

公開
 不公開

執行機關識別碼：020201e202

行政院農業委員會林務局九十三年度科技研究計畫 研究報告

資訊庫編號：933821

計畫名稱： 蘭嶼不同水域棲地之蜘蛛多樣性
計畫編號： 93 農科-2.2.1-務-e2(2)
執行期限： 93 年 9 月 1 日至 93 年 12 月 31 日
計畫主持人： 卓逸民
研究人員： 曾 伶、鄭任鈞、莊智元
執行機關： 私立東海大學

目錄

中文摘要.....	II -1
英文摘要.....	II -2
前言.....	II -3
前人研究.....	II -4
研究方法.....	II -4
結果.....	II -6
討論.....	II -7
參考文獻.....	II -8
附表.....	II -10
附圖.....	II -13
附錄.....	II -17

摘要

關鍵詞：蘭嶼、蜘蛛多樣性、溪流、水芋田

蜘蛛是許多陸生無脊椎動物的主要捕食者。當陸域生態系的棲地受到改變時，會直接影響到蜘蛛的密度及組成。除此之外，藉由比較一些優勢的種類在不同棲地間的數量差異也可了解其對棲地的偏好。過去的蜘蛛多樣性研究較少著重於熱帶之水域環境而人為干擾對於水域棲地生物多樣性之影響更是極少研究本研究調查人為干擾對蘭嶼水域環境中之蜘蛛多樣性之影響。蘭嶼，為熱帶性的島嶼位於台灣的東南方，島上居住的原住民如同南島語族以水芋為其傳統的食物。水芋田的開墾造成了一個人為的水域環境；此環境與自然溪流的生物多樣性有何差異在目前並不明瞭。除此之外，在下游所構築之人工河道對於溪流上之蜘蛛多樣性會造成何種影響，亦無任何資料。本研究以掉落式陷阱、目視手採、掃網、冠層撈網及打擊法來收集蜘蛛比較蘭嶼西面椰油溪及紅頭溪水芋田與溪流之蜘蛛多樣性。在 2002 年 10 月的田野調查共得到 141 隻成體及 220 隻幼體。利用這些資料所進行之分析初步資料顯示在功能群的組成上自然溪流環境與水芋田相似。人工堤岸會造成蜘蛛多樣性及蜘蛛豐富度的減少，但植被復生的人工堤岸卻具較高的蜘蛛多樣性及蜘蛛豐富度。不同溪流之採樣點間具類似之功能群組成，但其種類組成卻有所不同。這些初步結果顯示雅美人所造成之人工水域棲地不會減少蜘蛛之多樣性；而由於溪流個具不同之種類組成，因此在進行河道整治時需考慮各溪流在多樣性上的獨特性。

Abstract

Keyword: Orchid Island, spider diversity, aquatic habitats, taro plantation

Spiders are ubiquitous predators in terrestrial ecosystems. Spider abundance and diversity are significantly correlated with many environmental parameters. Moreover, by comparing the abundance of dominant species between different localities, the habitat preference of spiders can be inferred. In the past, studies on aquatic habitats in tropical areas are few and the studies of the effects of human disturbances are even fewer. In this study, we investigate the spider diversity in aquatic habitats on Orchid Island, Taiwan to realize the effects of human disturbances on diversity of aquatic habitats. Orchid Island is a tropical island off the southeast coast of Taiwan and the aboriginals, Yami people, are of Austronesian origin. Similar to other Austronesian aboriginals, Yami people use taro as one of the major crops. The effect of taro plantation on biodiversity is unclear and the spider diversity may be different from that of streams. Another human disturbance is construction of dikes in streams, which may exhibit significant effect on biodiversity. The study sites included the Ye-yu and Hung-tou streams both located on west Orchid Island and each exhibited both natural and artificial aquatic habitats. Specimens were collected using pitfall traps, visual search, sweeping net, canopy sweeping net and beating. Results of diversity analyses on those specimens collected showed that taro plantation do not seem to reduce spider diversity and abundance. Construction of dike greatly reduces spider diversity and abundance, but introducing vegetation may limitedly recover the fauna. Sampling plots in two streams have similar guild composition but different species composition. This result suggests that each stream exhibits a unique any of species and should be considered in the management waterways.

前言

生物多樣性在二十一世紀是一個重要的議題，而最基本而迫切的工作是對於自然環境中的生物種類、數量、分布現況及趨勢等有較為完整的了解 (Glowka et al., 1994)。蘭嶼，位於台灣的東南方，為熱帶性的島嶼，其森林的型態屬於熱帶季風雨林。而居住在蘭嶼之雅美(達悟)族人是由菲律賓的巴丹群島在大約七百年前所移民到此地(de Beauclair, 1959)。最近十年來，蘭嶼不管是在生態環境上或是居民之價值觀上皆開始有顯著之變化。在以往，島上之原住民傳統之漁、獵、農、林生活模式一直與大自然保持著平衡的互動；再加上日據時代，在政策上刻意之維護，使得此地區之人文及生物資源特性大致得以完整保存。但近年來受種種複雜因素影響，蘭嶼受到了外來文化極大之衝擊。為了配合商業活動之需要所造成對森林之破壞，以及對特殊物種之大量掠集，再加上農藥及外來物種之引進，使得此地區之整個生態體系受到了極大的壓力。此種大規模之棲地破壞及資源掠奪將使許多物種之存活受到威脅；進而對食物鏈造成干擾，導致蘭嶼獨特之生物多樣性加速的流失。因此，我們一方面應致力於減緩環境之持續破壞；一方面需加速腳步在島上獨特之物種消失之前有系統地研究島上之生物多樣性，並建立資料庫；以免島上之生物資源及多樣性在未被發現前便已流失。而這種損失，是無法利用任何事後之復育及重建所能彌補的。

雅美人對蘭嶼的自然資源有傳統的經營方式，對當地的森林資源也會定期取用；此種文化對當地的森林結構、物種組成，森林演替以及生物多樣性，都有相當的影響(Chen & Tso 2004)。雅美人對棲地之利用除了森林外，便是水芋田。水芋田為雅美人的重要栽種文化，為其傳統的食物之一。水芋田的開墾造成了一個人為的水域環境，而對原有的森林或草原類型棲地之生物多樣性會造成某種程度之影響。水芋是南島語系民族的主要作物，而此種作物廣泛的散佈在太平洋間的波里尼西亞及麥克尼西亞群島之島嶼間(鄭與呂，2000)。目前我們並不清楚雅美人之水芋田經營模式對於生物多樣性會造成何種影響，因此我們希望以蜘蛛為指標物種；藉調查蘭嶼水芋田的蜘蛛多樣性來衡量水芋田的經營對於生物多樣性的影響。蘭嶼的水域環境除了水芋田外，便是島上的溪流。相較於蘭嶼島上的森林生態系，此地區之溪流生態系之生物多樣性相關資料較為缺乏，而且蘭嶼地區之溪流生態體系正面臨極大的人為改變。例如，現代化的水利建設如堤岸及攔砂壩已在漁人溪及椰油溪的下游建立許久，根據民國73年的報告記載，攔砂壩均淤滿砂石喪失其原有功能(王，1984)，而下游的部份更是以水泥所覆蓋，而這樣的人工化結構使得河岸缺乏原先所具有之植被。此種溪流棲地經營模式對於生物多樣性會造成何種影響，也是本研究所要探討的主題。本研究希望藉由比較水芋田與蘭嶼原有的水域環境-溪流之蜘蛛多樣性，來了解雅美人傳統的農地經營模式對於蜘蛛多樣性

會造成何種影響。除此之外，在蘭嶼許多溪流下游有攔砂壩、堤防等河道整治工程；本研究並將探討下游之人工河道堤防區內對於溪流蜘蛛多樣性會造成何種影響。

前人研究

蜘蛛是許多陸生無脊椎動物的主要捕食者，特別是在控制昆蟲的數目及其他節肢動物扮演著重要的角色(Nyffeler 2000)。在目前被廣泛的使用作為陸域棲地多樣性的指標分類群，將蜘蛛視為一指標作為監控環境的變動。而溫帶的西歐地區及美國更是使用蜘蛛來控制害蟲的數目(Patricka and Alaina 1997; Bogya et al. 2000)，此外蜘蛛的數量及多樣性與環境的密度呈現相關 (Samu et al. 1999)。基於以上的兩個理由，我們將蜘蛛視為良好的指標生物。棲地空間的異質性會藉由影響可供蜘蛛結網捕食躲避天敵等活動之為棲地之質與量而顯著影響其群落結構及組成(Greenstone, 1984)。底棲性蜘蛛的群聚結構能夠反映出不同棲地的變化(Moring & Stewart, 1994)；除此之外，藉由比較一些優勢的種類在不同棲地間的數量差異也可了解其對棲地的偏好。過去的蜘蛛多樣性研究多半著重於溫帶的國家的農業生態系；對於水域環境之蜘蛛多樣性所知不多。我們先前在蘭嶼森林生態系之研究顯示雅美人之棲地經營模式似乎可增加棲地中之整體多樣性(Chen & Tso 2004)。我們選定蘭嶼森林生態系之原始林、私有林地、薪材樣區以及草原等四種不同棲地類型作為比較，其中薪材樣區以及草原之人為干擾程度最高；私有林地次之；而原始林所受干擾則相對低上許多。四種棲地類型之物種組成有極大差異；森林類型棲地之優勢功能群為立體網及圓網形蜘蛛；草原類型棲地之優勢功能群則為地面結網性及徘徊性蜘蛛。四種棲地類型各自具有其獨特之種類及功能群組成；不同棲地間之蜘蛛群落結構無顯著之差異；但原始林樣區因有高比例之圓網蜘蛛優勢種因而有顯著為低之平均度指數。因此，雅美人之各種森林利用模式似乎可增加棲地之異質度而維持較高之蜘蛛多樣性。

研究方法

一、樣區設定與蜘蛛之採集：

我們將溪流由上游至下游依棲地環境分為森林、草原、半水泥河道、及出海口等四段，在各河段隨機選取四個樣區，進行溪流內蜘蛛之採樣。並于各河段外側選取適當之水芋田進行蜘蛛資源調查。每個樣區採用固定25平方公尺的底面積，並且在每個樣區中放置掉落式陷阱2個，用以收集樣區內之底棲性蜘蛛，放置兩天後再收回，以紗布過濾其中所捕捉到之生物，

帶回實驗室進行保存、鑑定分類及統計分析的工作。掉落式陷阱為調查底棲性動物最普遍的採用方法，除了可減低人為捕捉所造成在取樣上的誤差，亦可維持底棲性動物棲地完整性，將其棲地的破壞程度減到最低 (Topping & Luff 1995)。再將蜘蛛挑出，保存在70%的酒精中。此外，每一個樣區進行5分鐘的目視手採，並且進行掃網，以獲得更完整的蜘蛛群落。在水芋田中，為了避免掃網破壞水芋，因此採用改良式的打擊法，一個人搖晃芋頭葉，並且使用30公分大的網子承接，另一個人同時噴灑酒精，以避免蜘蛛逃脫。所採得之成熟個體根據其體色、眼數、眼列彎曲、口器、爪等外部特徵，進行科及屬之分類。種之鑑定則是依據生殖器形態的不同；雄性個體以其位於頭部前方之觸肢器，雌性個體則是根據位於腹部的外殖器作為辨識依據；未成熟之個體則僅鑑定至科。本研究之模式本保存於國立自然科學博物館。並且根據其生活習性的不同，將蜘蛛區分為不同的功能群。所採集到的蜘蛛利用多元尺度法 (multidimensional scaling) 來進行不同地區間蜘蛛族群的比較，並且利用相似度分析 (analysis of similarities) 來進行統計。

二、資料分析：

1. 多樣性指數分析

為了描述蜘蛛在不同棲地的組成結構，本研究利用 Primer 軟體 (Clarke & Warwick 2001)，計算不同類型棲地各採樣點的下列多樣性指數：Species richness、Shannon-Wiener Index (log base)、Simpson index (1-Lambda') 及 Evenness，並利用 SYSTAT 9.0 軟體 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, U.S.A.) one-way ANOVA 及 LSD mean comparison 進行不同類型棲地間之比較。

2. 功能群組成分析

蜘蛛的功能群在不同棲地以及棲地不同層次間會因環境的改變而有所差異，因此藉比較功能群組成可以了解棲地的改變及干擾對節肢動物多樣性的影響 (Stork 1987)。我們將所收集的蜘蛛依 Uetz 等人 (1999) 所提供的分類系統及蜘蛛之生態行為分成九群：(1) 葉間徘徊型 (如高腳蜘蛛科) (2) 地表徘徊型 (如狼蜘蛛科) (3) 截擊型 (如貓蜘蛛科) (4) 坐等伏擊型 (如蟹蜘蛛科) (5) 地表結網型 (如草蜘蛛科) (6) 片狀立體網型 (如皿蜘蛛科) (7) 圓網型 (如金蜘蛛科) (8) 立體網型 (如姬蜘蛛科) 及 (9) 食蟻型 (如道士蜘蛛科)。分群後利用 Primer 軟體計算各採樣點間之 Bray-Curtic dissimilarity (Krebs 1989)，再藉 Analysis of Similarities (ANOSIM) 及 Non-metric Multidimensional Scaling (MDS) (Clarke & Warwick 2001) 比較棲地間之差異。

3. 相似度分析

具有完全不同的物種組成之棲地，當它們有類似之個體數量分佈模式時，可能會有類似

的多樣性指數。因此我們除了用常用的多樣性指數來研究蜘蛛的族群結構之外，也計算每個樣點間的 Bray-Curtis dissimilarity distance，再用 Primer 軟體中之 UPGMA Clustering Analysis 分析，以探討不同類型棲地樣點間之相似程度。

結果

於計畫期間所採獲之標本共有 1337 隻，其中 472 隻為成熟個體。成熟之標本中主要由三個功能群之蜘蛛所組成，分別為地表徘徊型的狼蛛科 (33.7%)，圓網型的長腳蜘蛛科 (28.0%) 以及空間網型的姬蜘蛛科 (11.2%)。所獲之成熟個體共可分成 100 種，其中 34 種於兩條溪流皆有分佈；30 種只分佈於椰油溪，36 種只分佈於漁人溪；而 25 種只分佈於水芋田。蜘蛛物種數最高之棲地為經過森林之溪流，其次為水芋田、經過草原之溪流、水泥河道及出海口。利用 ANOVA 所進行之分析結果顯示流經自然棲地之溪流其個體密度、種豐富度及 Shannon-Weiner function 皆較水泥河道及出海口顯著為高 (表一)。

利用兩條溪流之蜘蛛物種組成或功能群組成所構築之 MDS 圖分別置於圖二 a 及圖二 b。利用 Two-way ANOSIM 所進行之統計分析結果顯示兩條溪流無論是在物種組成 ($R=-0.004$, $P=0.55$) 或是在功能群組成上 ($R=-0.078$, $P=0.85$) 皆無顯著差異。因此，在後續分析中我們將兩條溪流之資料加以合併來進行分析。

利用不同類型棲地蜘蛛物種組成所構築之 MDS 圖置於圖三 a。各類型棲地之小樣區基本上會聚集在一起，而與其他棲地類型之小樣區有所區隔。利用 pair-wise ANOSIM 所進行之統計分析結果顯示，兩兩棲地類型間之蜘蛛物種組成大多具有顯著之差異。不具顯著差異者為流經草原之溪流與水泥河道間；水泥河道與出海口間，以及兩類型水芋田間 (表二)。流經草原之溪流共有 29 種蜘蛛，而水泥河道則有 25 種，而其中 10 種為兩類型棲地所共有。然而，這 10 個優勢物種便佔了兩類型棲地總個體數的 70% 左右。類似之情況也發生在水泥河道與出海口之間；兩者間有 5 個共同物種，但卻佔了總個體數的 43%。此外，位於森林及草原之水芋田有 17 個共同物種，也佔了總個體數的 70% 左右。利用不同類型棲地之蜘蛛功能群組成所構築之 MDS 圖置於圖三 b。與圖三 a 類似，基本上各類型棲地之小樣區叢集一處而與其他類型棲地之小樣區有所分隔。利用 pair-wise ANOSIM 所進行之統計分析結果顯示除了兩類型的水芋田之間外，絕大多數的棲地間之蜘蛛功能群組成有顯著之差異。水芋田棲地之圓網型及夜間遊走型蜘蛛顯著較其他類型棲地為高 (表三)。在流經森林之溪流則有較多之空間網及地表結網型蜘蛛。在流經草原之溪流則有較多之地表徘徊型蜘蛛。

討論

在蘭嶼島所調查的兩條溪流之間，大約有一半的蜘蛛種類只分佈於一條溪流而未分佈於另外一條。然而，雖然兩條溪流皆具有佔總物種數約一半的特有種，利用 ANOSIM 所進行之統計分析結果卻顯示兩條溪流無論是在物種或功能群組成上皆無顯著之差異。其主要原因可能是兩溪流所共同具有之物種其數量較特有物種而言相對為高，因此造成了在統計分析上兩者間無顯著差異之結果。此外，兩溪流具有非常類似的棲地組合，其上游皆流經森林，中游流經草原，而下游皆為水泥河道及出海口。兩條溪流如此高的同質性顯示我們可以將位於不同溪流樣區加以整合而來比較整體不同類型棲地蜘蛛多樣性之差異。

本研究之結果顯示不同類型之水域棲地間之蜘蛛多樣性有相當顯著之差異，尤其是以不同棲地之蜘蛛功能群組成進行比較時，除了兩類型之水芋田之間無顯著差異外；其餘棲地類型間皆有顯著之差異。再所有的棲地類型中，以未經人為干擾之自然棲地之多樣性最高。例如：流經森林之溪流共有 46 種蜘蛛。相形之下，以水泥鋪成之人工河道卻僅有其一半之種類，而且個體數也只有前者之一半。可見當以水泥建成河道時，因為將棲地之複雜度大幅降低而使得植被大幅減少，環境變的相當單一，以致於蜘蛛之多樣性嚴重地受到影響而大幅度降低。此外，就算沒有將河道水泥化，可是當將周圍環境由森林變為草原時也會大幅降低物種數及密度。可見就溪流環境而言，森林類型棲地能有較高之物種數及個體密度。在蘭嶼島上除水泥河道外，另外一種由人工所造成之水域棲地則是水芋田。水芋田周圍之環境通常植被茂密，有較複雜之環境，因此其物種類雖略低於流經森林之溪流，但其個體密度卻與前者無顯著之差異。可見雅美人傳統的棲地經營模式並不會降低環境中的多樣性及個體密度。倒是漢人的大規模棲地整治模式，如將河床水泥化的做法，卻大大降低了環境中的多樣性與個體數。

在 6 個水域棲地類型中，以出海口之物種數最低（18 種），個體密度也是最低。其原因可能是溪流出海口皆為沙灘式礫石堆，植被稀疏，因此無法維持較高數量之蜘蛛及較多之種類。而除了物種數及個體數外，不同方式的人為干擾也對蜘蛛群落之優勢度造成了相當大之影響。例如：比起流經森林之溪流棲地，流經草原之溪流其 Shannon 及 Simpson 指數皆顯著為低。較低之上述多樣性指數數值顯示在草原類型水域棲地不同物種的相對數量相差較大，環境中之個體大多由數個優勢物種所組成，相當不平均。除此之外，水泥河道的 Shannon 指數也是所有棲地類型中最低。可見當將環境水泥化後，不僅造成物種數降低，個體數減少，也會造成物種間相對數量不均勻之現象。相形之下，由雅美人所構築之人工棲地水芋田卻沒有這種現象。這些棲地類型不管是物種豐富度、Shannon 或者是 Simpson 指數皆與流經森林之溪流相差無幾。可見雅美人的傳統棲地經營方式可以保持高度的生物多樣性，因而維持了

一個平均度較高的群落。

由比較各類型棲地之功能群組成也可以看出不同形式干擾對蘭嶼島上的水域棲地多樣性所造成之影響。以流經森林之溪流而言，在棲地中除了地表結網型蜘蛛外，其餘各功能群蜘蛛之數量皆相對平均。但在流經草原之溪流棲地，其地表徘徊型蜘蛛之數量明顯增加，而其餘功能群則略為減少。而在水泥河床棲地，則因為環境高度單一化的緣故，只有少量之圓網型及地表徘徊型功能群。反觀同為人工棲地的水芋田，不管是位在森林或草原，其各功能群之數量皆較高。而造成此現象之原因極可能是水芋田週邊植被結構複雜的環境，提供了較多樣化的棲息微環境與較多的食物資源，因而能有數量較高之各功能群蜘蛛。

參考文獻

- 王鴻楷。1984。蘭嶼地區自然及人文資源保育與開發研究。台灣省政府民政局廳委託台大土木研究所研究計畫報告。
- 鄭漢文、呂勝由。2000。蘭嶼島雅美民俗植物。地景企業股份有限公司。台北。
- Bogya S., Marko V. and Szinetar C.S. 2000. Effect of pest management systems on foliage- and grass-dwelling spider communities in an apple orchard in Hungary. *International Journal of Pest Management*. 46: 241-250.
- Chen, K. C. & Tso, I. M. 2004. Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: a comparison between habitats receiving different degrees of human disturbances. *Zoological Studies*, 43(4): 598-611.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd edition. PRIMER-E. Plymouth.
- de Beauclair I. 1959. Three genealogical stories from Botel Tobago. *Bulletin of the Institute of Ethnology, Academia Sinica* 7: 105-140.
- Glowka L., Burhenne-Guilmin F., Synge H., McNeely J.A. and Gündling L. 1994. A Guide to the Convention on Biological Diversity. IUCN Cambridge, UK, pp.16-25.
- Greenstone M.H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia* 62: 299-304.
- Moring J. B. and Stewart K. W. 1994. Habitat partitioning by the wolf spider (Araneae, Lycosidae) guild in streamside and riparian vegetation zones of the Conejos River, Colorado. *Journal of Arachnology*. 22: 205-217.
- Nyffeler M. 2000. Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe's and Turnbull's estimates. *Bulletins of British Arachnological Society* 11: 367-373.
- Patricka M. and Alaina C. 1997. Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 229-235.

- Riechert SE, TC Lockley. 1984. Spiders as biological control agents. *Ann. Rev. Entomol.* **29**: 299-320.
- Samu F., Sunderland K. D. and Szinetar C. 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology.* **27**: 325-332.
- Stork, N. E. 1987. Guild structure of arthropods from Bornean rain forest trees. *Ecological Entomology.* **12**: 69-80.
- Topping, C. J. & Luff, M. L. 1995. Three factors affecting the pitfall trap catch of Linyphiidae spiders (Araneae; Linyphidae) . *Bulletin of the British Arachnological Society.* **10**: 35-38.
- Tso IM, A Tanikawa. 2000. New records of five orb-web spiders of genera *Leucauge*, *Mesida* and *Eriovixia* (Araneae: Tetragnathidae and Araneidae) from Taiwan. *Acta Arachnol.* **49**: 125-131.
- Uetz, G. W., Halaj, J. & Cady, A. B. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology.* **27**: 270-280.
- Yoshida H, IM Tso, LL Severinghaus. 1998. Description of a new species of the Genus *Argyrodes* (Araneae: Theridiidae) from Orchid Island, Taiwan, with notes on its ecology and behavior. *Acta Arachnol.* **47**: 1-5.
- Yoshida H, IM Tso, LL Severinghaus. 2000. The spider family Theridiidae (Arachnida: Araneae) from Orchid Island, Taiwan: descriptions of six new and one newly recorded species. *Zool. Stud.* **39**: 123-132.

表一：六種不同類型棲地之物種數、密度、各種多樣性指數及 ANOVA 分析之結果。
 (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; NS: non significant at $\alpha = 0.05$ level)

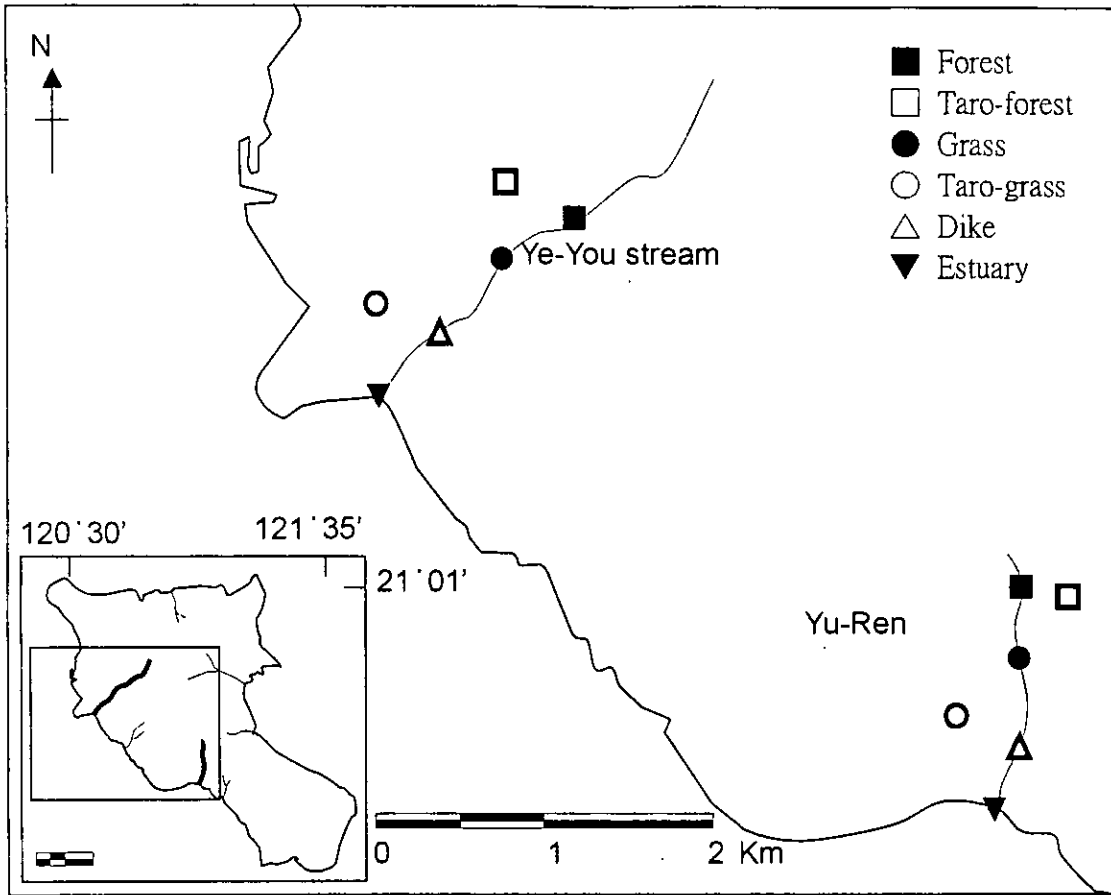
Habitat	Species	Density *	Richness	Evenness	Shannon	Simpson
Forest (f)	46	13.38 ± 2.31	3.17 ± 0.09	0.96 ± 0.01	2.08 ± 0.06	0.94 ± 0.01
Grass (g)	29	8.88 ± 1.26	2.21 ± 0.26	0.94 ± 0.01	1.58 ± 0.14	0.87 ± 0.02
Dike (d)	25	6.25 ± 1.16	2.00 ± 0.26	0.96 ± 0.02	1.35 ± 0.19	0.91 ± 0.04
Estuary (e)	18	3.88 ± 0.81	1.12 ± 0.09	0.93 ± 0.02	0.76 ± 0.07	0.76 ± 0.05
Taro-forest (tf)	37	12.75 ± 1.62	2.85 ± 0.25	0.93 ± 0.02	1.91 ± 0.11	0.90 ± 0.03
Taro-grass (tg)	34	13.50 ± 2.28	2.71 ± 0.14	0.94 ± 0.01	1.90 ± 0.05	0.91 ± 0.02
<i>F</i> -ratio	-	5.98	13.63	0.66	17.72	4.19
Significance level	-	***	***	NS	***	***
LSD	-	f, tf, tg > g, d > e	f, tf, tg > g, d > e	-	f, tf, tg > g, d > e	f, g, d, tf, tg > e

表二：利用 pair-wise ANOSIM 比較不同類型棲地蜘蛛物種及功能群組成之結果。
 (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; NS: non significant at $\alpha = 0.05$ level)

Comparison	Species composition		Guilds composition	
	R	significance level	R	significance level
Global R	0.09	***	0.36	***
Forest vs. Grass	0.07	**	0.23	***
Forest vs. Dike	0.08	***	0.42	**
Forest vs. Estuary	0.11	***	0.64	***
Forest vs. Taro-forest	0.08	**	0.15	*
Forest vs. Taro-grass	0.16	***	0.09	NS
Grass vs. Dike	0.02	NS	0.36	**
Grass vs. Estuary	0.07	**	0.55	**
Grass vs. Taro-forest	0.07	**	0.37	**
Grass vs. Taro-grass	0.13	***	0.44	***
Dike vs. Estuary	0.03	NS	0.41	**
Dike vs. Taro-forest	0.09	**	0.43	***
Dike vs. Taro-grass	0.10	**	0.51	***
Estuary vs. Taro-forest	0.12	***	0.59	***
Estuary vs. Taro-grass	0.14	***	0.70	***
Taro-forest vs. Taro-grass	0.02	NS	-0.03	NS

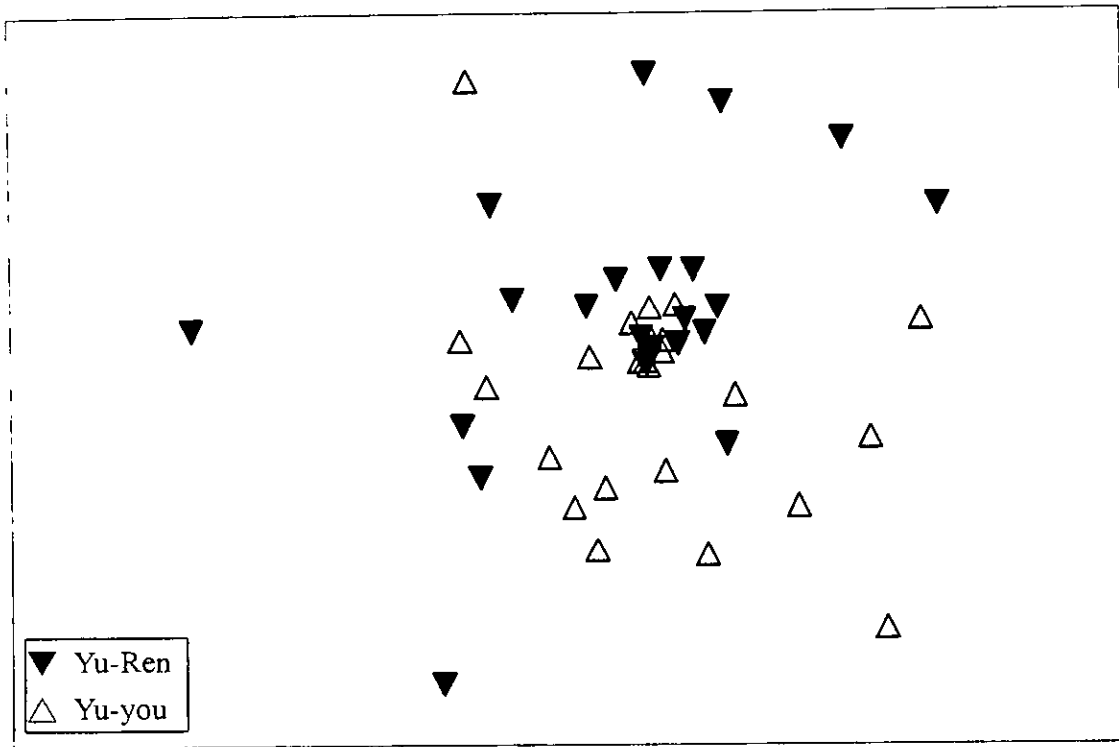
表三：利用 ANOVA test 比較各功能群蜘蛛在不同棲地類型間之數量分佈之結果。
 (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$; NS: non significant at $\alpha = 0.05$ level)

guild	<i>F</i> -ratio	p	SL	LSD
Orb weaver	9.52	<0.01	***	tf, tg>f, g, d>e
space weaver	3.71	0.01	**	f>g, tf, tg>d, e
Ground weaver	3.7	0.01	**	f>tf, tg, g, d, e
Ground sedentary weaver	2.33	0.06	NS	-
Foliage runner	9.69	<0.01	***	tf>tg> f, g, d, e
Ground runner	4.93	<0.01	***	g> f, tf, tg, d, e

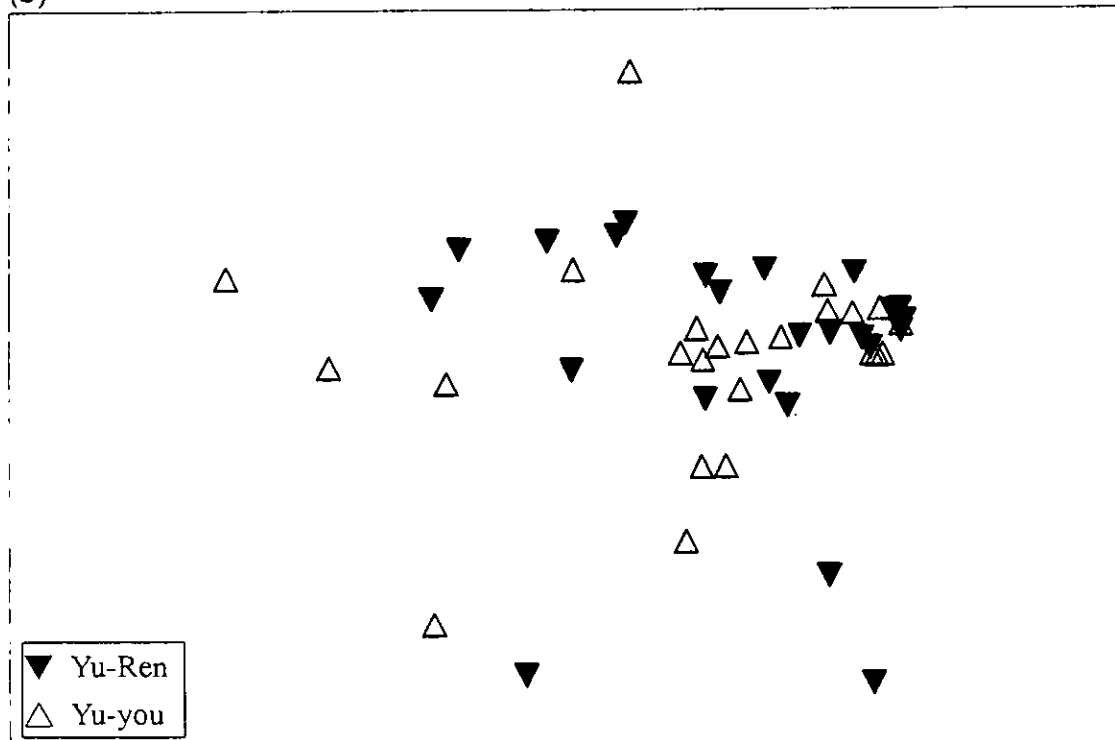


圖一：位於椰油及漁人兩條溪流之各類型棲地位置圖。

(a)

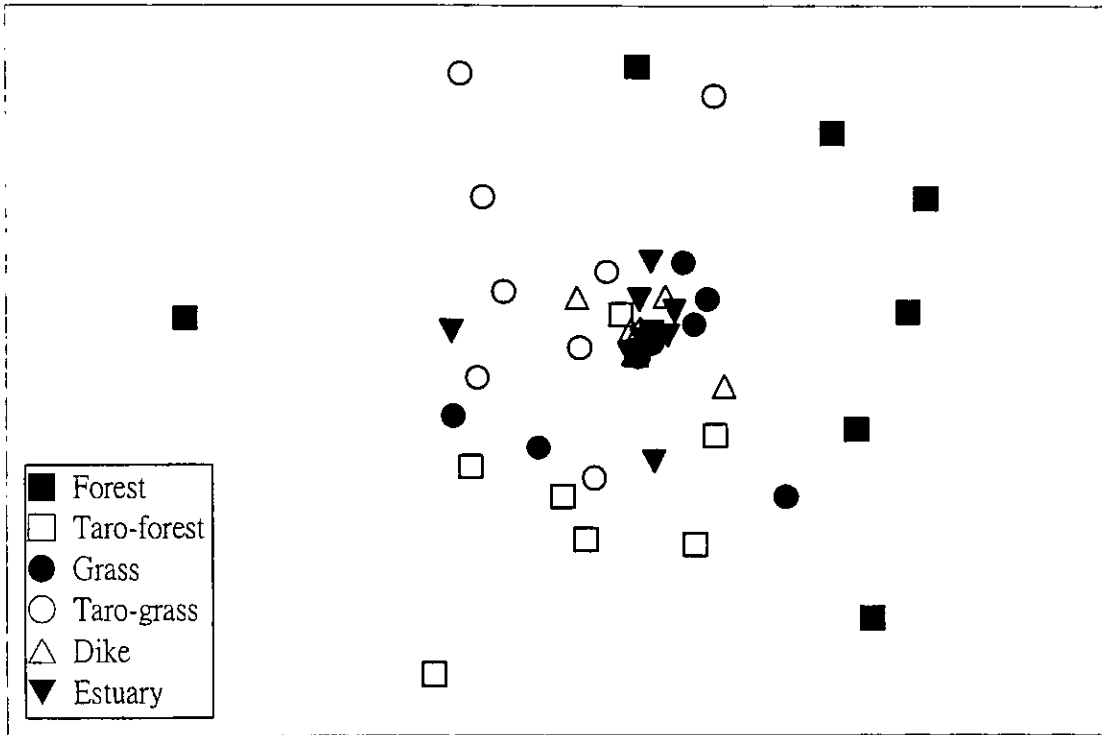


(b)

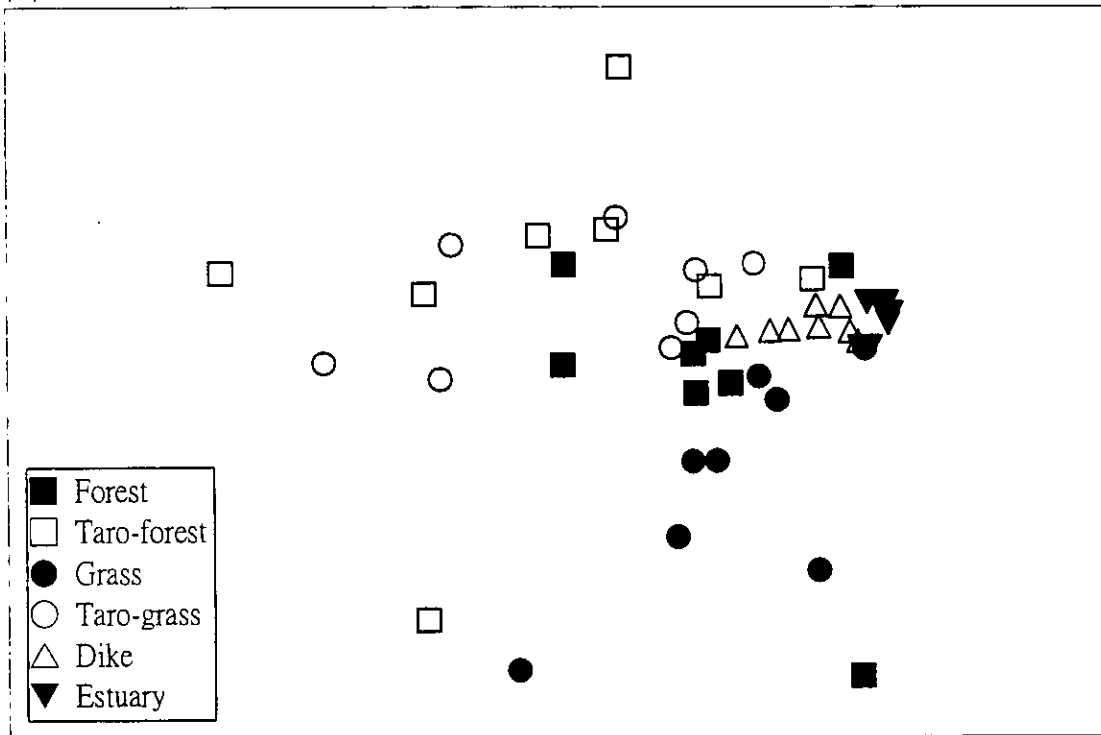


圖二：利用不同溪流之蜘蛛物種 (a) 及功能群組成 (b) 所構築之 MDS 圖。

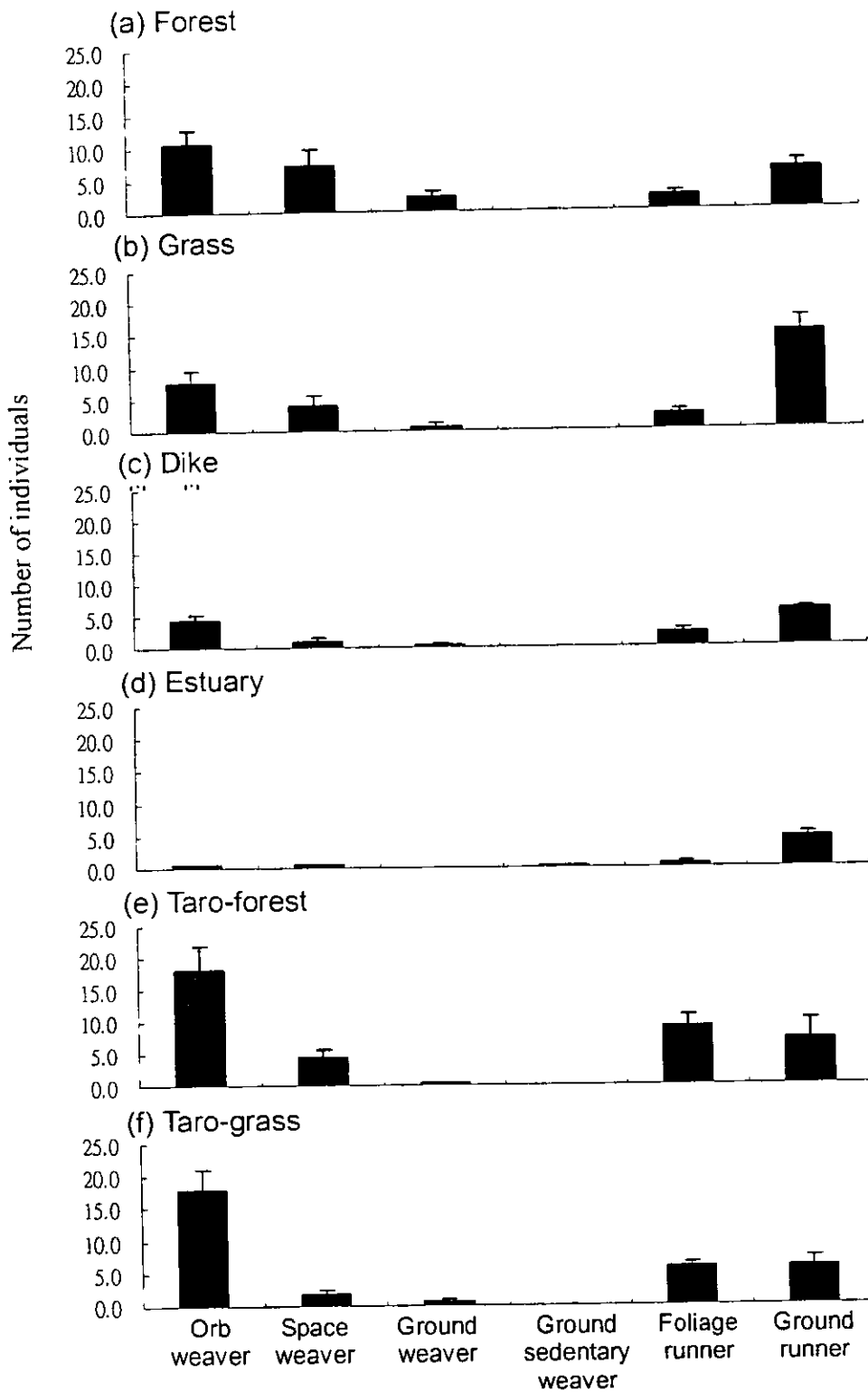
(a)



(b)



圖三：利用各類型棲地之蜘蛛物種 (a) 及功能群組成 (b) 所構築之 MDS 圖。



圖四：不同類型棲地之各功能群蜘蛛數量分佈。

附錄：蘭嶼不同水域棲地所採獲之蜘蛛種類及成熟個體數。

Species name	Habitats						total
	forest	grass	taro-forest	taro-grass	dike	estuary	
Agelenidae							
<i>Agelenidae</i> sp.A	0	0	0	0	0	1	1
<i>Cybaeus</i> sp.A	0	0	0	0	0	1	1
Araneidae							
Araneidae A	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cyclosa mulmeinensis</i> (Thorell, 1887)	1	0	2	9	1	0	13
<i>Cyrtophora unicolor</i> (Doleschall, 1857)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Eriovixia sakiedaorum</i> Tanikawa, 1999	2	0	0	0	0	0	2
<i>Neoscona punctigera</i> (Doleschall, 1857)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Neoscona theisi</i> (Walckenaer, 1842)	1	0	0	11	0	1	13
<i>Thelacantha brevispina</i> (Doleschall, 1857)	4	0	0	0	0	0	4
Clubionidae							
<i>Chiracanthium</i> sp.A	0	0	0	1	0	0	1
<i>Chiracanthium</i> sp.B	0	0	1	0	0	0	1
Clubionidae A	1	0	0	0	0	0	1
Clubionidae B	1	0	0	0	0	0	1
Clubionidae C	0	0	1	0	0	0	1
Hahniidae							
<i>Hahnia kaisaisa</i> Barrion & Litsinger, 1995	4	1	0	0	0	0	5
Heteropodidae							
Heteropodidae A	0	1	0	0	0	0	1
Linyphiidae							
Linyphiidae A	0	0	1	2	0	0	3
Linyphiidae B	5	0	0	0	1	0	6
Linyphiidae C	2	1	1	1	2	0	7
Linyphiidae D	0	0	0	1	0	0	1
Linyphiidae F	0	1	0	0	0	0	1
Linyphiidae H	1	1	0	0	0	0	2
Linyphiidae K	0	1	0	0	0	0	1
Lycosidae							
Lycosidae B	8	14	6	4	8	1	41
Lycosidae C	0	0	1	0	0	2	3
Lycosidae D	0	0	0	0	0	1	1
Lycosidae E	0	0	0	1	0	0	1
Lycosidae F	0	0	0	4	1	0	5
Lycosidae H	0	0	5	6	0	0	11
Lycosidae J	0	0	0	0	0	1	1
Lycosidae K	0	0	0	0	1	0	1
Lycosidae L	0	0	1	0	1	0	2
Lycosidae M	0	0	0	0	0	2	2
Lycosidae N	0	1	0	0	0	0	1
<i>Pardosa buttnezi</i> Schenkel, 1963	1	2	15	12	1	5	36
<i>Pardosa chapini</i> (Fox, 1935)	11	14	1	2	8	4	40
<i>Pardosa pseudoannulata</i> (Bösenberg & Strand, 1906)	0	1	1	0	0	0	2
<i>Pirata</i> sp.A	0	0	0	1	0	0	1
<i>Trochosa ruricolonides</i> Schenkel, 1963	0	0	2	0	1	8	11

Species name	Habitats						total
	forest	grass	taro-forest	taro-grass	dike	estuary	
Oxyopidae							
<i>Oxyopes sertatus</i> L. Koch, 1877	0	0	4	2	0	0	6
Oxyopidae A	0	0	0	0	1	0	1
Pholcidae							
<i>Spermophora</i> sp.A	1	1	0	0	0	0	2
Salticidae							
<i>Marpissa</i> sp.A	0	1	0	0	0	0	1
<i>Myrmarachne</i> sp.A	1	0	0	0	0	0	1
Salticidae A	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae B	0	1	0	0	0	0	1
Salticidae D	0	0	1	0	0	0	1
Salticidae G	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae H	1	0	0	0	0	0	1
Salticidae I	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae J	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae K	0	1	1	0	0	0	2
Salticidae L	0	0	0	0	0	1	1
Salticidae M	0	0	1	0	0	0	1
Salticidae N	0	0	1	1	0	0	2
Scytodidae							
<i>Scytodes</i> sp.A	0	0	1	0	0	0	1
Tetragnathidae							
<i>Argyrodes cylindrogaster</i> (Simon, 1889)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Leucauge decorata</i> (Blackwall, 1864)	0	0	1	0	0	0	1
<i>Nephila pilipes</i> (Fabricius, 1793)	3	1	0	0	0	0	4
<i>Tetragnatha praedonia</i> L. Koch, 1878	3	4	1	1	2	0	11
<i>Tetragnatha</i> sp.A	0	1	0	1	0	0	2
Tetragnathidae A	3	4	21	14	8	0	50
Tetragnathidae B	0	0	7	0	1	0	8
Tetragnathidae C	2	0	0	2	1	0	5
Tetragnathidae D	0	1	3	0	1	0	5
Tetragnathidae E	2	0	1	0	1	0	4
Tetragnathidae F	2	3	3	0	0	0	8
Tetragnathidae G	5	1	2	1	0	0	9
Tetragnathidae H	0	0	1	5	3	0	9
Tetragnathidae J	2	0	0	0	1	0	3
Tetragnathidae K	1	0	0	0	0	0	1
Tetragnathidae L	1	4	0	0	0	0	5
Tetragnathidae M	2	0	0	0	0	0	2
Tetragnathidae N	0	0	0	0	1	0	1
<i>Tylorida striata</i> (Thorell, 1877)	2	0	0	0	1	0	3
Theridiidae							
<i>Achaearanea japonica</i> (Bösenberg & Strand, 1906)	3	1	0	0	1	0	5
<i>Anelosimus taiwanicus</i> Yoshida, 1986	2	3	1	0	0	0	6
<i>Argyrodes lanyuensis</i> Yoshida, Tso & Severinghaus, 1998	4	1	0	0	0	0	5
<i>Chrosiothes fulvus</i> Yoshida, Tso & Severinghaus, 2000	7	0	0	0	0	0	7
<i>Chryso viridientis</i> Yoshida, 1996	3	0	0	0	0	0	3
<i>Chryso orchis</i> Yoshida, Tso & Severinghaus, 2000	4	2	4	1	0	0	11

Species name	Habitats						total
	forest	grass	taro-forest	taro-grass	dike	estuary	
<i>Chrysso spiniventris</i> (O. P.-Cambridge, 1869)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Coleosoma floridanum</i> Banks, 1900	0	3	0	0	1	0	4
<i>Dipoea mustelina</i> (Simon, 1889)	1	0	1	0	0	0	2
<i>Dipoea</i> sp.A	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dipoea</i> sp.B	1	0	0	0	0	0	1
<i>Moneta mirabilis</i> (Bösenberg & Strand, 1906)	1	0	0	0	0	0	1
<i>Steatoda erigoniformis</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	0	0	0	1	0	0	1
Theridiidae B	0	0	0	0	0	1	1
Theridiidae P	0	0	1	3	0	0	4
Thomisidae							
<i>Runcinia acuminata</i> (Thorell, 1881)	0	0	4	7	0	0	11
<i>Runcinia albostriata</i> Bösenberg & Strand, 1906	0	1	0	1	0	0	2
Thomisidae B	0	0	0	0	0	2	2
Thomisidae J	0	0	1	0	0	0	1
Thomisidae K	0	0	1	0	0	0	1
<i>Thomisus labefactus</i> Karsch, 1881	0	0	2	2	0	0	4
<i>Thomisus</i> sp.A	0	0	0	6	2	0	8
Titanoecidae							
<i>Nurscia albofasciata</i> (Strand, 1907)	0	0	0	0	0	2	2
Uloboridae							
<i>Philoponella nasutus</i> (Thorell, 1895)	2	0	0	0	0	0	2
Zodariidae							
Zodariidae A	1	0	0	0	0	0	1
total	107	72	102	108	50	33	472