関西自然保護機構会報17(1)：29－41，1995

原　著

琵琶湖でのコハクチョウの採食場所の移動要因としての湖面水位

― 水鳥と水草の関係解明に向けての景観生態学的研究 ―

滋賀県琵琶湖研究所　浜端悦治
新旭町水鳥観察センター　堀野善博
新旭町水鳥観察センター　粟原俊雄
新旭町水鳥観察センター　橋本万次

WATER LEVEL AS A FACTOR AFFECTING THE CHANGE OF FEEDING GROUNDS OF *CYGNUS COLUMBIANUS* IN LAKE BIWA — LANDSCAPE ECOLOGICAL APPROACHES TO THE RELATIONSHIP BETWEEN WATERFOWLS AND SUBMERGED MACROPHYTES —

Etsuji HAMABATA　*Lake Biwa Research Institute, Uchidehama, Otsu, Shiga 520, Japan.*
Yoshihiro HORINO　*Shin-asahi-cho Waterfowl Observation Center, Aiba, Shin-asahi-cho, Shiga 520-15, Japan.*
Toshio KUWAHARA　*Shin-asahi-cho Waterfowl Observation Center, Aiba, Shin-asahi-cho, Shiga 520-15, Japan.*
Manji HASHIMOTO　*Shin-asahi-cho Waterfowl Observation Center, Aiba, Shin-asahi-cho, Shiga 520-15, Japan.*

はじめに

琵琶湖は，全域にわたっての鳥獣保護区が1971年に設定されるとともに，1993年にはラムサール条約の登録湿地に指定され，水鳥にとっても重要な湖となっている。琵琶湖岸全域を対象として1989年12月に湖岸にそって実施されたセンサス調査では，58種，70,364個体の水鳥が記録されている（Sugawa, 1992）。

琵琶湖でコハクチョウ（*Cygnus columbianus*）の飛来が確認されたのは，保護区設定3年後の1974年の13羽が最初で，以後，琵琶湖北部（北湖）北東岸の湖北町から近江町にかけての姉川デルタ周辺（湖北地区）に毎年飛来し，また1980年からは，北湖西岸の安曇川デルタ北部周辺（湖西地区）でも飛来が確認されるようになった（堀野ほか，1987）。近年では琵琶湖の南部（南湖）でコハクチョウが見られることもあるが，大部分は北湖の両地区を利用している。中でも湖北地区で見られる個体数は湖西地区の3倍から7倍にも達し（堀野ほか，1990, 1991），琵琶湖での最大の越冬地となっている。

コハクチョウの琵琶湖への飛来数は，1985－86年冬の急増後200羽を越えたが，1990－91年冬からは減少傾向がみられる。また，1990年の12月には北湖東岸部のびわ町の陸上部に初めてコハクチョウが現れ，採食場所がそれまでの湖面から水田に広がるのが確認され，それ以降は陸上でしばしば目撃されるようになった。

須川・宮林（1990）は，琵琶湖に飛来する水鳥の中で，植物食のヒドリガモ（*Anas penelope*），オカヨシガモ（*A. strepera*），ヨシガモ（*A. falcata*）などが，トチカガミ科（Hydrocharitaceae），ヒル

ムシロ科（Potamogetonaceae）の沈水植物も採食していることを糞分析によって明らかにしたが，植物の種を同定するまでには至っていない。伊豆沼ではマコモ（*Zizania latifolia*）の地下茎がハクチョウ類の重要な食物植物だと考えられている（江成ほか，1994）。しかし琵琶湖でのコハクチョウは抽水植物の存在しない沖合いの湖面上で主に採食しているので，沈水植物を食べているものと思われる。

現在，琵琶湖には20種類にのぼる沈水植物が生育し，帰化植物のコカナダモ（*Elodea nuttallii*）と，在来種のクロモ（*Hydrilla verticillata*）およびセンニンモ（*Potamogeton maackianus*）が優占種となっている（浜端，1991a）。琵琶湖固有種のネジレモ（*Vallisneria biwaensis*）は1950年代以前には優占種であったが，最近では出現頻度が低下し，水深１m付近の小石から砂質の底質上で優占群落が見られるにすぎない（浜端，1991a）。沈水植物の分布には波浪が影響しており，泥地を好むコカナダモ（浜端，1991b）は深水域に，在来種は浅水域に生育し，北湖西岸では水深３m付近で両者の分布が分かれていた（浜端，1991a）。従って，琵琶湖で越冬する水鳥は浅水域に生育する在来種の水草を採食していると思われるが，それが沈水植物に及ぼす影響については，これまでほとんど研究されていない。特に，ネジレモの近年の減少と水鳥との関係は全く考慮されていない。

本研究は，沈水植物の繁茂する沿岸帯や水田等の陸上とそれらの間を移動する水鳥とを対象として，「景観を構成する各要素間の関係と，系として景観がいかに機能しているかを把握するという景観生態学」（Zonneveld, 1990）の立場から取組み，その成果を土地の計画，管理の基礎として利用しようとする試みの一つである。本報告では，水鳥がネジレモを摂食していることを明らかにし，それとの関連でコハクチョウの採食場所の移動と湖面水位との関係を検討する。

本研究の沈水植物の被食量調査では，潜水での写真撮影などで尾上の大村仁氏に，コハクチョウの遊泳数調査では，滋賀県立朽木いきものふれあいの里センターの松見茂氏，新旭町の水尾佳代子さん親子に，多大の協力をいただいた。滋賀県自然保護課，同水政室，湖北町水鳥公園湖北野鳥センターからは貴重な資料を提供していただいた。雁を保護する会の宮林泰彦さんには，水鳥関連の文献の入手にあたって便宜をはかっていただいた。一部の図の作成にあたっては，前中久行名城大学助教授のプログラム「プロッタ君」を利用させていただいた。日本鳥学会会員の須川恒氏には，議論を通じて本研究を実施する上で貴重な刺激を与えていただいた。吉良竜夫前琵琶湖研究所長には研究全般に多くの教示をいただくとともに，多忙の中論文の校閲をしていただいた。以上の方々に厚くお礼申し上げる。なお，本研究の一部は琵琶湖研究所のプロジェクト研究「景観生態学的手法の応用に関する研究」として実施したものである。

調査方法および調査地点

琵琶湖に飛来する水鳥のうち，水草を採食していると考えられているヒドリガモ・オカヨシガモ・ヨシガモなどは姉川デルタ，安曇川デルタ付近に特に多く分布する（須川，1991）。またコハクチョウも，多数が見られるのは，この両地域である（堀野ほか，1993）。本研究では，湖北地区の湖北町で沈水植物の水鳥による食害の可能性を調べるとともに，湖西地区の新旭町と今津町とでコハクチョウの遊泳数調査を行った（図１a）。

1. 沈水植物の被食量調査

1993年10月24日に，湖北町の今西港沖約370mの水深約１m前後の浅水域に調査区を設けた（図１b）。この地域は，沖合いには砂礫質で水深１m

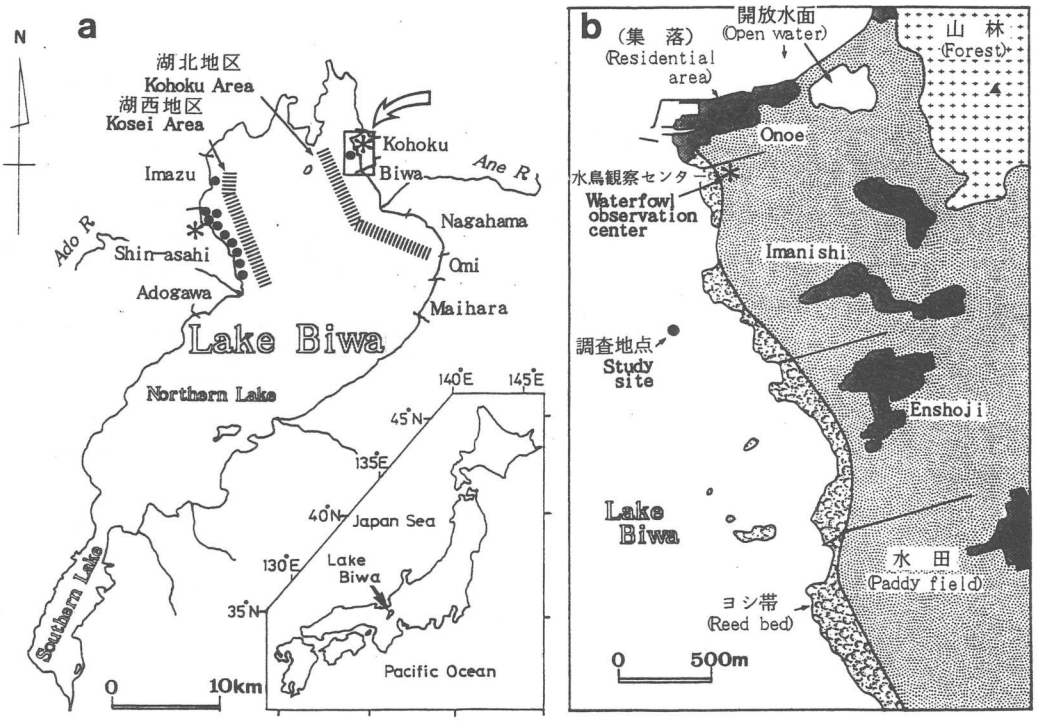


図1 調 査 地 点 図.

前後の瀬が広がっており，琵琶湖全域でみると少なくなったネジレモが，まだ群落の状態で比較的多く見られる数少ない場所である。

平均水位からの水深で約115cm（Ao（114cm），Ac（118cm））と，約90cm（Bo（94cm），Bc（90cm））の2カ所にそれぞれ2つずつの方形区を設けた。いずれも2m×2mの大きさで，50cmごとに杭を打ち，16の小方形区に区切った。杭を打ち込む際に，約40cmを湖底面上に残しておき，各水深の一方の方形区（Ac, Bc）ではそれらの先端に漁網を張り，水鳥が採食できないようにした。同様の調査を陸上部で行ったPercival・Houston（1992）は，水鳥の被食を避け，かつ遮蔽効果を少なくするために，側方をネットで囲い，上方にはロープを十字に張ったケージを用いた。しかし水中では上方からのみ採食が行われるために，また波浪の影響による違いを避けるために，上面だけを漁網で覆った。

10月24日と1ケ月後の11月25日に写真を撮影し，この写真を基に水草の被度を測定した。また琵琶湖の平均水位が−42cmであった11月11日には，側方からの写真撮影も行った。

2. コハクチョウの遊泳数調査

琵琶湖北部西岸の新旭町と今津町で，コハクチョウの飛来が初めて確認された翌年の1981年秋から1993年春まで，湖岸に飛来するコハクチョウの個体数調査を行った。安曇川デルタ北部の新旭町から今津町にかけての地域に観察地点10カ所を設け(図1a)，11月1日から3月31日までの火曜日を除く毎朝午前7時から8時の間に，双眼鏡・望遠鏡によって湖上に遊泳しているハクチョウの個体数を調べた。

湖西地域ではコハクチョウに対する給餌が，1993年の1月から3月までの1度だけ，安曇川デルタの水田（安曇川町川島）で行われたことがあるが，それ以前のコハクチョウはほぼ自然状態で採食していた。また，調査では湖岸付近の水田などに飛来しているコハクチョウの数も記録したが，ここでは，水生植物と飛来羽数との関係を明らかにする目的から，湖上で遊泳している個体数のみをあつかった。

結　果

1. 水草の種類組成と生活史の概要

姉川や安曇川のデルタ付近では，現在でも多くの沈水植物が見られる。浅水域では，在来種のヒロハノエビモ（*Potamogeton perfoliatus*），ヒロハノセンニンモ（*P. leptocephalus*），ササバモ（*P. malaianus*），オオササエビモ（*P. anguillanus*），ネジレモ（*Vallisneria biwaensis*），コウガイモ（*V. denseserrulata*）などが混合集落を作り，深くまで生育が可能なクロモ（*Hydrilla verticillata*）やセンニンモ（*P. maackianus*）がそれに加わる。コカナダモ（*Elodea nuttallii*）も見られるが，この種の分布の中心は深水域にある。センニンモを除く前者のグループは，春に成長を開始し，夏の終わりに最大の現存量となり，霜が下りるころまで生育し，その後は地下茎や塊茎，殖芽，種子などで越冬するが，センニンモやコカナダモは秋遅くから成長を開始し，初夏に現存量が最大となる。センニンモは地下茎を持つが，北米原産の帰化植物のコカナダモは特別な越冬器官を作らず，古い植物体あるいは秋に出たシュートのままで越冬する。

今回特に調査対象としたネジレモは，地中に匍匐枝を延ばし，その先に新芽を順次つける（図2）。夏以降，長く延びた旧葉の先端から次第に枯れはじめるが，匍匐枝の先端付近の小型の新葉は

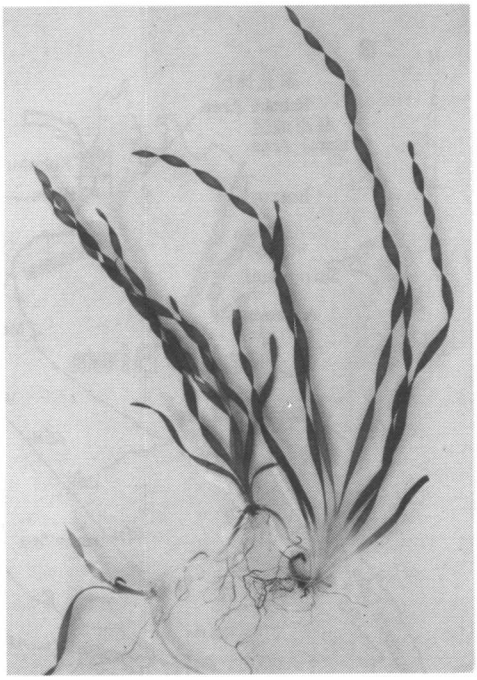


図2　匍匐枝で栄養繁殖を行うネジレモ.

12月になっても生きている。

琵琶湖で越冬する水鳥は早いものでは9月ごろから飛来し始めるため，センニンモやコカナダモなどのような冬でも地上部（水中部）を持つ種類のみならず，他の沈水植物も地上部を残しており，採食の対象となっていると考えられる。またさらに季節が進んでも，大部分の在来種の水草はいずれも地下茎や塊茎を持つため，それらが採食されている可能性は高い。

2. 写真からの被度測定

今西沖に設置した4つの方形区の各小方形区ごとに，10月末と11月末に撮影した写真から被度(%)を求めた。深いA区の方が，浅いB区に比べて初期の被度が高かった。前者のA区では，10月にはネジレモが優占していたが，11月にはセンニンモが目立つようになった。11月にもネジレモの小さ

表1　湖底に設置された方形区で測定された沈水植物の被度の変化.
（平均値±標準偏差）. AcとBcの2方形区を漁網で覆った.

方形区	10月24日		11月25日		残存率(11月／10月)
	ネジレモ(%)	その他(%)	ネジレモ(%)	その他(%)	
Ao	20.9±16.5		4.3±4.1		0.32±0.42(n=16)
Ac	70.4±19.4		46.9±15.0		0.71±0.28(n=16)
Bo	2.6±4.1	9.9±7.7	0.1±0.3	3±3.3	0.04±0.10(n=7)
Bc	6.6±7.7	6.7±3.3	5.3±5.3	1.8±3.4	1.01±0.49(n=10)

な芽は存在したが，センニンモに覆われたものは識別できなかった。浅いB区ではネジレモ以外の水草が少なく，10月，11月ともにネジレモは十分識別できた。上記2種以外にクロモ，オオササエビモ，*Potamogeton* sp や，糸状藻類などもみられた。

方形区での被度の平均値の変化を表1に示す。各水深ごとの2つの方形区は，ほぼ隣接して置いたために同程度の被度の場所が選べず，10月の初期段階での被度にかなりの違いがあったが，ネットの有無による被度変化の差は明瞭であった。各小方形区ごとに求めた10月の被度に対する11月の被度の割合（11月被度／10月被度＝残存率：10月の被度が0の小方形区は除く）は，Aoでは3割でしかなかったが，ネットをかぶせたAcでは7割が残っており，残存率の平均値はAo, Ac 間で有意に異なった（F検定，$0.001<P<0.01$）。また浅水域のネジレモでは，10月にはすでに若い芽の短い葉しか残っていなかったためか，ネットをかぶせたBcでは11月までにほとんど被度の変化がなかった。しかしBoでは被度がほぼ0となり，BcとBoの間で被度ベースの植生残存率が大きく異なった（U検定，$P<0.05$）。このような違いは，水鳥による摂食の結果と考えてよいであろう。

湖西地区の湖面上のコハクチョウの遊泳個体数

湖西地区で観察した1日あたりの遊泳個体数の変化を図3に示す。コハクチョウは，10月下旬から11月上旬に飛来し，11月下旬から12月上旬に個体数が最大に達し，その後しだいに減少し，1月半ばから3月下旬の間に湖面から見られなくなった。

一冬での最大の個体数は，1981－82年冬から1985－86年冬の期間では20羽程度であったが，1986－87年冬を境に急増し，約60羽を数えた。また1986－87年冬以降は，一冬の間でも遊泳個体数が大きく変化するようになった。

議　論

1. コハクチョウの主要な餌

ヨーロッパのコハクチョウ（*Cygnus columbianus bewickii*）が最も好む餌として，しばしばリュウノヒゲモ（*Potamogeton pectinatus*）の塊茎があげられる（Dirksen et al., 1991；Beekman et al., 1991）。またヒロハノエビモ（*P. perfoliatus*）も，多くはないが食べられる（Dirksen et al. 1991）。ハクチョウではないが，カナダのユーコン地域南部における水鳥の秋の集結地では，シジュウカラガン（*Branta canadensis*）は浅水域に生育するヒルムシロの1種（*P. richardsonii*）の地下茎を最も好むという（Coleman・Boag, 1987）。

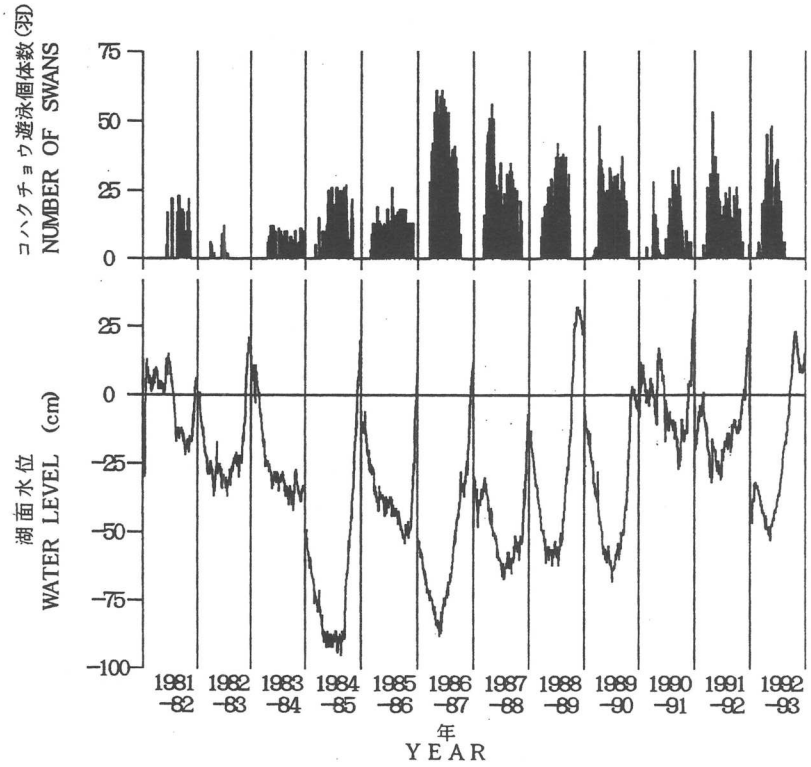


図 3　湖西地区におけるコハクチョウの日遊泳個体数と湖面水位.
各年度とも10月から3月までの半年間のみを示す.

Kondratiev (1991) は, *Cygnus bewickii* (カラーマーキングから, 日本で越冬することが確かめられており, コハクチョウと同一種と考えられる) が, 繁殖地の東シベリア海沿岸では, ヒルムシロ属などの繁茂する浅い入り江を営巣場所に選ぶことを報告しており, 越冬地の日本でもヒルムシロ属を食べていると考えられる。

コハクチョウが *Vallisneria* (セキショウモ属) を食べているかどうかは明らかではないが, 長野県下の湖沼で採集したガンカモ科鳥類の消化管の内容物を調べた羽田 (1962) は, ヒドリガモ, ヨシガモ, ホシハジロ (*Aythya ferina*) がセキショウモ (*V. natans*) の越冬芽や葉を高い割合で採食していることを報告している。また形態的によく似たアマモ (*Zostera marina*) が, オランダの湖で淡水化がされる前にはリュウノヒゲモと並んで, コハクチョウの重要な餌であった (Dirksen et al., 1991)。コクガン (*Branta bernicla*) にとってもアマモが重要な食物であることはしばしば報告されている (Ranwell・Downing, 1959)。セキショウモ属の他の種と同様, ネジレモ (*V. biwaensis*) は冬期でも栄養に富んだ地下の匍匐枝を残しており, これらの状況から判断すると, コハクチョウがネジレモを採食する可能性は高い。

またヨーロッパのコハクチョウは, イギリスの Ouse Washes 湿地ではスカシタゴボウ (*Rorippa palustre*) の根を, また陸上ではシロツメクサ (*Trifolium repens*) の匍匐枝を好み (Owen・Cadbury, 1975), さらに耕作地では, 放棄されたビートやジャガイモを採食する (Owen・Cadbury, 1975 ; Beekman et al., 1991)。ハイコヌカグサ (*Agrostis stolonifera*) や *Alopecurus geniculatus*

（スズメノテッポウ属）などの草本の葉もコハクチョウの重要な餌となるが（Owen・Cadbury, 1975），地下茎や匍匐枝などが餌として特に好まれる部位であるようだ。

2. 方形区での被度の減少とコハクチョウ

方形区を設置した場所の北方約900mにある湖北町水鳥公園湖北野鳥センターでは，センター付近に飛来した水鳥の数が記録されている。それによると，コハクチョウは1993年10月15日の2羽を初めとして，10月28日の36羽，11月7日には南の延勝寺地先での80羽が確認されており，10月末から11月初めに多く飛来したことがわかる。またこの1993－94年冬に記録された最大数は189羽，確認された終日は1994年3月6日であった。

方形区を設置したのは10月24日で，コハクチョウの集団の飛来と相前後している。また，1993年9月～12月の琵琶湖の水位の変化（図4）をみると，この冬の最低水位である－42cmは，調査期間中の11月10日～12日に記録されたことがわかる。伊豆沼ではハクチョウ類が水深約80cm程度までのマコモの地下茎を採食しており（江成ほか，1994），また同程度の水深まで採食可能なことはヨーロッパのコハクチョウでも報告されている（Owen・Cadbury, 1975）から，今回設置した方形区の水草はいずれもコハクチョウの採食の対象になったと考えられる。水中での採食行動を直接観察することはできなかったが，ネットをかぶせなかった方形区では直径50cm以上，深さ十数cmの穴が掘られていた（図5）。ハクチョウは基質から塊茎や地下茎をよりわける際に，まず足で掘り起こす。そのため湖底には平均で深さ25cm，直径で1.5mにも及ぶ穴が掘られるといわれており（Beekman et al., 1991），今回みられた穴も，ハクチョウによるものと思われた。以上の点から判断して，ネットをかぶせなかったAoとBoで水草の被度が著しく低下したのは，コハクチョウの採食によると判断した。

3. コハクチョウの飛来数と水位

ヒドリガモが陸上の芝地などで採食する光景は琵琶湖岸でよくみられるが，コハクチョウも1990

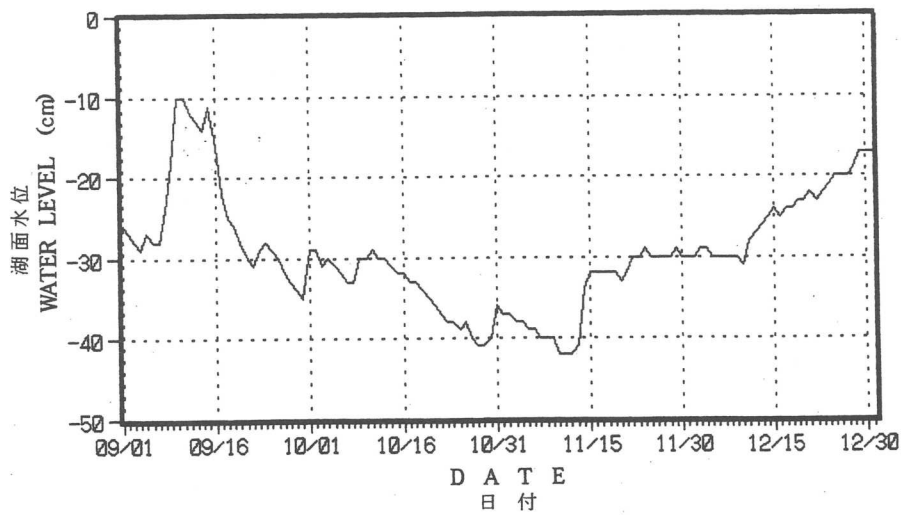


図4 1993年9月～12月の湖面水位の変化.

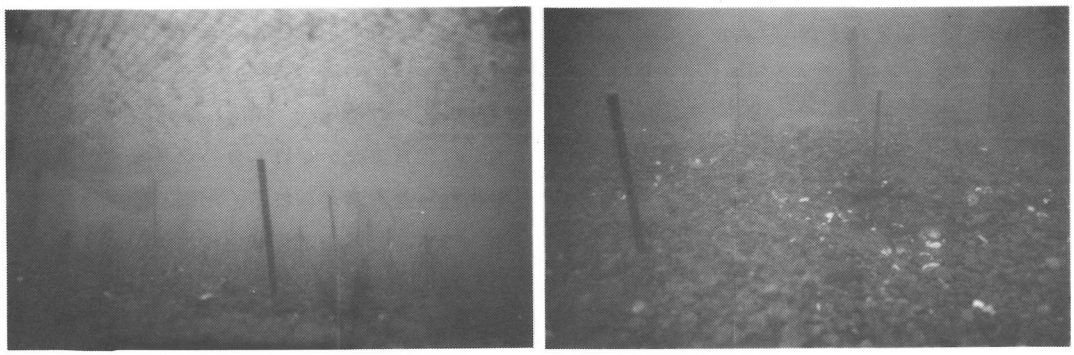


図5　漁網で覆った方形区Bc（左）と覆われていなかったBo（右）の実験開始後半月後の水中写真.

年12月に北湖東岸のびわ町の水田で目撃されて以来，湖上から陸上部へ移動するのがしばしば観察されるようになった。こうした現象に対して，湖底の水草の減少（堀野ほか，1993），底質の変化に伴う水草の種類組成の変化など，いくつかの原因が考えられてきた。

コハクチョウは冠水している湿地を好み，その分布は食物の供給量によって決まるといわれているが（Rees, 1990），今回の調査地に多く見られたヒルムシロ属の数種やネジレモなどの在来種はいずれも地下茎や匍匐枝を持ち，安定した群落を維持しており，コハクチョウの飛来数の年変動を左右するほどの現存量の変化があったと考えるのは困難だ。帰化植物のコカナダモはかなりの年変動をするが，この種は3m以深を主な分布域とする（浜端，1991a）ので，水鳥の主要な餌になっているとは考えにくい。

イギリスのOuse Washesでのコハクチョウ（*Cygnus columbianus bewickii*）は，1969～1975年の6冬の間に，沼地の自然植生から，保護地で給餌された穀物へ，ついで農地に捨てられたジャガイモなどへと採食対象を変えた。特に沼地から陸上へと採食対象を変えた原因としては，沼地の氾濫などが指摘された（Owen・Cadbury, 1975）。またBeekman et al.（1991）も，水位上昇にともない，コハクチョウが湖で採食できなくなったとき，そばの耕作地へ移動し，水位が低下するとともに再び湖へ戻ったことを報告しており，水鳥たちの採食場所の移動の原因として，水位変動を考慮する必要がある。

図3は，1981年から10年間の10月から3月までの湖西地区でのコハクチョウの湖上での遊泳数と，琵琶湖の水位変化とを示す。琵琶湖の水位は流入水量に応じて変化するが，一方瀬田川の流出口に設けられた洗堰の操作によって人為的にも調節されている。1984－85年冬には1984年夏・秋の雨量不足により－95cmという異常水位低下を経験したが，その後も1989－90年冬までは，春の融雪水の流入にそなえて毎年－60cm付近まで水位が下げられていた。しかし1990－91年冬からは，水位の大幅な低下は行われなくなった。

湖西地区にコハクチョウが来始めた当初の1981－82年冬から1985－86年冬までは，個体数がまだ少なく水位との関係は明瞭ではないが，個体数が急激に増加した1986－87年冬以降では，水位低下にともなって次第に個体数の増加する傾向が読み取れる。個体数の記録のあるすべてのデータについて，個体数と水位との相関係数を求めると r＝

−0.61（n＝606）となり，有意な相関関係が見られた（t 検定，P＜0.001）。これは，琵琶湖の沈水植物が水深 1 m 前後より深い場所で，優占群落を形成する（浜端，1991a）ことと関係していると考えられる。

さらに，個体数が増加する一方で水位の変動も大きかった1986−87年冬から1989−90年冬の期間のみを取り出し，個体数（Y）と水位（X）との回帰式を求めると，Y＝−0.541×X−5.03 となった（r＝−0.55，n＝353；t 検定，P＜0.001）。この回帰式を求めた期間と，それ以前と以後の期間とで水位と個体数との関係を比較すると，この期間より前では回帰線よりも個体数は少なく，以後では多くなる傾向がみられた（図 6 ）。これは1984−85年冬の異常渇水がきっかけとなって，湖西地区に飛来するコハクチョウの数が増加したことを示すとともに，コハクチョウは水位が下げられた期間以前は比較的疎な利用をしていたが，以後は過密な利用を強いられていることを示す。

毎年 1 月15日を基準日とする環境庁の提唱によるガンカモ科水鳥の生息調査（以下，一斉調査と呼ぶ）を，滋賀県でも実施している。湖西地区での調査ほどの精度はないが，ハクチョウ類（少数のオオハクチョウなどを含む）は識別が容易であるから，全県的な個体数の経年変化を把握するには良い資料となる。この資料（滋賀県自然保護課，1993）による毎冬のハクチョウ類の個体数と最低水位とを図 7 に示す。前述のように，湖西地区での個体数の増加は異常渇水の年よりも 2 年遅れる傾向を示したが，一斉調査の結果では，異

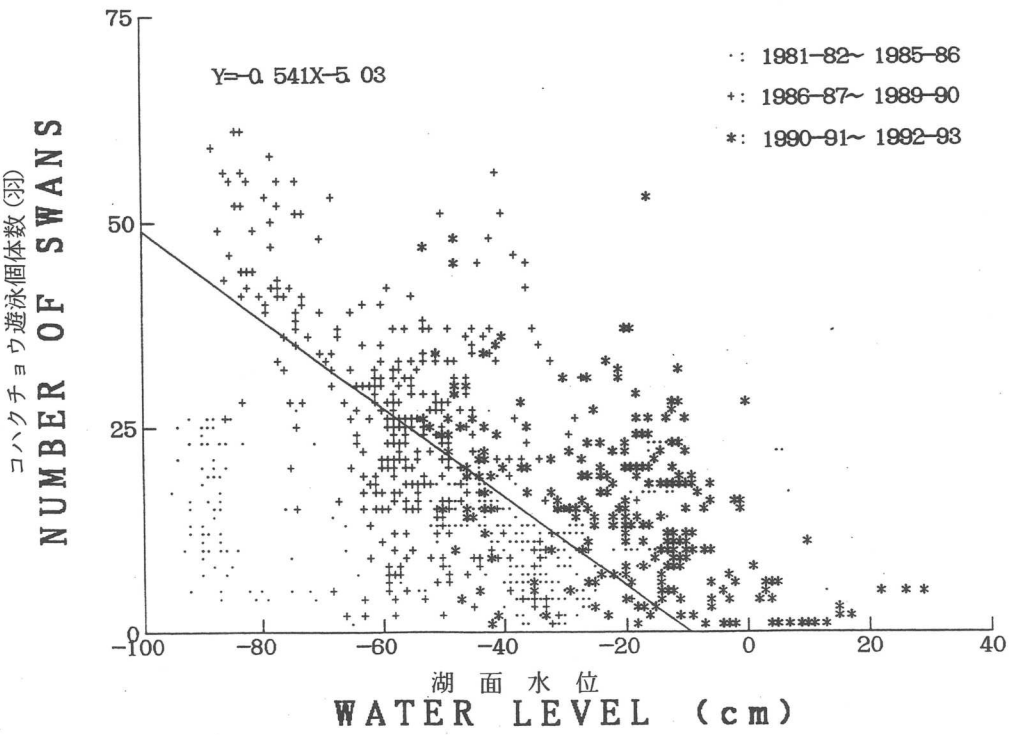


図 6　湖西地区でのコハクチョウの日遊泳個体数と湖面水位とで見られた負の相関関係（r＝−0.61，P＜0.001，n＝606）.

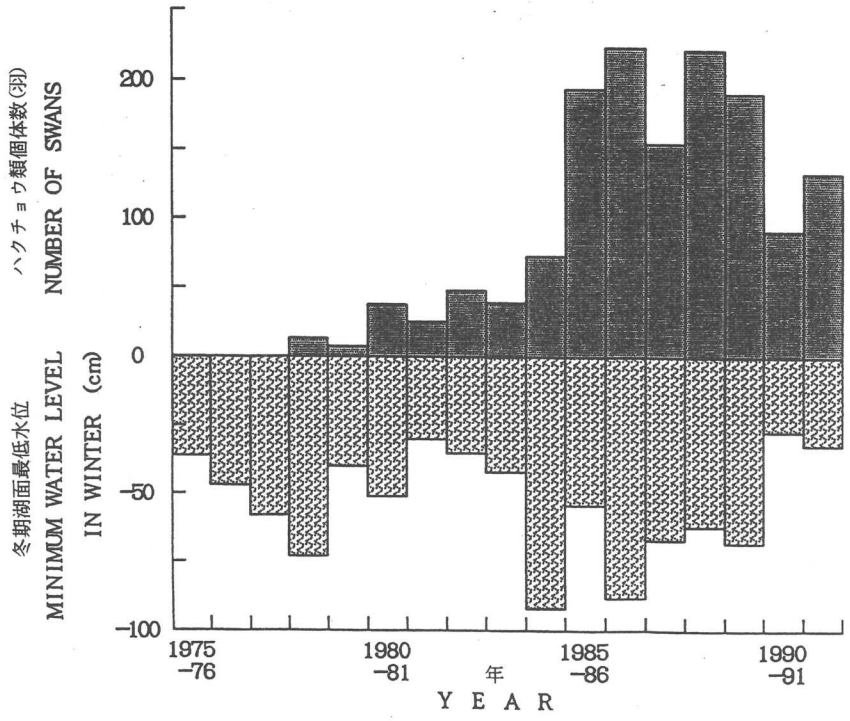


図7　琵琶湖全域でのハクチョウ類の個体数の経年変化と冬期湖面最低水位との関係.

常渇水の翌年の1985－86年冬からその前年までの2倍以上の194羽に増え，異常渇水を契機にハクチョウ類の飛来数が急激に増加したことは明らかである。北湖の姉川や安曇川のデルタ付近には，コハクチョウの餌と考えられる在来種の水草帯が広がっているが，それらは水深1m付近より深くに分布しており，コハクチョウは水深80cm付近までは採食可能であることを考えると，湖面水位の異常低下がコハクチョウにより多くの餌を供給したことが，以後の個体数増加をもたらしたものと思われる。

4. 水鳥の望ましい湖岸利用に向けて

1985－86年冬の一斉調査におけるコハクチョウ194羽の地区別の内訳をみると，17羽が湖西地区，177羽が湖北町から米原町にかけての湖北地区であった（滋賀県自然保護課，1986）。前年の異常渇水を契機に急増したコハクチョウの大部分は，まず湖北地区を利用し，翌年に湖西地区へと活動域を拡大した。水位が－60cm程度まで下がり餌が十分とれた1985－86年冬以後の6冬の間は，コハクチョウはその両地区で越冬したが，冬期の最低水位が－27cmに過ぎず，湖面上での採食が困難となった1990－91年冬には，水田への飛来が目撃されるようになった。その後の冬も水位がかつてほど下がらず，陸上や南湖へ移動するようになった。コハクチョウが湖北地区，湖西地区，陸上，南湖という順位で，生息地を選んでいることがわかる。

イギリスのOuse Washesでは，当初氾濫などの原因からコハクチョウは採食対象を変えたが（沼地の自然植生，保護地で給餌された穀物，そ

して農地へ），その後は，水位の状態にかかわらず陸上での採食を習慣とするようになったという（Owen・Cadbury, 1975）。この例から類推すると，冬期水位が今後も下がらない場合，琵琶湖のコハクチョウも恒常的に陸上部へ飛来するようになることが予想される。コハクチョウは沖合いの小さな島や浅瀬をねぐらとしているため，陸上部で採食する場合は相当の距離を飛ばねばならない。Owen・Cadbury（1975）は，冬期のハクチョウの最大の死亡要因が送電線などとの衝突であることを明らかにするとともに，穀類の給餌が鉛中毒の危険性を伴うことも指摘している。さらに近年は，水鳥の農地利用による収量減少の算定が試みられるほど（Percival・Houston, 1992；など），水鳥によって農作物が害を受けているという意識が増加してきており（Owen・Cadbury, 1975），水鳥による陸上部の恒常的な利用は琵琶湖でも今後この種の問題を引きおこす可能性がある。

一方，琵琶湖の固有種であるネジレモの現在の主な分布地は，姉川と安曇川の両デルタに広がる砂地の浅水域であって，水鳥の飛来地と重なっており，水鳥のグレージングがこの水草をさらに減少させる危険性がある。しかし，琵琶湖の沈水植物群落については，水鳥による被食圧のみならず，塊茎や地下茎等といった水草の越冬器官の現存量さえほとんどわかっていない。ヨーロッパのコハクチョウがリュウノヒゲモの塊茎の現存量密度の高い群落を採食対象とする場合，一定の密度以下になると食べなくなることが知られているが（Beekman et al., 1991），同様のことが琵琶湖でもみられるのか，今後確かめなければならない。

湖岸では，水生植物帯と水田などの農地という異なる「エコトープと呼ばれる生態系の場」（Haber, 1990a）が汀線を境に接している。コハクチョウをはじめとする水鳥たちがこれらの系の間を移動し，採食や排泄を繰り返すと，系相互間の栄養塩の移動などにおいて重要な役割を果たすことになる。環境の適正化には景観生態学の手引きが必要となるが（Haber, 1990b），本論文であつかった水鳥に関してだけでも，土地利用等に対して合理的な指針を与えるには，琵琶湖での情報はまだまだ不足している。

摘　要

1. 水鳥の越冬地としても重要な湖となっている琵琶湖で，コハクチョウ（*Cygnus columbianus*）がネジレモを採食していることを明らかにするとともに，採食場所の移動と湖面水位との関係を検討した。

2. 琵琶湖北部東岸の水深1m付近に生育するネジレモ（*Vallisneria biwaensis*）の群落の2ケ所に，それぞれネットを張った方形区と張らない方形区とを設け，コハクチョウ飛来後の10月末からの1ケ月間の沈水植物の被度の変化を調べた。

3. さらに琵琶湖北部西岸の観察地点において，毎朝，湖上に遊泳しているコハクチョウの個体数を，1981年秋から1993年春までの12回の冬について調べた。

4. 方形区での1ケ月間の沈水植物の被度の変化は，ネットの有無による違いが明瞭であった。調査期間中に湖面水位が低下し，方形区での沈水植物がコハクチョウに採食可能であったこと，ネットの張られていなかった方形区でコハクチョウによるとみられる大きな穴が掘られていたことなどから，コハクチョウの採食によってそれらの方形区で被度が著しく低下したと考えた。

5. コハクチョウの遊泳個体数と湖面水位との間には有意な逆相関関係（$r=-0.61$, $P<0.001$, $n=606$）がみられた。また滋賀県が毎年実施している一斉調査の結果から，1985－86年冬にコハクチョウが急増していることがわかり，その増加には，前年の冬の異常渇水がきっかけとなったと考

えた。

6. 冬期の低水位は，深くに生育している沈水植物をコハクチョウにとって利用可能なものとし，それが個体数の増加を引き起こし，逆に，1990年以降の高水位は，湖での採食を困難にし，水田等への移動の原因となったと考えた。

引用文献

Beekman, J. H., Eerden, M. R. Van & Dirksen, S. 1991. Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* utilising the changing resource of *Potamogeton pectinatus* during autumn in the Netherlands. Wildfowl, Special Supplement No. 1 : 238－248.

Coleman, T. S. & Boag, D. A. 1987. Canada Goose foods : their significance to weight gain. Wildfowl, 38 : 82－88.

Dirksen, S., Beekman, J. H. & Slagboom, T. H. 1991. Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* in the Netherlands : numbers, distribution and food choice during the wintering season. Wildfowl, Special Supplement No. 1 : 228－237.

江成敬次郎・中山正与・斉藤孝市・鈴木淳・柴崎徹・佐々木久雄. 1994. 水鳥の飛来による水質汚濁とその防止対策. 用水と排水, 36(2) : 22－28.

Haber, W. 1990a. Using landscape ecology in planning and management. "Changing landscapes : an ecological perspective"(eds. Zonneveld, I. S. & Forman, R. T. T.), 217－232. Springer, New York.

————. 1990b. Basic concepts of landscape ecology and their application in land management. Physiol. Ecol. Japan, 27(Special Number) : 131－146.

浜端悦治. 1991a. 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究(1) 潜水調査による種組成と分布. 日生態会誌, 41 : 125－139.

————. 1991b. 琵琶湖の沈水植物の分布と地域区分. 「滋賀県琵琶湖研究所プロジェクト研究報告書 No. 90－A 05 琵琶湖湖岸の景観生態学的区分」, 35－46. 滋賀県琵琶湖研究所, 大津市.

羽田建三. 1962. 内水面に生活する雁鴨科鳥類の採食型と群集に関する研究XⅢ. 雁鴨科鳥類の食物. 生理生態, 10 : 98－129.

堀野善博・桑原俊雄・橋本万次. 1990. みずどり新旭町水鳥観察センター報告書 平成元年度. 39pp. 新旭町教育委員会・新旭町水鳥観察センター, 滋賀県高島郡新旭町.

————・————・————. 1991. みずどり新旭町水鳥観察センター報告書 平成2年度. 23pp. 新旭町教育委員会・新旭町水鳥観察センター, 滋賀県高島郡新旭町.

————・————・————. 1993. みずどり新旭町水鳥観察センター報告書 平成3・4年度. 19pp. 新旭町教育委員会・新旭町水鳥観察センター, 滋賀県高島郡新旭町.

————・————・水尾佳代子. 1987. 琵琶湖西岸のコハクチョウ（昭和56年度から61年度までの記録）. 23pp.

Kondratiev, A. YA. 1991. The distribution and status of Bewick's Swans *Cygnus bewickii*, Tundra Swans *C. columbianus* and Whooper Swans *C. cygnus* in the 'Extreme Northeast' of the USSR. Wildfowl, Special Supplement No. 1 : 56－61.

Owen, M. & Cadbury, C. J. 1975. The ecology and mortality of swans at the Ouse Washes, England. Wildfowl, 26 : 31－42.

Percival, S. M. & Houston, D. C. 1992. The

effect of winter grazing by barnacle geese on grassland yields on Islay. Journal of Applied Ecology, 29 : 35－40.

Ranwell, D. S. & Downing, B. M. 1959. Brent goose (*Branta bernicla* (L.)) winter feeding pattern and Zostera resources at Scolt Head Island, Norfolk. Anim. Behav., 7 (1－2) : 42－56.

Rees, E. C. 1990. Bewick's Swans : their feeding ecology and coexistence with other grazing Anatidae. Journal of Applied Ecology, 27 : 939－951.

滋賀県生活環境部自然保護課. 1993. 1992年度鳥獣関係統計（平成４年度分集計）. 42pp. 滋賀県.

滋賀県自然保護課. 1986. 鳥獣関係統計（昭和60年度分集計）. 27pp. 滋賀県.

須川　恒. 1991. 水鳥の分布状況と地域区分.「滋賀県琵琶湖研究所プロジェクト研究報告書 No. 90－A 05　琵琶湖湖岸の景観生態学的区分」, 65－79. 滋賀県琵琶湖研究所, 大津市.

Sugawa, H. 1992. Birds in Lake Biwa and conservation for their habitats. "Towards wise use of Asian Wetlands ; Proceedings of the Asian Wetland Symposium 15－20 October 1992, Otsu and Kushiro, Japan"(eds. Isozaki, H., Ando, M. & Natori, Y.), 161－166. International Lake Environment Committee Foundation, Kusatsu, Japan.

須川　恒・宮林泰彦. 1990. 平成元年度琵琶湖研究所委託研究報告書　水鳥の分布現況と地域区分に関する研究. 70pp. 滋賀県琵琶湖研究所, 大津市.

Zonneveld, I. S. 1990. Scope and concepts of landscape ecology as an emerging science. "Changing landscapes : an ecological perspective" (eds. Zonneveld, I. S. & Forman, R. T. T.), 3－20. Springer, New York.