czy gatunki te nie kwalifikują się do kategorii bliskich zagrożeniu (NT) w skali regionalnej. Pierwszy z nich odznacza się dużym spadkiem liczby stanowisk w skali kraju (Zarzycki i in. 2002).

Zależności pomiędzy powierzchnią biotopów a liczbą zasiedlających je gatunków i inne elementy biogeografii i ekologii wysp znajdują swoje zastosowanie w odniesieniu do tzw. wysp środowiskowych na stałym lądzie (m.in. Loster 1991). Są nimi fragmenty ekosystemów mniej lub bardziej zbliżone do naturalnych, odseparowane od siebie obszarami przekształconymi w wyniku działań człowieka. Zastosowania te mimo swych ograniczeń i pewnych słabych punktów samej teorii wysp (Kratochwil 1998, Cook i in. 2002) są w ostatnich latach wykorzystywane zarówno w próbach znalezienia teoretycznych podstaw analizy bioróżnorodności w krajobrazie kulturowym, jak i w praktyce ochrony przyrody. Wyspami środowiskowymi w krajobrazie rolniczym najwyraźniej odcinającymi się od tła są zbiorowiska leśne i zaroślowe, dlatego też od dawna skupiają one uwagę badaczy (m.in. Dzwonko i Loster 1988, Loster 1991, Honnay i in. 1999, 2005). Zbiorowiska trawiaste jako wyspy środowiskowe badane były m.in. w Danii (Bruun 2000), w Szwecji (Ericsson i in. 2002, Kiviniemi i Ericsson 2002), w Austrii (Willner i in. 2004), w Niemczech (Krauss i in. 2004), w Estonii (Helm i in. 2006). W Polsce Kotańska i in. (2000) badali ekologiczne podstawy zróżnicowania wyspowych płatów muraw kserotermicznych na Płaskowyżu Proszowickim w Małopolsce.

Badania nad rolą wyspowych ekosystemów w różnorodności biologicznej rozpatrywanej w kategoriach krajobrazu dotyczą zarówno dużych skal przestrzennych, jak i zgoła lokalnych. W Kalifornii debata na temat serpentynitów jako ostoi bioróżnorodności obejmuje obserwacje zarówno w skali wielkich wysp środowiskowych o powierzchniach 1–1000 km<sup>2</sup> (Harrison i Inouye 2002), jak i tej dotyczącej otoczonych roślinnością trawiastą skalistych pagórków o wielkości od kilkudziesięciu m<sup>2</sup> do ok. 1 ha (Gram i in. 2004), a więc analogicznej do płatów muraw opisywanych w tej pracy.

Trzydzieści cztery płaty muraw badane w tej pracy mają niewielkie powierzchnie, największy osiąga zaledwie 0.81 ha. W większości są wyspami środowiskowymi rozproszonymi w krajobrazie rolniczym, gdzie funkcjonują jako powierzchnie marginalne, w sensie gospodarczym będąc nieużytkami. Największe znaczenie dla bogactwa gatunkowego tych wysp ma ich powierzchnia. Liczba gatunków szybko przyrasta wraz z wielkością płatu w niższych przedziałach wielkości powierzchni, po czym następuje nasycenie fitocenozy i dalszy przyrost staje się wolniejszy. Na liczbę gatunków stymulująco wpływa również zróżnicowanie siedliskowe i fitocenotyczne. Zgodne jest to z tłumaczącą różnorodność gatunkową hipotezą zróżnicowania siedliskowego (Williams 1943, Connor i McCoy 1979 – cytaty za Loster 1991), zgodnie z którą wraz z powierzchnią roślinie zróżnicowanie siedliskowe sprzyjające różnorodności gatunków. W wypadku badanych muraw różnorodność siedliskowa nie jest prostą funkcją wielkości obiektu, lecz związana jest z jego charakterem. Nawet na małych płatach muraw zdarza się zróżnicowanie miąższości i składu granulometrycznego gleb, odsłonięcia skał itp. Powstaje w ten sposób szereg nisz ekologicznych odpowiadających w różny sposób wyspecjalizowanym gatunkom. Zróżnicowanie siedliskowo-fitocenotyczne zaznacza się najwyraźniej w wypadku



obiektów z odsłonięciami skał zarówno naturalnymi, jak i antropogenicznymi. Zróżnicowanie biotopów w takich miejscach widoczne jest nawet w najmniejszej skali przestrzennej. Różnorodność mozaikowego układu mikrosiedlisk zapewnia tam dostatek nisz ekologicznych, a tym samym możliwość osiedlania się większej liczby gatunków, tworzenia pomiędzy nimi interakcji (Whittaker 1977) oraz rozwinięcia szerokiego spektrum grup funkcjonalnych roślin. Szczególna różnorodność mikrosiedlisk widoczna jest na skarpach kamieniołomów wchodzących w skład badanych obiektów, gdzie roślinność muraw przenika się ze skupieniami gatunków szczelin skalnych. Właściwość ta dotyczy wyłączonych z eksploatacji wyrobisk w różnego rodzaju skałach, stąd rola kamieniołomów jako ostoi różnorodności florystycznej podkreślana jest tak samo w odniesieniu do bazaltów (Mückschel 1999), wapieni (Kwiatkowski 1998), jak i serpentynitów (Vogel i Breckle 1992, Irmscher 1993). Takie opuszczone przed dziesięcioleciemi wyrobiska z mozaiką mikrosiedlisk, utrzymujące się we wczesnych stadiach sukcesyjnych, stają się namiastką coraz radszych, czy wręcz już nieistniejących w krajobrazie kulturowym specyficznych siedlisk naturalnych. Są też dzięki temu często ostatnimi refugiami rzadkich gatunków i zbiorowisk. Stojanowska (1973) badała florę naczyniową trzynastu dolnośląskich kamieniołomów, w tym dwóch serpentynitowych oraz pięciu granitowych, jednego bazaltowego i pięciu wapiennych. Kamieniołomy serpentynitowe, obok jednego bazaltowego i również jednego wapiennego, okazały się najbogatsze pod względem florystycznym. Dla bogactwa gatunkowego muraw kserotermicznych istotne jest nie tylko zróżnicowanie siedliskowe w skali całych obiektów, ale też różnorodność mikrotopograficzna w przestrzeni poszczególnych płatów, czego dowiedli Löbel i in. (2006) dla zbiorowisk trawiastych typu alvar na Olandii (Szwecja) po analizie z wykorzystaniem powierzchni o wielkości 4 m<sup>2</sup>.

Wielkość powierzchni biotopu decyduje o warunkach konkurencji, a także o możliwościach wzrostu populacji i – w wypadku gatunków rzadkich – utrzymywaniu przez nią bezpiecznej liczebności chroniącej przed ekstynkcją (Fischer 1999, Stöcklin i in. 1999, Bruun 2005a, przegląd: Lienert 2004). Krahulcová i Štěpánková (1998) w odniesieniu do stanowiska *Galium valdepilosum* na Raduni wspominają o procesach mikroewolucyjnych, jakim poddane są takie małe populacje w warunkach silnej presji selekcyjnej. Zawężanie się pul genowych, wsobność populacji, a jednocześnie presja konkurencyjna ograniczają możliwości przetrwania gatunków rzadkich. Istotnym elementem rozważań nad wpływem fragmentacji ekosystemów na funkcjonowanie ich biocenoz jest kwestia izolacji subpopulacji składających się na metapopulacje. Czynnikiem ten wpływa na skuteczność przepływu genów, rozprzestrzeniania diaspor, emigracji i imigracji osobników, a tym samym na właściwości demograficzne subpopulacji (Begon i in. 2006).

Z uwagi na skupiskowy wzorzec rozmieszczenia płatów muraw w skali całego terenu badań, wynikający z oddalenia masywów serpentynitowych, zrezygnowano z analiz z wykorzystaniem współczynnika izolacji (Hanski 1994, cyt. za Helm i in. 2006). Głównym składnikiem jego formuły jest suma odległości pomiędzy płatem *i* a wszystkimi pozostałymi. W warunkach terenu opisywanych badań do przepływu genów i diaspor, a także odwiedzin owadów może zapewne dochodzić pomiędzy płatami muraw z tego samego masywu. Skuteczność tego rodzaju transferu na dystansie kilkunastu i więcej kilometrów pomiędzy masywami wydaje się jednak mało prawdopodobna. Zagadnienia związane z izolacją dolnośląskich masywów serpentynitowych, takie jak warunki prze-

plywu genów, rozpoznanie rodzaju utrudniających go barier, wymiana gatunków pomiędzy obiektami itp. – to cele warte wysiłku badawczego w przyszłości. Dla stabilności trwania rozproszonych płatów roślinności muraw istotne znaczenie może mieć rola regionalnej i lokalnej puli gatunków roślin (Zobel 1997) – jej wielkość i rozmieszczenie. Właśnie dużym regionalnym pulom gatunków Pärtel i in. (1996) przypisują podstawowe znaczenie dla wysokiego bogactwa ciepłolubnych zbiorowisk murawowych. Z drugiej strony – jak zauważa Dengler (2005) – pozostaje wciąż nierozwiązaną zagadką, jak ten tak ograniczony pod względem zajmowanej powierzchni typ roślinności mógł wytworzyć ową tak dużą pulę gatunków.

Fragmentacja siedlisk silnie się odciska na funkcjonowaniu populacji owadów. Tschardt i in. (2002b) wymieniając niekorzystne dla nich skutki fragmentacji, obok po prostu utraty siedlisk, zredukowanej różnorodności gatunków roślin i zwiększającej się izolacji płatów, kładą nacisk na wzrastające znaczenie efektów brzegowych. Wiele gatunków owadów unika peryferyjnych partii płatów zbiorowisk trawiastych z uwagi na niekorzystny mikroklimat, a także narażenie na wpływ dostających się tu z pól uprawnych pestycydów i nawozów.

Dodatnio na różnorodność wysp środowiskowych wpływa wiek tworzących je płatów roślinności, czego Jacquemyn i in. (2001) dowiedli dla zbiorowisk leśnych. Dla płatów badanych w tej pracy brak danych dotyczących wieku. W niektórych wypadkach (N6, S5) obserwuje się jednak wysokie bogactwo gatunkowe na powierzchniach z pewnością młodych, bo z widocznymi śladami uprawy, co świadczy o ich pochodzeniu będącym wynikiem wtórnej sukcesji. W tym wypadku większe znaczenie od wieku zbiorowiska może mieć stymulujące różnorodność działanie zaburzeń. Efekt fragmentacji może być znacznie przesunięty w czasie, czego dowiedli dla estońskich nawapiennych muraw typu alvar Helm i in. (2006). Dla 35 fragmentów muraw obecnie stwierdzona liczba gatunków wciąż była skorelowana z powierzchnią i ciągłością tych płatów określonymi na podstawie danych sprzed 70 laty, a nie współczesnymi, radykalnie niższymi wynikami pomiarów! Efekt podobnego rodzaju obserwowali Krauss i in. (2004), którzy badali wpływ fragmentacji bogatych łąk nawapiennych na różnorodność związanych z tymi fitocenoząmi gatunków roślin-specjalistów i ubikwistycznych generalistów. Wbrew wstępnym hipotezom okazało się, że różnorodność specjalistów w porównaniu z generalistami nie była silniej redukowana w wyniku fragmentacji siedlisk, co autorzy tłumaczą opóźnieniem ekstynkcji.

Stopień synantropizacji badanych w tej pracy muraw wynika przede wszystkim z wielkości płatu, jego obwodu (co oczywiście związane jest z powierzchnią, ale w niektórych wypadkach dodatkowo z silnie rozwiniętym kształtem płatu) oraz zróżnicowaniem biotopów i przyległych zbiorowisk roślinnych. Znaczenie efektu brzegowego wzrasta wraz z malejącą powierzchnią płatów. Linia styku zbiorowisk jest swoistą linią frontu, a różnorodność przyległych fitocenozy i co za tym idzie, wielkość puli gatunków – potencjalnych intruzów decydują o tempie i rozmiarach synantropizacji. Cook i in. (2002) po wyeliminowaniu z wyspowych płatów roślin wnikających z ich otoczenia stwierdzili lepszą zgodność liczby gatunków z teoretycznym modelem biogeografii wysp. Harrison (1999a) oraz Harrison i in. (2001) na wyspowych płatach trawiastych zbiorowisk serpentynitów kalifornijskich obserwowali większe tempo wnikań gatunków obcych niż na dużym i zwartym kompleksie tych łąk. W sytuacji, kiedy tak jak w wypadku badanych

muraw, wyspowe fitocenozy z natury oligotroficzne otoczone są polami uprawnymi, zaznacza się silny wpływ ich eutrofizacji związany z przenikaniem nawozów. Zjawisko takie obserwowali Piessens i in. 2006 na wrzosowiskach w Belgii i stwierdzili, że zasięg tego rodzaju efektu brzegowego wynosi ok. 8 m, a przejawia się on eliminacją w tym pasie gatunków charakterystycznych dla roślinności wyspowego płatu i nasilonym wnikiem do jego wnętrza gatunków z otoczenia. Podobne zjawiska występują w peryferyjnych partiach płatów muraw badanych w tej pracy. Są to miejsca rozwoju zbiorowisk nitrofilnych bylin z klas *Artemisietea vulgaris* i *Agropyreteea intermedio-repentis* oraz traworośli ekspansywnego *Calamagrostis epigejos*, jak również forpoczt skupień gatunków inwazyjnych.

Fahrig (2003) podkreśla, że fragmentacja oznacza przede wszystkim utratę siedlisk, a ponadto proces przebiegający w trzech kierunkach: wzrostu liczby pozostałych płatów, spadku ich powierzchni i wzrastającej izolacji. Wydaje się jednak, że liczba płatów powstających w procesie fragmentacji (i towarzyszącej jej degradacji siedlisk) pierwotnie dużego kompleksu roślinności w długiej skali czasowej ma charakterystykę dającą się opisać krzywą paraboliczną: szybki przyrost w początkowych fazach procesu z czasem ulega zahamowaniu, by wreszcie przejść w spadek spowodowany destrukcją powstałych fragmentów, coraz szybszy w miarę wzrostu stopnia ich rozdrobnienia. Prawdopodobnie, maksymalna fragmentacja zbiorowisk roślinności termofilnej w zasięgu czarnych ziem na środkowym przedpolu Sudetów zachodziła na etapie wczesnej działalności rolniczej, później w miarę zagęszczania się sieci osadniczej nastąpiło przejście do redukcji liczby płatów tych fitocenoz, a to z czym mamy do czynienia współcześnie, jest końcowym stadium procesu z zachowanymi zaledwie resztkami dawnych siedlisk i właściwych dla nich zbiorowisk.

Istotną różnicą dotyczącą muraw na dolnośląskich serpentynitach w stosunku do sytuacji opisywanych w klasycznych pracach biogeografii wysp (m.in. MacArthur i Wilson 1963) jest brak centralnej wyspy archipelagu – miejsca gromadzącego zasadniczą pulę gatunków, które stąd rozpoczynają kolonizację pozostałych wysp. Można przyjąć, że w okresie borealnym taką główną wyspą był kompleks roślinności termofilnej rozciągający się na obszarze dolnośląskich czarnych ziem i później, począwszy od neolitu stopniowo ulegający fragmentacji. Dziś pierwotnie peryferyjne wysepki z obszaru Masywu Ślęży i Wzgórz Niemczańsko-Strzelińskich stały się w tym rejonie ostatnimi reliktowymi refugiami roślinności ciepłolubnej i związanej z nią fauny.

## **7.2. Zależności pomiędzy właściwościami siedlisk a roślinnością muraw na serpentynitach**

### **7.2.1. Właściwości siedlisk**

W zespole czynników środowiskowych oddziaływających na roślinność muraw na serpentynitach większość stanowią te niespecyficzne – takie jak kseryzm, niedobór azotu, fosforu i potasu itp. – kształtujące także warunki siedliskowe analogicznych zbiorowisk roślinnych, które rozwinęły się na innych podłożach geologicznych. Murawy te są silnie nasłonecznione, zwraca uwagę ich suchość latem oraz widoczny słaby stopień

zaawansowania procesu glebotwórczego płytkich i kamienistych gleb. Czynniki specyficzne, wchodzące w skład tzw. kompleksu serpentynitowego (por. rozdz. 1), wynikają z osobliwości składu mineralnego skały macierzystej, dziedziczonych następnie przez rozwijające się z niej gleby.

Michalik (1979) przeprowadził klasyfikację stopnia kseryzmu roślin na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego i stwierdził, że gatunki zakwalifikowane jako silnie kserotermiczne zajmują stanowiska o najwyższych wartościach nasłonecznienia względnego i maksimów termicznych, niemal wyłącznie na silnie nachylonych zboczach o wystawie południowej i południowo-zachodniej. Takie właśnie wystawy ma większość zachowanych płatów muraw ciepłolubnych na dolnośląskich serpentynitach. To, że wartości potencjalnego rocznego ładunku ciepła są stosunkowo mało zróżnicowane i nie osiągają skrajnie wysokich wartości (dla naszych szerokości geograficznych), może wynikać z nieznacznego nachylenia stoków, na których występują murawy.

Proctor i Woodel (1975) stwierdzili, że pedogeneza gleb serpentynitowych zależy od klimatu, rzeźby terenu, tempa wietrzenia, składu chemicznego skały i czynników biotycznych. Powstająca gleba pod względem właściwości chemicznych niekiedy może się dalece różnić od skały macierzystej. Wspomniani autorzy, dążąc do syntetycznego przedstawienia cech ekosystemów rozwijających się na serpentynitach, w pierwszej kolejności wymieniają płytkie, kamieniste gleby o niskiej pojemności wodnej. Często skąpa pokrywa roślinna – zwłaszcza na stanowiskach reprezentujących wczesne stadia sukcesji – dodatkowo zwiększa łatwość ich wysychania. Na z reguły niskim poziomie zasobności występują w glebach serpentynitowych azot i fosfor, a odczyn, zbliżony przeważnie do obojętnego, niekiedy sięga wartości przekraczających pH 8. Niekorzystne dla życia roślin właściwości fizyczne gleb i ich niska zasobność w podstawowe składniki pokarmowe – jak wyżej wspomniano – nie są czynnikami specyficznymi dla gleb serpentynitowych i często, nawet z większym natężeniem, występują w biotopach muraw kserotermicznych na innych podłożach geologicznych. Wojtuń i in. (1993) w glebie (i roślinach) ze stanowiska ciepłolubnej murawy na serpentynicie stwierdzili wyższe koncentracje azotu całkowitego w porównaniu ze stanowiskiem analogicznej fitocenozy na bazalcie.

Dolnośląskie skały serpentynitowe wykazują zróżnicowanie stopnia serpentynizacji (Szumlas 1963, Maciejewski i Niškiewicz 1979, Weber 1980a, Gunia 1992), czemu zapewne można przypisać istotne znaczenie w widocznym zróżnicowaniu ich składu chemicznego, a w tym zawartości pierwiastków współtworzących kompleks serpentynitowy gleb. Do czynników decydujących o właściwościach gleb serpentynitowych Weber (1980a) zalicza przede wszystkim magnez zawarty w ich skałach macierzystych.

Z serpentynitów dolnośląskich powstają gleby brunatnoziemne o zróżnicowanym stopniu zaawansowania procesu brunatnienia. Weber (1981) w opisie ewolucji badanych przez siebie gleb wyróżnił stadium inicjalne przechodzące w rankiery brunatne, które następnie, zależnie od rodzaju siedliska, rozwijają się w kierunku gleb brunatnych właściwych osiagających stadium klimaksowe bądź podlegających degradacji. Zdaniem Webera (*l.c.*) gleby darniowe i orne utrzymują się w stanie względnej równowagi geobiocenotycznej, podczas gdy gleby leśne pod wpływem silnego odgórnego zakwaszenia przechodzą w gleby brunatne wylugowane o znacznie zmienionej charakterystyce kompleksu sorpcyjnego. W skrajnych wypadkach dochodzi do dalszych przekształceń gleb brunatnych wylugowanych w kierunku gleb płowych leśnych i brunatnych bielico-

wanych. Wydaje się, że badane w tej pracy obiekty z inicjalnymi stadiami sukcesyjnymi można zakwalifikować do obejmujących słabo przetworzoną zwietrzelinę serpentynitową stadiów inicjalnych procesu glebotwórczego wg Webera (*l.c.*), płytkie i kamieniste gleby dojrzałych postaci muraw – w większości do rankierów brunatnych, a znacznie już głębsze gleby stadiów degradacyjnych z rozwijającymi się traworoślami oraz gleby darniowe użytków zielonych badanych w niższych partiach stoków wzgórz serpentynitowych, do dalszych stadiów ewolucyjnych. Wskazane przez Webera (*l.c.*) zjawisko wtórnego odgórnego zakwaszenia zaznacza się w wypadku muraw o charakterze śródleśnych polan, które odznaczają się niższym w porównaniu z pozostałymi obiektami odczynem i silną kumulacją wolno rozkładającej się ściółki z (poza Radunią) dużym udziałem szczytków drzew iglastych.

Przeładowe zestawienia danych dotyczących koncentracji w glebach form całkowitych i rozpuszczalnych pierwiastków wchodzących w skład kompleksu serpentynitowego wskazują na stosunkowo dużą ich zmienność, nawet w wypadku kompleksów serpentynitowych występujących w tym samym rejonie (dane dla krajów europejskich, m.in.: Proctor i Woodel 1975, Shewry i Peterson 1975, 1976, Johnston i Proctor 1977, 1979, 1980, Slingsby i Brown 1977, Sasse 1979a, Vergnano Gambi i in. 1982, Carter i in. 1987, Looney i Proctor 1989ab, Menezes de Sequeira i Pinto da Silva 1992, Proctor 1992, Vergnano Gambi 1992, Rodenkirchen i Roberts 1993a, Chiarucci i in. 1998, Lombini i in. 1998, Shallari i in. 1998, Vardaki i Kelepertsis 1999, Chiarucci i in. 2001, Samecka-Cymerman 2001, Nyberg Berglund i in. 2003, Freitas i in. 2004).

Przeładow przytoczonych wyżej źródeł pozwala uznać, że pogląd o istnieniu charakterystycznego dla gleb serpentynitowych kompleksu obejmującego wysokie koncentracje magnezu, niskie wapnia, wysokie poziomy zawartości niklu, chromu i kobaltu jest zasadny w zdecydowanej większości wypadków, co nie oznacza braku wyjątków od tej reguły. Zdarzają się gleby serpentynitowe o zrównoważonych zawartościach magnezu i wapnia bądź nawet z przewagą tego ostatniego. Przedziały zawartości całkowitych metali ciężkich najczęściej wynoszą: dla niklu od kilkuset do ok. 10000  $\mu\text{g g}^{-1}$ , chromu od kilkuset do kilkunastu tysięcy  $\mu\text{g g}^{-1}$ , kobaltu od kilkudziesięciu do ok. 500  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Kabata-Pendias i Pendias (1993) dla gleb nieserpentynitowych podają następujące zakresy średnich zawartości tych pierwiastków w glebach: Ni: 4–90  $\mu\text{g g}^{-1}$ , Cr: 7–150  $\mu\text{g g}^{-1}$ , Co: 3–27  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Fosfor ekstrahowany metodą Olsena w dolnośląskich glebach serpentynitowych (średnia: 7.0  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) występuje na poziomie przeciętnie siedmiokrotnie niższym od wartości średnich dla gleb z brytyjskich serpentynitów obliczonych na podstawie danych Slingsby'ego i Browna (1977), ale ok. dwukrotnie wyższym od koncentracji w glebach z Francji i Włoch badanych przez Sasse (1979a). Zawartości fosforu i potasu wymiennego występujące w glebach dolnośląskich muraw na serpentynitach odpowiadają najniższym, ale też najczęściej występującym zawartościom podawanym przez Janssens i in. (1998) z 281 badanych przez nich łąk w Belgii i kilku innych krajach zachodnioeuropejskich. Dane dotyczące azotu są skąpe i nieporównywalne, ponieważ są podawane przez większość autorów jako zawartości całkowite, co daje ograniczoną informację na temat ekologicznego znaczenia tego pierwiastka dla badanych siedlisk.

Zmiany właściwości gleb związane z postępującym procesem sukcesji polegają na wzroście miąższości profilu, zawartości azotu i fosforu oraz spadku koncentracji magnezu wymiennego i całkowitego niklu. W odniesieniu do ostatniego z wymienionych

pierwiastków widoczna jest zgodność z obserwacjami Sasse (1979ab). Autor ten stwierdził, że ekologiczna rola niklu ulega obniżeniu wraz z wzrastającym stopniem „dojrzałości” gleby od stanowisk pionierskich, gdzie pierwiastek ten ma decydować o specyfice siedlisk, do gleb głębszych, żyzniejszych i o mniej dotkliwym oddziaływaniu niklu na rośliny.

Maciejewski i Niśkiewicz (1979) oraz Weber (1980a) dla prób skał ze Szklar podają, w porównaniu z innymi masywami, znacznie wyższe koncentracje CaO. Może to tłumaczyć nietypowo wysokie zawartości wapnia w glebach powierzchni wyznaczonych w tym masywie. Z kolei wyniki badań serpentynitu z Masywu Grochowej prowadzone przez Chmurę (1960) wskazują na bardzo szeroki rozrzew pomiędzy koncentracjami magnezu i wapnia, a dysproporcja ta powiększa się w trakcie wietrzenia skały. Również zawartości niklu rosną w wietrzejących skałach i najwyższe są w rozłożonym serpentynicie. Inicjalne gleby ze stanowiska G2 na skarpie kamieniołomu w Masywie Grochowej są takimi właśnie zwietrzelinami serpentynitowymi z małym udziałem materii organicznej i w nich stwierdzono największe nasilenie podstawowych czynników kompleksu serpentynitowego: najwyższą przewagę magnezu nad wapniem, przy jednych z najwyższych zawartościach niklu.

Koncentracje badanych pierwiastków w glebach zawierają się w przedziałach najczęściej podawanych w cytowanych wyżej źródłach. Zastanawia wysoki udział ekstrahowanej frakcji wapnia zbliżony do jego zawartości całkowitych. W glebach badanych przez Sasse (1979a) udział ten był zbliżony do ok. 35, a u Lombini i in. (1998) do 40% całkowitych koncentracji pierwiastka. Być może należy złożyć to na karb niedoskonałości standardowej metody ekstrakcji wapnia za pomocą octanu amonu wobec szczególnych właściwości gleb serpentynitowych.

Zawartości określone w tej pracy jako całkowite są *de facto* „zbliżonymi do całkowitych”. Oznaczone zostały z zastosowaniem mineralizacji prób glebowych w mieszaninie kwasów azotowego i nadchlorowego. Karczewska (2002) zauważa, że co prawda uzyskane w ten sposób koncentracje nie w pełni odpowiadają całkowitym ilościom metali, to można jednak przyjąć, że pozostałość niepodatna na działanie mieszaniny kwasów nie ma praktycznego znaczenia środowiskowego.

Weber (1980a), który analizował zawartości niklu, chromu i kobaltu w próbach z wszystkich poziomów badanych profili dolnośląskich gleb serpentynitowych (w większości w rejonie Masywu Ślęży), podaje następujące przedziały zawartości tych metali: 390–4200  $\mu\text{g g}^{-1}$  Ni, 700–3670  $\mu\text{g g}^{-1}$  Cr i 24–180  $\mu\text{g g}^{-1}$  Co. Koncentracje metali na ogół zwiększają się wraz z głębokością, niekiedy w poziomach położonych bezpośrednio nad serpentynitem przekraczając zawartości w skale macierzystej.

Karczewska i in. (2001) w próbach z terenu kopalni w Szklarach stwierdzili koncentracje całkowite niklu w zakresie 610–4400  $\mu\text{g g}^{-1}$  w nienaruszonych glebach i 180–17600  $\mu\text{g g}^{-1}$  w materiale ze zwałowiska oraz odpowiednio do 2210  $\mu\text{g g}^{-1}$  i do 1400  $\mu\text{g g}^{-1}$  chromu. Koncentracje form rozpuszczalnych niklu nie przekraczały 37  $\mu\text{g g}^{-1}$ . W tej pracy w próbach z powierzchni (n = 23) na wzgórzu w Szklarach uzyskano średnie całkowitych zawartości niklu i chromu odpowiednio: 4680 i 1160  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Na powierzchniach (n = 7) stanowiska S7 z pionierskim stadium rozwoju zbiorowiska murawowego we wnętrzu wyrobiska kopalni stwierdzono najwyższe zawartości obu pierwiastków, średnio: 7810  $\mu\text{g g}^{-1}$  Ni (maks. 9990  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) i 1650  $\mu\text{g g}^{-1}$  Cr (maks. 2020  $\mu\text{g g}^{-1}$ ).

Jak podają Fedak i Niškiewicz (1979), zawartości niklu w przypowierzchniowej zwietrzelinie serpentynitowej eksploatowanej w Szklarach jako ruda tego metalu wynosiły 1–1.5%. Po wyeksploatowaniu zasobniejszych partii złoža kopalnia została w 1983 r. zamknięta, jednak można przypuszczać, że na powierzchni wyrobiska pozostały miejsca o pierwotnym poziomie zasobności w nikiel, takie jak powierzchnia S7.

Kabała i Szlachta (2000) badali zawartości metali ciężkich w składowanych na hałdach materiałach odpadowych z kopalni w Nasławicach, pochodzących z eksploatowanych tam i zmielonych skał serpentynitowych. Analizowany materiał skalny odznaczał się bardzo wysokim odczynem sięgającym nawet pH 8.9 i zawartościami całkowitymi niklu w zakresie 3280–4130  $\mu\text{g g}^{-1}$  i chromu 380–760  $\mu\text{g g}^{-1}$ . W toku badań opisywanych w tej pracy na powierzchniach ( $n = 12$ ) najbliższych kopalni gleby odznaczały się średnim pH = 5.8 i średnimi zbliżonymi do całkowitych zawartościami niklu i chromu odpowiednio: 1420 (maks. 3130  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) i 471  $\mu\text{g g}^{-1}$  (maks. 855  $\mu\text{g g}^{-1}$ ). W stosunku do zawartości w niezwiertzałej skale w wypadku gleb spod muraw widoczne jest zatem ok. dwukrotne obniżenie się koncentracji niklu przy w przybliżeniu stałym poziomie chromu.

Stosunek średnich zawartości całkowitych w badanych glebach niklu, chromu i kobaltu wynosi: 1 : 0.29 : 0.04. W próbach gleb z siedmiu stanowisk na terenie dolnośląskich serpentynitów, jakie badali Samecka-Cymerman i in. (2002), stosunek ten wynosi 1 : 0.86 : 0.07. Podobna jest relacja pomiędzy tymi pierwiastkami obliczona na podstawie danych dla badanych przez Sasse (1979a) gleb z Francji, Włoch, Austrii i Niemiec – odpowiednio: 1 : 0.53 : 0.13, podczas gdy w glebach serpentynitowych Wielkiej Brytanii (Slingsby i Brown 1977) zaznacza się przewaga chromu: 1 : 1.46 : 0.05.

### **7.2.2. Wpływ czynników siedliskowych na produkcję biomasy roślinności muraw**

Jak podkreśla Ellenberg (1996), terminu „murawy kserotermiczne” nie należy odnosić do roślinności siedlisk stale suchych. Gleby porośnięte przez takie murawy przez większą część roku, zwłaszcza wiosną i późną jesienią, w okresach długotrwałych opadów, są nie mniej wilgotne niż gleby większości łąk. Krytyczne są okresy suszy w lecie, które w warunkach środkowoeuropejskich mogą się utrzymywać wiele tygodni.

Niedobór wody w połączeniu z niską zasobnością w składniki pokarmowe, a głównie azot, to cechy ogółu ekosystemów muraw kserotermicznych (Dierschke 1997), co znajduje odbicie w szczególnie niskich wymaganiach w stosunku do żyzności siedlisk większości gatunków wchodzących w skład ich roślinności (Ellenberg 1996). Szczególną właściwością muraw na serpentynitach w stosunku do podobnych zbiorowisk z innych podłoża skalnych nie jest zatem ubóstwo pokarmowe jako takie, lecz możliwość zachodzenia interakcji pomiędzy kseryzmem siedlisk, ich niską zasobnością w azot, fosfor i potas oraz specyficznymi składnikami kompleksu serpentynitowego, a więc: niedoborem wapnia oraz nadmiarem magnezu i niklu.

Jako dwa podstawowe mierniki reakcji badanych w tej pracy zbiorowisk na działanie kompleksu czynników siedliskowych przyjęto wielkość produkowanej biomasy roślin z uwzględnieniem ich podziału na główne grupy funkcjonalne oraz różnorodność gatunkową. Uzyskane wyniki dowodzą, że produkcja biomasy muraw na siedliskach

serpentytowych roślinie wraz miąższością gleb i ich pojemnością wodną oraz zasobnością w mineralne formy azotu i fosfor. Stwierdzono również wysoką dodatnią korelację pomiędzy tempem mineralizacji azotu a produktywnością siedlisk. Tempo dekompozycji materii organicznej jest dodatnio skorelowane z produkcją biomasy i zasobnością gleb w fosfor. Udział mchów i porostów w ogólnej biomacie roślinności muraw okazał się pomijalny.

Właściwością roślin muraw kserotermicznych, np. *Brachypodium pinnatum*, jest tworzenie dużej biomasy organów podziemnych. U niektórych gatunków może ona stanowić nawet powyżej 50% biomasy całkowitej. Produktywność muraw może być zatem wyższa, niż mogłoby się wydawać, tyle że przyrost biomasy jest inaczej rozmieszczony w przestrzeni niż w wypadku zbiorowisk traworoślowych (Ellenberg 1996).

Dekompozycja materii organicznej jest procesem o decydującym znaczeniu w świetle zagadnień obiegu w ekosystemie i dostępności dla roślin podstawowych składników pokarmowych – azotu i fosforu. Proces ten na siedliskach kserotermicznych przebiega w szczególnych warunkach. Częste wysychanie wierzchnich warstw gleby w okresie letnim powoduje obniżenie aktywności mikroflory prowadzącej mineralizację (Ellenberg 1996). Jamieson i in. (1999) badali tempo mineralizacji azotu na murawie nawapiennej porastającej płytką rędzinę. Badacze stwierdzili wyraźną sezonowość tego procesu z silnym obniżeniem intensywności latem – głównym czynnikiem ograniczającym jest wówczas wilgotność gleby.

Ellenberg (1996) dostrzega możliwość pośredniego wpływu fosforu na rośliny muraw kserotermicznych, polegającego na tworzeniu korzystnych warunków dla bakterii nityfikacyjnych. Autor ten zwraca również uwagę na to, że ważną rolę w dostarczaniu azotu pełnią rośliny z rodziny motylkowatych. Istotne znaczenie motylkowatych w bilansie azotu zbiorowisk łąkowych podkreślają też Palmborg i in. (2005). Autorzy stawiają tezę o komplementarności grup funkcjonalnych roślin, która polega na tym, że motylkowate w znaczący sposób wypełniają funkcję dostarczania azotu, a od pozostałych gatunków zależy jego retencja w ekosystemie. Hooper i Vitousek (1998) badając zbiorowiska trawiaste na kalifornijskich serpentytach stwierdzili, że motylkowate znacząco przyczyniają się do wzrostu koncentracji azotu, a jednocześnie zużywają duże ilości fosforu. Może to tłumaczyć relacje stwierdzone w niniejszej pracy: dodatnią korelację pomiędzy pokryciem motylkowatych a zawartościami azotu mineralnego w glebach oraz brak tego rodzaju związku z koncentracjami fosforu. Koide i Mooney (1987) dowiedli roli fosforu jako czynnika ograniczającego produktywność siedlisk łąk na serpentytach w Kalifornii, a dodatek tego pierwiastka do gleb m.in. znacząco pobudzał wzrost motylkowatych.

Interakcje pomiędzy azotem a fosforem mogą mieć szczególny charakter w warunkach zwiększonego dopływu pierwszego z pierwiastków na skutek opadu zawierających go zanieczyszczeń atmosferycznych. Johnson i in. (1999, cyt. za Phoenix i in. 2004) stwierdzili, że w ekosystemach nasyconych azotem jego dalszy dopływ zwiększa rolę fosforu jako czynnika ograniczającego. Zjawisko to potwierdzili Phoenix i in. (*l.c.*) w doświadczeniu prowadzonym na nawapiennej murawie z udziałem trzech gatunków roślin, w tym *Koeleria macrantha* – trawy charakterystycznej dla muraw dolnośląskich serpentytów. Symulowany opad azotu zwiększał u tych gatunków zapotrzebowanie na fosfor.



Zaopatrzenie roślin serpentynitowych w fosfor może być również w istotny sposób określane przez liczbę zachodzących związków mikoryzowych z gatunkami muraw (Gonçalves i in. 1995, Prasad i Freitas 1999). Kasowska (2006) badała status mikoryzowy roślin z hałd i wyrobisk kopalni w Szklarach i kamieniołomu w Nasławicach. Autorka stwierdziła, że gatunki tworzące mikoryzę typu arbuskularnego stanowią 70–80% składu flory badanych obiektów, a zaliczają się do nich m.in. charakterystyczne gatunki muraw kserotermicznych, takie jak: *Avenula pratensis*, *Centaurea stoebe*, *Festuca valesiaca*, *Koeleria macrantha*, *Phleum phleoides*, *Potentilla heptaphylla*, *Scabiosa ochroleuca* i *Thymus pulegioides*.

Proctor i Woodel (1975) zauważyli, że dodatek wapnia do gleby serpentynitowej często koryguje jej nieurodzajność lub toksyczność, lecz zdaniem tych autorów nie udało się eksperymentalnie dowieść niedoboru wapnia jako takiego. Zaburzenie relacji między wapniem i magnezem – pomijając nierównowagę ich koncentracji w glebach serpentynitowych – może być związane z antagonizmem między tymi pierwiastkami (Brooks 1987). Zdaniem Kinzela i Webera (1982) toksyczny dla roślin wpływ nadmiaru magnezu w glebie może mieć charakter pośredni, przez hamowanie pobierania innych jonów.

W kontekście szczególnych cech roślinności serpentynitowej i metabolizmu wyspecjalizowanych serpentynofitów rozpatrywane jest również zagadnienie interakcji pomiędzy deficytowymi makroelementami, przede wszystkim azotem i jego indywidualnie rozpatrywanymi formami mineralnymi a metalami – magnezem i niklem (Proctor i Nagy 1993) oraz niedoborem wilgoci w glebie (Proctor 1991).

Proctor i Nagy (1993) wskazują trzy kierunki wpływu nadmiaru magnezu w glebach serpentynitowych na ich roślinność: 1) podnoszenie odczynu, 2) bezpośrednia toksyczność, zwłaszcza przy niskich koncentracjach wapnia i 3) tworzenie interakcji z innymi czynnikami siedliskowymi, zwłaszcza z niklem, którego toksyczność obniża, a także z wapniem i potasem.

Obserwowane było zróżnicowanie populacji różnych gatunków pod względem tolerancji na wysokie koncentracje magnezu (Mars i Proctor 1976, Nagy i Proctor 1997, Nyberg Berglund i in. 2003). Dixon i Todd (2001) stwierdzili zróżnicowanie reakcji na zmienne wartości stosunku wapnia do magnezu u populacji *Koeleria macrantha* pochodzących z gleb o odmiennym pochodzeniu. Najwyższą tolerancję na nadmiar magnezu wykazała populacja z serpentynitów.

Dwa pierwiastki wchodzące w skład kompleksu serpentynitowego – magnez i nikiel wchodzą w interakcje, w których magnez osłabia toksyczne działanie niklu (Proctor i McGowan 1976, Gabbrielli R., Pandolfini T. 1984, Gabbrielli i in. 1995, Nagy i Proctor 1997)

Zdaniem Proctora i Nagy'ego (1993) rola niklu w powstawaniu na serpentynitach nietypowej roślinności pozostaje niewyjaśniona i zmienna na różnych obszarach. Co prawda, opisano przypadki wyodrębniania się tolerancji na nikiel u populacji gatunków narażonych na jego toksyczne działanie (np. Brookes i in. 1981, Tilstone i Macnair 1997, Bratter i in. 2002, Nyberg Berglund i in. 2003) Z drugiej strony, są doniesienia o opanowywaniu siedlisk serpentynitowych przez odporne na toksyczne działanie niklu rośliny nietworzące tolerancyjnych ekotypów (Westerbergh 1994). U roślin z dolnośląskich populacji serpentynitowych części gatunków (*Plantago lanceolata*, *Agrostis stolonifera*) występuje zróżnicowanie pod względem tolerancji na nikiel, co może świadczyć o jego

roli jako czynnika selekcji prowadzącej do wyodrębniania się lokalnych ekotypów (Żołnierz 1989). Tolerancję na nikiel niewątpliwie należy przypisać gatunkom będącym hiperakumulatorami tego pierwiastka (Brooks 1987), które jednak nie występują na badanym terenie.

Chrom i kobalt są pierwiastkami, których ewentualne toksyczne działanie bierze się pod uwagę w opisie specyfiki ekologicznej siedlisk serpentynitowych (Proctor i Woodel 1975, Brooks 1987, Proctor 1993), jednak brak dotąd przekonujących doniesień o jego przejawach zaobserwowanych w naturalnych warunkach. Rozpuszczalne formy tych pierwiastków w naszych glebach serpentynitowych występują w bardzo małych ilościach, niskie są również ich zawartości w roślinach (por. rozdz. 6.7 i 6.8).

Tzw. serpentynofity – rośliny w swoim występowaniu związane z serpentynitami (niekiedy ściśle, jak zanokcica serpentynowa *Asplenium adulterinum*) zdają się preferować to specyficzne podłoże. Zależność ta pozostaje jednak wciąż daleka od jednoznacznego wyjaśnienia. Według Brooksa (1987) związek endemitów z glebami serpentynitowymi wynika raczej z braku presji konkurentów niż specjalnych wymagań pokarmowych.

### **7.2.3. Wpływ czynników siedliskowych na różnorodność gatunkową i strukturę przestrzenną zbiorowisk**

Takie właściwości fizyczne jak miąższość i związana z nią wilgotność okazały się ważnymi czynnikami określającymi produktywność siedlisk naszych muraw na serpentynitach, co nie było czymś nieoczekiwanym. Miąższość gleb jest obok odczynu głównym czynnikiem siedliskowym decydującym o zróżnicowaniu roślinności muraw z rozmaitych podłoży skalnych w Szwecji (Tyler 1996). Czynnikiem ten okazał się również decydującym o zróżnicowaniu roślinności na kalifornijskich murawach w badaniach Overtona i Levina (2001) i o przebiegu wtórnej sukcesji muraw na wapieniach (Alard i in. 2005). Odczyn gleb jest jednym z najważniejszych czynników różnicujących siedliska muraw kserotermicznych w pn.-wsch. Niemczech (Dengler 2004) oraz zbiorowisk trawiastych typu alvar na Olandii (Löbel i in. 2006). To, że takiej zależności nie stwierdzono dla roślin naczyniowych na powierzchniach badanych w tej pracy, może wynikać ze stosunkowo małej zmienności tego czynnika – pH 5.5–8.2, podczas gdy Dengler (*l.c.*) podaje zakres: pH 3.7–9.0.

Hobohm i Härdtle (1997) porównywali związek różnych parametrów siedliskowych z bogactwem gatunkowym 102 środkowoeuropejskich zbiorowisk roślinnych. Do najbogatszych fitocenoz zaliczyli trawiaste, a szczególnie murawy ciepłolubne. Najbogatsze zbiorowiska odznaczają się niską do średniej zawartością azotu i nie są nigdy, nawet incydentalnie, zalewane wodą. Critchley i in. (2002) badali wpływ czynników siedliskowych na różnorodność gatunkową 571 łąk w Anglii. Stwierdzili dodatnią korelację bogactwa gatunkowego z odczynem gleb, a najwyższe liczby gatunków obserwowali w niskim zakresie zawartości fosforu w glebach.

Stevens i in. (2004) badali 68 łąk na obszarze Wielkiej Brytanii. Stwierdzili, że spośród 20 analizowanych zmiennych wielkość opadu azotu wyjaśniała ponad połowę wariancji dotyczącej redukcji liczby gatunków na powierzchniach badawczych, kolejne pod względem znaczenia czynniki – wielkość średniego rocznego opadu i odczyn gleby

tłumaczyły odpowiednio 8 i 5% wariacji. Eutrofizacja powodowana spływem nawozów z pól uprawnych wywołała obserwowany przez Slingsby'ego i in. (2001) wzrost zwarcia roślinności muraw i tym samym skurczyła się przestrzeń dla rzadkich gatunków na serpentynitach Keen of Hamar (Szkocja).

Janssens i in. (1998) po badaniach 281 łąk, głównie w Belgii i Luksemburgu oraz w kilku innych krajach zachodnioeuropejskich, doszli do wniosku, że najwyższe bogactwo gatunków występuje na stanowiskach z koncentracjami fosforu poniżej optimum dla odżywiania roślin, tj. 50–80  $\mu\text{g g}^{-1}$  i optymalnym poziomem wymiennego potasu, ok. 200  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Zakres koncentracji fosforu w glebach naszych muraw (2.25–24.9  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) można zatem uznać za optymalny, a potasu (88–357  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) za zbliżony do optymalnego dla ich różnorodności gatunkowej. Janssens i in. (*l.c.*) stawiają hipotezę zakładającą, że występujący w niskich koncentracjach fosfor może być głównym czynnikiem ograniczającym dostęp azotu pochodzącego z wiązania go przez symbionty motylkowatych i z mineralizacji materii organicznej. Zgodnie z tą hipotezą azot pozostaje głównym czynnikiem ograniczającym różnorodność gatunkową a fosfor określa jego dostępność, ponieważ wpływ stymulujący na udział motylkowatych w runi łąkowej będąc czynnikiem niezbędnym do wytworzenia przez te rośliny brodawek korzeniowych. Cytowanym badaczom nie udało się wykazać związku pomiędzy fosforem a pokryciem motylkowatych, co dotyczy również sytuacji na naszych murawach z serpentynitów, a może być tłumaczone wspomnianym już wyżej dużym zużyciem tego pierwiastka przez rośliny motylkowate (Hooper i Vitousek 1998). Regulującą funkcję fosforu w stosunku do procesu wiązania azotu przez związane z motylkowatymi symbionty bakteryjne stwierdzili również Spehn i in. (2002) w trakcie prowadzonego w siedmiu europejskich krajach eksperymentu. Badacze w części prowadzonych doświadczeń uzyskali dowód kluczowej roli motylkowatych w dostarczaniu azotu do ekosystemu i pośrednim wpływie na różnorodność gatunkową. O znaczeniu tej roli motylkowatych w znacznej mierze decydował ich skład gatunkowy: w wypadku powierzchni z dużym udziałem koniczyn był on większy niż tam, gdzie dominowały mniej wydajne w procesie wiązania azotu gatunki, takie jak np. częsta na naszych murawach naserpentynitowych komonica *Lotus corniculatus*. Tezę Janssensa i in. (1998) o stymulującym różnorodność gatunkową roślin wpływie azotu należałoby opatrzyć zastrzeżeniem, że chodzi o niskie zakresy zmienności koncentracji tego pierwiastka w glebach – takie przy których nie dochodzi do zaburzenia stosunków konkurencyjnych w fitocenozach z bujnym rozwojem traw i wypieraniem gatunków o niższych wymaganiach pokarmowych a wysokich świetlnych, a także nie ulegają zaburzeniu relacje z innymi makroelementami.

Roem i Berendse (2000) obserwowali obniżanie się różnorodności gatunkowej badanych oligotroficznych zbiorowisk trawiastych w Holandii pod wpływem nadmiaru azotu względem fosforu i potasu wyrażonego stosunkiem zawartości tych pierwiastków w biomase roślin. Można uznać to za jeszcze jeden dowód na poparcie przytoczonej już wyżej tezy o indukowanej przez nadmiar azotu roli fosforu jako czynnika ograniczającego możliwości rozwoju roślin w skąpożywnych zbiorowiskach trawiastych.

Bai i in. (2001) na ośmiu użytkowanych pastwiskowo preriach w prowincji Saskatchewan (Kanada) badali zależność pomiędzy stadium sukcesyjnym zbiorowiska określonym udziałem gatunków klimaksowych w biomase a różnorodnością gatunkową. Najwyższe wartości współczynnika różnorodności Shannona-Wienera i równomierności

wystąpiły w średnich stadiach zaawansowania sukcesyjnego fitocenoz. Mimo dalekiej analogii można stwierdzić, że odpowiada to sytuacji na naszych murawach – najbardziej różnorodne są ich stadia dojrzałe, które można uznać za pośrednie pomiędzy stadiami pionierskimi a degradacyjnymi, przekształcającymi się w trwałe czasowo traworośla zdominowane przez *Calamagrostis epigejos*.

W około 40% badanych przypadków zależność pomiędzy bogactwem gatunkowym fitocenoz a ich produktywnością jest opisywana wypukłą krzywą „łukowatą” (humpbackcurve), co wynika ze statystycznego zestawienia wyników badań przedstawionego przez Mittelbach i in. (cyt. za Begon i in. 2006). Zagadnienie związku pomiędzy bogactwem gatunkowym a produktywnością siedlisk wpisuje się w bardzo ożywioną w ostatnich latach, nie wolną od kontrowersji i wciąż pozostającą bez ostatecznych konkluzji dyskusję nad zależnościami pomiędzy bogactwem gatunkowym ekosystemów a ich funkcjonowaniem (m.in.: Tilman 1999, Hector i in. 1999, Huston i in. 2000, Loreau i in. 2001, Hooper i in. 2005). Są przesłanki do przyjęcia tezy, że charakter tej zależności ma związek ze skalą przestrzenną, w jakiej jest rozpatrywany (Chase i Leibold 2002).

Unimodalny związek pomiędzy biomasą a liczbą gatunków jest wyraźny w średniej skali przestrzennej pozwalającej ująć w badaniach zmienność postaci zbiorowiska (Keddy 1989, cyt. za Grytnes 2000).

Dla danych uzyskanych w tej pracy zależność pomiędzy bogactwem gatunkowym muraw a ich produktywnością (zmienna zależna) również jest opisywana krzywą łukowatą równania wielomianowego  $y = -2.06x^2 + 62.35x - 156.5$  z wysokim współczynnikiem korelacji Spearmana  $R_s = 0.5693$ ,  $p < 0.0001$  dla dopasowania liniowego. W niniejszej pracy jako zasadniczą przyjęto jednak odmienną perspektywę w analizie związku pomiędzy bogactwem gatunkowym a produktywnością siedlisk z tym ostatnim czynnikiem jako zmienną niezależną. Również w tym wypadku uzyskano łukowatą krzywą, która opisuje relację pomiędzy uznaną za miernik produktywności siedlisk nadziemną biomasą roślin a liczbą ich gatunków na powierzchniach badawczych dla pełnego spektrum spotkanych postaci muraw: od stadiów pionierskich, przez dojrzałe, po degradacyjne, przekształcające się stopniowo w traworośla.

Grytnes (2000) badając murawy alpejskie z Gór Skandynawskich stwierdził w większości wypadków wyraźniejszą relację opisaną krzywą łukowatą między liczbą gatunków a sumą ich pokrycia niż biomasą. W wypadku badanych w tej pracy muraw serpentynitowych obie zależności odznaczają się niemal identycznymi wartościami współczynników korelacji i obie są wysoce istotne.

Badania zależności pomiędzy powierzchnią a bogactwem gatunkowym pozwalają poznać wielkości pul gatunków w analizowanym zakresie przestrzeni (w skali zbiorowiska, lokalnej i regionalnej), w pewnym zakresie modelować tę zależność przez inter- i ekstrapolację wartości, a także analizować jaki wpływ na bogactwo gatunkowe będzie miała utrata określonej części obszaru siedliska. Badania takie dają też podstawy do określenia minimalnej powierzchni zbiorowiska. Wyniki takich prac obok znaczenia czysto poznawczego dają również teoretyczne podstawy do działań na rzecz ochrony obiektów przyrodniczych.

W niniejszej pracy relacja pomiędzy liczbą gatunków a powierzchnią siedlisk badana była na dwóch poziomach: całych obiektów – muraw kserotermicznych jako wysp środowiskowych (por. rozdziały 6.1, 7.1) oraz części składowych tych obiektów – jed-

norodnych pod względem składu gatunkowego i cech fizjonomii płatów zbiorowisk roślinnych. W pierwszym wypadku zastosowano metodę niezależnych powierzchni, w drugim – powierzchni (kwadratów) zagnieżdżonych (Connor i McCoy 2001). Z uwagi na ograniczone rozmiary muraw na naszych serpentynitach nie jest możliwe założenie rozwiniętej sieci zagnieżdżonych kwadratów, takich jak w badaniach prowadzonych na rozległych zbiorowiskach trawiastych (np. Fridley i in. 2005). Po rozpoznaniu sytuacji w terenie przyjęto maksymalną wielkość kwadratu  $8 \times 8$  m, tj. taką, jaką można było zmieścić w granicach jednorodnych fizjonomicznie płatów z pozostawieniem co najmniej 2–3 m marginesu dla uniknięcia oddziaływań brzegowych. Przy pewnych cechach wspólnych analiz prowadzonych w obu zakresach przestrzennych:  $0.01\text{--}64\text{ m}^2$  i  $0.01\text{--}0.81$  ha, obserwowane zjawiska mają swoją specyfikę właściwą dla badanej skali. Crawley i Harral (2001) badając zależność powierzchnia – liczba gatunków w zakresie  $0.01\text{ m}^2\text{--}1000\text{ m}^2$  uzyskali dla określającego nachylenie krzywej wykładnika równania potęgowe Arrheniusa  $z$  (por. rozdz. 6.1.2.) wartość 0.16, a w zakresie  $1000\text{ m}^2\text{--}1\text{ km}^2$  współczynnik ten urósł do 0.45. Podobnie Weiher (1999) nie uzyskał korelacji pomiędzy obserwacjami liczby gatunków w najmniejszych zakresach zmienności powierzchni z wyższymi ich przedziałami.

W przedstawionych w tej pracy badaniach, których przedmiotem analiz były 34 murawy, uzyskano związek liczby gatunków z powierzchniami obiektów opisany równaniem z współczynnikiem  $z = 0.28$ . Butaye i in. (2005) dla 73 fragmentów muraw nawapiennych w Belgii o powierzchniach w zakresie od ok. 0.015 do ok. 0.75 ha, a więc takim samym jak w niniejszej pracy, uzyskali prostą regresji o nieco mniejszym nachyleniu. Określone za pomocą badań zagnieżdżonych kwadratów współczynniki  $z$  dla dojrzałych postaci muraw utrzymują się w wąskim zakresie 0.24–0.25, co odpowiada najczęściej spotykanym jego wartościom dla ekosystemów lądowych (Crawley i Harral 2001), są też zarazem nieco wyższe od stwierdzonych przez Denglera (2005) dla kilkudziesięciu muraw kserotermicznych w różnych krajach Europy Zachodniej, Estonii i Rosji, które – z wyjątkiem szwedzkich z Olandii (0.25) – zawierały się w przedziale 0.19–0.23.

Analiza krzywych zależności pomiędzy powierzchnią a liczbą gatunków pozwala określić minimalne powierzchnie badanych zbiorowisk. Samo pojęcie minimalnej powierzchni zbiorowiska jest niejednoznacznie definiowane i brak ścisłych zasad jego określania. Dla potrzeb tej pracy przyjęto definicję Dierschke (1994), według której jest to najmniejsza powierzchnia pozwalająca płatowi zbiorowiska zachować zasadniczy zrąb składu gatunkowego i właściwą mu strukturę. Za Dierschke (*l.c.*) przyjęto poziom 80% gatunków w stosunku do ich liczby dla całego zbiorowiska (przyjęto za nią średnią dla liczb stwierdzonych na największych kwadratach) jako wyznacznik jego minimalnej powierzchni. Odczytane z krzywych w oparciu o takie założenia minimalne powierzchnie zbiorowisk wynoszą: dla stadiów pionierskich ok.  $4\text{ m}^2$ , dla dojrzałych postaci muraw  $20\text{--}25\text{ m}^2$  i dla stadiów degradacyjnych ok.  $40\text{ m}^2$ . Van der Maarel (2005) na podstawie danych różnych autorów podaje wielkości minimalnej powierzchni dla muraw *Festuco-Brometea* w zakresie  $10\text{--}25\text{ m}^2$ , a dla stepów  $20\text{--}50\text{ m}^2$ . Duża powierzchnia minimalna zbiorowisk stadiów degradacyjnych może wynikać z dynamiki przemian, jakim podlegają i związanego z tym ich wciąż niepełnego ukształtowania. Uzyskane wyniki wskazują na to, że powierzchnia  $16\text{ m}^2$  jest właściwa dla charakterystyki roślinności muraw, tę właśnie wielkość Chytrý i Otýpková (2003) proponują przyjąć jako standard w badaniach

fitosocjologicznych dla zbiorowisk trawiastych strefy umiarkowanej. Natomiast porównania ze zbiorowiskami zastępczymi, dla których przyjęto tę samą wielkość powierzchni badawczych, mogą być obciążone pewnym błędem.

Można *a priori* zakładać, że skoro siedliska muraw na serpentynitach, oprócz typowych dla innych muraw kserotermicznych, zawierają również dodatkowy specyficzny kompleks potencjalnie silnych czynników ograniczających, to powinno się to niekorzystnie odbić na bogactwie gatunkowym tych zbiorowisk. Wyniki przeprowadzonych badań porównawczych na murawach porastających bliskie masywom serpentynitowym odsłonięcia bazaltów i łupków wykazały jednak brak różnic pod tym względem. Także porównania z zaczerpniętymi z literatury danymi innych autorów wskazują, że różnorodność gatunkowa muraw na serpentynitach z reguły nie ustępuje podobnym zbiorowiskom z innych podłoży skalnych (tab. 24 rozdz. 6.5). Losowość wyboru powierzchni badawczych w niniejszej pracy utrudnia, do pewnego stopnia, porównywanie wyników dotyczących liczby gatunków w zdjeciu z pracami fitosocjologicznymi, w których lokalizacja powierzchni wybierana jest arbitralnie, zgodnie z kryterium typowości płatu dla opisywanego syntaksonu. Nie wydaje się jednak, by ewentualne nieścisłości takich porównań miały znacząco zmienić ich wymowę.

Charakterystyka przebiegu zależności pomiędzy zwiększającymi się powierzchniami a liczbą zajmujących je gatunków w tej pracy okazała się niemal identyczna z wynikami uzyskanymi przez Chiarucciego (1996) na serpentynitach w Toskanii. Nasze murawy nie ustępują liczbą gatunków z różną intensywnością użytkowanym i odłogowanym, po części suchym, łąkom w Szwecji badanym przez Dupré i Diekmanna (2001). Z drugiej strony, okazały się nieco mniej różnorodne od muraw z klasy *Festuco-Brometea* z pn.-wsch. Niemiec (Dengler 2004) i w większości zdecydowanie uboższe od szczególnie bogatych florystycznie zbiorowisk typu alvar z Estonii (Pärtel 1999).

Bruun i Ejrnaes (2000) analizując pełne spektrum duńskich kserotermicznych zbiorowisk trawiastych wyróżnili grupy klasyfikacyjne od niskich muraw o małym zwarciu do traworośli z *Dactylis glomerata* i *Arrhenatherum elatius*, co odpowiada zmienności postaci zbiorowisk opisanych w tej pracy.

Na dolnośląskich wystąpieniach serpentynitów nie ma powierzchni odpowiadających „serpentine barrens”, tj. obszarom o bardzo skąpej pokrywie roślinnej na inicjalnych glebach opisywanych m.in. z Szwecji (Spence 1957, Proctor i Woodell 1971, Proctor 1991), Szwecji (Rune 1953) czy też ze stanów Kalifornia i Washington (Walker 1954, Whittaker 1954, Kruckeberg 1984, 1992, Brady i in. 2005). Ich namiastką są objęte badaniami pionierskie stadia sukcesji na siedliskach antropogenicznych w kamieniołomach (G3, P1, P2) i na obrzeżach wyrobiska pokopalnianego w Szklarach (S6, S7). Mimo niewielkich powierzchni mają one znaczenie dla zrozumienia istoty procesu rozwoju zbiorowisk trawiastych na serpentynitach, wyznaczając jego punkt początkowy. Drugim krańcem zakresu zmienności wyróżnionych postaci zbiorowisk muraw są płaty stadiów uznanych za degradacyjne, gdzie zaznacza się silna ekspansja wysokich traw z dominującym udziałem *Calamagrostis epigejos*. Stadia te przechodzą następnie w zbiorowiska zastępcze, gdzie gatunki muraw już zupełnie ulegają dominacji ekspansywnych wysokich bylin.

Na podstawie wyników kanonicznej analizy zgodności (CCA) wykazano, że czynnikami siedliskowymi o decydującym znaczeniu dla zróżnicowania roślinności

muraw na dolnośląskich serpentynitach są: miąższość gleb, zawartości fosforu, odczyn, zawartości wapnia wymiennego, a także, w mniejszym stopniu, zawartości form mineralnych azotu oraz magnezu wymiennego i rozpuszczalnego niklu. Tylko dwa ostatnie z wymienionych czynników można uznać za specyficzne dla siedlisk serpentynitowych, co znaczy, że najistotniejszymi czynnikami różnicującymi roślinność badanych obiektów są te, które kształtują postać różnych zbiorowisk muraw kserotermicznych bez względu na charakter skał macierzystych i gleb, na których się rozwinęły.

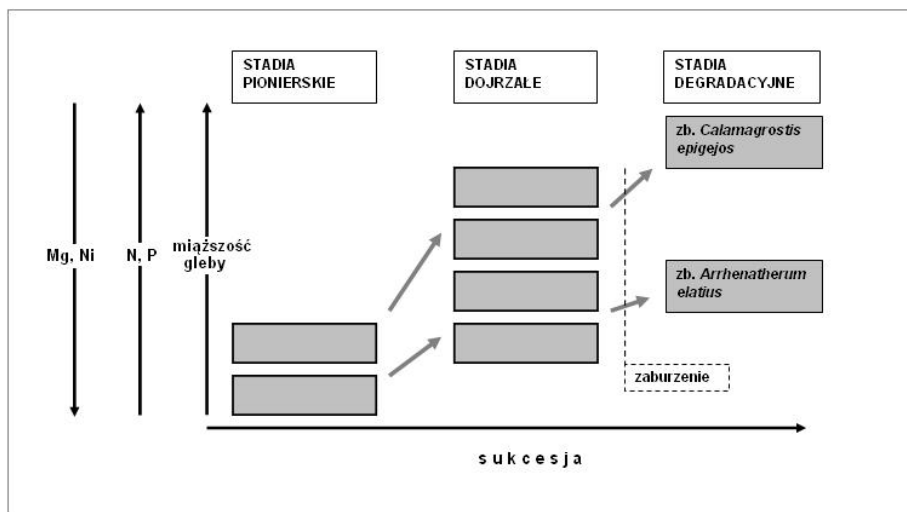
Carter i in. (1987) badali zależności pomiędzy właściwościami siedlisk a roślinnością pionierskich muraw na serpentynitach Szetlandów. Najwyższe wartości współczynników korelacji Spearmana z pierwszą osią DCA uzyskali dla (malejąco): zawartości materii organicznej (straty żarzenia), wymiennych form magnezu i wapnia, wymiennych form potasu i sodu, rozpuszczalnego w kwasie octowym niklu oraz całkowitych zawartości fosforu.

Chiarucci ze współpracownikami badał takie zależności dla głównych typów roślinności z serpentynitów Toskanii. W wypadku zbiorowisk trawiastych i krzewinkowych Monte Ferrato (Chiarucci i in. 1998b) analiza CCA wykazała najistotniejszą rolę w ich różnicowaniu zwarcie zacieńających je sosen, zawartości materii organicznej i kamienistości gleb. W badaniach obejmujących roślinność naskalną, murawy, kserotermiczne zbiorowiska krzewiaste i leśne (Chiarucci i in. 1998c) czynnikami istotnie różnicującymi wyodrębnione grupy klasyfikacyjne zbiorowisk okazały się (według malejącego znaczenia): kamienistość gleb, udział skał, zawartość materii organicznej (strata żarzenia) i odczyn. Nie stwierdzono istotnego wpływu czynników specyficznych dla siedlisk serpentynitowych.

W badaniach prowadzonych w górnym odcinku doliny Tybru Chiarucci i in. (2001) za najbardziej istotnie wpływające na roślinność czynniki uznali skalistość podłoża, zwarcie drzew, azot całkowity i jego stosunek do węgla. W literaturze wciąż mało jest doniesień na temat wyników analiz, których celem jest określenie znaczenia poszczególnych czynników siedliskowych na postać zbiorowisk roślinnych rozwijających się na serpentynitach. Wydaje się, że wobec zmienności czynników widocznej pomiędzy obszarami wystąpień serpentynitów, a nawet w obrębie tych samych kompleksów, można oczekiwać, że zbiór zmiennych siedliskowych o najsilniejszym wpływie na postać zbiorowisk roślinnych nie jest stały i należy go badać w skali regionalnej. Na podstawie dotychczasowych doniesień, łącznie z wynikami tej pracy, można przyjąć, że czynniki kompleksu serpentynitowego odgrywają drugoplanową rolę modyfikując postać głównych form roślinności zdeterminowanych działaniem czynników niespecyficznych, takich jak właściwości fizyczne gleb, zasobność w główne składniki pokarmowe, materię organiczną itp. Czynniki specyficzne dla siedlisk serpentynitowych odgrywają zapewne decydującą rolę tam, gdzie na tle słabiej zróżnicowanych czynników niespecyficznych przynajmniej jeden z nich tworzy długi gradient osiągający wartości bliskie granicom zakresów tolerancji gatunków roślin.

Na podstawie uzyskanych wyników można się pokusić o przedstawienie ogólnego modelu rozwoju zbiorowisk trawiastych na serpentynitach (rys. 72). Głównymi czynnikami związanymi z procesem sukcesji ekologicznej od stadiów pionierskich, przez stadia dojrzałych postaci muraw, po stadia degradacyjne są wzrastająca miąższość gleb, jako wyraz postępującego procesu glebotwórczego i wzrost zasobności siedlisk w azot

i fosfor. Specyficznym dla siedlisk serpentynitowych czynnikiem, jakimi są koncentracje wymiennych form magnezu i niklu w glebach, przypada rola różnicowania postaci zbiorowisk wchodzących w skład kolejnych stadiów. Zjawiskiem inicjującym przejście od stadium dojrzałej murawy do degradacyjnego jest pojawienie się określonego rodzaju zaburzenia (por. rozdz. 7.2.4).



Rys. 72. Ogólny model przemian w toku sukcesji muraw kserotermicznych na dolnośląskich serpentynitach

Fig. 72. Model of the succession changes of the dry grasslands on the Lower Silesian serpentines

During the succession from the pioneer stages, through the mature dry grassland forms, to the degraded stages, which develop after some kind of disturbance, the soil depth as well as nitrogen and phosphorus concentrations increase, whereas magnesium and nickel amounts decrease. Degraded forms of dry grasslands on deeper soils are dominated by *Calamagrostis epigejos*, while on the shallower ones by *Arrhenatherum elatius*

Stadia degradacyjne na płytszych i zarazem bardziej suchych glebach zdominowane są przez *Arrhenatherum elatius*, te rozwijające się na glebach głębszych dają początek płatom traworośli *Calamagrostis epigejos*. Dalszym, jak się wydaje, stabilnym w dłuższej skali czasowej stadium są zbiorowiska zastępcze w stosunku do muraw.

#### 7.2.4. Procesy degradacyjne – powstawanie zbiorowisk zastępczych na siedliskach muraw

Stadia degradacyjne rozwijając się na obrzeżach płatów muraw, a także wyspowo wśród roślinności murawowej [por. CD P4] powodują zmiany w strukturze przestrzennej zbiorowisk dotyczące zarówno ich wymiaru pionowego, jak i poziomego. W toku



rozwoju tych stadiów dochodzi do zmiany dominujących gatunków traw – w miejsce kępowych (*Festuca ovina*, *Avenula pratensis*, *Koeleria macrantha*) pojawia się z czasem gęstniejący, jednorodny porost wysokich traw – luźnokępowej *Arrhenatherum elatius* i rozlogowej *Calamagrostis epigejos*. Wysoka i zagęszczająca się wraz z rozwojem zbiorowiska warstwa wegetatywna traw ogranicza dostęp światła do najniższych warstw zbiorowiska. Eliminacji ulegają luki pomiędzy kępami traw – przestrzeń zajmowana przez wyspecjalizowane gatunki, np. *Potentilla arenaria*. Miejsca te ulegają zacienieniu i pokryciu grubiejącą warstwą wolno rozkładających się szczątków pędów traw. Następuje ujednoczenie struktury poziomej, z czasem prowadzące do coraz większej homogenizacji tak roślinności, jak i mikrosiedlisk. W takim stadium ulegają eliminacji niskie, światłolubne gatunki muraw. Pozostają te, które zdolne są do wzrostu ku górze, jak wspierająca się o pędy traw *Galium verum*, a także *Achillea pannonica*, *Pimpinella saxifraga* i *Euphorbia cyparissias*. Wzrost produkcji biomasy w przeliczeniu na jednostkę powierzchni w miarę zagęszczania się porostu traw prowadzi do redukcji liczby gatunków – zagina się ku dołowi grzbietowa krzywa zależności produktywność – różnorodność gatunkowa. W roślinności stadiów degradacyjnych i rozwijających się z nich zbiorowisk zastępczych dominują gatunki o strategii typu C – konkurencyjności i typów pośrednich: konkurencyjności i odporności na stres – CS oraz konkurencyjności i odporności na zaburzenia – CR. Do głównych cech gatunków o strategii konkurencyjności należą (Grime 2001): szybki wzrost, gęsty porost liści, sprawne rozprzestrzenianie się nad i pod powierzchnią gleby, gromadzenie dużej części wytworzonych asymilatów w organach spichrzowych, co jest podstawą szybkiego wzrostu i rozprzestrzeniania się w następnym sezonie wegetacyjnym. Według Falińskiej (2004) strategię typu C i CR są właściwe dla końcowych stadiów wtórnej sukcesji ekologicznej.

Najbardziej ekspansywną i najsilniej przekształcającą roślinność i siedliska muraw trawą jest trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos*. Jest to rodzimy u nas gatunek ruderalny związany z klasą *Epilobietea angustifolii*, odznaczający się tendencją do wzrostu liczby stanowisk i dlatego tak w skali kraju, jak i w Europie zalicza się go do najbardziej ekspansywnych roślin degradujących różne zbiorowiska (Korniak 2001, Rebele i Lehmann 2001, Zarzycki i in. 2002, Holub i in. 2004).

Trzcinnik piaskowy jest trawą o szerokim zakresie fitocenotycznym, ma zdolność wytwarzania odrębnych form rozwojowych z własnymi strategiami rozwoju osobniczego w różnych opanowywanych przez siebie środowiskach i w tej właściwości Jańczyk-Węglarska (1996) upatruje podstawy sukcesu w kolonizacji opanowywanych przez ten gatunek siedlisk. *Calamagrostis epigejos* charakteryzuje się również szerokimi zakresami tolerancji ekologicznej w stosunku do kluczowych czynników siedliskowych. Jest w stanie rosnąć w zakresie kwasowości pH 2.8–8.2 (Rebele i Lehmann 2001 za różnymi autorami), toleruje też bardzo niski poziom trofii i suszę, jednak z drugiej strony, jego wzrost jest bardzo silnie pobudzany przez wilgoć i dopływ składników pokarmowych, szczególnie azotu, lecz również fosforu (Rebele i Lehmann *l.c.*, Süß i in. 2004). Pozycja gatunku w przestrzeni ordynacyjnej CCA dla stanowisk badanych w tej pracy potwierdza tę charakterystykę wymagań siedliskowych – *Calamagrostis epigejos* sytuuje się w strefie najwyższych wartości gradientów azotu, fosforu i zapewniającej optymalną wilgotność miąższości gleb (por. rys. 44, 46 i 48). Do głównych przyczyn siły konkurencyjnej trzcinnika zaliczyć trzeba bardzo sprawną gospodarkę azotową, a szczególnie intensywne

pobieranie z gleby tego pierwiastka, zdolność jego gromadzenia w korzeniach i podstawach pędów (w mniejszym stopniu w rozłogach) oraz translokację z organów zamierających (Gloser 2002, 2005, Gloser i in. 2004, Kavanová i Gloser 2005). Novák i Prach (2003) twierdzą, że wzrostowi *Calamagrostis epigejos* sprzyja wyższy udział frakcji ilastej w składzie granulometrycznym gleb – tej zależności nie udało się potwierdzić w niniejszej pracy, brak korelacji może jednak wynikać ze stosunkowo małej zmienności tej cechy badanych gleb. Trzcinnik piaskowy jest w stanie wytwarzać wysoką biomasę nadziemną, według Holouba i in. (2004) przeważnie ok. 700 g s. m. m<sup>-2</sup>, a jak podają Rebele i Lehmann (*l.c.*), może ona osiągać nawet wielkość 2700 g s. m. m<sup>-2</sup>. Najwyższą wartość, jaką stwierdzono w zbiorowiskach zastępczych na wzgórzu koło Nasławic, wyniosła 1050 g s. m. m<sup>-2</sup>.

Zdaniem Holouba i in. (2004) istota mechanizmu konkurencyjnego oddziaływania *Calamagrostis epigejos* polega na ocienianiu wolniej rosnących gatunków oraz na wytwarzaniu grubej warstwy wolno rozkładającej się ściółki, a także wydajnej mineralizacji azotu w opanowywanych płatach. Süß i in. (2004) na kserotermicznych murawach w dolinie Renu zaobserwowali wypieranie przez *Calamagrostis epigejos* *Stipa capillata*, kiedy dochodzi do dopływu azotu i fosforu oraz wzrostu wilgotności. Po wyparciu ostnicy płaty *C. epigejos* tworzą stosunkowo stabilne, końcowe – jak twierdzą autorzy – stadium w rozwoju tamtejszych zbiorowisk trawiastych. Trwałość czasowa jest również właściwością zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* zbiorowisk zastępczych badanych w tej pracy. O ile spotyka się przypadki wkraczania zarośli krzewiastych i drzew na teren niezmienionych muraw, to niemal brak takich zjawisk na powierzchniach opianowanych przez trzcinnika. Jego wskazane wyżej właściwości utrudniające czy wręcz uniemożliwiające kiełkowanie i rozwój konkurentów zielnych dotyczą również drzew i krzewów. Przyczyniając się do wzbogacania siedlisk w azot, trawy wzmagają proces eliminacji oligotroficznych gatunków muraw – są one pozbawione wolnej przestrzeni do zasiedlenia, stają się coraz bardziej ocienione i rosną w środowisku trwale wzbogaconym w azot. Podobny mechanizm inwazji prowadzącej do wzrostu udziału traw i wypieraniu przez nie słabszych konkurencyjnie gatunków rodzimych, a w pierwszej kolejności ziół dwuliściennych opisano również w odniesieniu do kalifornijskich zbiorowisk trawiastych na serpentynitach (Huenneke i in. 1990)

Proces wkraczania wysokich traw na płaty roślinności murawowej jest prawdopodobnie inicjowany określonym zaburzeniem funkcjonowania ekosystemu murawy, choć istota tego zjawiska często pozostaje nieczytelna. Termin „zaburzenie” jest szeroko stosowany w literaturze ekologii roślin, najczęściej w znaczeniu nadanym przez Grime’a (1977), jako zjawisko prowadzące do destrukcji biomasy związanej z fotosyntezą roślin. W kontekście procesów prowadzących do degradacji fitocenozy muraw i powstawania zbiorowisk zastępczych termin „zaburzenie” rozumiem tu w szerszym znaczeniu sformułowanym przez White’a i Picketta (1985, cyt. za White i Jentsch 2001): „zaburzenie jest zdarzeniem w czasie naruszającym strukturę ekosystemu, zbiorowiska lub populacji oraz zmieniającym dostępność zasobów lub środowisko fizyczne”. Takim zaburzeniem o szerszym zasięgu w wypadku badanych muraw może być zwiększony dopływ azotu w połączeniu (lub bez) z lokalną destrukcją pokrywy roślinnej. Ślady takich zdarzeń destrukcyjnych związanych z dawną uprawą, różnego rodzaju zaburzeniami pokrywy glebowej (antropogenicznymi i naturalnymi – np. w otoczeniu nor zwierząt) są widoczne na

części muraw. W niektórych miejscach skupienia trzcinnika pojawiają się jednak wśród niczym niezmienionej roślinności murawowej. Być może w takich wypadkach zaburzenie polega na eutrofizacji fragmentu zbiorowiska o miejscowo wyższej miąższości gleby, a konkurencja pomiędzy gatunkami warunkowana jest sprawniejszym wykorzystywaniem zasobów i ew. różnym zasięgiem korzeni. W tego rodzaju sytuacjach nawet pojedynczy osobnik głęboko korzeniącej się trawy może dać początek szybkiemu rozwojowi jej nowego skupienia. Rebele i Lehmann (2001) opisują właśnie takie zjawisko tworzenia się gęstych płatów *Calamagrostis epigejos* na mikrosiedliskach rozproszonych wśród muraw kserotermicznych i wrzosowisk, które odznaczają się depresją reliefu w stosunku do otoczenia lub wyższą żyznością. Ekspansja wysokich traw na terenie badanych w tej pracy obiektów – często zachodzi na powierzchniach poddawanych wiosennemu wypalaniu suchej roślinności. Zaburzeniem inicjującym rozwój stadiów degradacyjnych muraw może być w takim wypadku zbyt intensywny miejscowo ogień doprowadzający do całkowitego wypalenia fragmentu darni w połączeniu ze zniszczeniem na skutek wysokiej temperatury podziemnych części roślin i banku nasion.

Stadia degradacyjne z czasem przekształcają się w zbiorowiska zastępcze, zdominowane przez wysokie trawy, przeważnie z udziałem *Tanacetum vulgare*, *Hypericum perforatum*, *Agrostis capillaris* i *Vicia hirsuta* oraz *Achillea pannonica*, *Galium verum* i *Pimpinella saxifraga* jako najczęstszymi reprezentantami gatunków muraw tworzących niższą warstwę roślin zielnych. Ich pozycja syntaksonomiczna wymaga badań, zwraca jednak uwagę podobieństwo składu gatunkowego oraz gatunków dominujących i subdominant do zbiorowiska *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum* opisywanego na terenie Austrii (Mucina i Kolbek 1993).

Płaty zbiorowisk będących stadiami degradacyjnymi muraw i powstałe z nich zbiorowiska zastępcze są miejscem występowania gatunków inwazyjnych i przyczółkiem w ich ekspansji na teren niezmienionych płatów roślinności murawowej. Na terenie badań stwierdzono obecność trzech takich gatunków; archeofitu *Tanacetum vulgare* oraz neofitów *Lupinus polyphyllus* i *Rosa rugosa*, z których najbardziej rozpowszechniony jest pierwszy z wymienionych [por. CD P4]. Początki ekspansji *Lupinus polyphyllus* obserwowane są w ostatnich latach w Szklarach na powierzchni obiektu S5. Gatunek rozprzestrzenia się z wielkiego płatu u podnóża wzgórza, gdzie rośnie zwartym łanem. Na murawie S5 w roku 2004 łubinów jeszcze nie było, w roku 2005 rośło już tam 10–12 rozproszonych osobników, a w roku 2006 inwazyjna populacja liczyła już 35 osobników, w tym 9 dużych skupień o średnicach sięgających do 1 m. Pojedynczy okaz *Rosa rugosa* został odnaleziony na murawie N9 koło Nasławic w roku 2005. W kolejnym roku napotkano już 5 młodych osobników rosnących w rozproszeniu na odcinku ok. 80 m. Róża pomarszczona wykazuje w Polsce wzrost liczby stanowisk (Zarzycki i in. 2002), a uznawana jest za gatunek inwazyjny, zwłaszcza w strefie wybrzeży, na Wyspach Brytyjskich, w Skandynawii, na Litwie, w Niemczech i Holandii (Bruun 2005b). W śródłądowej części Europy Środkowej jest spotykana na murawach kserotermicznych, ale stopień jej inwazyjności w tych zbiorowiskach pozostaje dotąd nierozpoznany (Hensen, cyt. za Bruun *l.c.*). *R. rugosa* dzięki bardzo sprawnemu rozmnażaniu wegetatywnemu jest bardzo silnym konkurencyjnym gatunkiem, zwłaszcza na nadmorskich wydmach, gdzie tworzy rozrastające się zwarte zarośla (Bruun 2006).

Harrison (1999) w zbiorowiskach trawiastych na serpentynitach w Kalifornii stwierdziła, że na łąkach z niższymi zawartościami fosforu i większą przewagą magnezu nad wapniem udział rodzimych gatunków w stosunku do obcych był wyższy niż tam, gdzie występowały inne relacje pomiędzy tymi pierwiastkami. Na powierzchniach pionierskich o wysokim natężeniu czynników kompleksu serpentynitowego (G3, P1, P2, S7) mimo wolnych, niepokrytych przez roślinność dużych partii gleby nie obserwuje się rozwoju gatunków spoza zbiorowiska, podczas gdy silnej synantropizacji poddane są podobne siedliska na skarpach kamieniołomu koło Słupic, gdzie koncentracje magnezu i niklu oraz pH dalekie są od swych skrajnych wartości (Żołnierz 1989).

Wśród traw występujących w stadiach degradacyjnych muraw oprócz *Calamagrostis epigejos* i *Arrhenatherum elatius* występują także inne, zaliczane przez Korniaka (2003) do gatunków synantropijnych: *Brachypodium pinnatum*, *Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata* i *Agropyron repens*. *Brachypodium pinnatum* jest gatunkiem wykazującym tendencję do ekspansji na nawapiennych murawach kserotermicznych w zachodniej Europie, a jej przebieg jest podobny do rozwoju płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* i również znacząco obniża różnorodność gatunkową zbiorowisk (Hurst i in. 1999, Kamena i in. 2002, Poschlod i in. 2002, Butaye i in. 2005). Na naszych murawach gatunek ten tworzy większe skupienia na śródleśnych polanach Wzgórz Kiełczyńskich oraz – mniejsze – na położonych w sąsiedztwie boru sosnowego płatach muraw w Masywie Grochowej. Nie wykazuje jednak tam przejawów poszerzania zajętych powierzchni. Wydaje się, że miejsca występowania *Brachypodium pinnatum* odpowiadają siedliskowo kompleksom murawowo-leśnym, których składnikiem trawa ta jest w zachodniej Europie (Ellenberg 1996), w Austrii (Mucina i Kolbek 1993) i w Czechach (Chytrý 2001, Kolbek i Chytrý 2001). Pott (1996a) widzi murawy z udziałem *Brachypodium pinnatum* związane z okrajkami zbiorowisk leśnych i zarośli jako stadium sukcesji prowadzącej do odtworzenia lasu.

### **7.3. Specyfika właściwości chemicznych gleb i składu mineralnego roślin zbiorowisk trawiastych**

Wyniki analiz zawartości magnezu, wapnia, niklu, chromu i kobaltu uzyskane w tej pracy odpowiadają zakresom podawanym dla roślin badanych na serpentynitach Francji, Włoch, Austrii i Niemiec przez Sasse (1979b), z wyłączeniem gatunków-hiperakumulatorów niklu z rodzaju *Alyssum*. Tak jak Sasse stwierdzono różnice w pobieraniu poszczególnych pierwiastków widoczne nawet w wypadku roślin z tego samego stanowiska. Widoczną ogólną tendencją jest pobieranie przez trawy niższych ilości magnezu i wapnia w porównaniu z roślinami dwuliściennymi.

Wśród gatunków z muraw największe ilości niklu stwierdzono w pędach *Euphorbia cyparissias* i *Silene vulgaris*. *Euphorbia cyparissias* należy do gatunków gromadzących najwyższe zawartości niklu z roślin badanych przez Mutscha (1981, cyt. za Popp 1983) na serpentynicie w Gurhofgraben (Austria), w jego pędach wystąpiły też najwyższe koncentracje tego pierwiastka spośród wszystkich prób roślinnych zebranych przez Vergnano Gambi i in. (1982) na serpentynitowym stanowisku w północnych Apeninach. *Silene vulgaris* jest natomiast jednym z tzw. metalofitów spotykanych na różnych

glebach zasobnych w metale ciężkie (Ernst 1974), zdolnym do wyodrębniania ekotypów tolerancyjnych na działanie zawartego w glebach serpentynitowych niklu (Bratteler i in. 2002). Lepnica zwyczajna odznacza się sprawnym mechanizmem ograniczania translokacji pobranego niklu z korzeni do pędu: koncentracje w walcu osiowym są od trzech (Żołnierz 1989) do pięciu razy (Sasse 1979b) niższe w porównaniu z zawartościami tego metalu w korze wtórnej korzeni. Wyniki uzyskane w tej pracy wskazują jednak, że ów mechanizm działa do pewnego poziomu koncentracji niklu w glebie, zaś potem zawodzi, o czym świadczą wysokie, przekraczające  $200 \mu\text{g Ni g}^{-1}$  s.m. zawartości w pędach roślin tego gatunku ze stanowiska na terenie kopalni w Szklarach. Ten sam poziom zawartości niklu ( $228 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m.) Brej i Fabiszewski (2006) stwierdzili u *Silene vulgaris* ze stanowiska serpentynitowego w Mikołajowie w Górach Bardzkich.

Wysokie koncentracje niklu u *S. vulgaris*, a zapewne także u *Euphorbia cyparissias* nie mają nic wspólnego z mechanizmami obrony przed roślinożercami opisywanymi w odniesieniu do roślin odznaczających się hiperakumulacją tego pierwiastka (Boyd i Moar 1999, Davis i Boyd 2000, Boyd i in. 2002, Jhee i in. 2005), lecz są jedynie wyrazem reakcji roślin na nadmiar tego pierwiastka w ich siedlisku. Rośliny siedlisk serpentynitowych zaliczane do hiperakumulatorów niklu, a więc gromadzące ten pierwiastek w ilościach przekraczających poziom  $1000 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m. są zjawiskiem częstym w basenie Morza Śródziemnego (m.in. Lombini i in. 1998, Shallari i in. 1998, Freitas i in. 2004, Reeves i Adigüzel 2004), najbliższe stanowiska należące do tej kategorii gatunku *Thlaspi goesingense* znajdują się w Austrii (Reeves i Baker 1984). Ostatnio Brej i Fabiszewski (2006) stwierdzili jednak koncentrację  $3100 \mu\text{g Ni g}^{-1}$  s.m. w pędach *Thlaspi caerulescens* ze stanowiska w Mikołajowie, co należałoby uznać za jedyny udokumentowany przypadek hiperakumulacji tego pierwiastka na terenie polskich wystąpień serpentynitów.

Średnie zawartości chromu zarówno u roślin z muraw, jak i uprawnych gatunków z łąk i pastwisk nie przekroczyły  $15 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m., a maksymalne tylko u *Triforium pratense* przekroczyły  $30 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m. W próbach *Silene vulgaris*, w których oznaczono najwyższe koncentracje niklu stwierdzono również jedno z najwyższych zawartości chromu. Przypomina to sytuację, z jaką spotkali się Rodenkirchen i Roberts (1993b) na południu Niemiec, gdzie na serpentynitach odznaczające się znacznymi ilościami gromadzonego niklu *Cerastium holosteoides* pobierało również znacznie wyższe w porównaniu z innymi gatunkami ilości chromu. Dwa z badanych gatunków traw – *Avenula pratensis* i *Phleum phleoides* pobierają wyższe od większości gatunków dwuliściennych zawartości chromu. Podobne wyniki, ze zbliżonymi zakresami koncentracji, uzyskał Bednář (1987), który badał zawartości chromu w nadziemnych pędach roślin z gleb serpentynitowych koło Mohelna na południowych Morawach. Przy zawartościach całkowitych w glebie  $88\text{--}153 \mu\text{g Cr g}^{-1}$  i form rozpuszczalnych  $3.2\text{--}8.5 \mu\text{g g}^{-1}$  w pędach roślin wystąpiły zawartości średnie  $7.7 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m. (zakres:  $1.1\text{--}29.6$ ) u dwuliściennych i  $16.5$  ( $4.4\text{--}39.5$ )  $\mu\text{g g}^{-1}$  s.m. u jednoliściennych. Brooks (1987) twierdził, że przy przeciętnym odczynie dla gleb serpentynitowych na poziomie pH 6.8 rozpuszczalność chromu jest znikoma i tym tłumaczył zdecydowanie słabsze w porównaniu z niklem pobieranie tego pierwiastka.

Zarówno w wypadku badań prowadzonych na murawach kserotermicznych, jak i na użytkach łąkowych i pastwiskowych problematyczna okazała się przydatność standardowych sposobów ekstrakcji rozpuszczalnych form analizowanych pierwiastków,

a zwłaszcza magnezu i wapnia. Podobny problem napotkali Slingsby i Brown (1977) badając skład mineralny gleb serpentynitowych z różnych rejonów Wielkiej Brytanii i uprawianego na nich w warunkach doświadczalnych owsa. Obliczenia na podstawie przedstawionych przez autorów danych wskazują silny związek pomiędzy całkowitymi i ekstrahowanymi z gleby koncentracjami niklu a jego zawartościami w pędach roślin i brak takiego związku w wypadku ekstrahowanych octanem amonu magnezu i wapnia.

Niewątpliwie cenne byłoby opracowanie metod określania koncentracji pierwiastków będących składnikami kompleksu serpentynitowego, z jakimi realnie są konfrontowane rośliny tych szczególnych siedlisk, jednak mając na uwadze duże zróżnicowanie pobierania tych pierwiastków nawet przez gatunki rosnące na tym samym stanowisku, uzyskanie takich uniwersalnych sposobów ekstrakcji wydaje się nader wątpliwe. Różnice pomiędzy gatunkami w pobieraniu składników mineralnych z gleby mogą wynikać ze specyfiki ich zapotrzebowania na makro- i mikroelementy, a także z odmiennych mechanizmów ochrony przed nadmiarem pierwiastków o działaniu toksycznym. Strategia unikania pozwala roślinom, które ją rozwinęły pobierać bardzo niskie ilości toksycznych pierwiastków nawet, kiedy rosną na bardzo w nie zasobnych siedliskach. Właściwość taka może być rezultatem adaptacji prowadzących do wyodrębnienia tolerancyjnych ekotypów, jak to wykazali np. Rajakaruna i Bohm (1999) dla *Lasthenia californica* z serpentynitów kalifornijskich. Może też zapewne być cechą całych grup systematycznych roślin, które uzyskały ją w toku ewolucji. Kinzel i Weber (1982) zauważają, że trawy są w stanie szczególnie sprawnie sterować pobieraniem jonów i dzięki temu utrzymywać ich wewnętrzne relacje stosunkowo niezależnie od koncentracji w roztworze glebowym. Zdolność ta jest jednym z mechanizmów tolerancji, pozwalających ekotypom traw zajmować ekstremalne siedliska. Tego rodzaju strategia unikania pobierania toksycznych w nadmiarze pierwiastków zauważalna jest u traw badanych w tej pracy – nawet na stanowiskach szczególnie bogatych w magnez i nikiel nie widać u nich oznak wzmożonego pobierania tych metali. Na przykład *Festuca ovina* na skarpie wyrobiska kopalni w Szklarach zawiera w swoich pędach ok. dziesięciokrotnie mniejszą ilość niklu od *Silene vulgaris*, z którą razem tam rośnie. Zróżnicowanie pobierania składników mineralnych z gleb serpentynitowych dotyczy również gatunków uprawnych. Autor w doświadczeniu szklarniowym badał pobieranie magnezu, wapnia i niklu przez pięć gatunków uprawnych rosnących na glebach z różnych serpentynitowych masywów dolnośląskich (Żołnierz 2004a). Badane gatunki pobierały różne ilości oznaczanych pierwiastków. U owsa wystąpiły specyficzne objawy toksyczności niklu opisane przez Vergnano i Huntera (1952).

W porównaniu z siedliskami muraw kserotermicznych niżej położone łąki i pastwiska odznaczają się złagodzeniem natężenia czynników kompleksu serpentynitowego. Obniżeniu ulegają zawartości magnezu wymiennego w glebach, czego rezultatem jest przechylenie wartości stosunku Mg/Ca na korzyść wapnia, niższe są również koncentracje niklu. To złagodzenie zespołu specyficznych czynników siedliskowych znajduje do pewnego stopnia odbicie w składzie mineralnym roślin, u których dochodzi do zrównoważenia koncentracji magnezu i wapnia, jednak zawartości niklu i pozostałych metali ciężkich nie różnią się od roślin z muraw. Obserwacje te korespondują z wnioskami Webersa (1980b), który badał gleby serpentynitowe w większości z położenia na wysokościach odpowiadających właśnie łąkom i pastwiskom badanym w tej pracy. Autor ten na

podstawie wyników badań mikromorfologicznych dolnośląskich gleb serpentynitowych doszedł do wniosku, że: „nie są to gleby serpentynitowe w pełnym tego słowa znaczeniu, gdyż wytworzyły się z wietrzącego *in situ* materiału przy obecności pewnej domieszki materiału lessopodobnego o charakterze allogenicznym, który częściowo modyfikował wpływ skały serpentynitowej na właściwości gleby”. Modyfikujący wpływ domieszek nieserpentynitowych przejawia się m.in. obecnością kwarcu jako allogenicznego składnika frakcji koloidalnej gleb (Weber 1982). Porównanie właściwości chemicznych gleb i składu mineralnego badanych roślin zdaje się wskazywać, że allogeniczne domieszki „rozcieńczające” czynniki kompleksu serpentynitowego oddziaływać mogą szczególnie na niższe położone łąki i pastwiska, gdzie materiał eolicznego pochodzenia zapewne docierał w większych ilościach, podczas gdy wyżej usytuowane murawy związane z siedliskami o słabszym zaawansowaniu procesu glebotwórczego poddane są tego rodzaju wpływom w mniejszym stopniu lub ich gleby w ogóle nie uległy przekształceniu.

Jak już wspomniano, badane rośliny z łąk i pastwisk pobierały stosunkowo wysokie ilości niklu, porównywalne z gatunkami muraw. Wybrane do badań koniczyny były już obiektem wcześniejszych rozpoznawczych prac (Żołnierz 1993a), w toku których stwierdzono, że należą one do najsilniej kumulujących nikiel gatunków uprawnych. Nikiel pobierany drogą pokarmową jest słabo wchłaniany – poniżej 5% (Kabata-Pendias i Pendias 1993). Jednak dane dotyczące umiejscowienia progu szkodliwości zawartości tego metalu w paszy są niejednoznaczne. Kabata-Pendias i Pendias (*l.c.*) twierdzą, że szkodliwe dla zwierząt mogą być zawartości powyżej 300  $\mu\text{g Ni g}^{-1}$  s.m., jednak Kabata-Pendias i in. (1993) jako przydatne pod względem paszowym uznają rośliny o koncentracjach poniżej 50  $\mu\text{g Ni g}^{-1}$  s.m. Maksymalne zawartości niklu u obu badanych gatunków koniczyn przekraczają ten pułap. Dla chromu Kabata-Pendias i Pendias (1993) ten próg wyznaczają jeszcze wyżej, tak więc kwestia toksyczności tego pierwiastka dla roślinożerców nie wchodzi w rachubę zarówno w odniesieniu do sieci troficznych ekosystemów muraw, jak i zwierząt hodowlanych pasących się na badanych użytkach zielonych. Brak doniesień o biokumulacji chromu w łańcuchach troficznych (Kimbrough i in. 1999, za różnymi autorami).

Kwestia ewentualnej toksyczności dla roślin chromu zawartego w glebach serpentynitowych pozostaje nierozstrzygnięta. Hossner i in. (1998) próg fitotoksyczności tego pierwiastka umiejscawiają w szerokim zakresie koncentracji jego form dostępnych dla roślin: 5–100  $\mu\text{g g}^{-1}$ . W niniejszej pracy po ekstrakcji kwasem octowym uzyskano stężenia chromu na poziomie średnio 1.36  $\mu\text{g g}^{-1}$  i tylko w pojedynczych próbach przekroczony został próg 5  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Z drugiej strony Kabata-Pendias i Pendias (1993) za potencjalnie toksyczny uznają poziom ok. 5–30  $\mu\text{g Cr g}^{-1}$  s.m. w tkankach roślin. Baumeister i Ernst (1978) zwracają uwagę na niski stopień translokacji pobranego chromu z korzeni do pędów. Zayed i in. (1998) podkreślają, że rośliny są w stanie w swoich tkankach przekształcać toksyczną formę  $\text{Cr}^{+6}$  w nieszkodliwą  $\text{Cr}^{+3}$ , tak więc sama informacja o ilości tego pierwiastka w tkankach nie daje wystarczającej podstawy do oceny jego wpływu na metabolizm rośliny.

Wydaje się, że poza dyskusją jest kwestia toksyczności dla roślin czy też zagrożenia dla sieci troficznych ze strony kobaltu. Pierwiastek ten pozostaje silnie związany przez kompleks sorpcyjny gleb w rezultacie czego jest bardzo słabo pobierany przez rośliny (Mengel i Kirkby 1983). W badanych roślinach z muraw oraz łąk i pastwisk

kobalt występuje w ilościach od śladów do kilku  $\mu\text{g g}^{-1}$  s.m. Podobny lub nieznacznie wyższy, nieprzekraczający rzędu kilku  $\mu\text{g g}^{-1}$ , poza jedną próbą ( $19 \mu\text{g g}^{-1}$ ), zakres koncentracji zawierają dane Sasse (1979b). Także Brooks (1987) twierdzi, że typowe dla roślin siedlisk serpentynitowych zawartości kobaltu w tkankach nie przekraczają  $10 \mu\text{g g}^{-1}$  s.m. Zwraca uwagę wyższe na tle pozostałych badanych roślin gromadzenie kobaltu w pędach *Euphorbia cyparissias* – gatunku wykazującego również tendencję do ponadprzeciętnej kumulacji niklu. Young (1979) na podstawie przeglądu literatury nie pisze nic o przypadkach toksyczności kobaltu u zwierząt, zwraca natomiast uwagę na jego korzystne oddziaływanie na zdrowie bydła i owiec.

W literaturze bardzo skąpe są doniesienia na temat konsekwencji szczególnych właściwości siedlisk serpentynitowych dla praktyki rolniczej. Poruszane są zagadnienia plonowania roślin na glebach serpentynitowych, ich gospodarki mineralnej i tolerancji na działanie niekorzystnych czynników siedliskowych (Proctor i Cottam 1982, Wall 2003). Dyskutowane są możliwości wykorzystania mielonych serpentynitów jako wzbogacających w magnez dodatków do nawozów (Brooks 1987). Brak jest natomiast artykułów poruszających zagadnienie wpływu wyprodukowanych na glebach serpentynitowych pasz na zwierzęta hodowlane. Rosiere i Vaughn (1986) badali skład mineralny w diecie owiec wypasanych na ubogich pastwiskach na serpentynitach w Kalifornii. Stwierdzili czterokrotne przekroczenie poziomu zapotrzebowania zwierząt na magnez, a jednocześnie poziom wapnia zbliżony do niedoboru, jednak bez jego objawów. Autorzy nie piszą nic o ewentualnych symptomach toksyczności metali ciężkich.

#### **7.4. Zagrożenia zbiorowisk roślinności trawiastej na serpentynitach i zagadnienie ich ochrony**

Załucki (2002) zaliczył murawy kserotermiczne do najbardziej zagrożonych zbiorowisk trawiastych w kraju. Ich podstawowe zagrożenia polegają na fizycznym niszczeniu roślinności i siedlisk, obniżaniu różnorodności w odniesieniu do gatunków rodzimych z jednej i wnikaniu gatunków obcych z drugiej strony. Gatunki z klasy *Festuco-Brometea* według Kretschmera i in. (1997) stanowią 20% gatunków czerwonej listy starych landów Republiki Federalnej Niemiec, a aż 28.1% Brandenburgii. Na obszarze Sudetów i ich przedgórze gatunki muraw kserotermicznych obejmują 15.1% wszystkich z przypisaną przez Fabiszewskiego i Kwiatkowskiego (2002) którąś z kategorii zagrożenia.

Hoffmann i in. (2001) zwracają uwagę na to, że wiele obszarów środkowoeuropejskich, wbrew globalnemu trendowi ubożenia, doświadcza wzrostu różnorodności gatunkowej w obrębie pewnych grup roślin i zwierząt. Migracje i inwazje często maskują jednocześnie zachodzącą silną redukcję liczby i częstości występowania gatunków rodzimych. W pewnym stopniu z tego rodzaju zjawiskiem mamy obecnie do czynienia na terenie masywów serpentynitowych, a jest ono wyraźnie widoczne w wypadku dużej części muraw kserotermicznych. Ich synantropizacja nie jest sprawą ostatnich lat, lecz przynajmniej w części miejsc ma już zapewne dłuższą historię, czego dowodzą długoletnie już obserwacje prowadzone na podszczytowej murawie na Raduni (Berdowski 1974, Anioł-Kwiatkowska i in. 1992, Berdowski i Panek 1995, 1999). Zachodzą zatem dwa wzajemnie przeciwnie skierowane procesy: ubożona jest wyspecjalizowana



i w znacznym stopniu złożona z rzadkich gatunków pierwotna roślinność muraw, a jednocześnie trwa proces wnikania do zbiorowisk murawowych gatunków ubikwistycznych, pospolitych, co prowadzi do swoistej trywializacji roślinności i zaniku jej specyfiki.

Najbardziej widoczne przejawy współcześnie zachodzącej degradacji muraw na dolnośląskich serpentynitach są następujące [por. CD-P4]:

1. Fizyczne niszczenie – w ostatnim czasie (2006 r.) bardzo nasilone w otoczeniu kopalni serpentynitu w Nasławicach, gdzie część muraw została zasypana materiałami odpadowymi, a inna część zdewastowana przez ruch samochodów ciężarowych. Fizycznie zniszczona w wyniku wydeptywania i palenia ognisk została górna część polany pod szczytem Raduni. Z niszczeniem pokrywy roślinnej połączonym z naruszeniem gleby wiąże się ruderalizacja siedlisk muraw, a przekształcone w ten sposób powierzchnie, wydeptane ścieżki (np. polana na Raduni!) stają się ośrodkami osiedlania się i szlakami rozprzestrzeniania się gatunków synantropijnych oraz inicjacji rozwoju zbiorowisk zastępczych. W tej kategorii mieszczą się również zachodzące w ostatnich latach przypadki zaorywania muraw (Braszowice, Nasławice) oraz ich zalesianie (Nasławice).
2. Eutrofizacja i ruderalizacja siedlisk w wyniku składowania guzu, słomy, resztek poźniwnych itp. W takich miejscach rozwijają się skupienia złożonej z wysokich bylin roślinności nitrofilnej, z czasem dające początek rozszerzającym swój zasięg zbiorowiskom zastępczym.
3. Ubożenie gatunkowe – redukcja liczebności i zamieranie populacji gatunków rzadkich, czego rezultatem jest upraszczanie i homogenizacja składu gatunkowego muraw.
4. Synantropizacja roślinności, wnikanie do wnętrza płatów muraw i rozwój populacji ekspansywnych gatunków rodzimych i inwazyjnych. Skutkiem procesu jest postępująca degradacja fitocenozy prowadząca z czasem do powstania trwałych zbiorowisk zastępczych.

Wymienione zjawiska i zagrożenia – jak widać – wzajemnie się przeplatają w przestrzeni i po części z siebie wynikają.

Zniszczenia przybrały na sile zwłaszcza w ostatnich latach, szczególnie na wzgórzu koło Nasławic, które jeszcze w końcu lat 80. użytkowane było pastwiskowo. Po zaroraniu wierzchowiny wzgórza zbiorowiska trawiaste, w tym murawy stały się marginalnymi powierzchniami na obrzeżach intensywnie uprawianych gruntów ornych.

Wśród przyczyn eutrofizacji muraw kserotermicznych Ruthsatz (1989, cyt. za Ellenberg 1996) wymienia m.in.: 1) opad zanieczyszczeń atmosferycznych ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_4$ ) – na nienawożonych murawach i łąkach czynnik ten współcześnie ma dominujące znaczenie; 2) składowanie bogatych w pierwiastki pokarmowe odpadów w rodzaju siana, resztek poźniwnych itp.; 3) dopływ nawozów z sąsiednich pól. W naszych warunkach przyczyny druga i trzecia mają lokalne znaczenie, natomiast opad zanieczyszczeń atmosferycznych jest zjawiskiem dotyczącym całej Europy, a zwłaszcza jej środkowej części i można przyjąć, że jego wpływ nie omija naszych zbiorowisk murawowych. Mimo że w ostatniej dekadzie sytuacja uległa znaczącej poprawie, to jednak obszar Polski, a zwłaszcza zachodniej części kraju, wciąż należy do rejonów europejskich o podwyższonym ryzyku opadu zanieczyszczeń azotowych (NEG-TAP 2001, Erisman i in. 2003). Bogate

w gatunki zbiorowiska trawiaste należą do wrażliwie reagujących na dopływ azotu z zanieczyszczeń. Zaburzenia prowadzące do ubożenia gatunkowego może powodować już dawka poniżej 20 kg N ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> (Bakker i Berendse 1999). Eutrofizacja w wyniku opadu azotu daje preferencje bujnie rosnącym konkurentom naturalnej roślinności muraw, co prowadzi do eliminacji wrażliwszych gatunków i spadku różnorodności. Podobne zjawiska związane z dopływem azotu do z natury oligotroficznych ekosystemów, powodujące szybki rozwój, przede wszystkim traw i w końcu trwałe ubożenie składu gatunkowego opisano w wypadku torfowisk wysokich (m.in. Limpens 2003), wrzosowisk i zbiorowisk trawiastych (m.in. Bakker i Berendse 1999), muraw wysokogórskich (m.in. Wojtuń i in. 1995, 1997). Dodatkłą korelację pomiędzy wielkością opadu związków azotu a stopniem ubożenia gatunkowego opisano też dla zbiorowisk trawiastych o różnej trofii w południowej Szwecji (Berlin i in. 2000) oraz w skali Wielkiej Brytanii (Stevens i in. 2004).

Chytrý i in. (2005) podają z Czech, że murawy kserotermiczne należą do zbiorowisk roślinnych umiarkowanie zagrożonych wnikaniem do nich gatunków obcych, a wśród tych, którym inwazja powiodła się, archeofity około dwukrotnie przeważają nad neofitami. Wśród trzech gatunków inwazyjnych stwierdzonych na naszych murawach, wrotycz *Tanacetum vulgare* wchodzi w skład stadiów degradacyjnych i zbiorowisk zastępczych, natomiast dwa pozostałe: *Lupinus polyphyllus* i *Rosa rugosa* doskonale sobie radzą wnikając do niezmiennych jeszcze zbiorowisk murawowych. O ile eliminacja łubinu może nastrożać trudności z uwagi na bardzo dużą pulę nasion pochodzących z rozległego płatu opanowanego przez ten gatunek w bezpośredniej bliskości muraw w Szklarach, to inwazja róży pomarszczonej jest na początkowym etapie, istniejąca populacja jest dotąd nieliczna i jej likwidacja wciąż jeszcze jest łatwa do przeprowadzenia.

Niniejsza praca poświęcona jest zagadnieniom związanym z ekologią zbiorowisk roślinnych, nie można jednak zapominać o roli muraw kserotermicznych jako ostoi populacji zwierzęcych, szczególnie termofilnych owadów. Nawet bardzo małe fragmenty zbiorowisk trawiastych mają ogromne znaczenie dla utrzymania różnorodności rozmaitych grup ekologicznych owadów. W tym kontekście dyskutowane są takie kwestie, jak: utrata siedlisk, rozmiary płatów zbiorowisk, znaczenie efektów brzegowych, przestrzena aranżacja zachowanych muraw w krajobrazie, ich różnorodność siedliskowa, a z drugiej strony, właściwości populacji owadów – ich specjalizacja pokarmowa, mobilność, interakcje międzygatunkowe itp. (Tschardt i in. 2002ab, Vandewoestijne 2005). Związki funkcjonalne, których zaburzenie może być zagrożeniem dla przetrwania populacji, mogą być obustronne, w tym sensie, że nie tylko owady cierpią wskutek degradacji zbiorowisk roślinnych, lecz możliwa jest również sytuacja odwrotna. Przykładu z terenu Szwajcarii dostarczają Bloch i in. (2006) donosząc o kryzysie populacji charakterystycznego gatunku dla naszych muraw na serpentynitach, jakim jest *Dianthus carthusianorum*, spowodowanym zamieraniem populacji motyli ściśle z nim związanych w procesie zapylania kwiatów.

Utrzymanie różnorodności gatunkowej terenów rolnych wymaga zachowania istniejących skrawków roślinności naturalnej i półnaturalnej (Loster 1991). Najwięcej takich powierzchni zachowało się na obszarach o niskiej intensywności gospodarki rolnej – zdaniem Bignala i McCrackena (1996) na takich terenach znajduje się ponad 50% najcenniejszych pod względem przyrodniczym biotopów europejskich.

W celu zachowania muraw konieczne jest objęcie, zwłaszcza najcenniejszych obiektów, ochroną prawną w postaci ustanowienia na nich użytków ekologicznych. Autor opracował projekt użytków ekologicznych na stanowiskach „paproci serpentynitowych” w Masywie Ślęży (Żołnierz 1997), w oparciu o który objęto tą formą ochrony 10 obiektów (Wojewoda Dolnośląski 2003). Rozszerzenie sieci użytków na murawy z ich otoczeniem byłoby racjonalnym środkiem zapewniającym ochronę jednym z najcenniejszych i najbardziej specyficznych zbiorowisk roślinnych Ślężańskiego Parku Krajobrazowego. Formalne zapisy rozporządzenia powołującego do życia postulowane użytki powinny zapewnić możliwość prowadzenia w nich zabiegów ochrony czynnej, bowiem tylko z ich pomocą możliwe będzie zapobieżenie zmianom degradującym zbiorowiska muraw.

Zbiorowiska trawiaste, w tym murawy, są półnaturalnymi biocenozami utrzymującymi swoją postać za sprawą corocznie ponawianych zabiegów związanych z ich gospodarczym użytkowaniem. Degradacja muraw kserotermicznych jest przyspieszana i pogłębiana w wyniku zaniechania ich użytkowania kośnego i wypasowego, co współcześnie jest zjawiskiem ogólnoeuropejskim (Ellenberg 1996). Murawy z dolnośląskich serpentynitów w ostatnich kilkunastu latach pozostają wyłączone z użytkowania. Incydentalne przypadki wypasu zwierząt obserwowano tylko w Tomicach. Współcześnie rozumiana ochrona tego rodzaju biocenoz musi polegać na przywróceniu tradycyjnych sposobów użytkowania lub, jeżeli to niemożliwe, wprowadzeniu zabiegów będących pewnego rodzaju symulacją takiego gospodarowania. Podstawowe znaczenie ma zapobieganie postępowi sukcesji prowadzącemu do przekształcania się zbiorowisk trawiastych w zaroślowe i leśne. Konieczna zatem jest ochrona czynna takich obiektów, nawet na obszarach rezerwatów i parków narodowych, do czego już dawno przekonywał Michalik (1990ab). Na naszym terenie dotyczy to murawy chronionej w rezerwacie na Raduni, gdzie bez pilnego przeprowadzenia zabiegów eliminujących gatunki synantropijne i odtwarzających zdewastowaną część płatu zbiorowiska nie uda się zatrzymać dalszej jego degradacji.

Braakhekke i Hoofman (1999) sformułowali hipotezę, w myśl której różnorodność gatunkowa zbiorowiska trawiastego określona jest przez równowagę głównych składników pokarmowych – azotu i fosforu. Dlatego powodzenie zabiegów służących odtworzeniu pierwotnej różnorodności gatunkowej będzie zależało nie tylko od ograniczenia puli azotu w biotopie, lecz od ustanowienia równowagi pomiędzy obydwooma pierwiastkami na właściwym dla zbiorowiska poziomie. Uzyskanie takiego stanu, według autorów, wymaga wieloletnich zabiegów oligotrofizacji siedlisk przez koszenie runi i wywóz pokosu. Koszenie chronionych i odtwarzanych zbiorowisk trawiastych jest szeroko stosowanym zabiegiem konserwatorskim, który jednak przed wprowadzeniem na szerszą skalę powinien być sprawdzony w skali eksperymentalnej, a później stale monitorowany. Obok licznych doniesień o korzystnych następstwach koszenia chronionych łąk i muraw zdarzają się też zjawiska niepożądane, jak nadmierny rozwój ekspansywnych traw *Brachypodium pinnatum* i *Calamagrostis arundinacea* spowodowany zbyt intensywnym koszeniem muraw nawapiennych (Bąba 2003). Zabiegiem często przynoszącym korzystne dla ochrony różnorodności gatunkowej rezultaty jest kontrolowane wypalanie runi zbiorowisk trawiastych. W Polsce z powodzeniem prowadzono je na małopolskich murawach kserotermicznych (Kotańska i in. 2000, Towpasz i Mitka 2000).

Wypalanie wczesną wiosną i późną jesienią nie uszkadzając pąków odnowieniowych roślin muraw niszczyło zalegającą ściółkę nierozłożonych szczątków roślinnych i siewki drzew. Autorzy odnotowali również lepsze krzewienie się i obfitsze kwitnienie traw. Dixon (2001) obserwował stymulację kwitnienia pod wpływem wypalania u *Koeleria macrantha*.

Na badanych murawach tylko w kilku miejscach spotkano się z postępującym procesem formowania zbiorowisk krzewiastych, zazwyczaj z udziałem róży polnej *Rosa canina*, a na wzgórzu koło Nasławic z tarniną *Prunus spinosa* i cokolwiek groteskowo wyglądającym jako tło dla murawy kserotermicznej bzem lilakiem *Syringa vulgaris*. Jak już wspomniano, sztuczne hamowanie procesu sukcesji ma podstawowe znaczenie dla trwania zbiorowisk trawiastych, z drugiej jednak strony – na półnaturalnych łąkach obserwuje się korzystny wpływ drzew i zarośli krzewiastych na różnorodność ptaków i owadów (Söderström i in. 2001). Wydaje się, że należy w tym wypadku zadbać o znalezienie złotego środka, pamiętając jednak o głównym celu przedsięwzięć ochronnych.

Korzystne następstwa wycięcia drzew dla regeneracji nawapiennych muraw kserotermicznych obserwowali Dzwonko i Loster (1998), którzy uzyskali w ten sposób powierzchnie odznaczające się zmienną w czasie mozaiką zbiorowisk zaroślowo-murawowych sprzyjającą różnorodności gatunkowej i kolonizacji przez gatunki muraw. Michalik i Bąba (1999) również po usunięciu drzew i krzewów stwierdzili wzrost liczby i częstości występowania gatunków muraw bez uszczuplenia różnorodności zarośli. Przerzedzanie lasów z kserotermicznym runem na południowych stokach wzgórz serpentynitowych w celu umożliwienia rozwoju muraw postulował Fabiszewski (1993). Wydaje się to celowe, jednak musi być prowadzone w sposób planowy i z umiarem, ponieważ takie suche postacie borów sosnowych występujące na Wzgórzach Kiełczyńskich same w sobie też są unikalnym i godnym ochrony zbiorowiskiem roślinnym. Poszerzenie występujących tam polanek czy też prześwietlenie miejsc, gdzie spotyka się małe płaty kserotermicznego runa to zabiegi, które mogłyby znacznie poprawić szanse przetrwania kompleksów borowo-murawowych.

Jeszcze jednym koniecznym i pilnym zadaniem konserwatorskim jest ochrona *in situ* i *ex situ* gatunków rzadkich ze zbiorowisk murawowych i naskalnych. Jak dotąd, opracowano podstawy metodyczne i osiągnięto obiecujące wyniki dotyczące hodowli *ex situ* i zabezpieczenia w ten sposób banku genów populacji „paproci serpentynitowych” (Marszał i in. 1999., Kromer i in. 2006). Pilnym zadaniem jest również opracowanie tego rodzaju metod zabezpieczenia, namnożenia i następnie reintrodukcji populacji gatunków krytycznie zagrożonych na siedliskach serpentynitowych; *Galium valdepilosum*, *Carex humilis*, a także np. *Thesium alpinum* ze Wzgórz Kiełczyńskich.

Badania eksperymentalne, których celem jest stworzenie modeli nadchodzących przemian procesów ekosystemowych, prowadzone są m.in. w zbiorowiskach trawiastych, w tym i murawowych. Na podstawie wyników tych prac można, przynajmniej w ogólnym zarysie, wyobrazić sobie główne procesy ekologiczne, z którymi będą konfrontowane zbiorowiska trawiaste (m.in. Shaver i in. 2000, Dukes i Hungate 2002, Zavaleta i in. 2003). Do przyszłych zagrożeń, oprócz kontynuacji i pogłębiania już widocznych niekorzystnych zjawisk, dojdą do głosu skutki procesów dziejących się w szerszych skalach przestrzennych, łącznie z globalnymi. Spodziewany wzrost stężenia dwutlenku węgla w atmosferze i ocieplanie się klimatu doprowadzi do pogłębienia się kseryzmu siedlisk.

Obok zaostrenia się podstawowego czynnika ograniczającego możliwości rozwoju roślin związanego z niedoborem wilgoci należy się też spodziewać zjawisk związanych z zaburzeniami w obiegu węgla w ekosystemie, zmianami tempa dekompozycji materii organicznej i jej właściwości jakościowych, zmian w bilansie azotu i innych pierwiastków odżywczych itp. Procesy te pociągną za sobą zmiany w produktywności siedlisk, w stosunkach konkurencji pomiędzy składnikami fitocenoz, w dalszej konsekwencji doprowadzi to do zmian proporcji pomiędzy grupami funkcjonalnymi roślin i wreszcie składu gatunkowego muraw. Przemiany fitocenoz muszą powodować zmiany w zoocenozach, w tym takie, które mogą doprowadzić do dezintegracji związków pomiędzy populacjami roślin i np. zapylających je owadów, a to musi mieć dalsze znaczące skutki w funkcjonowaniu biocenoz.

Murawy na serpentynitach, w sensie gospodarczym będąc nieużytkami, jako obiekty przyrodnicze pełnią w krajobrazie rolniczym doniosłą rolę, w żaden sposób niewspółmierną do ich niewielkiej łącznej powierzchni. Są one reliktowymi płatami roślinności termofilnej i refugiami specyficznej flory i fauny, ostatnimi fragmentami półnaturalnych zbiorowisk o bardzo wysokiej wartości przyrodniczej. Niemal wszystkie płaty muraw wykazują cechy degradacji, znajdują się pod presją rozwoju zbiorowisk zdominowanych przez ekspansywne gatunki i wykazują oznaki postępującej synantropizacji. Niemal wszystkie również można uznać za zagrożone, a część z nich, w tym obiekty o najwyższej różnorodności gatunkowej, za zagrożone w stopniu krytycznym. Oznacza to pilną potrzebę opracowania kompleksowego programu ich ochrony i szybkie jego wprowadzenie w życie.

## 8. PODSUMOWANIE WYNIKÓW, WNIOSKI I WERYFIKACJA HIPOTEZ ROBOCZYCH

Zbiorowiska trawiaste które rozwinęły się na serpentynitach, zdaniem autora, należą do szczególnie intrygujących obiektów badań florystycznych i ekologicznych na Dolnym Śląsku. Nietypowa konfiguracja specyficznych czynników środowiskowych siedlisk serpentynitowych pozwala oczekiwać, że występujące na nich fitocenozy funkcjonują inaczej niż analogiczne zbiorowiska roślinne z innych podłoży geologicznych, nawet jeżeli są do nich podobne pod względem fizjonomii i składu gatunkowego. Kompleks serpentynitowy może modyfikować działanie niespecyficznych czynników środowiskowych, takich jak np. niedobory wody lub składników pokarmowych. Sam ów kompleks może przyjmować różną postać relacji pomiędzy współtworzącymi go czynnikami, co wynika z przestrzennej zmienności właściwości skał i powstających na nich gleb, a także z rozmaitego zaawansowania procesu pedogenezy i związanym z tym zróżnicowaniem stadiów sukcesyjnych roślinności.

Wybrane do badań ciepłolubne murawy reprezentują szerokie spektrum procesu sukcesji od stadiów pionierskich, przez postacie typowe, po stadia degradacyjne związane z wkraczaniem wysokich traw i towarzyszących im gatunków synantropijnych, które prowadzą do rozwoju zbiorowisk zastępczych. Włączone do badań użytkowane łąki i pastwiska pozwoliły dodatkowo poszerzyć gradient zaawansowania sukcesyjnego o fitocenozy związane z głębszymi i zasobniejszymi glebami, utrzymywanymi od dawna w stanie kultury rolnej.

Wielowątkowość tej pracy wynika z przyjętych założeń i celów badawczych. Poniżej zestawione zostały najważniejsze **wnioski** dotyczące głównych aspektów prowadzonych badań.

1. W składzie flory 34 badanych muraw kserotermicznych – w części występujących w kompleksach z roślinnością naskalną – stwierdzono obecność 219 gatunków roślin naczyniowych należących do 42 rodzin. Większość gatunków odznacza się niską częstością występowania, tylko 17 obecnych jest na powyżej 75% stanowisk. Wśród najczęstszych gatunków dominują związane ze zbiorowiskami trawiastymi, szczególnie ciepłolubnych muraw klasy *Festuco-Brometea*, najniższe klasy częstości zdominowane są przez przedstawicieli roślinności synantropijnej. W spektrum fitogeograficznym flory badanych muraw gatunki suboceaniczne i oceaniczne nieznacznie przeważają nad szeroko rozumianymi kontynentalnymi.

2. Do największych osobliwości florystycznych badanych obiektów zaliczyć należy: *Galium valdepilosum*, *Festuca valesiaca*, *Anthericum ramosum*, *Asperula tinctoria*, *Orobanche caryophyllacea* i *Seseli annuum*, a także współwystępujące na kilku stanowiskach z roślinnością murawową naskalne paprocie – *Asplenium adulerinum*, *A. cuneifolium* i *A. adiantum-nigrum*. Dwadzieścia dwa gatunki zaliczają się do narażonych i zagrożonych w skali regionu sudeckiego, a łącznie 34 znajdują się na czerwonych listach krajów ościennych (Czechy i land Saksonia).
3. Badane murawy kserotermiczne są wyspami środowiskowymi rozproszonymi na tle krajobrazu kulturowego, w większości wypadków rolniczego. Są one zarazem ostojami różnorodności biologicznej. Do czynników decydujących o ich bogactwie gatunkowym należą: powierzchnia obiektu (wyspy), zróżnicowanie siedliskowe i fitocenotyczne oraz natężenie procesu synantropizacji. O rozmiarach ekspansji gatunków synantropijnych decydują: powierzchnia murawy, różnorodność siedlisk i liczba przyległych zbiorowisk.
4. Przeważająca część badanych muraw położona jest na stokach o wystawach od południowej do północno-zachodniej, ich siedliska odznaczają się w większości niskimi miąższościami (poniżej 15 cm), kamienistych i silnie szkieletowych gleb o odczynie w zakresie pH (H<sub>2</sub>O) 5.0–8.2. Najwyższe wartości odczynu stwierdzono w inicjalnych glebach pionierskich stadiów sukcesji ekologicznej.
5. Gleby ciepłolubnych muraw zawierają ogólnie niskie ilości podstawowych składników pokarmowych – azotu, fosforu i potasu. Gleby te pomiędzy poszczególnymi lokalizacjami odznaczają się dużą zmiennością koncentracji pierwiastków współtworzących decydującej o specyfice siedlisk kompleks serpentynitowy. Widoczna jest wysoka przewaga zawartości całkowitych magnezu nad wapniem. W wypadku wymiennych form tych pierwiastków przewaga staje się znacznie łagodniejsza, a w niektórych glebach wręcz zanika. Spośród znamiennych dla serpentynitów metali ciężkich w najwyższych ilościach występuje nikiel, którego maksymalne zawartości całkowite stwierdzone w inicjalnych glebach na terenie kopalni w Szklarach (S7) osiągają poziom 10000 µg g<sup>-1</sup>. Stosunek średnich zawartości całkowitych Ni : Cr : Co wynosi: 1 : 0.29 : 0.04. Po ekstrakcji form rozpuszczalnych niklu za pomocą trzech różnych roztworów uzyskano koncentracje tego pierwiastka w zakresie 4 – 471 µg g<sup>-1</sup>. Formy rozpuszczalne chromu i kobaltu występują w ilościach poniżej 10 µg g<sup>-1</sup>.
6. Wśród badanych siedlisk stosunkowo rzadkie są takie, w których wszystkie czynniki kompleksu serpentynitowego występują w wysokim natężeniu. Dotyczy to pionierskich stanowisk w Masywie Grochowej (G3) i Przemilowie (P1), gdzie przy bardzo niskiej zasobności w azot i fosfor występuje silna przewaga zawartości magnezu nad wapniem, a zarazem wysokie koncentracje niklu. Spotyka się również nietypowe dla siedlisk serpentynitowych relacje pomiędzy czynnikami edaficznymi, jak na przykład na pionierskim stanowisku w Szklarach (S7), gdzie przy skrajnie niskiej zasobności w azot i fosfor występuje wybitnie wysoka koncentracja niklu, a jednocześnie nietypowo wysoka zawartość wapnia sprowadza do jedności stosunek Mg/Ca.

7. Produkcja biomasy muraw na siedliskach serpentynitowych rośnie wraz miąższością gleb i ich pojemnością wodną oraz zasobnością w mineralne formy azotu i fosfor. Jest ona natomiast ujemnie skorelowana z koncentracjami magnezu i niklu. Głębsze gleby sprzyjają rozwojowi traw, a rosnące koncentracje azotu stymulują wzrost biomasy ziół dwuliściennych. Stwierdzono wysoką dodatnią korelację pomiędzy tempem mineralizacji azotu a produktywnością siedlisk. Tempo dekompozycji materii organicznej jest dodatnio skorelowane z produkcją biomasy i zasobnością gleb w fosfor. Udział mchów i porostów w ogólnej biomacie roślinności muraw jest pomijalny.
8. Na bogactwo gatunkowe roślinności muraw w głównej mierze wpływają te same czynniki, które określają produkcję biomasy. Działanie stymulujące mają: rosnąca miąższość i pojemność wodna gleb oraz, w słabszym stopniu, zasobność w mineralne formy azotu i fosfor. Redukująco na różnorodność gatunkową wpływa nadmiar magnezu i niklu w siedlisku.
9. Zależność pomiędzy produktywnością siedlisk a bogactwem gatunkowym opisana jest krzywą o łukowatym kształcie. Liczba gatunków rośnie wraz z biomasą do poziomu ok. 300 g s.m. m<sup>-2</sup> i następnie łagodnie obniża się na bardziej produktywnych siedliskach opanowanych przez wysokie trawy.
10. W wyniku przeprowadzonej hierarchicznej klasyfikacji aglomeracyjnej roślinności wyróżniono 7 grup badanych stanowisk: (1–2) stadia pionierskie inicjalne i kolonizacyjne, (3) murawy z dominacją *Festuca valesiaca*, (3a) stanowiska na murawie zdominowanej przez *Festuca pallens*, (4) stadia degradacyjne muraw z *Festuca ovina* i wkraczającymi wysokimi trawami z dominacją trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* oraz murawy z *Festuca ovina* niemal bez (5) i z dużym udziałem (6) *Potentilla heptaphylla* zastępującym *P. arenaria*.
11. Kanoniczna analiza zgodności (CCA) wskazuje, że czynnikami siedliskowymi decydującymi o zróżnicowaniu roślinności badanych stanowisk są: miąższość gleb, zawartości fosforu, odczyn, zawartości wymienne wapnia, a w dalszej kolejności zawartości form mineralnych azotu, koncentracje rozpuszczalnego niklu i magnezu wymiennego oraz zawartość materii organicznej oznaczona jako strata żarzenia. Gradienty miąższości gleb, ich zasobności w fosfor i (w mniejszym stopniu) w mineralne formy azotu wyznaczają główny kierunek zmian siedlisk związanych z procesem sukcesji od stanowisk pionierskich, przez typowe siedliska muraw, po stadia degradacyjne opanowywane przez *Calamagrostis epigejos*, z których następnie rozwijają się zbiorowiska zastępcze muraw kserotermicznych. Zmienne silnie skorelowane z drugą osią CCA – zawartości wapnia i odczyn gleb różnicują rozlokowane wzdłuż ich wektorów stanowiska w obrębie głównych kategorii zbiorowisk wyróżnionych w toku hierarchicznej klasyfikacji aglomeracyjnej (por. pkt. 10).
12. We florze muraw najczęstsze są gatunki o strategii ekologicznej (*sensu* Grime 1974) mieszanego typu CSR. Gatunki o strategii typu C (konkurenci) są



głównym składnikiem roślinności postaci degradacyjnych muraw zdominowanych przez trawę *Calamagrostis epigejos*.

13. Minimalne powierzchnie zbiorowisk pionierskich wynoszą ok. 4 m<sup>2</sup>, w stadiach dojrzałych muraw 20–25 m<sup>2</sup>, a w stadiach degradacyjnych ok. 40 m<sup>2</sup>. Najniższe wartości wskaźników różnorodności biologicznej związane są z inicjalnymi stadiami pionierskimi, zaś najwyższe z dojrzałymi postaciami zbiorowisk murawowych. Bogactwo gatunkowe tych zbiorowisk jest zbliżone do stwierdzonego w wypadku muraw na powierzchniach kontrolnych wyznaczonych na odsłonięciach bazaltów i łupków. Nie odbiega ono od danych różnych autorów dotyczących muraw kserotermicznych z rozmaitych nieserpentynitowych podłoży skalnych na terenie Dolnego Śląska.
14. W składzie zbiorowisk zastępczych rozwijających się w wyniku degradacji płatów muraw kserotermicznych dominują wysokie trawy – *Calamagrostis epigejos* i *Arrhenatherum elatius*, obok których z mniejszym udziałem ilościowym występują: *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* i *Poa pratensis*. Towarzyszą im byliny dwuliścienne, najczęściej *Tanacetum vulgare* i *Hypericum perforatum*, a także *Vicia hirsuta*. Z gatunków charakterystycznych dla muraw z najwyższą częstością występują *Achillea pannonica* i *Galium verum*. Wraz z rosnącym pokryciem traw zmniejsza się częstość występowania i udział większości gatunków muraw, zwłaszcza tych o wysokich wymaganiach świetlnych.
15. W zbiorowiskach zastępczych i będących ich formami inicjalnymi stadiach degradacyjnych muraw kserotermicznych daje się obserwować ekspansja współcześnie silnie rozprzestrzeniających się gatunków rodzimych i tych zaliczanych do kategorii inwazyjnych antropofitów. Ekspansja ta przyjmuje największe rozmiary w wypadku *Calamagrostis epigejos*, któremu z mniejszym udziałem ilościowym lecz wysoką częstością występowania towarzyszy inwazyjny archeofit *Tanacetum vulgare*. Na dwóch płatach muraw kserotermicznych obserwowano inicjalne stadia ekspansji inwazyjnych neofitów wkraczających z sąsiednich zbiorowisk roślinnych – w pierwszym wypadku dotyczy to *Lupinus polyphyllus* (Szklary), w drugim *Rosa rugosa* (wzgórze koło Nasławic).
16. Wśród gatunków, które w zbiorowiskach zastępczych występują najczęściej (>50%) i dominują ilościowo, najliczniej reprezentowana jest ekologiczna strategia konkurencyjności (C) oraz typ pośredni konkurencyjności i odporności na stres (CS). Rozwojowi zbiorowisk zastępczych sprzyjają gleby głębsze i zasobne w azot i fosfor. Wraz z rosnącą miąższością gleby *Calamagrostis epigejos* zyskuje przewagę ilościową nad *Arrhenatherum elatius*.
17. Magnez, wapń, nikiel, chrom i kobalt współtworzące kompleks serpentynitowy są pobierane przez rośliny muraw w ilościach ogólnie odzwierciedlających relacje ich koncentracji występujące w glebach. Trawy pobierają niższe ilości magnezu i wapnia w porównaniu z roślinami dwuliściennymi. Spośród metali ciężkich w pędach roślin najwyższe koncentracje osiąga nikiel, niższe chrom i kobalt. Wyraźną tendencję do wzmożonej kumulacji niklu stwierdzono u *Euphorbia*

*cyparissias*. U tego gatunku, a także w pędach *Galium verum*, *Lotus corniculatus* i *Silene vulgaris* stwierdzono wypadki kumulacji niklu w ilościach przekraczających  $100 \mu\text{g g}^{-1}$  s. m.

18. W glebach użytkowanych łąk i pastwisk specyficzne czynniki kompleksu serpentynitowego występują z mniejszym natężeniem w porównaniu z siedliskami muraw kserotermicznych. Niższe są zawartości magnezu wymiennego i niklu. Wyrażony molowo stosunek wymiennych form magnezu i wapnia wyraża się przewagą tego ostatniego pierwiastka.
19. Rośliny uprawne z łąk i pastwisk pobierają mniejsze ilości magnezu i niklu w porównaniu z gatunkami z muraw i wykazują w przybliżeniu zrównoważone koncentracje molowe Mg i Ca w pędach. Z uwagi na wyższe pobieranie magnezu i wapnia przez zioła dwuliścienne – od udziału tych roślin w runi łąkowej zależą koncentracje w niej tych pierwiastków. Najwyższe koncentracje niklu stwierdzone w pędach badanych gatunków uprawnych zawierają się w przedziale  $35\text{--}65 \mu\text{g g}^{-1}$  s. m. Maksymalne zawartości chromu tylko u *Trifolium pratense* przekroczyły  $30 \mu\text{g g}^{-1}$  s. m. Koncentracje kobaltu w pędach badanych roślin łąkowych nie przekraczają  $3 \mu\text{g g}^{-1}$  s. m. Uzyskane wyniki nie wskazują, żeby poziom kumulacji metali ciężkich w roślinach badanych łąk i pastwisk mógł stanowić jakiegokolwiek zagrożenie dla zwierząt hodowlanych.

W świetle tak sformułowanych wniosków przyjęte przed przystąpieniem do prac badawczych hipotezy robocze (por. rozdział 3) poddano **weryfikacji**, której rezultaty przedstawiono poniżej.

Hipoteza 1. Odrębność flory muraw na serpentynitach w stosunku do flor analogicznych zbiorowisk występujących na innych podłożach geologicznych zaznacza się słabo pod względem jakościowym. Dzieje się tak, ponieważ brak w niej gatunków, których występowanie w regionie ograniczone byłoby wyłącznie do siedlisk serpentynitowych. Wyjątkiem pod tym względem są „paprocie serpentynitowe” – *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* i *A. adiantum-nigrum*, jednak gatunki te, choć występują w przestrzeni ciepłolubnych muraw, to są składnikiem tworzącej kompleks z murawami roślinności naskalnej z klasy *Asplenieta rupestris*. Hipoteza ta kwalifikuje się do odrzucenia również w aspekcie ilościowym – badane murawy, a zwłaszcza ich najbogatsze warianty, nie odbiegają swoją różnorodnością gatunkową od podobnych fitocenoz występujących na innego rodzaju siedliskach.

Hipoteza 2. Badane murawy mają charakter wysp środowiskowych rozproszonych w przestrzeni krajobrazu kulturowego, w większej części rolniczego. Podstawowym czynnikiem wpływającym na poziom bogactwa gatunkowego muraw jest ich powierzchnia, a zależność ta opisana jest znaną z fitogeografii i ekologii wysp funkcją potęgową. Powierzchnia obiektu, związany z nią obwód i różnorodność przyległych fitocenoz należą do głównych czynników determinujących rozmiary synantropizacji roślinności badanych muraw, a zatem degradacji zbiorowisk i wypierania rodzimych rzadkich gatunków przez silniejszych konkurencyjnie przybyszów – to również zjawisko opisywane przez teorię ekologii wysp.

Z uwagi na skupiskowy wzorec rozmieszczenia wysp-muraw na względnie dużej powierzchni tła (matrycy) i brak centralnej wyspy „archipelagu” nie badano takich czynników, jak stopień izolacji obiektów, wpływ barier w przepływie genów itp.

Hipoteza 3. Czynniki siedliskowe wpływają na gatunkową i przestrzenną strukturę fitocenoz muraw kserotermicznych zarówno działając pojedynczo, jak i wspólnie z innymi. Wykazano, że postać fitocenoz murawowych w sposób decydujący jest kształtowana przez miąższość gleb oraz zasobność w azot i fosfor, jednak istotne znaczenie mają również specyficzne składniki kompleksu serpentynitowego, jakimi są występujące w nadmiarze magnez i nikiel.

Hipoteza 4. Hipoteza ta jest do przyjęcia w części zakładającej, że osobliwe właściwości chemiczne gleb serpentynitowych znajdują swoje odbicie w ilości i wzajemnych proporcjach pierwiastków gromadzonych w tkankach roślin muraw kserotermicznych. Specyfika gatunkowa tego zjawiska ma natomiast ograniczony zakres i jej wyraźnym przejawem jest tylko wzmożona kumulacja niklu u *Euphorbia cyparissias* oraz, w mniejszym stopniu, w pędach *Galium verum*, *Lotus corniculatus* i *Silene vulgaris* rosnących na stanowisku wybitnie zasobnym w ten pierwiastek. Nie udało się uzyskać jednoznacznego obrazu modyfikującego wpływu pozostałych czynników siedliskowych na pobieranie przez rośliny badanych pierwiastków.

Hipoteza 5. Specyfika właściwości chemicznych gleb serpentynitowych znajduje odbicie w zawartościach magnezu, wapnia i niklu w pędach roślin z użytkowanych łąk i pastwisk. Zjawisko to ma jednak mniejsze rozmiary niż w wypadku analogicznych relacji pomiędzy właściwościami gleb i roślin muraw kserotermicznych.

## 9. LITERATURA

- Alard D., Chabrierie O., Dutoit T., Roche P. 2005. Patterns of secondary succession in calcareous grasslands: can we distinguish the influence of former land uses from present vegetation data? *Basic and Applied Ecology* 6: 161–173.
- Allen S. E. (ed.) 1989. Chemical analysis of ecological materials. Second edition completely revised. Blackwell Scientific Publications. Oxford, London Edinburgh, Boston, Melbourne, 341 pp.
- Anioł-Kwiatkowska J., Berdowski W., Wójcik G. 1992. Synantropizacja obszarów chronionych w Masywie Ślęży. *Acta Univ. Wratisl., Prace Botaniczne* 48: 3–44.
- Anioł-Kwiatkowska J., Świerkosz K. 1992. Flora i roślinność rezerwatu „Ostrzyca Proboszczowicka” oraz jego otoczenia. *Acta Univ. Wratisl., Prace Botaniczne* 48: 45–115.
- Bąba W. 2003. Changes in the structure and floristic composition of limestone grasslands after cutting trees and shrubs and mowing. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 72 (1): 61–69.
- Bai Y., Abouguendia Z., Redmann R. E. 2001. Relationship between plant species diversity and grassland condition. *Journal of Range Management* 54: 177–183.
- Bakker J. P., Berendse F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *TREE* 14 (2): 64–68.
- Bakun-Czubarow, Nonna Smulikowski W. 1993. Serpentinite stock south of Niedamirow-Lasocki Range, Sudetes, compared with other circum-Karkonosze ultramafic bodies. *Geologia Sudetica* 27 (1): 2–65.
- Baumeister W., Ernst W. H. O. 1978. Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 416 pp.
- Bednář V. 1987. Obsah chromu v rostlinách serpentinitových pud u Mohelna. *Acta Univ. Palack. Fac. Rerum Natur. Biol.* 90 (27): 13–21.
- Begon M., Colin R., Harper J. L. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. Fourth edition. Malden, Oxford, Carlton, Blackwell Publishing, 738 pp.
- Beneš J., Kepka P., Konvička M. 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17 (4): 1058–1069.
- Berdowski W. 1974. Flora mchów i zbiorowiska mszaków Masywu Ślęży. *Monographiae Botanicae* 45: 1–126.
- Berdowski W. 1992. Flora rezerwatu „Łąka Sulistrowicka”. W: Anioł-Kwiatkowska (red.) Ochrona przyrody w południowo-zachodniej Polsce. Szata roślinna rezerwatów przyrody województwa wrocławskiego. *Acta Univ. Wratislaviensis*, 1667. *Prace Botaniczne* 62: 113–124.

- Berdowski W. 1997. Masyw Ślęży [mapa roślinności aktualnej]. W: Pawlak (red.): Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego. Uniwersytet Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska.
- Berdowski W., Panek E. 1998. Szata roślinna rezerwatu „Łąka Sulistrowicka” w województwie wrocławskim. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 17 (3): 3–16.
- Berdowski W., Panek E. 1999. Roślinność rezerwatu „Góra Radunia” w województwie wrocławskim. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody* 18 (2): 3–13.
- Berdowski W., Radziuk M. 1998. Szata roślinna Masywu Grochowskiego na Przedgórzu Sudeckim. *Acta Univ. Wratisl. 2036, Prace Botaniczne* 74: 39–70.
- Berazaín Iturralde R. 1997. The serpentine flora of Cuba: its diversity. In: Jaffré T., Reeves R. D., Becquer T. (eds.): *The ecology of ultramafic and metalliferous areas. Proceedings of the Second International Conference on Serpentine Ecology. Noumea, July 31 – August 5 1995, ORSTOM, Nouméa*, 139–146.
- Berlin G. A. I., Linusson A.-C., Olsson E. G. A. 2000. Vegetation changes in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965–1990. *Acta Oecologica* 21 (2): 125–138.
- Bignal E. M., McCracken D. I. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33: 413–424.
- Bloch D., Werdenberg N., Erhardt A. 2006. Pollination crisis in the butterfly-pollinated wild carnation *Dianthus carthusianorum*? *New Phytologist* 169: 699–706.
- Boyd R. S., Davis M. A., Wall M. A., Balkwill K. 2002. Nickel defends the South African hyperaccumulator *Senecio coronatus* (Asteraceae) against *Helix aspersa* (Mollusca: Pulmonidae). *Chemoecology* 12:91–97.
- Boyd R. S., Moar W. J. 1999. The defensive function of Ni in plants: response of the polyphagous herbivore *Spodoptera exigua* (Lepidoptera: Noctuidae) to hyperaccumulator and accumulator species of *Streptanthus* (Brassicaceae). *Oecologia* 118: 218–224.
- Braakhekke W. G., Hooftman D. A. P. 1999. The resource balance hypothesis of plant species diversity in grassland. *Journal of Vegetation Science* 10: 187–200.
- Brady K. U., Kruckeberg A. R., Bradshaw Jr. H. D. 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 243–266.
- Bratteler M., Widmer A., Baltisberger M., Edwards P. J. 2002. Genetic architecture of traits associated with habitat adaptation in *Silene vulgaris* (Caryophyllaceae). *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 68: 95–103.
- Brej T., Fabiszewski J. 2006. Plants accumulating heavy metals in the Sudety Mts. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 75 (1): 61–68.
- Brooks R. R. 1987. *Serpentine and its Vegetation. A Multidisciplinary Approach*. Dioscorides Press, Portland, Oregon, 455 pp.
- Brooks R. R., Shaw S., Asensi Marfil A. 1981. Some observations on the ecology, metal uptake and nickel tolerance of *Alyssum serpyllifolium* from the Iberian peninsula. *Vegetatio* 45: 183–188.
- Bruun H. H. 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641–650.

- Bruun H. H. 2005a. A field test of the relationship between habitat area and population size for five perennial plant species. *Web Ecology* 5: 1–5.
- Bruun H. H. 2005b. *Rosa rugosa* Thunb. ex Murray. Biological Flora of the British Isles No. 239. *Journal of Ecology* 93: 441–470.
- Bruun H. H. 2006. Prospects for biocontrol of invasive *Rosa rugosa*: a review. *BioControl* 51: 41–181.
- Bruun H. H., Ejrnaes R. 2000. Classification of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science* 11: 585–596.
- Butaye J., Adriaens D., 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. Environ* 9 (2): 111–118.
- Butaye J., Honnay O., Adriaens D., Delescaille L.-M., Hermy M. 2005. Phytosociology and phytogeography of the calcareous grasslands on devonian limestone in southwest Belgium. *Belg. Journ. Bot.* 138 (1) : 24–38.
- Carter S. P., Slingsby D. R., Proctor J. 1987. Ecological studies on the Keen of Hamar serpentine, Shetland. *Journal of Ecology* 75: 21–42.
- Chase J. M., Leibold M. A. 2002. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430.
- Chiarucci A. 1996. Species diversity in plant communities on ultramafic soils in relation to pine afforestation. *Journal of Vegetation Science* 7: 57–62.
- Chiarucci A., Maccherini S., Bonini I., De Dominicis V. 1998a. Effects of nutrient addition on species diversity and ground cover of „serpentine“ vegetation. *Plant Biosystems* 132 (2): 143–150.
- Chiarucci A., Maccherini S., Bonini I., De Dominicis V. 1999. Effects of nutrient addition on community productivity and structure of serpentine vegetation. *Plant Biology* 1: 121–126.
- Chiarucci A., Riccucci M., Celesti C., De Dominicis V. 1998b. Vegetation–environment relationships in the ultramafic area of Monte Ferrato, Italy. *Israel Journal of Plant Sciences* 46: 213–221.
- Chiarucci A., Robinson B. H., Bonini I., Petit D., Brooks R. R., De Dominicis V. 1998c. Vegetation of Tuscan ultramafic soils in relation to edaphic and physical factors. *Folia Geobotanica* 33: 113–131.
- Chiarucci A., Rocchini D., Leonzio C., De Dominicis V. 2001. A test of vegetation–environment relationship in serpentine soils of Tuscany, Italy. *Ecological Research* 16: 627–639.
- Chmura K. 1960. Charakterystyka serpentynitu grochowskiego. *Przegląd Geologiczny* 7: 371–375.
- Chytrý M. 2001. Teplomilné doubravy. W: Chytrý M., Kučera., Koči M. (red.): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 198–206.
- Chytrý M., Horák J. 1997. Plant communities of the thermophilous oak forests in Moravia. *Preslia* 68: 193–240.
- Chytrý M., Vicherek J. 1996. Přirozená a polopřirozená vegetace údolí řek Oslavy, Jihlavy a Rokytne. *Acta Scientiarum Naturalium Musei Moraviae Occ.* Třebíč 22: 1–125.

- Chytrý M., Otýpková Z. 2003. Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science* 14: 563–570.
- Chytrý M., Pyšek P., Tichý L., Knollová I., Danihelka J. 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia* 77: 339–354.
- Connor E. F., McCoy E. D. 2001. Species-area relationships. *Encyclopedia of Biodiversity* 5: 397–411.
- Cook M. W., Lane K. T., Foster B. L., Holt R. D. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5: 619–623
- Crawley M. J., Harral J. E. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291: 864–868.
- Critchley C. N. R., Chambers B. J., Fowbert J. A., Bhogal A., Rose S. C., Sanderson R. A. 2002. Plant species richness, functional type and soil properties of grasslands and allied vegetation in English environmentally sensitive areas. *Grass and Forage Science* 57: 82–92.
- Davis M. A., Boyd R. S. 2000. Dynamics of Ni-based defence and organic defences in the Ni hyperaccumulator, *Streptanthus polygaloides* (*Brassicaceae*). *New Phytologist* 146, 211–217.
- Dengler J. 2004. Phytodiversitätsmuster in nordostdeutschen Trockenrasen. - Kiel. Not. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein Hamb. 32: 14–19.
- Dengler J. 2005. Zwischen Estland und Portugal – Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Phytodiversitätsmuster europäischer Trockenrasen. *Tuexenia* 25: 387–405.
- Dierschke H. 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 663 pp.
- Dierschke H. 1997. Pflanzensoziologisch-synchorologische Stellung des Xerothermgrasslandes (*Festuco-Brometea*) in Mitteleuropa. *Phytocoenologia* 27 (2): 127–140.
- Dixon J. M., Todd H. 2001. *Koeleria macrantha*: performance and distribution in relation to soil and plant calcium and magnesium. *New Phytologist* 152: 59–68.
- Dixon J.M. 2000. Biological flora of the British Isles. *Koeleria macrantha* (Ledeb.) Schultes (*K. alpigena* Domin, *K. cristata* (L.) Pers. pro parte, *K. gracilis* Pers., *K. albescens* auct. non DC.). *Journal of Ecology* 88: 709–726.
- Dukes J. S., Hungate B. A. 2002. Elevated Carbon Dioxide and Litter Decomposition in California Annual Grasslands: Which Mechanisms Matter? *Ecosystems* 5: 171–183.
- Dupré C., Diekmann M. 2001. Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography* 24: 275–286.
- Dzwonko Z. 1998. Współczesne metody numerycznego porządkowania i ich zastosowanie w badaniach nad roślinnością. W: Kaźmierczak E., Nienartowicz A., Piernik A., Wilkoń-Michalska J. (red.): *Metody numeryczne w badaniach struktury i funkcjonowania szaty roślinnej*. Wydawnictwo UMK, Toruń, 132–142.
- Dzwonko Z., Loster S. 1988. Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. *Vegetatio* 76: 15–27.

- Dzwonko Z., Loster S. 1998. Ochrona półnaturalnych muraw nawapiennych we współczesnym krajobrazie: dynamika roślinności po wycięciu drzew. *Ochrona Przyrody* 55: 3–23.
- Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage. Ulmer, Stuttgart, 1095 pp.
- Ellenberg H., Düll R., Wirth V., Werner., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 2 Auflage, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, 248 pp.
- Ericsson O., Cousins S. A. O., Bruun H. H. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13: 743–748.
- Erisman J. W., Grennfelt P., Sutton M. 2003. The European perspective on nitrogen emission and deposition. *Environment International* 29: 311–325.
- Ernst W. H. O. 1974. *Schwermetallvegetation der Erde*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 194 pp.
- Fabiszewski J. 1963. Porosty epifityczne Masywu Ślęży. *Acta Univ. Wratisl., Prace Botaniczne* 1: 229–289.
- Fabiszewski J. 1993. Problemy ochrony szaty roślinnej w obszarze wzgórz Ślęży. *Annales Silesiae* 23: 65–76.
- Fabiszewski J., Kwiatkowski P. 2002. Threatened vascular plants of the Sudeten Mountains. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 71 (4): 339–350.
- Fahring L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Falińska K. 2004. *Ekologia roślin*. Wyd. 3. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 512 pp.
- Fedak J., Niškiewicz J. 1979. Rudy niklu. W: Dziedzic K. i in. (red.): *Surowce mineralne Dolnego Śląska*. Zakład Narodowy im. Ossolińskich Wydawnictwo, Wrocław, Warszawa, Kraków, Gdańsk, 136–142.
- Fiek E. 1881. *Flora von Schlesien*. Breslau, 571 pp.
- Fischer M. 1999. Über die Ursachen der Gefährdung lokaler Pflanzenpopulationen. *Bauhinia* 12: 9–21.
- Freitas, H., Prasad, M.N.V. & Pratas, J. 2004. Serpentine soil and plant analysis for heavy metals accumulation. *Chemosphere* 54: 1625–1642.
- Fridley J. D., Peet K. P., Wentworth T. R., White P. S. 2005. Connecting fine- and broad-scale species–area relationships of southeastern U.S. flora. *Ecology* 86(5): 1172–1177.
- Gabbrielli R., Pandolfini T. 1984. Effect of Mg<sup>2+</sup> and Ca<sup>2+</sup> on the response to nickel toxicity in a serpentine endemic and nickel-accumulating species. *Physiol. Plant.* 62: 540–544.
- Gabbrielli, R., Gori P., Scala A. 1995. Ni toxicity on carnation (*Dyanthus caryophyllus* L. cv. Corrida) cell cultures: selection of Ni tolerant lines and effects of Ca and Mg. *Plant Science* 104: 225–230.
- Gloser V. 2002. Seasonal changes of nitrogen storage compounds in a rhizomatous grass *Calamagrostis epigejos*. *Biologia Plantarum* 45: 563–568.



- Gloser V. 2005. The consequences of lower nitrogen availability in autumn for internal nitrogen reserves and spring growth of *Calamagrostis epigejos*. *Plant Ecology* 179:119–126.
- Gloser V., Košvancová M., Gloser J. 2004. Changes in growth parameters and content of N-storage compounds in roots and rhizomes of *Calamagrostis epigejos* after repeated defoliation. *Biologia (Bratislava)* 59/Suppl. (13): 179–184.
- Gonçalves S. C., Gonçalves M. T., Freitas H., Martins-Loução M. A. 1995. Mycorrhizae in a Portuguese serpentine community. In: Jaffré T., Reeves R. D., Becquer T. (eds.): *The ecology of ultramafic and metalliferous areas. Proceedings of the Second International Conference on Serpentine Ecology*. Noumea, 31.7–5.8.1995, 87–89.
- Gram W. K., Borer E. T., Cottingham K. L., Seabloom E. W., Boucher V. L., Goldwasser L., Micheli F., Kendall B. E., Burton R. S. 2004. Distribution of plants in a California serpentine grassland: are rocky hummocks spatial refuges for native species? *Plant Ecology* 172: 159–171.
- Grime J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26–31.
- Grime J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111 (982): 1169–1194.
- Grime J. P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. 2<sup>nd</sup> edition. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, New York, Weinheim, Singapore, Toronto, 417 pp.
- Grime J. P., Hodgson J. G., Hunt R. 1988. *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London. 721 pp.
- Grytnes J. A. 2000. Fine-scale vascular plant species richness in different alpine vegetation types: relationships with biomass and cover. *Journal of Vegetation Science* 11: 87–92.
- Gunia P. 1992. Petrologia skał ultrazasadowych z masywu Braszowic-Brzeźnicy (blok przedsudecki). *Geologia Sudetica* 26 (1–2): 119–170.
- Harrison S. 1999a. Local and regional diversity in a patchy landscape: native, alien, and endemic herbs on serpentine. *Ecology* 80 (1): 70–80.
- Harrison S. 1999b. Native and alien species diversity at the local and regional scales in a grazed California grassland. *Oecologia* 121: 99–106.
- Harrison S., Inouye B. D. 2002. High  $\beta$  diversity in the flora of Californian serpentine „islands”. *Biodiversity and Conservation* 11: 1869–1876.
- Harrison S., Rice K., Maron J. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* 100: 45–53.
- He F., Legendre P. 1996. On species-area relations. *American Naturalist* 148: 719–737.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M. C., Diemer M., Dimitrakopoulos P. G., Finn J. A., Freitas H., Giller P. S., Good J., Harris R., Höglberg P., Huss-Danell K., Joshi J., Jumpponen A., Körner C., Leadley P. W., Loreau M., Minns A., Mulder C. P. H., O'Donovan G., Otway S. J., Pereira J. S., Prinz A., Read D. J., Scherer-Lorenzen M., Schulze E.-D., Siamantziouras A.-S. D., Spehn E. M., Terry A. C., Troumbis A. Y., Woodward F. I., Yachi S., Lawton J. H. 1999. Plant

- diversity and productivity experiments in European grassland. *Science* 286: 1123–1127.
- Helm A., Hanski I., Pärtel M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.
- Hill M. O. 1979. TWINSpan: A Fortran program for arranging multivariate data in order two-way table by classification of the individual and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hobohm C., Härdtle W. 1997. Zur Bedeutung einiger ökologischer Parameter für die Artenvielfalt innerhalb von Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Tuexenia* 17: 19–52.
- Hoffmann J., Kretschmer H., Pfeffer H. 2001. Effects of patterning on biodiversity in Northeast German agro-landscapes. In: Tenhunen J. D. i in. (eds.): *Ecosystem approaches to landscape management in Central Europe*. Ecological Studies 147: 325–340.
- Holub J., Procházka F. 2000. Red List of vascular plants of the Czech Republic – 2000. *Preslia* 72: 187–230.
- Holub P., Sedláková I., Fiala K., Tůma I., Záhora J., Tesařová M. 2004. Reasons and consequences of expansion of *Calamagrostis epigejos* in meadows of the Dyje river floodplain. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 34: 167.
- Honnay O., Hermy M., Coppin P. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biol. Conserv.* 87: 73–84.
- Honnay O., Jacquemyn H., Bossuyt B., Hermy M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species (Tansley review). *New Phytologist* 165 (5):1–14.
- Hooper D. U., Chapin III F. S., Ewel J. J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J. H., Lodge D. M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A. J., Vandermeer J., Wardle D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *ESA Report. Ecological Monographs* 75 (1): 3–35.
- Hooper D. U., Vitousek P. M. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* 68 (1): 121–149.
- Hossner L. R., Loepfert R. H., Newton R. J., Szanislo P. J., Attrep Jr. M. 1998. Literature review: phytoaccumulation of chromium, uranium, and plutonium in plant systems. Amarillo National Resource Center for Plutonium, 51 pp.
- Huenneke L. F., Hamburg S. P., Koide R., Mooney H. A., Vitousek P. M. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71 (2): 478–491.
- Hurst A., John E. 1999. The biotic and abiotic changes associated with *Brachypodium pinnatum* dominance in chalk grassland in south-east England. *Biological Conservation* 88: 75–84.
- Huston M. A., Aarssen L. W., Austin M. P., Cade B. S., Fridley J. D., Garnier E., Grime J. P., Hodgson J., Lauenroth W. K., Thompson K., Vandermeer J. H., Wardle D. A. 2000. No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science* 289: 1255a.

- Irmscher B. 1993. Die Vegetation einer Serpentin-Schotterflur bei Zoblit im Erzgebirge. *Tuexenia* 13: 283–291.
- Irmscher B. 1996. Die Vegetation auf Serpentin im Freistaat Sachsen unter besonderer Beachtung der Vorkommen der Serpentin-Farne. *Sächsische Floristische Mitteilungen* 4: 60–108.
- IUCN. 2001. Categories and Criteria (version 3.1). [http://www.iucnredlist.org/info/categories\\_criteria2001](http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001)
- Jacquemyn H., Butaye J., Hermy M. 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography* 28: 801–812.
- Jaffré T., Brooks R. R., Lee J., Reeves R. D. 1976. *Sebertia acuminata*: a hyperaccumulator of Nickel from New Caledonia. *Science* 193: 579–580.
- Jamieson N., Monaghan R., Barraclough D. 1999. Seasonal trends of gross N mineralization in a natural calcareous grassland. *Global Change Biology* 5: 423–431.
- Jańczyk-Węglarska J. 1996. Strategie rozwoju osobniczego *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth na tle warunków ekologicznych poznańskiego przełomu Warty. Wydawnictwo Naukowe UAM, 105 pp.
- Janssens F., Peeters A., Tallowin J. R. B., Bakker J. P., Bekker R. M., Fillat F., Oomes M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69–78.
- Jeník J. 1993. Serpentine vegetation in Slavkov Forest, Western Bohemia. *Novit. Bot. Univ. Carol.* 8/1993–1994: 51–62.
- Jhee E. M., Boyd R. S., Eubanks M. D. 2005. Nickel hyperaccumulation as an elemental defense of *Streptanthus polygaloides* (*Brassicaceae*): influence of herbivore feeding mode. *New Phytologist* 168: 331–344.
- Johnston W. R., Proctor J. 1977. Metal concentrations in plants and soils from two British serpentine soils. *Plant and Soil* 46: 275–278.
- Johnston W. R., Proctor J. 1979. Ecological studies on the Lime Hill serpentine. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh* 43: 145–150.
- Johnston W. R., Proctor J. 1980. Ecological studies on Meikle Kilrannoch serpentines. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh* 43: 207–215.
- Jongman R. H. G., ter Braak C. J. F., van Tongeren D. F. R. (eds). 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 295 pp.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1993. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 364 pp.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Witek T. 1993. Ocena jakości i możliwości rolniczego użytkowania gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. W: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy, 5–14.
- Kamena S., Poschlod P., Schreiber K.-F. 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319–328.
- Karczewska A. 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi – formy i rozpuszczalność. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu

- 432, Rozprawy CLXXXIV, Wydawnictwo Akademii Rolniczej we Wrocławiu, 159 pp.
- Karczewska A., Bogda A., Kurnikowska B. 2001. Nickel, chromium, lead and cadmium in soils and common plant species in the area of nickel mining and smelting (Szklary, SW Poland). Proc. 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Guelph, 570.
- Karpowicz W. 1963a. Paprocie na serpentynitach w Polsce. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 9 (1): 35–58.
- Karpowicz W. 1963b. Rzadka paproć polska, zanokcica kończyta odm. śląska (*Asplenium onopteris* L. var. *silesiaca* Milde). *Wszechświat*, 7–8: 172–174.
- Kasowska D. 2006. Arbuscular mycorrhizae and their role in phytoremediation of serpentine wastes. In: Program, Abstracts, Participants of 5th International Symbiosis Society Congress, Eco-symbiology Symposium, Vienna, Austria, 4–10 August, p. 85.
- Kavanová M., Gloser V. 2005. The use of internal nitrogen stores in the rhizomatous grass *Calamagrostis epigejos* during regrowth after defoliation. *Annals of Botany* 95: 457–463.
- Każmierczakowa R., Szcześniak E. 2001. *Galium valdepilosum* H. Br. Przytulnia stepowa. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., (red.) Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. II. PAN, Kraków, 304–306.
- Każmierczakowa R., Zarzycki K (red.) 2001. Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i Rośliny kwiatowe Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 664 pp.
- Kącki Z., Dajdok E., Szcześniak E. 2003. Czerwona lista roślin naczyniowych Dolnego Śląska. W: Kącki Z. (red.) Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska. Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski, Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „Pro Natura”, Wrocław, 9–65.
- Kącki Z., Szcześniak E. 2003. *Avenula pratensis* In the Lower Silesia – distribution, occurrence in plant communities and threats. In: Frey L. (ed.) Problems of grass biology. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków, 337–348.
- Kimbrough D. E., Cohen Y., Winer A. M. Creelman L. Clayton Mabuni C. 1999. A critical assessment of chromium in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29 (1): 1–46.
- Kinzel H., Weber M. 1982. Serpentin-Pflanzen. In: Kinzel H. (Hrsg.): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 381–410.
- Kiviniemi K., Ericsson O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. *Diversity and Distributions* 8: 21–29.
- Klotz S., Kühn I., Durka W. (Hrsg.) 2002. BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Koide R. T., Mooney H. A. 1987. Revegetation of serpentine substrates: response to phosphate application. *Environmental Management* 11 (4): 563–567.

- Kolbek J., Chytrý M. 2001. Suché bory. W: Chytrý M., Kučera., Koči (red.): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 213–218.
- Koła W. 1965. Nowe stanowisko dwóch wątrobowców kserotermicznych na Dolnym Śląsku. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*. 11 (4): 601–604.
- Korniak T. 2001. Synanthropic Grass species in Poland. In: Frey L. (ed.): Problems in grass biology. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 189–200.
- Kotańska M., Towpasz K., Mitka J. 2000. Xerothermic grassland: habitat island in an agricultural landscape. Proceedings IAVS Symposium. IAVS, Opulus Press, Uppsala, 144–147.
- Kovach Computing Services. 2004. MVSP v3.131.
- Kowarik I. 2002. Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. *Neobiota* 1: 5–24.
- Kozłowska A. 1972. Rola roślin uprawnych w historycznym rozwoju kultury materialnej Polski. W: Szafer W., Zarzycki K. (red.) Szata roślinna Polski Tom 1. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 571–607.
- Krahulcová A., Štěpánková J. 1998. Serpentine and polyploid differentiation within *Galium pumilum* agg. (*Rubiaceae*) in Eastern C. Europe. *Folia Geobotanica* 33: 87–102.
- Kratochwil A. 1998. Zur Gültigkeit der Inseltheorie bei Festland-Ökosystemen – eine kritische Betrachtung für den Naturschutz. In: Brandes D. (Hrsg.): Vegetationsökologie von Habitatsinseln und linearen Strukturen. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten. Bd. 5: 7–37.
- Krause W. 1958. Andere Bodenspezialisten. In: Ruhland W. (Hrsg.): Encyclopedia of Plant Physiology / Handbuch der Pflanzenphysiologie. IV. Springer-Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg, 753–806.
- Krauss J., Klein A.-M., Steffan-Dewenter I., Tschardt T. 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13: 1427–1439.
- Kretschmer H., Hoffmann J., Wenkel K. O. 1997. Einfluß der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Artenvielfalt und Artenzusammensetzung. Schriftenreihe des BML "Angewandte Wissenschaft". Band 465 „Biologische Vielfalt in Ökosystemen“, 266–280.
- Kromer K., Marszał-Jagacka J., Kępińska K., Nowak T., Żołnierz L., Poturała D., Świerkosz K. 2006. *In vitro* propagation and *ex situ* preservation of endangered ferns from Lower Silesia. *Botanical Guidebooks* 29: 143–155.
- Kruckeberg A. R. 1951. Intraspecific variability in the response of certain native plant species to serpentine soil. *American Journal of Botany* 38: 408–419.
- Kruckeberg A. R. 1951. The ecology of serpentine soils. III. Plant species in relation to serpentine soils. *Ecology* 35 (2): 267–274.
- Kruckeberg A. R. 1984. California serpentines: flora, vegetation, geology, soils, and management problems. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London, 180 pp.

- Kruckeberg A. R. 1992. Plant life of the western North American ultramafics. In: Roberts B. A., Proctor J. (eds.) The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 31–71.
- Kwiatkowski P. 1996. Roślinność kserotermiczna okolic Jawora. Acta Univ. Wratisl., Prace Botaniczne 70: 181–203.
- Kwiatkowski P. 1997. The distribution of selected threatened grass species (*Poaceae*) in the Sudety Mts. (Poland). Fragm. Flor. Geobot. 42 (2): 275–293.
- Kwiatkowski P. 1998. Kamieniołomy wapienia w Górach Kaczawskich ostoją rzadkich i ginących gatunków flory naczyniowej Sudetów. Górnictwo Odkrywkowe 40 (2–3): 156–163.
- Kwiatkowski P. 2004. Murawy kserotermiczne rzędu *Brometalia Erecti* Br.-Bl. 1936 w Sudetach. Cz. 1. Góry Kaczawskie. Annales Silesiae 33: 63–77.
- Kwiatkowski P., Struk M. 2003. Szata roślinna wzgórze Homole i otoczenia (Wzgórze Lewińskie). Annales Silesiae 32: 67–101.
- Lienert J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. Journal for Nature Conservation 12: 53–72.
- Limpens J., Berendse F., Klees H. 2003. N deposition affects N availability in interstitial water, growth of *Sphagnum* and invasion of vascular plants in bog vegetation. New Phytologist 157: 339–347.
- Löbel S., Dengler J., Hobohm C. 2006. Species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in dry grasslands: the effects of environment, landscape structure and competition. Folia Geobotanica 41: 1–17.
- Lombini A., Dinelli E., Ferrari C., Simoni A. 1998. Plant-soil relationships in the serpentine screes of Mt. Prinzer (Northern Apennines, Italy). Journal of Geochemical Exploration 64: 19–33.
- Looney J. H. H., Proctor J. 1989a. The vegetation of ultrabasic on the Isle of Rhum I. Physical environment, plant associations and soil chemistry. Transactions of the Botanical Society of Edinburgh 45: 335–350.
- Looney J. H. H., Proctor J. 1989b. The vegetation of ultrabasic on the Isle of Rhum II. The causes of the debris. Transactions of the Botanical Society of Edinburgh 45: 351–364.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science 294: 804–809.
- Loster S. 1991. Różnorodność florystyczna w krajobrazie rolniczym i znaczenie dla niej naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk wyspowych. Fragm. Flor. Geobot. 36 (2): 427–457.
- MacArthur R. H., Wilson E. O. 1963. An equilibrium of insular zoogeography. Evolution 17 (4): 373–387.
- Maciejewski S., Niškiewicz J. 1979. Serpentyńity. W: Dziedzic K. i in. (red.): Surowce mineralne Dolnego Śląska. Zakład Narodowy im. Ossolińskich Wydawnictwo, Wrocław, Warszawa, Kraków, Gdańsk, 293–298.

- Majerowicz A. 2006. Krótki przewodnik terenowy po skałach ofiolitowego zespołu Ślęży oraz ich petrologicznej i geologicznej historii. Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław, 62 pp.
- Malpas J. 1992. Serpentine and the geology of serpentinized rocks. In: Roberts B. A., Proctor J. (eds.): The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 7–30.
- Marrs R. H., Proctor J. 1976. The response of serpentine and non-serpentine *Agrostis stolonifera* to magnesium and calcium. *Journal of Ecology* 64: 953–965.
- Marszał J., Kromer K., Nowak T. 1999. Ochrona paproci serpentynitowych z Masywu Ślęży i możliwości ich rozmnażania *in vitro*. *Prace Ogródu Bot. Uniw. Wroc.* 5 (1): 415–422.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. *Vademecum Geobotanicum* 3. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 537 pp.
- Mądalski J. 1961. Notatki florystyczne ze Śląska. Cz. I. *Kwartalnik Opolski. Zeszyty Przyrodnicze* 1: 69–72.
- McCune B., Keon D. 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. *Journal of Vegetation Science*. 13: 603–606.
- Mengel K., Kirkby E. A. 1983. Podstawy żywienia roślin. PWRiL, Warszawa, 527 pp.
- Menezes de Sequeira E., Pinto da Silva A. R. 1992. Ecology of serpentinized areas of north-east Portugal. In: Roberts B. A., Proctor J. (eds.): The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view. 169–197.
- Michalik S. 1979. Charakterystyka ekologiczna kserotermicznej i górskiej flory naczyniowej Ojcowskiego Parku Narodowego. *Studia Naturae* 19. PAN Zakład Ochrony Przyrody, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Kraków, 95 pp.
- Michalik S. 1990a. Rola nieklimaksowych biocenoz w parkach narodowych i rezerwach. *Prądnik. Prace Muz. Szafera* 2: 9–16.
- Michalik S. 1990b. Sukcesja wtórna i problemy aktywnej ochrony biocenoz półnaturalnych w parkach narodowych i rezerwach przyrody. *Prądnik. Prace Muz. Szafera* 2: 175–198.
- Michalik S., Bąba W. 1999. Aktywna ochrona półnaturalnej murawy kserotermicznej na Skale Krukowskiego w Ojcowskim Parku Narodowym. *Ochrona Przyrody* 56: 51–59.
- Microsoft Corporation. 2003. Microsoft Office Excel 2003.
- Minister Ochrony Środowiska. 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. *Dz. U.* Nr 168, poz. 1764.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 1995. Vascular plants of Poland. A checklist. *Polish Bot. Studies. Guidebook Ser. 15.* <http://bobas.ib-pan.krakow.pl/czek/check.htm>
- Mucina L., Kolbek J. 1993. *Festuco-Brometea*. In: Mucina L., Grabherr G., Ellmauer T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. 420–492.
- Mückschel C. 1999. Floristische Beobachtungen in aufgelassenen Steinbrüchen des Rheinischen Westerwaldes. *Decheniana* 153, 59–67.

- Müller-Stoll W. R., Toman M. 1984. Das *Asplenietum serpentini* und seine Kontaktgesellschaften auf dem Serpentin-Komplex im Slavkovský les (Kaiserwald) bei Mariánské lázně (Marienbad) in Westböhmen (ČSSR). Feddes Repertorium 95 (1–2): 97–119.
- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., da Fonseca G. A. B., Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.
- Nagy L., Proctor J. 1997. Soil Mg and Ni as causal factors of plant occurrence and distribution At the Meikle Kilrannoch ultramafic site in Scotland. New Phytologist 135: 561–566.
- NEG-TAP 2001. Transboundary air pollution: acidification, eutrophication and ground level ozone in UK. Charter 8: The European perspective. National Expert Group on Transboundary Air Pollution (NEG-TAP), Edinburgh, 213–250. <http://WWW.nbu.ac.uk/negtap/>
- Novák J., Prach K. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. Applied Vegetation Science 6: 111–116.
- Nyberg Berglund A.-B., Dahlgren S., Westerberg A. 2003. Evidence for parallel evolution and site-specific selection of serpentine tolerance in *Cerastium alpinum* during the colonization of Scandinavia. New Phytologist 161: 199–209.
- Oberdorfer E. 1983. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Eugen Ulmer Verlag Stuttgart. 5 Aufl.
- Oberdorfer E., Korneck D. 1993. Klasse *Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. 43. In: Oberdorfer E. (Hrsg.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II. Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpinie Magerrasen, Saumgesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York, 86–180.
- Overton J. McC., Levin S. A. 2001. Components of spatial patterning in a serpentine grassland. Ecological Research 18: 405–421.
- Palmberg C., Scherer-Lorenzen M., Jumpponen A., Carlsson G., Huss-Danell K., Höggberg P. 2005. Inorganic soil nitrogen under grassland plant communities of different species composition and diversity. Oikos 110: 271–282.
- Panek E., Berdowski W. 1995. Flora rezerwatu „Góra Radunia”. W: Anioł-Kwiatkowska (red.) Ochrona przyrody w południowo-zachodniej Polsce. Szata roślinna rezerwatów przyrody województwa wrocławskiego. Acta Univ. Wratislaviensis, 1667. Prace Botaniczne 62, 11–21.
- Pärtel M., Kalamees R., Zobel K., Rosén E. 1999. Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. Journal of Vegetation Science 10: 561–570.
- Pärtel M., Moora M., Zobel M. 2001. Variation in species richness within and between calcareous (alvar) grassland stands: the role of core and satellite species. Plant Ecology 157: 205–213.
- Pärtel M., Zobel K., Van der Maarel E. 1996 The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. Oikos 75: 111–117.
- Pax F. 1915. Schlesiens Pflanzenwelt. Eine pflanzengeographische Schilderung der Provinz. Verlag von Gustav Fischer Jena, 313 pp.



- Pender K. 1990. Lasy obszaru Wzgórz Strzebińskich i ich zbiorowiska zastępcze. II. Zbiorowiska zastępcze. Acta Univ. Wratisl., Pr. Bot. 44: 141–255.
- Perzanowska J., Kujawa-Pawlaczyk J. 2004. Murawy kserotermiczne (*Festuco-Brometea* i ciepłolubne murawy z *Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis*). W: Herlich J. (red.): Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 3: 117–139.
- Phoenix G. K., Booth R. E., Leake J. R., Read D. J., Grime J. P., Lee J. A. 2004. Simulated pollutant nitrogen deposition increases P demand and enhances root-surface phosphatase activities of three plant functional types in a calcareous grassland. New Phytologist 161: 279–289
- Piessens K., Honnay O., Devlaeminck R., Hermy M. 2006. Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest. Agriculture, Ecosystems and Environment 114: 335–342.
- Pinta M. 1977. Absorpcyjna spektrometria atomowa. Zastosowanie w analizie chemicznej. PWN, Warszawa, 658 pp.
- Popp M. 1983. Genotypic differences in the metabolism of plants adapted to extreme habitats. In: Sarić i Loughman (eds.): Genetic Aspects of Plant Nutrition. Martinus Nijhoff / Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Boston, Lancaster, 189–201.
- Poschlod P., WallisDeVries M. F. 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. Biological Conservation 104: 361–376.
- Pott R. 1996a. Biotoptyen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer, Stuttgart, 448 pp.
- Pott R. 1996b. Die Entwicklungsgeschichte und Verbreitung xerothermer Vegetationseinheiten in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Tuexenia 16: 337–369.
- Prasad M. N. V., Freitas H. 1999. Feasible biotechnological and bioremediation strategies for serpentine soils and mine spoils (Review article). Electronic Journal of Biotechnology. 2 (1): 36–50. <http://www.ejb.org>
- Proctor J. 1970. Magnesium as a toxic element. Nature 227: 742–743.
- Proctor J. 1971a. The plant ecology of serpentine. II. Plant response to serpentine soils. Journal of Ecology 59: 397–410.
- Proctor J. 1971b. The plant ecology of serpentine. III. The influence of high Mg/Ca ratio and high nickel and chromium levels in some British and Swedish serpentine soils. Journal of Ecology 59: 827–842.
- Proctor J. 1992. Chemical and ecological studies on the vegetation of ultramafic sites in Britain. In: Roberts B. A., Proctor J. (eds.): The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 153–167.
- Proctor J., Woodel S. R. J. 1975. The ecology of serpentine soils. Advances in Ecological Research 9: 255–366.
- Proctor J., Cottam D. A. 1982. Growth of oats, beet and rape in four serpentine soils. Trans. Bot. Soc. Edinb. 44: 19–25.

- Proctor J., McGowan I. D. 1976. Influence of magnesium on nickel toxicity. *Nature* 260: 134.
- Proctor J., Nagy L. 1993. Ultramafic rocks and their vegetation: an overview. In: Baker A. J. M. (ed.): The vegetation of ultramafic (serpentine) soils. Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology. Intercept Ltd. Andover, Hampshire, 469–494.
- Proctor J., Woodell S. R. J. 1971. The plant ecology of serpentine. I. Serpentine vegetation of England and Scotland. *Journal of Ecology* 59: 375–395.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74: 97–186.
- Quevauviller P., Lachica M., Barahona E., Rauret G., Ure A., Gomez A., Muntau H. 1996. Interlaboratory comparison of EDTA and DTPA procedures prior to certification of extractable trace elements in calcareous soil. *The Science of the Total Environment* 178: 127–132.
- Rajakaruna N., Bohm B. A. 1999. The edaphic factor and patterns of variation in *Lasthenia californica* (Asteraceae). *American Journal of Botany* 86 (11): 1576–1596.
- Rebele F., Lehmann C. 2001. Biological flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora* 196:325–344.
- Reeves R. D., Baker J. M. 1984. Studies on metal uptake by plants from serpentine and non-serpentine populations of *Thlaspi goesingense* Hálácsy (Cruciferae) *New Phytologist* 98: 191–204.
- Reeves R. D., Adigüzel N. 2004. Rare plants and nickel accumulators from Turkish serpentine soils, with special reference to *Centaurea* species. *Turk. J. Bot.* 28: 147–153.
- Roberts B. A., Proctor J. (eds.). 1992. The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 427 pp.
- Rodenkirchen H., Roberts BA 1993a. Soil and Plant nutrition on serpentinized ridge In south Germany. I. Soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156: 407–410.
- Rodenkirchen H., Roberts BA 1993b. Soil and Plant nutrition on serpentinized ridge In south Germany. II. Foliage macronutrient and heavy metal concentrations. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 156: 411–413.
- Roem W. J., Berendse F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* 92: 151–161.
- Rosiere R.E., Vaughn. C.1986. Nutrient content of sheep diets on a serpentine barrens. *Journal of Range Management* 39 (1): 8–13.
- Rune O. 1953. Plant life on serpentines and related rocks in the north of Sweden. *Acta Phytogeogr. Suec.* 31: 1–139.
- Sachanbiński M., Awdankiewicz M., Górecka-Nowak A., Nowak G. J., Lorenc S., Kozsela S., Kryza G., Gryza R., Piestrzyński A., Protaz A., Ratajczak T. 2006. Surowce mineralne. W: Fabiszewski J. (red.): *Przyroda Dolnego Śląska*. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu, Wrocław, 191–266.

- Samecka-Cymerman A., Kempers A. J. 1994. Macro- and microelements in the bryophytes growing in streams of serpentinites and greenstone areas. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 41 (4): 431–449.
- Samecka-Cymerman A., Kempers A. J., Winter B. 2002. Metal and macroelement concentration and effect of nutrient addition in terrestrial bryophytes growing on serpentine massifs in Lower Silesia, Poland. *Environmental Geology* 43:79–86
- Sarosiek J. 1964. Ekologiczna analiza roślin gleb serpentynitowych z Dolnego Śląska. *Monographiae Botanicae* 18: 1–105.
- Sarosiek J., Sadowska A. 1961. Ekologia roślin gleb serpentynitowych. *Wiadomości Botaniczne* 5 (1): 73–86.
- Sasse F. 1979a. Untersuchungen an Serpentinstandorten in Frankreich, Italien, Österreich und der Bundesrepublik Deutschland. I. Bodenanalysen. *Flora* 168: 379–395.
- Sasse F. 1979b. Untersuchungen an Serpentinstandorten in Frankreich, Italien, Österreich und der Bundesrepublik Deutschland. II. Pflanzenanalysen. *Flora* 168: 578–618.
- Schalow E. 1915. Mitteilungen über Pflanzendecke der schlesischen Schwarzerde und ihrer Nachbargebiete. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brand.* 57: 26–55.
- Schalow E. 1931. Was lehrt die heutige Pflanzenverbreitung über die schlesische Urlandschaft? *Mitteilungen des Beuthener Geschichts- u. Museumsvereins* 13/14: 250–259.
- Schnittler M., Günther K.-F. 1999. Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. *Biodiversity and Conservation* 8: 891–925.
- Schube T. 1903. Die Verbreitung der Gefäßpflanzen in Schlesien preußischen und österreichischen Anteils. Nieschkowsky, Breslau, 361 pp.
- Schulz D. 1999 Rote Liste Farn- und Blütenpflanzen. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege* 1999. Dresden.
- Shallari S., Schwartz C., Hasko A., Morel J. L. 1998. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *The Science of the Total Environment* 209: 133–142.
- Shaver G. R., Canadell J., Chapin III F. S., Gurevitch J., Harte J., Henry G., Ineson P., Jonasson S., Melillo J., Pitelka L., Rustad L. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. *BioScience* 50 (10): 871–882.
- Shewry P. R., Peterson P. J. 1975. Calcium and magnesium in plants and soil from a serpentine area on Unst, Shetland. *Journal of Applied Ecology* 12: 381–391.
- Shewry P. R., Peterson P. J. 1976. Distribution of chromium and nickel in plants and soil from serpentine and other sites. *Journal of Ecology*. 64: 195–212.
- Slingsby D. R., Brown D. H. 1977. Nickel in British serpentine soils. *Journal of Ecology* 65: 597–618.
- Slingsby D. R., Proctor J., Carter S. P. 2001. Stability and change in ultramafic fellfield vegetation at the Keen of Hamar, Shetland, Scotland. *Plant Ecology* 152: 157–165.
- Sobik M. 2006. *Klimat*. W: Fabiszewski J. (red.): *Przyroda Dolnego Śląska*. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu, Wrocław, 39–57.

- Söderström B., Svensson B., Vessby K., Glimskär A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10: 1839–1863.
- Spehn E. M., Scherer-Lorenzen M., Schmid B., Hector A., Caldeira M. C., Dimitrakopoulos P. G., Finn J. A., Jumpponen A., O'Donovan G., Pereira J. S., Schulze E.-D., Troumbis A. Y., Körner C. 2002. The role of legumes as a component of biodiversity in a cross-European study of grassland biomass nitrogen. *Oikos* 98: 205–218.
- Spence D. H. N. 1957. Studies on the vegetation of Shetland. I. The serpentine debris vegetation in Unst. *Journal of Ecology* 45 (3): 917–945.
- Spence D. H. N. 1957. Studies on the vegetation of Shetland. II. Reasons for the restriction of the exclusive pioneers to serpentine debris. *Journal of Ecology* 47: 641–649.
- Spence D. H. N., Millar E. A. 1963. An experimental study of the infertility of Shetland serpentine soil. *Journal of Ecology* 51: 333–343.
- Staffa M., Mazurski K. R., Czerwiński J., Pisarski G. 2005. *Słownik Geografii Turytycznej Sudetów t. 20: Masyw Ślęży, Równina Świdnicka, Kotlina Dzierżoniowska*. Wydawnictwo I-Bis, Wrocław, 652 pp.
- StatSoft Inc. 2005. Statistica (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stevanović V., Kit Tan, Iatrou G. 2003. Distribution of the endemic Balkan flora on serpentine I. – obligate serpentine endemics. *Plant Systematics and Evolution* 242: 149–170.
- Stevens C. J., Dise N. B., Mountford J. O., Gowing D. J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876–1879.
- Stöcklin J., Meier V. G., Ryf M. 1999. Populationsgrösse und Gefährdung von Magerwiesen-Pflanzen im Nordwestschweizer Jura. *Bauhinia* 13: 61–68.
- Stojanowska W. 1973. Flora kamieniołomów Dolnego Śląska. *Acta Univ. Wratislaviensis* 198. *Prace Botaniczne* 17: 35–54.
- Sulej J., Ślesak E., Leonowicz-Babiak K., Buczek J. 1970. Próby wyjaśnienia karłowatego wzrostu roślin na glebach serpentynowych. I. Własności fizyko-chemiczne, skład mineralny i właściwości biologiczne gleb serpentynowych. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 39 (3): 405–419.
- Süß K., Storm C., Zehm A., Schwabe A. 2004. Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. and *Stipa capillata* L.? *Plant Biology* 6: 465–476.
- Szczeńniak E. 1999. Distribution of *Koeleria macrantha* (Poaceae) in the Silesian Lowland, south-western Poland. *Fragm. Flor. Geobot. Suppl.* 7: 59–64.
- Szczeńniak E. 2003. Rzadkie i zagrożone gatunki ciepłolubnych muraw na Dolnym Śląsku. W: Kącki Z. (red.) *Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska*. Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski, Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody "Pro Natura", Wrocław, 85–107.
- Szczeńniak E., Kaźmierczakowa R. 2001. *Galium valdepilosum* H. Br., Przytulnia stepowa. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., (red.) *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Wyd. II. PAN, Kraków, 304–306.

- Szumlas F. 1963. Nikiel, chrom i kobalt w serpentynitach okolic Sobótki na Dolnym Śląsku. Arch. Miner. 1: 5–116.
- Świerkosz K. 2003. Wyznaczanie ostoi NATURA 2000. WWF Polska, 64 pp.
- Świerkosz K., Perzanowska J., Mróz W. 2004. Ściany skalne i urwiska krzemianowe ze zbiorowiskami z *Androsacetalia vandellii*. W: Herbich J. (red.): Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 3: 57–72.
- Šmilauer P., Lepš J. 2003. Multivariate analysis of ecological data using Canoco. Cambridge University Press, Cambridge, 269 pp.
- ter Braak C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67: 1167–1179.
- ter Braak C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. Vegetatio 64: 69–77.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 2002. Canoco Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power Ithaca, NY, USA).
- Tilman D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. Ecology 80: 1455–1474.
- Tilstone G. H., Macnair M. R. 1997. Nickel tolerance and copper – nickel co-tolerance in *Mimulus guttatus* from copper mine and serpentine habitats. Plant and Soil 191: 173–180.
- Towpasz K., Mitka J. 2001. Grasses in xerothermic grassland on the Proszowice Plateau, southern Poland. In: Frey L. (ed.): Studies on grasses in Poland. W. Szafer Institute of Botany, PAN Kraków, 303–311.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. Ecological Research 17, 229–239.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. 2002a. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. Ecological Applications 12 (2): 354–363.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C. 2002b. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. Ecological Research 17: 229–239.
- Tyler G. 1996. Soil chemistry and plant distribution in rock habitats of southern Sweden. Nordic Journal of Botany 16 (6):609–636.
- Unar J. 1996. Přehled druhové skladby dřevinné a bylinné vegetace NPR Mohelenská hadcová step. Acta Scientiarum Naturalium Musei Moraviae Occ. Třebíč 23: 1–44.
- Van der Maarel E. 2005. Vegetation ecology – an overview. In: Van der Maarel E. (ed.): Vegetation ecology. Blackwell Science Ltd, Malden, Oxford, Victoria, 1–51.
- Vandewoestijne S., Polus E., Baguette M. 2005. Fragmentation and insects: theory and application to calcareous grasslands. Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 9 (2): 139–142.

- Vardaki C., Kelepertsis A. 1999. environmental impact of heavy metals (Fe, Ni, Cr, Co) in soils waters and plants of triada in Euboea from ultrabasic rocks and nickeliferous mineralization. *Environmental Geochemistry and Health* 21: 211–226.
- Vergnano Gambi O. 1992. The distribution and ecology of the vegetation of ultramafic soils in Italy. In: Roberts B. A., Proctor J. (eds.) *The ecology of areas with serpentinized rocks. A world view.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 217–247.
- Vergnano Gambi O., Gabbrielli R., Pancaro L. 1982. Nickel, chromium and cobalt in plants from Italian serpentine areas. *Acta Oecologica Oecol. Plant.* 3: 291–306.
- Vergnano O., Hunter J. G. 1952. Nickel and cobalt toxicities in oat plants. *Ann. Bot.* 17 (66): 317–328.
- Vogel J. C., Breckle S. -W. 1992. Über die Serpentin–Streifenfarne *Asplenium cuneifolium* Viv., *Asplenium adulterinum* Milde und ihre Verbreitung und Gefährdung in Bayern. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 63: 61–79.
- Walczak W. 1970. *Obszar przedśudecki.* Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 415 pp.
- Walker R. B. 1954. The ecology of serpentine soils. II. Factors affecting plant growth on serpentine soils. *Ecology* 35: 259–266.
- Wall Ł. 2003. Badania nad ograniczeniem pobierania niklu z gleb serpentynitowych przez grykę i kukurydzę. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 493: 253–260.
- Weber J. 1980a. Geneza i właściwości gleb wytworzonych z serpentynitów Dolnego Śląska. Cz. I. Charakterystyka skały macierzystej. *Roczniki Gleboznawcze* 31 (1): 143–159.
- Weber J. 1980b. Geneza i właściwości gleb wytworzonych z serpentynitów Dolnego Śląska. Cz. II. Właściwości mikromorfologiczne. *Roczniki Gleboznawcze* 31 (2): 77–97.
- Weber J. 1981. Geneza i właściwości gleb wytworzonych z serpentynitów Dolnego Śląska. Cz. III. Właściwości fizykochemiczne. *Roczniki Gleboznawcze* 32 (2): 145–159.
- Weber J. 1982. Geneza i właściwości gleb wytworzonych z serpentynitów Dolnego Śląska. Cz. IV. Charakterystyka frakcji koloidalnej. *Roczniki Gleboznawcze* 33 (1–2): 73–82.
- Weiher E. 1999. The combined effects of scale and productivity on species richness. *Journal of Ecology* 87: 1005–1011.
- Westerbergh A. 1994. Serpentine and non-serpentine *Silene dioica* plants do not differ in nickel tolerance. *Plant and Soil* 167: 297–303.
- White P. S., Jentsch A. 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics. *Progress in Botany* 62: 399–450.
- Whittaker R. H. 1954a. The ecology of serpentine soils. I. Introduction. *Ecology* 35 (2): 258–266.
- Whittaker R. H. 1954b. The ecology of serpentine soils. IV. The vegetational response to serpentine soils. *Ecology* 35 (2): 275–288.
- Whittaker R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. In: Hecht M. K., Steere W. C., Wallace B. (eds.): *Evolutionary Biology* 10: 1–62.

- Willner W., Jakobini Ch., Sauberer N., Zechmeister H. G. 2004. Zur Kenntnis kleiner Trockenraseninseln im Osten der Österreichs. *Tuexenia* 24: 215–226.
- Wojewoda Dolnośląski. 2003. Rozporządzenie Wojewody Dolnośląskiego z dnia 12 grudnia 2003 w sprawie uznania za użytki ekologiczne „Paprocie serpentynitowe w Masywie Ślęży”... *Dziennik Urzędowy Województwa Dolnośląskiego* nr 236.
- Wojewódzkie Biuro Urbanistyczne we Wrocławiu (WBU). 2005. Opracowanie ekofizjograficzne dla województwa dolnośląskiego. <http://eko.wbu.wroc.pl/eko/>
- Wojtuń B., Fabiszewski J., Matuła J., Sobierajski Z., Żołnierz L. 1995. Współczesne przemiany wysokogórskich fitocenozy Karkonoszy. W: Fischer Z. (red.) *Problemy ekologiczne wysokogórskiej części Karkonoszy*. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny, 213–246.
- Wojtuń B., Fabiszewski J., Żołnierz L. 1993. Ekologiczna specyfika ciepłolubnych muraw na serpentynitach Masywu Ślęży. *Annales Silesiae*, 23: 93–107.
- Wojtuń B., Żołnierz L., Matuła J. 1997. Procesy ekologiczne decydujące o przemianach wysokogórskich zbiorowisk roślinnych Karkonoszy. *Annales Silesiae*, vol. 27: 97–121.
- Young R. S. 1979. *Cobalt in biology and biochemistry*. Academic Press, London, New York, San Francisco, 147 pp.
- Załuski T. 2002. Zagrożenie i ochrona zespołów trawiastych. W: Frey L. (red.): *Polska Księga Traw*, 245–274.
- Zarzycki K., Trzczińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Wydawnictwo Instytutu Botaniki PAN im. W. Szafera, Kraków, 183 pp.
- Zavaleta E. S., Shaw M. R., Chiariello N. R., Thomas B. D., Cleland E. E., Field C. B., Mooney H. A. 2003. Grassland responses to three years of elevated temperature, CO<sub>2</sub>, precipitation, and N deposition. *Ecological Monographs* 73 (4): 585–604.
- Zayed A., Mel Lytle C., Jin-Hong Qian, Terry N. 1998. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. *Planta* 206: 293–299.
- Zobel M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *TREE* 12: 266–269.
- Żelaźniewicz A. 2006. *Przeszość geologiczna*. W: Fabiszewski J. (red.): *Przyroda Dolnego Śląska*. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu, Wrocław, 61–134.
- Żołnierz L. 1989. *Rola metali ciężkich w odrębności roślin i siedlisk serpentynitowych Dolnego Śląska*. Maszynopis pracy doktorskiej. Akademia Rolnicza we Wrocławiu.
- Żołnierz L. 1993a. *Nikiel w roślinach gleb serpentynitowych Dolnego Śląska*. W: Kabata-Pendias A. (red.): *Chrom, nikiel i glin w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne*. Materiały z seminarium Komitetu Naukowego „Człowiek i środowisko” przy Prezydium PAN z 8.11.1991. *Zeszyty Naukowe* 5. Ossolineum – Wrocław, Warszawa, Kraków, 159–166.
- Żołnierz L. 1993b. *Paprocie serpentynitowe w Masywie Ślęży*. *Annales Silesiae* 23: 77–91.
- Żołnierz L. 1997. *Dokumentacja przyrodnicza projektowanych użytków ekologicznych na stanowiskach paproci serpentynitowych w Ślęzańskim Parku Krajobrazowym*. Maszynopis u konserwatora przyrody województwa dolnośląskiego.

- Żołnierz L. 2001a. *Asplenium adiantum-nigrum* L Zanokcica ciemna. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., (red.) Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. II. PAN, Kraków, 51–53.
- Żołnierz L. 2001b. *Asplenium adulterinum* Milde Zanokcica serpentynowa. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., (red.) Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. II. PAN, Kraków, 49–51.
- Żołnierz L. 2001c. *Asplenium cuneifolium* Viv. Zanokcica klinowata W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., (red.) Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. II PAN, Kraków, 53–55.
- Żołnierz L. 2004a. Pobieranie niklu, magnezu i wapnia przez gatunki roślin uprawnych rosnących na glebach serpentynitowych o różnych właściwościach chemicznych. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Rolnictwo 85, 487: 229–240.
- Żołnierz L. 2004b. Zanokcica serpentynowa *Asplenium adulterinum*. W: Sudnik-Wójcikowska B., Werblan-Jakubiec H. (red.). Podręcznik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000. Tom 9. Gatunki roślin. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 47–51.



# GRASSLANDS ON SERPENTINES IN LOWER SILESIA (SW POLAND) – SOME ASPECTS OF THEIR ECOLOGY. THE OUTLINE

## I. Introduction

Lower Silesia – the south-western part of the country – is the only region of Poland with the serpentine rocks. Serpentes form here some massifs (200–550 m a.s.l.) scattered on the Sudetes foreland (figure 1). Those hills – most of them forested in their higher parts – are surrounded by the totally man-transformed area of intensive agricultural character [see CD – P1]<sup>1)</sup>. The main objects of investigations described in this book are dry grasslands retained in the area as small relic fragments of ancient thermophilous vegetation. In this research dry grasslands were treated as seminatural habitat islands dispersed on the matrix of anthropogenic landscape.

The main objectives of this study were:

- To describe the vascular plant flora of dry grasslands.
- To learn which factors decide about the habitat productivity and species richness of the dry grasslands, and, on the other hand, which are responsible for their floristic degradation.
- To describe the influence of the environmental factors on the species- and space structure of the dry grasslands, as well as plant communities following them as the result of degradation process.
- To establish the nature of the relations between edaphic factors and the mineral content of plants growing on both the dry and cultivated grasslands. The latter, which cover the lower parts of serpentine hill slopes, is another object studied in this survey.
- To recognize the threats to dry grassland persistence on Lower Silesian serpentines and to propose some conservation solutions to protect those communities, which are rare in the area and currently remain under strong anthropogenic pressure.

---

<sup>1)</sup> Supplementary illustrative material is included on attached CD as Microsoft Office PowerPoint presentations (P1-P5).

## II. Methods

34 dry grassland patches – almost all of them greater than 100 m<sup>2</sup> – were chosen for the floristic investigations. The patch areas and perimeters were measured with a GPS receiver and their inclination with a clinometer. The floristic observations were carried out between 2004–2006. The results comprise species, whose occurrence was confirmed in 2005 and/or 2006. The location of the investigated grasslands is shown on the map (fig. 1) and some of their features are compiled in table 1.

The relations between the habitat factors and the community species structure, functional group proportions, standing crop and mineral content of selected plant species were investigated between July 25 and August 5 (2000) using a set of 85 randomly placed plots, each of 1 m<sup>2</sup> (see fig. 2). The plots were established within various patches of swards.

Those plots were used for sampling relevés, standing crop and soils. The soil samples were subjected to an analysis of pH, capillary water capacity (3 × 100 cm<sup>3</sup> cylinders) and some elements content (4 blocks 8 × 8 × 18 cm without litter layer merged to one composite sample).

Soil depth was measured in 9 points within the plot with a scaled steel rode. Soil samples for analyses of mineral nitrogen and available phosphorus were taken during the first week of November with the assumption that the major part of the organic bound pools of these elements is already mineralized by this time.

In the close neighbourhood of 20 plots representing various successional stages the experiment on organic matter decomposition was carried out by means of litterbags (n = 8 per plot) made of a PCV net and containing 3 g d.w. of standard plant material. After the 12 month exposition the litterbags sampling was successfully completed, which means that the litterbags in question were still undamaged, properly lying, tightly fitting the soil surface and in replication number not lower than 4 from 12 sites.

Next year, after finishing the survey described above, another set of plots was used in the investigations of space structure of dry grassland communities. The species were counted in the nested quadrats design (see fig. 3) comprising subplot series of: 0.01 – 0.1 – 0.25 – 1.0 – 4 – 16 – 64 m<sup>2</sup>. This range was reduced from 0.01 to 16 m<sup>2</sup> in small patches, too little for the 8 × 8 m quadrats. Apart from the species counting, one relevé (16 m<sup>2</sup>) was sampled within each plot, the soil depth was measured (in a similar way as described above – 9 regularly placed points in each quarter of the plot) and maximal heights of vegetative grass stem layer and generative stems of forbs and grasses in the vicinity of soil measurement points were measured.

The relevés (16 m<sup>2</sup>) were also sampled in plots established in the neighbourhood communities, which were recognised as the substitute ones developed from the degraded vegetation patches of dry grasslands (35 plots at the 6 grassland patches). Soil depth in those plots was, too, measured in the way described above.

In the 12 meadows and pastures the plots were established, from which the samples of soil, hay and shoots of the chosen plant species were taken. In hay samples forbs were separated from the grasses. After drying and weighing, these functional group samples were ground, mixed again and prepared for analyses.

The soil samples were air dried and divided into two parts. The first one was used for the texture analysis, while the other was passed through the 2 mm sieve, and then analysed for elements content. The concentration of the following eight elements: N, P, K, Mg, Ca, Ni, Cr and Co was determined.

Both mineral forms of nitrogen were extracted separately – NO<sub>3</sub> with deionised water, NH<sub>4</sub> with 6% KCl, analysed colorimetrically (autoanalyser). Afterwards the results were added and the final outcome expressed as mineral nitrogen content.

Available phosphorus was determined colorimetrically after the extraction according to the Olsen method.

Exchangeable potassium, magnesium and calcium were extracted with 1 M ammonium acetate (pH 7). Soluble forms of nickel, chromium and cobalt were extracted by three methods: 1) with DTPA, 2) with acetic acid (2.5% vol.) and 3) with ammonium acetate (1 M, pH 7).

Total contents of Mg, Ca, Ni, Cr and Co were analysed after mineralization (in the open system) in HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub> mixture (1:1). Before the mineralization the samples were ground in an agate mill and passed through the 0.3 mm sieve.

Plant samples were washed in deionised water and dried in 80°C for at least 48 hours. After grinding, the samples were mineralized in HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub> mixture (4:1).

Mg, Ni, Cr and Co were determined by the flame atomic absorption method (Varian Spectraa 200), K and Ca by the measurement of emission (on the same apparatus). Lanthanum chloride was added to solutions in which Mg and Ca were determined.

The MVSP (Kovach Computing Services 2004) package was used to compute Shannon-Wiener diversity index (H') and evenness (I') index, as well as for the hierarchical agglomerative classification of the survey plots vegetation. Multivariate analysis was performed using Canoco v. 4.5 (ter Braak and Šmilauer 2002). Statistica v. 7.1. (StatSoft Inc. 2005) package was used for statistical analyses.

### III. Synthesis of the results and conclusions

Grasslands cover a very small part of serpentine outcrops in Lower Silesia but their role as the refuges of the rare plant species and communities is undoubtedly significant. The most important results of the research and the final conclusions are summarized in the following point/section.

1. The flora of the 34 dry grasslands investigated in this survey comprises 219 species of vascular plants which belong to 42 families. The majority of species occurs in the studied swards with very low frequency, only 17 of them (7.8%) occur on more than 75% of sites. The most frequent species are the ones connected with grassland communities, particularly those from the *Festuco-Brometea* class, while the lowest frequency classes are dominated by the synanthropic species. In the phytogeographical spectrum of flora of the investigated dry grasslands the continental species (*sensu lato*) are slightly outnumbered by the suboceanic and oceanic ones. See figures 5, 7, 8 and tables 2, 5.

2. The rarest species which belong to the surveyed flora are: “serpentine” ferns – *Asplenium adulterinum*, *A. cuneifolium* and *A. adiantum-nigrum* (the last mentioned species also grows in Poland on serpentines exclusively) – as well as: *Galium valdepiosum*, *Festuca valesiaca*, *Anthericum ramosum*, *Asperula tinctoria*, *Orobanche caryophyllacea* and *Seseli annuum*. Twenty two species (10%) belong to the categories of threatened and endangered plants at the scale of the Sudetes Mts. (IUCN categories: NT-EN), 34 species occur on the red lists in the Czech Republic and in Saxony in eastern Germany. See table 3.
3. The studied dry grasslands are habitat islands scattered in the matrix of an anthropogenic landscape, which is mostly agricultural. The most significant factors influencing their species richness are: island area, habitat type number (micro-habitat diversity), patch number and the synanthropization intensity. The species-area relation is described by the Arrhenius power function with coefficient  $z = 0.28$ . The extent of synanthropization process depends on: sward area, habitat type number and the adjacent communities number. See figures 9–12 and tables 6–7.
4. Most of the dry grasslands occur on slightly inclined slopes with the exposition range from the south to the north-west. Their soils are mainly shallow (<15 cm), stony and evidently skeletal, with pH (H<sub>2</sub>O) 5.0–8.2. The highest pH values were observed in the soils of the pioneer succession stages. See figure 4 and table 8.
5. The soils of the studied dry grasslands are low in basic nutrients – nitrogen, phosphorus and potassium. They show high variability of elements belonging to the so called “serpentine complex”, whose concentrations decide about the unique character of the serpentine habitats. The high values of Mg/Ca ratio based on the total concentrations of these elements are particularly spectacular. The same ratio counted for exchangeable amounts is significantly lower, in some cases the excess of magnesium is not even observed. The most abundant heavy metal in serpentine soils is nickel. Its highest total concentrations reach the level of 10000 µg g<sup>-1</sup> and were analyzed in the initial soils of the nickel-mine area of Szklary (S7). The mean total concentration ratio of Ni : Cr : Co is of the following proportions: 1 : 0.29 : 0.04. The soluble nickel concentrations obtained by the three extraction methods are within the range of 4–474 µg g<sup>-1</sup>. The soluble forms of chromium and cobalt do not exceed the level of 10 µg g<sup>-1</sup>. See table 8.
6. The sites where all serpentine complex factors occur with the high intensity are relatively rare. The soils of pioneer sites in the Grochowa Massif (G3) and in the village of Przemilów (P1) have this very character. Those soils contain very low amounts of nitrogen and phosphorus, very high Mg/Ca (molar) ratio, as well as high amounts of nickel. Some untypical edaphic factor configurations were also found, for instance on the pioneer site of the Szklary mine. Very low amounts of nitrogen and phosphorus, extremely high total contents of nickel and unusually low, near to 1, Mg/Ca ratio occur there. See table 8.

7. The standing crop of swards grows together with the increase in soil depth, capillary water capacity, nitrogen and phosphorus contents, but it is negatively correlated with exchangeable magnesium, as well as total nickel and concentrations of this metal extracted by means of acetic acid. In case of deeper soils, the growth of grasses is stimulated, whereas the nitrogen concentration increase is advantageous for the production of forb biomass. There is a significantly high correlation between the nitrogen mineralization rate and the habitats productivity. The organic matter mineralization rate is correlated with the standing crop and soil phosphorus content. Biomass of mosses and lichens has no significant effect on the total standing crop. The cover of *Fabaceae* species is positively correlated with the soil nitrogen content. See table 9 and figures 21–33.
8. The factors which control the productivity of habitats also influence their species richness. Soil depth, capillary water capacity and (in a lesser way) nitrogen and phosphorus contents have a stimulating effect, whereas excess of magnesium and nickel decreases it. See table 10 and figures 36–41.
9. The relation between the habitat productivity and the community species richness of the studied dry grasslands is described by the hump-shaped curve. The species number increases accordingly to the biomass up to the level of about 300 g m<sup>-2</sup> and then slightly decreases in more productive habitats, dominated by high grasses. The effect of site productivity on the Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ) is similar, but in that case the Spearman correlation  $R_s$  coefficient is lower. See figures 34–35.
10. The hierarchical agglomerative classification has split the complete set of dry grasslands vegetation samples into 7 groups (clusters). Groups 1 and 2 comprise pioneer succession stages: the initial one, characterized by very poor vegetation covering less than 20% of the ground; and colonization stage, fairly richer, but still not completely covering (<70%) the plot area. Group 3 contains swards dominated by *Festuca valesiaca* from only one hill near Naslawice village (N). Group 3a occurs only at one location and is distinguished by the grass *Festuca pallens*, which grows only there. Group 4 includes degraded dry grasslands patches, characterized by a spectacular expansion of high grass species, above all *Calamagrostis epigejos*. Groups 5 and 6 are *Festuca ovina* swards, which differ in the frequency and relatively high abundance of *Potentilla heptaphylla*, while *P. arenaria* is typical of groups 2, 3 and 5. See figure 42 and tables 11–15.
11. Canonical correspondence analysis (CCA) ordination shows that among the 26 environmental examined variables there are eight which significantly influence the vegetation diversity of the studied dry grasslands. The main direction of the site variation from the pioneer succession stages through the mature dry grasslands forms to degraded stages is determined by soil depth and available phosphorus, as well as (in a lesser way) mineral nitrogen content. These variables are correlated with the first CCA axis. As to calcium content and pH, which are strongly correlated with the second CCA axis, they diversify sites within the pioneer stages and the mature swards. See figures 43–48, tables 16–21.

12. In the flora of the dry grasslands, the most frequent species are the ones which represent the mixed CSR ecology strategy according to Grime's theory (1974). C-type species are the main element of the degraded dry grasslands form (group 4), which is dominated by *Calamagrostis epigejos*. See tables 45, 47 and 49.
13. The analysis of the species-area relation curves shows that the minimal area of the pioneer stage communities (groups 1 and 2) is approximately 4 m<sup>2</sup> large, in case of mature forms of dry grasslands communities has about 20–25 m<sup>2</sup> (groups 3, 5 and 6) while the area of the degraded forms (group 4) is spread on about 40 m<sup>2</sup>.  
The initial pioneer stage communities (group 1) have the lowest values of Shannon-Wiener diversity and evenness indices whereas both these indices prove to be the highest for the mature forms of dry grasslands communities (group 6). Species richness of the latter is similar to the one noticed on the control plots, which were established in the dry grasslands communities on basalt and slate rocks. It is also comparable to the reference data concerning dry grasslands sampled from papers of other authors. See tables 23 and 24.
14. The vegetation of the substitute communities which develop from degraded dry grassland patches is dominated by high grasses – *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*, which are accompanied by the less abundant: *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata* and *Poa pratensis*, as well as the following forbs: *Tanacetum vulgare*, *Hypericum perforatum* and *Vicia hirsuta*. The most frequent dry grassland species in the substitute communities are *Achillea pannonica* and *Galium verum*. In developing substitute communities the frequency and abundance of almost all dry grassland species decreases with the increase of grass coverage. It concerns especially the species with high light requirements. See table 25 and figure 58.
15. One can observe the expansion of some native and invasive alien species in degraded sward forms and in the substitute communities developed from them. The most expansive species is *Calamagrostis epigejos*, which is accompanied by the less abundant but highly frequent invasive archeophyte *Tanacetum vulgare*. Invasive neophytes are in their early stage of spreading out on the two dry grasslands. This observation concerns *Lupinus polyphyllus* in Szklary and *Rosa rugosa* on the hill near Nasławice village.
16. Among the most frequent (> 50% plots) and abundant species of the substitute communities, the most numerous are the ones representing the C – type (competitive) and C-S – type (stress-tolerant competitors) strategies distinguished by Grime (1974). The development of substitute communities is stimulated by the greater soil depth and higher nitrogen and phosphorus contents. With the increasing soil depth, *Calamagrostis epigejos* gets the advantage over *Arrhenatherum elatius*. See table 25.
17. Magnesium, calcium, nickel, chromium and cobalt, which are the immanent components of the serpentine complex, are taken up by dry grassland plants in amounts approximately proportional to their concentrations in soils, however no

extraction method used in this study seems to be thoroughly universal and reliable. The studied grasses take up lower amounts of magnesium and calcium than forbs. Of all the heavy metals nickel has the highest concentrations in plant tissues, while chromium and cobalt occur in smaller amounts. *Euphorbia cyparissias* seems to be a species with an outstanding tendency to accumulate nickel. The contents above  $100 \mu\text{g Ni g}^{-1}$  d.w. were observed in the samples of this species, as well as in *Galium verum*, *Lotus corniculatus* and *Silene vulgaris*, but only when they grow on the site of the nickel mine in Szklary. See table 29 and figures 62–64.

18. The main factors forming the serpentine complex are weaker in case of cultivated meadows and pastures than in habitats of the dry grasslands. The contents of magnesium are lower and therefore Mg/Ca ratio is beneath 1. Also, the contents of nickel are lower than in dry grassland habitats. See table 30.
19. The meadow and pasture plants studied in this survey take up lower amounts of magnesium and nickel than dry grassland species and have molar Mg/Ca ratio next to 1. The forbs take up higher amounts of magnesium and calcium than grasses and consequently their proportion in the vegetation directly affects the content of these elements in the hay. The highest nickel concentrations in the meadow and pasture plants reach  $35\text{--}65 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w. The maximum chromium amount exceeds  $30 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w. only in *Trifolium pretense*. Cobalt contents in meadow plants are within the range from traces to  $3 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w. It seems that heavy metal contents in hay are not dangerous in any way for the husbandry animals. See table 31 and figures 65–70.

The main degradation symptoms of the Lower Silesian dry grasslands on serpentines are as follows:

- 1) habitat destruction caused by plough for crop cultivation or afforesting, disposal of waste materials (e.g. from the serpentine mine in Nasławice), the consequent truck movement and, in some cases, trampling resulting from tourism etc.,
- 2) eutrophization and ruderalization due to the disposal of harvest wastes, run-off of fertilizers from cultivated fields, etc.,
- 3) native species extinction, the simultaneous synanthropization of dry grassland flora and the development of substitute communities as a result of the processes mentioned above.

Almost all of the studied dry grasslands face the process of degradation and, to a lesser or greater degree, should be recognized as endangered. There is an urgent need to take measures to conserve dry grasslands. Such actions should involve law, administration, research and management activities. The most valuable dry grasslands should be granted administrative protection. Restoration of degraded dry grasslands communities requires active intervention such as: controlling trees and shrubs, eliminating alien species and simulating traditional farming methods, e.g. mowing. Controlled grassland burning should also be taken into consideration. The most threatened species should be protected, multiplied *ex situ* and then reintroduced *in situ*.