

墾丁國家公園南仁湖濕地陸域化速率評估

賴宜鈴¹，謝莉顯²，邱俊翔³，林幸助^{4,5}

¹國立屏東科技大學農學院生物資源博士班；²社團法人台灣濕地學會；³國立屏東科技大學森林系；⁴國立中興大學生命科學系；⁵通訊作者 E-mail: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

[摘要] 南仁湖位於墾丁國家公園東北角的南仁山生態保護區，為國家級重要濕地，近年來在自然演替下面臨逐漸陸域化的問題。本研究欲了解目前南仁湖陸域化的速度和可能原因，於 2017 年南仁湖紅土溪出水口閘門使用一片寬 100 cm、高 25 cm 擋板的情況下，進行主要湖區的水文、底質地形、底土沉積速率等環境因子。此外，也調查了草澤區中水生植物種類組成及覆蓋度。結果發現目前南仁湖主要湖區的水深在湖的北側較深，在乾季時仍可有少量的蓄水，而在濕季時則水體多流向紅土溪。湖區周圍水生植物最優勢的種類為鋪地黍 (*Panicum repen*)，平均覆蓋度為 70.4%，次優勢種為李氏禾 (*Leersia hexandra*, 22.3%)，第三為小苔菜 (*Nymphoides coreana*, 7.8%)，其他植物皆低於 5.0%。由主湖西測草澤區的調查顯示，鋪地黍生育區顯著比李氏禾生育區的水位較低且有較多的枯萎物，鋪地黍強勢的生長和大量累積的枯萎物可能加速湖區陸域化，並且已出現數種陸生植物種類生長其中。南仁湖的平均年沉積物累積速率估算約為 5.0 cm yr⁻¹，初估湖面在 40 至 50 年內可能淤滿，若為維持南仁湖水域生態及生物多樣性，建議以人為介入管理方式減緩南仁湖之淤積速率。

關鍵字：南仁湖、大型水生植物、底土沉積、鋪地黍、李氏禾

Terrestrialization Assessment of Nanren Lake in Kenting National Park

I-Ling Lai¹, Li-Yung Hsieh², Jun-Shyang Chiu³ and Hsing-Juh Lin^{4,5}

¹Graduate Institute of Bioresources, National Pingtung University of Science and Technology; ²Taiwan Wetland Society; ³Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology; ⁴Department of Life Sciences, National Chung Hsing University; ⁵Corresponding author E-mail: hjlin@dragon.nchu.edu.tw

ABSTRACT A wetland of national importance, Nanren Lake is located in the Nanren Shan Ecological Protection Area in the northeastern corner of Kenting National Park. Sediments are continuously accumulating in the lake due to terrestrialization from natural succession. This study aims to assess the rate and the possible mechanisms for the terrestrialization. The hydrological process, sediment deposition and the composition of macrophyte were studied in 2017. During the study period, one baffle 25 cm in height was deposited at the water outlet gate. The results show that the water was deepest in the northern side of the lake. The wetland could store some water in the dry season, but water was quickly drained in the wet season. The most dominant macrophyte was *Panicum repens*, and the mean coverage was 70.4%. The second was *Leersia hexandra*,

and the mean coverage was 22.3%. The third was *Nymphoides coreana*, contributing to 7.8% of coverage. All other species were less than 5% in coverage. The transect of *P. repens* had lower water level and more abundant detritus than the *L. hexandra* transect. The fast growth and abundant litter accumulation of *Panicum repens* could accelerate terrestrialization. Some terrestrial species have thus invaded the marsh area. The sedimentation rate of the lake was approximately 5.0 cm yr⁻¹. Under the current condition, the lake would be filled in 40 to 50 years. Our results suggest that in order to maintain the ecological function and biodiversity of Nanren Lake, active management is needed to slow down the terrestrialization.

Keywords: Nanren Lake, macrophyte, sedimentation, *Panicum repens*, *Leersia hexandra*

前言

南仁湖位於墾丁國家公園東北角的南仁山生態保護區，是保護區內最大的靜水生態系統，於 2017 年內政部重要濕地再評估時獲內政部再度評選為國家級重要濕地(墾丁國家公園 2017)。1982 年時，湖中央水域的唯一出水口紅土溪被人堵塞，積水成湖，形成今天湖面(翁坤詩 1988)，依據 1990 年的計算，湖水面積有 22.54 ha (陳佳奇 1990)。1984 年墾丁國家公園管理處成立以來，將南仁湖以濕地型態列管。由空照圖顯示，1976 年時南仁湖還是以種植稻作的水田為主，2004 年時明顯由農田轉變為水體，然而由 2004 年至 2012 年水體縮減了 30% (程建中 2014)。根據 2014 年的調查，發現南仁湖鳥類多樣性已不如往昔，特別是雁鴨科及鷺鷥科鳥類種類及數量都已減少許多，而魚類近三年也發現外來種的斑鱧。這些結果都指向此區的生物多樣性已不如從前豐富(程建中 2014)。

南仁湖具有豐富的濕地植物種類(陳擎霞、王慶麟 1985, 徐寶琛、陳鎮東 1989)，於 2003 年調查時，主要優勢種為小苔菜(*Nymphoides coreana*)與李氏禾(*Leersia hexandra*) (吳首賢 2003)，但在 2011 年調查時，面積最大和物種數最多的主湖水深已有降低的趨勢，使得陸生植物入侵，水生植物不但減少了 42 種，最優勢種已轉為鋪地黍(*Panicum repens*)，次優勢種為李氏禾，另外還增加了 20 種陸生草本植物，而水生植物正在

快速消失中(陳依盈 2013)。已有研究指出，鋪地黍會在濕地處於低水深或水深降低時入侵(Smith *et al.* 2004)，在南仁湖也觀察到相同的情況。2000 至 2013 年間，鋪地黍大量取代李氏禾的生育地，並已成為覆蓋面積最優勢的物種。

李氏禾是禾本科中行 C₃ 型光合作用的水陸兩棲植物，可藉由主莖基部進行分蘖生長，走莖還可延伸並交錯生長而在水面上，形成具有浮力之浮島(李松柏 2007)。鋪地黍同樣是屬於禾本科的植物，但是行 C₄ 型光合作用。一般認為鋪地黍是以塊莖繁殖，只要塊莖長根且定植即可快速地生長地上部，不受淹水狀況限制(Sutton 1996)，在美國、歐洲、非洲及亞洲熱帶地區大量繁殖(Hossain *et al.* 1999)。在南仁湖的主湖西側草澤區，李氏禾或鋪地黍獨佔的群落，各植物的覆蓋度與水深呈現顯著負相關；但在兩植物混生的群落，李氏禾的覆蓋度與水深呈現顯著正相關，而鋪地黍卻是呈現顯著負相關，由此結果顯示，鋪地黍在水深較淺處的覆蓋度明顯高於李氏禾，因此南仁湖水深的降低可能有助於鋪地黍的擴張(林藜臻 2015)。李氏禾和鋪地黍覆蓋度呈現明顯的季節性變化，例如，於秋季時鋪地黍會有大量枯萎的現象發生，使得李氏禾在秋冬的覆蓋度較高(程建中 2014)。此外，鋪地黍枯萎物的堆積可能加速水深下降並改變土壤性質，可能會使一些稀有珍貴的濕地植物消失(賴宜鈴 2016)。

陳鎮東及王冰潔(1997)曾以鉛-210 活性測定南仁湖的沉積速率為 0.33–3.21 cm yr⁻¹，顯

示南仁湖的沉積情形差異很大。在中國內陸自然濕地中，河北白洋淀湖也面臨陸域化的問題 (Zhang *et al.* 2012)。他們認為水質、水深、大型植物擴展及淤泥的累積是造成湖泊陸域化的 4 個主要因子。

以往南仁湖濕地生態研究多為生物及水質的個別調查 (呂光洋等 1985, 程建中 2014)，底質因子較少被關注。因此，本研究以南仁湖水閘門全年設置一擋水板 (寬 100 cm、高 25 cm) 的狀況下，從水文收支模式、底質沉積速率及草澤植物消長的觀點，探討南仁湖陸域化的可能原因，並提出對陸域化現象的經營管理策略。

材料與方法

一、試驗地概述

南仁湖位於恆春半島東岸，在墾丁國家公園管轄範圍東北角的南仁山生態保護區內，地理位置為北緯 22°50'、東經 120°50'，西邊相鄰之南仁山海拔為 479 m，屬低海拔的丘陵地。在較開闊的盆地因缺少出水口，而形成小型的湖泊或沼澤，此即所謂的南仁湖。南仁湖湖區包含古湖、一號湖、二號湖、南仁湖主湖及三號湖 (圖 1)，主湖湖水面積約 28 ha，由一土堤分為面積較大的東側和面積較小的西側。依據中央氣象局距離南仁湖最近的檳榔測站 2010–2016 年氣象資料顯示，當地月均溫為 17–26°C；降雨集中在 5–10 月，降雨量最高在 8 月為 728 mm，最低是 3–4 月，分別為 65 mm 及 86 mm。

二、調查及分析方法

本研究為委辦計畫需於 11 月底前提交期末報告，因此執行期間在 3 月至 10 月。

1. 底質地形與沉積速率調查

底質地形測量於 2017 年 5 月 17 日在主湖東側以划船的方式進行，利用衛星定位儀，配合長硬尺碰觸到湖底之深度來量測水深，共量測 46 點，以地理資訊系統技術 (GIS) 繪製水

深等值圖 (圖 2A)。以攜帶式超音波都卜勒原理三維單點流速量儀 (Flow Tracker, ADV, SonTek/YSI) 量測水面下 0.6 m 水深處的水流流速 (m/s)，分別在 5、8 和 10 月在主湖東側 8 個樣點測量 (圖 2B)。

底土沉積速率採用美國地質調查所 (USGS) 開發的長石粉標記法 (DeLaune *et al.* 1983, Cahoon and Turner 1989, Whelan and Prats 2016) 測量。總共在主湖東側設置 4 個樣點 (圖 1)，每個樣點在土壤表層長寬約 30 cm 範圍內撒入約 1 cm 厚度的白色長石粉，各樣點放置時間不同，南邊於 3 月放置，東南邊、東北邊、北邊皆於 5 月放置，長石粉放置後，每 2 至 3 個月就以透明壓克力管採集樣區內表層土約 5 cm，在白色長石粉位置以上的土壤就是由放置時間開始的沉積土深度，除以沉積時間即為底土沉積速率。

2. 水文收支模式初估

本研究利用簡單的水文收支法 (Carter *et al.* 1978) 初步評估南仁湖區，由於地下水入流量和出流量的資料不易量測，在本研究先假設其相等狀況下來估算水文收支，以為初期評估的參考。濕地蓄水體積改變量 (dS) 公式計算：

$$dS = (P + I) - (E + O)$$

其中 P 為降水量，採用中央氣象局檳榔測站 2017 年的資料；I 為地表水入流量，由於不易測量主湖周圍山坡逕流量，因此以距古湖往管理站方向約 100 m (22°05'09.1"N; 120°51'25.9"E) 之步道邊山坡逕流量來推估地表水入流量，觀測方式為計算單位時間內流入量筒的水體積；E 為蒸發量，採用中央氣象局恆春測站 5、8 及 10 月之日平均蒸發量資料；O 為地表水出流量，主要以紅土溪出水口之水閘門 (22°05'16.9"N; 120°51'45.2"E) 以攜帶式超音波都卜勒原理三維單點流速量儀量測流量流速；另外，入滲量指由地表水滲入至土壤底層的流量，亦屬於地表水出流量，利用雙環入滲儀 (自製參考 soil infiltrimeters, 2830K1,

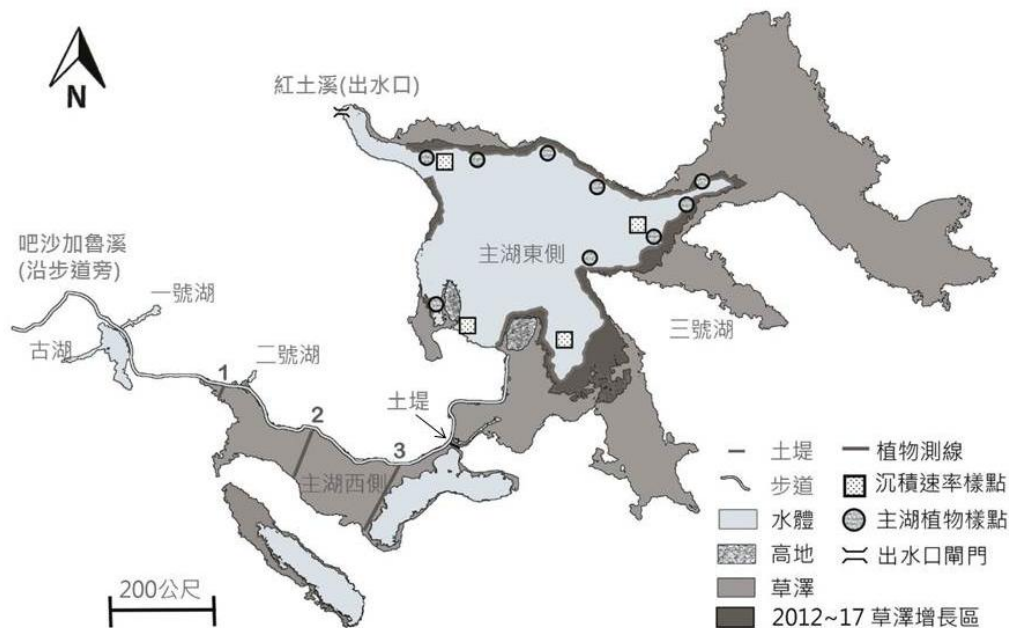


圖 1. 南仁湖底土沉積速率測量點和水生植物調查測線及樣點分布圖（地圖修改自程建中 2014）。植物測線 1 為李氏禾測線，測線 2 為鋪地黍測線，測線 3 為混生測線。

SOILMOISTURE EQUIPMENT COPR., USA) 測量，此儀器高 25 cm，外環與內環直徑分別為 58.5 cm 與 28.5 cm，將其插入土中，地表留約 15 cm 高度，並在環內加水，可直接量測土壤在單位時間內入滲量，再配合蒸發量與降雨量資料推估向下的入滲量。

3. 植物覆蓋度調查

為了解主湖東側臨岸之草澤植物組成和消長，於 2017 年 3、5、7 及 10 月以划船的方式繞草澤與湖面交接處前行，以衛星定位導航儀記錄划行航跡來判斷草澤分布位置。為了解草澤植物組成，在航跡東面至北面沿草澤邊緣共取 9 個樣點，每樣點距離約 100 m（圖 1），記錄樣點之水深、草澤離岸垂直距離、及由研究人員目視 10 m 寬的範圍內，草澤植物種類及不同植物的面積比例組成的相對覆蓋百分比。

為了解鋪地黍與李氏禾生育地差異，於主湖西側草澤區由西至東設置 3 條測線，選取目視草澤大範圍區塊皆為李氏禾或鋪地黍組成的位置，分別設立李氏禾優勢和鋪地黍優勢測

線(以下稱為李氏禾測線和鋪地黍測線，為圖 1 中 1 號測線和 2 號測線)，在草澤區目視顯著為兩者互相交替生長組成的區塊，設立混生測線(圖 1 中 3 號測線)，每條測線至對岸坡地為止每 10 m 設置一個樣點，以 PVC 水管當標竿，並以 GPS 記錄經緯度座標位置(附錄 1)。由 2017 年 3 月至 10 月每個月在 PVC 管標定位置旁量測水表面至植物根部的水深，因土表可能由不同厚度的植物枯萎物覆蓋，因此量測水深時，以鐵尺穿過水層至枯萎物表面為止，不刻意用力穿越枯萎物至表土表面測量。調查 PVC 管旁 1 m × 1 m 樣方內出現之植物種類及各物種覆蓋度。枯萎的植株由於無法正確判斷種類，所以不區分種類，只估算總枯萎物佔樣方之覆蓋度。

結果

本研究雖然執行期間為 3 月至 10 月，但在實驗設計時已包含四個季節，且沉積速率也有持續進行至次年 1 月，執行成果應可做為以

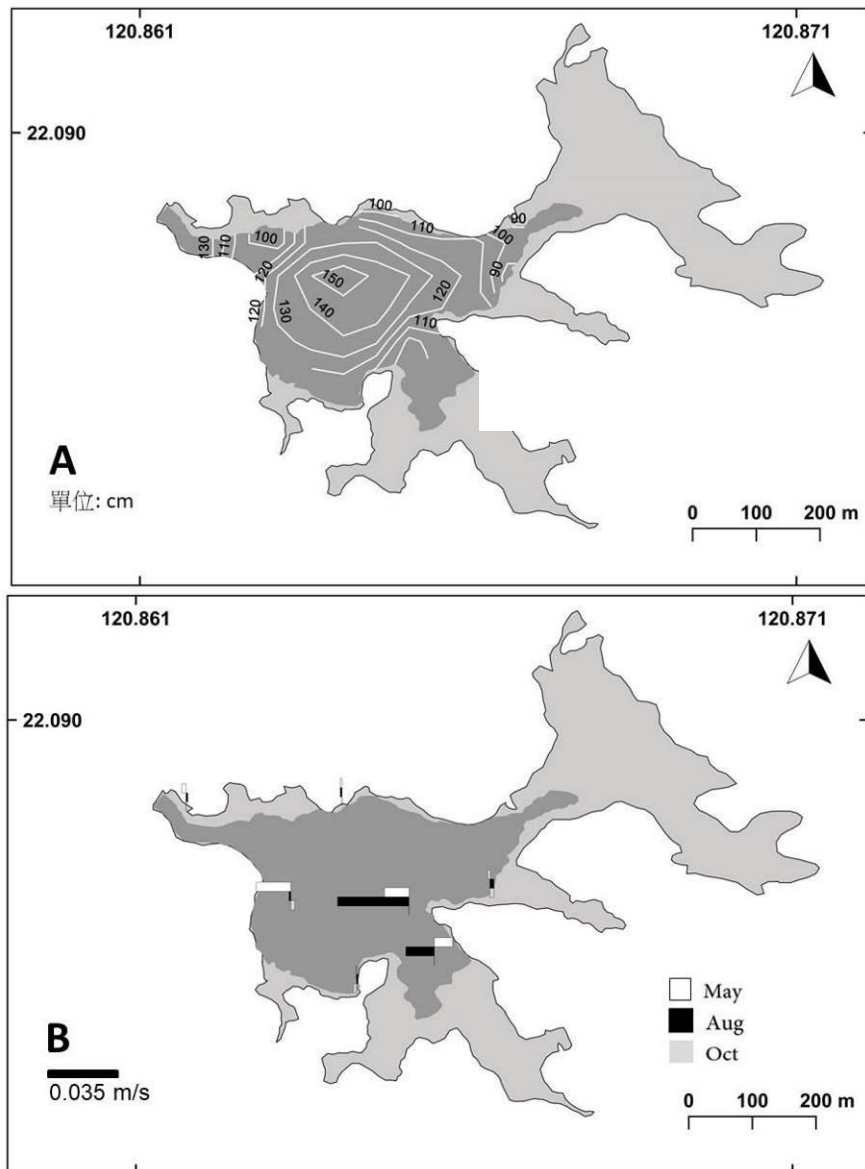


圖 2. 南仁湖主湖東側之(A)水深等值圖(cm)與(B)流速 (m/s) 示意圖。B 圖中橫方條之長度代表流速快慢，越長代表越快；向左代表流向紅土溪出水口，向右則反向。

年尺度之評估。

一、底質地形、水流速度與底土沉積速率

南仁湖主湖東側地形呈環狀結構，中央深周圍淺，水深較深處在主湖中心偏北位置，而以東北方較淺，2017 年 5 月測量到的最高水深為 167 cm (圖 2A)。水流流速以東南區較快，主要往紅土溪出水口方向流動，在 8 月雨量較大時顯著有較高的流速(圖 2B)。底土沉積速率結果顯示主湖東側 8 月至 10 月的累積量

減少，但在雨季過後的植物枯萎期再持續累積沉積物。以本研究最後測量得到的累積深度換算為一年的沉積速率，各樣點沉積速率介於 1.8–9.5 cm yr^{-1} (表 1)，東南邊的沉積速率最慢，南邊和東北邊為東南邊的 2–5 倍，4 樣點的平均年沉積速率約為 5.0 cm yr^{-1} 。

二、水文收支模式估算

南仁湖主要的雨量來自颱風降雨或鋒面雨，2017 年 7 至 10 月的降水總量與降雨強度

表 1. 南仁湖主湖東側 2017 至 2018 年之底土沉積速率(mm day⁻¹)

| 採樣日期 | 主湖東側 | | | |
|--------------------------------|------|-------|------|------|
| | 南 | 東南 | 東北 | 北 |
| 2018/3/10 | (0) | | | |
| 2017/5/17 | 0.2 | (0) | (0) | (0) |
| 2017/8/10 | 0.2 | 0.1 | 0.3 | 0.3 |
| 2017/10/21 | 0.0 | -0.02 | -0.1 | -0.1 |
| 2018/1/18 | - | - | 0.5 | 0.1 |
| 置放日至最後採樣日 | 0.12 | 0.05 | 0.26 | 0.12 |
| 推估年沉積速率 (cm yr ⁻¹) | 4.4 | 1.8 | 9.5 | 4.4 |
| 年總平均值為 5.0 cm yr ⁻¹ | | | | |

(0):代表置放起始日期； -:表示因位置漂移沒有採到土樣

表 2. 2017 年 1 月至 10 月南仁湖距離最近之中央氣象局檳榔測站氣象資料

| 月份 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 平均氣溫(°C) | 19.1 | 18.1 | 19.6 | 22.1 | 24.8 | 26.6 | 26.5 | 25.5 | 26.2 | 24.3 |
| 累積雨量(mm) | 62 | 61 | 80 | 79 | 92 | 217 | 632 | 221 | 444 | 541 |
| 降水日數(天) | 16 | 19 | 19 | 11 | 14 | 22 | 15 | 14 | 15 | 21 |

表 3. 2017 年 5-10 月南仁湖水文收支模式 (單位為 mm day⁻¹)

| | | 5 月 | 8 月 | 10 月 |
|---------|-----------|------|-------|------|
| 收 | 降水量 | 6.5 | 21.6 | 24.6 |
| | 山坡逕流量 | 0 | 0.02 | 0.09 |
| 支 | 出水口閘道水流出量 | 0.0 | 24.6 | 20.9 |
| | 入滲量 | 3.8 | 6.6 | 10.2 |
| | 蒸發量 | 2.8 | 0.6 | 1.0 |
| 總流入水量 | | 6.5 | 21.6 | 25.4 |
| 總流出水量 | | 6.6 | 31.8 | 32.1 |
| 南仁湖水文收支 | | -0.1 | -10.2 | -6.7 |

表 4. 南仁湖主湖東側臨岸之草澤植物各次調查及平均覆蓋度(%)

| 物種 | 學名 | 3 月 | 5 月 | 8 月 | 10 月 | 平均 |
|------|--|------|------|------|------|------|
| 鋪地黍 | <i>Panicum repens</i> L. | 71.1 | 72.2 | 71.9 | 66.3 | 70.4 |
| 李氏禾 | <i>Leersia hexandra</i> Sw. | 26.1 | 25.7 | 22.8 | 14.6 | 22.3 |
| 小苔菜 | <i>Nymphoides coreana</i> (H. Lév.) H. Hara | 9.2 | 9.1 | 10.0 | 2.8 | 7.8 |
| 荸薺 | <i>Eleocharis dulcis</i> (Burm. f.) Trin. ex Hensch. | 2.3 | 1.0 | 2.1 | 1.3 | 1.7 |
| 石龍尾 | <i>Limnophila trichophylla</i> Komarov | 0.2 | 1.2 | 2.4 | 2.6 | 1.6 |
| 白花水龍 | <i>Ludwigia adscendens</i> (L.) H. Hara | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| 絲葉狸藻 | <i>Utricularia gibba</i> L. | 0.0 | 0.6 | 0.1 | 0.0 | 0.2 |
| 鐵毛蕨 | <i>Cyclosorus interruptus</i> (Willd.) H. Itô | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1 |
| 紫蘇草 | <i>Limnophila aromatica</i> (Lam.) Merr. | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 錢蒲 | <i>Juncus leschenaultii</i> J. Gay ex Laharpe | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 藿香薊 | <i>Ageratum conyzoides</i> L. | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 |
| 彩葉草 | <i>Solenostemon scutellarioides</i> (L.) Codd | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 |
| 哇畔莎草 | <i>Cyperus haspan</i> L. | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 |

相較於其他月份高出許多(表 2)。5 月份因為枯水期的緣故，吧沙加魯溪旁的山坡逕流量沒有水流，且南仁湖紅土溪出水口的水並未溢出擋板，因此設定水量都是 0 mm day⁻¹。由此初

步估算在水閘門只放下一片的情形下，乾季 5 月時降水主要留存在南仁湖中，而濕季 8 月與 10 月時，南仁湖水體會由紅土溪出水口排出(表 3)。

三、植物群集與水深之季節性波動

主湖東側臨岸(圖 1)共調查到 13 種植物，除偶然出現的藿香薊和彩葉草外，其餘皆為水生植物。最優勢的鋪地黍平均覆蓋度為 70.4%，次優勢種為李氏禾為 22.3%，第三為小荇菜為 7.8%，其他植物皆低於 5.0% (表 4)。以 4 次划船記錄草澤與水面交界至山坡邊之直線距離在東及北邊都約為 10–20 m，西北及西南邊則為 40–50 m。研究期間臨岸水深大致介於 70–130 cm 之間，由 5 月的 85 cm 上升到 10 月的 113 cm，主要是夏季雨量所帶來，10 月份因為卡努颱風外圍環流帶來較大雨量，使得有部分草澤被淹沒。

於主湖西側草澤區以鋪地黍測線(圖 1 中的 2 號測線)的水深最低，平均只有 3.5 cm，即使到濕季也只有約 5.0 cm；李氏禾測線(圖 1 中的 1 號測線)約 8.0–11.0 cm；而混生測線最高約 40.7 cm，在乾季也能保持高水深(圖 3)。李氏禾測線只調查到克非亞草和李氏禾 2 種植物，以李氏禾為最優勢，平均覆蓋度為 98.5% (表 5)，植物枯萎物覆蓋度接近 0 (圖 4)。鋪地黍測線共調查到 19 種植物，其中 10 種為陸生草本植物，9 種是水生植物，以鋪地黍最優勢，平均覆蓋度為 55.7%，第二和第三優勢為李氏禾和柳葉箬，但只有 6.0% 和 3.4%，鋪地黍之覆蓋度於 3 至 6 月有上升的趨勢，而同時植物枯萎物覆蓋度由 50% 下降至 20%。8 月的植物枯萎物覆蓋度在兩優勢植物測線都上升，且鋪地黍覆蓋度顯著減少。混生測線共記錄到 13 種植物，最優勢種為李氏禾和鋪地黍，平均覆蓋度分別為 35.2% 和 21.8%，第三和第四優勢種為鐵毛蕨和水紅骨蛇，平均覆蓋度僅 1.7% 和 1.5%。由季節性的變化可看出在這短短 8 個月，混生測線中的李氏禾有逐漸增多的趨勢，而鋪地黍則逐漸減少，植物枯萎物覆蓋度在 4 月達到最高，而後下降(圖 5)。

討論

一、植物群集與水深之季節性波動

本研究鋪地黍測線的水深即使在夏季月雨量超過 200 mm 的狀況下，也不超過 10 cm，陸生植物雖然覆蓋度只有 8.1%，但物種有 11 種，包含入侵物種小花蔓澤蘭、飛機草、大花咸豐草等，若把能耐淹水也極能耐乾旱的鋪地黍 (Hossain *et al.* 1999) 也列為陸生植物種類，可說陸域化相當嚴重，調查期間在此草澤處出現南仁山柃木 (*Eurya nitida* var. *nanjenshanensis*) (表 5)，另觀察到出現干擾演替下的先驅木本植物野桐 (*Mallotus japonicus*) 和白匏子 (*Mallotus paniculatus*)，顯示已由草澤往森林生態系統演替中。

李氏禾測線累積較少植物枯萎物，而鋪地黍測線和混生測線中，以鋪地黍為優勢的樣點則具有較多的植物枯萎物(圖 4, 5)。這些枯萎物推測主要是鋪地黍產生：林藜臻 (2015) 及賴宜鈴 (2016) 發現鋪地黍在南仁湖的生長週期呈現明顯的季節變化，在春天生長，至夏季非常茂盛且佔據較大面積草澤，至秋天生長勢漸弱，在冬天產生大量的枯萎物，推測鋪地黍枯萎物累積的效應，可能會降低水深並排擠其他植物，進而有利其拓殖到原本水深較深的地區，此為鋪地黍重要的入侵策略(賴宜鈴 2016)。大約 10 年前，南仁湖以李氏禾為最優勢物種，而更早的 1985 年代，李氏禾曾被提出可能會是造成南仁湖陸域化的物種(吳首賢 2003)，而今 (2017 年) 南仁湖的草澤面積的確已增加，平均水深亦更低，最優勢的物種卻已轉成鋪地黍。鋪地黍為行 C₄ 光合路徑植物，能在高溫環境擁有較高的光合產值，比行 C₃ 光合路徑的李氏禾在相同的受光面積下能固定更多二氧化碳，變成生物量蓄積在植株中。除此之外，鋪地黍還能產生地下塊根，具有能大量繁殖特性 (Hossain *et al.* 1999, Akamine *et al.* 2007)。以南仁湖的現況看來，若是其在冬季大量枯萎，就會堆積大量的有機枯萎物，並和水土混雜，使得水體被這些枯萎物和沉積物佔據，水深變淺。這些特性都有助於鋪地黍在水深較低時的傳播和定植，使得鋪地黍在水深較低或水深降低時，更容易入侵濕地 (Smith *et*

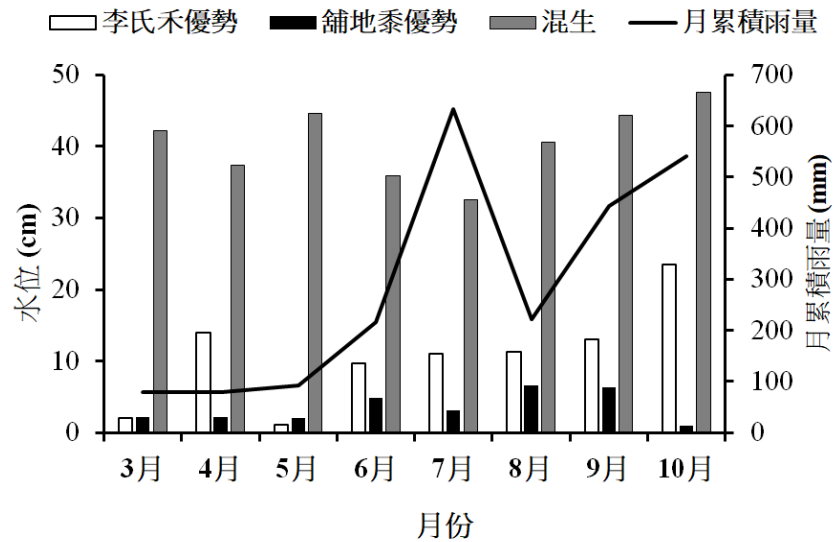


圖 3. 南仁湖主湖西側草澤區 3 條測線 2017 年之平均水位月別變化圖

表 5. 南仁湖主湖西側草澤區 3 條測線植物組成與平均覆蓋度(%)

| 習性 | 物種 | 學名 | 李氏禾測線 | 鋪地黍測線 | 混生測線 |
|----|-------|---|-------|-------|-------|
| 水生 | 克非亞草 | <i>Cuphea carthagenensis</i> | 0.08 | 0.50 | |
| 水生 | 李氏禾 | <i>Leersia hexandra</i> | 98.50 | 6.07 | 35.17 |
| 水生 | 鋪地黍 | <i>Panicum repens</i> | | 55.70 | 21.84 |
| 水生 | 柳葉箬 | <i>Isachne globosa</i> | | 3.38 | 0.00 |
| 陸生 | 五節芒 | <i>Miscanthus floridulus</i> | | 2.46 | |
| 水生 | 糯米團 | <i>Gonostegia hirta</i> | | 2.13 | |
| 水生 | 水紅骨蛇 | <i>Polygonum dichotomum</i> | | 1.73 | 1.54 |
| 陸生 | 大花咸豐草 | <i>Bidens alba</i> var. <i>radiata</i> | | 1.57 | |
| 陸生 | 小花蔓澤蘭 | <i>Mikania micrantha</i> | | 0.91 | |
| 陸生 | 千金藤 | <i>Stephania japonica</i> | | 0.71 | |
| 水生 | 竹仔菜 | <i>Commelina diffusa</i> | | 0.36 | |
| 陸生 | 頭花香苦草 | <i>Hyptis rhomboidea</i> | | 0.32 | |
| 陸生 | 飛機草 | <i>Erechites valerianifolia</i> | | 0.23 | 0.03 |
| 陸生 | 竹葉草 | <i>Oplismenus compositus</i> | | 0.20 | |
| 水生 | 荸薺 | <i>Eleocharis dulcis</i> | | 0.14 | 0.48 |
| 水生 | 定經草 | <i>Lindernia anagallis</i> | | 0.11 | |
| 陸生 | 椴葉懸鉤子 | <i>Rubus alnifoliolatus</i> | | 0.09 | |
| 陸生 | 菝葜 | <i>Smilax china</i> | | 0.04 | |
| 陸生 | 變葉山螞蝗 | <i>Desmodium heterophyllum</i> | | 0.05 | |
| 陸生 | 小葉海金沙 | <i>Lygodium microphyllum</i> | | | 0.04 |
| 水生 | 白花水龍 | <i>Ludwigia adscendens</i> | | | 0.02 |
| 陸生 | 紫背草 | <i>Emilia sonchifolia</i> var. <i>javanica</i> | | | 0.39 |
| 陸生 | 雷公根 | <i>Centella asiatica</i> | | | 0.05 |
| 水生 | 鐵毛蕨 | <i>Cyclosorus interruptus</i> | | | 1.70 |
| 陸生 | 南仁山柃木 | <i>Eurya nitida</i> var. <i>nanjenshanensis</i> | | | 0.03 |

al. 2004)。

在本研究中，4 至 5 月混生測線，顯著地由鋪地黍族群轉變為李氏禾族群優勢(圖 5)，同時鋪地黍測線卻在 4 至 5 月因生長旺盛而有

顯著的覆蓋度增加(圖 4)。推測這樣相反的現象，是因為混生測線的水深較深，且 6 月開始降雨顯著增加(表 2)，導致了混生測線水深增加，進而促進了李氏禾的生長，並抑制了較不

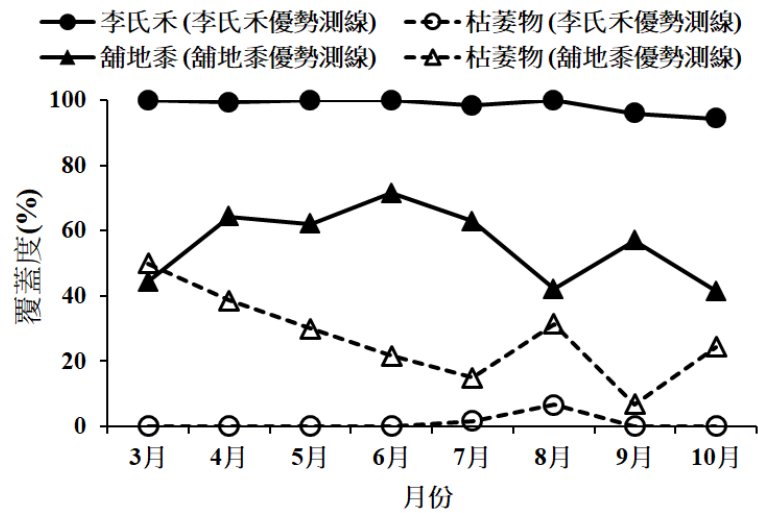


圖 4. 主湖西側草澤區李氏禾優勢測線之李氏禾、鋪地黍優勢測線之鋪地黍及 2 測線枯萎物覆蓋度月別變化圖

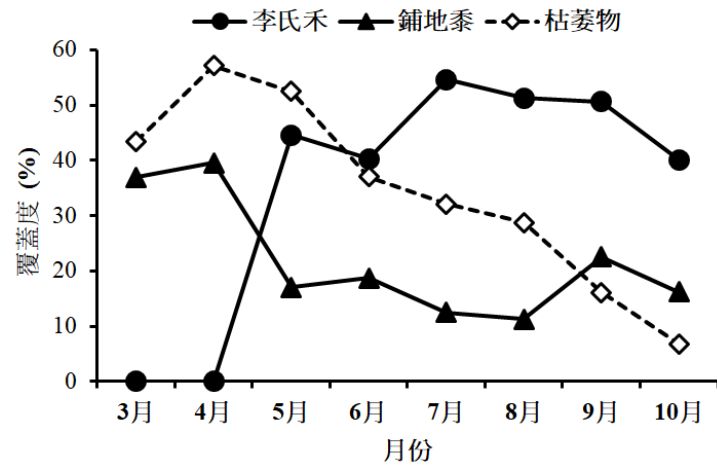


圖 5. 主湖西側草澤區互為優勢測線之李氏禾、鋪地黍及枯萎物覆蓋度之月別變化圖



圖 6. 出現在南仁湖主湖東側水面的石龍尾(*Limnophila trichophylla* Komarov)

耐深水的鋪地黍。陳依盈 (2013)在南仁湖區調查李氏禾和鋪地黍分布之水深與覆蓋度關係時，發現在水深 40 cm 以上時，有利於李氏禾形成優勢。

主湖東側草澤調查結果以鋪地黍為最優勢，由 2000 年調查(吳首賢 2003)至今，主湖東側草澤已有超過一半面積被鋪地黍所取代，且拓展出新的草澤區。利用沿草澤水面交界航跡判斷草澤分布範圍，與程建中等 (2014)在 2012 年根據衛星影像所判定的草澤範圍比較，可發現在主湖的東岸草澤增加非常迅速(圖 1 中 2012–17 草澤增長區)，鋪地黍的生長和大量枯萎物的累積，可能加速了南仁湖的陸域化過程。本調查在主湖東側記錄到石龍尾屬的半沉水植物，可能是過去濕地植物調查都以步行或穿涉水衣沿草澤邊緣行走沒有發現，此種植物具有兩型葉，沉水葉和挺水葉都為輪生，花瓣為淡紫色，花有梗(圖 6)，依照臺灣水生植物圖鑑(楊遠波等 2001)及蔡思怡 (2013)之檢索表和鑒定特徵應為石龍尾 (*Limnophila trichophylla* Komarov)。

二、延緩陸域化之策略

本研究利用長石法測量主湖的底土沉積速率在 1.8–5.4 cm yr⁻¹ (表 1)，與陳鎮東及王冰潔 (1997)以鉛-210 活性測定的沉積速率為 0.33 cm yr⁻¹ 及 3.21 cm yr⁻¹ 接近，顯示南仁湖的沉積速率，以年的尺度來看，20 年間的變化不大。在 1982 年時，主湖水較深處約 200 cm，草澤區水深則為 0–50 cm (翁坤詩 1988)，而本研究在一片寬 100 cm、高 25 cm 檔板下的乾季測得最深處為 167 cm。將 2010 年(陳依盈 2013) 與 2010–2011 年所設置的 53 個植物調查樣區(吳首賢 2003) 水深進行比較，發現平均減少了 15 cm，南仁湖確實有水深變淺的趨勢。若以目前出水口一片擋板的情況估算，主湖東側平均年沉積速率約為 5.0 cm yr⁻¹，以湖中央水深估算約 40 至 50 年內南仁湖可能淤滿，雖然本研究仍須更進一步的做更精細的測量才能確認所有水文模式中所需

的參數值如現地的降水量、主湖周圍的地表水入流量、時蒸發量等，但本研究的結果已可清楚地顯示南仁湖濕地已有陸域化的傾向。中國內陸河北白洋淀湖的陸域化問題與水質、水深、大型植物擴展及淤泥的累積為主要因子，而南仁湖則是以大型植物擴展及其枯萎所累積的有機物為主要因子，由此而造成水的深度變淺。

南仁湖在出水口閘門目前可以以兩片高 25 cm 之擋板調節水深之變化，本研究是在一片擋板的情況下，調查水文和水深等參數。但是水深 10 cm 之差異對於濕地生態系的水文、營養鹽和植物相即有很大的變化，且短時間大量的增加水深或降低水深對於濕地生物的衝擊很大，例如小型挺水植物被淹沒而無法生長，大型挺水植物則會因大量植物體被淹沒而在短期產生大量的腐敗植體，而易造成水域的優養化。南仁湖濕地擁有數種稀有之濕地植物，如紫蘇草、菲律賓穀精草(吳首賢 2003)，且為恆春半島難得的大面積淡水濕地生態系，因此建議應考慮較稀有的植物，如半沉水植物石龍尾、浮葉植物小荇菜、小型挺水植物如紫蘇草、菲律賓穀精草在不同生長期對水深的的需求，以更精細的方式隨季節和降雨狀況調控水深之變化，並移除大型禾草如鋪地黍和李氏禾來減緩南仁湖陸域化的速率。

由本研究沉積速率的初步結果顯示水文現象在移除枯萎物是重要的驅動力，建議後續計畫可建立更完整的現地水文模式，藉以模擬水深控制之影響，以做為更進一步經營管理策略之建議。

誌謝

本研究獲 106 年度墾丁國家公園管理處委託辦理計畫補助。研究期間獲得南仁山管理站全體同仁全力支援。謹此致謝。

引用文獻

- 吳首賢。2003。南仁湖水生植群生態之研究。國立屏東科技大學森林系碩士論文，103 頁。
- 呂光洋、杜銘章、陳世煌、呂紹瑜、莊國碩。1985。南仁山區之湖泊和兩棲爬蟲動物相。墾丁國家公園管理處，68 頁。
- 李松柏。2007。臺灣水生植物圖鑑。晨星出版有限公司，413 頁。
- 林藜臻。2015。李氏禾與鋪地黍在不同季節及水位生長及光合作用的比較。國立屏東科技大學森林系碩士論文，86 頁。
- 徐寶琛、陳鎮東。1989。南仁湖水質等環境因素與湖邊沼澤植物之觀察。行政院國家科學委員會，44 頁。
- 翁坤詩。1988。墾丁國家公園生態保護區內南仁山區水域之酸化程度。國立中山大學海洋地質研究所碩士論文，87 頁。
- 陳佳奇。1990。墾丁國家公園內南仁湖的地球化學。國立中山大學海洋地質研究所碩士論文，198 頁。
- 陳依盈。2013。墾丁國家公園南仁湖濕地植物組成變化之探討。國立屏東科技大學森林系碩士論文，52 頁。
- 陳擎霞、王慶麟。1985。墾丁國家公園南仁山雁鴨保護區水生植物及棲息鳥類生態研究(二)水生植物生態。中華民國自然生態保育協會，210 頁。
- 陳鎮東、王冰潔。1997。臺灣的湖泊與水庫。國立編譯館，504 頁。
- 程建中。2014。墾丁國家公園龍鑾潭與南仁湖國家重要濕地生態調查及棲地維護計畫。墾丁國家公園管理處委託研究計畫報告。屏東，238 頁。
- 楊遠波、顏聖紘、林仲剛、黃世富、郭紀凡、梁慧舟。2001。臺灣水生植物圖誌，行政院農委會。
- 蔡思怡。2013。臺灣產車前科石龍尾屬之分類研究。國立臺灣師範大學生命科學研究所碩士論文，162 頁。
- 墾丁國家公園。2017。南仁湖生態保護區。墾丁國家公園網站。
<http://www.ktnp.gov.tw/cp.aspx?n=46FC5BBFDC3C7585&s=3D7C9BFC4F86BF4A>
- 賴宜鈴。2016。南仁湖溼地生態系鋪地黍與李氏禾的競爭排斥機制研究。科技部補助專題研究計畫成果報告，24 頁。
- Akamine H, MA Hossain, Y Ishimine and H Kuramochi. 2007. Bud sprouting of torpedograss (*Panicum repens* L.) as influenced by the rhizome moisture content. *Weed Biology Management* 7:188-191.
- Cahoon DR and RE Turner. 1989. Accretion and canal impacts in a rapidly subsiding wetland II. Feldspar marker horizon technique. *Estuaries* 12:260-268.
- Carter V, MS Bedinger, RP Novitzki and WO Wilen. 1978. Water resources and wetlands. pp. 344-376. In *Greeson J, R Clark and JE Cark (eds.) Wetland functions and values: The state of our understanding*. Minneapolis, MN: American Water Resources Association Technical Publication.
- DeLaune RD, RH Bauman and JG Gosselink. 1983. Relationships among vertical accretion, coastal submergence and erosion in a Louisiana Gulf coast marsh. *Journal of Sedimentary Petrology* 53:147-157.
- Hossain MA, Y Ishimine, H Akamine, S Murayama and K Uddin SMM Kuniyoshi. 1999. Effect of burial depth on emergence of torpedograss (*Panicum repens* L). *Weed Science* 47:651-656.
- Smith DH and RM Smart. 2004. Influence of water level on torpedograss establishment in Lake Okeechobee, Florida. *Lake Reservoir Management* 20:1-13.
- Sutton DL. 1996. Growth of torpedograss from rhizomes planted under flooded conditions. *Journal of Aquatic Plant Management* 34:50-53.
- Whelan KRT and MC Prats. 2016. Measuring accretion with a feldspar marker horizon—Version 1.00. *South Florida / Caribbean Network Standard Operating Procedure NPS/SFCN/SOP—SET06*. National Park Service, Miami, Florida.
- Zhang Y, B Cui, Y Lan, Z Han, T Wang and A Guo. 2012. Four terrestrialization characteristics of Baiyangdian Lake, China. *Procedia Environmental Sciences*. 13:645-654.

附錄 1. 調查點位經緯度座標

| 調查區域 | 樣點 | 經度 | 緯度 |
|--------------------|----|------------|-----------|
| 主湖東側 | 1 | 120.865501 | 22.087173 |
| | 2 | 120.866624 | 22.087891 |
| | 3 | 120.867085 | 22.088581 |
| | 4 | 120.867126 | 22.088892 |
| | 5 | 120.865480 | 22.088479 |
| | 6 | 120.864320 | 22.088786 |
| | 7 | 120.863314 | 22.088473 |
| | 8 | 120.862276 | 22.088797 |
| | 9 | 120.862974 | 22.086347 |
| 主湖西側草澤區測線 李氏禾測線 | 1 | 120.860617 | 22.084625 |
| | 2 | 120.860533 | 22.084558 |
| | 3 | 120.860457 | 22.084472 |
| 舖地黍測線 | 1 | 120.861922 | 22.084228 |
| | 2 | 120.861915 | 22.084138 |
| | 3 | 120.861893 | 22.084046 |
| | 4 | 120.861873 | 22.083965 |
| | 5 | 120.861855 | 22.083871 |
| | 6 | 120.861834 | 22.083775 |
| | 7 | 120.861824 | 22.083693 |
| 混生測線 | 1 | 120.863131 | 22.083975 |
| | 2 | 120.863097 | 22.083895 |
| | 3 | 120.863071 | 22.083808 |
| | 4 | 120.863048 | 22.083713 |
| | 5 | 120.863031 | 22.083634 |
| | 6 | 120.863010 | 22.083547 |
| | 7 | 120.862982 | 22.083458 |
| | 8 | 120.862949 | 22.083374 |
| | 9 | 120.862921 | 22.083274 |
| | 10 | 120.862898 | 22.083201 |
| | 11 | 120.862864 | 22.083121 |
| | 12 | 120.862839 | 22.083022 |