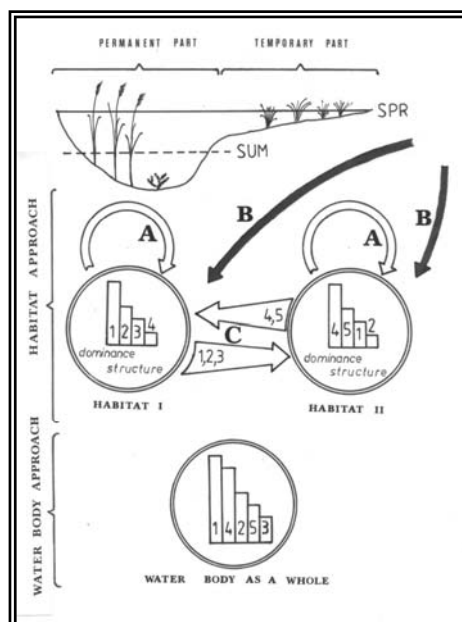


Stanisław Czachorowski

Opisywanie biocenozy – zoocenologia

Skrypt elektroniczny dla magistrantów

(wersja 2, uzupełniona i poprawiona)



Olsztyn 2006 (październik)

Dedykacja

Ten skrypcik napisany został z myślą o moich magistrantach. Liczę jednak, że będzie przydatny znacznie szerszemu gronu młodych badaczy środowiskowych. Napisałem go z lenistwa... żeby nie powtarzać po kilkakroć tego samego i co roku na seminarium magisterskim i aby nie poprawiać tych samych błędów w przygotowywanych pracach magisterskich. Wiwat twórcze lenistwo!

Pisząc sam siebie sprowokowałem do głębszych przemyśleń. A dzięki dyskusji z moimi drogimi kolegami i koleżankami (współpracownikami po Polsce rozsianymi) zainspirowałem się do dalszych badań i analiz.

Podziękowania

Niniejszym składam serdecznie podziękowania mgr Edycie Buczyńskiej za cenne uwagi oraz uzupełnienia wskaźników. Dziękuję dr. Pawłowi Buczyńskiemu oraz dr. Lechowi Pietrzakowi za uwagi i sugestie dotyczące tekstu niniejszego skrypciku, p. dr Andrzejowi Górskiemu za dociekliwość w sprawie klas dominacji.

© S. Czachorowski, Olsztyn, 2006 r., wersja druga (poprawiona i uzupełniona)

Wszelkie uwagi mile widziane: E-mail: stanislaw.czachorowski@uwm.edu.pl

Jak cytować tę pracę: Czachorowski S., 2004. Opisywanie biocenozy – zoocenologia, skrypt elektroniczny dla magistrantów. Maszynopis dostępny w formacie PDF na www.uwm.edu.pl/czachor/publik/pdf-inne/zoocenozy.pdf

Spis treści

Wstęp – po co i dlaczego?	4
Etapy poznania naukowego	5
Jak i co cytować	7
Ocena reprezentatywności materiału	9
Jak opisywać biocenozy?	10
Od ogółu do szczegółu	11
Liczba gatunków i różnorodność	13
Analiza rodzin, struktura rodzin (struktura grup synekologicznych)	15
Dominacja	17
Frekwencja	21
Wskaźnik stałości	22
Wskaźnik Q „znaczenia ekologicznego”	24
Wierność (wskaźnik wierności)	24
„Rzadkość” gatunku	26
Wskaźnik oryginalności faunistycznej	29
Podobieństwa faunistyczne	31
Współwystępowania gatunków	36
Metody grupowania (porządkowania)	38
Wskaźniki naturalności	41
Wskaźniki cenności faunistycznej	47
Piśmiennictwo	50
Suplementy:	55

Wstęp – po co i dlaczego?

Kiedy zaczynałem pracę naukową, jeszcze jako student, zarówno w badaniach terenowych jak i w opisywaniu wyników naśladowałem innych. Przyjmując, że tak się to robi („tak trzeba”). Dopiero później pojawiły się pytania o sens, dlaczego tak a nie inaczej, czy można jeszcze inaczej. Tak też dojrzeewa każda dyscyplina jak i w sensie indywidualnym każdy badacz: najpierw tak jak inni, potem z refleksją (a niby dlaczego tak?).

Poszukiwanie standardów to kolejny etap dojrzewania faunistyki pod względem metodologicznym, wynikające z badań nad biocenozami, ekosystemami i waloryzacją przyrodniczą w skali krajobrazu. Niniejsza broszura jest próbą zebrania stosowanych metod opisu faunistycznego, stosowanych w badaniach ekologicznych i zoologicznych i przeznaczona jest głównie dla moich magistrantów. Liczę jednak, że znajdzie szersze zastosowanie. Z tą myślą włączyłem także metody opisu jakich sam jeszcze nie stosowałem, ale być może warto je wypróbować. Niektóre z nich, stosowane wcześniej a potem zapomniane, warto wydobyć i „odświeżyć”

Początkowo badania dotyczące zgrupowań zwierząt – zoocenologia – silnie się rozwijały, adoptując wiele metod stosowanych w fitosocjologii. Potem zainteresowania faunistów skierowały się zupełnie na inne tory. Myślę jednak, że warto odświeżyć badania faunistyczne podejściem zoocenologicznym. W węższym sensie w niniejszym opracowaniu zaprezentowane będą metody badania ekosystemów.

Badania prowadzone pod moim kierunkiem dotyczą wycinka biocenozy – chruścików. Akurat *Trichoptera* są dobrym obiektem, dlatego że są licznym i jednym z ważniejszych w sensie ekologicznych elementem makrobentosu zbiorników wodnych. Larwy reprezentują praktycznie większość grup troficznych i funkcjonalnych, stąd stanowią dobry bioindykator. Pełniejsze wyniki uzyskać można przez analizowanie większej liczby grup systematycznych (np. razem z chruścikami, chrząszczy wodnych, pluskwiaków, ważek, muchówek itd.). Przekracza to jednak najczęściej możliwości jednej osoby, zwłaszcza w pracy magisterskiej (ograniczenia czasowe w dokładnym „opaniowaniu” kilku grup systematycznych). Przy zebraniu całości materiału poszczególne grupy można oddać do oznaczenia specjalistom. Pozostaje jednak konieczność analizy wyników. Poznanie ekologicznej sensytywności („czułości”) wielu grup wymaga czasu. Z tego powodu w pracy magisterskiej analiza zazwyczaj ograniczana jest do jednej grupy, w twoim drogi magistrancie przypadku – chruścików. Sensownie jest jednak porównać uzyskane wyniki do innych badań tego samego obiektu (lub podobnego), przeprowadzonych na ważkach, mięczakach, wodopójkach, chrząszczach wodnych. Jest

to możliwe, ponieważ prowadzone są równoległe prace magisterskie na innych grupach systematycznych (nie tylko w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska UWM w Olsztynie). W zespole zawsze osiągnąć można lepsze i pełniejsze rezultaty. Ten etap porównań różnych grup systematycznych możliwy jest do wykorzystania w rozdziale „dyskusja”.

Etapy poznania naukowego

Nie zawsze badania naukowe rozpoczynają się od problemu. Czyli nie zawsze, na początku, musimy mieć jasno sformułowaną hipotezę. Czym innym jest jednak proces badawczy (kontekst odkrycia: myślenie, tworzenie, odkrywanie) a czym innym publikacja (kontekst uzasadnienia: opowiedzenie o efekcie finalnym procesu badawczego).

Proces pisania pracy magisterskiej jest jak zabawa klockami. Czasem mamy jedynie ogólny zarys (wizję, plan) w głowie tego, co chcemy zbudować (np. samochód, dom). Potem w trakcie budowania nasza konstrukcja ewoluje, nabiera kształtów, pojawiają się nowe pomysły i modyfikacje. W rezultacie zamiast samochodu zbudowaliśmy pojazd latający.

Czasem nie mamy żadnego pomysłu (lub bardzo mglisty). Zaczynamy bezkierunkowo bawić się klockami, coś zestawiać, manipulować. W trakcie tej zabawy wyłaniają się jakieś kształty. W końcu pojawia się jakaś inspiracja, jakaś wizja tego, co budujemy. A na końcu jakaś konstrukcja, na przykład pojazd latający.

Podobnie jest z badaniami naukowymi. Na czym polega zabawa? Na czytaniu, czyli przeglądzie piśmiennictwa (zapoznanie się z dorobkiem). Na zestawianiu wyników, na różne sposoby – i temu służy niniejszy skrypt! W końcu „zabawa” polega na opracowywaniu wyników. I wtedy też rodzą się pomysły, małe odkrycia, tworzenie elementów teorii (struktura wiedzy).

Każda praca naukowa (pełen proces poznania naukowego) składa się z czterech etapów (elementów):

1. **Zapoznania się ze stanem wiedzy** (prace przeglądowe), czyli to co wiadomo z badań innych i to czego jeszcze nie wiadomo. W pracy magisterskiej znajduje się to w części „wstęp”. Niektóre publikacje naukowe składają się tylko z tej części – są to prace przeglądowe. Zarówno rozdział w pracy magisterskiej (czy publikacji naukowej), jak i praca przeglądowa zawiera elementy twórczej analizy dorobku i stanu wiedzy. To nie jest prosta wyliczan-

ka jedynie tego, co zrobili inni. To także próba usystematyzowania, uporządkowania wiedzy w danym zakresie. A przede wszystkim wskazanie luk i białych plam, nasuwających się problemów itd.

2. **Opis** (prace opisowe). To „nudne” prace opisujące nowe obiekty: gatunki, elementy struktury organizmów (od anatomii, przez fizjologię aż do genów), jak i układy ekologiczne: zgrupowania, biocenozy, ekosystemy. W wielu przypadkach prace magisterskie dotyczą właśnie opisu biocenozy – fauny chruścików w różnych układach: poszczególnych jeziorach, rzekach (ogólnie typach zbiorników), typach krajobrazu, obszarach chronionych. Różny jest cel tego opisu. Najczęściej pojedyncza praca magisterska jest elementem szerszych badań. Z jednego opisu niewiele wynika, natomiast z opisu wielu obiektów wynika już bardzo dużo. Nauka jest przedsięwzięciem zespołowym. W wyniku dokonanego opisu nasuwają się wnioski natury ogólnej, niezaplanowane hipotezy, interpretacje itd. Celem takich badań jest wykonanie opisu, nie można więc stawiać hipotez zerowych. Czasem tego typu prace wydają się nudne czy „nienaukowe”. Są jednak niezbędne. Ale, żeby były przydatne, opis musi być standardowy, umożliwiający łatwe porównywanie. Na podstawie opisów i dokładniejszych analiz statystycznych pojawiają się zależności i przypuszczenia. Należy pamiętać, że są to zależności statystyczne, a nie przyczynowo-skutkowe, sugerują związek a nie go dowodzą.

3. **Eksperyment** (prace eksperymetalne: testowanie hipotez dotyczących wyjaśnienia struktury i funkcjonowania). W wyniku zebrania opisów wielu obiektów rodzą się pytania dotyczące wytłumaczenia: „dlaczego” opisywany obiekt jest taki a nie inny, jak wytłumaczyć jego strukturę, jak funkcjonuje, jak się zmienia itd. Na bazie prac opisowych rodzą się hipotezy robocze. Po postawieniu takiej hipotezy można zaplanować eksperyment, pozwalający odrzucić lub utrzymać tę hipotezę. W celu badawczym (tego typu prac) stawia się sfalsyfikowanie jakiejś hipotezy. Tego typu prace są najciekawsze. Podkreślić jednak trzeba, że nie są one możliwe bez wcześniejszych badań opisowych (trzeba kreować hipotezy i trzeba mieć co testować). Eksperymenty pomagają odkryć rzeczywiste związki przyczynowo-skutkowe. W badaniach eksperymetalnych także stosuje się metody statystyczne, lecz zupełnie inne i służące innemu celowi.

4. **Teoria, uogólnienie** (prace teoretyczne) – wiedza ma postać ustrukturyzowaną w formie teorii, uogólnień, paradygmatów, wraz z odpowiednią terminologią, językiem. Porządkowanie warstwy teoretycznej wymaga dużej wiedzy i rozeznania. Ze względu na te cechy raczej nie poleca się pisanie takich prac dyplomowych (licencjat, magisterium). W największym stopniu dyplomant przygotowując swoją pracę zapoznaje się jedynie z obowiązującymi teoriami, paradygmatami, mniej lub bardziej

świadomie ucząc się i rozpoznając relacje między elementami teorii. Prace teoretyczne należą do najwartościowszych z naukowego punktu widzenia.

W pracy magisterskiej zawsze występuje element 1. (przegląd piśmiennictwa) oraz element 2. lub 3. Czasem praca może mieć charakter mieszany, a w pracach licencjackich – mogą wyłącznie składać się z przeglądu piśmiennictwa (element 1). W części dyskusyjnej pojawiać się może także element 4. (teoria).

Jak i co cytować

Zapoznawanie się z dorobkiem naukowym ludzkości rozpoczyna się... od najwcześniejszych lat szkolnych. Student już nie musi szukać w publikacjach informacji o tym, że Ziemia jest kulista, że gatunki mają dwuczłonową nazwę itd. Tych podstawowych informacji przyswojonych w czasie ponad 12 lat edukacji nie cytuje się w pracy magisterskiej ani naukowej publikacji. Są to fakty, teorie, hipotezy powszechnie znane.

W czasie studiów magistrant zapoznaje się z wieloma podręcznikami akademickimi. Tych również nie cytuje się w pracy magisterskiej (z małymi wyjątkami). Aktualną wiedzę przyswajają się także w czasie konferencji naukowych, wykładów, seminariów, w tym także seminariów magisterskich. Po ustnych referatach ślad ginie. Zostają tylko w pamięci słuchaczy. Tylko ważne i nowe stwierdzenia, odkrycia, dane jeszcze nie publikowane, które znamy tylko w wersji ustnej (dyskusja) możemy w pracy cytować z podaniem źródła. Na przykład, „Iksiński – informacja ustna”, lub „Igrekowski – dane nie publikowane”. Po takim wskazaniu źródła takiej informacji nie umieszczamy niczego więcej w spisie piśmiennictwa (w przeciwieństwie do cytowanych publikacji).

W dyskusji słownej trudno ustalić autorstwo pomysłu. Po wydrukowaniu i papierowym utrwaleniu – znacznie łatwiej. Dlatego cytuje się przede wszystkim słowo drukowane. Czasem w pogoni za autorstwem i wyłącznością (pierwszeństwem) dochodzimy do absurdu, próbując opatentować nawet kod genetyczny czy poszczególne szczepy bakterii.

Jak cytować czyjś wkład w rozmowie? Wynika to z kontekstu chwili i miejsca. Wystarczy: „jak powiedział mój przedmówca” lub „udowodnił szanowny kolega”. Uczestnicy spotkania wiedzą kto i co powiedział, co udowodnił i jak. W przypadku publikacji taka forma już nie wystarczy. Trzeba wskazać i nazwać autora. To „oddawanie honorów” odbywa się poprzez wskazanie publikacji. Cytowanie prac jest więc „oddawaniem honorów” (nie przywłaszczamy sobie cudzych myśli bo to plagiat), wskazaniem źródła (aby czytelnik mógł

sprawdzić i zweryfikować) oraz odsyłaniem po „więcej i dokładniej” (czytelnik wie, że dokładniejszy wywód znajduje się tu i tu). Inną formą jest umieszczanie podziękowania w pracy magisterskiej, wskazującego co i kto wniósł do pracy (pomoc w zebraniu danych, oznaczeniu, pomoc w dyskusji, jako źródło pomysłów czy idei, sprawdzenie i poprawienie błędów technicznych itd.).

Proces naukowy to proces twórczy i społeczny. Wiele ciekawym pomysłów rodzi się w trakcie dyskusji. Trudno ustalić tu autora pomysłu. Pięknie ujął to LUDWIK FLECK nazywając „kolektywem myślowym” (FLECK 1986). Jeśli jesteśmy świadomi wpływu i pomocy innych osób na kształt naszej pracy magisterskiej czy publikacji, można zaznaczyć to w podziękowaniu. Tam wskazujemy na tę ulotną, niemierzalną a realną pomoc (np. dziękuję panu Nowakowskiemu za krytyczne uwagi, Panu Kowalskiemu za sprawdzenie oznaczeń itd.).

Po referatach ustnych nie zostaje śladu materialnego. Ale na wielu konferencjach drukowane są abstrakty i streszczenia referatów, doniesień, posterów. To już można cytować. Pamiętać należy jednak, że takie streszczenia są doniesieniami wstępnymi, bardzo trudnymi do uzyskania przez czytelnika. Tomiki streszczeń mają w zasadzie tylko uczestnicy konferencji. Najczęściej po konferencji referat ukazuje się drukiem w formie publikacji (czasem w tzw. proceedingach). Można zatem cytować takie streszczenia konferencyjne, o ile są stosunkowo nowe i świeże. Przy starszych, należy poszukać pełnej publikacji.

Postęp techniczny i łatwość druku spowodowała w ostatnich dziesięcioleciach duży załew najróżniejszych prac i publikacji. Ilość publikowanych informacji jest tak ogromna, że nawet w wąskiej specjalności nie sposób przeczytać wszystkiego.

Internet wniósł dużo nowego. Znacznie ułatwił publikowanie oraz wyraźnie ułatwił dostęp do publikacji. Wiele czasopism czy artykułów dostępnych jest w wersji elektronicznej (np. pliki pdf). W tych przypadkach cytujemy „papierowe” publikacje i czasopisma. Ale coraz więcej jest danych wyłącznie w formie elektronicznej. Są to typowe strony www. Cytujemy je tak, jak normalną publikację z podaniem adresu internetowego oraz daty oglądania strony (w ważnych kwestiach możemy zgrać całą stronę lub jej fragmenty i dołączyć do pracy na płycie CD, jako załącznik). Internet jest bardzo ulotny i nietrwały – tak jak mowa. Wiele opracowań w formie maszynopisu... udostępnianych jest także w formie elektronicznej. W tych przypadkach cytujemy jak normalną pracę w maszynopisie z zaznaczeniem, że jest dostępna w internecie.

Przeszukując coraz większe zasoby internetu, warto pamiętać, że jest tam wiele informacji błędnych, niedokładnych, nieaktualnych. Tak jak w przypadku słowa drukowanego, gdzie w badaniach wykorzystujemy pisma naukowe ale już nie popularne gazety czy tygodniki, tak w źródłach internetowych należy odróżnić strony zawierające treści rzetelne pod względem naukowym od bezwartościowej grafomanii. W przypadku czasopism dużo łatwiej odróżnić pisma naukowe, od popularnonaukowych i gazet codziennych. W internecie korzystaj ze stron polecanych, autoryzowanych lub naucz się odróżniać „ziarno od plew”.

Podsumujmy, żeby zaplanować jakiegokolwiek badanie trzeba poznać to, co już wiadome (kogo zainteresuje ponowne odkrycie Ameryki lub wynalezienie koła?). Prace o charakterze opisowym przynoszą niezaplanowane rezultaty, zaś prace eksperymentalne testują hipotezy robocze, wcześniej sformułowane. W pracach opisowych stosujemy standardowe metody i procedury, ułatwiające porównywanie wyników.

W pracy magisterskiej wyraźnie musimy zaznaczyć to, co jest naszą pracą, naszym wkładem, a co jest dorobkiem innych (to wynika ze struktury pracy oraz cytowań). Plagiat dyskwalifikuje wartość pracy magisterskiej lub publikacji.

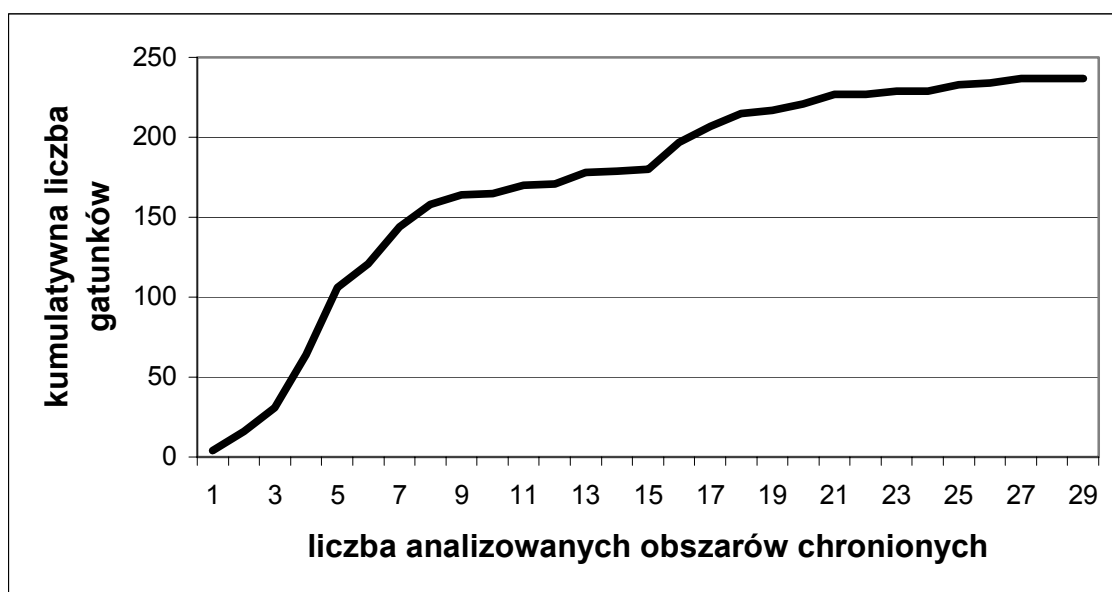
Ocena reprezentatywności materiału

Jednym z ważniejszych pytań jakie sobie stawiamy w trakcie pisania publikacji, pracy magisterskiej czy raportu z badań jest pytanie czy materiał jest reprezentatywny? Czy powinno być dużo zebranych osobników? Czy powinno być dużo gatunków? Wielkość materiału wynika z przyjętego celu badań jak i przyjętej metodyki. Można wszakże powiedzieć, że każdy materiał da się wykorzystać. Ale trzeba wiedzieć jakie wnioski można wyciągać z danego materiału. Trzeba znać także błąd metody – wszystkie metody obarczone są jakimś błędem. Poprawne stosowanie dowolnej metody związane jest ze świadomością „dokładności”, czyli wielkością błędu pomiaru.

Pierwszą metodą oceny reprezentatywności materiału (poza zdrowym rozsądkiem) jest wykreślenie krzywej Beklemieszewa (krzywa reprezentatywności materiału). Krzywą rysuje się następująco: losowo (lub chronologicznie, czyli zgodnie z terminami poboru) wybieramy próby i tworzymy kumulatywną liczbę gatunków (jeśli w kolejnej próbie pojawiają się nowe gatunki, to dodajemy do już istniejącej listy). Jeżeli nie mamy możliwości analizowania pojedynczych prób, możemy uwzględnić np. stanowiska czy zbiorniki. Jeżeli krzywa ma w części

końcowej tendencji wzrostowej, to znaczy, że pobierając większą liczbę prób tą samą metodą uzyskalibyśmy w materiale większą liczbę gatunków. Jeżeli krzywa w części końcowej jest pozioma, to nie należy się spodziewać złowienia nowych gatunków. Oczywiście przy zastosowaniu tej samej metodyki. Bo być może wystarczy uwzględnić jeszcze inne siedliska, inne zbiorniki, inne okresy fenologiczne lub inną metodę zbioru, a okaże się, że pozyskamy jeszcze więcej (lub inne) gatunków.

Przykładem może być wykorzystanie krzywej Beklemieszewa do oceny, czy można się spodziewać większej liczby gatunków chrzączek w obszarach chronionych Polski (zbadano większość parków narodowych i nieliczne krajobrazowe).



Rys. 1. Ocena reprezentatywności fauny chrzączek analizowanych obszarów chronionych (CZACHOROWSKI i MAJEWSKI 2003).

Jak opisywać biocenozy?

Niżej zebrano najczęściej stosowane sposoby opisywania biocenoz (w tym i fauny chrzączek). Pamiętać należy jednak o celu pracy (opisu) i wybierać te charakterystyki, które wiążą się z celem pracy.

W pracy magisterskiej powinno się stosować standardowe metody opisu badanego obiektu. Nic nie stoi jednak na przeszkodzie by dodatkowo modyfikować wskaźniki lub proponować własne rozwiązania. Zoocenologia jest ciągle rozwijającą się dyscypliną i poszukującą nowych standardów opisu, natomiast studenci ambitni są mile widziani.

Od ogółu do szczegółu

Opis (zawarty w części „wyniki”) należy zacząć od ogólnej charakterystyki zebranego materiału czyli opisać „całość” (potem dopiero poszczególne „części”). Jeśli praca dotyczy chruścików jeziora Skanda – od charakterystyki fauny całego jeziora. Jeśli dotyczy Parku Narodowego Borów Tucholskich – od charakterystyki fauny całego parku itd.

Drugim krokiem jest opisanie poszczególnych elementów struktury oraz relacji pomiędzy tymi elementami. Każdy układ ekologiczny ma charakter hierarchiczny. W przypadku badań trichopterofauny jeziora elementami tymi będą: poszczególne stanowiska, typy siedlisk, okresy fenologiczne, kolejne lata badań itd. Jeśli praca dotyczyła krajobrazu czy obszaru chronionego – elementami będą poszczególne typy wód (jeziora, rzeki, źródła, strumienie, rowy), poszczególne zbiorniki (np. jez. Skanda, jez. Długie, Jez. Kortowskie itd.), typy siedlisk itd. Najmniejszą możliwą jednostką jest próba. Nie ma jednak zazwyczaj sensu analizowania i porównywania poszczególnych prób. Raczej grupowane są one w różne zbiory (układy ekologiczne). Staranność i dokładność opisu prób jak i ich systematyczność wykonania warunkują dokładność opisu struktury elementów całości. A w dalszej kolejności możliwość głębszego i ciekawszego analizowania.

Opisy poszczególnych elementów są takie same jak całości (np. dominacja, frekwencja, różnorodność, itd.). Niektóre charakterystyki można wykonać tylko dla całości (bo wykonywane są na podstawie obecności w wyróżnionych elementach – np. wskaźnik oryginalności). Inne analizy można wykonać tylko dla elementów (niższych poziomów organizacji).

Kolejnym etapem jest porównywanie wyróżnionych elementów i szukanie między nimi jakichś związków, podobieństw, różnic. Na tej podstawie można wnioskować o przyczynach rozmieszczenia fauny, próbując powiązać z cechami środowiska, np. różnice między fauną jezior a fauną rzek można interpretować jako efekt ruchu wody (przepływ). Porównania mogą być opisowe (mała liczba obiektów) lub z wykorzystaniem metod statystycznych (duża liczba obiektów i cech). Przykładem mogą być podobieństwa faunistyczne.

W opisaney wyżej procedurze wykorzystywane są arbitralnie wyróżnione układy, tj. wyróżnione przez badacza. To badacz *a priori* grupuje próby zgodnie z typami wód (jeziora, rzeki, strumienie), poszczególnymi zbiornikami, okresami fenologicznymi (wiosna, lato, jesień). Najczęściej jest to trafne założenie i wynika z wcześniejszych badań jak i stanu wiedzy. Inną możliwością jest zastosowanie zobiektywizowanych metod grupowania. W podejściu tym układy mniejszego rzędu traktujemy jednakowo i w oparciu o różne kryteria dopiero je

grupujemy (metody klastrowania czyli metody analizy skupień). Jedną z metod jest wykorzystanie analizy podobieństw faunistycznych (czy współwystępowań) oraz grupowanie wyników np. metodą dendrytu wrocławskiego (lub innymi algorytmami z wykorzystaniem np. programu Biodiversity). Metod klastrowych jest wiele. Stosując je warto zapoznać się z metodą dokładniej, aby móc właściwie interpretować wyniki. Najogólniej metody klastrowania (analiza wielowymiarowa) to rzutowanie układu z przestrzeni wielowymiarowej do prostszej sytuacji jedno- lub dwuwymiarowej. Przykładowo faunę chruścików jeziora możemy potraktować jako obiekt w przestrzeni wielowymiarowej, w której liczba gatunków odzwierciedlać będzie liczbę wymiarów, a liczebność tych gatunków – wartość cechy w danym wymiarze. Analogicznie można włączyć cechy środowiska. Rzutowanie to oglądanie tej wielowymiarowej mgławicy pod różnymi kątami – raz pewne elementy mogą one być blisko siebie (w jednym wymiarze), raz zupełnie osobno. Nasz mózg pozwala na wyobrażenie sobie jedynie przestrzeni trójwymiarowej. Dlatego abstrakcyjne twory wielowymiarowej przestrzeni za pomocą różnych narzędzi (zawsze ułomnych i bardzo różnorodnych) sprowadzamy do łatwiejszych w interpretacji zestawień 1-3 wymiarowych.

Więcej informacji o metodach analizy wymiarowej znaleźć można w artykule KOPERSKIEGO (2002), w szczególności o metodach ordynacyjnych i analizie podobieństw.

W analizie dendrytów istotny jest nie tylko poziom podobieństw, co przede wszystkim wyodrębnienie się poszczególnych grup. Kolejnym etapem jest poszukiwanie cech wspólnych w danej grupie: czyli odpowiedź na pytanie jakie cechy (np. jakie gatunki) zadecydowały o podobieństwie. Można sprawdzić czy np. poszczególne stanowiska grupują się zgodnie z typem wód czy też nie (czy wszystkie jeziora grupują się razem i czy oddzielnie od rzek, źródeł i strumieni). Zobiektywizowane metody ordynacji ułatwiają nam wyciąganie wniosków co do czynników wpływających na faunę. Jeśli stanowiska nie w pełni grupują się zgodnie z typem wód, to dlaczego? Dlaczego w jednych grupach znalazły się stanowiska jeziorne i rzeczne? Może łączy je fakt bliskiego sąsiedztwa przestrzennego i związana z tym możliwość migracji fauny? A może podobny charakter litoralu? Na przykład larwy chruścików z rodzaju *Anabolia* spotykane są przy brzegu zadrzewionym zarówno jezior jak i rzek, a wynika to z dostępności bazy troficznej w postaci butwiejących opadłych liści.

Jednoczesne zastosowanie obu podejść daje pełniejszy obraz sytuacji i umożliwia poprawniejszą interpretację wyników. Im więcej różnorodnych analiz, tym wiarygodniejsze wnioski i ciekawsze uogólnienia.

Wyniki można przedstawiać w formie tekstowego opisu, uzupełnionego tabelami, wykresami, diagramami, rysunkami syntetycznymi.

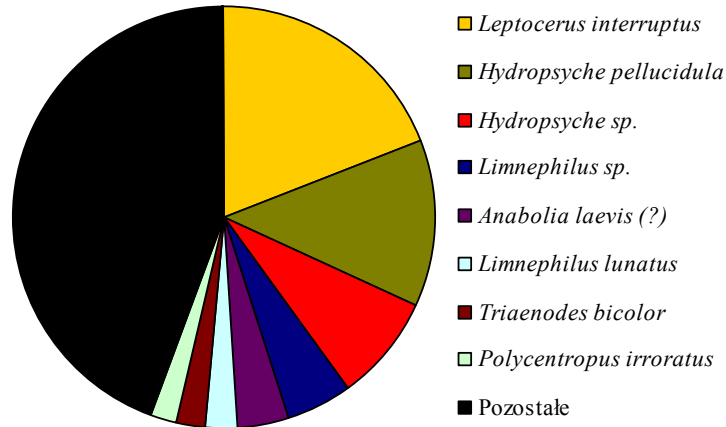
Liczba gatunków i różnorodność

Najprostszym opisem zoocenozy (miarą jej cech) jest liczba gatunków. Pozwala ona ocenić czy analizowana fauna jest liczna gatunkowo, czy uboga. Oczywiście fauna „bogata” czy „uboga” (gatunkowo) jest jedynie w stosunku do innych podobnych układów. Dla całości materiału w rozdziale „dyskusja” porównywać można z innymi analogicznymi badaniami. W wynikach porównywać można także liczby gatunków w poszczególnych elementach struktury hierarchicznej (np. w typach wód, poszczególnych zbiornikach, siedliskach, okresach fenologicznych itd.).

Liczba gatunków jest bardzo prostą i oczywistą miarą bioróżnorodności. Może być jednak bardzo myląca, gdyż całkowita liczba stwierdzonych gatunków często uzależniona jest od liczby gatunków rzadkich i mało licznych. Z kolei ich liczba w badanym materiale zależy w dużym stopniu od intensywności badań. Im więcej okresów fenologicznych oraz im więcej typów siedlisk przebadamy, tym większa będzie liczba wykazanych gatunków. Także im większa liczba prób, tym większe jest prawdopodobieństwo złowienia gatunków rzadkich i/lub mało licznych. Tak więc należy ostrożnie porównywać liczby gatunków z różnych biocenoz, uwzględniając stopień intensywności i zakres pobieranych prób. Badania praktyczne wykazały, że w zaledwie kilku, kilkunastu próbach znajdzie się większość pospolitych gatunków, natomiast dalsze pobieranie prób będzie prowadzić do wykrywania następnych rzadkich gatunków (ALLAN 1998). Istnieje więc obawa, że liczba gatunków w dużym stopniu odzwierciedla intensywność badań a nie różnorodność badanej biocenozy.

Szerzej o czynnikach wpływających na lokalną liczbę gatunków w podręczniku ALLANA (1998), w rozdziale „Lokalne i regionalne zróżnicowanie gatunkowe”.

Strukturę gatunkową najprościej przedstawić w tabeli. Nie można jednak ograniczyć się jedynie do zamieszczenia tabeli. Musi być ona skomentowana i omówiona. Uzupełnieniem mogą być wykresy (jednakże nie mogą być dokładnym powtórzeniem tabeli).



Rys. 2. Przykład, struktura dominacji gatunków chruścików w Złocieńcu (PIETRZAK 2004).

Sama liczba gatunków może być mało wartościową miarą. Dlatego często dodatkowo używa się różnych wskaźników różnorodności, na przykład z wykorzystaniem **ogólnej różnorodności** gatunkowej, wskaźniku bazującym na teorii informacji (SHANNON & WEAVER 1949 za ODUMEM 1982):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i (\log_2 p_i) \quad \text{lub w zapisie} \quad H' = -\sum (p_i \log p_i^2)$$

gdzie:

H' – współczynnik różnorodności gatunkowej,

S – liczba gatunków,

p_i - udział i -tego gatunku w próbie.

Wykorzystywany jest także **wskaźnik bogactwa gatunkowego** (SIMPSON 1949):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S (p_i^2) \quad \text{lub zapisany w postaci} \quad D = 1 - \sum p_i^2$$

gdzie (oba zapisy równań oznaczają dokładnie to samo):

D – współczynnik bogactwa gatunkowego SIMPSONA,

p_i – udział osobników i -tego gatunku w zgrupowaniu,

S – liczba gatunków w zgrupowaniu.

Wykorzystywany jest także **wskaźnik równomierności** (PIELOU 1966):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

gdzie:

H' – wskaźnik ogólnej różnorodności gatunkowej SHANNONA–WEAVERA,

S – liczba gatunków.

W końcu używany jest także **wskaźnik HURLBERTA (PIE)**, który opisuje prawdopodobieństwo, że dwa przypadkowo spotkane osobniki należą do różnych gatunków (LAMPERT i SOMMER 2001):

$$PIE = \frac{N}{N + 1} (1 - \sum p_i^2)$$

gdzie: PIE - wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej;

N - całkowita liczba osobników;

p_i - udział gatunku i w łącznej liczbie osobników.

O różnorodności gatunkowej informują dwie składowe: liczba gatunków oraz równocześnie, czyli równomierność rozkładu osobników między gatunkami. Jeżeli przy jednakowej liczbie gatunków jeden zdecydowanie dominuje (reszta gatunków reprezentowana jest przez małe liczebności osobników), to różnorodność biocenozy jest mniejsza niż w przypadku, gdy wszystkie gatunki będą miały zbliżoną liczebność.

Najbardziej właściwy wydaje się wskaźnik PIE, zaproponowany przez HULBERTA, opisujący prawdopodobieństwo, że dwa przypadkowo spotkane osobniki należą do różnych gatunków. Przy wysokich wartościach N wartość PIE zbliża się do uproszczonej wersji wskaźnika SIMPSONA.

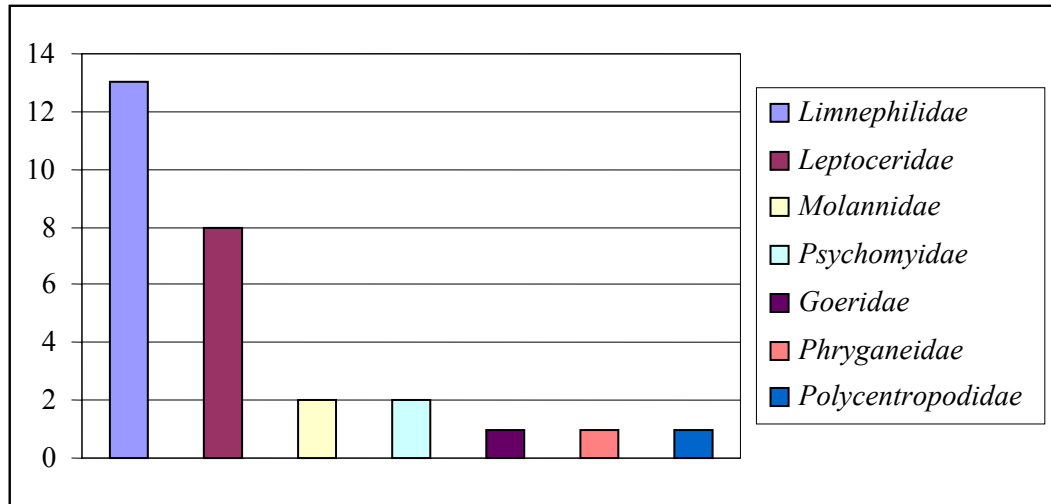
Trudnością w poprawnym obliczeniu i interpretowaniu wskaźników różnorodności wynikają m.in. z faktu różnej wielkości osobników różnych gatunków (mało liczne a „duże” gatunki mimo małej liczebności osiągają większą biomasę niż liczne lecz niewielkie gatunki). W przypadku chruścików i relatywnie małych różnic w wielkości osobników różnych gatunków błąd z tego wynikający jest mały.

W programie Biodiversity (dostępny na komputerze w pracowni magisterskiej Katedry Ekologii i Ochrony Środowiska) jest jeszcze kilka innych, umożliwiających analizowanie różnorodności α , β i γ , odnoszących się do różnej skali różnorodności (wewnątrzsystemowej, międzyekosystemowej, krajobrazowej itd.).

Analiza rodzin, struktura rodzin (struktura grup synekologicznych)

W niektórych opracowaniach analizowana jest struktura rodzin, tzn., analizowana jest liczba gatunków i liczebność osobników w poszczególnych rodzinach. Ten rodzaj opisu jest chyba mało przydatny i trudny w interpretacji. U *Trichoptera* występujących w Europie (i Polsce) niektóre rodziny

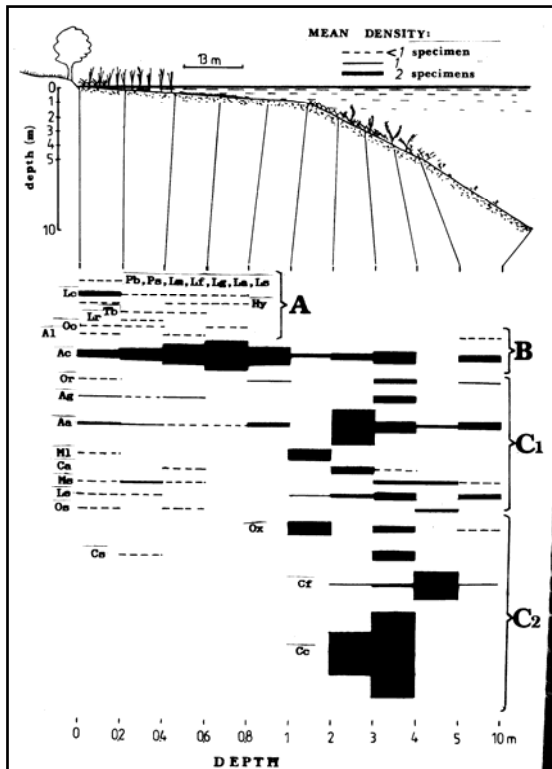
reprezentowane są przez dużą liczbę gatunków (np. *Limnephilidae*, *Leptoceridae*), inne przez niewielką (np. *Molannidae*, *Ecnomidae*, *Odontoceridae*). Oczywiście w wodach stojących inna jest struktura rodzin niż na przykład w strumieniach czy rzekach. Trudna i kłopotliwa jest więc interpretacja takich wyników. Przydatna może być jedynie przy porównywaniu wielu obiektów (układów ekologicznych).



Rys. 3. Przykład z jez. Pluszne, liczba gatunków w rodzinach (KULASA 2004)

Możliwa jest także analiza grup zoogeograficznych. Nie chodzi tu o analizę zasięgów występowania, lecz o analizę elementów, pogrupowanych ze względu na rozmieszczenie:

szerokie rozprzestrzenie, wąskie zasięgi, endemity itd. Przykładowo fauna jeziorna chrzączek charakteryzuje się znacznie liczniejszymi gatunkami o szerokich zasięgach rozmieszczenia, w przeciwieństwie do fauny strumieni i źródeł (tu znacznie więcej endemitów).



Rys. 4. Przykładowy rysunek syntetyczny, ukazujący względną liczebność chrzączek w litoralu, gatunki oznaczone symbolami.

Dużo bardziej przydatna jest analiza grup synekologicznych, w których gatunki pogrupowane są nie w układzie systematycznym (rodziny), lecz ekologicznym (w wielu przypadkach pokry-

wa się z podziałem systematycznym). Elementy synekologiczne *sensu stricte* to gatunki podzielone na grupy o jednakowych lub podobnych preferencjach siedliskowych (gatunki helofitowe, elodeidowe), preferencjach środowiskowych (np. gatunki jeziorne, rzeczne, strumieniowe, limnionty, krenofile, krenokseny itd.). Ciekawe wyniki uzyskać można przy wykorzystaniu funkcjonalnych grup troficznych CUMMINSA (drapieżcy, filtratorzy, rozdrabniacze, zdrapywacze itd.).

Dominacja

W sensie matematycznym dominacja jest tożsama z udziałem procentowym. Niesie jednak inną treść ekologiczną. Dla przypadkowego zbioru prób poprawniejsze byłoby pisanie o udziale procentowym. Jeśli jednak sposób zbierania prób pozwala je traktować jako odzwierciedlenie układu ekologicznego, wtedy właściwe jest pisanie o dominacji. Dla przykładu w materiale zbieranym w krajobrazie – dla całości materiału właściwsze byłoby używanie „udział procentowy” danego gatunku (udział w zbiorze), natomiast dla poszczególnych zbiorników wodnych można już pisać o dominacji. Ale jeśli dobór stanowisk i liczba prób odpowiadają ilości i powierzchni danych siedlisk i środowisk, można pisać o dominacji w odniesieniu do całości materiału. W tym sensie dominacja odnosić się będzie do całego krajobrazu.

Dominacja wskazuje na udział ilościowy danego gatunku w badanym ekosystemie (układzie ekologicznym) a nie tylko o udziale procentowym w zebranych materiale. Zawsze w mniejszym czy większym stopniu dominacja obarczona jest pewnym błędem i niedokładnością. Należy być świadomym skali tej niedokładności i używanym słownictwem (udział procentowy lub dominacja) informować o tym fakcie czytelnika.

Dominację wyliczamy ze wzoru:

$$D_i = \frac{n_i}{N} \cdot 100\%$$

gdzie:

D_i – dominacja i -tego gatunku,

n_i – liczebność i -tego gatunku,

N – łączna liczebność wszystkich gatunków.

W takim ujęciu dominacja odnosi się do liczebności. Jednakowo więc traktowany jest osobnik mały i osobnik duży, a przecież ich znaczenie w ekosystemie jest różne. Dlatego czasem dominacja wyliczana jest nie dla liczebności a dla biomasy (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981).

Dominacja (D) odnosi się do pojedynczego gatunku, charakteryzuje jego udział w biocenozie. Można znaleźć inny wzór wskaźnika dominacji (wg SIMPSONA 1949, za ODUMEM 1982), jednak odnoszący się do całej biocenozy:

$$c = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

gdzie:

c- wskaźnik dominacji SIMPSONA

n_i – współczynnik znaczenia dla każdego gatunku (liczba osobników, biomasa, produkcja itd.),

N – suma współczynników znaczenia.

Wskaźnik dominacji SIMPSONA (c) służy do porównywania całych biocenoz (zoocenoz), natomiast dominacja (D) służy do porównywania gatunków w ramach biocenozy (co oczywiście nie przeszkadza porównywać zoocenozy ze względu na dominujące gatunki). W badaniach zoocenologicznych wykorzystuje się zazwyczaj tylko liczebność (łatwiejsza do zmierzenia niż biomasa).

Można jednakże uwzględnić także wielkość czy biomasę osobników. Przykładowo larwy chruścików z rodziny *Hydroptilidae* są wielokrotnie mniejsze niż larwy *Phryganeidae* czy *Limnephilidae*. Podobnie wśród chruścików jeziornych larwy zasiedlające strefę elodeidów są liczniejsze (większe zagęszczenie) lecz mniejsze niż gatunki strefy helofitów (CZACHOROWSKI 1998b). Sprowadzanie znaczenia ekologicznego wyłącznie do liczebności jest więc tylko uproszczeniem.

Kilka wyników (liczb) łatwo przedstawić metoda opisową, wtrącając w tekst uzyskane wartości. W przypadku większej liczby wyników taki sposób jest mało czytelny i jest rozwlekły. Bardziej ekonomiczne jest zebranie wyników w tabeli. Opisuując wyniki wystarczy tylko odwoływać się do odpowiedniej tabeli.

Uzyskiwane wyniki mieszczą się w różnorodnych przedziałach. Porównywanie wartości z różnych obszarów, zbiorników (w różnych pracach) byłoby kłopotliwe. Dlatego wykorzystuje się klasy dominacji, zaś wyniki można pogrupować w kilka zaledwie klas. Łatwiej jest wtedy porównywać różne zoocenozy.

W analizie materiału wyróżniane są różne klasy dominacji. W grupach mało licznych gatunkowo wyróżnia się na ogół mniej klas, lecz o większej dominacji. W grupach liczniejszych gatunkowo wyróżniane są zazwyczaj niższe klasy dominacji. Ta różnorodność wynika z potrzeby zróżnicowania materiału. W badaniach nad owadami wodnymi najczęściej wyróżniane są następujące klasy dominacji (BIESIADKA i KOWALIK 1980) gdzie:

- Eudominanci – liczebność pow. 10%,
- Dominanci – 5,01-10%,
- Subdominanci – 2,01-5%,
- Recedenci – poniżej 2%.

Powyższą skalę można uzupełnić o klasę subrecedentów (poniżej 1%, wtedy recedenci 1-2%).

Poprawniejsze wydaje mi się stosowanie rodzaju męskiego (dominanci) niż rodzaju żeńskiego (dominanty), jako że odnosi się do gatunków (a gatunek jest rodzaju męskiego): ten dominant. „Ta dominanta” - właściwsze jest dla języka matematycznego i funkcji matematycznych. Jako że w słowniku języka polskiego pojawia się rodzaj żeński (dominanta), w wielu opracowaniach także spotkać można „dominanty, recedenty, (np. KASPRZAK i NIEDBAŁA 1991).

TROJAN (1980) wyróżnił klasę dominantów (pow. 5 %), subdominantów (2-5%), influentów (1-2%) oraz najniższą klasę poniżej 1% gatunków akcesorycznych i obcych. Przy tych samych klasach stosowane są jedynie inne nazwy dla tych klas. Ze względu fakt, iż nazwa „gatunki akcesoryczne” pojawia się także w odniesieniu do frekwencji (stałości), właściwsze w odniesieniu do dominacji jest wykorzystywanie nazwy „recedenci” lub „subrecedenci”.

Uwzględniając różnorodne modyfikacje można przyjąć za KASPRZAKIEM i NIEDBAŁĄ (1981):

D₅ – eudominanci – powyżej 10,0% ogółu osobników porównywanej grupy taksonomicznej

D₄ – dominanci, 5,1-10,0%

D₃ – subdominanci 2,1 – 5,0%

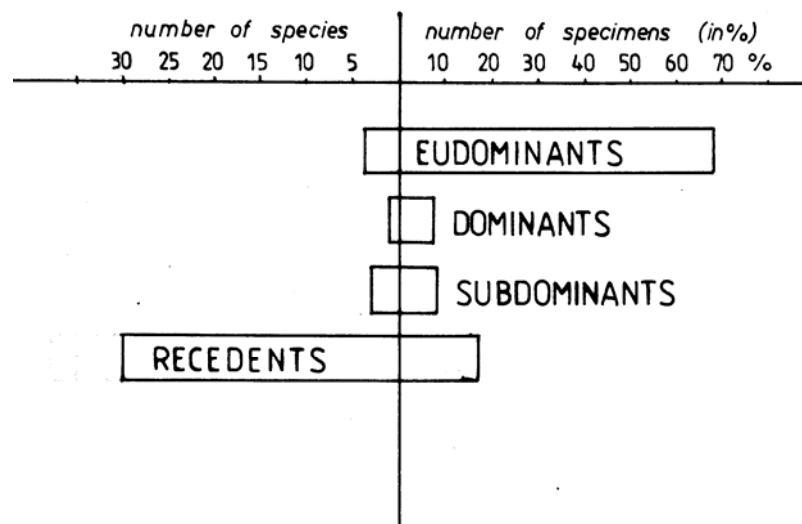
D₂ - recedenci 1,1-2,0%

D₁ – subrecedenci poniżej 1,0%

Ponieważ chruściki występują zazwyczaj w małej liczbie gatunków wystarczająca jest czterostopniowa skala BIESIADKI i KOWALIKA (1980).

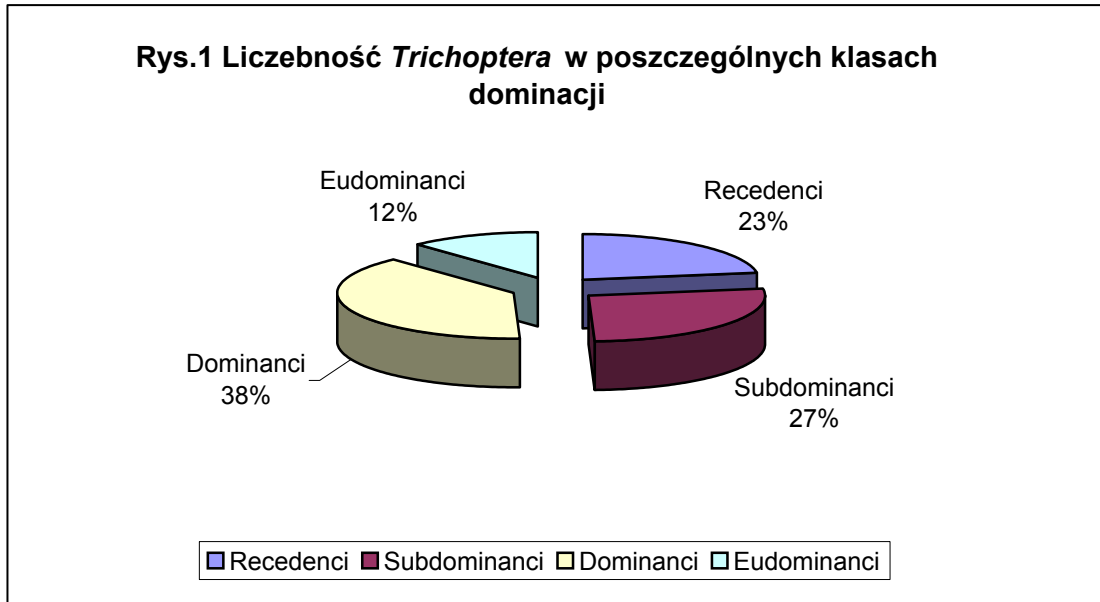
W niektórych badaniach wykorzystywana jest skala RENKONENA, jednak odradzam jest stosowanie, ze względu na fakt, iż zastosowane są inne wartości : w klasach subdominantów i recedentów, przez co wprowadza się zamęt przy porównaniach: dominanci – liczebność powyżej 5%, subdominanci – liczebność 3-5%, recedenci - liczebność 1-3%, subrecedenci – liczebność poniżej 1%.

Klasy dominacji wygodnie jest zestawiać graficznie, w celu łatwiejszej analizy zarówno udziału gatunków w poszczególnych klasach jak i liczebności (liczby osobników) poszczególnych klas. W epoce „przedkomputerowej” łatwym i czytelnym sposobem było łączne uwzględnienie oby wymienionych cech na diagramie:



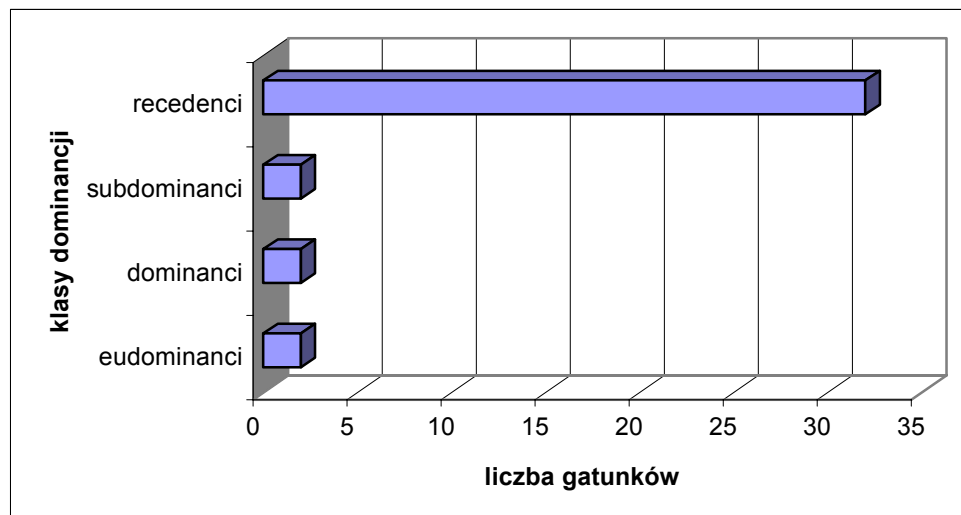
Rys. 5. Przykład rysunku wykonanego ręcznie (kalka, rapidograf, wzorniki pisma), z lewej liczba gatunków, z prawej procent liczebności (liczba osobników).

Ponieważ analogicznej możliwości nie ma w standardowych typach wykresów komputerowych, stosowane są wykresy kołowe:



Rys. 6. Przykład zestawienia klas dominacji

lub słupkowe:



Rys. 7. Przykładowe zestawieni klas dominacji LICHACZ (2005).

Frekwencja

Częstość występowania – frekwencja - informuje o pospolitości lub rzadkości gatunku. Frekwencja ma różne wymiary i informować może o różnych aspektach rozmieszczenia gatunku.

Frekwencję na stanowiskach wylicza się ze wzoru:

$$Fi = \frac{s}{S} 100\%$$

gdzie: F_i – frekwencja i-tego gatunku,

s – liczba stanowisk z i-tym gatunkiem,

S – liczba wszystkich stanowisk.

Frekwencję można wyliczać w odniesieniu do różnych poziomów (na stanowiskach, w zbiornikach, w próbach, w siedliskach). Jedną z prób węższego zakresu stosowania frekwencji jest stałość (zob. wskaźnik stałości niżej).

Frekwencja w poszczególnych zbiornikach (podobne siedlisko), w różnych typach wód czy siedlisk (informuje o szerokości niszy i walencji ekologicznej), frekwencja w różnych miesiącach (okresach fenologicznych) informuje o cyklu życiowym i długości „przebywania” aktywnego gatunku w danej biocenozie. Istotne jest to dla gatunków amfibiotycznych, a takimi są chruściki (jak wiele innych owadów wodnych). Mogą być gatunki stosunkowo krótko obecne w stadium larwalny w środowisku wodnym oraz gatunki obecne niemalże w ciągu całego roku. Wynikać to może z długiej fazy larwalnej (np. 2-3 letniej) lub z mniej lub bardziej acyklicznego rozwoju. Dla uniknięcia nieporozumień właściwsze byłoby stosowanie terminu „frekwencja” tylko do jednego zakresu. Należałoby zatem precyzyjnie i jednoznacznie określić pojęcia frekwencji, stałości w zoocenologii z wyraźną potrzebą zwiększenia liczby słów. Ewentualnie należy stosować słowo „frekwencja” z dookreśleniem: „frekwencja na stanowiskach”, „frekwencja w zbiornikach” itd.

Wskaźnik stałości

Stałość stanowi określenie obecności danego gatunku w obrębie badanej biocenozy (TROJAN 1980):

$$C = 200 \frac{n_a}{N}$$

gdzie:

C – stałość danego gatunku,

n_a – liczba prób zawierających badany gatunek a ,

N – liczba prób w badanej serii.

SZUJECKI (1983) podał inny wzór na stałość:

$$C = \frac{q}{Q} 100 \%$$

gdzie: C - stałość;

q - liczba prób, w których wystąpił analizowany gatunek;

Q - liczba wszystkich prób.

Mimo tej samej nazwy powyższe wzory różnią się uzyskiwanymi wartościami, wzór wg TROJANA podaje wartości dwukrotnie większe (pomijając przelicznik procentowy), mieszczące się w przedziale 0 - 2. Ujęcie SZUJECKIEGO (jak również KASPRZAKA I NIEDBAŁY 1981) podaje wartości w procentach, gdzie stałość waha się w granicach od 0 do 100%. Wydaje mi się, że ujęcie SZUJECKIEGO jest właściwsze i to podejście proponuję stosować

W badaniach fitosocjologicznych jako podstawę do obliczenia wskaźnika stałości przyjmuje się przynajmniej 10 zdjęć fitosocjologicznych. W badaniach zoocenologicznych stosowane są większe serie prób (TROJAN 1980). Trzy czynniki mogą mieć wpływ na wartość współczynnika stałości: 1. liczebność gatunku w biocenozie (im wyższa liczebność tym wyższa zazwyczaj stałość), 2. wymagania względem warunków siedliskowych (gatunki o szerszej walencji zazwyczaj będą uzyskiwały wyższy wskaźnik stałości), 3. Charakter rozmieszczenia (skupiskowy, losowy, itd.).

Typ stałości można analizować na podstawie oceny frekwencji, wg skali TICHLERA (TICHLER 1949, za TROJANEM 1980):

- gatunki przypadkowe (frekwencja 0-25%),
- gatunki akcesoryczne (26-50%),
- gatunki stałe (51-75%),
- gatunki absolutnie stałe (pow. 75%).

W badaniach fauny glebowej a także w Zakładzie Zoologii AR w Lublinie stosowany jest inny podział (KASPRZAK I NIEDBAŁA 1981):

C_5 – eukonstanty >75,00%,

C_4 – konstanty 50,01-75,00%,

- C₃ – subkonstanty 30,01-50,00%,
- C₂ – gatunki akcesoryczne 15,00-30,00%,
- C₁ – akcydenty <15,00%.

Wskaźnik Q „znaczenia ekologicznego”

Wskaźnik znaczenia ekologicznego spotykany jest w niektórych podręcznikach ekologicznych. Z założenia ma integrować informacje o liczebności (dominacja) i częstości (frekwencja) występowania. W badaniach faunistycznych jest dość rzadko wykorzystywany. Uśredniać się mogą wyniki: podobne wartości u gatunków rzadkich a licznych (niska frekwencja, duża dominacja) oraz gatunków pospolitych a mało licznych (duża frekwencja, niska dominacja). Niemniej jednak w obu przypadkach zakładać możemy dużą rolę ekologiczną – w pierwszy w wyniku dużej liczebności, w drugim pospolitości występowania. Dla uniknięcia pomyłek zastosowano oznaczenie Q (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981) (żeby nie mylić z Wze, opisanym w dalszej części):

$$Q = \sqrt{D \cdot F} \quad \text{lub} \quad Q = \sqrt{C \cdot D}$$

oraz w ujęciu procentowym (wzór DZIUBY, za KASPRZAKIEM i NIEDBAŁĄ 1981):

$$Q = \frac{D \cdot F}{100}$$

gdzie: D – dominacja, F – frekwencja, C – stałość występowania.

Wartości wskaźnika podzielono na klasy (EDYTA BUCZYŃSKA, informacja ustna):

- Q₅ – bardzo wysoki > 30,00%
- Q₄ – wysoki 15,01-30,00%
- Q₃ – średni 10,01-15,00%
- Q₂ – niski 5,01-10,00%
- Q₁ – bardzo niski <5,00%

Wierność (wskaźnik wierności)

W fitosocjologii wykorzystywana jest także „wierność” (5 stopni wierności), wskaźnik charakteryzujący stopień powiązania gatunków ze zbiorowiskami. Wyróżnia się gatunki charakterystyczne (wyłączne, wybiórcze, przenoszące), gatunki towarzyszące (obojętne) i gatunki przypadkowe (obce).

Pierwotnie w zoocenologii również wyróżniano 5 klas wierności wyróżnionych przez PEUSA (KASPRZAK I NIEDBAŁA 1981). Później stosowano głównie wersję uproszczoną (SZUJECKI 1980),:

F₃ – gatunki charakterystyczne wyłączone, występujące regularnie w danym środowisku (siedlisku), w innych pojawiające się tylko przypadkowo jako elementy obce,

F₂ – gatunki charakterystyczne wybierające, znajdowane najliczniej w danym środowisku (siedlisku), jakkolwiek występujące i w innych zgrupowaniach,

F₁ – gatunki towarzyszące, występujące w danym zgrupowaniu (środowisku) liczniej niż w innych typach siedlisk, bądź nie wykazujące skłonności do jakiegokolwiek zgrupowania,

F₀ – gatunki obce w danym środowisku (SZUJECKI 1980).

KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981 wyróżnili 5 klas wierności:

Gatunki charakterystyczne:

F₅ – gatunki wyłączone, występujące tylko w danym środowisku (zgrupowaniu), w innych nie występują lub jedynie przypadkowo (Q=1,0),

F₄ – gatunki wybierające, w danym środowisku (zgrupowaniu), osiągają najwyższą wartość wskaźnika Q, chociaż mogą występować nawet regularnie w innym środowisku, zgrupowaniu,

Gatunki towarzyszące:

F₃ – gatunki obojętne, bez wyraźnej predyspozycji do jakiegokolwiek środowiska (zgrupowania). Mogą to być również gatunki o wysokich wartościach wskaźnika Q,

F₂ – gatunki bywające, w danym środowisku (zgrupowaniu) mogą mieć wysoką wartość wskaźnika Q, mogą występować z dużą regularnością (wysoka wartość wskaźnika C, stałości), mogą być nawet dominujące, jednak wyższą wartość wskaźnika Q osiągają w innym środowisku (tzn. w innym są gatunkami wybierającymi).

Gatunki przypadkowe:

F₁ – gatunki znajdowane w danym środowisku (zgrupowaniu) jedynie przypadkowo (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981)

Wskaźnik wierności oraz klasy wierności nie były do tej pory wykorzystywane w opisach zgrupowań chruścików. Ze względu na wskazania dodatkowe lepszym jest chyba podejście KASPRZAKA i NIEDBAŁY niż SZUJECKIEGO.

W badaniach hydroentomologicznych wyróżniane są zazwyczaj trzy klasy wierności z końcówkami:

- **-bionty** (krenobionty, limnebionty itd.) gatunki żyjące prawie wyłącznie w danym typie środowiska czy siedliska,
- **-file** (krenofile, limnefile), gatunki preferujące dane środowisko, często w nim występujące, ale spotykane także licznie w innych środowiskach, siedliskach,
- **-kseny** (krenokseny, limnekseny), gatunki przypadkowe w danym środowisku, preferujące inne typy siedlisk.

Gatunki z określeniami -bionty i -kseny zaliczyć można do gatunków o węższej walencji ekologicznej (specjaliści), zaś -file do gatunków bardziej eurytopowych (szersza walencja ekologiczna).

Teoretycznie można także wykorzystać końcówkę **-foby** dla gatunków unikających danego środowiska. Nie pasuje jednak do w miarę spójnego systemu przedstawionego wyżej.

Oczywiście sprawą zasadniczą pozostaje uznanie zgrupowań za poziomy organizacji ekologicznej (jak w fitosocjologii zbiorowiska) lub też przypadkowe (uwarunkowane unikalnymi zestawami czynników środowiskowych i procesów demograficznych) i stosunkowo niepowtarzalne grupy gatunków (zob. CZACHOROWSKI 1998b).

„Rzadkość” gatunku

W różnego typu opracowaniach faunistycznych pojawiają się określenia „gatunek rzadki”, jako cecha opisu ekosystemów czy zgrupowań. Ale co tak na prawdę znaczy to określenie? Dlaczego gatunki są rzadkie i jakie to może mieć znaczenia dla ochrony różnorodności gatunkowej oraz dla procesów kolonizacji (gatunki obce) i rekolonizacji krajobrazów? „Rzadki” występuje więc jako kategoria istotna przy ochronie przyrody (planowanie ochrony).

Gatunki są rzadkie bo:

1. są rzeczywiście rzadkie,
2. nie potrafimy ich złowić (zły okres badań, omijanie siedlisk typowych dla tych gatunków – przykład letnich badań chruścików w jeziorach oraz obecność *Parachiona picicornis* w źródłach).

Gatunki mogą być rzadkie w ekosystemach okresowo, co wynikać może ze zmiany siedlisk i klimatu, zróżnicowanej antropopresji jak i demograficznych fluktuacji. Może jednak występować długotrwała rzadkość. Z tym może się wiązać pojęcie „reliktów” – na skutek zmian klimatu w interglacjale zmieniają się trwale warunki środowiskowe, w konsekwencji niektóre gatunki wcześniej dominujące i liczne znajdują się na skraju lokalnego wymarcia.

Niektóre gatunki są mało liczne w siedlisku z natury rzeczy. Na ogół mniej liczne są gatunki o strategii **K**, mniej liczne są drapieżniki, lub też wynika to z określonego cyklu życiowego (np. drapieżnictwo). Inne gatunki lokalnie są liczne bo są dominantami (dobrze przystosowane), zazwyczaj gatunki o strategii **r** osiągają większe liczebności, także liczniejsi są roślinożercy i detrytosożercy. Gatunki znajdujące się na niższych poziomach troficznych często regulowane są poprzez zasoby (regulacja bottom-up). Populacje te cechuje zazwyczaj duża rozrodczość, ale i okresowa duża śmiertelność. W korzystnych latach gatunki te są liczne lokalnie, w niekorzystnych mało liczne i „rzadkie”. Przykładem mogą być owady wodne zasiedlające drobne zbiorniki okresowe i płyzy, o których liczebności decyduje liczba i poziom wód w zbiornikach (szybsze wysychanie powoduje dużą śmiertelność i brak sukcesu rozrodczego). Mniejszymi wahaniami liczebności odznaczają się gatunki, których liczebność regulowana jest przez drapieżnictwo lub pasożytnictwo (od góry piramidy troficznej, top-down).

Częstość występowania (jako odwrotność rzadkości) wyraża się w trzech skalach: lokalnej, regionalnej i globalnej (w skali całego kontynentu). Dotyczy więc rozmieszczenia geograficznego oraz gatunkowej zdolności do dyspersji. W skali lokalnej (stanowisko, zbiornik) częstość występowania charakteryzowana jest przez liczebność, miarą której może być dominacja lub zagęszczenie (liczba osobników na jednostkę powierzchni). O częstości występowania w skali regionalnej informuje frekwencja, czyli częstość występowania na stanowiskach. Bardzo blisko z tą charakterystyką związana jest eurytopowość gatunku: a więc „frekwencja” w typach środowisk, siedlisk w skali krajobrazu. Gatunki o szerszej walencji ekologicznej będą występowały w większej liczbie siedlisk (np. w jeziorach, rzekach i drobnych zbiornikach) niż gatunki stenotopowe, bardziej siedliskowo wyspecjalizowane (tylko w źródłach, tylko w jeziorach itd.). W konsekwencji w analizie materiału dla wszystkich siedlisk wodnych będą wyraźnie rzadsze. W końcu „rzadkość” występowania może odnosić się do geograficznych zasięgów występowania. W tym sensie gatunki „rzadkie” będą miały wąskie zasięgi występowania, będą wśród nich endemity.

Gatunek rzadki może być definiowany jako wykazujący niską lokalną frekwencję zasiedlenia w stosunku do innych (poniżej 25%) za HOFFSTEN 2003.

Tabela 1. Możliwe cechy gatunków „rzadkich” w skali lokalnej, regionalnej im globalnej, za RABINOWITZ 1981, oraz HOFFSTEN 2003, zmienione.

Lokalna liczebność	Frekwencja (regionalna) (rzadkość przestrzenna)	Zasięg geograficzny
liczny	częsty	szeroki zasięg
nieliczny	częsty	szeroki zasięg
liczny	rzadki	szeroki zasięg
nieliczny	rzadki	szeroki zasięg
liczny	częsty	wąski zasięg
nieliczny	częsty	wąski zasięg
liczny	rzadki	wąski zasięg
nieliczny	rzadki	wąski zasięg

Dla charakterystyki częstości-rzadkości gatunków można zaproponować następującą skalę:

Klasy „rzadkości-pospolitości” (frekwencja, skala regionalna):

- Powszechny (80-100%),
- Pospolity (50-80%),
- Częsty (20-50%),
- Sporadyczny (5-20%),
- Rzadki (1-5%),
- Bardzo rzadki (pon. 1 %),

Propozycja ta nie była jeszcze weryfikowana w badaniach. Wypadałoby więc sprawdzić jaki jest rzeczywisty rozkład frekwencji na danych eksperymentalnych. *A priori* można ustalić klasy frekwencji co 20%, choć z większym naciskiem na niższe klasy. Dodatkowo skala arytmetyczna lepiej oddawałaby rozkład pospolitości niż skala liniowa.

Można także uwzględnić klasy (cechy) liczebności, niezależnie od liczbowego przedstawienia w formie dominacji. Porównując dane z różnych publikacji nie zawsze możemy ujednoczyć dane ilościowe w formie np. klas liczebności. Wtedy konieczne jest stosowanie mniej precyzyjnych kryteriów.

Klasy liczebności (lokalne, w siedlisku, na stanowisku), klasy w sensie zbiorów rozmytych:

- Masowy
- Liczny
- Nieliczny

W opisie i charakterystyce gatunków używana byłaby więc dwuczłonowa nazwa: gatunek pospolity masowy, rzadki nieliczny, sporadyczny i liczny.

Lokalna liczebność (w danym siedlisku) związana jest z warunkami środowiskowymi oraz przystosowaniem danego gatunku. Regionalna frekwencja wynika ze zdolności do dyspersji i ze stopnia fragmentacji środowiska (wyspy środowiskowe, bariery). Z kolei zasięg geograficzny to historia kolo-

nizacji, możliwości dyspersji w dużej skali, związana z walencją ekologiczną (endemy wśród specjalistów).

Podczas gdy dyspersja w stadium imagines (u owadów uskrzydłych, wodnych) pomiędzy wyspami siedliskowymi (łatkowatość, mozaikowatość środowisk wodnych) jest niezbędnym, pierwszym krokiem w kolonizacji nowych miejsc (stanowisk, wysp siedliskowych), to fizjologiczna tolerancja stadiów larwalnych (wodnych), konkurencja międzygatunkowa oraz wrażliwość na drapieżnictwo i pasożytnictwo w relacji do lokalnych warunków środowiska mogą limitować rozwój populacji (HOFFSTEN 2003). O rzadkości-pospolitości decyduje więc dyspersja w stadium imaginalnym oraz zdolność do przeżycia w stadium larwalnym. Zarówno klasyczna ekologia (konkurencja i regulacja top-down) jak i ekologia wysp (metapopulacja, teoria wysp siedliskowych) mogą być przydatnymi modelami do analizy problemu rzadkości.

Większość owadów wodnych wykazuje behawioralne i fizjologiczne adaptacje do sezonowych zmienności w przepływie (cieki), poziomie wód (wody stojące, uwłacza drobne i okresowe), temperatury wody i innych czynników środowiskowych. Jednakże te przystosowania mogą być niewystarczające w nieprzewidywalnym środowisku (niecykliczne i przypadkowe „katastrofy”) i w krajobrazie z różnorodnymi zaburzeniami, jak również mogą być niewystarczające ze względu na losowe wymierania od czasu do czasu (ryzyko populacyjne). Owady wodne, łącznie z amfibiotycznymi chrząstkami są znakomitym modelem metapopulacji. Zgodnie z teorią metapopulacji lokalna liczebność i zasięg (zakres) zasiedlenia jest nieprzewidywalny (HANSKI 1982, HANSKI ET AL. 1993). Proporcja (stosunek) dyspersji jest kluczowym czynnikiem utrzymującym lokalną populację: niska dyspersyjność skutkuje niskim stosunkiem zasiedlenia i lokalnej liczebności, podczas gdy silna dyspersyjność może skutkować szerokim zasiedleniem i lokalną liczebnością .

W dużej skali gatunki mogą być pospolite w jednym regionie i rzadkie w innym. Zjawisko to określane jest nazwą dyfuzyjnej rzadkości. Przykładem może być spadek frekwencji od centrum zasięgu występowania w kierunku do peryferiów. Co można interpretować jako spadek prawdopodobieństwa spotkania sprzyjających warunków środowiskowych. Dobrym przykładem jest **wikaryzacja ekologiczna**, obserwowana u gatunków źródliskowych.

W średniej i małej skali rozmieszczenie gatunków jest ograniczane przez charakter krajobrazu i siedlisk, które mogą być zobrazowane jako selektywny (wybiórczy) filtr działający na różnych poziomach organizacji ekologicznej (POFF 1996 za HOFFSTEN 2003).

Wskaźnik oryginalności faunistycznej

Współczynnik (wskaźnik) oryginalności faunistycznej w pewnym sensie nawiązuje do wskaźnika stałości stosowanego w fitosocjologii. Wskaźnik oryginalności gatunkowej informuje o liczbie gatunków wyłącznych i/lub gatunków rzadkich (recedentów). Wygodny jest do

stosowania w przypadku dużej liczby gatunków eurytopowych, a więc dla biocenoz wczesno-sukcesyjnych.

Wskaźnik oryginalności faunistycznej opracowany został przez PUCHALSKIEGO (1987), a spopularyzowany w badaniach nad wrotkami jezior (EJSMONT-KARABIN 1995, 1999). Każdemu gatunkowi nadana jest wartość będąca odwrotnością liczby jezior (obiektów porównywanych), w których gatunek stwierdzono. Wartości gatunków są sumowane dla każdego stanowiska, a suma dzielona jest przez liczbę gatunków w jeziorach (EJSMONT-KARABIN 1995):

$$IFO = \frac{\sum \frac{1}{m}}{s}$$

gdzie:

IFO – wskaźnik oryginalności (index of floral originality, wg EJSMONT-KARABIN 1995),

m – liczba prób, w których gatunek występuje,

s – liczba gatunków w próbie.

Można zaproponować bardziej ogólny zapis wspomnianego wskaźnika:

$$IFO = \frac{\sum_{i=1}^s \frac{1}{m_i}}{s}$$

gdzie:

IFO – wskaźnik oryginalności faunistycznej danego jeziora,

m_i - liczba obiektów z i-tym gatunkiem (liczba obiektów analizowanych z i-tym gatunkiem),

S – liczba analizowanych gatunków.

Maksymalna wartość IFO to 1, minimalna wartość to bliska zera. Wskaźnik można przedstawić także w ujęciu procentowym:

$$IFO = \frac{\sum_{i=1}^k \frac{1}{m_i}}{S} 100\%$$

Maksymalna wartość współczynnika – 100% (biocenoza składająca się w całości z gatunków wyłącznych), minimalna zbliżająca się do zera (w biocenozie wyłącznie gatunki pospolite).

Podobieństwa faunistyczne

Analiza podobieństw faunistycznych należy do analizy wieloczynnikowej. Pod terminem „analiza podobieństw” kryje się wiele różnych metod (drzewa klasyfikacji, skalowanie wielowymiarowe). Wspólną ich cechą jest porównywanie między sobą obiektów, z których każdy określony został wartościami wielu zmiennych, przy pomocy wartości funkcji podobieństwa (KOPERSKI 2002) lub odległości (odległość to odwrotność podobieństwa). Stosowanych jest wiele współczynników (XU 1989).

W niniejszym rozdziale wykorzystano obszernie fragmenty z wcześniejszego artykułu opublikowanego w *Trichopteronie* (CZACHOROWSKI 2002).

Najprościej podobieństwa faunistyczne wyliczamy według powszechnie znanej formuły JACCARDA:

$$P_{xy} = \frac{c}{a + b - c} 100\%$$

gdzie:

P_{xy} – podobieństwo faunistyczne między dwoma układami (stanowiskami, zbiornikami itp.) x i y ,

c – liczba wspólnych gatunków dla x i y ,

a – liczba gatunków w zbiorze x ,

b – liczba gatunków w zbiorze y ($a + b - c = n$)

W wielu publikacjach podobieństwa faunistyczne wyliczane są według formuły SØRENSENA:

$$P_{xy} = \frac{2c}{a+b} \cdot 100\%$$

Powyższa formuła to dokładnie to samo co (mimo pozornych różnic matematycznych):

$$S_{ij} = \frac{2a}{2a+b+c}$$

Różnica w matematycznym zapisie wynika z odmiennie przyjętych oznaczeń (a ta z wygodę w zastosowanym algorytmie wykonywania obliczeń).

		układ X	
		Wartość cechy	1 0
układ Y	1	a	b
	0	c	d

Wartość $n = a + b + c + d$, czasem traktowane jest jak $n' = a + b + c$.

Ujęcie tradycyjne tabelkowe stosowane od dawna w Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska, wynika ze sposobu zliczania danych w tabelce i wyliczeniach „ręcznych”.

Zbiór X	Część wspólna	Zbiór Y
Gatunki (3) b	Gatunki (4) a	Gatunki (7) c
W zbiorze X obecnych jest 7 gatunków (a)		
	W zbiorze Y obecnych jest 11 gatunków (b)	
	Wspólnych jest 4 gatunki (c)	

Podobieństwa faunistyczne wg zmodyfikowanej formuły SØRENSENA, znanej jako **formuła BRAY-CURTISA** (wykorzystywane w programie Biodiversity):

$$S_{ij} = \frac{2 \sum_{k=1}^m \min(x_{ik}, x_{jk})}{\sum_{k=1}^m (x_{ik} + x_{jk})}$$

gdzie: x – liczebność m -tego gatunku

Innym przykładem podejścia ilościowego jest wykorzystanie formuły JACCARDA zwalorowanej o liczebności larw (BIESIADKA 1977, KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981):

$$P_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^s \frac{a_i}{b_i}}{n} \quad 100\%$$

gdzie:

P_{xy} – podobieństwo faunistyczne między dwoma układami (stanowiskami, zbiornikami itp.) x i y ,

s – liczba wspólnych gatunków dla x i y ,

n – liczba wszystkich porównywanych gatunków ($a + b - c = n$)

a_i – mniejsza liczebność i -tego gatunku w porównywanych zbiorach x i y ,

b_i – większa liczebność i -tego gatunku w porównywanych zbiorach x i y .

Kasprzak i Niedbała (1981) stosuje nieco inny opis: a_i b_i – względna liczebność (w %) gatunków. Dzięki temu można porównywać zbiory o różnej wielkości materiału.

Kolejne metody używane w analizie podobieństw wykorzystują inne wskaźniki bioce-notyczne. Do porównywania struktury przestrzennej gatunków w środowiskach służy liczba KULCZYŃSKIEGO (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981):

$$Ku = \frac{\sum \min C}{\sum n(C_1 - C_2)}$$

gdzie $\sum \min C$ – suma minimalnych wartości C (stałość występowania) poszczególnych gatunków w obu porównywanych środowiskach, $\sum n(C_1 - C_2)$ – suma różnic wartości C dla poszczególnych gatunków w obu porównywanych środowiskach. Stopień podobieństwa badanych zoocenoz jest tym większy im wyższa jest wartość liczby Ku .

Liczba RENKONENA (Re) określa stopień podobieństwa stosunków dominacyjnych dwóch zoocenoz (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981):

$$Ru = \frac{\sum \min D}{\sum n(D_1 - D_2)}$$

gdzie: $\sum \min D$ – suma minimalnych wartości D (dominacja) poszczególnych gatunków w obu porównywanych środowiskach, $\sum n(D_1 - D_2)$ - suma różnic wartości D dla poszczególnych gatunków w obu porównywanych środowiskach.

Zarówno wzór KULCZYŃSKIEGO jak i RENKONENA nie są poprawne matematycznie, lecz dotąd nie zastąpiono ich lepszymi i poprawnymi (KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981). Do opisu trichopteroceoz nie były jeszcze wykorzystywane.

W wyżej przedstawionej formułę JACCARDA wykorzystywany jest fakt obecności gatunku, w konsekwencji tak samo istotne dla wartości podobieństw są gatunki liczne jak i mało liczne. Zaletą jest jednak możliwość porównywania różnych (pod względem wielkości) danych. W formułach ilościowych (np. BIESIADKI) konieczne jest porównywanie materiałów zebranych podobnymi metodami i z podobną intensywnością, ale gatunki liczne i mało liczne w adekwatnie różny sposób wpływają na wartość podobieństw. Formuła Ku i Re umożliwia porównywanie zbiorów o różnej zawartości, gdyż uprzednio ujednoczone są poprzez sprowadzenie do dominacji (ujęcie procentowe) lub stałości (czyli „frekwencji”).

Jeszcze innym podejściem jest wykorzystanie grup synekologicznych. Przykładem jest wyliczanie podobieństwa faunistycznego wg formuły JACCARDA, zwaloryzowanej o wskaźnik znaczenia ekologicznego (CZACHOROWSKI 1998):

$$Pxy = \frac{\sum_{i=1}^s We}{n} \quad 100\%$$

gdzie:

Pxy – podobieństwo faunistyczne między dwoma układami (stanowiskami, zbiornikami itp.) x i y ,

s – liczba wspólnych gatunków dla x i y ,

n – liczba wszystkich porównywanych gatunków ($a + b - c = n$),

We – wskaźnik znaczenia ekologicznego, wartości 1 (limnekseny), 2 (limnefile), 4 (limne-bionty)

Można oczywiście zaproponować przyjęcie wartości Wze tak jak we wskaźnikach naturalności, w skali arytmetycznej (1, 2, 4, 8, 16 i 0,5 dla saprobiontów). W rezultacie znacznie większy wpływ na poziom podobieństw będą miały gatunki specyficzne dla danego typu środowiska (możemy analizować gatunki jeziorne, źródłiskowe, strumieniowe, rzeczne itd.)

Inna modyfikacją wyżej przedstawionego jest propozycja PIETRZAKA (CZACHOROWSKI 2002):

$$P_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^s Wze}{\sum_{i=1}^n Wze} \cdot 100\%$$

gdzie:

P_{xy} – podobieństwo faunistyczne między dwoma układami (stanowiskami, zbiornikami itp.) x i y ,

s – liczba wspólnych gatunków dla x i y ,

n – liczba wszystkich porównywanych gatunków ($a + b - c = n$)

Wze – wskaźnika znaczenia ekologicznego

Formuła pokazuje na ile podobna, pod względem Wze , jest fauna obu układów. Liczy się, czy wartości współczynników są takie same, podobne mogą być więc do siebie zarówno dwa zbiorniki naturalne, jak i dwa zdegradowane. W wynikach nie widać jak duży jest wskaźnik naturalności. Można wywnioskować jedynie czy jest on podobny w porównywanych zbiornikach czy nie, natomiast nie wiemy nic o jego wartości. Znaczenie mają również gatunki występujące tylko w jednym układzie, jeżeli mają wysoki Wze , to zmniejszają wartość wskaźnika, ale jeżeli mają niskie Wze , to ich znaczenie jest znacznie mniejsze (jest to dość poważna wada, ale można to potraktować także jako zaletę, zdaniem L. Pietrzaka)

Teoretyczna wartość wskaźnika waha się w granicach: 0 - 100 %. Modyfikacja ta nie była jeszcze jak dotąd wykorzystana, trudno jest więc ocenić czy i w jakim stopniu przydatna jest opisie zoocenoz.

Współwystępowania gatunków

Zgrupowania można wyróżniać arbitralnie lub metodami zobiektywizowanymi. Arbitralnie to znaczy, że za zgrupowanie przyjmujemy gatunki występujące w wybranym przez nas układzie ekologicznym. Metody zobiektywizowane bazują na analizie podobieństw. Z tym że w podobieństwach porównywane są układy ekologiczne, w których gatunek traktowany jest jako cecha, natomiast we współwystępowaniu porównywane są gatunki, gdzie cechą jest jego obecność w próbie/środowisku. Ta sama tabela danych wykorzystana może być do analiz podobieństw między stanowiskami jak i współwystępowania gatunków (współwystępowania na stanowiskach).

Stwierdzenie, że zespoły (zgrupowania) mają swoją strukturę (można je opisać i scharakteryzować), oznacza, że ich skład gatunkowy w danym środowisku (siedlisku) jest stosunkowo stały i/lub powtarzalny, a także podobne środowiska w różnych regionach są zamieszkane przez zgrupowania o podobnym składzie. Można także zakładać, że obserwowana struktura zgrupowania (zespołu) uzależniona jest od biologicznych właściwości gatunków i od wzajemnych oddziaływań między nimi - cechy środowiska są w tym podejściu bardzo zbliżone (ALLAN 1998). Takie podejście można nazwać *quasi-organizmalnym*, zaś zgrupowanie-zbiorowisko można traktować jako stały i powtarzalny poziom organizacji ekologicznej, zbliżony do organizmu. Odmienne podejście reprezentuje podejście demograficzne. Zgodnie z nim lokalne zgrupowania są tylko zbiorami określonych gatunków, kształtującymi się pod wpływem chwilowych i zmieniających się warunków środowiskowych (trudnych do przewidzenia) oraz procesów demograficznych (w tym migracji między sąsiadującymi wyspami siedliskowymi).

Więcej o strukturze zgrupowania w rozdziale „Struktura zespołu” ALLAN 1998, oraz w publikacjach dotyczących wysp siedliskowych (CZACHOROWSKI 1993, a, b, c, CZACHOROWSKI i KORNIJÓW 1993, CZACHOROWSKI i SZCZEPAŃSKA 1991, CZACHOROWSKI et. al. 1993).

Proponuję, aby dla podkreślenia podejścia *quasi-organizmalnego* używać określenia „zbiorowisko” (tak jak w fitosocjologii Braun-Blanqueta), zaś dla podejścia demograficznego – „zgrupowanie”

Współwystępowanie w ujęciu jakościowym, wg formuły JACCARDA:

$$W_{xy} = \frac{c}{a + b - c} \cdot 100\%$$

gdzie:

W_{xy} – współwystępowanie między gatunkami x i y,

c – liczba wspólnych wystąpień gatunku x i y (w badanych zbiorach: stanowiskach, siedliskach, próbach),

a – liczba wystąpień gatunku x,

b – liczba wystąpień gatunku y.

Współwystępowanie w ujęciu ilościowym:

$$W_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^s \frac{a_i}{b_i}}{n} 100\%$$

gdzie:

W_{xy} – współwystępowanie między gatunkami x i y,

s – liczba wspólnych wystąpień gatunku x i y (w badanych zbiorach: stanowiskach, siedliskach, próbach),

a_i – mniejsza liczebność i-tego gatunku,

b_i – większa liczebność i-tego gatunku,

n – łączna liczba wystąpień analizowanych gatunków (na stanowiskach, siedliskach, próbach).

Współwystępowanie gatunków wyznaczono w oparciu o zmodyfikowaną formułę BRAY-CURTISA:

$$W_{xy} = \left(\frac{\sum_{i=1}^s 2 \min(u_{ix}, u_{iy})}{\sum_{i=1}^s (u_{ix} + u_{iy})} \right),$$

gdzie:

W_{xy} – współwystępowanie gatunku x i y,

u_{ix} – udział gatunku x w faunie i-tego zbiornika,

u_{iy} – udział gatunku y w faunie i-tego zbiornika,

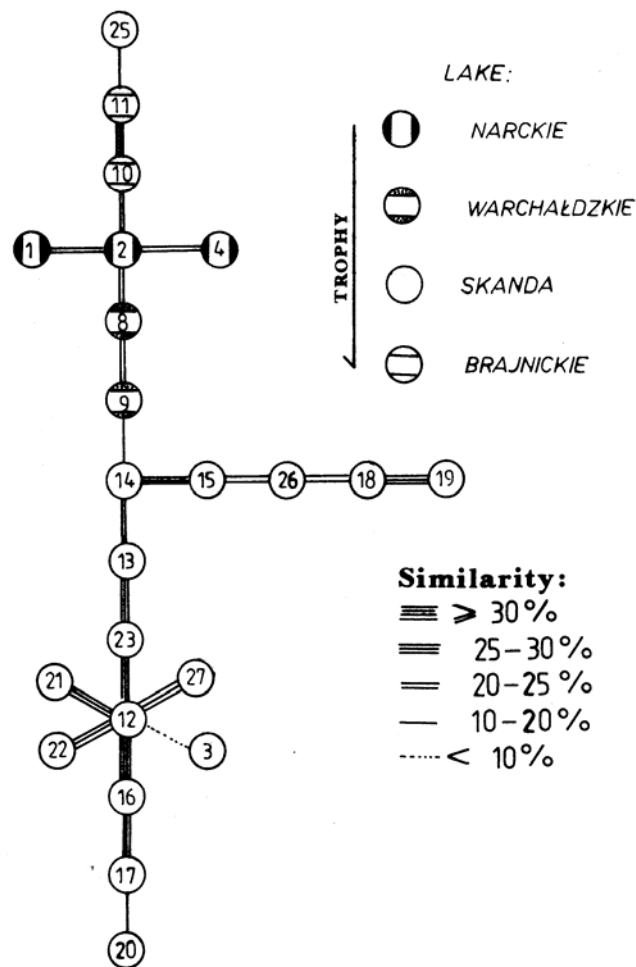
S – liczba wszystkich badanych zbiorników,

n_{ix} – liczebność gatunku x w zbiorniku i,

N – suma liczebności gatunku x we wszystkich badanych zbiornikach.

Metody grupowania (porządkowania)

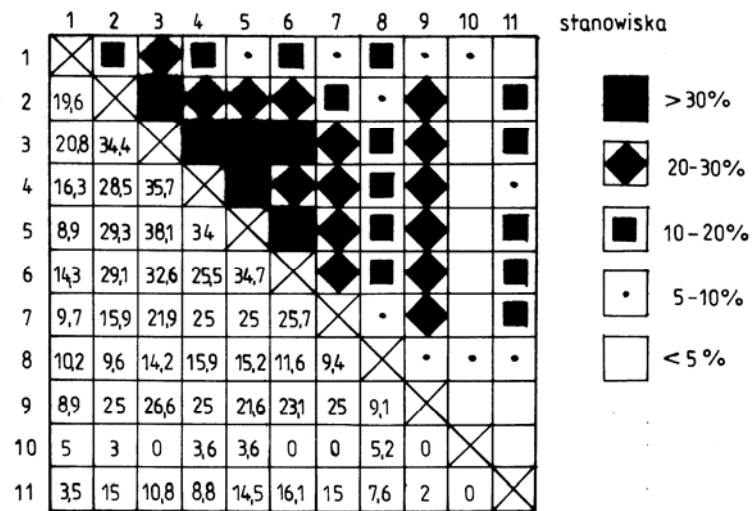
Najprostszym sposobem porządkowania podobieństw (odległości) jest metoda najkrótszego dendrytu (dendryt wrocławski). We wcześniejszych publikacjach dość często wykorzystywałem. Dendryt wrocławski stosowany był z różnymi modyfikacjami (zob. KASPRZAK i NIEDBAŁA 1981). Epoka komputerów ułatwiła żmudną pracę wyliczeń oraz wykreślenia. Jednak z uwagi, nie ma dostępnych programów wykorzystujących algorytm najkrótszego dendrytu, częściej wykorzystywane są inne metody ordynacji. Na komputerze w pracowni magisterskiej dostępny jest program Biodiversity.



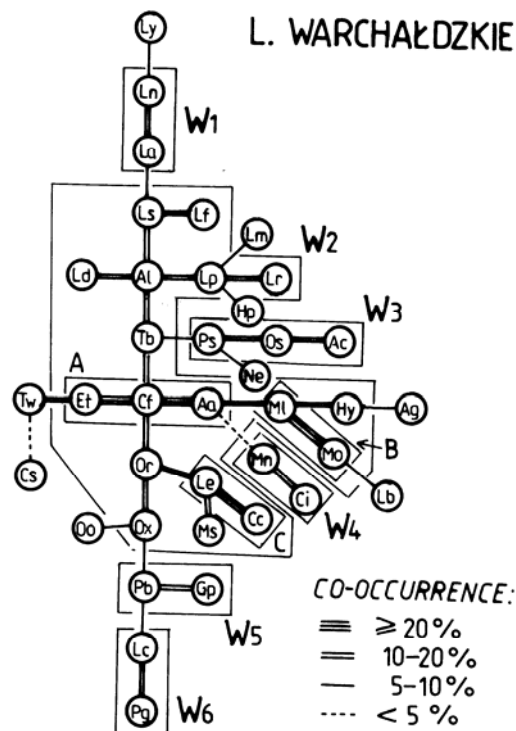
Rys. 8. Przykładowy dendryt wrocławski, stopień podobieństw zaznaczony grubością linii, poszczególne jeziora inaczej zaznaczonymi kołami, zaś badane siedliska - numerami.

W dendrycie wrocławskim zaznaczane są tylko najważniejsze podobieństwa, część wyników jest pomijana i nie uwidoczniła na rysunku. Innym rozwiązaniem jest diagram Cze-

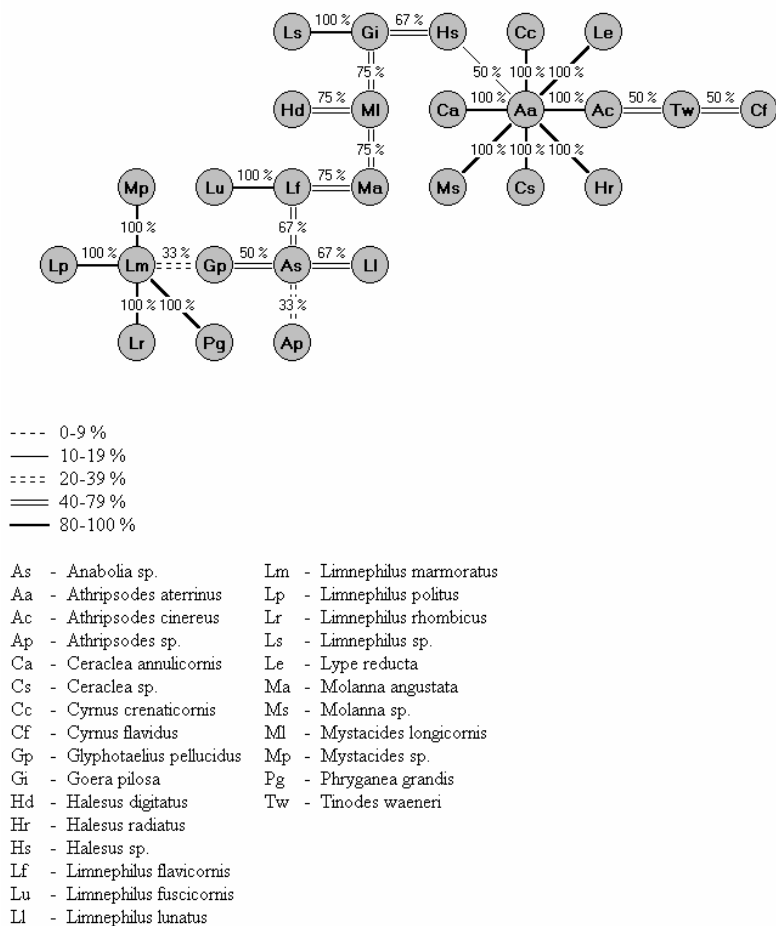
kanowskiego. Jednocześnie analizować możemy wszystkie podobieństwa, analizując wyodrębniające się bloki „ciemniejszych” kwadratów.



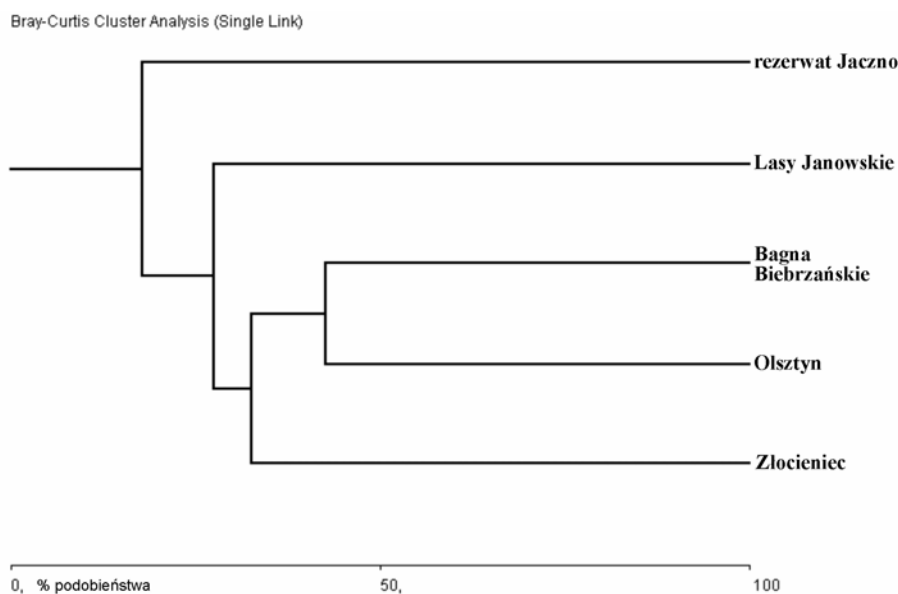
Rys. 9. Diagram Czekanowskiego, przykład podobieństw faunistycznych między stanowiskami.



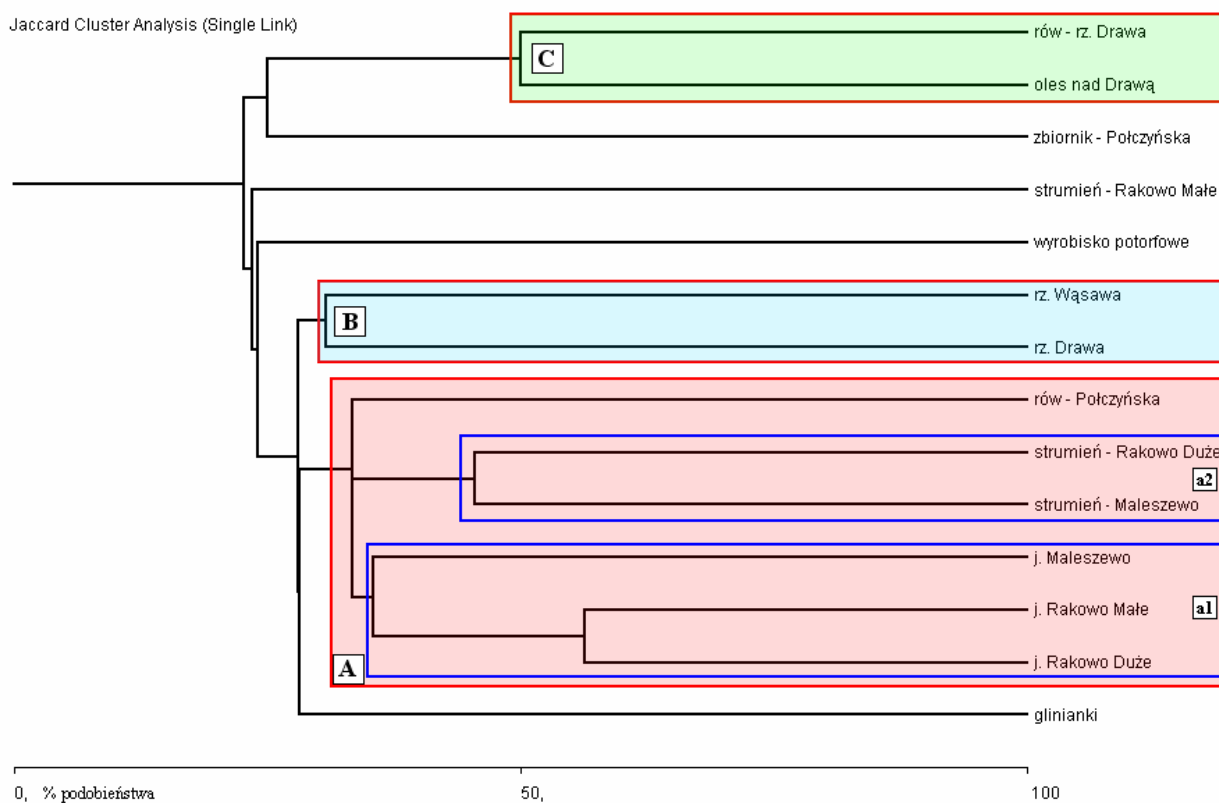
Rys. 10. Przykład wykorzystania dendrytu wrocławskiego do wyodrębnienia grupowań, dodatkowymi liniami zaznaczono wyodrębniające się grupy gatunków, wraz z oznaczeniem grupowań.



Rys. 11. Współwystępowanie *Trichoptera* na siedliskach według reguły JACCARDA (KULASA 2004), przykład wykorzystania metody najkrótszego dendrytu w programie Ekonum T. MAJEWSKIEGO)



Rys. 12. Przykładowy dendryt z programu Biodiversity, podobieństwa faunistyczne między obszarami badanych miast i obszarami pozamiejskimi wyliczone w oparciu o zmodyfikowaną formułę Bray-Curtisa (PIETRZAK 2004).



Rys. 13. Przykład uzupełnienia dendrytu z Biodiversity, kolorowymi prostokątami zaznaczono wyodrębniające się grupy zbiorników, co ułatwia analizowanie i opisywanie (podobieństwa między zbiornikami na terenie Złocieńca, wyliczone w oparciu o formułę Jaccarda. Ramkami zaznaczono wyodrębniające się grupy zbiorników - PIETZRAK 2004).

Wykorzystywanych jest znacznie więcej programów. Analizę podobieństw i analizy ordynacyjne wykonać można także w programach Twinspan, Decorana, czy popularnej Statistice. Z całą pewnością pojawią się i kolejne propozycje. Ogólna metoda, a co za tym idzie, sposób interpretacji wyników pozostanie ten sam. Ważne jest jakie obiekty się grupują i jakiego wskaźnika (formuły) podobieństw użyto. Ponieważ zawsze jest to uproszczenie przestrzeni wielowymiarowej, dobrze jest wykorzystywać kilka formuł jednocześnie, w celu uwidocznienia różnorodnych aspektów.

Wskaźniki naturalności

W rozdziale tym wykorzystano obszerne fragmenty artykułu opublikowane w Trichopteronomie (CZACHOROWSKI 2004).

Zmiany środowiska przyrodniczego są procesem nieodwracalnym i daleko posuniętym.

Nie tylko wynikają one z zanieczyszczenia środowiska, lecz także - a może przede wszystkim - z przekształceń krajobrazowych. Pierwotne krajobrazy praktycznie nie istnieją. Ostatnio coraz częściej nie stawia się znaku równości między „naturalne” a „pierwotne”. W konsekwencji za naturalne uważane są biocenozy ukształtowane pod wpływem działalności człowieka, mimo, że nie mają one charakteru pierwotnego.

W odniesieniu do owadów wodnych szacuje się, że w różnych grupach taksonomicznych zagrożonych jest około 30% gatunków. Jediną skuteczną metodą jest ochrona ich siedlisk. Z drugiej strony podobnie jak w krajach Europy Zachodniej, należy się spodziewać dalszych antropogenicznych przekształceń środowiska. Wynikają z tego ważne konsekwencje dla planowej ochrony środowiska: jakie gatunki i w jakich miejscach należy objąć ochroną. Dużym utrudnieniem - w stosunku do owadów wodnych - jest brak pełnego rozeznania, nie tylko w rozmieszczeniu gatunków na obszarze całego kraju, ale nawet ustaleniu kompletnej listy gatunków. W tym zakresie jest jeszcze bardzo wiele do zrobienia.

Ochrona wszystkich gatunków w jednym miejscu nie jest możliwa, ponadto wciąż należy liczyć się z silną antropopresją w wielu regionach kraju. Stąd pozostaje konieczność dokonania wyboru miejsc, które należy objąć ochroną ścisłą. Rodzi się jednak pytanie jak odróżnić „naturalne” (a więc warte ochrony) zbiorniki wodne od tych przekształconych? Często w waloryzacji wykorzystuje się wygląd zbiornika, czystość wody oraz roślinność. Ale czy w oczyszczonym (zrekultywowanym) jeziorze występują gatunki typowe dla tego typu wód? Czy zdążyły one już zrekolonizować zbiornik?

Chodzi więc o waloryzację biocenoz a nie o ocenę czystości wody. Indeksy biotyczne do tego celu się nie nadają. Jednym z pierwszych ciekawszych narzędzi tak rozumianej waloryzacji był wskaźnik naturalności opracowany dla potrzeb ochrony i renaturalizacji biocenoz źródłiskowych Niemiec (FISCHER 1996). Autor wyszedł z założenia, że najważniejsze są gatunki wyspecjalizowane, silnie przystosowane do życia w źródłach helokrenowych. Gatunki te - jako specjaliści - są najbardziej zagrożone i nie znajdują one zazwyczaj siedlisk zastępczych w innych typach środowisk wodnych.

Wadą formuły Fischera jest to, że wartość współczynnika nie miała górnej granicy. Poniżej wskaźnik ten (OWS) został przedstawiony już w precyzyjnej formie matematycznej. Porównywanie naturalności źródeł Niemiec dokonano poprzez porównanie z wartością współczynnika „źródłiska modelowego”. Tak więc metoda ta w pełni mogła być stosowana jedynie do źródeł Niemiec.

$$OWS = \frac{\sum_{i=1}^s (Wze \cdot a)}{s}$$

OWS –sumaryczny wskaźnik naturalności biocenozy (znaczenia ekologicznego),

a – liczebność i-ego gatunku (pięć kategorii liczebności: od 1= rzadko, do 5 = bardzo licznie),

s – liczba wszystkich gatunków.

Wartość wskaźnika waha się w granicach 0-80. Zaletą tego zmodyfikowanego wskaźnika jest możliwość wykorzystania danych szacunkowych, podających liczebność bardzo orientacyjnie. Mimo niedokładności w warstwie matematycznej, umożliwia wykorzystanie wielu historycznych danych, lub zebranych niedokładnymi metodami.

Wszystkim gatunkom występujących w źródłach przypisany został indywidualny wskaźnik znaczenia ekologicznego (Wze). Największą wartość przypisano gatunkom wyspecjalizowanym (16), mniejszą krenofilom (8, 4), najmniejszą eurybiontom (2, 1), natomiast gatunkom saprobiontycznym - wartość 0,5. Wykorzystano logarytmiczną skalę wartości, aby wyraźnie „uprzywilejować” gatunki wyspecjalizowane. W konsekwencji najwyższą wartość wskaźnikową wnoszą wyspecjalizowane krenobionty, najniższą krenokseny, natomiast gatunki związane z zanieczyszczeniami (saprobionty) obniżają wartość wskaźnika.

Niewątpliwą zaletą tej metody jest wykorzystywanie cech indykacyjnych pojedynczych gatunków. Jest to jednocześnie wada metody – wymaga bowiem oznaczenia do gatunku wszystkich zebranych organizmów. Utrudnia to powszechne i szerokie zastosowania bez ścisłej współpracy ze specjalistami.

Jak ocenić, które gatunki są krenobiontami, które krenofilami, a które krenoksenami? A więc jak nadać wartość punktową wskaźnika Wze? Podstawą są biologiczne przystosowania do życia w źródłach helokrenowych, w środowisku cienkiej warstewki wody. U wielu bezkręgowców obserwuje się różnego rodzaju przystosowania anatomiczne ułatwiające życie w tak „płytkiej” wodzie, między innymi liczniejsze szczecinki na ciele. Tak więc „częstość występowania” ustalona w badaniach terenowych, wzmocniona może być argumentami odnoszącymi się do biologicznego przystosowania.

W projekcie niemieckim wartości wskaźnika odnoszono do źródła „wzorcowego”. Źródlika, których wskaźniki znalazły się w I, II i III klasie warto renaturalizować, zaś te mieszczące się w klasach IV i V nie warto. W tych ostatnich odkształcenia fauny od fauny typowej są zbyt duże. Źródło może ładnie wyglądać, ale nie ma tam źródliskowych, wyspecjalizowanych biocenoz. Z czystym, przyrodniczym sumieniem można wykorzystać do celów kulturo-

wych lub gospodarskich.

Spodobało mi się takie podejście . Przychyłam się do zdania, że ważne jest aby chronić to co typowe. Nie ma sensu chronić gatunków górskich na nizinach kosztem miejscowej, typowej flory i fauny. Jednocześnie wskaźnik różnorodności gatunkowej też jest mylący: duże wartości uzyskują zarówno biocenozy naturalne jak i silnie antropogenicznie odkształcone (za sprawą dużej liczby oportunistów, eurytopów czy synantropów, a nawet gatunków obcych, allochtonicznych). Należy zatem chronić to co typowe: w rzekach gatunki rzeczne, na nizinach – nizinne itp. Rzadkość, reliktowość czy niezwykłość gatunku nie jest dobrym kryterium w planowaniu ochrony gatunkowej.

Efektywna ochrona bezkręgowców możliwa jest tylko poprzez ochronę ich siedlisk. W wyniku dużych zmian antropogenicznych zachodzi potrzeba oszacowania stopnia odkształcenia od naturalności. Temu celowi może służyć **wskaźnik naturalności biocenozy**.

Wskaźnik OWS został nieco zmodyfikowany i wykorzystany w planie ochrony fauny Drawieńskiego Parku Narodowego (CZACHOROWSKI 1998 a):

$$Wns = \frac{\sum_{i=1}^s Wze_i}{S}$$

gdzie:

Wns - wskaźnik naturalności danej biocenozy w ujęciu jakościowym,

Wze_i wskaźnik znaczenia ekologicznego i -tego gatunku w danej biocenozy,

s - liczba wszystkich gatunków obecnych w danej biocenozy.

Wartość wskaźnika waha się w granicach 0-16. Wskaźnik ten uwzględnia jedynie sam fakt obecności gatunku. Taką samą wagę wskaźnikowa mają gatunki liczne jak i rzadkie. W ujęciu ilościowym wskaźnik przyjmuje postać:

$$Wni = \frac{\sum_{i=1}^s Wze_i \cdot n_i}{N}$$

gdzie:

Wni - wskaźnik naturalności danej biocenozy w ujęciu ilościowym,

Wze_i wskaźnik znaczenia ekologicznego i -tego gatunku w danej biocenozy,

n_i - liczebność i -tego gatunku,

s - liczba wszystkich gatunków obecnych w danej biocenozie,

N - suma liczebności gatunków obecnych w biocenozie (liczba wszystkich osobników).

Wartość wskaźnika waha się w granicach 0-16. Ta modyfikacja wskaźnika uwzględnia już liczebność badanych gatunków. Lepiej więc oddaje stosunki ilościowe, lecz wymaga starannie zebranych danych terenowych.

Ciekawe informacje przynosi zestawienie tych dwóch wskaźników: jakościowego (Wns) i ilościowego (Wni). Przykładowo większe wartości Wni niż Wns dla tej samej biocenozy wskazują, że gatunki wyspecjalizowane uzyskują większe liczebności (i dominację).

W porównaniu do pierwotnego zastosowania wskaźnika naturalności, modyfikacją było wykorzystanie tylko jednej grupy – w tym przypadku chruścików (*Trichoptera*). Z oczywistych względów ogranicza to dokładność metody, z drugiej umożliwia szersze zastosowanie: łatwiej zbadać w terenie jedną grupę organizmów – wystarczy jeden specjalista. Można wstępnie założyć, że im więcej grup zostanie uwzględnionych, tym dokładniejsze i bardziej rzeczywiste będą wartości wskaźnika. Jednakże można założyć także, że wykorzystanie jednej tylko grupy może przynieść w wystarczająco precyzyjne dla potrzeb waloryzacji wyniki. Jednocześnie jest wykonalne dla jednej osoby, co ma znaczenie praktyczne. Dla oceny wybrana musi być jedynie dobrze reprezentowana w danym siedlisku grupa. Wskaźnik naturalności został przetestowany najpierw na chruścikach i ważkach różnych typów zbiorników. Obecnie trwają prace nad wykorzystaniem także chrząszczy wodnych.

Wskaźnik naturalności oparty jest o analizę zasobów biologicznych – rzeczywistych – a nie „atrakcyjności” krajobrazu. Niektóre biocenozy mają charakter regeneracyjny, choć na pierwszy rzut oka wyglądają na naturalne. Dla przeciętnego człowieka, każdy las jest naturalny... Rzeki bardzo szybko samoczynnie się oczyszczają, lecz czy to znaczy, że równie szybko odbudowywana jest pierwotna struktura gatunkowa? Wiele torfowisk wygląda na naturalne, ze względu na szatę roślinną. Jak szybko przebiegają procesy renaturalizacyjne na eksploatowanych torfowiskach, ile lat musi upłynąć zanim powróci na nie typowa, torfowiskowa fauna? Badania nad ważkami i chruścikami torfowisk polskiego Polesia wykazały, że mimo „ładnego” wyglądu torfowisk fauna jest stosunkowo silnie odkształcona. Z objęciem ochroną rezerwatową i w formie parku narodowego spóźniono się tu o jakieś 10-20 lat.

Wskaźnik ma umożliwić oszacowanie naturalności poszczególnych zbiorników, obiektów, jak też śledzenie procesów renaturalizacji lub degradacji, wykorzystując tylko niektóre grupy bezkręgowców. Wnioski mają być słuszne dla całej fauny (całej fauny nawet jednego

zbiornika, torfowiska, czy zadrzewienia śródpolnego nie sposób zbadać!!!).

W Polsce po raz pierwszy przypisano wartości współczynników gatunkowych dla chruścików (*Trichoptera*) źródeł Polski (CZACHOROWSKI 1999), podając wartości Wze dla Niemiec wraz z modyfikacją do warunków Polski. Umożliwiło to wyliczanie wskaźników dla konkretnych źródeł.

W nieco zmienionej postaci ideę wskaźnika naturalności wykorzystano w ocenie „jeziorności” chruścików jezior Polski (CZACHOROWSKI 1998b). Wyróżniono limnebiofity, limnefile i limnekseny, jednakże wartości ustalono na 4, 2, 1 i wykorzystano jedynie dla analizy podobieństw faunistycznych.

W obecnej postaci wskaźnik naturalności wykorzystano dla oceny naturalności biocenoz wodnych Drawieńskiego Parku (CZACHOROWSKI 1998 a). W dalszej kolejności wykorzystano w ocenie naturalności wybranych torfowisk Polski w oparciu o faunę ważek i chruścików (CZACHOROWSKI & BUCZYŃSKI 1998, 1999 a). Analizowane były fauny torfowisk niskich i wysokich z terenu całego kraju. Zamieszczono wartości Wze dla analizowanych gatunków (ważki, chruściki) oraz przedyskutowano możliwość wykorzystania w monitoringu pojedynczych grup owadów.

Nieco później ukazała się praca dotycząca chruścików Parku Krajobrazowego Lasów Janowskich (CZACHOROWSKI i in. 2000). Analizowano wskaźniki naturalności w różnych typach zbiorników oraz porównano z kilkoma wskaźnikami różnorodności. Dokładniejszą analizę przeprowadzono także na chruścikach źródeł Kazimierskiego Parku Krajobrazowego (BUCZYŃSKI i in. 2003). Natomiast w pracy PIETRZAKA (2001, 2004) oraz CZACHOROWSKIEGO & PIETRZAKA (2004) wykorzystano do oceny różnych typów zbiorników miejskich w Złocięcu i Olsztynie. Z użyciem wskaźników naturalności przeanalizowano faunę ważek 14 różnych torfowisk na obszarze Czech i Polski, badając skorelowanie z różnymi czynnikami środowiskowymi (DOLNY 2003). Wskaźnik, jako narzędzie do monitoringu ekosystemów chronionych, omówiony został w pracy CZACHOROWSKIEGO & BIESIADKI (2000).

W ciągu tych kilku lat „prototypowy” wskaźnik naturalności przetestowano w kilku pracach magisterskich (nie licząc kilku konferencji). Analizowana była rzeczna fauna chruścików w rzece Łynie na terenie Olsztyna oraz na odcinku powyżej miasta (SOCHACKA 1999), a także kilka lat później po przeprowadzeniu pogłębiania koryta rzecznej (STĘPNIEWSKI 2003). Wyliczono wskaźniki naturalności dla fauny strumieniowej i rzecznej rzeki Wałszy i jej dopływów (KOŚCIUKIEWICZ 2000), rzeki Pisy (LIPNICKA 1999), zaś porównując wartości wskaźników wyznaczono strefę strumienia i strefę rzeki (LUGOWSKA 2000). W krajobrazie

rolniczym okolic Górowa Iławeckiego analizowano wskaźniki naturalności źródeł, strumieni i rzek (MAŁEK 2001). Natomiast na terenie Parku Krajobrazowego Wzgórz Dylewskich analizowano wskaźniki dla źródeł, zbiorników okresowych i zbiorników trwałych (MOŃKO 2001). W kilku pracach wyliczono wskaźniki naturalności dla zbiorników okresowych i trwałych różnego krajobrazu miejskiego i podmiejskiego (MASZCZAK 1999, BOROSZKO 2000, SKUZA 2000, ROMANOWSKA 2000). We wszystkich analizowanych pracach wykorzystano wyłącznie chruściki.

Uzbierało się już sporo danych i przykładowych wyliczeń. Jest już chyba wystarczająco dużo informacji, aby dokładniej przedyskutować przydatność wskaźników naturalności do oceny biocenoz, jak i długoletniego monitoringu.

Wskaźniki cenności faunistycznej

Najnowsza propozycją są wskaźniki wykorzystywane do oceny „ważności”, cenności obszarów pod względem obecności gatunków zagrożonych wyginięciem. O cenności danego obszaru (np. obszaru chronionego) ceduje liczba występujących tam gatunków. Sama jednak liczba nie jest dobrą miarą oceny cenności bioróżnorodności. W planach ochrony duże znaczenie mają gatunki zagrożone wyginięciem. Bo przecież dla ich ochrony tworzy się parki narodowe, krajobrazowe, rezerwatu.

W niniejszym rozdziale wykorzystane zostały dane przedstawiane na konferencjach w 2004 roku (CZACHOROWSKI et al. 2004, JASKÓLSKA et al. 2004, SZCZEPAŃSKI et al. 2004).

Dla potrzeb waloryzacji obszarów cennych przyrodniczo zaproponowano nowy wskaźnik w trzech modyfikacjach, bazujący na czerwonych listach zwierząt. Wskaźnik waloryzacji RED jest sumą wskaźników zagrozenia gatunków, wyliczonych na podstawie czerwonych ksiąg danego kraju, RED_{LOC} – jest wskaźnikiem wykorzystującym regionalne czerwone listy zwierząt. Oba wskaźniki przyjmują wartość od 0 do nieskończoności.

$$RED = \sum_{i=1}^s Th_i \quad RED_{LOC} = \sum_{i=1}^s Th_i$$

gdzie:

RED – wskaźnik waloryzacji biocenoz w oparciu o czerwona listę,

RED_{LOC} – wskaźnik waloryzacji biocenoz w oparciu o lokalne czerwone listy

Th – współczynnik zagrożenia gatunku wg krajowej listy zagrożenia: DD – 1, gatunki niż-

szego ryzyka (LR, LC, NT) – 2, gatunki zagrożone: VU -3, EN – 4, CR – 5, EX? - 6.

Wcześniej nie uwzględniono kategorii EX?, wychodząc z założenia, że nie ma potrzeby liczyć gatunków wymarłych. Jednakże w niektórych przypadkach gatunki uznane za prawdopodobnie wymarłe, błędnie zostały zaliczone do tej kategorii - co wynika z niedostatecznych badań. Wprowadzając dodatkowa kategorię drobnej zmianie uległa formuła REBp oraz zakres wartości REB.

Dla celów porównawczych zaproponowano także wskaźnik cenności biocenoz REB, przyjmujący wartość teoretyczną od 0 do 6, zaś w ujęciu procentowym (REBp) wartość o 0 do 100%.

$$REB = \frac{\sum_{i=1}^s Th_i}{n} \quad REBp = \frac{\sum_{i=1}^s Th_i}{6n} 100\%$$

gdzie:

REB – wskaźnik cenności biocenoz dla ochrony bioróżnorodności

n – liczba wszystkich uwzględnionych gatunków (występujących na danym obszarze),

s - liczba gatunków z czerwonej listy,

Th – współczynnik zagrożenia gatunku w oparciu o czerwona listę.

Kolejną propozycją jest wskaźnik bazujący na listach gatunków „specjalnej troski”:

$$RES = \frac{s}{n} 100\%$$

gdzie:

RES – Wskaźnik cenności (wartości teoretyczne od 0 do 100%),

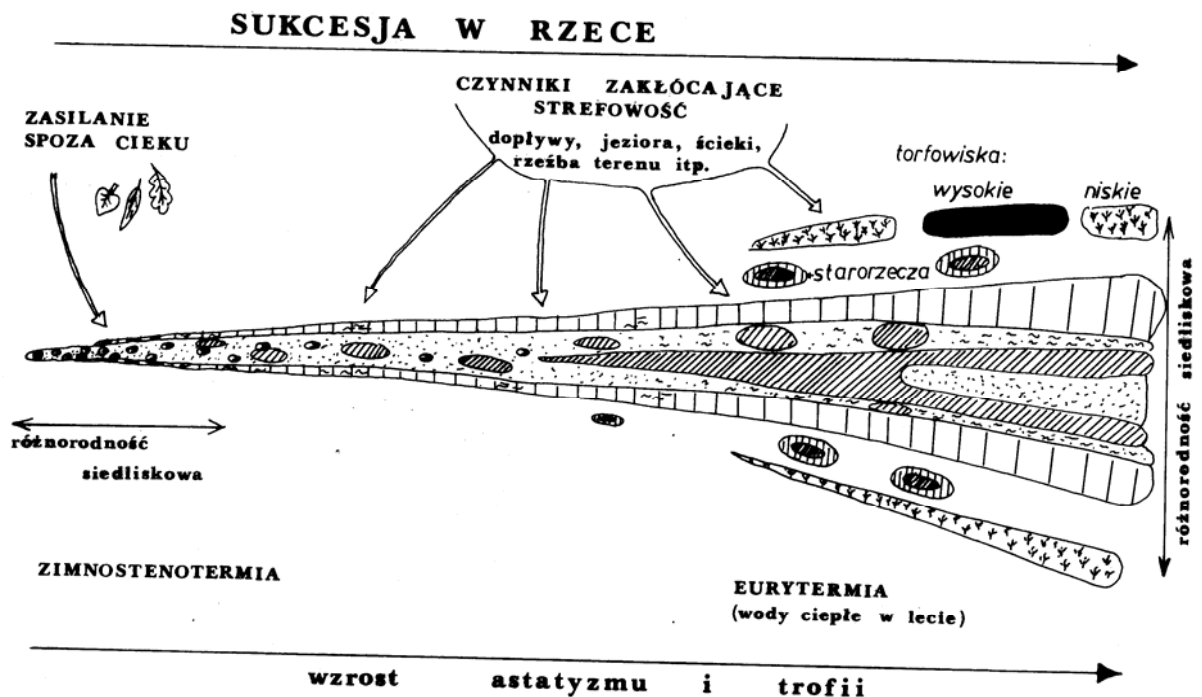
s – liczba gatunków „specjalnej troski”,

n – liczba wszystkich gatunków.

Przykładowo, dla Łomżyńskiego Parku Krajobrazowego Doliny Narwi, wskaźnik wyliczony na podstawie entomofauny uzyskał wartość: REB=0,069 i w ujęciu procentowy: REBp=1,4%. Natomiast wskaźnik RES uzyskał wartość 6%.

Graficzne i syntetyczne schematy

Uzupełnieniem opisu mogą być nie tylko tabele, wykresy i diagramy uwzględniające dane cząstkowe. W części dyskusyjnej podsumować można wnioski w postaci rysunków schematycznych, będących próbą uogólnienia. Dla mnie jako wzrokowca, tego typu schematy ułatwiają zrozumienie treści pracy. Gorąco zachęcam i do takich prób w pracy magisterskiej.



Rys. 14. Przykładowy rysunek schematyczny, podsumowujący dyskusja nad siedliskowym zróżnicowaniem rozmieszczenia chruścików w rzece nizinnej.

Piśmiennictwo

- ALLAN J. D., 1998. Ekologia wód płynących. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 450 str.
- BIESIADKA E., 1977. Hydracarina. In: Wróblewski A. (ed.) Bottom fauna of heated Konin Lakes. Mongr. Fauny Polski, 7: 281-350.
- BIESIADKA E., KOWALIK W., 1980. Water miters (Hydracarina) of the Western Bieszczady Mountains. I. Stagnant waters. Acta hydrobiol., 22: 279-298.
- BOROSZKO E., 2000. Fenologiczne zmiany fauny chruścików (Trichoptera) w zbiorniki śródmiejskim Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 57 str.
- BUCZYŃSKI P., CZACHOROWSKI S., MOROZ M., STRYJECKI R., 2003. Odonata, Coleoptera, Trichoptera and Hydrachnidia of springs in Kazimierski Landscape Park (Eastern Poland) and factors affecting the characters of these ecosystems. Supplementa ad Acta Hydrobiologica, 5: 13-29.
- CZACHOROWSKI S., 1993a . Krajobraz ekologiczny czy tylko hierarchia niejednorodności. W: J. BANASZAK (red.) "Krajobraz ekologiczny". WSP Bydgoszcz, str.: 67-80.
- CZACHOROWSKI S., 1993b . Rola siedlisk stabilnych i niestabilnych w krajobrazie ekologicznym. W: J. BANASZAK (red.) "Krajobraz ekologiczny". WSP Bydgoszcz, str.: 81-98.
- CZACHOROWSKI S., 1993c . Ekologiczne i ewolucyjne reakcje gatunków przystosowanych do siedlisk stabilnych i niestabilnych, zachodzące w układach izolowanych. Prądnik Prace Muz. Szafera, 7-8: 309-316.
- CZACHOROWSKI S., 1994. The role of disturbances and barriers in working and development of biocenosis. In: A. RICHLING, E. MALINOWSKA, J. LECHNIO (ed), Landscape research and its applications in environmental management. Warszawa, pp: 49-54
- CZACHOROWSKI S., 1997. Wpływ nieciągłości krajobrazu na liczbę i liczebność gatunków - model symulacyjny. W: T. PUSZKAR I L. PUSZKAR (red.) Współczesne kierunki ekologii - ekologia behawioralna, Wyd. UMCS, Lublin, str.: 399-412.
- CZACHOROWSKI S., 1998 a, Chruściki (Trichoptera) – część operatu ochrony fauny planu ochrony Drawieńskiego parku Narodowego. Maszynopis.
- CZACHOROWSKI S., 1998 b, Chruściki (Trichoptera) jezior Polski – charakterystyka rozmieszczenia larw. Wyd. WSP Olsztyn, 156 ss.
- CZACHOROWSKI S., 1999. Chruściki (Trichoptera) źródeł Polski – stan poznania. W: Biesiadka E., S. Czachorowski „Źródła Polski - stan badań, monitoring i ochrona”, Wyd. WSP w Olsztynie, str.: 59-72.
- CZACHOROWSKI S., 2002. Ocena błędu – wstęp do dyskusji. Trichopteron 3: 7-10.

- CZACHOROWSKI S., 2004. Wskaźniki naturalności biocenoz jako narzędzie w planowaniu ochrony przyrody oraz monitorowaniu biocenoz. *Trichopteron* 11: 8-12.
- CZACHOROWSKI S., BIESIADKA E., 2002. Monitoring of water macroinvertebrates fauna exchanges in protected areas. In: M. A. Herman (ed.) *Ecology and eco-technologies. Proceedings of the Review Conference on the scientific cooperation between Austria and Poland, February 24-28, 2002, Vienna, Section 2*, pp: 349-353.
- CZACHOROWSKI S., BUCZYŃSKI P., 1998. Preliminary evaluation of the specificity of aquatic insects of Polesie based on dragonflies (Odonata) and caddis flies (Trichoptera). *Tezisy dokl. „Sovremennyye problemy izuczenija, ispolzovanija i ohrany prurodnyh kompleksov Polesja”*, Minsk, str. 204
- CZACHOROWSKI S., BUCZYŃSKI P., 1999 a. Wskaźnik naturalności biocenoz – potencjalne narzędzie w monitorowaniu stanu ekologicznego torfowisk Polski, na przykładzie Odonata i Trichoptera. W: S. Radwan, R. Kornijów (red.) *Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. AR w Lublinie, Okuninka*, str.:16-17.
- CZACHOROWSKI S., BUCZYŃSKI P., 1999 b. Wskaźnik naturalności biocenoz - potencjalne narzędzie w monitorowaniu stanu ekologicznego torfowisk Polski, na przykładzie Odonata i Trichoptera. W: S. Radwan, R. Kornijów (red.) *Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, Lublin*, s. 153-158.
- CZACHOROWSKI S., BUCZYŃSKI P., 1999 c. Uwagi o chruścikach (Insecta: Trichoptera) Polskiego Parku Narodowego i jego okolic. *Parki Nar. i Rez. Przyr.*,18: 103-110
- CZACHOROWSKI S., BUCZYŃSKI P., STRYJECKI R., 2000. Chruściki (Trichoptera) Parku Krajobrazowego Lasy Janowskie. *Parki Nar. Rez. Przyr.*, 19: 65-84.
- CZACHOROWSKI S., KORNIJÓW R., 1993. Analysis of the distribution of caddis larvae (*Trichoptera*) in the elodeid zone of two lakes of East Poland, based on the concept of habitatual islands. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 40: 165-180.
- CZACHOROWSKI S., LEWANDOWSKI K., WASILEWSKA A., 1993. The importance of aquatic insects for landscape integration in the catchment area of the River Gizela (Masurian Lake District, North-eastern Poland). *Acta Hydrobiol.*, 35: 49-64.
- CZACHOROWSKI S., MAJEWSKI T., 2003. Stan poznania chruścików (*Trichoptera*) obszarów chronionych Polski. *Rocz. nauk. Pol. Tow. Ochr. Przyr. „Salamandra”*, 7:167-181.
- CZACHOROWSKI S., PAKULNICKA J., SZCZEPAŃSKI W., 2004. Waloryzacja obszarów przyrodniczo cennych – w poszukiwaniu nowego wskaźnika. *Trichopteron* 11: 11,

- CZACHOROWSKI S., PIETRZAK L., 2004. Is sustainable coexistence between aquatic insects and people possible in urban areas? In: Filho W. L., Ubelis A. (eds) Integrative approaches towards sustainability in the Baltic Sea Region. Environ. Edu, Comm. and Sustainability, 15. pp: 511-518.
- CZACHOROWSKI S., SZCZEPAŃSKA W., 1991. Small temporary pools in the vicinity Mikołajki and their caddis fly (*Trichoptera*) fauna. Pol. Arch. Hydrobiol., 38: 85 - 104.
- DOLNÝ A., 2003. Využití vážek k hodnocení přirozenosti rašeliništních biotopů. Acta Fac. Rer. Natu., Univ. Ostraviensis, 10: 49-56.
- EJSMONT-KARABIN J., 1995. Rotifer occurrence In relation to age, depth and trophic state of quarry lasek. Hydrobiologia 131/314: 21-28.
- EJSMONT-KARABIN J., 1999. Zespoły Rotifera strefy przybrzeżnej małych humusowych jezior Wigierskiego Parku Narodowego z zaznaczeniem gatunków nowych i rzadkich w faunie Polski. W: B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak „Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych. Wyd. IRŚ, str.: 389-403.
- FISCHER J., 1996: Bewertungsverfahren zur Quellfauna. Crunoecia 5: 227-240.
- FLECK L., 1986. Powstanie i rozwój faktu naukowego – wprowadzenie do nauki o stylu myślowym i kolektywie myślowym. Wyd. Lubelskie, Lublin, 222 str.
- HANSKI I., 1982. Dynamics of regional distribution” the core and satellite species hypothesis. Oikos, 38: 210-221.
- HANSKI I., KOUKI J., HALKKA A., 1993. Three explanations of the positive relationship between distribution and abundance of species. In: R. E. RICKLEFS, D. SCHLUTE (ed.) Species diversity in ecological communities. The University of Chicago Press, Chicago.
- HOFFSTEN P.-O., 2003. Rarity in boreal streams insects: patterns, causes and consequences. Umea Univ., Umea, 136 pp.
- JASKÓLSKA J., PAKULNICKA J., CZACHOROWSKI S., 2004. Wskaźniki waloryzacji entomofauny w ekosystemach wodnych. W: Kryteria ochrony ekosystemów, Toruń, str. 20.
- KASPRZAK K., NIEDBAŁA W., 1981. Wskaźniki biocenotyczne stosowane przy porządkowaniu i analizie danych w badaniach ilościowych. W: Górny M., Grum L. (red.) Metody stosowane w zoologii gleby. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, str.: 397-416.
- KOPERSKI P., 2002. Eksploracja wielowymiarowych przestrzeni, czyli o wykorzystaniu metod analizy wielowymiarowej w badaniach hydrobiologicznych. DNO Biul. Sek. Hydrobiol PTH, 10: 5-8

- KOŚCIUKIEWICZ A., 2000. Strefowość rozmieszczenia larw chruścików (Trichoptera) w rzece Wąszy. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 45 str.
- KULASA A., 2004. Chruściki (Trichoptera) Jeziora Pluszne. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM w Olsztynie, Wydz. Biologii, 63 str.
- LAMPERT W., SOMMER U. 2001: Ekologia wód śródlądowych, Wyd. II zmienione. PWN, Warszawa, 415 S.
- LIPNICKA D., 1999. Chruściki (Trichoptera) górnego odcinka rzeki Pisy i jej dopływów. Pr. magisterska w maszynopisie, WSP, Wydz. Mat.-Przyr., 34 str.
- LUGOWSKA W., 2000. Chruściki (Trichoptera) drobnych cieków w zlewni rzeki Wąszy. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 39 str.
- MAŁEK J., 2001. Chruściki (Trichoptera) okolic Wzniesień Górowskich. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 44 str.
- MASZCZAK A., 1999. Chruściki (Trichoptera) drobnych zbiorników okolic Olsztyna. Pr. magisterska w maszynopisie, WSP w Olsztynie, Wydz. Mat.-Przyr., 58 str.
- MOŃKO M., 2001. Chruściki (Trichoptera) wód stojących Wzgórz Dylewskich. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 45 str.
- ODUM E. P., 1982. Podstawy Ekologii, wyd. III. PWRiL, Warszawa, 661 str.
- PIELOU E. C. 1966. *The measurement of diversity in different types of biological collections*. Journal of Theoretical Biology. 13: 131 – 144.
- PIETRZAK L., 2001. Próba oceny naturalności fauny zbiorników wodnych miasta Złocieńca przy użyciu współczynnika naturalności, w oparciu o chruściki (Trichoptera). W: Indykiewicz P., Barczak T., Kaczorowski G. (red.) Bioróżnorodność i ekologia populacji zwierzęcych w środowisku zurbanizowanym. Wyd. NICE, Bydgoszcz, str.: 105-109.
- PIETRZAK L., 2004. Wpływ krajobrazu zurbanizowanego na kształtowanie się zgrupowań larw chruścików (*Trichoptera*) na przykładzie Olsztyna i Złocieńca. Pr. dok. w maszynopisie, UWM w Olsztynie, Wydział Biologii, 193 str.
- PUCHALSKI W., 1987. Ugrupowania fitoplanktonu poeksploatacyjnych zbiorników wodnych. Pr. Dok. w maszynopisie, Instytut Ekol. PAN, Dziekanów Leśny, 205 str.
- RABINOWITZ D., 1981. Seven form of rarity. In: H. SYNGE (ed.) *The biological aspects of rare plant censervation*. Wiley, New York, 205-217 pp.
- ROMANOWSKA B., 2002. Siedliskowe zróżnicowanie zgrupowań chruścików (Trichoptera) w heterogennym krajobrazie polodowcowym. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii, 85 str.

- SIMPSON E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163: 688.
- SKUZA K., 2000. Siedliskowe rozmieszczenie larw chruścików (*Trichoptera*) w zbiorniku śródmiejskim. Pr. Magisterska w maszynopisie, UWM, Wydz. Biologii. 54 str.
- SOCHACKA I., 1999. Chruściki (*Trichoptera*) rzeki Łyny na terenie Olsztyna. Pr. magisterska w maszynopisie, WSP, Wydz. Biologii, 67 str.
- STĘPNIĘWSKI J., 2003. Wpływ antropogenicznych przekształceń środowiska na faunę chruścików (*Trichoptera*) rzeki Łyny na terenie Olsztyna. Pr. magisterska w maszynopisie, UWM, wydz. Biologii, 69 str.
- SZCZEPAŃSKI W., CZACHOROWSKI S., PAKULNICKA J., 2004. Metody waloryzacji obszarów chronionych z wykorzystaniem chruścików i chrząszczy wodnych. W: Buczyński P., Serafin E., Ptaszyńska A. (red.) 2004. Badania ważek, chrząszczy i chruścików na obszarach chronionych. Wyd. Mantis, Olsztyn, str. 20-21.
- SZUJECKI A., 1980. Ekologia owadów leśnych. PWN, Warszawa, 603 str.
- TROJAN P., 1980. Ekologia ogólna, wyd. IV. PWN, Warszawa, 419 str.
- XU K-X., 1989. On the quantitative representation of resemblance in biology – association coefficients. *Cathaya*, 1: 93-108.

Suplementy:

1. aktualna check-lista chrzączków Polski, wyjaśnienie nazwy gatunkowej, z nawiasem czy bez itd. (to będzie)
2. Podział na funkcjonalne grupy troficzne (to będzie)
3. tabela Wze z Trichoptera (jest)
4. Obsługa programu biodiversity (będzie)
5. ewentualnie opis programu Ekonom Majewskiego (????)
6. strefy wraz z ich poprawnymi nazwami.

Uzupełnienia:

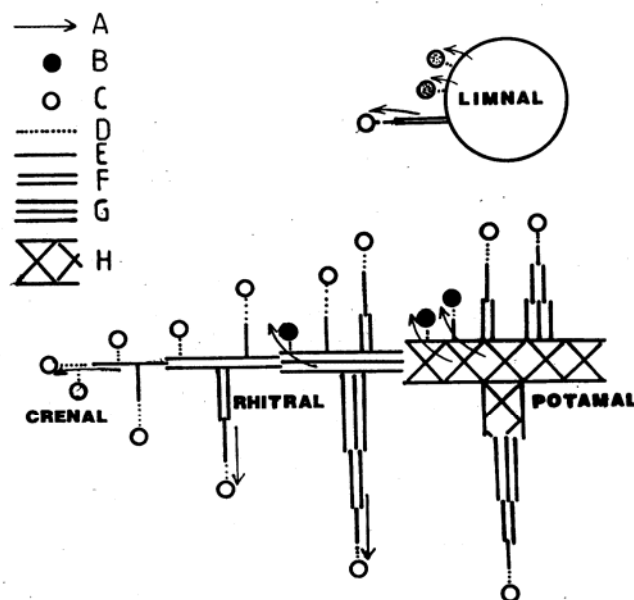
Strefowość w ciekach: krenal (eukrenal, hypokrenal), rhytral (epirhytral, meta- i hyporhytral), potamal (epi-, meta- i hypopotamal), limnal, strefa przy lodowcach, okresowa w wysokich górach (zbiorowiska: krenon, potamon, limnon – ale tu brak tradycji, gdyż używane raczej w węższym znaczeniu.

Wspomnieć o propozycjach Botosaneanu: sylvanorhytral...

W pionie: wodę płynącą, dno (bental) oraz wodę w szczelinach między piaskiem (pod dnem – hyporeal), stąd wody hyporeiczna, także interstycjal

Wstawić rysunek ze strefami (podać źródło)

W ciekach też są strefy poprzeczne (akal – rzadko wykorzystywane, psammal,)



Błędnie nazywany „kreon” czy „krenon” dla odcinka, strefy czyli siedliska.

W jeziorach, bental, pelegial, litoral, psammal: a zgrupowania, biocenozy: bentos (wyjątek, bo logicznie powinno być benton), nekton, plankton, pleuston,

Współczynniki znaczenia ekologicznego (Wze)

W tabeli znajdują się współczynniki znaczenia ekologicznego (Wze), zestawione zostały na podstawie publikowanych prac [1, 2], prac magisterskich oraz badań terenowych prof. Czachorowskiego (PIERZACK 2004 a, Trichopteron 11)

L.p.	Gatunek	Wze							
		strumieni	rzek	jeźior	drobnych zb. okresowych	dystrofi	źródlel	Torfowiska wysokie i przejściowe	Torfowiska niskie
1.	<i>Acrophylax vernalis</i> Dziędz.						2		
2.	<i>Acrophylax zerberus</i> Brau.						2		
3.	<i>Adicella filiformis</i> (Pict.)						16		
4.	<i>Agapetus fuscipes</i> Curt.						4		
5.	<i>Agraylea multipunctata</i> Curt.	1	4	16	1	1	1		
6.	<i>Agraylea sexmaculata</i> Curt.	1	4	16	1	1			
7.	<i>Agrypnia obsoleta</i> (Hag.)	1	2	8	1	4		8	
8.	<i>Agrypnia pagetana</i> Curt.	1	2	8	1	4		4	
9.	<i>Agrypnia picta</i> Kol.	1	2	16	1	4			
10.	<i>Agrypnia varia</i> (Fabr.)	1	1	16	1	16		2	
11.	<i>Allogamus starmachi</i> Szczęs.						2		
12.	<i>Allogamus uncatus</i> (Brau.)						2		
13.	<i>Anabolia brevipennis</i> (Curt.)	1	1	1	16	8		2	16
14.	<i>Anabolia furcata</i> Brau.						1		
15.	<i>Anabolia laevis</i> ? (Zett.)	4	8	8	1	2	1		
16.	<i>Anabolia nervosa</i> (Curt.)	4	8	8	1	2			
17.	<i>Apatania carpathica</i> Schm.						16		
18.	<i>Apatania fimbriata</i> (Pict.)						16		
19.	<i>Apatania muliebris</i> McL.						16		
20.	<i>Athripsodes aterrimus</i> (Steph.)	1	1	16	1	1	1		
21.	<i>Athripsodes cinereus</i> (Curt.)	1	2	16	1	1			
22.	<i>Beraea maurus</i> (Curt.)						16		
23.	<i>Beraea pullata</i> (Curt.)						16		
24.	<i>Beraeodes minutus</i> (L.)						4-8		
25.	<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curt.	2	16	1	1	1			
26.	<i>Ceraclea dissimilis</i> (Steph.)	1	16	1	1	1			
27.	<i>Ceraclea nigronevosa</i> (Retz.)	1	16	1	1	1			
28.	<i>Ceraclea senilis</i> (Burm.)						1		
29.	<i>Chaopterygopiss maclachlani</i> ? Stein						2		
30.	<i>Chaopteryx fusca</i> Brau.						2		
31.	<i>Chaopteryx subradiata</i> Klap.						2		
32.	<i>Chaopteryx villosa</i> (Fabr.)	16	2	1	1	4	2		
33.	<i>Crunoecia irrorata</i> (Curt.)						16		
34.	<i>Cyrnus crenaticornis</i> (Kol.)	1	1	16	1	1			
35.	<i>Cyrnus flavidus</i> McL.	1	2	16	1	2			

36.	<i>Cyrnus insolutus</i> McL.	1	1	16	1	16		8	
37.	<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curt.)	1	16	1	1	1			
38.	<i>Drusus annulatus</i> (Steph.)							8	
39.	<i>Drusus biguttatus</i> (Pict.)							2	
40.	<i>Drusus brunneus</i> Klap.							2	
41.	<i>Drusus carpathicus</i> Dziędz.							2	
42.	<i>Drusus discolor</i> (Ramb.)							4	
43.	<i>Drusus monticola</i> McL.							2	
44.	<i>Drusus trifidus</i> McL.							8	
45.	<i>Drusus</i> sp.							2	
46.	<i>Ecclisopteryx guttulata</i> (Pict.)							2	
47.	<i>Ecclisopteryx madida</i> (McL.)							2	
48.	<i>Ecnomus tenellus</i> (Ramb.)	1	8	8	1	4			8
49.	<i>Ernodes articularis</i> (Pict.)							16	
50.	<i>Ernodes vicinus</i> (McL.)							16	
51.	<i>Glyphotaelius pellucidus</i> (Retz.)	2	1	8	16	2	2		8
52.	<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retz.)	2	2	8	1	1	2		
53.	<i>Grammotaulius nitidus</i> (Muel.)	1	1	1	16	1			16
54.	<i>Hagenella clathrata</i> (Kol.)								16
55.	<i>Halesus digitatus</i> (Schr.)	2	16	4	1	4	1		
56.	<i>Halesus radiatus</i> (Curt.)	1	16	1	1	1			
57.	<i>Halesus rubricollis</i> (Pict.)							1	
58.	<i>Halesus</i> sp.	2	16	2	1	4			
59.	<i>Halesus tessellatus</i> (Ramb.)	2	16	2	1	4			
60.	<i>Holocentropus dubius</i> (Ramb.)	1	4	16	1	8			8
61.	<i>Holocentropus picicornis</i> (Steph.)	1	2	16	1	8	1	4	
62.	<i>Holocentropus stagnalis</i> (Alb.)	1	1	2	16	2		2	16
63.	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curt.)	4	16	1	1	1	1		
64.	<i>Hydropsyche contubernalis</i> McL.	1	16	1	1	1			
65.	<i>Hydropsyche fulvipes</i> (Curt.)							2	
66.	<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curt.)							1	
67.	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curt.)	4	16	1	1	1	1		
68.	<i>Hydropsyche saxonica</i> McL.							2	
69.	<i>Hydropsyche siltalai</i> Doeh.	1	16	1	1	1			
70.	<i>Hydroptila</i> sp.	1	8	8	1	1	1		
71.	<i>Hydroptila sparsa</i> Curt.	1	16	1	1	1			
72.	<i>Hydroptila tineoides</i> Dal.							2	
73.	<i>Ironoquia dubia</i> (Steph.)	16	1	1	1	1	1		
74.	<i>Ithytrichia lammularis</i> Eaton							2	
75.	<i>Leptocerus interruptus</i> (Fabr.)	2	16	1	1	1			
76.	<i>Leptocerus tineiformis</i> Curt.	1	1	16	1	1			
77.	<i>Limnephilus auricula</i> Curt.	1	1	1	16	1	2		16
78.	<i>Limnephilus binotatus</i> Curt.	1	1	4	1	4	2	2	2
79.	<i>Limnephilus bipunctatus</i> Curt.	16	2	1	1	1	1		
80.	<i>Limnephilus borealis</i> (Zett.)	1	2	8	4	1	2		
81.	<i>Limnephilus centralis</i> Curt.	8	2	4	2	1	4		
82.	<i>Limnephilus coenosus</i> Curt.	4	1	1	4	8	2-4	4	8
83.	<i>Limnephilus dispar</i> McL.							16	
84.	<i>Limnephilus decipiens</i> (Kol.)	1	2	16	1	2	1		
85.	<i>Limnephilus elegans</i> Curt.	2	1	1	1	1	2	16	
86.	<i>Limnephilus externus</i> Hag.							16	

87.	<i>Limnephilus extricatus</i> McL.	16	4	1	1	1	2		
88.	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabr.)	4	2	8	8	4	1		4
89.	<i>Limnephilus fuscicornis</i> Ramb.	1	8	8	1	1			
90.	<i>Limnephilus fuscinervis</i> (Zett.)	1	1	1	16	1			
91.	<i>Limnephilus germanus</i> (McL.)							8	
92.	<i>Limnephilus griseus</i> (L.)	1	1	1	16	1	2		16
93.	<i>Limnephilus ignavus</i> McL.	4	4	4	1	8			
94.	<i>Limnephilus incisus</i> Curt.	1	4	8	4	1			
95.	<i>Limnephilus incisus/affinis</i>	1	4	8	4	1			
96.	<i>Limnephilus lunatus</i> Curt.	16	8	4	1	1	2		
97.	<i>Limnephilus luridus</i> Curt.	1	4	8	4	1			
98.	<i>Limnephilus marmoratus</i> Curt.	1	1	8	2	16		4	2
99.	<i>Limnephilus nigriceps</i> (Zett.)	2	4	16	4	8	2		
100.	<i>Limnephilus politus</i> McL.	1	1	16	1	1		4	
101.	<i>Limnephilus rhombicus</i> (L.)	16	8	8	1	2	2		
102.	<i>Limnephilus sparsus</i> Curt.	1	1	1	16	8			16
103.	<i>Limnephilus stigma</i> Curt.	2	1	1	16	2	1		16
104.	<i>Limnephilus subcentralis</i> Brau.	1	1	1	16	1			
105.	<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabr.)	1	1	1	16	1	1		16
106.	<i>Lithax niger</i> Hag.						4		
107.	<i>Lype phaeopa</i> (Steph.)	2	8	8	1	1	1		
108.	<i>Lype reducta</i> (Hag.)	2	8	4	1	1			
109.	<i>Melamophylax nepos</i> (McL.)						4		
110.	<i>Micropterna lateralis</i> (Steph.)	16	1	1	1	1			
111.	<i>Micropterna sequax</i> McL.						4		
112.	<i>Micropterna</i> sp.	16	1	1	1	1			
113.	<i>Molanna angustata</i> Curt.	1	4	16	1	1			
114.	<i>Mystacides azurea</i> (L.)	2	8	8	1	4			
115.	<i>Mystacides longicornis</i> (L.)	1	4	16	1	2			
116.	<i>Nemotaulius punctatolineatus</i> (Retz.)	1	1	16	1	1	1	2	8
117.	<i>Neureclipsis bimaculata</i> (L.)	2	16	1	1	1			
118.	<i>Notidobia ciliaris</i> (L.)	2	16	1	1	1			
119.	<i>Odontocerum albicorne</i> (Scop.)						2		
120.	<i>Oecetis furva</i> (Ramb.)	1	2	16	1	4		2	
121.	<i>Oecetis lacustris</i> (Pict.)	1	2	16	1	1			
122.	<i>Oecetis testacea</i> (Curt.)	1	2	16	1	1			
123.	<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabr.)	1	1	4	1	1			
124.	<i>Oligostomis reticulata</i> (L.)	16	1	1	1	16	2	8	
125.	<i>Oligotricha striata</i> (L.)	4	2	8	1	16		4	2
126.	<i>Orthotrichia</i> sp.	1	8	16	1	1	1		
127.	<i>Oxyethira</i> sp.	1	4	16	1				
128.	<i>Oxyethira tristella</i> Klap.							16	
129.	<i>Parachiona picicornis</i> (Pict.)						16		
130.	<i>Philopotamus ludificatus</i> McL.						4		
131.	<i>Philopotamus montanus</i> (Don.)						2		
132.	<i>Phryganea bipunctata</i> Retz.	1	8	16	1	4	1		
133.	<i>Phryganea grandis</i> L.	1	8	16	1	4	1		
134.	<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curt.)	16	1	1	1	8	4		
135.	<i>Plectrocnemia brevis</i> McL.						8		
136.	<i>Plectrocnemia geniculata</i> ? McL.						8		
137.	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pict.)	1	16	2	1	1			

138.	<i>Polycentropus irroratus</i> (Curt.)	8	16	1	1	1	
139.	<i>Potamophylax carpathicus</i> (Dziędz.)						2
140.	<i>Potamophylax cingulatus</i> (Steph.)						4
141.	<i>Potamophylax latipennis</i> (Curt.)						1
142.	<i>Potamophylax luctuosus</i> (Pill.)						2
143.	<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pict.)	4	1	1	1	1	16
144.	<i>Psilopteryx psorosa</i> (Kol.)						2
145.	<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabr.)	1	8	8	1	1	
146.	<i>Rhadicleptus alpestris</i> (Kol.)						2
147.	<i>Rhyacophila fasciata</i> Hag.						4
148.	<i>Rhyacophila glaerosa</i> McL.						2
149.	<i>Rhyacophila nubila</i> (Zett.)	1	16	1	1	1	1
150.	<i>Rhyacophila philopotamoides</i> Schmid						4
151.	<i>Rhyacophila tristis</i> Pict.						2
152.	<i>Sericostoma personatum</i> (Spen.)						8
153.	<i>Sericostoma</i> sp.						8
154.	<i>Silo nigricornis</i> (Pict.)						4
155.	<i>Silo pallipes</i> (Brau.)						2
156.	<i>Synagapetus armatus</i> (McL.)						4
157.	<i>Tinodes rostocki</i> McL.						2
158.	<i>Tinodes waeneri</i> (L.)	1	4	16	1	1	
159.	<i>Triaenodes bicolor</i> (Curt.)	1	2	16	1	4	
160.	<i>Tricholeiochiton fagesii</i> (Guin.)	1	1	4	1	2	
161.	<i>Trichostegia minor</i> (Curt.)	4	1	1	16	8	8
162.	<i>Wormaldia copiosa</i> (McL.)						8
163.	<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pict.)						8
164.	<i>Ylodes reuteri</i> (McL.)	1	16	2	1	1	
165.	<i>Ylodes simulans</i> (Tieder)	1	16	1	1	1	

1. Czachorowski S. 1999. Chruściki (*Trichoptera*) źródeł Polski – stan poznania. W: Biesiadka E., S. Czachorowski „Źródła Polski - stan badań, monitoring i ochrona”, Wyd. WSP w Olsztynie, str.: 59-72.
2. Czachorowski S., Buczyński P. 1999. Wskaźnik naturalności biocenoz – potencjalne narzędzie w monitorowaniu stanu ekologicznego torfowisk Polski, na przykładzie *Odonata* i *Trichoptera*. [w:] Radwan S., Kornijów R. (red.). Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i troficznych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS Lublin, ss. 153-158.