

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE
Sede Amministrativa del Dottorato di Ricerca

XX CICLO DEL
DOTTORATO DI RICERCA IN
METODOLOGIE DI BIOMONITORAGGIO DELL'ALTERAZIONE
AMBIENTALE

**Interazioni tra avifauna ittiofaga ed attività produttive
nella laguna di Grado e Marano**

(Settore scientifico-disciplinare BIO 05)

DOTTORANDO
Mauro Cosolo

COORDINATORE DEL COLLEGIO
DEI DOCENTI
Chiar.mo Prof. Mauro Tretiach
Università degli Studi di Trieste

RELATORE
Università degli Studi di Trieste
Chiar.mo Prof. Enrico Ferrero

CORRELATORE
Università degli Studi di Trieste
Dott. Stefano Sponza

Abstract

Data la dieta ittiofaga ed i consistenti aumenti registrati a livello europeo a partire dagli anni ottanta, il Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) è oggetto di ricerche mirate a quantificarne l'impatto sulle attività di acquacoltura. In Friuli Venezia Giulia queste attività corrispondono alle valli da pesca della laguna di Grado e Marano. Il presente lavoro ha come obiettivi il monitoraggio della popolazione di Cormorano, l'analisi della dieta, lo studio delle strategie comportamentali adottate nel foraggiamento e l'analisi dell'impatto nelle valli da pesca. Il periodo di studio va dall'inverno 2004/2005 al mese di febbraio 2008. Con i monitoraggi mensili si evidenzia un aumento della popolazione svernante nella zona costiera. Dall'analisi della dieta emerge un consumo prevalente di Passere (*Platichthys flesus*) e di Cefali (Mugilidae). L'analisi del comportamento di foraggiamento con le videoriprese relative a 230 Cormorani evidenzia che le caratteristiche ecologiche di queste due specie ittiche ne condizionano il comportamento ed il relativo successo di predazione. La Passera, specie bentonica e poco mobile, risulta una preda di facile cattura con strategia da *anticipatory breather*. Inoltre la distribuzione spaziale a *patch* di questa specie ittica ne facilita la ricerca. I Cefali invece, presenti lungo tutta la colonna d'acqua e molto mobili, determinano una difficoltà di cattura che si riflette in una strategia da *reactive breather* nella ricerca, ma passaggio ad *anticipatory* nella cattura. Per quanto riguarda le valli da pesca, nel presente lavoro si mette in luce che queste aree non sembrano essere favorevoli per l'attività trofica del Cormorano, in considerazione delle caratteristiche ecologiche di Branzini (*Dicentrarchus labrax*) ed Orate (*Sparus auratus*), che risultano simili ai Cefali. Si registrano gruppi consistenti di Cormorani in foraggiamento sociale, e quindi un impatto, solo in concomitanza delle attività di raccolta del prodotto ittico, che vengono effettuate in bacini di limitata estensione con elevate densità di pesce. Queste attività gestionali sembrano determinare gli eventi di foraggiamento sociale.

1. Introduzione

L'uomo agisce come consumatore delle risorse alimentari ai livelli trofici più elevati ed esercita una sostanziale pressione sugli ambienti dove queste sono presenti. Questo è particolarmente evidente nell'ambito degli ecosistemi acquatici, dove le attività antropiche hanno prodotto delle profonde modificazioni (Jackson *et al.*, 2001). In Italia la più evidente di queste alterazioni è l'ingente opera di bonifica attuata soprattutto nella prima metà del 900, che ha portato alla scomparsa di circa 1.000.000 di ettari di zone umide (Grasselli, 1982). Negli ecosistemi acquatici l'uomo si trova a condividere le risorse alimentari, nello specifico le risorse ittiche, con gli altri animali situati ai più alti livelli della catena trofica. In questa categoria si inseriscono le diverse specie di uccelli ittiofagi, che sono parte integrante di questi ecosistemi e rappresentano, come ogni altra componente, un anello fondamentale delle reti trofiche naturali. In molti casi la condivisione delle risorse ittiche si trasforma in competizione, che sembra essere determinata nella maggior parte dei casi dalle attività antropiche. L'interazione con gli uccelli ittiofagi assume valori piuttosto bassi nelle attività come la pesca, dove l'uomo sfrutta le risorse ittiche direttamente nel loro ambiente naturale. Il livello di competizione aumenta nelle aree in cui l'uomo ricerca la soluzione migliore per massimizzare la produzione di risorse ittiche e riesce a ricavarne un vantaggio economico. Queste aree costituiscono gli allevamenti ittici, dove l'uomo ha perfezionato nei secoli le tecniche di allevamento riuscendo ad aumentare la produttività attraverso la manipolazione di alcuni parametri ecologici. L'aumento della produttività è strettamente associato ad un incremento degli interventi antropici. I più evidenti sono la riconversione di aree naturali o la realizzazione di bacini artificiali per l'allevamento, determinando in questo modo la creazione di aree con densità non naturali di pesce. Una maggiore ma soprattutto più facile reperibilità delle prede, come vedremo in seguito sembra essere il parametro che più di ogni altro determina l'entità delle presenze, e quindi la possibilità di impatto, delle diverse specie ittiofaghe nei siti di allevamento.

1.1 Gli uccelli ittiofagi

Sebbene sia stata dimostrata l'importanza degli uccelli ittiofagi come bioindicatori dei cambiamenti ambientali (Kushlan, 1993; Bost & Le Maho, 1993), dei livelli di inquinanti presenti nelle zone umide (Fasola *et al.*, 1998; Frederick *et al.*, 2002), delle concentrazioni di metalli pesanti (Kim & Koo, 2007) ed inoltre per evidenziare i cambiamenti nella disponibilità della risorsa trofica (Montevocchi, 1993; Barrett & Krasnov, 1996), l'attenzione maggiore è stata rivolta alle interazioni fra queste specie e le attività economiche. Gli ittiofagi sono infatti da sempre considerati dei competitori per la risorsa ittica e causa di

ingenti perdite di specie ittiche commerciabili (Russell *et al.*, 1996). Sono stati per secoli oggetto di forti persecuzioni da parte dell'uomo, culminate in una forte contrazione delle coppie riproduttive e nella scomparsa da molti Stati europei. Le persecuzioni più significative sono state esercitate nei confronti di due specie in particolare, il Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) (Draulans & Royeaerd, 1983) e l'Airone cenerino (*Ardea cinerea*) (Van Vessem *et al.*, 1982). Entrambi sono caratterizzati da un'ecologia trofica più ampia delle altre specie, che li vede utilizzare per il foraggiamento una grande varietà di zone umide ed in particolar modo quelle ricche di pesce, come gli allevamenti.

Il Cormorano viene indicato come la specie a maggior impatto. Questo in relazione non solo ai danni diretti riferiti al prelievo di pesce (Feltham & Davies, 1995), ma anche ai danni indiretti, come i fenomeni di stress causati dalle incursioni dei Cormorani negli allevamenti (Moerbeek *et al.*, 1987) e le ferite provocate ai pesci (Carss & Marquiss, 1992; Davies & Feltham, 1997). I pesci che presentano delle ferite perdono il loro valore commerciale (Carss *et al.*, 2003).

Negli ultimi decenni per il Cormorano è stato registrato un consistente incremento a livello europeo (Lindell *et al.*, 1995; Van Eerden & Gregersen, 1995). Questo è coinciso con l'aumento delle attività di acquacoltura e quindi con una crescente disponibilità di risorse trofiche (Van Dobben, 1995; Voslamber *et al.*, 1995). Anche la tutela della specie, iniziata negli anni 70 con l'applicazione della Direttiva Europea CEE/79/409 "Uccelli", ha sicuramente favorito questi incrementi (Van Eerden & Gregersen, 1995; Bregnballe & Gregersen, 1997; Carss *et al.*, 2003). Come conseguenza, in numerosi Stati europei il Cormorano è stato recentemente depennato dalla Direttiva e soffre di regolari campagne di abbattimento e distruzione dei siti di sosta e nidificazione (Carss *et al.*, 2003). Queste azioni si sono accentuate nei casi di impatto nelle attività di acquacoltura (Draulans, 1988; Carss, 1993b; Van Dam *et al.*, 1995; Bildsøe *et al.*, 1998) e di pesca sportiva (Suter, 1995; Stempniewicz *et al.*, 1999). Negli ultimi anni inoltre si è registrato il fenomeno della colonizzazione delle acque interne, probabilmente a causa della saturazione delle zone umide costiere (Russell *et al.*, 1996). Questo è un fenomeno piuttosto recente in numerosi Stati europei (Carss *et al.*, 2003), fra cui l'Italia (Baccetti *et al.*, 2002).

1.2 Interazioni con le attività legate alla pesca e all'acquacoltura

A livello generale, è stato dimostrato che per identificare e valutare il problema dell'impatto del Cormorano si deve tener conto delle diverse situazioni ambientali. Per questo scopo,

sono state proposte tre tipologie di ambienti: zone umide costiere (compresi i grandi laghi), fiumi, e bacini adibiti ad acquacoltura (Osieck, 1991).

Ambienti naturali – A livello europeo il prelievo del Cormorano non sembra determinare l’impoverimento delle popolazioni ittiche negli ambienti naturali (Suter, 1991; Dirksen *et al.*, 1995; Carss & Marquiss, 1997; Noordhuis *et al.*, 1997; Suter, 1999). Alcuni studi hanno però sottolineato delle difficoltà nell’ottenere dei risultati assoluti, proponendo che la valutazione delle interazioni fra il Cormorano e le popolazioni ittiche risulta piuttosto complicata (Draulans, 1988; Duffy, 1995; Van Eerden *et al.*, 1995; Van Rijn & Platteew, 1996; Keller *et al.*, 1997; Stempniewicz *et al.*, 1998). Le cause sono principalmente legate alla complessità ecologica degli ambienti naturali ed alla difficoltà di quantificare la composizione ed i cambiamenti a livello degli stock ittici, sui quali agisce una moltitudine di fattori (Feltham *et al.*, 1999) (Fig. 1).

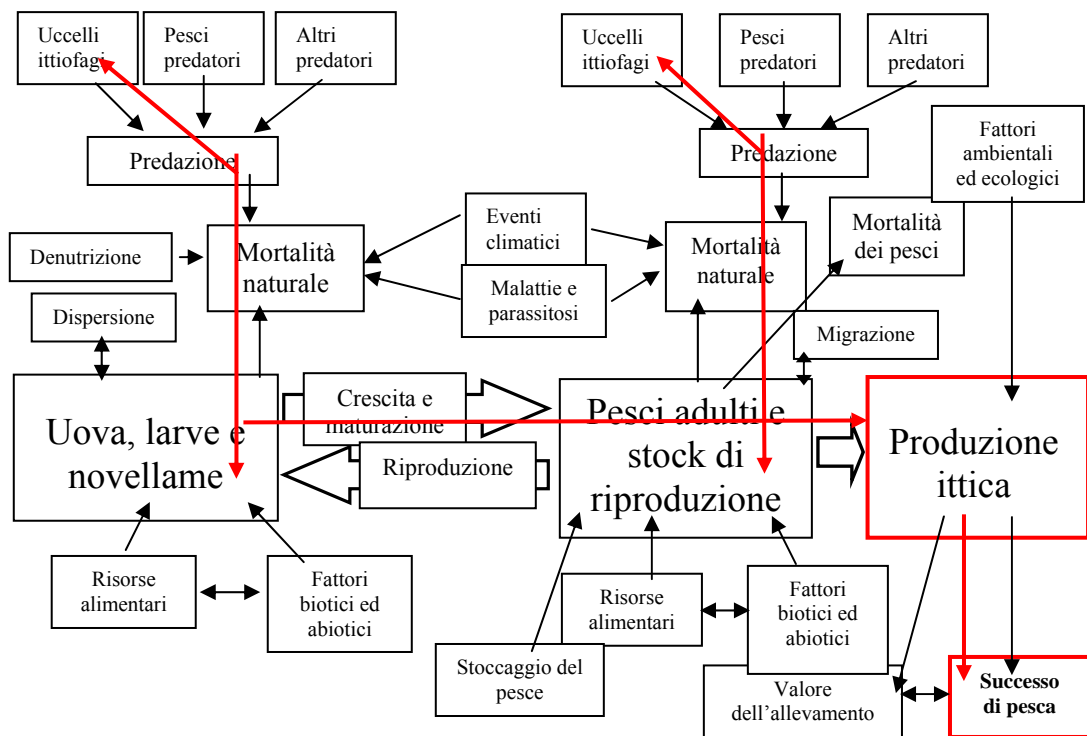


Figura 1 - Fattori che regolano le comunità ittiche e che determinano l’entità del prodotto finale dell’attività di pesca e di allevamento ittico. La linea rossa indica la predazione da parte degli ittiofagi (mod. da Cowx, 2003).

Le alterazioni delle comunità ittiche determinate dalle modifiche della qualità delle acque per cause antropiche è un ulteriore fenomeno che deve essere tenuto in considerazione. Una delle più importanti è l’eutrofizzazione, in costante aumento nelle acque europee negli ultimi decenni. Questo fenomeno ha determinato in alcune aree sostanziali modifiche delle comunità ittiche a livello di composizione in specie e classi di età. Effetti negativi sono

anche stati registrati sulla vegetazione dei fondali, che hanno portato a delle alterazioni dell'ecologia di alcune specie ittiche (De Nie, 1995; Van Dobben, 1995). Inoltre, elevati livelli di eutrofizzazione possono determinare densità molto elevate di Cormorani (Marion, 1994; Suter, 1997; Engström, 2001).

Allevamenti ittici – Alcuni studi sull'impatto del Cormorano negli allevamenti ittici evidenziano dei risultati piuttosto variabili, in quanto ogni sito presenta caratteristiche ecologiche ed antropiche diverse (Feltham *et al.*, 1999; McKay *et al.*, 1999; Cowx, 2003). Anche in queste aree infatti i fattori biotici possono giocare un ruolo importante sia nel comportamento delle specie ittiche sia nel comportamento di alimentazione del Cormorano (Alabaster & Lloyd, 1980; Jobling, 1995). Rispetto agli ambienti naturali però, in questi siti gli interventi antropici hanno in molti casi un effetto maggiore delle variabili ecologiche.

Un problema importante è quello relativo ad alcuni interventi gestionali. I più importanti sono la periodica variazione dei livelli idrici, l'elevato grado di artificialità e degrado dei bacini, l'eccessivo sforzo di pesca. Questi interventi possono influire pesantemente sulla composizione della comunità ittica presente nell'allevamento, e in molti casi determinare una complessiva riduzione del pescato (Carss *et al.*, 2003).

Il parametro che sembra determinare le interazioni più evidenti è l'elevata densità di stoccaggio. Oltre a causare degli stati di disagio come carenza alimentare e anossia, determina la formazione di grosse concentrazioni di uccelli ittiofagi (Draulans & Van Vessem, 1987; Schramm *et al.*, 1987; Draulans, 1987a, 1987b, 1988; EIFAC, 1989; Boldreghini *et al.*, 1997). A dimostrazione di questo, un recente confronto fra il numero di Cormorani presenti in diverse zone umide europee caratterizzate da diversi gradi di naturalità, ha registrato i valori di densità maggiori proprio nelle aree adibite ad allevamento ittico (Carss *et al.*, 2003).

I bacini di stoccaggio, se non adeguatamente protetti, possono subire la perdita di buona parte del prodotto ittico (Draulans, 1988; Marquiss & Carss, 1994; Dieperink, 1995; Russell *et al.*, 1996; Marion 1997 a-c; Feltham *et al.*, 1999). In qualche caso si è registrato il quasi completo depauperamento degli stock (Van Eerden *et al.*, 1995; Carss & Marquiss, 1996; Pilcher & Feltham, 1997). Considerato che il danno maggiore viene registrato per le prede di piccola taglia (Melotti *et al.*, 1997), va sottolineato che anche la morfologia e la taglia delle specie allevate possono determinare l'entità delle perdite (Draulans & Van Vessem, 1987; Draulans, 1988; EIFAC, 1989).

Sistemi di dissuasione – Verificata l'impossibilità di eliminare il fenomeno della predazione, l'adozione di sistemi di protezione e dissuasione degli uccelli ittiofagi costituisce una scelta obbligata. Le diverse forme di protezione dipendono dalle caratteristiche ecologiche e dalle dimensioni dei bacini utilizzati per lo stoccaggio del pesce (Carss *et al.*, 2003). I sistemi ad oggi utilizzati sono distinti in due categorie: passivi ed attivi. Alla prima categoria appartengono i mezzi di dissuasione acustica come gli spari a salve, i cannoni a gas, l'emissione di ultrasuoni. I sistemi di difesa attivi consistono nella creazione di diverse forme di barriere per impedire l'accesso degli uccelli ai bacini (Tinarelli *et al.*, 1993). Sul breve termine (nell'ordine di qualche mese), è stata verificata una buona efficacia di entrambe le tipologie di dissuasione (Im & Hafner, 1985). Sul lungo termine (nell'ordine di qualche anno), per i sistemi di dissuasione passivi sono stati registrati fenomeni di assuefazione allo stimolo acustico. E' stato però dimostrato che l'effetto di questi sistemi può essere massimizzato se applicato durante gli eventi di foraggiamento sociale (Volponi & Rossi, 1998). Il metodo più efficace è la copertura dei bacini con fili e reti metalliche (Gregori, 1995; Baird *et al.*, 1995; Carss *et al.*, 2003). Recentemente è stata verificata l'ottima efficienza dei rifugi artificiali per i pesci, che sembrano incidere positivamente sulla capacità di elusione delle specie ittiche e determinano una riduzione della pressione predatoria del Cormorano (McKay *et al.* in Cowx, 2003).

Il sistema di dissuasione attiva più impattante per gli uccelli è l'abbattimento. Questa pratica risulta inefficace su scala locale (Marquiss & Carss, 1994; Mellin & Mirowska-Ibron, 1997; McKay *et al.*, 1999; Marion, 2003; Volponi & Addis, 2003), soprattutto in relazione al fenomeno del *turnover* degli individui (Keller & Lanz, 2003; Wright in Cowx, 2003). Non sembra produrre risultati soddisfacenti nemmeno nei confronti di alcune specie di Ardeidi (Spanier, 1980; Meyer, 1984; Van Vessem *et al.*, 1985). Sembra comunque che sebbene eticamente scorretto ed economicamente molto dispendioso, l'abbattimento diffuso degli individui adulti di Cormorano, se effettuato su scala europea e con precise modalità può avere degli effetti di contenimento e regolazione della popolazione (Frederiksen *et al.*, 2001).

Effetti delle attività produttive sulle specie ittiofaghe – Ultimi ma non meno importanti, vanno considerati gli impatti e gli effetti negativi che le attività produttive hanno sulle specie ittiofaghe ed in particolare sui tuffatori come il Cormorano. Questi possono essere di due tipi: diretti ed indiretti (Tasker *et al.*, 2000). L'effetto diretto più evidente è la morte per annegamento degli uccelli impigliati nelle reti (Piatt & Nettleship, 1987; Brothers, 1991; Stempniewicz, 1994; Van Eerden *et al.*, 1999; Urtans & Priednieks, 2000). La tipologia di rete maggiormente letale per gli uccelli è quella da posta (*gillnet*) (Lien *et al.*, 1989; Vetemaa

et al., 2000). Le cause indirette sono legate all'alterazione delle disponibilità trofiche. Molte attività antropiche determinano la reperibilità di risorse alimentari derivanti dagli scarti della pesca, che sarebbero ecologicamente inaccessibili agli uccelli marini (Blaber *et al.*, 1995; Regehr & Montevocchi, 1997; Stonehouse & Montevocchi, 1999). Infine, le azioni di abbattimento su larga scala determinano degli effetti negativi verso specie di avifauna che presentano uno *status* sfavorevole di conservazione a livello Europeo (Tucker & Heath, 1994), prime fra tutte il Marangone minore (*Phalacrocorax pygmaeus*) (Voskamp *et al.*, 2005) ed il Tarabuso (*Botaurus stellaris*) (Newbury *et al.*, 1997).

1.3 Le valli da pesca

Le aree antropiche in cui sono stati raggiunti dei buoni livelli produttivi ma che hanno determinato una forte pressione sugli ecosistemi acquatici sono le valli da pesca dell'alto Adriatico (delta del Po e lagune di Venezia, Caorle e Grado-Marano). In questi sistemi la vallicoltura ha inciso fortemente sul territorio, in relazione alle arginature di ampie aree soggette a marea poi adibite all'allevamento del pesce (Ardizzone *et al.*, 1988). Questa attività è stata favorita dalle caratteristiche ecologiche degli ambienti lagunari e dal comportamento delle specie ittiche presenti (Bullo, 1940; Ravagnan, 1980). La pratica tradizionale si basava sul mantenimento di una situazione il più possibile naturale all'interno dell'area arginata, attraverso la gestione idraulica ed un controllo dei fattori ambientali rilevanti, come la regolazione dei flussi idrici, la facilitazione delle migrazioni alieutiche, la prevenzione di anossie e la simulazione dei cicli naturali. Inizialmente quindi basata sullo sfruttamento delle reti trofiche naturali, per aumentare la produttività la vallicoltura ha in seguito richiesto l'utilizzo di pratiche sempre più dipendenti dalla mano dell'uomo. Le più importanti sono la stabulazione del pesce in bacini artificiali, la semina di novellame e l'alimentazione artificiale (Pellizzato, 1978). Si è quindi assistito ad un progressivo passaggio da un sistema di gestione tipicamente "estensivo" ad uno di tipo "intensivo", con l'obiettivo di aumentare la produttività e giocare un ruolo importante sul piano economico ed occupazionale (Ravagnan, 1992).

1.4 La vallicoltura in Friuli Venezia Giulia

Negli ultimi decenni, in Friuli Venezia Giulia si è assistito ad un declino sia della vallicoltura che dell'attività di pesca. Le difficoltà sono testimoniate dal crollo della produttività, evidente soprattutto nel corso degli anni '80: tra il 1978 ed il 1989 i quintali di pescato nella laguna di Grado e Marano sono passati da circa 10.000 a poco più di 4.000 (Orel 1985; Giorda, 1990). Inoltre si è recentemente registrata la concorrenza di attività più remunerative, come ad esempio la Molluschicoltura. Al riguardo, soprattutto in laguna di Marano l'avvento di questa pratica negli anni '90 ha determinato il passaggio di molti addetti a questa attività (Fig. 2) che ad oggi risulta la più importante, ma anche la più impattante sui fondali e sulle acque lagunari (Lanari *et al.*, 1990; Orel *et al.*, 1995).

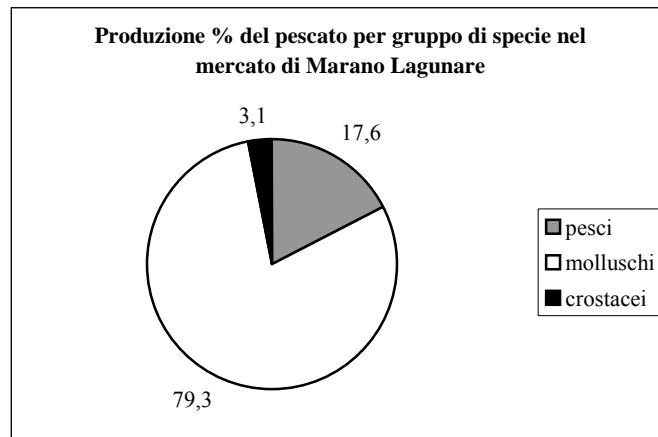


Figura 2 – Valori percentuali relativi al pescato sbarcato nel mercato ittico di Marano Lagunare.

Lo sviluppo della vallicoltura ha così interessato soprattutto la laguna di Grado. In laguna di Marano sono presenti 17 valli da pesca per 320 ha di superficie, mentre in laguna di Grado 38 per un totale di 1.400 ha (Scarelli & Venturi, 2001). Le valli della laguna di Marano sono caratterizzate da modeste dimensioni (in media 10 ha) e sono per la maggior parte gestite come allevamenti intensivi. Quelle della laguna di Grado sono invece di maggiori dimensioni e sono tipicamente estensive. Negli ultimi anni molte valli da pesca hanno adottato un sistema di gestione intermedio, definito "semi-intensivo", dove il pesce viene allevato sia nei bacini estensivi che nelle vasche adibite all'intensivo (Boatto & Signora, 1985). Le specie di maggior interesse commerciale allevate sono Branzino (*Dicentrarchus labrax*), Orata (*Sparus aurata*), Cefali (Mugilidae) e Anguilla (*Anguilla anguilla*) (Scarelli & Venturi, 2001). La produttività ottimale si aggira sui 50 kg/ha all'anno, valori piuttosto bassi

se confrontati con le valli delle vicine lagune di Caorle (80 kg/ha) e di Venezia (100-150 kg/ha) (Giorda, 1990).

Secondo alcuni autori uno dei fattori che ha inciso sul declino della vallicoltura è stato l'effetto della predazione del prodotto ittico da parte degli uccelli ittiofagi (Lanari & Ballestrazzi, 1988; Giorda, 1990; Cataudella & Rossi, 1998). Nell'ambito della laguna di Grado e Marano uno studio, mirato ad approfondire le tematiche della vallicoltura ed i suoi aspetti socio-economici, ha permesso di raccogliere una serie di dati sui principali problemi gestionali (AA. VV., 2000). Emerge che il problema maggiore registrato nelle attività è proprio la presenza degli uccelli ittiofagi ed in particolare del Cormorano, seguito per ordine di importanza dalle avversità meteorologiche e dai costi di gestione.

I fattori che favoriscono la presenza del Cormorano nelle valli da pesca lagunari sono sia le caratteristiche ambientali, come la distanza dei dormitori inferiore ai 20 km e la profondità dell'acqua maggiore di 30 cm, sia le caratteristiche gestionali, come le densità e le dimensioni delle specie allevate (Perco *et al.*, 1994).

Le forme di gestione e quindi il mantenimento delle specie ittiche in condizioni controllate, possono condizionare il comportamento del Cormorano e influire sulle relazioni fra questa specie e le sue prede. L'analisi di queste variabili, unitamente alle caratteristiche ecologiche dei pesci allevati, costituiscono i punti focali per determinare la presenza e l'impatto del Cormorano in queste aree. Ad oggi, la metodologia più utilizzata per quantificare l'impatto sulle valli da pesca della laguna di Grado e Marano è stato lo studio della dieta del Cormorano e la verifica del prelievo di specie ittiche di interesse commerciale (Privileggi & Volponi, 1999; AA. VV., 2000; Privileggi, 2000).

1.5 La dieta del Cormorano

Per identificare la dieta e quantificare l'impatto sull'ittiofauna la specie è soggetta ad indagini sin dagli anni '30 (Van Dobben, 1952). Il Cormorano è un predatore opportunistico che si alimenta di un ampio range di prede comprendenti gran parte delle specie e delle classi d'età e di taglia presenti in un corpo d'acqua (Baccetti *et al.*, 1993). Le taglie delle specie catturate possono andare da 5 fino ad arrivare a 45 cm (Feltham *et al.*, 1999). La dieta nella maggior parte dei casi rispecchia la composizione della comunità ittica presente in un corpo d'acqua (Van Dobben 1952; Schratte & Trauttmansdorff, 1993; Dirksen *et al.*, 1995; Keller, 1995; Suter, 1995; Veldkamp, 1995; Noordhuis *et al.*, 1997) e ne riflette le variazioni spaziali e temporali (Marquiss *et al.*, 1998).

Il fabbisogno alimentare varia in relazione alla taglia. Varie stime indicano nel 15-35% del peso corporeo il quantitativo giornaliero di un Cormorano (Van Dobben, 1952; Im & Hafner, 1985; Suter, 1991; Linn & Campbell, 1992; Voslamber *et al.*, 1995; Keller & Visser, 1999). Le stime più recenti, ottenute da diversi studi a livello europeo, forniscono un fabbisogno giornaliero di 422 g di pesce per individuo (Giunti *et al.*, 2005).

Le specie ittiche che costituiscono la dieta del Cormorano in Europa sono almeno 77 (Carss *et al.*, 2003), un terzo delle quali consumate regolarmente (Marquiss *et al.*, 1998). Nelle aree marine e costiere il Cormorano si alimenta prevalentemente di prede dall'ecologia legata al fondale. In qualche caso è stato anche registrato un prelievo importante di alcune specie pelagiche, come ad esempio la famiglia dei Clupeidi nel nord Europa. Nelle acque interne il Cormorano si alimenta prevalentemente di specie appartenenti alla famiglia dei Ciprinidi (Carss *et al.*, 2003).

Analisi della dieta – La dieta degli uccelli ittiofagi viene identificata utilizzando diverse metodologie (Marquiss & Leitch, 1990; Harris & Wanless, 1993). Una delle più antiche consisteva nello spaventare e far vomitare i Cormorani presso il nido (Van Dobben, 1952; De Boer, 1972). Questa tecnica è stata anche utilizzata per evidenziare le prede vomitate casualmente o in seguito a disturbo degli individui in attività di foraggiamento (Linn & Campbell, 1992).

Una metodologia simile è quella che prevede l'analisi del contenuto stomacale di individui abbattuti. Sebbene in qualche caso possa fornire dei risultati interessanti, soprattutto perché permette di associare la preda catturata al sito di alimentazione (Carss *et al.*, 1997), l'abbattimento non permette la standardizzazione e la raccolta di un buon campione di dati.

Ad oggi la tecnica più utilizzata prevede la raccolta e l'analisi degli impasti mucosi (borre o boli) contenenti i resti ossei dei pesci consumati (Voslamber, 1988; Suter, 1991; Boldreghini *et al.*, 1993b; Dirksen *et al.*, 1995; Keller, 1995; Carss *et al.*, 1997). Questa è la metodologia che meglio permette di identificare le specie ittiche presenti nella dieta in qualsiasi periodo dell'anno, può essere raccolto un gran numero di dati e determina un disturbo minimo agli uccelli (Zijlstra & Van Eerden, 1995). Permette inoltre di identificare le variazioni stagionali della dieta (Carss *et al.*, 1997). Gli otoliti e gli altri reperti ossei presenti negli impasti mucosi sono specie-specifici (Harkonen, 1986), per cui possono essere utilizzati, con opportuni calcoli di regressione, per stimare il quantitativo di ogni specie prelevata (Jobling & Breiby, 1986; Martucci *et al.*, 1993). Inoltre, in relazione alla stretta corrispondenza matematica tra la lunghezza degli otoliti e la taglia del pesce, mediante l'impiego di relazioni

biometriche è possibile calcolare la lunghezza delle prede (Volponi, 1994; Keller, 1993; Veldkamp, 1995; Tadajewska, 1998).

Da alcuni studi effettuati su individui tenuti in condizioni sperimentali emerge che la tecnica può in qualche caso essere soggetta ad errore, in particolare a sottostime, in quanto le strutture ossee subiscono una corrosione nel tratto digestivo (Duffy & Laurenson, 1983). Emerge comunque che il livello di stress degli animali tenuti in cattività può influenzare i risultati ottenuti (Zijlstra & Van Eerden, 1995). Per confermare la validità del metodo è stato dimostrato, nell'ambiente naturale, che il quantitativo di pesce per individuo ottenuto tramite l'analisi dei boli coincideva significativamente con il quantitativo necessario a raggiungere il fabbisogno energetico (Voslamber & Van Eerden, 1991; Marteiijn & Dirksen 1991; Dirksen *et al.*, 1995).

Un'altra metodologia che non determina nessun grado di disturbo agli uccelli è l'osservazione diretta di individui in alimentazione. Questa tecnica permette di analizzare il comportamento di foraggiamento e il successo di cattura. Inoltre di ottenere un buon numero di dati riguardo la specie ittica e le relative dimensioni, prima di essere ingerita. Come evidenziato per le altre metodologie, anche per l'osservazione diretta emergono alcuni svantaggi. I più importanti sono la difficoltà di identificazione della specie e le relative dimensioni nelle aree di foraggiamento dove vi sia la presenza di più specie ittiche (Carss *et al.*, 1997). E' però possibile ridurre il grado di errore categorizzando le prede in relazione alla forma del corpo (Carss & Godfrey, 1996). La stima delle dimensioni delle prede catturate viene invece effettuata comparandole con le dimensioni del becco o della testa dell'uccello (Schaffer, 1982; Carss, 1993 a-b; Davies & Feltham, 1996). L'osservazione diretta può essere anche utilizzata per identificare il quantitativo di pesce prelevato per unità di tempo (Carss *et al.*, 1997). Le stime vengono calcolate utilizzando le specifiche regressioni lunghezza – peso del pesce (Schaffer, 1982; Carss & Marquiss, 1997; Ulenaers *et al.*, 1992; Carss, 1993a).

Esistono ulteriori metodologie per identificare la dieta del Cormorano ed il quantitativo di pesce consumato, come l'utilizzo di isotopi (Bryant & Furness, 1995) e modelli che forniscono delle previsioni sul consumo energetico (Furness, 1990). Inoltre stime sui pesci ingeriti vengono effettuate attraverso la misurazione della temperatura del sistema digestivo (Grémillet & Plös, 1994; Wilson *et al.*, 1995) e la pesatura diretta al nido prima e dopo l'attività di foraggiamento (Grémillet *et al.*, 1996; Grémillet *et al.*, 2004). L'utilizzo differenziato di queste tecniche dipende dallo *status* degli uccelli, dal luogo e dal periodo dell'anno (Carss *et al.*, 1997).

L'interesse per il Cormorano, oltre che per lo studio della dieta e l'impatto sulle attività produttive, deriva soprattutto dal suo comportamento di alimentazione e, come vedremo in seguito, da una spiccata capacità di adattamento alle diverse caratteristiche ecologiche degli ambienti frequentati. Buona parte dell'interesse scientifico è volto a indagare la capacità di accomodarsi ai limiti fisiologici incontrati in immersione. A quanto abbiamo già potuto intuire dai capitoli precedenti, il Cormorano si immerge per un certo tempo sott'acqua per ricercare e catturare le sue prede. Gli studi più recenti sono arrivati a descriverne, attraverso indagini su individui mantenuti in condizioni sperimentali ed inoltre attraverso l'utilizzo di sistemi elettronici avanzati, alcuni aspetti del comportamento in immersione e alcune relazioni con le specie preda. Nella maggior parte dei casi però i limiti di questi lavori consistono proprio nell'impossibilità di osservare direttamente queste interazioni. Il Cormorano e le altre specie di tuffatori rappresentano, perciò, dei soggetti adatti all'indagine sul comportamento di foraggiamento in immersione basato su metodologie indirette. Queste, nello specifico, devono basarsi sulle osservazioni del tempo trascorso in immersione e del tempo necessario alla riossigenazione in superficie fra tuffi successivi, al fine di poter effettuare delle previsioni, come vedremo, sulle strategie di foraggiamento utilizzate (Lea *et al.*, 1996; Jodice & Collopy, 1999; Mori *et al.*, 2002).

1.6 Fisiologia del comportamento di alimentazione

1.6.1 Foraggiamento in immersione

L'insieme delle azioni volte all'assunzione del cibo è alla base di tutte le attività animali, in quanto fornisce l'energia necessaria affinché queste possano essere svolte. Uccelli e mammiferi che si alimentano in immersione devono far fronte a dei costi che sono assenti per gli animali che foraggiano in ambiente terrestre o sulla superficie dell'acqua (Boyd, 1997). Hanno infatti a disposizione solo una limitata quantità di ossigeno nell'organismo da poter utilizzare per il foraggiamento. Perciò il principale limite fisiologico che incontrano è dato dalla necessità di tornare periodicamente in superficie per ristabilire le riserve di ossigeno (Wilson & Quintana, 2004; Green *et al.*, 2005).

Il comportamento di foraggiamento in immersione è sostanzialmente organizzato in sequenze di tuffi con un periodo trascorso in superficie fra immersioni successive. Ciascun tempo di immersione è costituito dal tempo impiegato alla ricerca ed eventuale cattura della preda (*bottom time*) e dal tempo necessario a raggiungere l'area di foraggiamento e risalire in superficie (*travel time*) (Houston & Carbone, 1992).

Considerato che un comportamento di foraggiamento efficiente si traduce in una maggiore *fitness*, gli animali che foraggiano sott'acqua devono organizzare in modo ottimale il comportamento durante l'immersione (Boyd, 1997). Questo può avvenire sia sulla base dei limiti fisiologici, come la limitata disponibilità di ossigeno, la necessità di un'adeguata termoregolazione e la necessità di regolare la spinta idrostatica (Green *et al.*, 2005), sia sulla base di fattori limitanti maggiormente legati ad aspetti ecologico comportamentali, come la qualità del *patch* (Mori, 1998b; Mori *et al.*, 2002), la profondità a cui devono immergersi (Wilson & Wilson, 1988), la densità delle prede (Halsey *et al.*, 2003), il tasso di ingestione del cibo (Stephenson *et al.*, 1986) e il rischio di predazione (Heithaus & Frid, 2003).

1.6.2 Tempi di immersione e tempi di superficie

I parametri necessari a valutare le varie tipologie di immersione negli animali sono la durata del tempo trascorso sott'acqua e dei relativi tempi di superficie volti a ricaricare le riserve di ossigeno. Se il comportamento di immersione è limitato dalla disponibilità di ossigeno, deve esistere una forma di correlazione fra i tempi di immersione e quelli di superficie relativi ad intere sequenze di immersione (Lea *et al.*, 1996). In generale, si è ipotizzato che prolungati periodi di tempo in immersione necessitino di periodi di permanenza in superficie più lunghi, per permettere all'animale di assumere una quantità aggiuntiva di ossigeno (Wilson & Quintana, 2004). In quest'ottica, anche se molti autori hanno effettuato delle valutazioni sulla relazione esistente fra la durata dell'immersione e la conseguente pausa in superficie (Stonehouse, 1967; Cooper, 1986; Wilson e Wilson, 1988; Croxall *et al.*, 1991; Wanless & Harris, 1991; Hustler, 1992; Wanless *et al.*, 1993a; Lea *et al.*, 1996; Mori *et al.*, 2002; Wilson e Quintana, 2004), la questione rimane ancora piuttosto controversa. Infatti, per ottenere delle valide indicazioni sull'effetto di una variazione del tempo di immersione sul tempo di superficie, si dovrebbe tener presente i due punti seguenti. In primo luogo, il tasso di assunzione dell'ossigeno non è costante. Dipende infatti sia dal tipo di metabolismo utilizzato durante la precedente immersione (aerobico o anaerobico) sia dalla differenza di pressione fra i tessuti corporei e l'aria circostante (Butler & Jones, 1997). In secondo luogo, sebbene alcuni autori (Cooper, 1986) abbiano dato per assunto che i tempi trascorsi in superficie riflettessero un semplice recupero del tuffo precedente, nel quale l'ossigeno esaurito viene recuperato, è stato recentemente dimostrato che alcuni tuffatori si preparano all'immersione successiva per una parte del tempo che essi trascorrono in superficie (Wilson, 2003). Perciò i tempi di superficie rappresentano una combinazione del tempo trascorso a riprendersi dal tuffo precedente e del tempo trascorso a prepararsi a quello successivo.

In funzione di questa complessità, qualsiasi tentativo di capire la relazione fra tempi di immersione e tempi di superficie dovrebbe tenere in considerazione il momento in cui il tuffatore è in stato di riposo (Wilson & Quintana, 2004). In questo modo il tempo di immersione potrebbe rimanere costante per una serie di tuffi e di conseguenza permetterebbe la stabilizzazione dei tempi di superficie, includendo sia il tempo necessario a riprendersi dal tuffo precedente che il tempo necessario per prepararsi a quello successivo. Anche il rapporto fra il tempo di immersione e quello di superficie dovrebbe essere determinato per diversi gruppi di tuffatori a diverse profondità. Questo permetterebbe di individuare una strategia generale. Inoltre, considerato che anche in un regime di tempi di immersione costante i tuffatori possono evidenziare un certo grado di variabilità nel livello di ossigeno presente prima di un tuffo, le immersioni non dovrebbero essere considerate singolarmente, bensì in una serie. Questo permetterebbe di individuare una regressione fra tempi di superficie e tempi di immersione cumulativi (Lea *et al.*, 1996). L'inclinazione della regressione potrebbe identificare la relazione esistente fra i tempi di immersione e i tempi di superficie, permettendo di appianare eventuali anomalie che potrebbero verificarsi durante particolari pause in superficie.

Da un altro punto di vista, il problema è stato affrontato considerando per ogni tempo di immersione solamente il tempo minimo di superficie riscontrato, eliminando così possibili fattori di disturbo non prettamente fisiologici, come ad esempio la presenza di prede o l'effettivo livello di appetenza (Mori *et al.*, 2002). In questo caso la relazione fra tempi di superficie e tempi di immersione è di tipo logaritmico, con un limite nella durata delle immersioni oltre il quale anche piccoli aumenti dei tempi di immersione comportavano un rapido incremento dei tempi di superficie.

1.6.3 Efficienza

L'efficienza di un tuffo, data dal rapporto fra il tempo di immersione e il tempo di superficie, è il parametro che meglio rappresenta la variabilità di questi tempi (Dewar, 1924). Identifica infatti l'investimento energetico relativo all'immersione considerata, e permette un confronto fra diverse immersioni di una stessa sequenza, fra immersioni di diversi individui della stessa specie e fra tipologie di immersioni di specie diverse. Alcuni autori contestano l'utilizzo di questo parametro (Wilson & Wilson, 1988), in quanto prevedono una correlazione lineare fra i tempi di superficie e di immersione. Emerge inoltre come in tutti i casi gli esponenti che descrivono la funzione che lega i tempi di immersione con i tempi di superficie sono così vicini all'unità da non invalidare l'utilizzo dell'efficienza come parametro di valutazione dell'immersione (Lea *et al.*, 1996).

1.6.4 Strategie adottate durante il foraggiamento in immersione

Individuando due diversi modi in cui i tempi di immersione e le pause in superficie fra due tuffi successivi risultano essere legati, alcuni autori forniscono delle indicazioni sulla tipologia comportamentale adottata durante l'immersione (Lea *et al.*, 1996; Jodice & Collopy, 1999). I tuffatori per i quali può essere identificata una correlazione significativa fra i tempi di immersione ed i tempi di superficie successivi, potrebbero utilizzare una strategia da *reactive breather*. In questa categoria entrerebbero tutti gli animali che, alimentandosi lungo la colonna d'acqua, si immergono sempre con la stessa riserva di ossigeno e quindi al ritorno in superficie devono variare il tempo di recupero in base alla durata dell'immersione. Il secondo caso viene fornito dagli animali per i quali si evidenzia una correlazione significativa fra i tempi di immersione ed i tempi di superficie precedenti, che si comporterebbero così da *anticipatory breather*. Questa è una strategia adottata da tuffatori che foraggerebbero sul fondo e che quindi possono in qualche misura prevedere la durata del *travel time*, e di conseguenza immergersi con un'idonea riserva di ossigeno.

1.6.5 Metabolismo aerobico, metabolismo anaerobico e ADL

Studiando la fisiologia dell'immersione delle Foche di Weddell (*Leptonychotes weddelli*) sono state individuate due diverse vie metaboliche utilizzate durante le immersioni (Kooyman *et al.*, 1980): il metabolismo aerobico e il metabolismo anaerobico. Dallo studio emerge che per tempi di immersione inferiori a 20 minuti non si verificava un incremento significativo della concentrazione ematica di acido lattico nelle Foche, suggerendo che durante queste immersioni veniva utilizzato un metabolismo di tipo aerobico. Per le immersioni di durata superiore ai 20 minuti invece, non solo si riscontrava un incremento di acido lattico proporzionale alla durata dell'immersione, ma veniva inoltre registrato un aumento del tempo di superficie. Mentre nel primo caso si produce energia utilizzando l'ossigeno disponibile nel tratto respiratorio, nei muscoli (mioglobina) e nel sangue (emoglobina), nel secondo invece la produzione di energia avviene in assenza di ossigeno. In termini di produzione di energia, il metabolismo aerobico permette la produzione di 18 molecole di ATP per mole di glucosio contro 1 sola prodotta da quello anaerobico (Ydenberg & Clark, 1989). Quindi l'impiego del metabolismo anaerobico implica dei costi maggiori, sia in termini di energia prodotta che di recupero in superficie, in quanto l'animale si trova a dover dedicare parte del tempo trascorso in superficie all'eliminazione dell'acido lattico in eccesso. È stato così definito l'ADL (*Aerobic Dive Limit*) come il limite di durata dell'immersione oltre al quale i tuffatori utilizzano un metabolismo di tipo anaerobico (Kooyman *et al.*, 1980).

Esistono alcune ipotesi che cercano di spiegare come possano essere effettuate immersioni che superano il valore dell'ADL. La prima prevede che la proporzione di metabolismo anaerobico utilizzato subisca un incremento all'aumentare del *travel time* (Carbone & Houston, 1996). L'uso della respirazione anaerobica aumenta l'efficienza dell'immersione solo se il tempo di recupero in superficie non supera quello richiesto per il recupero dell'immersione aerobica. In queste condizioni il tuffatore ottiene un tempo addizionale sott'acqua senza il costo supplementare in termini di recupero in superficie. In questo modo gli elevati costi metabolici dell'anaerobiosi verrebbero controbilanciati dai vantaggi derivanti dalla possibilità di aumentare i tempi di immersione.

La seconda ipotesi propone che i tuffatori utilizzino solo un metabolismo di tipo aerobico, e che riescano ad estendere la durata delle immersioni riducendo il tasso metabolico (ipometabolismo). Il metabolismo è sensibile alle variazioni di temperatura, ed effettivamente alcuni studi hanno registrato sostanziali abbassamenti della temperatura corporea in molti uccelli tuffatori durante le immersioni (Culick *et al.*, 1996; Bevan *et al.*, 1997; Handrich *et al.*, 1997). Per valutare il ruolo dell'ipotermia in immersione vengono prese in considerazione le temperature registrate durante l'immersione in diverse parti del corpo del Pinguino imperatore (*Aptenodytes forsteri*) (Ponganis *et al.*, 2003). Gli autori evidenziano che non esiste nessuna correlazione fra l'aumento del tempo in immersione e l'abbassamento della temperatura corporea; questa veniva semplicemente determinata dall'ingestione delle prede. Non esiste quindi conferma che l'ipotermia ed il conseguente abbassamento del tasso metabolico degli organi addominali servano a determinare un aumento del tempo di immersione in aerobiosi. Gli autori ipotizzano piuttosto che l'abbassamento della temperatura della parte periferica del corpo sia determinata dalla diminuzione dell'irrorazione sanguigna periferica e dalla perdita di calore in ambiente acquatico.

La terza e più recente ipotesi si basa sul fatto che i Pinguini (*Aptenodytes* sp.) e le Urie (*Uria* sp.) possano adottare andature passive durante il nuoto in immersione (Watanuki *et al.*, 2003; Wilson & Liebsch, 2003). Sulla base di tale osservazione, emerge che per questi animali l'energia risparmiata adottando questa strategia potrebbe essere sufficiente a spiegare perché molti tuffi superino l'ADL (Hansen & Ricklefs, 2004). Questa teoria partirebbe però dall'ipotesi errata che il volume di ossigeno impiegato durante questo tipo di immersioni sia equivalente al volume di ossigeno necessario all'animale durante la permanenza in ambiente aereo (Green *et al.*, 2005). Si è visto invece che in diverse specie di uccelli tuffatori il volume di ossigeno consumato a riposo in acqua fredda è circa il doppio rispetto a quanto avviene in ambiente aereo (Stahel & Nicol, 1982; Bevan *et al.*, 1997).

L'acqua ha una conducibilità termica 25 volte maggiore di quella dell'aria, perciò gli uccelli che trascorrono una considerevole parte del loro tempo in acqua subiscono un notevole abbassamento della temperatura corporea. In ultima analisi quindi, risulta decisamente improbabile che una locomozione passiva sia da sola responsabile della riduzione del volume di ossigeno utilizzato fino ad un livello equivalente a quello degli uccelli in stato di riposo in ambiente aereo (Green *et al.*, 2005).

La maggior parte delle immersioni volontarie di uccelli e mammiferi hanno una durata inferiore all'ADL e sono, quindi, nella maggior parte dei casi aerobiche (Butler, 1998; Heithaus & Frid, 2003). A questo proposito, affinché la ripetizione delle sequenze di immersione sia sostenibile, l'animale deve usufruire prevalentemente di un metabolismo di tipo aerobico (Butler & Jones, 1997). Il metabolismo anaerobico può essere utilizzato in alcune determinate circostanze, ma deve sempre garantire un valore di ossigeno disponibile per il sistema nervoso centrale, cuore e muscoli attivi, anche in seguito all'accumulo dell'acido lattico (Ydenberg & Clark, 1989; Carbone & Houston, 1996; Mori, 1998b; Butler, 2001). Dal momento che risulta piuttosto difficile misurare i valori di concentrazione di lattato nel sangue di animali in libertà, il valore dell'ADL è stato calcolato in natura per un solo uccello, il Pinguino reale (*Aptenodytes patagonica*) (Kooyman & Ponganis, 1998).

Molto più spesso viene preso in considerazione il cADL (*calculated Aerobic Dive Limit*). Questo è dato dal rapporto fra la quantità totale di ossigeno utilizzabile e il suo tasso di consumo in immersione. Il valore effettivo del cADL è stato calcolato per il Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) (Wanless *et al.*, 1993a). Gli autori utilizzano per il calcolo l'ossigeno totale presente nel sistema respiratorio, nel sangue e nei muscoli, e dividono questo valore per il tasso del metabolismo ossidativo (Burger, 1991). In ogni caso, anche questi valori sono difficili da stimare (Costa, 1988), e diversi autori non sono d'accordo sull'utilizzo del cADL, in quanto possono essere forniti dei valori troppo approssimativi (Green *et al.*, 2005).

1.6.6 Modelli di ottimizzazione

I modelli di foraggiamento ottimale, basati sul teorema del valore marginale (Charnov, 1976) possono essere applicati al comportamento di foraggiamento in immersione (Lessells & Stephen, 1983; Parkes *et al.*, 2002). I tuffatori tendono ad adottare strategie comportamentali che permettono di minimizzare gli effetti dei limiti fisiologici, ottimizzando la durata delle immersioni rispetto ai tempi di recupero in superficie. Poiché un'elevata attività è legata alla disponibilità di ossigeno e dagli effetti negativi associati all'accumulo di anidride carbonica

ed acido lattico, la natura e la durata delle immersioni dipenderanno dal sistema con cui vengono gestiti i gas nell'organismo (Green *et al.*, 2005).

I modelli di ottimizzazione del foraggiamento in immersione permettono di descrivere come gli uccelli possano modificare il loro comportamento, al fine di minimizzare la proporzione di tempo trascorsa in superficie e conseguentemente massimizzare il tempo trascorso in immersione (Kramer, 1988; Houston & Carbone, 1992; Carbone & Houston, 1996).

I modelli proposti (Kramer, 1988; Wilson & Wilson, 1988; Houston & Carbone, 1992; Carbone & Houston, 1996; Walton *et al.*, 1998; Thompson & Fedak, 2001) si basano essenzialmente su tre ipotesi: 1) la quantità di energia per unità di tempo necessaria a foraggiare deve essere massimizzata; 2) il tempo necessario per foraggiare consiste nel tempo di superficie più il tempo di immersione (a sua volta costituito da *bottom* e *travel time*); 3) l'energia impiegata è una funzione crescente del tempo trascorso nel *patch* di foraggiamento.

Se la durata delle immersioni fosse una semplice funzione della quantità di ossigeno presente nei tessuti, ci si potrebbe aspettare che un individuo resti in immersione finché avrà consumato tutto l'ossigeno. Osservazioni in natura dimostrano invece che molto spesso la durata delle immersioni è più breve rispetto al valore dell'ADL (Butler, 1998; Heithaus & Frid, 2003). In tutti questi casi gli individui sarebbero quindi potuti rimanere più a lungo in un *patch* di foraggiamento in seguito ad un determinato tempo trascorso in superficie. In relazione alle proprietà fisiche dell'ossigeno legato all'emoglobina e alle proprietà strutturali del sistema respiratorio, è stato quindi teorizzato che è ottimale per i tuffatori ritornare in superficie prima di aver esaurito le riserve di ossigeno (Kramer, 1988; Croxall *et al.*, 1991; Thompson & Fedak, 2001). Una volta in superficie, mano a mano che la riserva di ossigeno viene ristabilita, la differenza di pressione parziale fra polmoni e sangue diminuisce. In questo modo il tasso di assunzione di ossigeno diminuirà al diminuire dei tassi di diffusione fra le componenti dove l'ossigeno viene immagazzinato. Questo suggerisce che per lunghi tempi di immersione l'animale trascorrerà periodi proporzionalmente più lunghi in superficie per ristabilire la riserva di ossigeno (Fig. 3). Quindi per massimizzare il tempo trascorso al *patch* durante una sequenza di immersioni, l'animale non dovrebbe riempire fino a saturare le proprie riserve, e la durata dell'immersione dovrebbe essere normalmente al di sotto dell'ADL. Nel modello proposto viene previsto che l'efficienza diminuisca gradualmente all'aumentare del tempo trascorso in immersione (Fig. 3b).

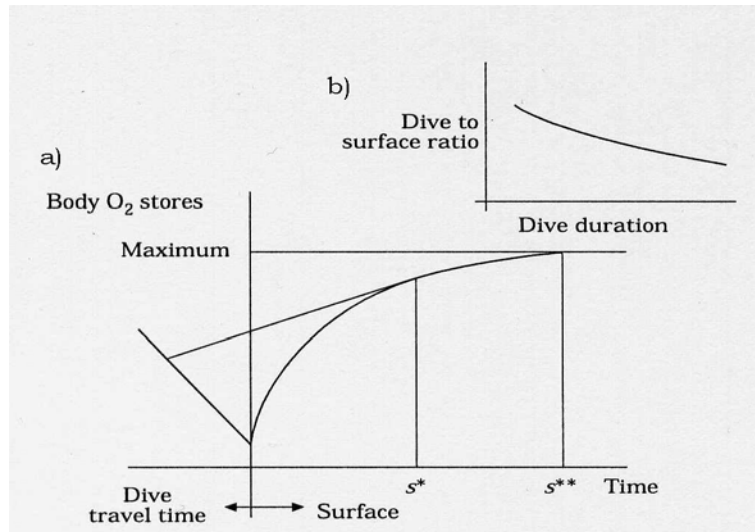


Figura 3 - Modello schematico di predizione del tempo ottimale di superficie (s^*) per un tuffatore. a) Alla sinistra dell'origine è rappresentato il *travel time*; alla destra dell'origine le riserve di ossigeno aumentano asintoticamente all'aumentare dei tempi di superficie fino al valore massimo che si ottiene con un tempo di superficie pari a s^{**} . b) Andamento del valore dell'efficienza (mod. da Kramer, 1988).

Alcuni autori però osservano che l'efficienza non sempre diminuisce gradualmente all'aumentare del tempo trascorso in immersione, ma bensì aumenta in corrispondenza di brevi tempi di immersione fino ad un determinato valore, oltre al quale inizia a diminuire (Stonehouse, 1967; Wanless *et al.*, 1998). Inoltre, sembra che il modello proposto da Kramer sia adatto a descrivere la riossigenazione nei mammiferi ma non quella degli uccelli. Negli uccelli infatti una proporzione relativamente grande di ossigeno viene immagazzinata nelle sacche aerifere (fra il 45% ed il 63% della capacità totale di riserva di ossigeno) (Kooyman, 1985; Keijer & Butler, 1982; Stephenson *et al.*, 1989; Croll *et al.*, 1992) e solo una proporzione relativamente piccola del sistema respiratorio è in contatto con le superfici di scambio gassoso. Gli autori quindi suggeriscono che durante gli intervalli in superficie l'ossigeno venga assunto nel tratto respiratorio prima e più velocemente dell'assunzione a carico del sistema emoglobina-mioglobina, dal momento che l'ossigeno deve essere immagazzinato nelle sacche aerifere prima di essere disponibile per i polmoni. Perciò, rielaborando il modello di ottimizzazione di Kramer (Fig. 3), viene proposta una curva di riossigenazione (Walton *et al.*, 1998) dove vengono messe in evidenza due diverse fasi (Fig. 4). La prima, piuttosto veloce, è volta a ristabilire le riserve di ossigeno a carico di polmoni e sacche aerifere; la seconda fase della curva rappresenta il ripristino, relativamente lento, del sistema emoglobina-mioglobina. Da evidenziare che in questo modello il valore massimo dell'efficienza (Fig. 4b) corrisponde con il tempo di superficie ottimale s^* .

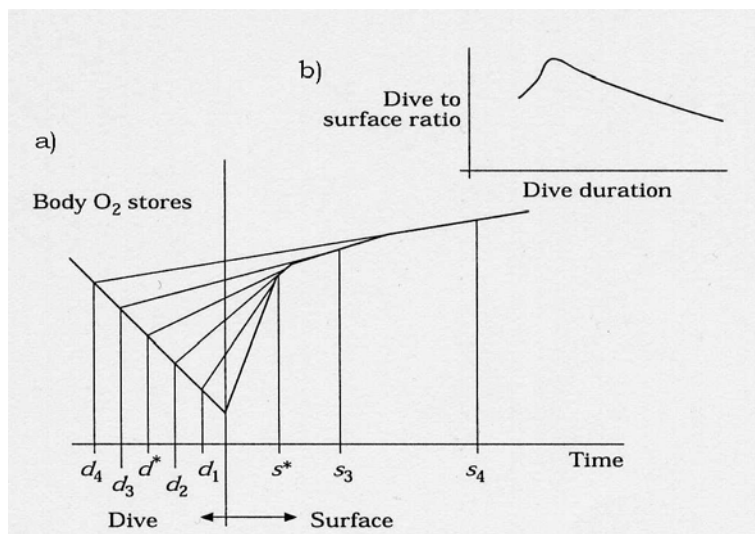


Figura 4 – Modello di Walton *et al.*, 1998. d^* = tempo ottimale di immersione, s^* = tempo ottimale di superficie.
b) Andamento dell'efficienza (mod. da Walton *et al.*, 1998).

Questo nuovo modello ha permesso di evidenziare la relazione esistente fra la durata delle immersioni e l'efficienza, e prevederne qualitativamente le variazioni (Fig. 5). Si può osservare come maggiore è la quantità di ossigeno consumata dalle riserve del sistema emoglobina-mioglobina, minore sarà la differenza tra il tratto di curva che rappresenta la riossigenazione del tratto respiratorio e quello che rappresenta la saturazione del sistema emoglobina-mioglobina (caso c). Quest'ultimo caso rappresenta una situazione analoga a quella del modello di Kramer.

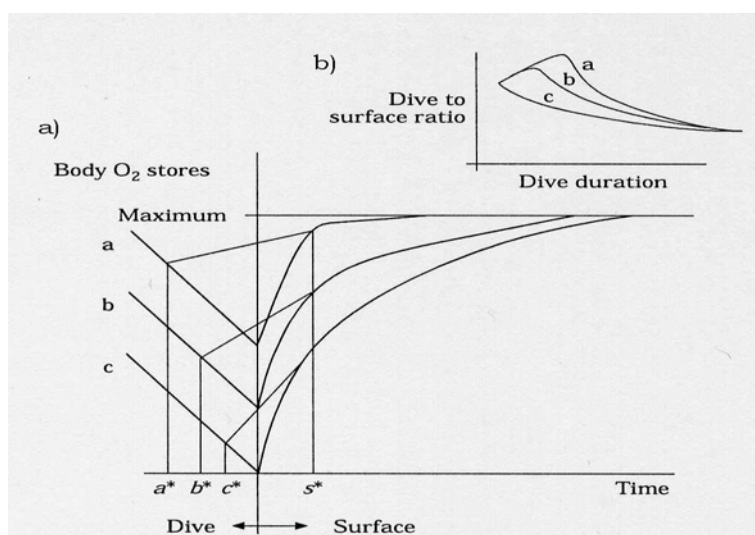


Figura 5 – a) Effetto di emersioni con livelli differenti di riserve di ossigeno. Caso a: emersione con emoglobina e mioglobina ancora saturate. Caso c: emersione con poche riserve di ossigeno nel complesso emoglobina-mioglobina. Caso b: intermedio ai precedenti. a^* , b^* , c^* = tempi di immersione ottimali nei tre casi; s^* = tempo di superficie ottimale. b) variazione dell'efficienza nei tre casi (mod. da Walton *et al.*, 1998).

La curva bifasica descritta da Walton *et al.* (1998) si adatta bene a molte osservazioni fatte sul campo, e viene misurata empiricamente (Parkes *et al.*, 2002). Gli autori, per mezzo di un respirometro a risposta rapida, hanno misurato la quantità di ossigeno assunto da alcuni esemplari di Moretta (*Aythya fuligula*). In questo studio viene evidenziato che la curva di assunzione dell'ossigeno in superficie, più che avere una determinata forma fissa, varia in dipendenza della durata dell'immersione precedente. L'aumento dei tempi di immersione è infatti associato ad un incremento del tasso di assunzione dell'ossigeno in superficie nella fase iniziale della riossigenazione. Questo significa che durante il recupero in seguito a lunghe immersioni, il volume medio di ossigeno assunto per intervallo di tempo trascorso in superficie è significativamente più grande del volume medio di ossigeno relativo a brevi immersioni. Inoltre, a livello statistico, le immersioni più lunghe mostrano un recupero di ossigeno che ha un andamento bifasico. Gli autori suggeriscono che questo fenomeno non sembra legarsi all'anatomia del sistema respiratorio (Walton *et al.*, 1998), ma piuttosto a modificazioni della frequenza respiratoria nel tempo (Parkes *et al.*, 2002).

E' stato confermato che un aumento del tasso di riossigenazione è associato ad un incremento del consumo di ossigeno in immersione. Questa ipotesi è stata verificata modificando sperimentalmente le variazioni dei costi del foraggiamento e quantificando le variazioni della curva di assunzione dell'ossigeno ad essi associata (Halsey *et al.*, 2003). Combinando quantitativamente la curva di riossigenazione con i costi energetici stimati per un ciclo di immersioni, gli autori hanno testato quantitativamente le ipotesi del modello di Kramer. Usando i valori medi relativi ad alcune Morette studiate in condizioni controllate, il modello ha permesso di prevedere con successo il tempo di superficie e l'ossigeno consumato nell'attività di foraggiamento. Questo fornisce l'evidenza del fatto che le Morette si stessero immergendo in modo ottimale, cercando cioè di massimizzare il tempo trascorso sul *patch* durante ciascun tuffo. Gli autori sono anche riusciti a testare qualitativamente le previsioni del modello di Houston & Carbone (1992), secondo le quali se il costo del foraggiamento aumenta, il tempo trascorso in superficie sarebbe rimasto uguale, ma il tempo impiegato nel foraggiamento sarebbe diminuito. Gli autori hanno confermato che il tempo medio trascorso in superficie rimaneva costante sia nei casi di una facile accessibilità alla risorsa alimentare sia quando l'accesso al cibo era più difficoltoso. In contrasto con il modello di Houston & Carbone (1992) però, il tempo medio di foraggiamento aumentava quando i costi erano maggiori. Come già proposto da Parkes *et al.* (2002) la curva che descrive l'assunzione di ossigeno non è quindi un'entità fissa. Infatti, le Morette studiate compensano l'aumento dei costi di foraggiamento incrementando la quantità di ossigeno assunto in superficie.

In base a questi dati i tuffatori mostrano di poter modificare il loro comportamento per ottimizzare l'uso del tempo in modi più complessi di quanto ipotizzato dai modelli di Kramer (1988) e Houston & Carbone (1992). Secondo alcuni autori possono essere molteplici le eventuali spiegazioni (Green *et al.*, 2005). Per esempio alcuni tuffatori possono massimizzare il tempo trascorso al *patch* rispetto a tempi più lunghi di un singolo ciclo di immersione, come ad esempio una intera sequenza di foraggiamento (Halsey *et al.*, 2003). Inoltre gli animali in condizioni controllate possono investire meno energie rispetto agli animali che devono competere con un gruppo di conspecifici nell'ambiente naturale (Halsey *et al.*, 2005).

1.6.7 Parametri ecologico – comportamentali che influenzano i modelli

Esistono dei fattori che possono influenzare il comportamento ottimale in immersione, come ad esempio la qualità del *patch* (Mori, 1998b; Mori *et al.*, 2002) e la densità delle prede (Halsey *et al.*, 2003). Sulla base degli assunti di questi modelli, quando la qualità di un *patch* è buona, i tuffatori dovrebbero compiere tuffi di lunga durata e, se necessario, dovrebbero utilizzare il metabolismo anaerobico ed aumentare il numero di tuffi (Mori *et al.*, 2002). A questo proposito è stato messo in evidenza che la densità delle prede può influenzare il tempo ottimale di immersione ad una particolare profondità (Houston & Carbone, 1992; Mori, 1998a), anche se l'effetto della qualità del *patch* sul tempo di immersione ottimale è piccolo (Thompson & Fedak, 2001). Questo perché la qualità del *patch* viene rappresentata nei modelli dall'inclinazione della funzione del consumo di energia, che è una funzione crescente del tempo trascorso al sito di foraggiamento. Gli autori quindi propongono un ulteriore modello nel quale la qualità del *patch* e l'apporto di energia non sono legati da una relazione lineare (Thompson & Fedak, 2001). Infatti, è probabile che il guadagno atteso non sia una funzione lineare del tempo trascorso in un *patch*, dal momento che il tasso di consumo di energia può cambiare durante il foraggiamento. La causa può essere legata ad alcuni fattori come l'inseguimento, la manipolazione e cattura di prede molto mobili e da limiti posti dalle capacità dello stomaco e dalla sazietà.

Mori *et al.* (2002) hanno sviluppato un modello nel quale l'effetto della qualità del *patch* è determinato da una relazione non lineare. Questo modello viene applicato al comportamento di immersione dell'Uria di Brünnich (*Uria lomvia*). Il fattore massimizzato in questo caso è il tasso di apporto energetico per ciclo di immersione, considerato come tempo di immersione sommato al tempo di superficie (Houston & Carbone, 1992; Carbone & Houston, 1996; Walton *et al.*, 1998). Gli autori prendono in considerazione 2.080 immersioni relative a 9 uccelli. Per tutti gli animali si è trovata una correlazione positiva del

tempo di immersione con il tempo di superficie precedente all'interno di una sequenza, con la profondità dell'immersione e con il tempo di permanenza sul fondo.

Per determinare la funzione che lega i tempi di immersione con i tempi di superficie, vengono messi a confronto ciascun tempo di immersione con il relativo tempo minimo di superficie successivo e precedente. Il confronto fra i diversi valori del grado di affinità delle regressioni (r) ha identificato una strategia da *anticipatory breather* per le Urie (Fig. 6).

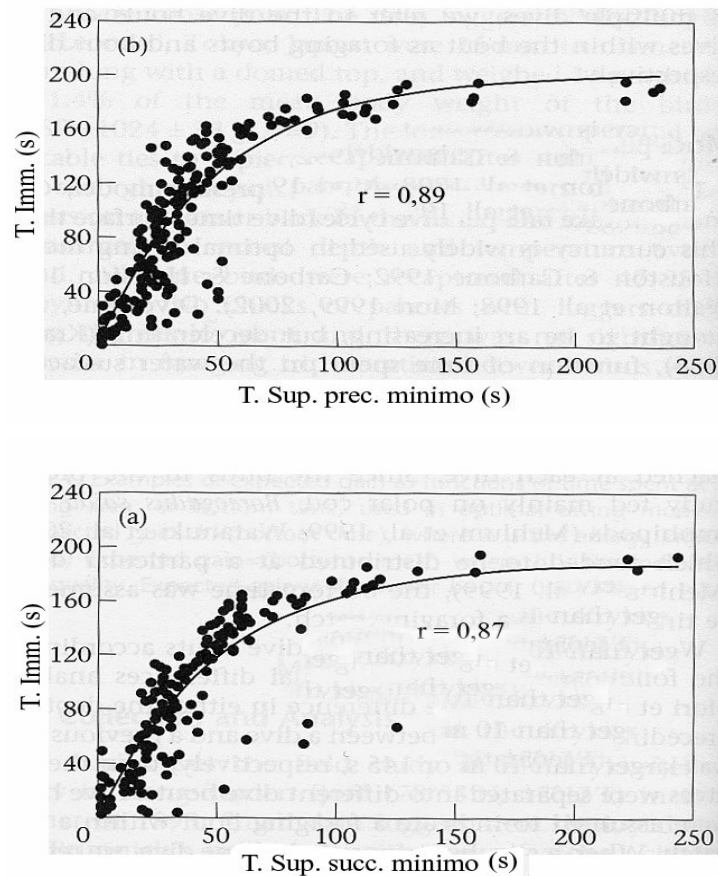


Figura 6 – Tempo di immersione e tempo minimo di superficie precedente (a) e successivo (b). Sono rappresentate le curve di regressione con il valore di r . (mod. da Mori *et al.*, 2002).

Gli autori hanno inoltre previsto una correlazione positiva fra la qualità del *patch* ed il tempo di permanenza in esso. Nello specifico, il numero di immersioni ed il tempo totale trascorso sul fondo all'interno di una sequenza sono correlati positivamente con il valore medio di qualità dei *patch*. Questo indica che gli animali investono un tempo maggiore in un sito con un più ampio indice di qualità. Inoltre gli autori hanno ipotizzato che i tuffatori facessero immersioni lunghe non solo in aerobiosi, ma anche utilizzando un metabolismo di tipo anaerobico presso un *patch* di foraggiamento di alta qualità situato in acque profonde (Ydenberg & Clark, 1989). Per discutere questa previsione Mori prende in considerazione il valore di ADL per l'Uria di Brünnich, pari a 83 s (Croll & McLaren, 1993). Viene rilevato

che i valori minimi dei tempi di superficie necessari per un tempo di immersione salgono rapidamente intorno a tempi di immersione di 150 s. Perciò, anche se è difficile conoscere il reale valore dell'ADL, sembra certo che il metabolismo per tuffi superiori a 150 s non è solo aerobico ma anche anaerobico.

Questo studio evidenzia che l'Uria di Brünnich aggiusta il suo comportamento di immersione adattativamente in relazione alla qualità del *patch*, e che il modello ottimale di immersione è valido per previsioni sugli andamenti dei tuffi osservati solo se la qualità del *patch* è determinata in modo appropriato.

1.6.8 Spinta di galleggiamento

Un limite per gli uccelli tuffatori è costituito dalla spinta idrostatica durante l'immersione (Wilson & Wilson, 1995). Questo sembra essere il fenomeno che più di ogni altro determina i costi del nuoto in immersione (Kato *et al.*, 2006). Il dispendio energetico è massimo nei primi metri sotto della superficie dell'acqua, e decresce all'aumentare della profondità (Wilson *et al.*, 1992) e quindi della pressione (Jones *et al.*, 1988; Hustler, 1992; Boyd, 1997; Butler, 2001). La profondità alla quale si riducono i costi contro la spinta idrostatica è diversa da animale ad animale. Nel caso delle Urie (*Uria* sp.) la spinta idrostatica diminuisce rapidamente da 0 a 20 m di profondità, e diventa nulla sotto i 62 m (Lovvorn *et al.*, 1999).

La necessità di immergersi con un certo volume di ossigeno nel tratto respiratorio è il fattore principale che determina l'aumento della spinta idrostatica cui l'animale è sottoposto (Stephenson, 1993; Webb *et al.*, 1998; Fish *et al.*, 2002). Per fronteggiare questo costo, alcuni tuffatori riescono a ridurre l'effetto dei volumi d'aria del tratto respiratorio con l'espiazione prima del tuffo (Butler & Woakes, 1979; Lovvorn & Jones, 1991; Sato *et al.*, 2002). Anche il volume di aria fra le penne rappresenta un ostacolo all'immersione. Questa caratteristica, unitamente alla bassa densità corporea, facilita gli uccelli nel volo, ma determina un incremento nei costi durante le immersioni (Wilson *et al.*, 1992; Lovvorn & Jones, 1991).

Un metodo efficace per contrastare l'effetto della spinta idrostatica è quello di incrementare le velocità in immersione (Otani *et al.*, 1998). Alcuni autori sottolineano i benefici degli aumenti di velocità per raggiungere la profondità alla quale la spinta idrostatica si riduce, in quanto permetterebbero di ridurre il tempo in cui l'animale viene sottoposto a questa forza. Vengono quindi evidenziate delle relazioni positive fra la velocità di discesa al *patch* e la profondità dell'immersione (Wilson, 2003) ed inoltre fra l'inclinazione dell'angolo di discesa e la profondità raggiunta (Wilson & Peters, 1999). Sembra che la maniera migliore per ridurre i tempi di discesa alla profondità di foraggiamento venga ottenuto modificando

l'angolo di immersione (Wilson *et al.*, 1996; Ropert-Coudert *et al.*, 2001). Questo parametro è difficile da calcolare attraverso l'osservazione diretta (Wilson & Wilson, 1988), e studi recenti si sono serviti dell'uso di radiotrasmittenti per monitorare queste variazioni (Wilson *et al.*, 1996; Ropert-Coudert *et al.*, 2001; Boyd *et al.*, 2004; Ropert-Coudert *et al.*, 2005). È stato così dimostrato che le profondità maggiori venivano raggiunte da quegli animali che si immergevano mantenendo gli angoli di immersione maggiori (Wilson *et al.*, 1992a; Ropert-Coudert *et al.*, 2005). Questi sono determinati dall'animale tramite l'esecuzione di un caratteristico balzo che permette di immergere per prima la parte anteriore del corpo, incrementando così l'angolo già nei primi strati della colonna d'acqua (Wilson *et al.*, 1992a). I Cormorani che foraggiano a basse profondità non incrementano l'angolo di immersione, e si immergono con il corpo quasi parallelo alla superficie dell'acqua (Ropert-Coudert *et al.*, 2005). Questo è nella maggior parte dei casi quanto osservato per il Cormorano, che è una specie che si alimenta prevalentemente a basse profondità (<10m) (Johnsgard, 1993). Inoltre, se paragonato con altri tuffatori (Lovvorn & Jones, 1991), risente di meno della spinta di galleggiamento. Questo potrebbe essere legato alle caratteristiche anatomiche del piumaggio. Sembra infatti che le penne del Cormorano sono solo parzialmente idrorepellenti (Grémillet *et al.*, 2005a). Possiedono una parte centrale idrorepellente e delle parti distali che invece si inumidiscono. Questi caratteri sembrano essere legati ad una forma di adattamento all'alimentazione in acque basse (Cramp & Simmons, 1977). Questo fa sì che il quantitativo di aria intrappolato fra le piume e le penne sia minore rispetto ad altre specie di tuffatori (Wilson *et al.*, 1992; Grémillet *et al.*, 2005a). Inoltre il comportamento in immersione del Cormorano sembra essere ben adattato alla spinta idrostatica. Studiando animali in condizioni sperimentali, è stato osservato che i particolari movimenti delle zampe e della coda ed inoltre una variazione delle inclinazioni del corpo alle diverse profondità, permettono al Cormorano di gestire efficientemente la spinta di galleggiamento (Ribak *et al.*, 2004; 2006; Kato *et al.*, 2006).

La capacità di adattamento ai costi del foraggiamento in immersione, la plasticità ecologica nell'utilizzo delle diverse aree utilizzate e di conseguenza la capacità di regolare la dieta costituiscono un capitolo importante che sottolinea il successo del Cormorano come uccello ittiofago. Come vedremo in seguito, per questa specie emerge anche una forte adattabilità ai diversi parametri che stanno alla base dell'ecologia del comportamento di alimentazione. Di tutti questi parametri, l'analisi delle interazioni con le diverse specie preda risulta di fondamentale importanza per identificare i diversi fattori che regolano la presenza e l'utilizzo per il foraggiamento degli allevamenti ittici. La capacità del Cormorano di

ottimizzare lo sfruttamento delle diverse risorse trofiche costituisce l'aspetto che più di ogni altro ha determinato il raggiungimento di una *fitness* ottimale che ha portato all'eccezionale espansione registrata a livello Europeo negli anni 80 e 90.

1.7 Ecologia del comportamento di alimentazione e interazioni con le specie preda

1.7.1 Tipologia di prede

Gli uccelli tuffatori si alimentano di prede bentoniche direttamente sul fondale o negli strati più bassi della colonna d'acqua e di prede pelagiche negli strati medi e superiori, adottando diversi comportamenti (Ashmole, 1971; Schneider, 1997; Grémillet *et al.*, 1998; Tremblay & Chérel, 2000).

Nel caso dell'alimentazione a carico di specie pelagiche investono la maggior parte del tempo in immersione alla ricerca di aggregazioni di pesce (Davoren *et al.*, 2003a; 2003b). Di conseguenza devono cambiare frequentemente area di alimentazione oppure acquisire informazioni dagli altri individui al *roost* (*Information Center Hypothesis*, Ward & Zahavi 1973). Gli uccelli possono anche ottenere informazioni semplicemente seguendo gli altri individui (Hoffman *et al.*, 1981; Burger, 1997) oppure localizzandoli direttamente nell'area di foraggiamento (Wittenberger & Hunt, 1985). In alcuni casi è stato verificato il reperimento di aree ricche di cibo semplicemente contattando specie differenti (Grover & Olla, 1983). Casi di foraggiamento sociale pluri-specifici sono noti negli uccelli ittiofagi: in situazioni di consistenti aggregazioni ittiche si può verificare il commensalismo di numerosi individui appartenenti a specie di Ardeidi, Cormorani, Sternidi e Laridi.

Se invece i tuffatori si alimentano di prede bentoniche tendono ad acquisire e sfruttare le esperienze sull'ubicazione e sulla distribuzione dei *patch* (Davoren *et al.*, 2003a; 2003b). Le aggregazioni di pesci pelagici sono temporanee e imprevedibili, mentre i *patch* di prede bentoniche sono caratterizzati da gradienti batimetrici e caratteristiche del fondale prevedibili (Coyle *et al.*, 1992; Montevecchi, 1993; Davoren, 2000; Carscadden & Vilhjalmsón, 2002). Le prede bentoniche sono inoltre caratterizzate da scarsa mobilità e basse velocità di fuga: hanno infatti evoluto comportamenti anti-predatori basati sulla mimetizzazione col fondale (McFall, 1990).

In relazione allo spiccato opportunismo del Cormorano, le situazioni prevedibili sono sicuramente quelle preferite. La specie è infatti da sempre considerata come un consumatore di specie ittiche prevalentemente bentoniche (Van Dobben, 1952; Ashmole, 1971; Cramp & Simmons, 1977). Un prelievo principale di questa tipologia di prede è stato riscontrato anche in più recenti studi effettuati su individui radiomarcati (Grémillet & Wilson, 1999; Kato *et*

al., 2000). Anche durante il periodo riproduttivo, quando il fabbisogno alimentare è superiore in relazione all'investimento energetico per allevare la prole, è emersa una spiccata preferenza (60-75%) verso le prede bentoniche, anche laddove le densità erano basse rispetto alla disponibilità delle specie pelagiche (Grémillet *et al.*, 2004).

Da evidenziare in questo contesto un minor contenuto energetico delle prede bentoniche rispetto a quelle di colonna d'acqua (Hislop *et al.*, 1991). Probabilmente il gap calorico viene colmato da un maggior numero di prede catturate. Sembra infatti che il Cormorano riesca a nidificare nelle aree della Groenlandia e del circolo Polare (Boertmann & Mosbech, 1997; Grémillet *et al.*, 2001; Lyngs, 2003) dove è soggetto ad elevati costi di termoregolazione (Schmid *et al.*, 1995; Grémillet & Wilson, 1999; Grémillet *et al.*, 2001; Grémillet *et al.*, 2003; Enstipp *et al.*, 2005; Grémillet *et al.*, 2005), grazie ad un elevato successo di cattura ottenuto proprio prelevando le specie ittiche presenti sul fondale (Grémillet *et al.*, 2004; Grémillet *et al.*, 2006).

La distribuzione spaziale di queste prede sembra inoltre costituire un fattore che facilita la ricerca dei predatori. E' stato infatti evidenziato che la dispersione delle prede bentoniche è inferiore rispetto alle specie pelagiche (Litzow *et al.*, 2000; 2002). In particolare le specie dalla forma piatta costituiscono in molti casi la gran parte della dieta (Steven, 1933; Summers, 1974; Van den Berg, 1993; Van Damme, 1994; Richner, 1995; Nehls & Gienapp, 1997; Leopold *et al.*, 1997; Lilliendahl & Solmundsson, 2006). E' stata inoltre osservata una fedeltà al sito di foraggiamento (Grémillet *et al.*, 1999) ed inoltre delle sovrapposizioni fra la presenza dei Cormorani e queste specie ittiche (Leopold *et al.*, 1998).

L'ecologia delle prede sembra quindi avere un consistente effetto sul comportamento di foraggiamento del Cormorano. Per alcune specie di Falacrocoracidi è stata evidenziata una buona capacità di variare la dieta (Watanuki *et al.*, 2004), ma soprattutto la capacità di effettuare immersioni sia pelagiche che bentoniche da parte di un individuo in foraggiamento (Grémillet *et al.*, 1998). Al riguardo, emerge per il Cormorano una spiccata capacità di modificare le sue abitudini anche in relazione al comportamento delle prede pelagiche. Nello specifico, è noto che le specie di colonna d'acqua tendono spesso a formare dense aggregazioni, che vengono messe in atto per scoraggiare e confondere il predatore (Pitcher & Parrish, 1993). Un Cormorano che vada da solo a caccia di pesci aggregati è soggetto a costi elevati; sono state infatti registrate immersioni più lunghe ed energeticamente più dispendiose, legate a tempi di inseguimento più lunghi, rispetto a quando va a caccia di prede singole (Enstipp *et al.*, 2007). Come risposta al comportamento di aggregazione delle prede il Cormorano tende ad alimentarsi socialmente (Marquiss & Carss, 1994; Hughes *et al.*, 1999). E' stato dimostrato che durante questi eventi ogni Cormorano riesce ad ottenere più

prede (Lekuona & Campos, 1997a; 1997b). Il motivo principale che può aver determinato questo comportamento potrebbe essere stato un aumento della torbidità dei siti di alimentazione (Suter, 1991; Voslamber & Van Eerden, 1991), e viene interpretato come un adattamento volto a spingere i pesci negli strati superiori della colonna d'acqua dove risultano più visibili (Van Eerden & Voslamber, 1995).

1.7.2 Consumo della preda

Se il consumo delle prede catturate avvenga in superficie o sott'acqua è ancora in discussione nei Falacrocoracidi. Anche gli studi che hanno utilizzato le tecniche più innovative (Wilson & Culik, 1991; Wilson *et al.*, 1992; Grémillet & Plös, 1994) forniscono dei risultati che devono essere confermati. Questo soprattutto in relazione agli effetti negativi che le strumentazioni elettroniche possono avere sul comportamento di foraggiamento degli uccelli (Kato *et al.*, 1996; Ancel *et al.*, 1997; Grémillet *et al.*, 2000). Per effettuare delle ipotesi vengono quindi considerati dei casi di studio che utilizzano diverse metodologie e che sono stati effettuati su specie diverse.

Il Marangone dal ciuffo riesce ad ingoiare le prede sott'acqua durante le immersioni (Wanless *et al.*, 1993a; Carss, 1993a). Sembra invece che il Cormorano consuma le prede nella maggior parte dei casi in superficie, soprattutto quando queste sono di grosse dimensioni (Ross, 1976). Recentemente è stato verificato che le prede piccole possono essere consumate anche in immersione (Grémillet *et al.*, 1998; Strod *et al.*, 2003). Va comunque rilevato che questi risultati sono stati ottenuti con individui studiati in condizioni sperimentali. In natura le condizioni ecologiche del sito di alimentazione possono giocare un ruolo determinante. Un parametro da tenere in considerazione è sicuramente la profondità. E' stato in questo contesto dimostrato che il Marangone dal ciuffo effettua immersioni più lunghe e a profondità maggiori rispetto al Cormorano (Lea *et al.*, 1996; Grémillet *et al.*, 1998). Quindi può essere conveniente, in termini di tempo, per questa specie ingoiare le prede direttamente in immersione. Il Cormorano invece si alimenta prevalentemente in zone costiere caratterizzate da bassi fondali (Johnsgard, 1993). Il foraggiamento alle basse batimetrie, dove la spinta di galleggiamento è più forte, potrebbe far sì che il consumo della preda avvenga in superficie. Questo potrebbe essere particolarmente evidente quando la preda sia caratterizzata da una forma del corpo che implica un investimento temporale dedicato alla manipolazione e all'ingestione.

1.7.3 Velocità di nuoto in immersione

La velocità durante il foraggiamento in immersione è un'ulteriore parametro che sta alla base delle interazioni fra preda e predatore (Bell, 1991). Facendo uso di dispositivi elettronici miniaturizzati attaccati sul dorso dei tuffatori (Ropert-Coudert & Wilson, 2005) è possibile misurare in continuo le velocità in immersione (Ropert-Coudert *et al.*, 2002). Per il Cormorano le velocità sono state verificate sperimentalmente (Schmid *et al.*, 1995; Ribak *et al.*, 2004; Ribak *et al.*, 2005) o sono state stimate a partire dall'osservazione di individui in libertà (Junor, 1969; Wilson & Wilson, 1988; Voslamber & Van Eerden, 1991; Hustler, 1992). I valori medi riscontrati in studi su animali tenuti in cattività sono pari a circa 1,5 m/s, con un range di variabilità nelle diverse fasi dell'immersione. Al riguardo sono state identificate 2 fasi principali: spinta e accelerazione, dove vengono raggiunte le velocità maggiori, e planata, in cui l'animale beneficia degli effetti della spinta ottenuta con le zampe (Ribak *et al.*, 2004; Ribak *et al.*, 2005).

Recentemente sono state misurate le velocità e le differenti tipologie di immersione del Cormorano nel suo ambiente naturale (Grémillet *et al.*, 1999; Ropert-Coudert *et al.*, 2005; Kato *et al.*, 2006; Ropert-Coudert *et al.*, 2006). Vengono proposti due diversi *pattern* di immersione (Ropert-Coudert *et al.*, 2002; 2006): uno in cui il Cormorano esegue basse velocità per scandagliare il fondale alla ricerca di prede bentoniche (immersioni strutturate ad U, caso a), ed uno in cui si immerge a maggiori velocità per cercare ed inseguire le prede presenti nella colonna d'acqua (immersioni strutturate a W e V, casi b e c) (Fig. 7). Le diverse velocità corrispondono alle diverse fasi in cui è strutturata l'immersione. Discesa dalla superficie verso la profondità di foraggiamento (velocità elevata), ricerca della preda lungo la colonna d'acqua (velocità maggiori) o sul fondale (velocità inferiori), risalita in superficie (prevalentemente passiva) (Ropert-Coudert *et al.*, 2006; Kato *et al.*, 2006). Nelle prime due fasi la frequenza delle spinte ottenute con le zampe è elevata, mentre nella risalita in superficie è molto minore e viene sfruttata prevalentemente la spinta idrostatica (Kato *et al.*, 2006).

Dai lavori è emerso inoltre che la maggior parte delle immersioni sono strutturate ad U. Come conseguenza, nella dieta è stato registrato un prelievo prevalente di specie ittiche bentoniche (Ropert-Coudert *et al.*, 2006), confermando ancora una volta il probabile vantaggio derivante dal consumo di questa tipologia di pesci.

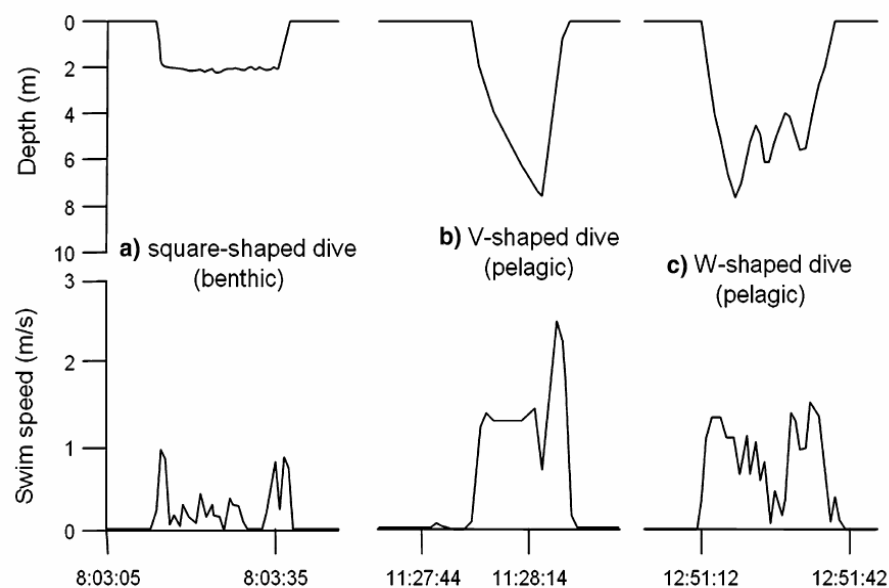


Figura 7 – Velocità e struttura delle 3 tipologie di immersione registrate per i Cormorani. Immersioni strutturate ad U (caso a), V (caso b) e W (caso c). (mod. da Ropert-Coudert *et al.*, 2006).

Il consumo di questa tipologia di prede permetterebbe di ottenere elevati tassi di predazione (Grémillet, 1997; Grémillet *et al.*, 2004), addirittura superiori a quelli registrati per alcune specie di Pinguini, che vengono identificati come gli uccelli meglio adattati al foraggiamento in immersione (Grémillet, 1997). Nello specifico, alcuni studi condotti durante il periodo di nidificazione registrano dei quantitativi variabili fra 12 g di pesce per minuto sott'acqua (Grémillet, 1997), 9,76 g/min (Lorentsen *et al.*, 2004) e fra 16 e 40 g/min (Grémillet *et al.*, 2004). In ogni modo, le diverse metodologie utilizzate per calcolare il successo predatorio dei tuffatori, come la misurazione della temperatura dello stomaco e dell'esofago (Ancel *et al.*, 1997; Ropert-Coudert *et al.*, 2001; Charassin *et al.*, 2001) e l'attività del becco (Wilson *et al.*, 2002a; Takahashi *et al.*, 2004a; Ropert-Coudert *et al.*, 2004), sono ancora in discussione e necessitano di approfondimenti su individui in alimentazione nel loro ambiente naturale (Wilson *et al.*, 1995; Grémillet *et al.*, 1996; Grémillet *et al.*, 2000; Bost *et al.*, 2007).

1.7.4 La contattabilità delle prede in immersione

In considerazione della grande quantità di ambienti frequentati e del numero di specie che costituisce la dieta del Cormorano, l'interesse di alcuni studi recenti viene rivolto alle modalità di identificazione delle prede sotto la superficie dell'acqua.

Nell'ambiente aereo, l'organo che più di ogni altro provvede al potere rifrattivo dell'occhio è la cornea (Levy & Sivak, 1980). Nell'ambiente acquatico, l'occhio del Cormorano possiede la capacità di accomodare la cornea e compensare così la perdita del potere di rifrazione

(Katzir & Howland, 2003). Questa capacità sembra essere legata alla flessibilità e capacità di curvatura del cristallino, ed è particolarmente apprezzabile in condizioni di buona luminosità (Glasser & Howland, 1996). Anche per quanto riguarda l'acuità visiva, studi effettuati in ambiente sperimentale evidenziano dei buoni valori durante l'immersione, vincolati però anche in questo caso a situazioni di elevata luminosità. E' stato infatti dimostrato che l'acuità diminuisce linearmente al diminuire dell'intensità luminosa (Strod *et al.*, 2004). Dato che il valore di questo parametro diminuisce all'aumentare della profondità, andrebbe valutato l'abbassamento dei valori di acuità in relazione alle variazioni batimetriche. Uno studio evidenzia che le profondità maggiori vengono raggiunte dal Marangone dal ciuffo solamente nelle ore centrali della giornata, presumibilmente in relazione ad una maggior rifrazione della luce negli strati più profondi (Wanless *et al.*, 1999). Nell'ambiente naturale entrano quindi in gioco alcuni parametri ecologici che non possono essere previsti nelle condizioni sperimentali, ma che vanno ad incidere significativamente sulla limpidezza dell'acqua e quindi sulla capacità visiva degli uccelli. E' stato per esempio dimostrato che i valori di acuità visiva del Cormorano sono molto bassi in condizioni di luminosità molto simili a quelle dell'ambiente naturale di foraggiamento. Per comparazione, sono circa 60 volte inferiori a quelli di alcune specie di rapaci diurni terrestri (White *et al.*, 2007).

La torbidità sembra essere il parametro che limita più di ogni altro la capacità visiva (Van Eerden & Voslamber, 1995; Strod *et al.*, 1999). In aree caratterizzate da acque torbide è stato rilevato che circa la metà dei tentativi di cattura messi in atto dal Cormorano avevano un esito negativo (Grémillet *et al.*, 2006). In questo lavoro le specie ittiche considerate (Ciprinidi) sono caratterizzate da un'ecologia legata alla colonna d'acqua e sono caratterizzate da buona mobilità e velocità di fuga (Froese & Pauly, 2003). Viene quindi osservato che nell'ambiente naturale il Cormorano non sia capace di individuare ed inseguire efficientemente le prede sott'acqua (White *et al.*, 2007), in particolar modo quando queste siano caratterizzate da elevata mobilità. Questa ipotesi potrebbe essere confermata da alcune caratteristiche della specie, come il prelievo prevalente di prede caratterizzate da scarsa mobilità e che puntano a mimetizzarsi sul fondale, una attività di foraggiamento anche in assenza di luce (King *et al.*, 1998; Grémillet *et al.*, 2005c), le basse velocità espresse nella maggior parte delle immersioni (Ropert-Coudert *et al.*, 2006) ed infine la possibilità di rilevamento delle prede tramite il contatto con il becco (Voslamber *et al.*, 1995; Grémillet *et al.*, 2005c). Confermato che le prede possono essere visualizzate solamente a distanza relativamente breve (circa 1,4 m in acque limpide, Strod *et al.*, 1999), viene proposto che il Cormorano mette in atto dei comportamenti che lo costringe ad eseguire un comportamento di fuga (Jablonski, 2002). L'abilità della specie di effettuare delle brevi accelerazioni

(Ropert-Coudert *et al.*, 2006) e di estendere rapidamente il collo e contemporaneamente eseguire una spinta propulsiva con le zampe (Johnsgard, 1993; Grémillet *et al.*, 2006) verso la potenziale preda (Fig. 8), permetterebbe di catturarla senza effettuare degli inseguimenti energeticamente molto dispendiosi (Halsey *et al.*, 2007).

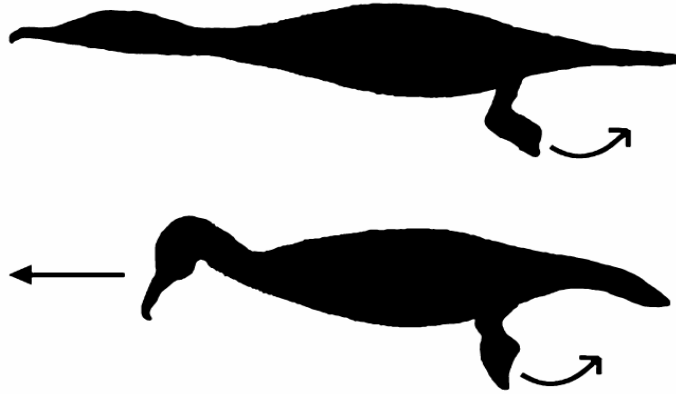


Figura 8 – Posizione di cattura (figura sopra) e di preparazione (figura sotto). (mod. da Grémillet *et al.*, 2006).

Il Cormorano sembrerebbe anche in questo contesto molto ben adattato alle diverse caratteristiche ecologiche degli ambienti utilizzati per foraggiare. Al riguardo, la tecnica di cattura proposta dagli autori potrebbe essere particolarmente efficiente negli ambienti lagunari, dove si registrano frequenti fenomeni di ipossia e variazioni della torbidità delle acque (Diaz, 2001), fenomeni che condizionano le capacità visive del Cormorano. Questi parametri possono influenzare il comportamento delle prede ittiche (Huey, 1991) e in determinate situazioni facilitare la predazione da parte degli uccelli ittiofagi (Kramer, 1983; Kersten *et al.*, 1991).

Uno studio ha evidenziato una forte influenza dei fenomeni di ipossia su alcune specie ittiche che sono importanti per la dieta del Cormorano nelle aree lagunari dell'alto Adriatico. Le basse concentrazioni di ossigeno nell'acqua determinano infatti una riduzione delle capacità elusive e della velocità di fuga del Cefalo dorato (*Liza aurata*) (Lefrancois *et al.*, 2005). Anche per il Cefalo muggine (*Mugil cephalus*) sono state registrate delle alterazioni significative delle capacità locomotorie nei casi di ipossia (Lefrancois *et al.*, 2007), determinando così un effetto negativo sulle possibilità di evitamento dei predatori. I valori critici di ossigeno nell'acqua non condizionano solamente le capacità cinetiche dei Cefali, ma anche il loro comportamento. E' stato infatti dimostrato che l'ipossia e l'elevata torbidità delle acque aumentano significativamente il numero delle volte in cui il Cefalo raggiunge la superficie dell'acqua per effettuare le "respirazioni superficiali" tipiche di questa specie

(Dickson, 1985). Un incremento di questa attività determina un aumento della visibilità e di conseguenza una maggior esposizione ai predatori (Shingles *et al.*, 2005).

Un ulteriore parametro ecologico che può condizionare il comportamento dei pesci è la temperatura. Nello specifico, le diminuzioni di temperatura dell'acqua provocano una riduzione della reattività e della velocità di fuga di molte specie ittiche (Webb, 1978; Beddow *et al.*, 1995; O'Steen & Bennett, 2003). Recentemente è stato confermato un effetto negativo delle diminuzioni di temperatura anche sulla capacità locomotorie del Branzino (*Dicentrarchus labrax*) (Claireaux *et al.*, 2006), che come i Cefali rappresenta una delle prede che costituiscono la dieta del Cormorano nelle aree lagunari.

1.8 Distribuzione del Cormorano

Il Cormorano è una specie sub-cosmopolita che presenta sei sottospecie (*carbo*, *sinensis*, *hanedae*, *moroccanus*, *lucidus*, *novaehollandiae*) ed un areale di distribuzione più grande di qualsiasi altra specie appartenente alla famiglia dei Falacrocoracidi. Sembra che questa famiglia abbia avuto le sue origini nelle isole dell'Australia e della Nuova Zelanda (Van Tets, 1976). Da questo continente all'America del Nord, passando per Malesia, Africa, Eurasia e Groenlandia, il Cormorano è presente in un ampio range topografico, climatico e di habitat che va dal tropicale all'artico, dal livello del mare sino a 3.400 metri di quota, dalla costa alle zone umide interne, in tutti i continenti tranne il sud America (Cramp & Simmons, 1977; Johnsgard, 1993; Nelson, 2005). Può colonizzare persino le isole più estreme, come le Salomone (Filardi *et al.*, 1999).

1.9 Il Cormorano in Europa

In Europa sono presenti due sottospecie. La separazione viene fatta principalmente sulla base di caratteri morfologici, biogeografici ed ecologici, tuttora in discussione. *Phalacrocorax carbo carbo* è distribuito ed utilizza per le attività trofiche e riproduttive principalmente le coste della Norvegia, delle isole Britanniche, dell'Islanda e le coste Atlantiche settentrionali della Francia. Più dell'80% della popolazione mondiale è presente in questo areale (Debout *et al.*, 1995). *Phalacrocorax carbo sinensis* risulta di gran lunga più abbondante grazie alla sua ecologia che lo vede presente nella gran parte delle zone umide interne Europee e delle coste del Mediterraneo e del nord Europa (Cramp & Simmons, 1977) (Fig. 9). In qualche colonia della costa meridionale dell'Inghilterra possono nidificare entrambe le sottospecie, dove sono noti casi di ibridazione (Kirby *et al.*, 1996; Goostrey *et al.*, 1998).

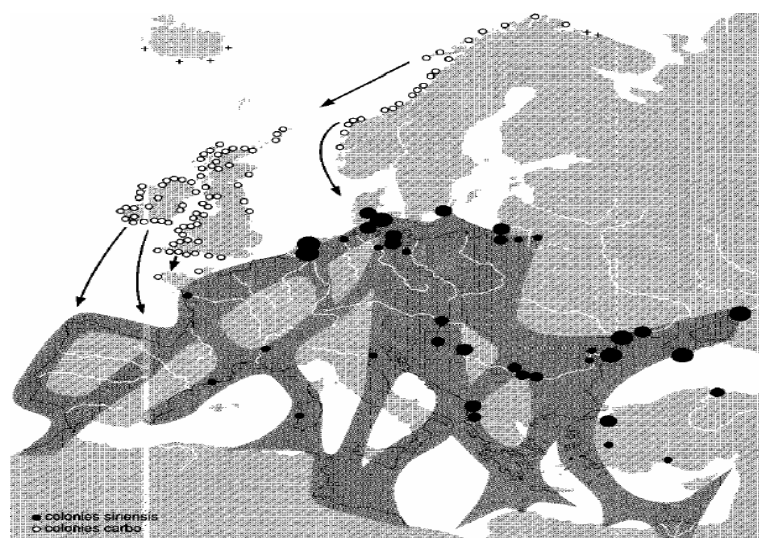


Figura 9 - Distribuzione delle principali colonie riproduttive e delle rotte migratorie del Cormorano nell'Europa continentale. In nero le colonie più importanti della sottospecie *sinensis*, in bianco quelle relative alla sottospecie *carbo* (mod. da Van Eerden *et al.*, 1995).

La sottospecie *carbo* presenta caratteri spiccatamente meno migratori rispetto a *sinensis* (Nelson, 2005). Il 50% degli individui della sottospecie *carbo* inanellati in alcune colonie di nidificazione inglesi è stato contattato entro 200 km dalla colonia; il 25% entro 400 (Coulson & Brazendale, 1968). Individui provenienti dall'Inghilterra e dal Galles sono stati comunque osservati in periodo invernale anche sulle coste Atlantiche di Francia, Spagna e Portogallo (Sellers, 1991). La sottospecie *sinensis* migra fino a 2.400 km; dalle colonie di nidificazione del nord-ovest dell'Europa può arrivare a svernare fino al Marocco (Van Eerden & Munsterman, 1986). Gli individui più leggeri (principalmente femmine) tendono a migrare più a sud degli individui più pesanti (maschi) (Munsterman & Van Eerden, 1991). La maggior parte degli adulti rientra alle colonie del nord Europa nel mese di marzo, sebbene alcuni individui partano già in gennaio e febbraio. I sub-adulti ed i giovani partono in ritardo: alla fine di aprile e in maggio (Van Eerden & Munsterman, 1986).

A livello europeo, la popolazione di Cormorano nidificante è aumentata in tutti gli Stati tranne l'Ungheria (Bregnballe, 1996). Negli ultimi 15 anni il tasso di crescita annuale della popolazione nidificante è stato di circa il 20% (Carss *et al.*, 2003). La stima più recente consiste in un totale di circa 230.000 coppie nidificanti in Europa (180.000 *sinensis*, 50.000 *carbo*) (Van Eerden & Gregersen, 1995; Trolliet, 1999) (Tab. 1). L'area di nidificazione più importante, coincidente con le coste del Mare del Nord e del Mar Baltico, ha registrato degli incrementi totali superiori al 20% (Lindell *et al.*, 1995; Frederiksen *et al.*, 2001). Questi incrementi hanno avuto come risultato un consistente aumento delle presenze nei quartieri di

svernamento, situati per queste popolazioni principalmente nell'area mediterranea (Van Eerden & Munsterman, 1986; Reymond & Zuchuat, 1995; Van Eerden *et al.*, 1995; Bregnballe *et al.*, 1997; Della Toffola *et al.*, 1997) (Fig. 9).

Le stime più recenti indicano che la popolazione Europea ha raggiunto la capacità portante (Frederiksen & Bregnballe, 2000), e sono state registrate delle riduzioni del tasso annuale di crescita (Bregnballe *et al.*, 2003).

Nazione	N° coppie	Fonte bibliografica
Danimarca	40.540	Bregnballe <i>et al.</i> , 2003
Svezia	27.300	Bregnballe <i>et al.</i> , 2003
Ucraina	24.000	Poluda <i>et al.</i> , 1997
Germania	20.055	Bregnballe <i>et al.</i> , 2003
Olanda	19.205	Bregnballe <i>et al.</i> , 2003
Romania	15.000	Veldkamp, 1997
Polonia	11.000	Veldkamp, 1997
Grecia	3.422	Liordos & Goutner, 2003
Ungheria	2.300	Veldkamp, 1997
Moldavia	2.000	Veldkamp, 1997
Ex Jugoslavia	1.925	Muzinic & Mikuska, 1986
Francia	1.600	Marion, 2003
Finlandia	1.392	Rusanen <i>et al.</i> , 2003
Estonia	1.390	Veldkamp, 1997
Bielorussia	1.300	Samusenko, 2003
Bulgaria	1.000	Ivanov <i>et al.</i> , 1997
Lituania	1.000	Zalakevicius, 1995
Italia	800	Serra & Bricchetti, 2000
Belgio	272	Veldkamp, 1997
Lettonia	205	Veldkamp, 1997
Repubblica Ceca	200	Martincova & Musil, 2003
Slovacchia	190	Veldkamp, 1997
TOTALE	176.096	

Tabella 1 - Numero di coppie di Cormorano *P. c. sinensis* nidificanti in Europa.

Caratteristiche morfologiche – Appartenendo all'ordine dei Pelecaniformi, tutti i Falacrocoracidi possiedono zampe robuste inserite in posizione arretrata e con le quattro dita ben sviluppate, collegate da un'ampia membrana natatoria e detti per questo “totipalmati” (Cramp & Simmons, 1977).

Il Cormorano ha una lunghezza totale compresa tra gli 80 e i 100 cm ed un peso che può variare tra i 1.800 e i 2.700 grammi. Il becco è lungo, sottile e robusto, compresso lateralmente ed uncinato all'apice, le narici esterne sono chiuse. Le ali sono piuttosto arrotondate all'apice, larghe e relativamente brevi. Il volo è perciò potente e veloce, con lunghe serie di rapidi colpi d'ala inframmezzate da planate a livello d'acqua, ma possono raggiungere anche cospicue altitudini scegliendo per i maggiori spostamenti formazioni a V compatte, ordinate e caratteristiche (Cramp & Simmons, 1977).

I dati biometrici rilevati su alcuni Cormorani abbattuti nel corso della attività di controllo popolazionale in provincia di Udine evidenziano range piuttosto elevati: individui del peso massimo di 2.933 grammi, ma anche individui del peso minimo di 1.782 grammi. Per quanto riguarda le dimensioni delle ali, della coda e del becco i range sono più limitati: da 324 a 357 millimetri per le ali, da 163 a 172 mm per la coda e da 62 a 72 mm per il becco (Perco *et al.*, 2000).

I maschi sono di norma più grandi delle femmine. Il corpo è robusto ed allungato, così come la testa e il collo. Il piumaggio, simile nei due sessi, è di solito nerastro con riflessi bluastri o verdastri negli adulti (Cramp & Simmons, 1977).

Come abbiamo visto le sottospecie *carbo* e *sinensis* hanno degli areali di distribuzione piuttosto ben separati. Dove le sue sottospecie si sovrappongono, la distinzione si basa essenzialmente sui caratteri morfologici, in particolare sull'abito riproduttivo. Questo presenta, nella sottospecie *sinensis*, piumaggio nero lucente con riflessi verdastri e con delle zone bianche formate da penne filiformi che coprono i lati della testa e del collo. Una caratteristica macchia bianca rotondeggiante è presente in prossimità dell'inserzione delle zampe. Questa sottospecie è inoltre caratterizzata da minori dimensioni. Alla sottospecie *carbo* vengono attribuiti gli individui di dimensioni maggiori, ed il piumaggio è dotato di un numero molto minore di piume e penne bianche, che sono limitate nella maggior parte dei casi solo alla gola (Baccetti & Bricchetti, 1992).

Il giovane si distingue dall'adulto per le penne e le piume della parte addominale di color grigio-biancastro che perdono verso il terzo anno di età, quando viene raggiunta la maturità sessuale (Cramp & Simmons, 1977).

1.10 Il Cormorano in Italia

Consistenza della popolazione – Per l'Italia il Cormorano è considerato migratore regolare, svernante, residente e nidificante (Bricchetti & Massa, 1998). La specie nidificava regolarmente nel nord dell'Italia nei secoli scorsi (Aldovrandi, 1603; Giglioli, 1886). In seguito alle forti repressioni subite da parte dell'uomo, dagli inizi del 1900 fino agli anni '80 gli individui nidificanti erano strettamente legati alle coste rocciose della Sardegna (Schenk, 1976), per la quale nel 1995 è stato stimato un numero di sole 45 coppie (Floris, 1997). Dopo un tentativo nelle valli di Comacchio nel 1981 (Bricchetti, 1982a), nel 1986 è stata accertata la nidificazione in Italia continentale, avvenuta in Val Campotto (FE) (Spina *et al.*, 1986), caratterizzata da forti aumenti negli anni successivi (Grieco, 1994). In seguito sono state colonizzate altre aree del delta (Boldreghini *et al.*, 1993a; Volponi, 1994), che ad oggi

costituisce una delle aree italiane più importanti per la nidificazione. In seguito ai consistenti aumenti registrati su scala nazionale (Fig. 10), nel 1995 le coppie nidificanti in Italia erano circa 400 (Carpegna *et al.*, 1997). Nel 1999 sono aumentate a circa 700, distribuite in 8 colonie in Piemonte, Veneto ed Emilia Romagna (Serra & Brichetti, 2000). Nel 2000 il numero di coppie è rimasto stabile (Brichetti & Fracasso, 2003).

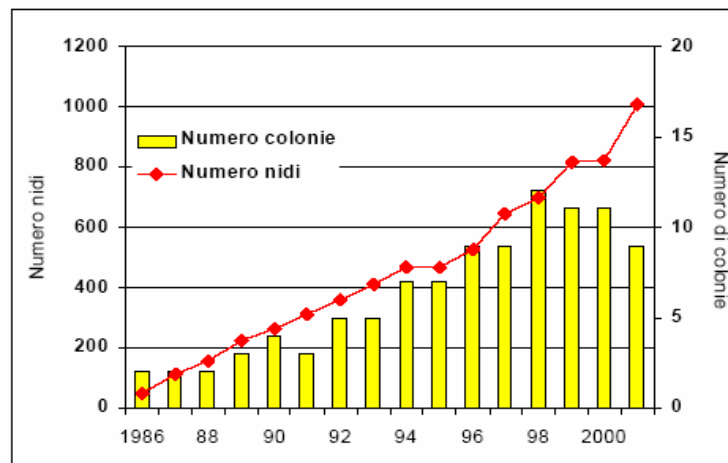


Figura 10 – Andamento del numero di Cormorani nidificanti in Italia. (mod. da Volponi, 2004).

Negli ultimi decenni anche il numero degli individui svernanti è andato progressivamente aumentando (Fig. 11). Per i primi anni '80 il numero di Cormorani svernanti veniva stimato in 2.500-3.500 (Brichetti, 1982b, Hansen, 1984). Alla fine degli anni '80 un totale di circa 13.000 individui, con una distribuzione che vedeva le maggiori presenze nelle regioni costiere: Veneto, Emilia Romagna, Toscana, Lazio, Puglia e Sardegna (Baccetti, 1988a).

Nel gennaio 1995 un valore di 49.139 individui svernanti, con un tasso di accrescimento annuale per il periodo dal 1987 al 1995 pari al 18,1%, registrato soprattutto per le zone umide interne (Baccetti *et al.*, 1997). Le ultime stime a livello nazionale indicano circa 60.000 individui svernanti in 401 siti (Baccetti *et al.*, 2002).

L'Adriatico settentrionale (golfo di Trieste, laguna di Caorle, laguna di Venezia e delta del Po) rappresenta un'area ecologicamente molto importante, con fenomeni di interscambio di individui in fase di svernamento (Boldreghini *et al.*, 1997). La densità di Cormorani in Friuli Venezia Giulia e nel vicino Veneto, pari a 0,05 individui/ha (Perco *et al.*, 2000; Cherubini *et al.*, 1993), è tra le più basse a livello italiano, dove si raggiungono densità di 1,2 individui/ha (Baccetti & Corbi, 1988).

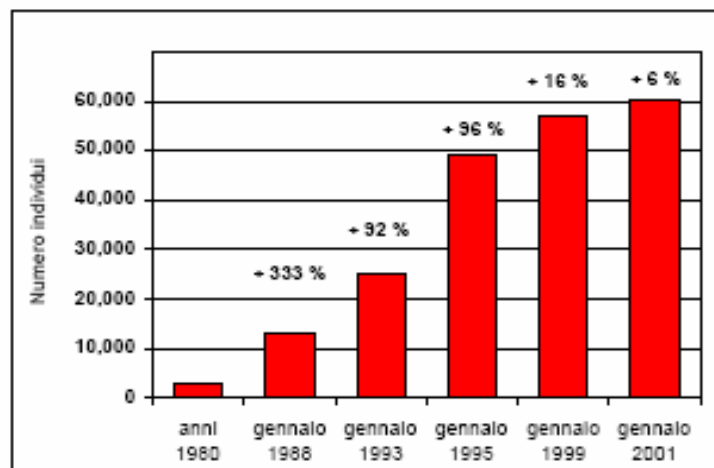


Figura 11 – Andamento del numero di Cormorani svernanti in Italia. (mod. da Volponi, 2004).

Per quanto riguarda la migrazione, su 755 Cormorani inanellati all'estero e ricatturati in Italia, 701 (92,8%) sono individui nati in Danimarca, Svezia, Germania, Olanda e Polonia (Baccetti & Giunti, 2002). In laguna di Venezia svernano individui provenienti principalmente dalle colonie di Svezia, Danimarca ed Estonia (Borgo *et al.*, 2004). Le vie di accesso principali in Italia corrispondono ai valichi dei laghi lombardi, al mar Tirreno, le isole maggiori e attraverso il Friuli Venezia Giulia e le coste adriatiche (Baccetti & Brichetti, 1992).

Dieta – In Italia circa il 60% degli individui svernanti effettua spostamenti giornalieri tra i dormitori e le aree di alimentazione compresi tra i 5 e i 20 km, con pochi casi (meno del 3% degli individui) di spostamenti superiori ai 30 Km (Baccetti & Giunti, 2002). Anche nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia il range di spostamento risulta pari a circa 20 km (Perco *et al.*, 1994), mentre nel delta del Po gli individui si spostano anche di 40 km (Boldreghini *et al.*, 1997).

Nonostante alcuni casi in cui è stato analizzato lo stomaco di individui abbattuti (Cau *et al.*, 1991; Addis *et al.*, 1995; Lazzeretti *et al.*, 1999), la gran parte gli studi effettuati ha utilizzato il metodo dell'analisi dei boli alimentari per identificare la dieta. Il delta del Po è l'area italiana in cui la dieta è stata indagata più nel dettaglio (Baccetti *et al.*, 1993; Volponi & Rossi, 1993; Boldreghini *et al.*, 1993a; Boldreghini *et al.*, 1997; Volponi, 1997) sia perché è l'area più importante per la vallicoltura (Ardizzone *et al.*, 1988) sia perché è in grado di mantenere il 10% dell'intera popolazione svernante (Baccetti & Cherubini, 1995). Si evidenzia a livello percentuale una predazione prevalente di Litterino (74%) e Cefali (11%); a livello di biomassa i Cefali costituiscono il 50% circa, Passera e Gobidi il 10%, mentre le specie di interesse commerciale (Branzino, Orata ed Anguilla) costituiscono assieme il 22%

(Volponi & Callegarini, 1997). Risultati simili sono stati trovati anche in laguna di Venezia, dove le specie ittiche maggiormente predate sono state, in ordine decrescente di importanza, Cefali, Passera, Latterino e Gobidi. Anche in quest'area Branzino, Orata ed Anguilla sono state prelevate con basse percentuali (Cherubini, 1996).

In Friuli Venezia Giulia la dieta del Cormorano è stata indagata in diversi ambienti. Nelle aree costiere e lagunari la dieta è prevalentemente costituita, a livello di biomassa, da Passera e Cefali, mentre a livello percentuale prevalentemente da Latterini. In acque interne (fiume Isonzo) prevalgono i Ciprinidi (Privileggi, 2000). In laguna di Grado le prede più catturate sono risultate, in termini di biomassa, i Cefali (52,4%), le Passere (17,2%) ed i Gobidi (7,7%); il consumo di specie di maggior interesse economico per le valli da pesca lagunari come Branzino ed Orata è risultato il 5,6% e 4,3% rispettivamente (Privileggi, 2000). Il lavoro evidenzia inoltre un pasto medio giornaliero equivalente a 450,3 grammi.

Per quanto riguarda l'impatto sulle popolazioni ittiche si escludono effetti negativi nelle aree naturali, mentre nelle aree con elevate densità, come gli allevamenti, gli effetti del prelievo possono essere rilevanti (Baccetti & Cherubini, 2001; Volponi in Carss *et al.*, 2003). In questi siti, se non adeguatamente protetti dai sistemi di dissuasione, il Cormorano può produrre perdite consistenti (Melotti *et al.*, 1993; Melotti *et al.*, 1995; Donati *et al.*, 1995; Melotti *et al.*, 1997).

1.11 Il Cormorano in Friuli Venezia Giulia

I primi dati sulla presenza del Cormorano svernante in Friuli Venezia Giulia riguardano i censimenti effettuati nel mese di gennaio del 1986 e del 1987, e vengono fornite delle stime per gli anni 1981 e 1982 (Perco & Utmar, 1989). Dal lavoro emerge che fino all'inizio degli anni '90 i dormitori (*roost*) di Cormorano erano distribuiti esclusivamente lungo la zona costiera. La laguna di Grado e Marano è di valore nazionale per lo svernamento della specie, con una media di 834 individui nel quinquennio 1995-2000 (Baccetti *et al.*, 2002).

Il primo *roost* accertato in acque interne risale al dicembre 1992, su un'isola fluviale dell'Isonzo presso Poggio III Armata (GO). In seguito, la specie ha iniziato a colonizzare altre zone situate nelle acque interne della regione. In particolare, nel 1993, in provincia di Udine, è stata riscontrata la presenza di Cormorani lungo il Tagliamento nella zona di Ragnogna e nel 1997 presso un pioppeto sul canale Banduzzi a Torviscosa. Risale all'inverno 1998/1999 l'utilizzo dei due dormitori sul fiume Stella, situati ad Ariis di Rivignano e a Titiano di Precenicco. Lo stesso anno è stata riscontrata la presenza di Cormorani nei laghi di Cesena presso Azzano Decimo (PN) (Perco *et al.*, 2000). Dal novembre 1999 viene inoltre

utilizzato come dormitorio un bosco della zona golenale dell'Isonzo prossima al confine nord occidentale dell'Isola della Cona (GO) (Kravos, *com pers*). Da un'indagine effettuata negli inverni 2005/2006 e 2006/2007 emerge che Il Cormorano risulta ancora in espansione nelle acque interne (“Progetto Cormorano acque interne”, Ufficio Studi Faunistici, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia).

In seguito a questi forti aumenti si sono registrate sempre maggiori richieste di abbattimento di un certo numero di Cormorani da parte dei gestori delle valli da pesca lagunari ed anche dalle associazioni di pescatori presenti nelle acque interne (Tab. 2).

Anno	Censiti in gennaio (IWC)	Abbattimenti concessi	Abbattuti
2004	1657	~200.000*	696
2005	1662	200	65
2006	1821	146	55
2007	1714	164	48

Tabella 2 – Numero di Cormorani censiti, abbattimenti concessi ed individui abbattuti nel periodo 2004-2007.

Ufficio Studi Faunistici, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia.

*L.R. 10/2003: massimo di 20 Cormorani prelevabili per cacciatore

Nel 2004 il prelievo di Cormorani era stato concesso per tutta la durata della stagione venatoria, come da Legge Regionale (10/2003), che è stata poi abrogata in seguito alla segnalazione, da parte dell'U.E., di infrazione alla Direttiva CEE/79/409 “Uccelli”. E’ stata in seguito promulgata una nuova Legge Regionale (14/2007) con lo scopo di verificare ed in seguito prevenire i danni causati dagli ittiofagi alle attività di acquacoltura. Anche per questo è stato recentemente condotto un progetto di monitoraggio e analisi della dieta della specie nelle acque interne della Regione (Progetto Cormorano acque interne – anni 2005/2006 e 2006/2007, Ufficio Studi Faunistici, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia).

Ad oggi i dormitori stabilmente utilizzati nell'intero ambito regionale sono 20. Per raggiungere le aree di alimentazione il Cormorano effettua degli spostamenti dai dormitori che arrivano fino a 20 km (Perco *et al.*, 1994). Come già evidenziato, la dieta del Cormorano in Regione è composta dalle specie ittiche più frequenti nelle aree di alimentazione nei diversi periodi dell'anno. Le specie di interesse per gli allevamenti ittici sono predate in piccole percentuali (Perco *et al.*, 1994; Privileggi & Volponi, 1999; AA. VV., 2000; Privileggi, 2000; Perco *et al.*, 2000). In acque interne il Cormorano si alimenta soprattutto di alcune specie di Ciprinidi caratterizzate da scarso pregio ittico (“Progetto Cormorano acque interne”, Ufficio Studi Faunistici, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia).

2. Scopi del lavoro

Lo scopo di questa tesi è di analizzare il comportamento di foraggiamento del Cormorano e valutare l'importanza delle diverse aree della laguna di Grado e Marano, con particolare riguardo alle valli da pesca ed al relativo impatto. A tal fine, gli obiettivi della tesi sono stati:

- I. Quantificare la popolazione di Cormorano presente nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia e indagarne le variazioni stagionali.
- II. Identificare le specie ittiche più importanti per il Cormorano attraverso l'analisi della dieta nella laguna di Grado e Marano.
- III. Esaminare con l'ausilio di videoriprese il comportamento di foraggiamento in immersione a differenti batimetrie attraverso l'analisi dei tempi di immersione e di superficie. Inoltre, con l'analisi dei parametri relativi alle predazioni e delle strategie di foraggiamento adottate intendiamo caratterizzare il comportamento di predazione in relazione alle diverse profondità di foraggiamento ed alle diverse specie ittiche prelevate.
- IV. Valutare l'importanza delle aree lagunari utilizzate per il foraggiamento attraverso il monitoraggio di alcune aree campione. Queste sono state scelte in maniera da ottenere un gradiente ecologico con zone a naturale presenza di specie ittiche fino ad arrivare alla vallicoltura semi-intensiva. Per le valli da pesca intendiamo fornire una stima dell'impatto in termini di prelievo ittico effettuato dal Cormorano.

3. Area di studio e Metodi

La ricerca è stata condotta lungo il tratto costiero del Friuli Venezia Giulia (Figura 12). La raccolta dei dati è stata effettuata principalmente nella laguna di Grado e Marano, delimitata ad ovest dalla foce del fiume Tagliamento e ad est dalla foce del fiume Isonzo. Dal punto di vista morfologico, questo tratto costiero è costituito da materiali sabbiosi ed argillosi di origine glaciale e fluviale (Brambati, 1970). In laguna di Grado l'apporto fluviale è limitato. Una maggiore quantità affluisce invece nella laguna di Marano, creando degli ampi sistemi estuari. Accanto ad habitat tipicamente lagunari si riscontra la presenza di ampie distese di canneti e scirpeti, formando così un mosaico ambientale di elevato valore naturalistico. La laguna di Grado e Marano è infatti uno dei siti più rilevanti dell'Adriatico e d'Italia per la sosta e lo svernamento di molte specie di uccelli acquatici (Baccetti *et al.*, 2002).

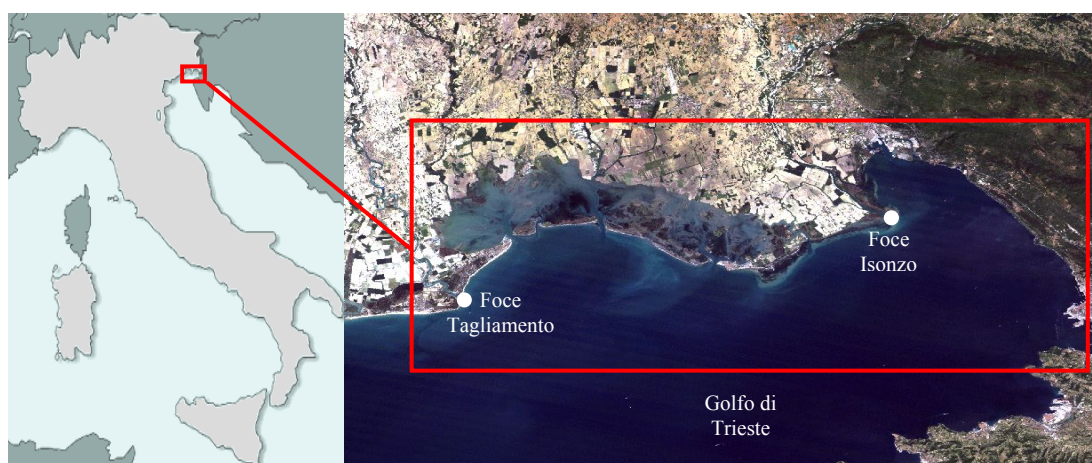


Figura 12 – Area di studio.

3.1 Monitoraggio della popolazione di Cormorano

Nel periodo agosto 2005 – febbraio 2008 sono stati censiti mensilmente tutti i dormitori della zona costiera (Fig. 13), al fine di identificare il numero di Cormorani presenti. Ogni censimento è iniziato 30 minuti prima del tramonto del sole. Il conteggio finale degli individui è stato effettuato quando non si registrava più nessun movimento al dormitorio, solitamente pochi minuti dopo il tramonto. Tutti i *roost* sono stati censiti la sera stessa o in giorni immediatamente successivi, al fine di eliminare eventuali sovrastime della popolazione. A seconda dell'ubicazione del dormitorio e della distanza dal rilevatore è stato utilizzato un binocolo 10x40 o un cannocchiale 10/60x. Per censire i *roost* della laguna di Marano è stata utilizzata una imbarcazione a motore.

I dormitori censiti sono 12 (Fig. 13) e precisamente:

1 - bricole e pali nella parte sud-ovest della laguna di Marano;

- 2 - bricole e pali nella parte nord-ovest della laguna di Marano;
- 3 - bricole e pali della laguna di Marano est;
- 4 - alberi (*Populus* sp.) sull'isola di San Piero (laguna di Marano);
- 5 - bricole della bocca di porto di Grado ("la fosa");
- 6 - faro del banco della Mula di Muggia;
- 7 - alberi (*Populus* sp., *Robinia* sp.) all'interno di Valle Gorgo (laguna di Grado);
- 8 - alberi (*Populus* sp., *Tamarix* sp.) all'interno della Riserva Regionale "Valle Cavanata";
- 9 - faro di Punta Sdobba, ruderi e tronchi fluitati alla foce dell'Isonzo;
- 10 - bosco golenale dell'Isonzo presso la Riserva Regionale "Isola della Cona";
- 11 - fari delimitanti il canale di accesso al porto di Monfalcone;
- 12 - bidoni galleggianti utilizzati per le mitilicoltura a Punta Sottile presso Muggia.

Un ulteriore dormitorio è costituito da alcuni alberi (*Tamarix* sp.) all'interno di valle Pantani in laguna di Marano. Questo *roost* è stato però utilizzato saltuariamente nell'intero periodo di studio.

Tutti i posatoi utilizzati sono quasi completamente circondati dall'acqua (Cramp & Simmons, 1977; Munsterman & Van Eerden, 1991).



Figura 13 - I *roost* di Cormorano della zona costiera del Friuli Venezia Giulia. Le dimensioni dei pallini sono proporzionate al numero di individui presenti. I cerchi rosa indicano i 3 *roost* in cui è stata analizzata la dieta.

3.2 Analisi della dieta del Cormorano

Per studiare la dieta del Cormorano è stato utilizzato il metodo dell'analisi dei boli alimentari (Duffy & Laurenson, 1983; Jobling & Breiby, 1986; Gales, 1988; Johnstone *et al.*, 1990; Zijlstra, 1993; Carss, 1997).

Raccolta dei boli – Nel periodo settembre 2006 – aprile 2007 è stato raccolto e analizzato un numero variabile di 15 – 20 boli al mese in 3 dormitori (Fig. 13): l'isola di San Piero in laguna di Marano, valle Gorgo e valle Cavanata in laguna di Grado. Questi siti sono stati scelti sia per l'elevato numero di Cormorani che per la presenza della terraferma sotto ai posatoi. I boli che cadono in acqua tendono a disciogliersi e a disperderne i contenuti ossei. Per non arrecare disturbo agli uccelli, tutte le raccolte sono state effettuate nelle ore del giorno caratterizzate da una minima o nulla presenza di individui al *roost*. Ad ogni uscita sono stati raccolti i boli più freschi, rigurgitati dai Cormorani presumibilmente la notte stessa o quelle immediatamente precedenti. Ogni bolo è stato riposto in un sacchetto di nylon per alimenti e conservato in congelatore fino al momento dell'analisi.

Analisi dei boli – Ciascun bolo è stato trattato con un metodo di dissoluzione sperimentato da Privileggi (2000). Il campione viene posto in un piccolo bicchiere da 50 ml contenente una soluzione di detersivo liquido e lasciato riposare per alcune ore; quindi alla soluzione viene aggiunto un mucolitico (N-acetilcisteina: Fluimucil 1/2 - 1 bustina da 200mg) alla temperatura di 24°C per una giornata circa. Avvenuta la dissoluzione dell'impasto mucoso vengono estratti i parassiti isopodi e nematodi; quindi il liquido viene eliminato, lasciando sul fondo del contenitore le strutture scheletriche ed gli altri resti indigeriti. Per ottenere una pulitura completa dei reperti ossei dai resti carnosì si tratta il campione con una soluzione diluita di tripsina (Trypsin-EDTA Flow Laboratories) per dodici ore, portando il tutto ad una temperatura di 28°-30° C. In questa fase sono stati prelevati i *chewing pads* ed altre strutture cornee di interesse classificativo per evitarne il deterioramento peptico. Infine, il campione viene trattato con una soluzione contenente ipoclorito di sodio per togliere ogni residuo di muco e per "sbiancare" le ossa. I reperti ossei depositati sul fondo del *beker* vengono lavati e quindi lasciati asciugare a temperatura ambiente. La dissoluzione dei boli si completa utilizzando aghi immanicati e pinzette dalle punte acuminate. Gli otoliti, le strutture masticatorie ed ogni reperto utile alla determinazione dei pesci vengono estratti e riposti separatamente in piccoli contenitori e conservati a secco.

Gli otoliti, i componenti indigesti più importanti dell'impasto mucoso rigurgitato, sono stati separati, identificati mediante una collezione di confronto, e misurati (lunghezza massima) con uno stereomicroscopio Olympus dotato di oculare micrometrico ed obiettivo zoom 6.3-32x. Grazie alla stretta corrispondenza matematica tra la lunghezza degli otoliti e la taglia del pesce è stato possibile calcolare la lunghezza e la biomassa delle prede mediante l'impiego di relazioni biometriche originali (curve di regressione ricavate dalla collezione di confronto), create *ad hoc* e confrontate con quelle di altri autori (Keller, 1993; Volponi, 1994; Veldkamp, 1995; Tadaiewska, 1998). A questo punto si è proceduto alla loro determinazione a livello di famiglia, genere e specie.

3.3 Analisi del comportamento di foraggiamento del Cormorano

Raccolta dei dati – Nel periodo ottobre 2004 – aprile 2007 la raccolta dei dati è stata effettuata per mezzo di riprese video di individui singoli in foraggiamento. Queste sono state effettuate con una videocamera digitale dotata di teleobiettivo con zoom ottico 1-50x. Per ogni individuo sono stati registrati i seguenti parametri:

- profondità dell'area di alimentazione;
- tempo totale di foraggiamento;
- numero di tuffi;
- tempi di immersione e tempi di superficie;
- eventuali predazioni e la specie ittica prelevata.

Le predazioni sono state verificate con la riproduzione del nastro in modalità *rallenty*, potendo così osservare ogni singolo fotogramma. In qualche caso non è stato possibile riconoscere la specie ittica, per l'elevata distanza e le dimensioni ridotte della preda.

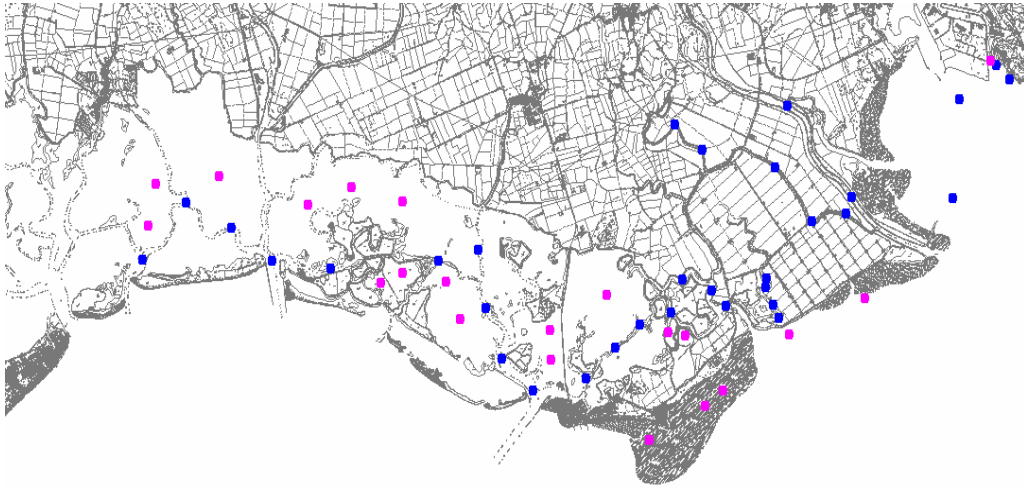
Le videoriprese sono state effettuate in diverse aree umide della fascia costiera, al fine di evidenziare gli eventuali effetti della batimetria (Mappa 1): fiumi, foci fluviali, fondali e canali lagunari, valli da pesca, piane di marea e mare antistante la linea di costa.

Complessivamente sono stati osservati 230 Cormorani in alimentazione. Le diverse aree costiere utilizzate per il foraggiamento sono caratterizzate da 2 diverse profondità: la più alta pari a 4/5 metri (profondità A) mentre la più bassa a 1 metro (profondità B).

Profondità A – A questa batimetria sono stati videoripresi 103 individui, per un totale di 1.746 minuti e 2.634 immersioni. Per 52 individui è stato verificato il successo di cattura.

Profondità B – Alla batimetria inferiore sono stati videoripresi 107 individui, per un totale di 1.092 minuti e 3.419 immersioni. Per 66 individui è stato verificato il successo di cattura. Gli individui in alimentazione su Nono (*Aphanius fasciatus*) sono stati analizzati separatamente.

Le predazioni a carico di questa specie ittica sono state osservate nei bacini della valle Cavanata caratterizzati da una profondità molto bassa (circa 30 cm).



Mappa 1 – Localizzazione delle aree in cui sono state effettuate le videoriprese di Cormorani singoli in alimentazione. In blu le zone con profondità maggiore (A) in rosa quelle con profondità minore (B).

Analisi dei dati – I dati raccolti sono stati separati in relazione alla batimetria e alla specie ittica prelevata. Innanzitutto è stato visualizzato l'andamento per classi temporali sia dei tempi totali delle sequenze di foraggiamento sia dei tempi di immersione. Inoltre sono state eseguite le correlazioni (Correlazioni di Spearman) fra numero di immersioni e tempo totale di foraggiamento.

Sono state poi calcolate le medie (\pm DS) dei tempi di immersione e dei tempi di superficie precedente e successiva di ogni individuo, al fine di ottenere per ogni parametro un unico valore da sottoporre all'analisi statistica (Test U di Mann-Whitney).

Per 17 individui è stata videoripresa l'intera sequenza temporale, iniziata cioè con l'arrivo e terminata con la partenza dell'individuo. E' stato quindi analizzato l'andamento del tempo medio (\pm DS) di immersione e di superficie all'aumentare del tempo totale di foraggiamento.

Nella fase successiva sono stati presi in esame i Cormorani caratterizzati da successo di predazione. La sequenza predatoria di ogni individuo è stata analizzata utilizzando i seguenti parametri (Fig. 14):

- tempo di immersione precedente la predazione (T imm prec pred)
- tempo di immersione di predazione (T imm predatorio)
- tempo di immersione senza successo di predazione (T imm no pred)
- tempo di superficie precedente la predazione (T sup prec pred)
- tempo di superficie successivo la predazione (T sup succ pred)

- tempo di superficie senza successo di predazione (T sup no pred).

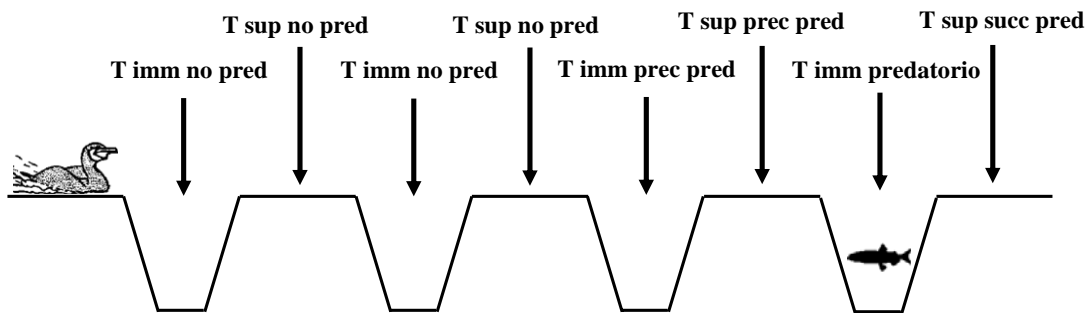


Figura 14 – Sequenza di immersioni di un Cormorano in foraggiamento.

Per ciascun individuo sono stati confrontati i diversi parametri con il Test di Wilcoxon. Nel caso di più predazioni, sono state verificate le differenze sia utilizzando i valori medi (\pm DS) sia valori scelti a caso. Laddove l'esito dei confronti era in linea sono stati utilizzati i risultati forniti dal confronto con i valori presi a caso. Laddove invece si osservavano risultati discordanti è stato utilizzato il confronto più conservativo. In seguito è stato effettuato il confronto dei parametri relativi a Cormorani in alimentazione di prede differenti, utilizzando il Test U di Mann-Whitney.

Per identificare le strategie di foraggiamento, utilizzando la metodologia di Mori *et al.* (2002) (pag. 23), sono state effettuate le regressioni fra tutti i tempi di immersione ed i relativi tempi minimi di superficie precedente e successiva. Per identificare la strategia adottata durante gli eventi predatori sono stati analizzati con le regressioni sia i tempi di immersione precedenti la predazione (T imm prec pred) che i tempi di immersione predatoria (T imm predatorio).

Le significatività delle regressioni sono state testate con l'analisi della Varianza (Test ANOVA). Sono state inoltre verificate le condizioni di validità come la distribuzione normale dei residui e l'omoschedasticità.

Il livello di significatività dei confronti statistici è stato posto a $P < 0,05$.

Per l'analisi statistica sono stati utilizzati i *software* SPSS per Windows versione 11.0.1 e STATISTICA versione 6.0.

3.4 Indagine sulle aree utilizzate per l'alimentazione e analisi dell'impatto nelle valli da pesca della laguna di Grado e Marano

Monitoraggio delle aree utilizzate per il foraggiamento – L'attività di monitoraggio è stata condotta in 4 aree campione (Mappa 2):

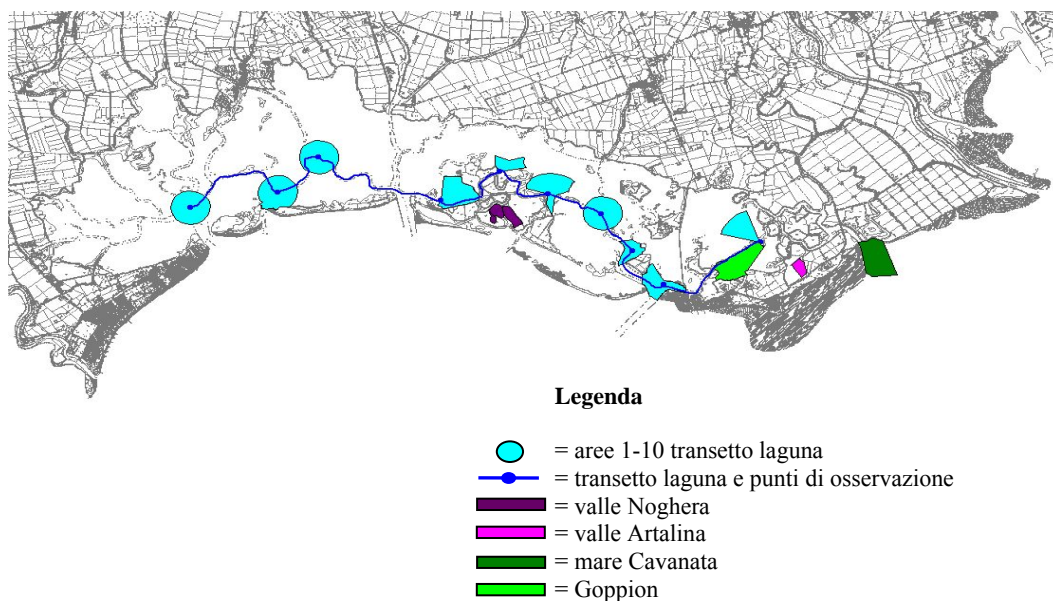
- 1) “Mare Cavanata”: tratto litoraneo antistante la Riserva Regionale “Valle Cavanata”
- 2) “Goppion”: zona di laguna aperta a sud – ovest dell'isola di Barbana
- 3) “Valle Artalina”: valle da pesca a bassa produttività
- 4) “Valle Noghera”: valle da pesca ad elevata produttività.

Queste sono state scelte in modo da ottenere un gradiente ecologico con zone soggette a marea caratterizzate dalla naturale presenza di pesce (siti 1 e 2) fino ad arrivare ad aree adibite alla vallicoltura (siti 3 e 4).

Nel periodo settembre 2005 – aprile 2006 le 4 aree sono state monitorate mensilmente. Ogni monitoraggio ha avuto la durata di un intero ciclo alba – tramonto. Questo è stato fatto al fine di ottenere dei valori di densità media (N° Cormorani/ha) riferibili all'intero ciclo giornaliero. Ogni 30 minuti, per ogni individuo è stato rilevato il numero e il tipo di attività (sosta o alimentazione), utilizzando un cannocchiale 20-60x ed un binocolo 8-10x.

Nello stesso periodo è stato condotto mensilmente un transetto (“transetto laguna”) che partiva da Barbana (GO) ed arrivava nella zona lagunare di Lignano (UD) (Mappa 2). Lungo il transetto sono stati individuati 10 punti fissi che per condizioni ecologiche risultavano rappresentativi dell'ambiente lagunare. In ognuno dei punti sono stati registrati per 10 minuti tutti i Cormorani in sosta ed in alimentazione. A seconda delle zone e delle relative estensioni, è stato adoperato un cannocchiale 20-60x oppure con un binocolo 8-10x. Il transetto prevedeva le medesime modalità di monitoraggio sia nel viaggio di andata che in quello di ritorno, permettendo così di ottenere un quadro completo dei 10 punti sia in condizioni di alta che di bassa marea.

I valori di densità ottenuti per ognuno dei 10 punti sono stati mediati, ottenendo così un unico valore di densità mensile. Questo ha reso possibile un confronto con i valori mensili relativi alle 4 aree.



Mappa 2 – Localizzazione delle aree di monitoraggio.

Valutazione del prelievo ittico e dell’impatto – Per fornire una stima del prelievo ittico effettuato dal Cormorano in ciascuna delle aree di indagine sono stati incrociati i risultati del monitoraggio con quelli relativi alla dieta ed i tassi di predazione. Una volta ottenuti i valori di densità con il monitoraggio (D), dalla dieta è stato calcolato il peso medio di una preda tipo potenzialmente catturabile in ciascuna delle aree. Questo valore è stato ottenuto, per ogni mese di indagine, dividendo il quantitativo totale di biomassa per il numero complessivo di prede (G). Per le due valli da pesca (Artalina e Noghera) sono stati utilizzati solamente i valori relativi alle specie ittiche allevate. Per le aree soggette a marea sono stati utilizzati i valori relativi alle specie ittiche più importanti per la dieta del Cormorano. Le prede di piccole dimensioni, come il Latterino, non sono state considerate.

Infine sono stati utilizzati i tassi di cattura ottenuti con le videoriprese per calcolare il numero di prede potenzialmente catturabili in ciascuna delle aree (prede/giorno) (P). In questa fase è stato discriminato il tasso di cattura ottenuto per le prede bentoniche da quello ottenuto per le prede pelagiche, caratterizzate da maggior mobilità. Il quantitativo di pesce prelevato in ogni area è stato calcolato con la seguente formula:

$$\text{Grammi di pesce per ettaro (g/ha)} = (G \cdot P) \cdot D$$

4. Risultati

4.1 Monitoraggio della specie nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia

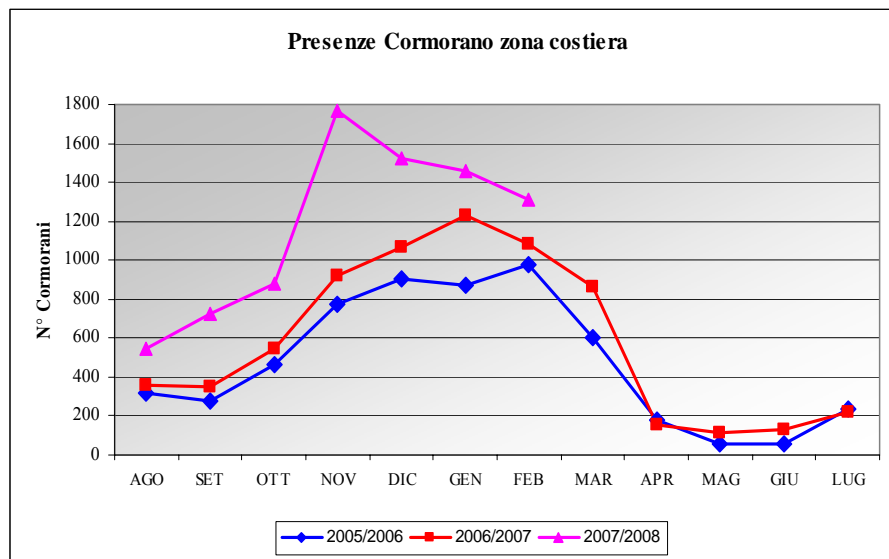


Figura 15 – Andamento delle presenze di Cormorano nella zona costiera.

Il periodo in cui si osserva il maggior numero di Cormorani va da novembre a febbraio in ogni stagione di indagine (Fig. 15). I valori massimi vengono comunque raggiunti in periodi diversi: febbraio nel 2005/2006, gennaio nel 2006/2007 e novembre nel 2007/2008. Si evidenzia quindi un progressivo anticipo del picco di presenza.

Confrontando le tre stagioni emerge complessivamente un incremento del numero di Cormorani in ogni mese di indagine. Gli aumenti più evidenti si possono osservare nel novembre 2007. In questo mese il numero di individui è raddoppiato rispetto ad ottobre ed è stato raggiunto il valore massimo assoluto dell'intero periodo di studio.

4.2 Analisi della dieta del Cormorano

Nel periodo settembre 2006 – aprile 2007 è stato raccolto un totale di 459 boli. Le Passere (*Platichthys flesus*) ed i Cefali (Mugilidae) sono le specie ittiche più importanti per la dieta del Cormorano. I valori in biomassa (g) calcolati per queste specie sono il 34,8% e il 27,8% rispettivamente dell'intero prelievo stagionale (Appendice 1). A livello di frequenza si evidenzia ancora l'importanza della Passera (25,9%), mentre per il Cefalo si registra un valore molto basso (2,2%). Le specie di maggior pregio ittico come Branzino (*Dicentrarchus labrax*) ed Orata (*Sparus aurata*) sono presenti con valori piuttosto contenuti sia in biomassa (3,7% e 10,2% rispettivamente) che in frequenza (0,6% e 1,5% rispettivamente).

Qui di seguito vengono analizzati i risultati ottenuti in ogni *roost* d'indagine, osservabili più nello specifico in Appendice 1.

Il roost di valle Gorgo – In questo sito le Passere costituiscono il 25,2% in frequenza ed il 25,1% in biomassa del prelievo stagionale. I Cefali costituiscono il 31,7% della biomassa ma solo il 3,7% in frequenza. Importanti invece per frequenza i Latterini (*Atherina boyeri*) (46,5%), ma che per le piccole dimensioni caratteristiche della specie rappresentano solo il 4,2% della biomassa. Branzini ed Orate sono poco importanti come frequenza (0,9% e 2,2% rispettivamente); anche a livello di biomassa i valori sono bassi per il Branzino (3,7%), mentre per l'Orata si osserva un valore maggiore (14,4%).

Il roost di valle Cavanata – La dieta del Cormorano in questo sito è più variegata; si registra infatti la presenza di diverse specie ittiche di acqua dolce. Le più importanti rimangono comunque, in biomassa, Passera (15,3%) e Cefali (31,7%).

Il roost di San Piero – In laguna di Marano la Passera risulta la preda preferita dal Cormorano (60,8% in biomassa e 59,6% in frequenza). Importanti, ma solo a livello di biomassa, i Cefali (23%); il valore di frequenza è infatti pari a 4,1%.

Il pasto medio (\pm DS) giornaliero di un Cormorano nella laguna di Grado e Marano equivale a $333,9 \pm 54,7$ g. I valori sono distribuiti in un range che va da un massimo nel mese marzo ($433,6 \pm 79,1$ g) ad un minimo nel mese di gennaio ($251,4 \pm 17,3$ g) (Fig. 16).

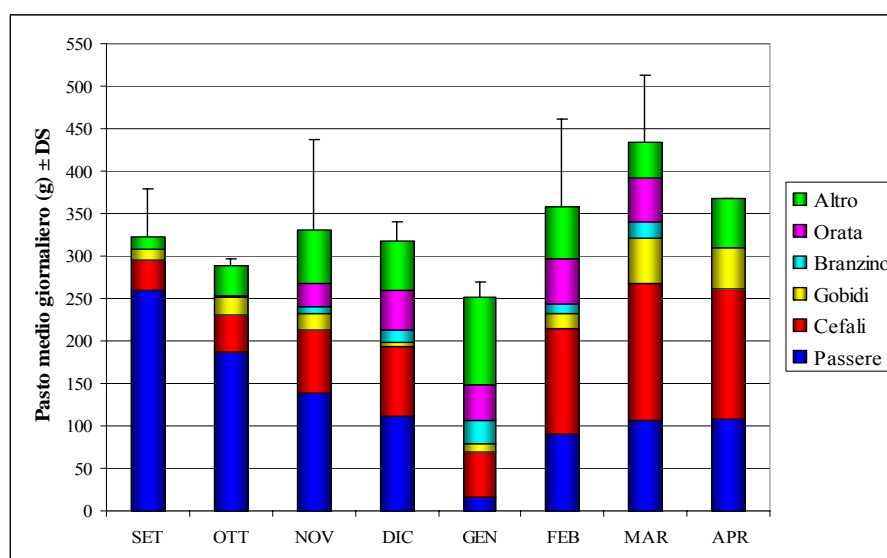


Figura 16 – Andamento stagionale del pasto medio giornaliero (\pm DS) del Cormorano e valori quantitativi mensili delle specie ittiche più importanti.

4.3 Il comportamento di foraggiamento del Cormorano

Le durate totali delle sequenze di foraggiamento relative ai 230 individui, suddivise per classi di 100 secondi di ampiezza, sono distribuite in un range molto ampio: da un minimo di

94 s ad un massimo di 4874 s (Fig. 17). Si può osservare una moda nella classe dei 751-850 s per i tempi totali relativi alla profondità A (barre blu). Alla profondità di 1 metro (barre rosse) invece una moda nella classe dei 251-450 s.

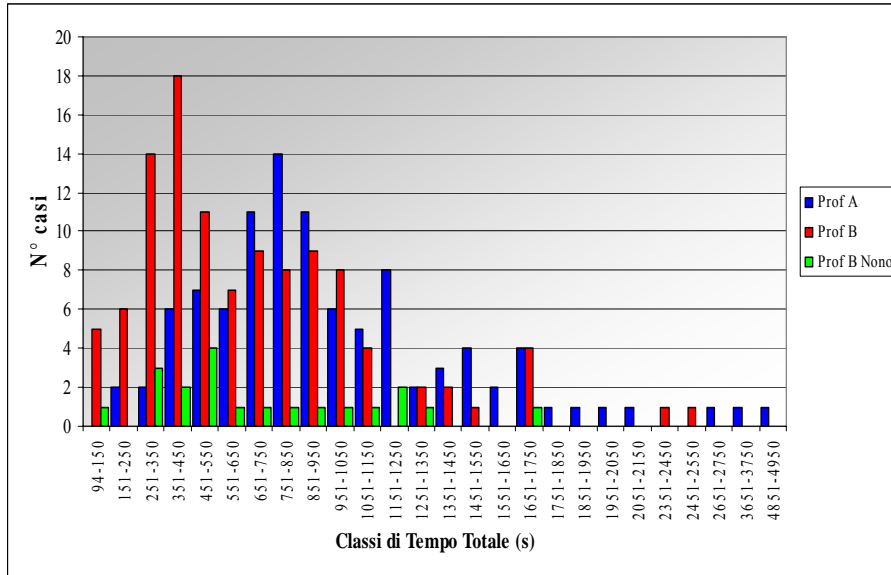


Figura 17 – Frequenze dei tempi totali di foraggiamento suddivisi in classi di 100 secondi di ampiezza.

Per verificare che ai tempi totali di immersione più brevi corrispondessero anche le frequenze di immersione più basse, è stato correlato il numero di immersioni con la loro durata totale (Fig. 18).

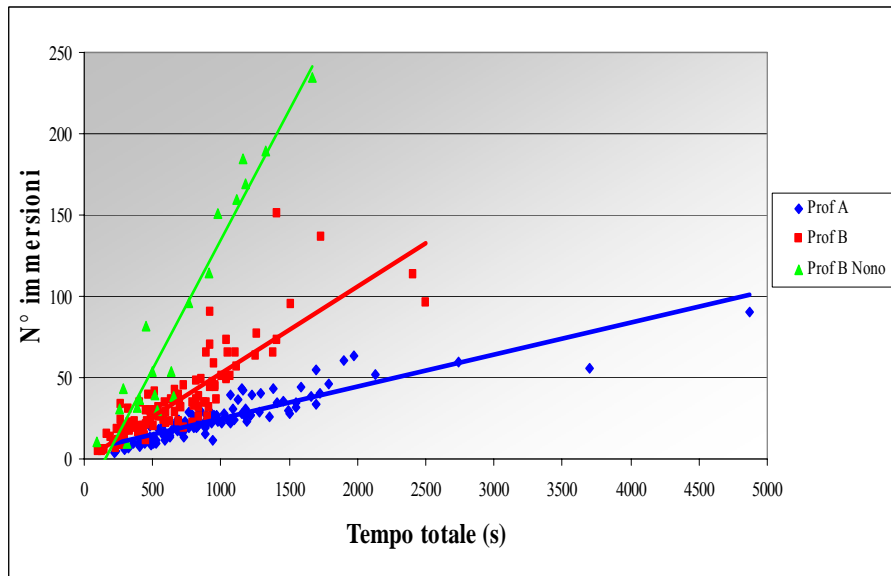


Figura 18 – Correlazione fra il numero di immersioni ed il tempo totale.

Le correlazioni sono risultate positive, indicando che il numero di immersioni aumenta linearmente all'aumentare del tempo totale di foraggiamento (prof. A: Correlazione di Spearman, $r_s = 0,904$, $N=103$, $P<0,0001$; prof. B: $r_s = 0,893$, $N=107$, $P<0,0001$; prof. B Nono: $r_s = 0,881$, $N=20$, $P<0,0001$).

4.3.1 Tempi di immersione e tempi di superficie

E' stato calcolato il valore medio ($\pm DS$) dei tempi di immersione e dei tempi di superficie precedente e successiva per tutti gli individui (Fig. 19).

Profondità A – L'immersione più breve registrata equivale a 5 s, la più lunga a 75 s; il valore medio è pari a 28,2 ($\pm 6,3$) s. Il tempo medio di superficie precedente equivale a 9,8 ($\pm 6,0$) s, mentre quello successivo a 10,0 ($\pm 6,3$) s.

Profondità B – Alla bassa batimetria l'immersione più breve registrata è di 1 s, la più lunga di 42 s; il valore medio è di 13,7 ($\pm 5,9$) s. Il tempo medio di superficie precedente equivale a 4,7 ($\pm 4,2$) s, mentre quello successivo a 4,9 ($\pm 5,3$) s.

Profondità B Nono – Il tempo medio di immersione è di 5,9 ($\pm 3,3$); i tempi medi di superficie precedente e successiva sono rispettivamente 1,9 ($\pm 3,0$) e 1,9 ($\pm 2,2$) s.

Alla profondità A i tempi medi di immersione e di superficie sono significativamente maggiori rispetto a quelli riscontrati alla profondità minore (Tab. 3).

L'effetto della batimetria si rileva dalla distribuzione delle immersioni per classi di 5 s. Si può osservare come alle diverse profondità il Cormorano effettua delle immersioni che hanno diversa durata. Le mode relative alle tre distribuzioni si assestano infatti in classi ben separate (Fig. 20).

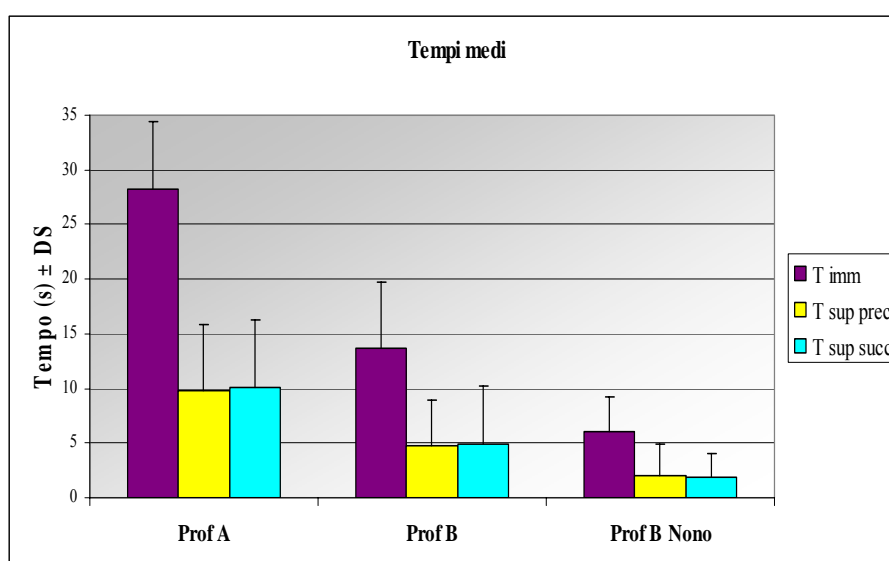


Figura 19 – Tempi medi ($\pm DS$) alle diverse batimetrie (A, B e B Nono).

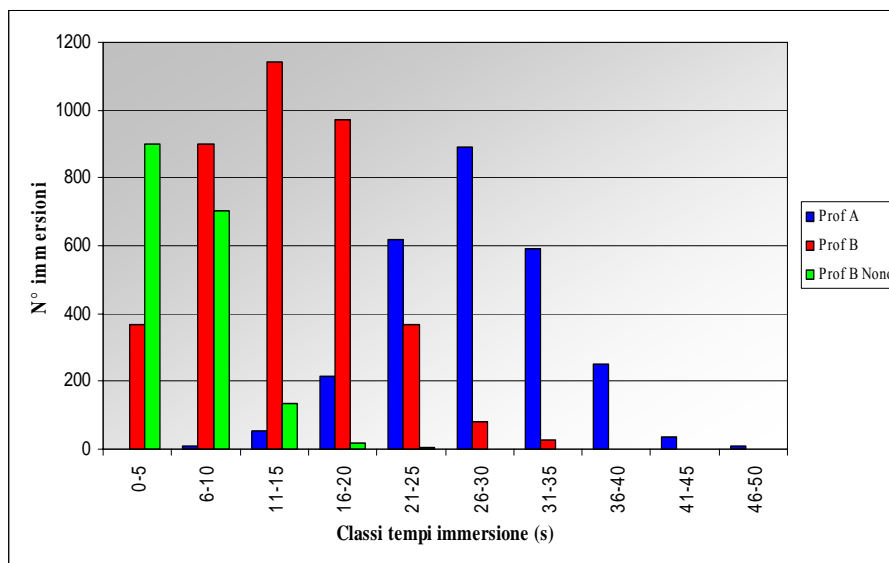


Figura 20 – Frequenza dei tempi di immersione suddivisi per classi di 5 secondi di ampiezza.

	Confronto Prof A con Prof B			
	N Prof A	N Prof B	Z	p-level
T imm	103	107	12,5	$P<0,0001$
T sup prec	103	107	11,6	$P<0,0001$
T sup succ	103	107	11,5	$P<0,0001$

Tabella 3 – Confronto (Test U di Mann-Whitney) fra i parametri relativi alle profondità A e B.

Infine, a parità di bassa profondità, i tempi di immersione e di superficie registrati per gli individui in foraggiamento su pesce Nono sono significativamente inferiori (Tab. 4).

	Confronto Prof B con Prof B Nono			
	N Prof B	N Prof B Nono	Z	p-level
T imm	107	20	5,7	$P<0,0001$
T sup prec	107	20	5,1	$P<0,0001$
T sup succ	107	20	5,2	$P<0,0001$

Tabella 4 – Confronto (Test U di Mann-Whitney) fra i parametri relativi alle profondità B e B Nono.

4.3.2 Sequenze temporali

In Figura 21 viene riportato l'andamento dei tempi medi di immersione e di superficie all'aumentare del tempo trascorso in foraggiamento (eventi crescenti). Il tempo di immersione medio si assesta sui 30 s, quello di superficie attorno agli 11 s. Sia i tempi di immersione che quelli di superficie si mantengono costanti anche per le sequenze di foraggiamento più lunghe.

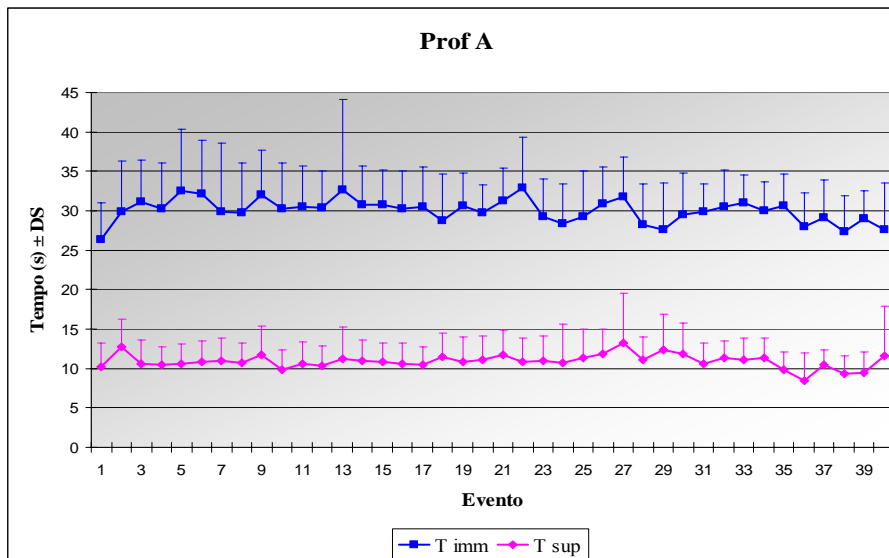


Figura 21 – Andamento del tempo di immersione e di superficie medi (\pm DS). N=17 individui fino all'evento 23; N=10 fino all'evento 31; N=6 fino all'evento 40.

4.4 Il comportamento di predazione del Cormorano

Dall'analisi delle videoriprese è stato verificato che ogni singolo individuo non ha mai catturato specie ittiche diverse all'interno della sequenza di foraggiamento. Considerando tutte le prede catturate alle due profondità (N=251) emerge un prelievo prevalente (79,13%) a carico di Passere e Cefali. L'attenzione è stata quindi rivolta a caratterizzare il comportamento di predazione del Cormorano verso queste due specie ittiche (Tab. 5).

		N° individui	N° prede	N° Prede/min	Tempo tot (min.)	Prede/ind
CEFALO	Prof A	25	32	0,06	552,80	1,28
	Prof B	4	5	0,11	47,82	1,25
PASSERA	Prof A	18	29	0,12	311,30	1,61
	Prof B	44	141	0,22	656,05	3,20

Tabella 5 – Riassunto delle predazioni a carico di Passera e Cefalo alle 2 profondità.

4.4.1 Analisi dei tassi di predazione

Dal confronto dei tassi di predazione per queste due specie ittiche emerge un valore significativamente maggiore per le Passere (Test U di Mann-Whitney: $N_{\text{Cefalo}}=29$, $N_{\text{Passera}}=62$, $Z=-5,37$, $P<0,0001$) (Fig. 22).

Sono stati in seguito confrontati i valori dei tassi di predazione per Passere e Cefali alle due profondità, al fine di indagare l'eventuale effetto della batimetria (Fig. 23). Si osserva, ad entrambe le batimetrie, ancora dei valori significativamente maggiori del tasso di predazione a carico delle Passere (Tab. 6).

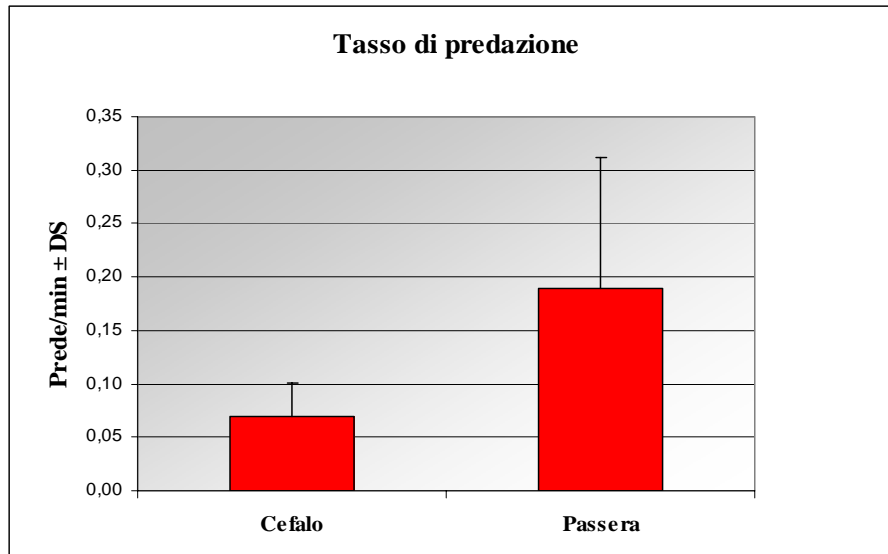


Figura 22 – Tasso di predazione (prede/min.) (\pm DS) a carico di Passere e Cefali.

	N Cefalo	N Passera	Z	p-level
Prof. A – Tasso predaz. Cefalo contro tasso predaz. Passera	25	18	-2,3	$P < 0,05$
Prof. B – Tasso predaz. Cefalo contro tasso predaz. Passera	4	44	-2,1	$P < 0,05$

Tabella 6 – Confronto statistico (Test U di Mann-Whitney) fra i tassi di predazione alle 2 batimetrie.

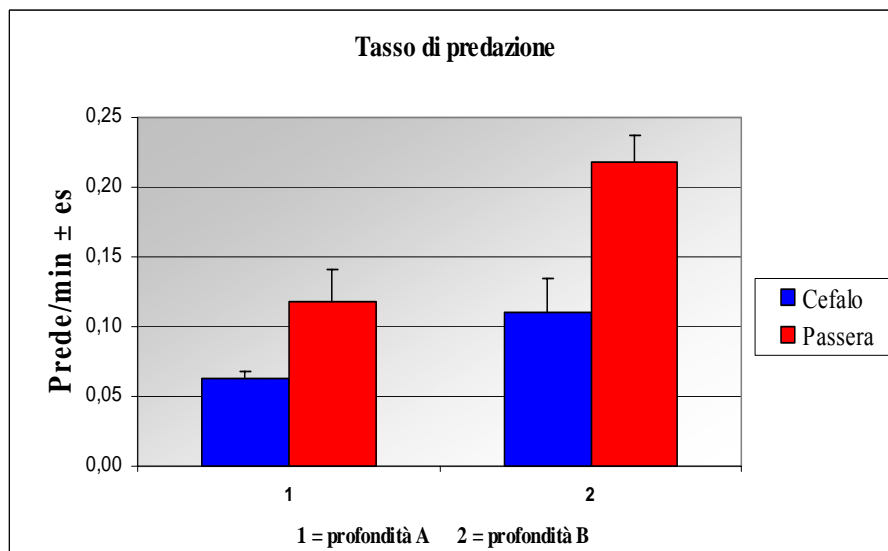


Figura 23 – Tasso di predazione (prede/min.) (\pm es) a carico di Passere e Cefali alle due profondità.

4.4.2 La predazione delle Passere e dei Cefali

Al fine di analizzare le sequenze predatorie relative alla cattura di queste due specie ittiche sono stati calcolati i valori medi dei parametri utilizzati (Fig. 14).

Profondità A – Per i Cormorani in alimentazione di Cefali i tempi di immersione precedenti le predazioni (barre blu) sono significativamente più lunghi dei tempi di immersione non seguiti da una cattura (barre viola) (Fig 24). Diversamente, negli individui che catturano Passere il confronto fra questi parametri non evidenzia delle differenze (Tab. 7).

Le immersioni di predazione (barre rosa) sono invece significativamente più brevi sia dei tempi di immersione non seguiti da una cattura sia dei tempi di immersione precedenti le predazioni (Tab. 7). Le immersioni di predazione a carico delle Passere sono significativamente più brevi di quelle relative alla cattura dei Cefali (Tab. 8).

I tempi di superficie precedente la predazione (barre azzurre) non presentano differenze significative con i tempi di superficie non associati a predazioni (barre verdi). Inoltre, i tempi di superficie successivi le predazioni (barre gialle) sono significativamente più lunghi degli altri tempi di superficie (Tab. 7 e 8).

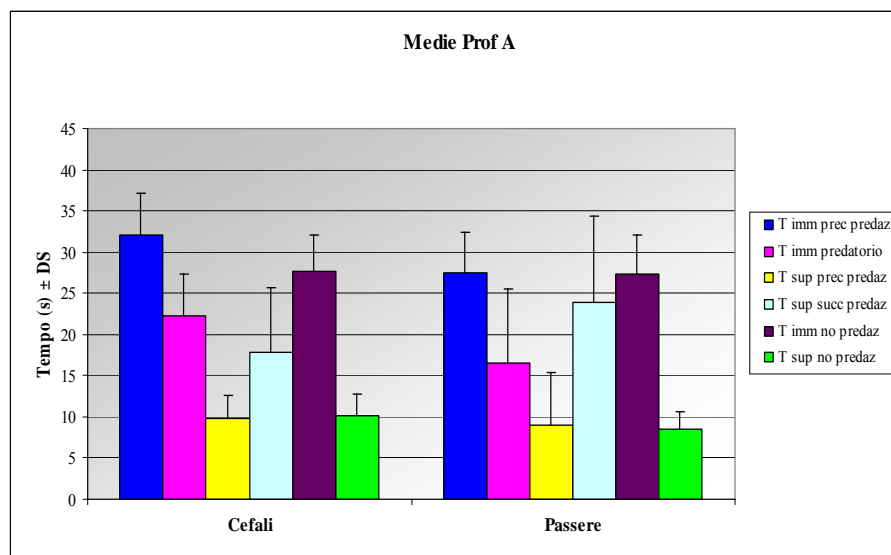


Figura 24 – Valori medi (\pm DS) relativi agli individui predanti Passere e Cefali alla profondità A.

Profondità B – Per quanto riguarda i Cormorani in alimentazione di Cefali a questa profondità si sottolinea il basso numero di individui campionati (N=4), rispetto al numero di individui in predazione di Passere (N=44) (Tab. 5) e quindi l'impossibilità di effettuare analisi statistiche.

Per i Cormorani in alimentazione di Passere (Fig. 25) si può vedere che i tempi di immersione e di superficie sono significativamente minori rispetto alla profondità A (Tab 8). Anche in questo caso i tempi di immersione di predazione sono significativamente minori degli altri tempi di immersione.

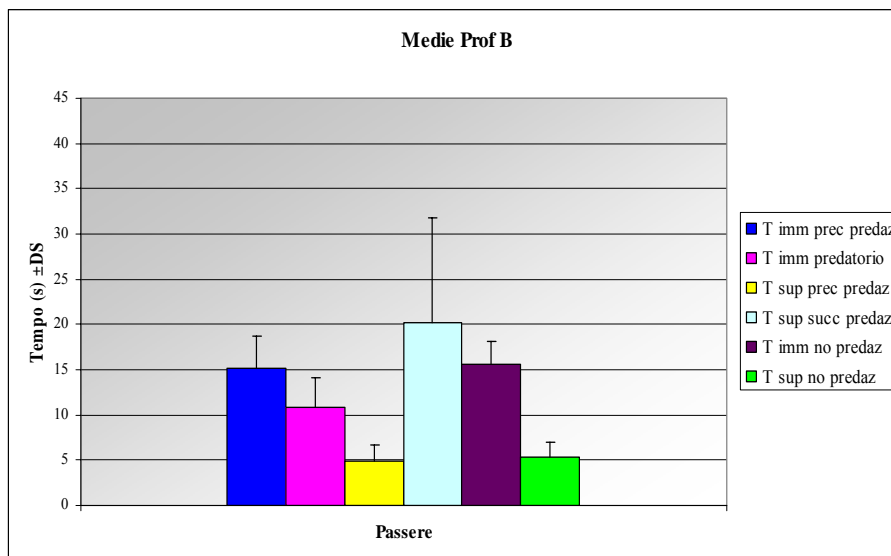


Figura 25 – Valori medi (\pm DS) relativi agli individui predanti Passere alla profondità B.

Inoltre, come già riscontrato alla profondità A, non si osservano differenze fra i tempi di immersione non associati ad una predazione ed i tempi di immersione precedente la predazione (Tab. 7).

	Prof A Cefalo	Prof A Passera	Prof B Passera
T imm predatorio vs T imm prec predaz	N=25 Z=4,2 P<0,0001	N=18 Z=3,4 P<0,001	N=44 Z=3,7 P<0,001
T imm predatorio vs T imm no predaz	N=25 Z=3,8 P<0,001	N=18 Z=2,8 P<0,01	N=44 Z=3,9 P<0,001
T imm prec predaz vs T imm no predaz	N=25 Z=2,6 P<0,01	N=18 Z=0,2 NS NS Medie	N=44 Z=1,3 NS
T sup prec predaz vs T sup no predaz	N=25 Z=0,05 NS	N=18 Z=0,1 NS	N=44 Z=0,1 NS
T sup succ predaz vs T sup prec predaz	N=25 Z=3,8 P<0,001	N=18 Z=3,6 P<0,001	N=44 Z=5 P<0,0001
T sup succ predaz vs T sup succ no predaz	N=25 Z=3,1 P<0,01	N=18 Z=3,6 P<0,001	N=44 Z=5,6 P<0,0001

Tabella 7 – Test di Wilcoxon fra i tempi relativi ai Cormorani in alimentazione di Cefali e Passere.

	Passera Prof A VS Prof B	Prof A Cefalo VS Passera
T imm prec predaz	N1=18 N2=44 Z=5,9 P<0,0001	N1=25 N2=18 Z=2,8 P<0,01
T imm predatorio	N1=18 N2=44 Z=2,3 P<0,05	N1=25 N2=18 Z=2,8 P<0,01
T sup prec predaz	N1=18 N2=44 Z=4,3 P<0,0001	N1=25 N2=18 Z=2,2 P<0,05
T sup succ predaz	N1=18 N2=44 Z=5,1 P<0,0001	N1=25 N2=18 Z=-3,1 P<0,01
T sup no predaz	N1=18 N2=44 Z=4,9 P<0,0001	N1=25 N2=18 Z=0,5 NS

Tabella 8 – Test U di Mann-Whitney fra i tempi medi degli individui con successo predatorio.

4.4.3 Analisi delle strategie di cattura dei Cefali e delle Passere

Dopo aver osservato un investimento temporale nelle immersioni precedenti le predazioni a carico dei Cefali, questa differenza è stata indagata con l'analisi delle regressioni proposta da Mori *et al.*, (2002) (cap. 3.3).

Le regressioni con tutti i tempi di immersione (punti blu) e con i soli tempi di immersione precedente la predazione (punti rossi) evidenziano un grado di affinità maggiore con i tempi minimi di superficie successiva (Fig. 26 e 27). Il modello prevede quindi una strategia da *reactive breather*. Durante gli eventi di predazione (punti verdi), emerge invece un valore maggiore dell' r^2 nella regressione con i tempi minimi di superficie precedente. Il modello prevede in questo caso una strategia da *anticipatory breather*, evidenziando così un cambiamento di strategia.

La regressione con i tempi minimi di superficie successiva fornisce un valore non significativo (Tab. 9). La manipolazione e il consumo della preda determinano infatti un aumento del tempo speso in superficie. L'utilizzo dei tempi minimi ha però permesso di ridurre al minimo questa fonte di variabilità.

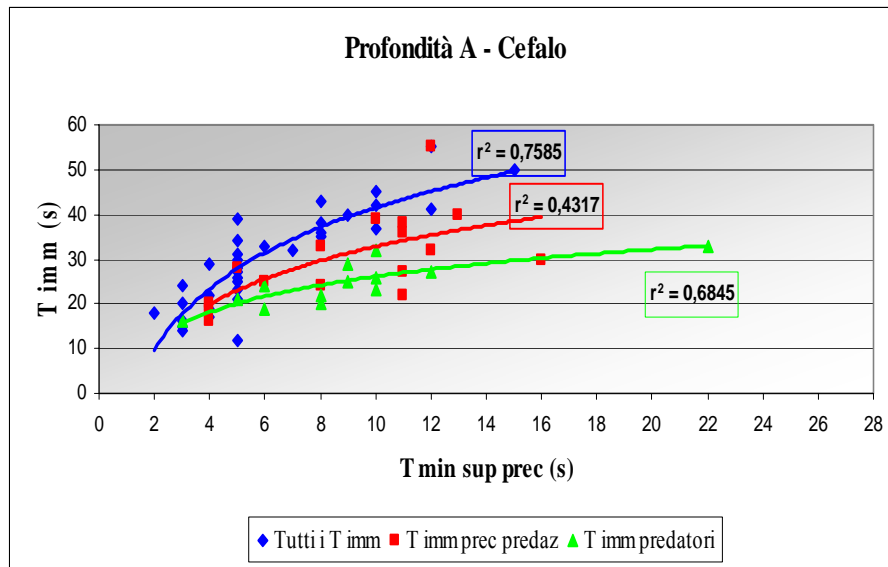


Figura 26 – Regressione fra i tempi d'immersione ed i tempi minimi di superficie precedenti.

Tutti T imm & T min sup prec	$F_{(1,32)}=100,53$	$P<0,0001$
Tutti T imm & T min sup succ	$F_{(1,32)}=130,33$	$P<0,0001$
T imm prec pred & T min sup prec	$F_{(1,14)}=10,63$	$P<0,01$
T imm prec pred & T min sup succ	$F_{(1,15)}=29,16$	$P<0,001$
T imm predatori & T min sup prec	$F_{(1,11)}=23,86$	$P<0,001$
T imm predatori & T min sup succ	$F_{(1,14)}=1,18$	NS

Tabella 9 – Risultati delle regressioni fra i parametri relativi alla predazione dei Cefali alla prof. A.

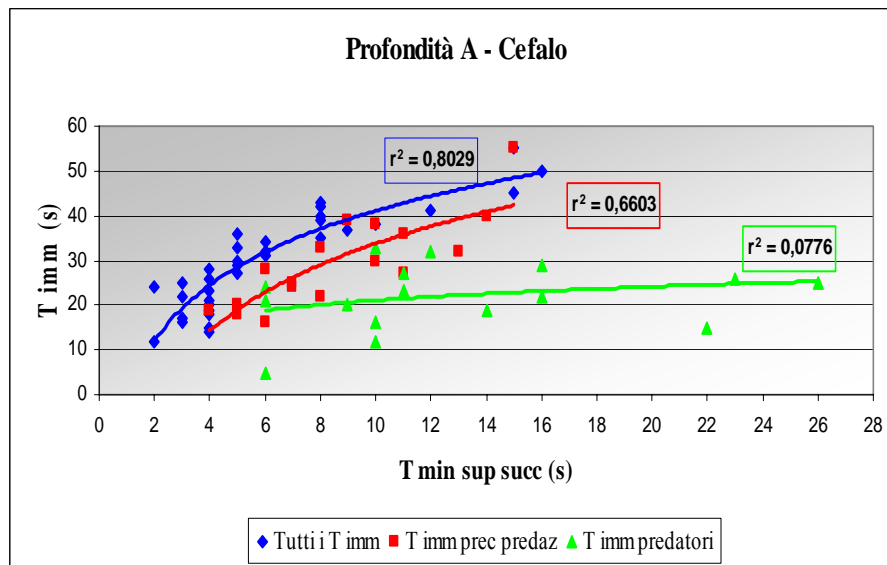


Figura 27 – Regressione fra i tempi d’immersione ed i tempi minimi di superficie successivi.

Dall’analisi delle regressioni relative alla predazione delle Passere (Fig. 28 e 29), emerge in questo caso sia per tutti i tempi di immersione che per i tempi di immersione precedente la predazione un grado di affinità maggiore con i tempi minimi di superficie precedente, e quindi una strategia da *anticipatory breather*. La regressione relativa ai tempi di immersione di predazione con i tempi minimi di superficie precedente evidenzia un decadimento del valore del coefficiente di determinazione (0,4283) (Fig. 28). In questo caso però, il valore non può essere confrontato con quello relativo alla regressione con i tempi minimi di superficie successiva (Fig. 29) (Tab. 10).

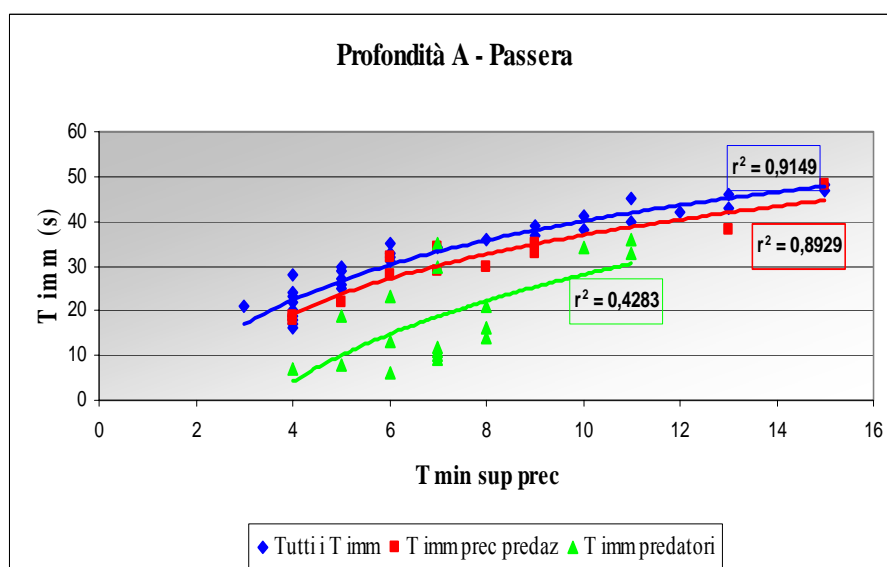


Figura 28 – Regressione fra i tempi d’immersione ed i tempi minimi di superficie precedenti.

Pur considerando i soli tempi minimi emerge infatti una elevata dispersione di questi valori. La manipolazione e ingestione delle Passere, a causa della forma piatta ed allargata, determina infatti un aumento considerevole del tempo speso in superficie.

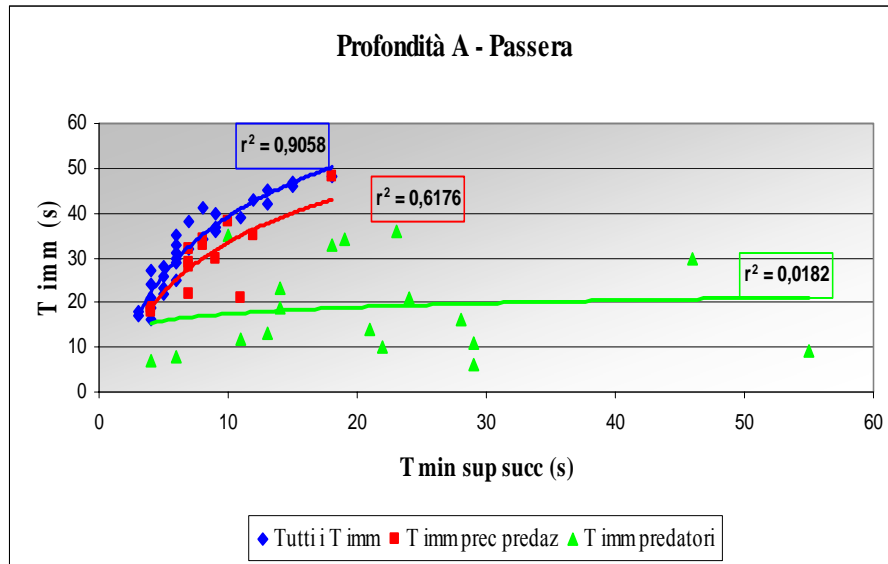


Figura 29 – Regressione fra i tempi d’immersione ed i tempi minimi di superficie successivi.

Tutti T imm & T min sup prec	$F_{(1,30)}=322,35$	$P<0,0001$
Tutti T imm & T min sup succ	$F_{(1,30)}=288,43$	$P<0,0001$
T imm prec pred & T min sup prec	$F_{(1,10)}=83,38$	$P<0,0001$
T imm prec pred & T min sup succ	$F_{(1,11)}=17,76$	$P<0,01$
T imm predatori & T min sup prec	$F_{(1,16)}=11,99$	$P<0,01$
T imm predatori & T min sup succ	$F_{(1,16)}=0,30$	NS

Tabella 10 – Risultati delle regressioni per i parametri relativi ai Cormorani predanti Passere alla prof. A.

Profondità B – In considerazione del basso numero di Cormorani in alimentazione di Cefali alla profondità B sono state analizzate solamente le regressioni relative alla predazione delle Passere (Fig. 30 e 31).

Dalle regressioni emerge un grado di affinità maggiore sia di tutti i tempi di immersione che dei tempi di immersione precedente la predazione con i tempi minimi di superficie successiva. Secondo il modello il Cormorano si comporterebbe da *reactive breather*.

Anche in questo caso, a causa dell’elevata dispersione dei tempi minimi di superficie successiva, la regressione fornisce un valore non significativo (Tab. 11).

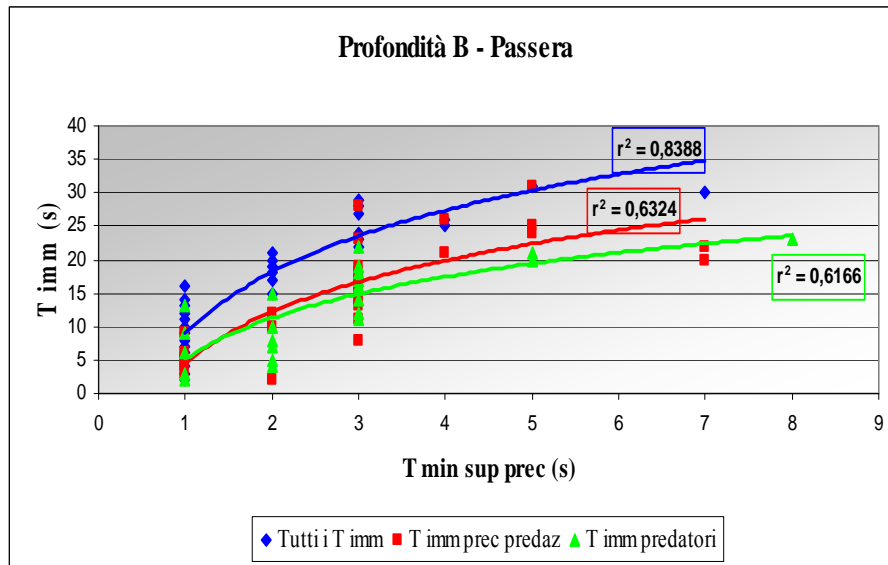


Figura 30 – Regressione fra i tempi d’immersione ed i tempi minimi di superficie precedenti.

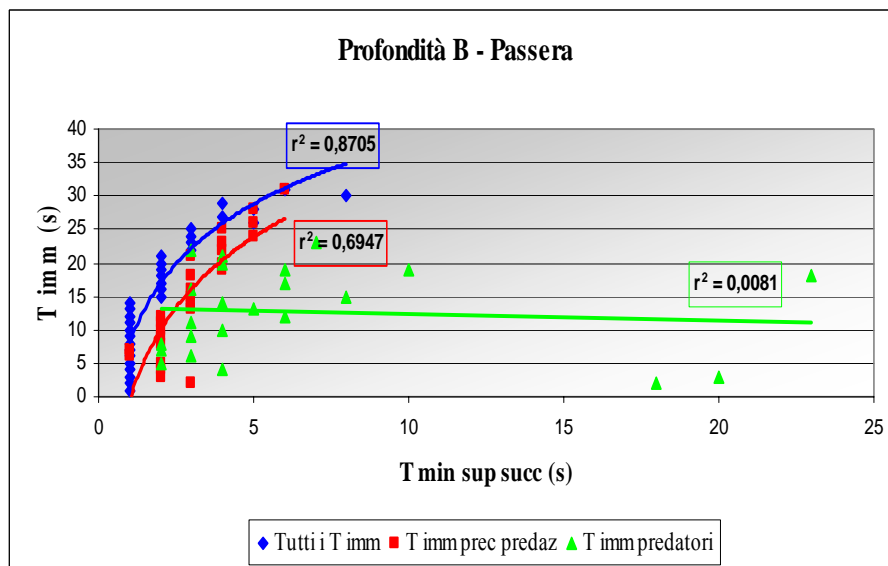


Figura 31 – Regressione fra i tempi d’immersione ed i tempi minimi di superficie successivi.

Tutti T imm & T min sup prec	$F_{(1,28)}=145,68$	$P<0,0001$
Tutti T imm & T min sup succ	$F_{(1,29)}=194,85$	$P<0,0001$
T imm prec pred & T min sup prec	$F_{(1,24)}=41,28$	$P<0,0001$
T imm prec pred & T min sup succ	$F_{(1,24)}=54,61$	$P<0,0001$
T imm predatori & T min sup prec	$F_{(1,20)}=32,16$	$P<0,0001$
T imm predatori & T min sup succ	$F_{(1,21)}=0,1$	NS

Tabella 11 – Risultati delle regressioni per i parametri relativi ai Cormorani predanti Passere alla prof. B.

4.4.4 La predazione delle Passere

Considerati gli elevati tassi di predazione a carico delle Passere ed inoltre dopo aver analizzato la temporalità delle catture negli individui di cui si dispone della sequenza temporale (ad esempio il Cormorano 59R che ha catturato 12 prede), è stato verificato se le catture fossero determinate da una particolare distribuzione spaziale di questa specie ittica sul fondale.

E' stata analizzata per prima cosa la latenza di predazione, ovvero il tempo trascorso fra l'arrivo del Cormorano nel sito di foraggiamento e la prima cattura. Si può osservare che la latenza di predazione diminuisce significativamente (ANOVA, $F_{(1,6)}=9,6$ $P<0,05$) all'aumentare del numero di Passere catturate (Fig. 32).

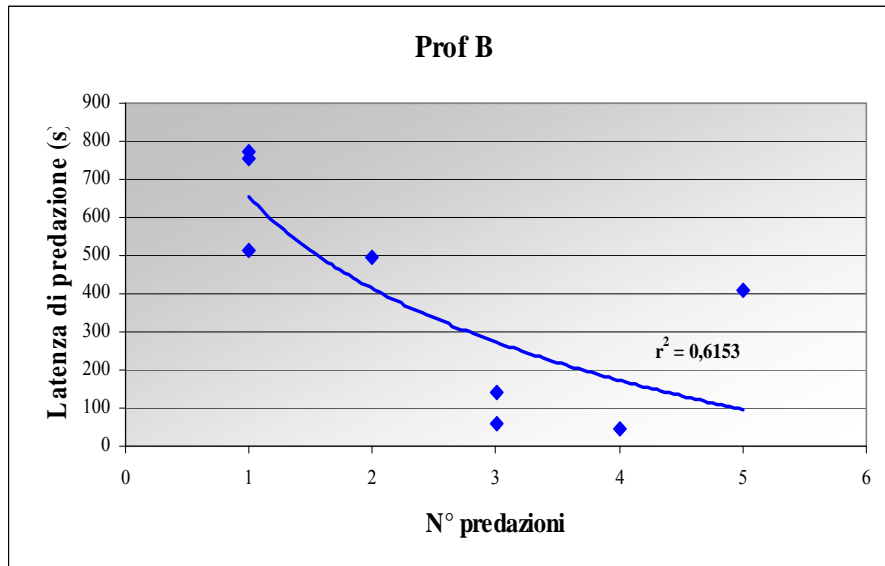


Figura 32 – Andamento della latenza di predazione all'aumentare del numero delle catture.

Si è voluto poi indagare il tempo trascorso tra una cattura e quella successiva. Il tempo medio (\pm es) fra predazioni successive diminuisce significativamente (ANOVA, $F_{(1,6)}=6,58$ $P<0,05$) all'aumentare del numero di Passere catturate (Fig. 33).

E' stato poi verificato se il Cormorano investe un tempo maggiore laddove riesca a prelevare un numero maggiore di Passere. Dall'analisi delle sequenze temporali emerge effettivamente che maggiore è il tempo dedicato all'attività trofica, maggiore è il numero di prede catturate (Fig. 34). Il numero di Passere catturate aumenta significativamente all'aumentare del tempo totale trascorso di foraggiamento (ANOVA, $F_{(2,2)}=188,43$ $P<0,01$).

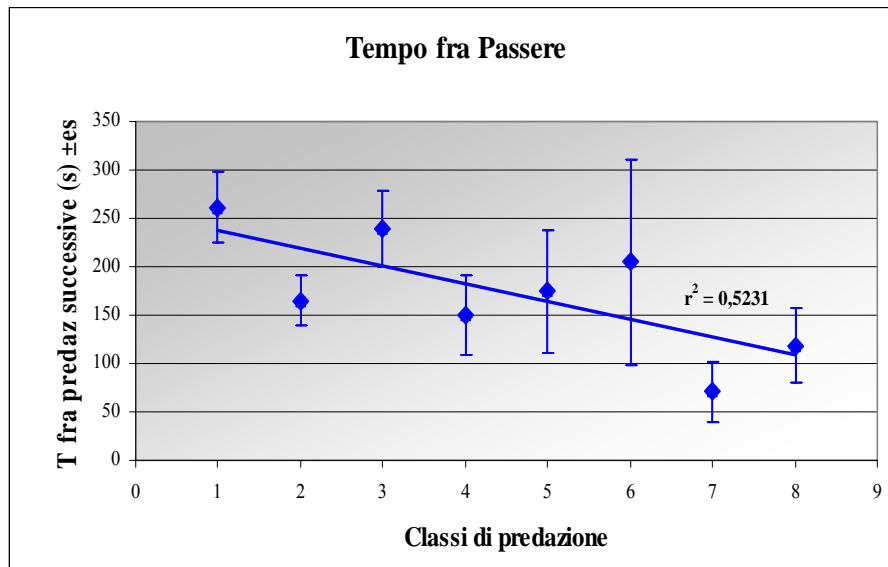


Figura 33 – Andamento del tempo medio (±es) fra predazioni successive.

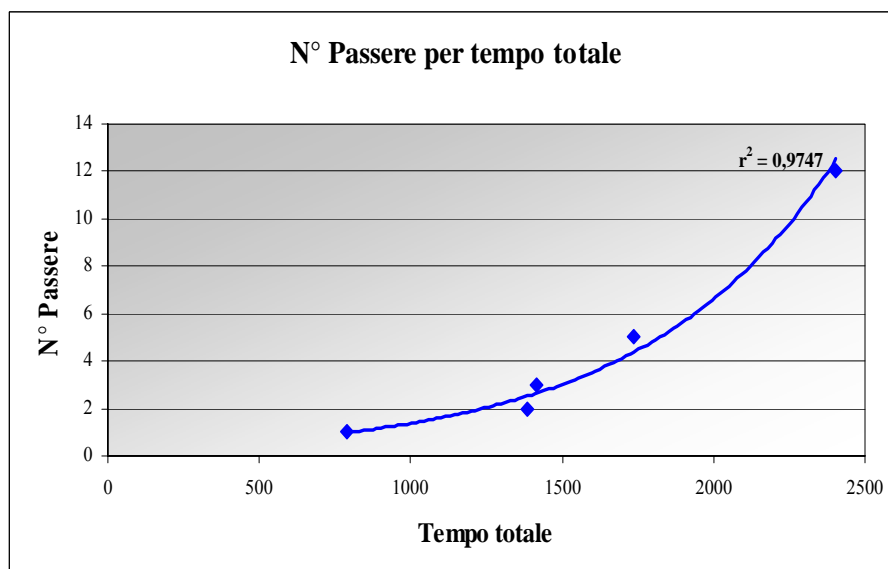


Figura 34 – Andamento del numero di Passere catturate all'aumentare del tempo trascorso a foraggiare.

4.5 Monitoraggio delle aree utilizzate per il foraggiamento e analisi del prelievo trofico

In ognuna delle aree di indagine i valori medi di densità di Cormorani in foraggiamento sono piuttosto contenuti (Fig. 35) (Appendice 2). La densità massima (0,24 individui/ha) è stata registrata in valle Noghiera nel mese di novembre. Questo valore è però riferito alla presenza temporanea (2 ore circa) di uno stormo di Cormorani in foraggiamento sociale all'interno della valle. Nel resto della giornata di monitoraggio (equivalente al 72% del tempo totale) è stato registrato un valore di densità (0,025 individui/ha) in linea con quanto osservato negli

altri mesi. In valle Artalina il valore massimo di presenze è stato rilevato nel mese di gennaio (0,061 individui/ha).

Il numero di Cormorani in foraggiamento è stato piuttosto contenuto anche nelle aree lagunari. I valori di densità si mantengono costanti per quasi tutto il periodo di indagine; si evidenzia un picco di densità (0,023 Cormorani/ha) nel mese di gennaio (Fig. 35) (Appendice 2).

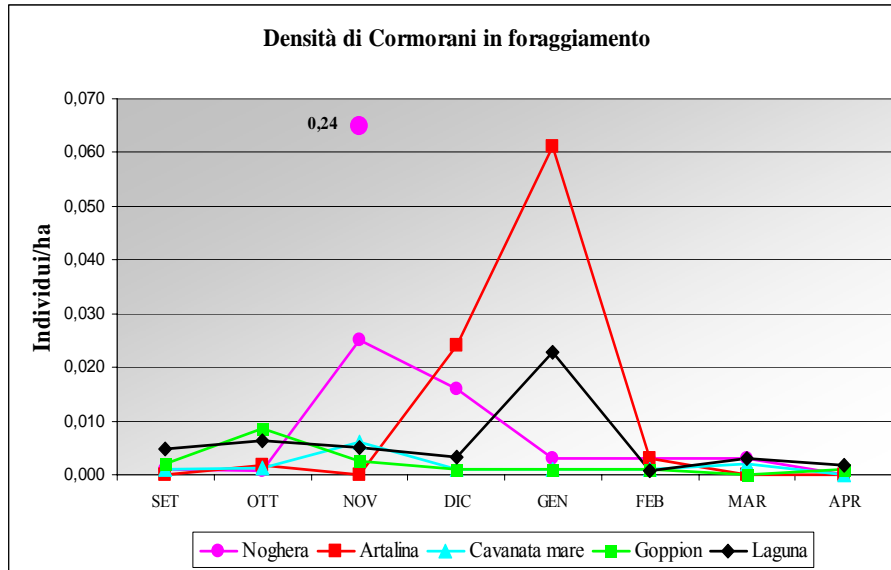


Figura 35 – Densità media di Cormorani in foraggiamento nelle aree oggetto di studio.

E' stato in seguito calcolato per ciascuna delle aree il quantitativo di pesce (grammi/ha) prelevato (Fig. 36 e 37).

Nei mesi di settembre, ottobre ed aprile i valori di prelievo maggiori si registrano nelle aree soggette a marea. Per la valle Artalina emerge un massimo di 68 g/ha in dicembre. Per l'intera area di studio si mette in evidenza solamente il valore del mese di novembre per la valle Noghera (419,95 g/ha). Come già evidenziato, questo valore è riferito a uno stormo di individui in attività di foraggiamento sociale. Il prelievo effettuato dai Cormorani presenti nel resto della giornata di monitoraggio è invece piuttosto contenuto (64,4 g/ha).

Nell'area lagunare l'attività di foraggiamento sociale è stata osservata solamente nel mese di gennaio (Fig. 37).

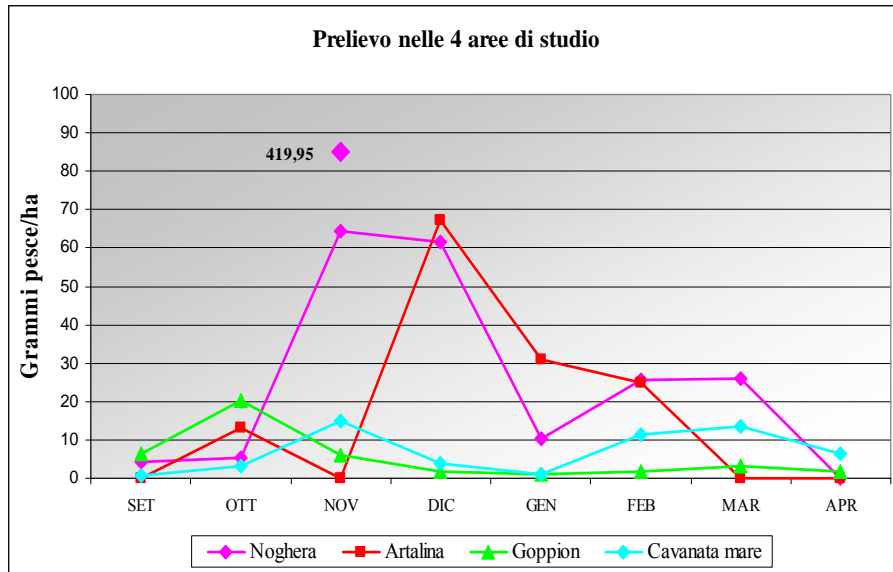


Figura 36 – Prelievo ittico (g/ha) effettuato nelle 4 aree di indagine.

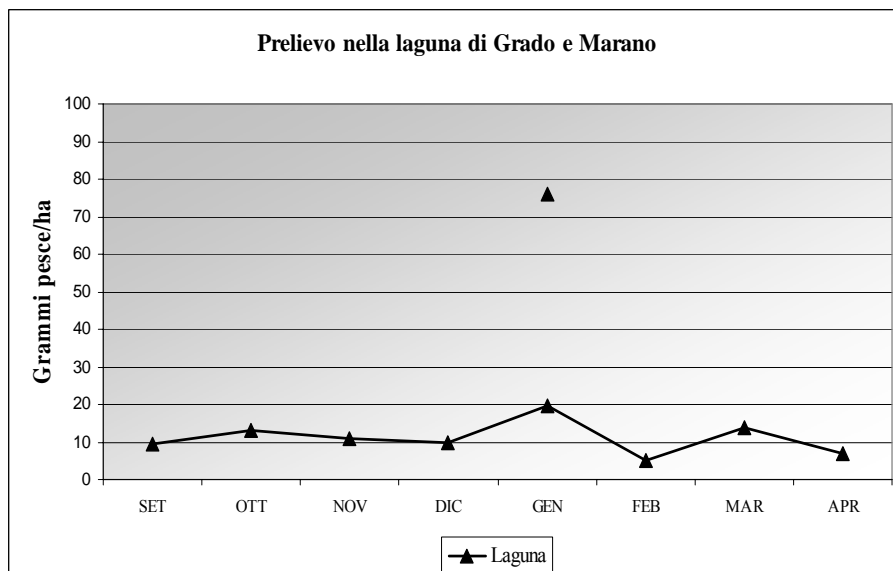


Figura 37 – Prelievo ittico (g/ha) effettuato nelle aree lagunari.

5. Discussione

5.1 La popolazione di Cormorano nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia

La popolazione di Cormorano nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia è in aumento. Se nella stagione 2006/2007 è stato piuttosto contenuto (21,2%) rispetto all'inverno 2005/2006, nel 2007/2008 è stato registrato un ulteriore incremento stagionale pari al 52,8%. Questo trend può essere riconducibile a due fenomeni. In primo luogo agli aumenti della popolazione nidificante nei Paesi nord europei (Frederiksen *et al.*, 2001; Carss *et al.*, 2003). Come abbiamo visto nel capitolo introduttivo, la diretta conseguenza è un incremento delle presenze nei quartieri di svernamento (Van Eerden *et al.*, 1995; Bregnballe *et al.*, 1997). In secondo luogo potrebbe derivare dall'aumento delle temperature medie in Europa nell'inverno 2006/2007 (Liniger, 2007). Al riguardo nei Paesi dell'Europa nord-orientale, dove sono presenti le colonie di nidificazione più importanti per i Cormorani che svernano in Italia (Baccetti & Giunti, 2002), sono stati registrati degli aumenti di 2-3°C rispetto alle medie degli ultimi 30 anni. Le condizioni climatiche particolarmente favorevoli possono aver determinato un incremento del successo riproduttivo. L'elevato numero di Cormorani osservati nella zona costiera già a partire dal mese di agosto 2007 (Fig. 15) potrebbe quindi essere legato ad una consistente migrazione post-riproduttiva ed alla dispersione giovanile. L'entità del passaggio migratorio ha raggiunto il suo valore massimo nel mese di novembre. Nei mesi successivi si registrano delle diminuzioni. Questo andamento è in linea con la stagionalità delle presenze osservata dalla seconda metà degli anni '90 (Perco *et al.*, 2000) fino all'inverno 2003/2004 (Fig. 38).

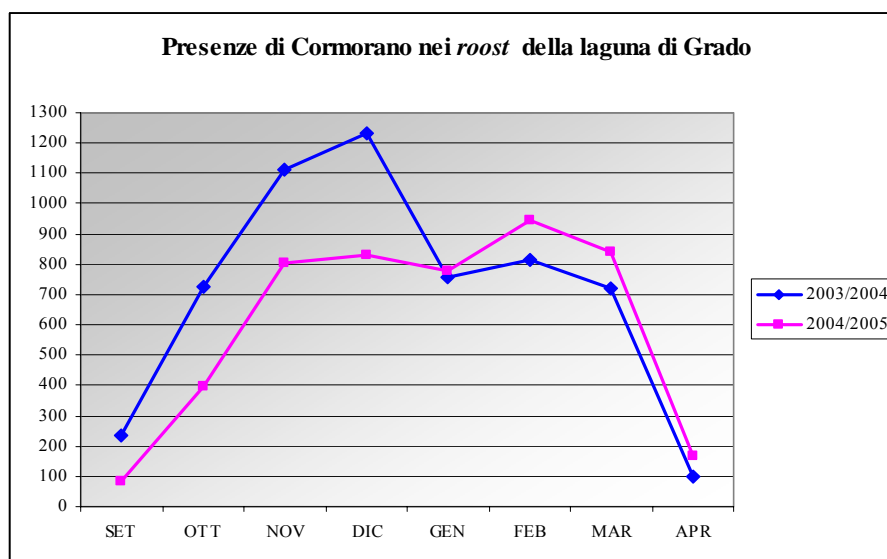


Figura 38 – Numero di Cormorani nei roost della laguna di Grado.

Nell'inverno 2004/2005 è stato registrato un massimo di presenza nel mese di febbraio (Fig. 38), e non più nel periodo novembre-dicembre come nelle stagioni precedenti (Perco *et al.*, 2000). Questo è stato poi confermato anche nell'inverno 2005/2006 (Fig. 15). Nella stagione successiva (2006/2007) è stato rilevato uno spostamento del picco di presenza da febbraio a gennaio. Le elevate presenze in questi mesi possono essere state favorite dalle temperature medie al di sopra della norma registrate negli ultimi inverni.

Parallelamente si registra un aumento dei *roost* utilizzati nella laguna di Marano. Nella stagione 2005/2006 i Cormorani utilizzavano le bricole come dormitorio tradizionale. Nell'inverno 2006/2007 hanno iniziato ad occupare stabilmente anche l'isola di San Piero, ad oggi il *roost* più importante. Nell'inverno 2007/2008 è stata verificata una presenza irregolare ma con numeri elevati (352 Cormorani il 18/11/2007) in valle Pantani. In base a quanto osservato durante i censimenti, si ritiene che i Cormorani, in relazione al disturbo antropico, utilizzino alternativamente questo *roost* e quello di valle Zignago (VE), situato in laguna di Caorle, pochi chilometri più ad ovest. L'utilizzo saltuario di valle Pantani è noto dall'inverno 1998/99 (Perco *et al.*, 2000).

5.2 La dieta del Cormorano nella laguna di Grado e Marano

La dieta del Cormorano nella laguna di Grado e Marano si basa prevalentemente su specie ittiche eurialine. Per biomassa le più importanti sono le Passere (*Platichthys flesus*) (34,8%) ed i Cefali (Mugilidae) (27,8%). Le Passere mantengono buoni valori anche a livello di frequenza percentuale, in particolare in laguna di Marano con il 59,6%. Diversamente, per i Cefali si registrano valori molto bassi nell'intero ambito lagunare (2,2%).

Anche Branzini (*Dicentrarchus labrax*) ed Orate (*Sparus aurata*), specie di pregio ittico presenti in abbondanza negli allevamenti lagunari, compaiono con valori di frequenza molto contenuti (0,6% e 1,5% rispettivamente). In laguna di Marano, a livello di biomassa queste due specie ittiche sono praticamente assenti nella dieta del Cormorano, mentre in laguna di Grado si assestano su un 17,8% del totale. In mancanza di dati sulla composizione delle comunità ittiche, si ritiene che queste differenze possono legarsi alle diverse caratteristiche degli allevamenti nei due comparti lagunari. Come evidenziato nel capitolo introduttivo, in laguna di Marano gli allevamenti intensivi coprono una superficie totale di 320 ettari e consistono in vasche di piccola estensione. La copertura di questi bacini con fili e reti limita l'accessibilità alla risorsa trofica (Carss *et al.*, 2003). In laguna di Grado le valli da pesca estensive coprono invece una superficie di 1.400 ettari e sono caratterizzate da maggiori dimensioni. In queste aree la protezione con fili e reti non è facilmente realizzabile. Questo

può facilitare, come vedremo in seguito, l'accessibilità al prodotto ittico da parte del Cormorano.

I risultati ottenuti nell'analisi della dieta sono in linea con il lavoro di Privileggi (2000), condotto in laguna di Grado. La maggior parte (69,6%) della biomassa stagionale era infatti costituita da Cefali e Passere, ed il consumo di Orate e Branzini rappresentava solo il 11,5%. I $333,9 \pm 54,7$ grammi di biomassa giornaliera, ottenuti nel presente lavoro, sono inferiori sia ai 450,3 grammi calcolati da Privileggi (2000) sia al valore minimo di 350 grammi proposto da Veldkamp (1997a). Considerato che il consumo giornaliero di cibo diminuisce all'aumentare della temperatura (Veldkamp, 1997a), è possibile che le temperature medie registrate nell'inverno 2006/2007 abbiano determinato una riduzione del fabbisogno energetico giornaliero. Il valore massimo del mese di marzo ($433,6 \pm 79,1$ g) può essere, invece, riconducibile all'accumulo di energie in vista della migrazione riproduttiva. La diminuzione del prelievo di Passere nella parte centrale dell'inverno (Fig. 16) riflette l'andamento stagionale di questa specie ittica. Nei mesi di ottobre e novembre avviene, infatti, la migrazione riproduttiva delle Passere (migrazione di grassa) dalla laguna verso il mare. Diversamente, la migrazione di magra riporta le Passere, una volta deposte le uova, verso le acque lagunari fra la fine di gennaio e febbraio (Di Giulian, 2001). Al riguardo, nel periodo autunnale emerge un consumo consistente di questa specie ittica (Fig. 16), probabilmente addebitabile ad un maggior guadagno energetico ottenuto dal prelievo delle Passere durante questa fase migratoria.

5.3 Il comportamento di foraggiamento del Cormorano

Il tempo medio di immersione per le profondità A e B ($19,7 \pm 9,3$ s) è inferiore ai $21,1 \pm 8,9$ s calcolati da Lea *et al.* (1996) ad una profondità compresa fra 1 e 5 m. Il tempo di immersione registrato alla profondità A ($28,2 \pm 6,3$ s) è sovrapponibile a quello registrato da Grémillet *et al.* (1998), pari a 28 s. Il tempo medio di superficie alle due profondità (6,9 s) si avvicina molto ai 7,1 s riscontrati da Lea *et al.* (1996).

Per quanto riguarda le prede catturate dal Cormorano, sulla base delle videoriprese è stato verificato per entrambe le batimetrie un prelievo prevalente (79,13% N=251) a carico di Passere e Cefali, in linea con l'analisi della dieta.

5.3.1 Effetto della batimetria sul comportamento di foraggiamento

Alla profondità di 4/5 metri i tempi medi di immersione sono maggiori rispetto alla profondità di 1 metro (Fig. 19). L'incremento dei tempi di immersione in relazione

all'aumento della batimetria è stato verificato in diverse specie di uccelli tuffatori che si alimentano di prede bentoniche (Dewar, 1924; Wilson & Wilson, 1988; Croxall *et al.*, 1991; Jodice & Collopy, 1999). Anche nel presente lavoro, pur rilevando una differenza fra le profondità A e B di soli 3/4 metri, è stato osservato per i Cormorani che si alimentano di Passere un aumento significativo dei tempi all'aumentare della profondità (Tab. 8).

Si ritiene inoltre che la diversa batimetria determini una diversa accessibilità alle due tipologie di preda. Alla profondità di 1 metro è stato registrato, infatti, un prelievo prevalente a carico delle Passere (141 prede su 146), mentre alla profondità di 4/5 metri un prelievo sia di Passere (29 prede) che di Cefali (32 prede) (Tab. 5).

5.3.2 Effetto delle prede: specie bentoniche contro specie pelagiche

Analizzando il numero di predazioni sul tempo totale di foraggiamento, è stato riscontrato un tasso di cattura significativamente maggiore per le Passere rispetto ai Cefali (Fig. 22). Considerata la diversa ecologia di queste specie ittiche, il valore maggiore a carico delle Passere (0,19 prede/min) si ritiene collegabile alla natura strettamente bentonica ed dalla scarsa mobilità di questa preda, che investe nel mimetismo col substrato il suo comportamento anti-predatorio. Diversamente, il più basso tasso di predazione dei Cefali (0,07 prede/min) all'elevata mobilità di questa specie lungo la colonna d'acqua.

Questa differenza riflette i diversi valori di frequenza ottenuti con l'analisi della dieta. Il valore dei Cefali è infatti molto basso (2,2%) rispetto a quello delle Passere (25,9%).

La selezione di specie bentoniche è stata osservata in recenti studi su Cormorani radiomarcati (Grémillet *et al.*, 2004). Nel lavoro di Grémillet sono emersi dei valori di prelievo maggiori (60-75%) per questa tipologia di prede nonostante la disponibilità delle specie pelagiche fosse maggiore. Come risultato, questi Cormorani raggiungevano un guadagno energetico molto elevato (31,45 g/min) (Grémillet, 1997; Grémillet *et al.*, 2004). Secondo gli autori, i benefici ottenuti dal prelievo di prede bentoniche consentirebbe ai Cormorani di fronteggiare i costi di termoregolazione legati al foraggiamento in acque fredde e la nidificazione alle elevate latitudini (Grémillet *et al.*, 2004; Grémillet *et al.*, 2006).

5.3.3 Le strategie di cattura delle Passere e dei Cefali

Per evidenziare come le differenze legate all'ecologia e al comportamento di queste specie ittiche influiscano sul foraggiamento del Cormorano è stata focalizzata l'attenzione sulla struttura delle diverse sequenze di immersione e sulle relative predazioni (Fig. 14). Si sottolinea al riguardo che non è mai stata verificata la compresenza delle due diverse prede all'interno di una stessa sequenza di foraggiamento.

I tempi di ricerca delle Passere e dei Cefali (barre viola in Fig. 24) non presentano differenze. Il Cormorano sembra quindi tarato su un tempo di ricerca definito, fino all'immersione precedente la predazione. Emerge chiaramente un maggior investimento temporale in questi tuffi (barre blu) nelle sequenze relative ai Cormorani in alimentazione su Cefali. Sia in questi individui che in quelli in alimentazione su Passere si verifica in seguito un decadimento dei tempi di immersione di predazione (barre rosa). Nel caso delle Passere, che puntano a mimetizzarsi col substrato, questo è certamente collegabile alla ricerca casuale della preda sul fondale dato un tempo standard di ricerca. Nel caso dei Cefali, caratterizzati da elevata mobilità e da un utilizzo di tutta la colonna d'acqua, la diminuzione dei tempi di predazione potrebbe essere una conseguenza dell'investimento temporale maggiore osservato nelle immersioni precedenti le predazioni. Se così fosse, durante queste immersioni il Cormorano acquisirebbe delle informazioni che aumentano il grado di previsionabilità sulla posizione del Cefalo nel tuffo successivo.

Sono state quindi indagate con il modello di Mori *et al.* (2002) le strategie di immersione legate alla cattura delle Passere e dei Cefali nelle diverse fasi delle sequenze di immersione. Questa metodologia è stata testata positivamente nello studio delle strategie di foraggiamento del Marangone dal ciuffo (*Phalacrocorax aristotelis*) nel golfo di Trieste (Cimador, 2006). Come previsto dal modello, sono stati messi in relazione i tempi di immersione con i relativi tempi minimi di superficie precedente e successiva. Questa analisi è stata fatta su tutti i tempi di immersione, riferibili alla ricerca della preda, sui tempi di immersione precedenti le predazioni e sui soli tempi di immersione predatori. Così facendo (Fig. 26 e 27), nelle sequenze dei Cormorani in alimentazione su Cefali si osserva un grado di affinità maggiore nella regressione con i tempi minimi di superficie successiva. In questa analisi infatti il valore di r^2 (0,8029) è maggiore di quello fornito dalla regressione con i tempi minimi di superficie precedente (0,7585). Il modello prevede quindi una strategia da *reactive breather*, secondo la quale il foraggiatore non avrebbe nessuna informazione circa l'ubicazione della preda lungo la colonna d'acqua, e di conseguenza deve regolare la durata del tempo di superficie in base alla durata dell'immersione (Lea *et al.*, 1996; Jodice & Collopy, 1999). Questa strategia si mantiene anche nelle regressioni con i tempi di immersione precedenti la predazione. Al momento della cattura della preda si evidenzia, invece, un cambiamento di strategia. L'affinità maggiore nella regressione fra i tempi di immersione predatoria ed i tempi minimi di superficie precedente ($r^2=0,6845$) determinerebbe nel Cormorano un passaggio da una strategia da *reactive* ad una da *anticipatory breather*. In questo caso il modello prevede che i tuffatori siano a conoscenza dell'ubicazione della preda nella colonna d'acqua e riescano quindi a prevedere la durata del *travel time*. Questo cambio di strategia

avvalora l'ipotesi che il Cormorano aumenti il grado di previsione sulla localizzazione della preda nella colonna d'acqua proprio nell'immersione precedente la predazione. Questa facilitazione ha come costo un incremento dell'investimento temporale ed una necessità di utilizzare due tuffi sequenziali per la cattura di questa preda. Il cambio di strategia eviterebbe inoltre il comportamento di fuga del Cefalo. La velocità media del Cormorano in immersione, pari a 1,5 m/s (Schmid *et al.*, 1995; Ribak *et al.*, 2004; Kato *et al.*, 2006; Ropert-Coudert *et al.*, 2006), non consentirebbe infatti di inseguire e catturare facilmente un Cefalo, che può nuotare ad una velocità di 4,3 m/s (Rulifson, 1977).

Si ritiene che questa strategia non possa essere adottata alla profondità di 1 metro, in quanto il Cormorano non sarebbe più in grado di anticipare la preda ma sarebbe costretto ad inseguirla. La cattura di un Cefalo alla profondità di 1 metro dovrebbe essere quindi un evento piuttosto raro. Al di là della reale consistenza di questa specie nelle acque basse, le sole 5 prede catturate dai Cormorani alla profondità B, soprattutto se raffrontate alle 141 Passere catturate, porterebbe a confermare questa ipotesi.

Nella predazione alla Passera la strategia utilizzata dal Cormorano cambia completamente. Prevalde infatti una strategia da *anticipatory breather* (Fig. 28 e 29). Al riguardo, Lea *et al.* (1996) e Jodice & Collopy (1999) sottolineano che questa strategia si lega a quelle specie che si alimentano sul fondale, proprio per il fatto che, potendo prevedere la profondità alla quale si tufferanno, possono regolare in anticipo la respirazione. La conferma che la strategia proposta dal modello corrisponde alla realtà è legata alla natura strettamente bentonica delle Passere. Si sottolinea quindi come il modello di Mori *et al.* (2002), ad oggi testato solamente a profondità elevate (40 metri - Mori *et al.*, 2002; 25 metri - Cimador, 2006), sia valido anche ad una profondità di 4/5 metri. La strategia da *anticipatory* è osservabile fino al momento del tuffo precedente la predazione, in quanto l'utilizzo dei tempi minimi non è stato sufficiente a minimizzare, come nel caso del Cefalo, l'effetto dell'ingestione delle Passere in superficie, data la forma piatta ed allargata di questa specie ittica.

Le analisi di regressione, negli individui in alimentazione di Passere, mettono in luce una elevata capacità previsionale sul tempo di immersione ($r^2=0,9149$ per il tempo minimo di superficie precedente e $r^2=0,9058$ per quello successivo). Dal confronto degli r^2 , si rileva comunque un'affinità leggermente maggiore tra i tempi di immersione e i tempi minimi di superficie precedente. E' logico a questo punto ritenere che non ci sia quella fonte di variabilità necessaria a distinguere nettamente le due relazioni.

Situazioni analoghe sono state trovate sia da Mori *et al.* (2002) che da Lea *et al.* (1996). I primi non entrano nel dettaglio, mentre il gruppo di Lea, lavorando però su tutti i dati di immersione e di superficie, addebita il problema all'autocorrelazione dei due tempi di

superficie. In base ai dati raccolti, si ritiene, invece, che una situazione di questo tipo possa verificarsi laddove le immersioni avvengano su batimetrie poco variabili ma, soprattutto, con una bassa variabilità sia del *travel time* che del *bottom time*. Al riguardo Mori *et al.* (2002), nel caso dell'Uria di Brünnich (*Uria lomvia*), evidenziano una certa variazione batimetrica e, invece, una facile accessibilità alla preda. Siamo, quindi, in una condizione di totale prevedibilità per un Cormorano in foraggiamento. E' proprio questa prevedibilità che assimila il tempo di superficie successivo a quello precedente. Una situazione analoga è stata verificata anche da Cimador (2006) per il Marangone dal ciuffo. Anche in questo lavoro, la prevedibilità sull'immersione è riconducibile alla bassa variazione batimetrica e alla specializzazione nel prelievo (82% in frequenza di cattura) di specie bentoniche appartenenti alla famiglia dei Gobidi.

Per fornire una prova alle ipotesi del diverso comportamento e delle strategie adottate in relazione alla specie ittica, è stato preso in esame il lavoro di Ropert-Coudert *et al.* (2006), laddove sono state registrate la velocità di immersione e la profondità raggiunta da Cormorani radiomarcati (Fig. 39). In relazione ai risultati ottenuti, il profilo dell'immersione c) potrebbe rappresentare il comportamento di ricerca dei Cefali, mentre il caso b) l'immersione di cattura. Il caso a) sarebbe invece riconducibile al comportamento di ricerca e di cattura delle Passere sul fondale.

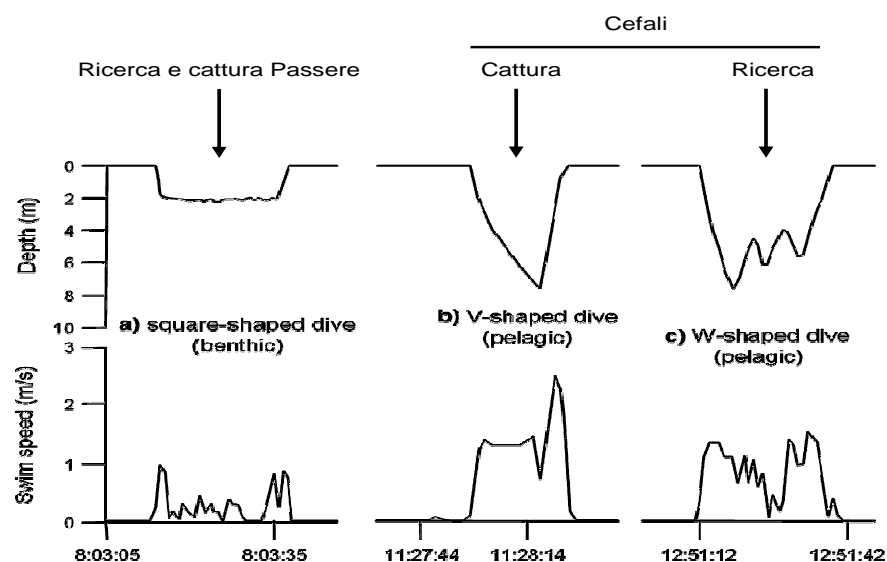


Figura 39 – Struttura delle immersioni effettuate da Cormorani radiomarcati (mod. da Ropert-Coudert, 2006)

5.3.4 Effetto della distribuzione delle Passere sul foraggiamento del Cormorano

Assodato che la presenza rilevante delle Passere nella dieta del Cormorano deriva dalla facilità di cattura, è stato verificato se l'elevato tasso di predazione fosse determinato anche dalla distribuzione spaziale sul fondale. Modin & Pihl (1996) e Zwanette (2001) hanno infatti osservato che le Passere tendono a formare delle aggregazioni negli stadi giovanili. Nel presente lavoro, gli individui di cui si disponeva dell'intera sequenza temporale presentano delle successioni di eventi di predazione ravvicinati fra di loro. A titolo dimostrativo si riporta la sequenza temporale relativa al Cormorano 59R (Fig. 41).

Sono state quindi analizzate le dimensioni delle Passere catturate dal Cormorano nella laguna di Grado e Marano. Si evidenzia come queste siano per buona parte di dimensioni inferiori ai 16 centimetri (Fig. 40).

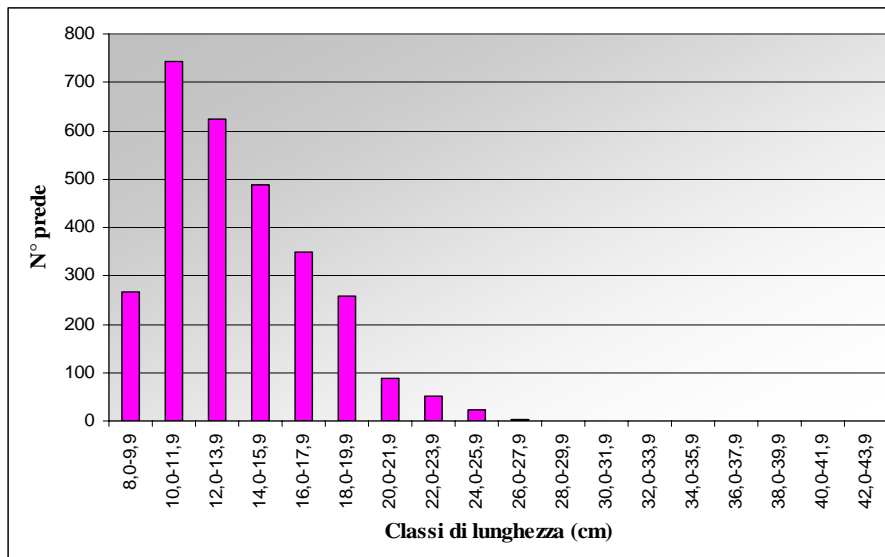


Figura 40 – Dimensioni delle Passere catturate dal Cormorano nella laguna di Grado e Marano.

Determinante in questa analisi è stato però il decadimento significativo sia della latenza di predazione (Fig. 32) che del tempo trascorso fra catture successive (Fig. 33) all'aumentare del numero di predazioni. A controprova di una distribuzione a *patch*, in linea con il Teorema del Valore Marginale (Charnov, 1976), si osserva un aumento del tempo trascorso sul *patch* all'aumentare del numero di Passere catturate (Fig. 34). In base ai risultati ottenuti questo aumento viene descritto da una funzione esponenziale, come previsto dai modelli di Mori (1998a) e di Mori *et al.* (2002).

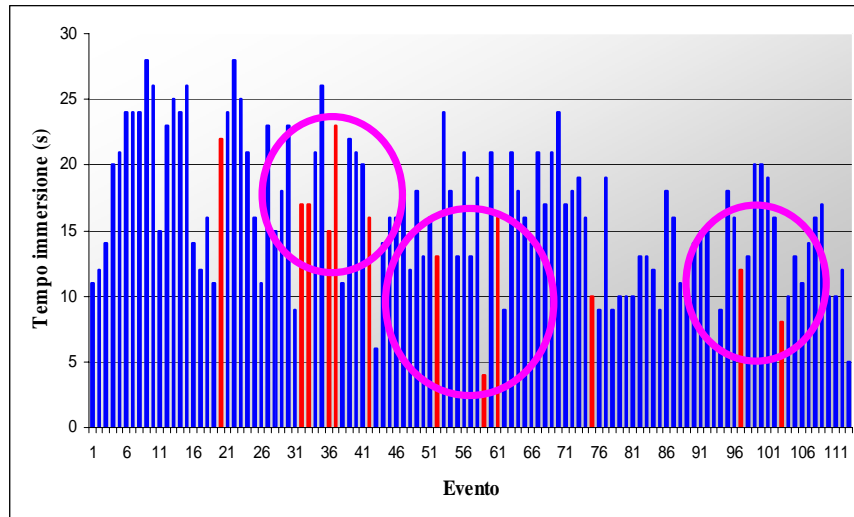


Figura 41 – Sequenza temporale dell'individuo 59R. In rosso evidenziamo le immersioni associate ad una predazione. I cerchi rosa identificano le possibili aggregazioni di Passere.

Una volta dimostrata, sia con l'analisi della dieta che con l'analisi del comportamento di predazione del Cormorano, la diversa facilità di cattura delle specie bentoniche come le Passere, rispetto alle specie pelagiche come i Cefali, sono state verificate le possibili conseguenze sul prelievo ittico effettuato nelle valli da pesca, aree ad elevata presenza di specie pelagiche. Sia l'Orata che il Branzino possono sostenere, infatti, delle velocità di nuoto comprese fra 2 e 3 m/s (Lefrancois *et al.*, 2005; Benitez-Santana *et al.*, 2007).

5.4 Interazioni fra il Cormorano e l'attività di vallicoltura

I risultati ottenuti con il monitoraggio evidenziano una scarsa presenza di Cormorani all'interno delle valli da pesca. I valori di densità mensile sono piuttosto contenuti per buona parte dell'inverno (Fig. 35). Anche i valori del prelievo ittico risultano bassi (Fig. 36). Le valli da pesca non sembrano quindi costituire un ambiente favorevole per il foraggiamento del Cormorano. Un prelievo consistente e quindi un impatto è stato verificato solo nel mese di novembre all'interno della valle Noghera e per un arco temporale limitato (2 ore circa). In questo caso 50 cormorani sono entrati nella valle e si sono aggregati in foraggiamento sociale. Nel resto della giornata le densità di individui si sono assestate su valori molto bassi, in linea con gli altri mesi. L'impatto osservato è coinciso con le attività gestionali effettuate nella valle. In autunno, infatti, i vallicoltori radunano il pesce nei canali circondariali e nelle vasche adibite alla pesca (*colàuri*), determinando così delle densità molto elevate di pesce in aree circoscritte. Le aggregazioni di specie pelagiche in acque più profonde si ritiene aumentino l'accessibilità verso questa tipologia di preda anche se tale accessibilità sembra essere condizionata dall'aggregazione sociale dei Cormorani in foraggiamento.

In queste aree, se non adeguatamente protette con sistemi di dissuasione, si può verificare una perdita rilevante del prodotto ittico (Draulans, 1988; Marquiss & Carss, 1994; Dieperink, 1995; Donati *et al.*, 1995; Russell *et al.*, 1996; Marion 1997 a-c; Melotti *et al.*, 1997; Feltham *et al.*, 1999). Considerata la sporadicità di questi eventi e la concomitanza con la raccolta del pesce, l'utilizzo di sistemi di dissuasione passivi come gli spari a salve ed i cannoni a gas potrebbe fornire dei buoni risultati, anche in considerazione dell'efficacia di questi sistemi proprio nel foraggiamento sociale (Volponi & Rossi, 1998). Come evidenziato nel capitolo introduttivo, per valutare l'impatto del Cormorano negli allevamenti ittici devono essere considerate tutte le variabili che possono incidere sui risultati ottenuti. Nel caso delle valli da pesca della laguna di Grado, la bassa profondità dei bacini estensivi e le caratteristiche ecologiche delle specie ittiche allevate sembrano, a questo punto, giocare il ruolo più importante.

6. Conclusioni

In conclusione, nel presente studio si sono potuti evidenziare i seguenti punti.

- I) La popolazione di Cormorano è in aumento nella zona costiera del Friuli Venezia Giulia.
- II) Dall'analisi della dieta emerge l'importanza delle Passere e dei Cefali. In laguna di Marano si osserva un prelievo consistente di Passere. In laguna di Grado la dieta è più diversificata.
- III) L'analisi del comportamento di foraggiamento con le videoriprese ha evidenziato che le caratteristiche ecologiche delle Passere e dei Cefali condizionano la strategia di foraggiamento ed il relativo successo di predazione del Cormorano. Nello specifico:
Passera preda bentonica e caratterizzata da scarsa mobilità, facilità di cattura con strategia da *anticipatory breather*. Inoltre la distribuzione a *patch* delle Passere facilita il Cormorano nella ricerca della preda e ne eleva il tasso di predazione.
Cefali preda pelagica ed estremamente mobili, difficoltà di cattura con strategia da *reactive breather* nella ricerca e passaggio ad *anticipatory* nel momento della predazione.
- IV) In considerazione delle caratteristiche ecologiche delle specie ittiche allevate si ritiene che le valli da pesca non costituiscano degli ambienti favorevoli per l'attività trofica del Cormorano. Nelle aree produttive oggetto d'indagine è stato infatti registrato un prelievo ittico piuttosto limitato.
- V) Si registrano elevate densità di Cormorani in foraggiamento sociale, e quindi un impatto nelle valli da pesca, solamente in aree molto circoscritte ed in periodi di tempo limitati, collegabili all'attività gestionale di raccolta del prodotto ittico.

7. Bibliografia

- AA.VV. 2000. Studio sull'avifauna ittiofaga della fascia costiera del Friuli Venezia Giulia con particolare riferimento alle lagune di Grado e Marano. Analisi delle problematiche socio-economiche. Programma Interreg II C-CADSES Misura E: Gestione integrata di zone umide 'Wetlands'. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, WWF Italia, Riserva Marina di Miramare.
- Addis P., Cuccu D., Davini M.A., Follesa M.C., Murenu M., Sabatini A. & Cau A. 1995. Incidenza del comportamento alimentare di *Phalacrocorax carbo sinensis* sulle produzioni ittiche in alcune lagune sarde. *Mar. Biol. Mediterr.*, **2(2)**:69-75.
- Alabaster J.S. & Lloyd R. 1980. *Water quality criteria for freshwater fish*. London: Butterworths, 361 pp.
- Aldovrandi U. 1603. Ornitologia, sive avium Historia. Bononiae, liber XX, t. III: 368.
- Ancel A., Horning M. & Kooyman G.L. 1997. Prey ingestion revealed by oesophagus and stomach temperature recordings in Cormorants. *J. Exp. Biol.*, **200**:149-154.
- Ardizzone G., Cataudella S. & Rossi R. 1988. Management of coastal lagoon fisheries and aquaculture in Italy. FAO Fisheries Technical Paper 293, 103 pp.
- Ashmole N.P. 1971. Seabird ecology and marine environment. In: Fraser D.S. & King J.R. (eds.) *Avian biology*, vol. I. Academic, New York, pp. 221-271.
- Baccetti N. (ed.) 1988a. Lo svernamento del Cormorano in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 15.
- Baccetti N. & Corbi F. 1988. Note conclusive. In: Baccetti N. (red.). *Lo svernamento del Cormorano in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, Bologna, 15.
- Baccetti N. & Bricchetti P. 1992. Cormorano *Phalacrocorax carbo*. In: Bricchetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (eds.) *Fauna d'Italia XXIX. Aves*. Edizioni Calderini, Bologna: 99-111.
- Baccetti N. & Cherubini G. 1995. Wintering Great cormorants *Phalacrocorax carbo* in Italy: an updating. *Cormorant Research Group Bulletin*, **1**:43-44.
- Baccetti N. & Cherubini G. 2001. Approccio generale alle problematiche del controllo degli uccelli ittiofagi. In: *Atti del Convegno nazionale "Il controllo della fauna per la prevenzione di danni alle attività socio-economiche"*. Provincia di Vercelli, Assessorato Tutela Fauna, Flora, Caccia e Pesca.
- Baccetti N. & Giunti M. 2002. Dinamica di insediamento e struttura della popolazione di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) svernante in Italia. I.N.F.S., Relazione finale del progetto di ricerca 4C-155, Contributi Ricerca Scientifica L. 41/82, IV Piano Triennale, Tematica C.1.4.

- Baccetti N., Boldregghini P. & Santolini R. 1993. Le Grand Cormoran en Italie: effectif, régime alimentaire et conflits avec la pisciculture. *Bulletin Mensuel Office National Chasse*, **178**:22-25.
- Baccetti N., Cherubini G., Santolini R. & Serra L. 1997. Cormorant wintering in Italy: numbers and trends. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:363-366.
- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C. & Zenatello M. 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biol. Cons. Fauna*, **111**:1-240.
- Baird M.L. 1995. *Evaluation of control techniques for avian predators of pond-reared fishes*. South Carolina fish restoration program: 7 pp.
- Barrett R.T. & Krasnov Y.V. 1996. Recent responses to changes in fish stocks of prey species by seabirds breeding in the southern Barents Sea. *J. Mar. Sci.*, **53**:713-722.
- Beddow T. A., Van Leeuwen J. L. & Johnston I. A. 1995. Swimming kinematics of fast starts are altered by temperature acclimation in the marine fish *Myoxocephalus scorpius*. *Journal of Experimental Biology*, **198**:203-208.
- Bell W.J. 1991. Searching behaviour: the behavioural ecology of finding resources. Chapman & Hall, London.
- Benitez-Santana T., Atalah E., Hernandez-Cruz C.M. & Izquierdo M.S. 2007. Effect of EPA/DHA ratio on burst swimming speed of *Sparus aurata* larvae. Asian-Pacific Aquaculture Meeting, Hanoi, Vietnam 5-8 august 2007.
- Bevan R.M., Boyd I.L., Butler P.J., Reid K.R., Woakes A.J. & Croxal J.P. 1997. Heart rates and abdominal temperatures of free-ranging South Georgian shags *Phalacrocorax georgianus*. *J. Exp. Biol.*, **200**:661-675.
- Bildsøe M., Jensen I.B. & Vestergaard K.S. 1998. Foraging behaviour of cormorants *Phalacrocorax carbo* in pound nets in Denmark: the use of barrel nets to reduce predation. *Wildlife Biology*, **4**: 129-136.
- Blaber S.J.M., Milton D.A., Smith G.C. & Farmer M.J. 1995. Trawl discards in the diet of tropical seabirds of the northern Great-Barrier-Reef, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **127**:1-13.
- Boatto V. & Signora W. 1985. *Le valli da pesca della laguna di Venezia*. Università degli studi di Padova. Istituto di economia e politica agraria, Padova: 232 pp.
- Boertmann D. & Mosbech A. 1997. Breeding distribution and abundance of the Great cormorant *Phalacrocorax carbo carbo* in Greenland. *Polar Research*, **16**:93-100.

- Boldreghini P., Montanari F.L., Santolini R. & Tinarelli R. 1993a. Insediamento del Cormorano *Phalacrocorax carbo carbo sinensis* nell'area del delta del Po. In: Spegnesi M. & Randi E. (eds.) Atti VII convegno dell'Associazione A. Ghigi per la Biologia e la Conservazione dei Vertebrati, *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **XXI**:439-361.
- Boldreghini P., Pandolfi M. & Santolini R. 1993b. The winter diet of the Greta cormorant on the Po river delta (preliminary data). In: Aguilar J.S., Monbailliu X. & Paterson A.M. (eds.), Status and conservation of seabirds. Proceedings of the 2nd Mediterranean Seabird Symposium, Calvià, Spain.
- Boldreghini P., Santolini R., Volponi S., Casini L., Montanari F.L. & Tinarelli R. 1997. Variation in the use of foraging areas by a Cormorant *Phalacrocorax carbo* wintering population: a case study in the Po delta. *Ekologia Polska*, **45**:197-200.
- Borgo F., Gemma C., Cherubini G., Panzarin L. & Basso M. 2004. Interventi di controllo sulle popolazioni di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) in laguna di Venezia. Atti del convegno "Avifauna acquatica: esperienze a confronto". Comacchio (FE), 30 aprile 2004.
- Bost C.A. & Le Maho Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta Oecologica*, **14**:463-470.
- Bost C.A., Handrich Y., Butler P.J., Fahlman A., Halsey L.G., Woakes A.J. & Ropert-Coudert Y. 2007. Changes in dive profiles as an indicator of feeding success in King and Adélie penguins. *Deep Sea Research*, **54**:248-255.
- Boyd I.L., 1997. The behavioural and physiological ecology of diving. *Tree*, **12**(6):213-217.
- Boyd I.L., Kato A. & Ropert-Coudert Y. 2004. Bio-logging Science: sensing beyond the boundaries. *Mem. Nat. Inst. Polar Res.*, Special Issue, **58**:1-14.
- Brambati A. 1970. Provenienza, trasporto e accumulo dei sedimenti recenti nelle lagune di Marano e di Grado e nei litorali tra i fiumi Isonzo e Tagliamento. *Mem. Soc. Geol. Ital.*, **9**:281-329.
- Bregnballe 1996. Development of the north and central European breeding population of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*, 1960-1995. (Danish) *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift*, **90**:15-20.
- Bregnballe T. & Gregersen J. 1997. Changes in growth of the breeding populations of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Denmark. *Suppl. Ric. Biol. Selv.*, **26**:31-46.
- Bregnballe T., Fredriksen M. & Gregersen J. 1997. Seasonal distribution and timing of migration of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* breeding in Denmark. *Bird Study*, **44**:257-276.

- Bregnballe T., Ensgröm H., Knief W., Van Eerden M.R., Van Rijn S., Kieckbusch J.J. & Eskildsen J. 2003. Development of the breeding population of Great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Netherlands, Germany, Denmark, and Sweden during the 1990s. *Vogelwelt*, **124**:15–26.
- Brichetti P. 1982a. Tentativo di nidificazione di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) nelle Valli di Comacchio (Emilia Romagna, Italia). *Riv. ital. Orn.*, **52**: 61-64.
- Brichetti P. 1982b. Distribuzione geografica degli uccelli nidificanti in Italia, Corsica e isole Maltesi. *Natura Bresciana*, **19**:97-157.
- Brichetti P. & B. Massa 1998. *Check-list* degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997. *Rivista Italiana Ornitologia*, **68(2)**:129-152.
- Brichetti P. & Fracasso G. 2003. *Ornitologia Italiana. Vol. 1: Gaviidae-Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brothers N. 1991. Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation*, **55**:255-268.
- Bryant D.M. & Furness R.W. 1995. Basal metabolic rates of North Atlantic seabirds. *Ibis*, **137**:219-226.
- Bullo G. 1940. Le valli salse da pesca e la vallicoltura. Officine grafiche C. Ferrari, Venezia.
- Burger A.E. 1991. Maximum diving depth and underwater foraging in alcids and penguins. In: Montevecchi W.A. & Gaston A.J., 1991. Population biology and conservation of marine birds: 1-15. (Eds.) Ottawa: Canadian Wildlife Service Special Publications.
- Burger A.E. 1997. Arrival and departure behaviour of Common murre (*Uria aalge*) at colonies: evidence for an information halo? *Colonial Waterbirds*, **20**:55-65.
- Butler P.J. 1998. The exercise response and the ‘classical’ diving response during natural submersion in birds and mammals. *Can. J. Zool.*, **66**:26-39.
- Butler P.J. 2001. Diving beyond the limits. *NIPS*, **16**:222-227.
- Butler P.J. & Woakes A.J. 1979. Changes in Heart rate and respiratory frequency during natural behaviour of ducks, with particular reference to diving. *J. Exp. Biol.*, **79**:283-300.
- Butler P.J. & Jones D.R. 1997. The physiology of diving of birds and mammals. *Physiol. Rev.*, **77**:837-899.
- Carbone C. & Houston A.I. 1996. The optimal allocation of time over dive cycle: an approach based on aerobic and anaerobic respiration. *Anim. Behav.*, **51**:1247-1255.
- Carpegna F., Grieco F., Grussu M., Veronesi E. & Volponi S. 1997. The Italian breeding population of Cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Suppl. Ric. Biol. Selv.*, **26**:81-87.
- Carscadden J.E. & Wilhjalmsson H. 2002. Capelin – what are they good for? *ICES Journal of Marine Science*, **59**:863-869.

- Carss D.N. 1993a. Shags *Phalacrocorax aristotelis* at cage fish farms in Argyll, Western Scotland. *Bird Study*, **40**:203-211.
- Carss D.N. 1993b. Cormorants *Phalacrocorax carbo* at cage fish farms in Argyll, Western Scotland. *Seabird*, **15**:38-44.
- Carss D.N. & Marquiss M. 1992. Avian predation at farmed and natural fisheries. In: Lucas M.C., Diack I. & Laird L. (eds.) *Interactions Between Fisheries and the Environment*. Proceedings of the Institute of Fisheries Management 22nd Annual Study Course. pp. 179-196. University of Aberdeen.
- Carss D.N. & Godfrey J.D. 1996. Accuracy of estimating the species and sizes of Osprey prey: a test of methods. *J. Raptor Research*, **30**(2):57-61.
- Carss D.N. & Marquiss M. 1996. *Fish eating birds: perceptions and realities*. Proc. Brit. Trout Farm. Conf. 1995, Sparsholt, England:33-47.
- Carss D.N. & Marquiss M. 1997. The diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Scottish fresh waters in relation to feeding habitats and fisheries. *Ekologia Polska*, **45**:207-222.
- Carss D.N. & The Diet Assessment and Food Intake Working Group 1997. Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:197-230.
- Carss D.N. (editor) *et al.* 2003. Reducing the conflict between Cormorants and fisheries on a pan-European scale. REDCAFE Final Report. Report of a Concerted Action funded by the European Union. Study contract no. Q5CA-2000-31387.
- Cataudella S. & Rossi R. 1998. Considerazioni generali sulle valli di Comacchio nell'ambito di politiche ambientali di nuova generazione. *Laguna*, **5/98**:77-82.
- Cau A., Addis P., Chessa G., Dessole G., Satta L. & Deiana A.M. 1991. Preliminary investigation into the feeding habitus of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Oebalia*, **17**.
- Charrassin J.B., Kato A., Handrich Y., Sato K., Naito Y., Ancel A., Bost C.A., Gauthier-Clerc M., Ropert-Coudert Y. & Le Maho Y. 2001. *Feeding behaviour of free-ranging penguins determined by oesophageal temperature*. Proceedings of the Royal Society of London B, **268**:151-157.
- Charnov E.L. 1976. Optimal foraging and the marginal value theorem. *Theor. Pop. Biol.*, **9**:129-136.
- Cherubini G. 1996. Composizione della dieta ed entità del prelievo del Cormorano in Laguna di Venezia. In: Atti del Convegno Interregionale "Il Cormorano nelle lagune venete", San Donà di Piave, 23 aprile 1996, Provincia di Venezia, Assessorato alla Caccia, Pesca, Vigilanza e Protezione civile: 40-53.

- Cherubini G., Manzi R. & Baccetti N. 1993. La popolazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* svernante in Laguna di Venezia. *Riv. Ital. Ornitol.*, **63**(1):41-54.
- Cimador B. 2006. Ruolo ecologico dell'area costiera del Friuli Venezia Giulia in relazione allo sfruttamento della risorsa trofica da parte degli uccelli acquatici. Tesi di Dottorato. Università degli Studi di Trieste.
- Claireaux G., Couturier C & Groison A.L. 2006. Effect of temperature on maximum swimming speed and cost of transport in juvenile European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *J. of Exp. Biol.*, **209**:3420-3428.
- Cooper J. 1986. Diving patterns of Cormorants (Phalacrocoracidae). *Ibis*, **128**:562-570.
- Costa D.P. 1988. Methods for studying the energetics of freely diving animals. *Can. J. Zool.*, **66**:45-52.
- Coulson J.C & Brazendale M.G. 1968. Movements of Cormorants ringed in British Isles and evidence of colony-specific dispersal. *British Birds*, **61**:1-21.
- Cowx I.G. (ed.) 2003. *Interactions between fish and birds: implications for Management*. Blackwell Science Ltd.
- Coyle K.O., Hunt G.L. Jr., Decker M.B. & Weingartner T.J. 1992. Murre foraging, epibenthic sound scattering and tidal advection over a shoal near St. George Island, Bering Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **83**:1-14.
- Cramp S. & Simmons K.L.S. 1977. *The birds of the Western Palearctic*. 1. Ostrich to Ducks. Oxford University Press, Oxford.
- Croll D.A & McLaren E. 1993. Diving metabolism and thermoregulation in Common and Thick-billed murres. *J. of Comparative Physiology*, **163**:160-166.
- Croll D.A., Gaston A.J., Burger A.E. & Konnoff D. 1992. Foraging behaviour and physiological adaptations for diving in Thick-billed murres. *Ecology*, **73**:344-356.
- Croxall J.P., Naito Y., Kato A., Rothery, P. & Briggs D.R. 1991. Diving patterns and performance in the Antarctic blue-eyed shag *Phalacrocorax atriceps*. *J. Zool. Lond.*, **225**:177-199.
- Culik B.M., Putz K., Wilson R.P., Bost C.A., Le Mao Y. & Verselin J.L. 1996. Core temperature variability in diving King penguins (*Aptenodytes patagonicus*): a preliminary analysis. *Polar Record*, **16**:37-38.
- Davies J.M. & Feltham M.J. 1996. The diet of wintering Cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*) in relation to angling catches on a coarse river fishery in N-W England. In S.P.R. Greenstreet & M.L. Tasker (eds.). *Aquatic Predators and their Prey*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 106-110.

- Davies J.M. & Feltham M.J. 1997. The abundance and distribution of Cormorants on a river fishery in north-west England. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:119-132.
- Davoren G.K. 2000. Variability in foraging in response to changing prey distribution in Rhinoceros auklets (*Cernorhinca monocerate*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **198**:283-292.
- Davoren G.K., Montevecchi W.A. & Anderson J.T. 2003a. Distribution patterns of a marine bird and its prey : habitat selection based on prey and conspecific behaviour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **256**:229-242.
- Davoren G.K., Montevecchi W.A. & Anderson J.T. 2003b. Search strategies of a pursuit-diving marine bird and the persistence of prey patches. *Ecol. Monogr.*, **73**:463-481.
- De Boer H. 1972. De voedselbiologie van de Aalscholver. Rapport. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Debout G., Røv V. & Sellers R.M. 1995. Status and population development of Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* breeding on the Atlantic coast of Europe. *Ardea*, **83**:47-59.
- Della Toffola M., Alessandria G. & Carpegna F. 1997. Origins of ringed Cormorants *Phalacrocorax carbo* observed in north-western Italy (1987-1994). *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:409-412.
- De Nie H. 1995. Changes in inland fish populations in Europe in relation to the increase of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea*, **83**:115-122.
- Dewar J.M. 1924. The bird as a diver. Whiterby, London.
- Diaz R.J. 2001. Overview of hypoxia around the world. *J. Environ. Qual.*, **30**:275-281.
- Dickson H.H. 1985. Jumping Mullet: the internal diving bell hypothesis. *Environ. Biol. Fishes*, **13**:309-314.
- Dieperink C. 1995. Depredation of commercial and recreational fisheries in a Danish fjord by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Fisheries Management and Ecology*, **2**:197-207.
- Di Giulian D. 2001. Osservazioni sulla biologia ed analisi morfometrica e microelementare degli otoliti della Passera (*Platichthys flesus*). Tesi di laurea. Università degli Studi di Trieste, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali.
- Dirksen S., Boudewijn T.J., Noordhuis R. & Marteijn E.C.L. 1995. Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in shallow eutrophic freshwater lakes: prey choice and fish consumption in the non breeding period and effects of large fish scale removal. *Ardea*, **83**:167-184.
- Donati F., Cossutta G. & Roncarati A. 1995. L'impatto dell'avifauna ittiofaga su allevamenti intensivi di branzino: danno economico e convenienza della copertura dei bacini. *Suppl. Agribusiness Management & Ambiente*, **2**:26-31.

- Draulans D. 1987a. The effectiveness of attempts to reduce predation by Fish-Eating Birds: a review. *Biol. Conserv.*, **41**:219-232.
- Draulans D. 1987b. The effect of prey density on foraging behaviour and success of adult and first-year Grey Herons (*Ardea Cinerea*). *J. Anim. Ecol.*, **S6**:479-493.
- Draulans D. 1988. Effects of Fish-Eating Birds on freshwater fish stocks: an evaluation. *Biol. Conserv.*, **44**:251-263.
- Draulans D. & Royeaerd J. 1983. De trek van de aalscholver, *Phalacrocorax carbo*, in Vlaanderen in 1980. *Gerfault*, **73**:415-431.
- Draulans D. & Van Vessem J. 1987. Factors affecting abundance, distribution and behaviour of Grey Herons (*Ardea cinerea*) at fish-farm. *Gerfault*, **77**:43-61.
- Duffy D.C. 1995. Why is the Double crested cormorant a problem? Insights from cormorants ecology and humans sociology. In: Nettleship D.N. & Duffy D.C. (eds.) The Double crested cormorant: biology, conservation and management. *Col. Waterbirds*, **18**:25-32.
- Duffy D. C. & Laurenson L. 1983. Pellets of Cape cormorant as indicators of diet. *The Condor*, **85**:305-307.
- EIFAC 1989. Report of the Eifac Working Party on prevention and control of bird predation in aquaculture and fisheries operations. EIFAC Technical Paper 51, 79 pp.
- Engström H. 2001. Long terms effect of Cormorant predation on fish communities and fishery in a freshwater lake. *Ecography*, **24**:127-138.
- Enstipp M.R., Grémillet D., Lorentsen S.-H. 2005. Energetic costs of diving and thermal status in European shags (*Phalacrocorax aristotelis*). *J. Exp. Biol.*, **208**:3451–3461.
- Enstipp M.R., Grémillet D. & Jones D.R. 2007. Investigating the functional link between prey abundance and seabird predatory performance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **331**:267-279.
- Fasola M., Movalli A. & Gandini C. 1998. Heavy metal, organochlorine pesticide, and PCB residues in eggs and feathers of Herons breeding in northern Italy. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **34**:87–93.
- Feltham M.J. & Davies J.M. 1995. *How much do Cormorants and Goosanders eat?* Proceedings of the Annual Institute of Fisheries Management Study Course 25, Lancaster 1994.
- Feltham J.M., Davies J.M., Wilson B.R., Holden T., Cowx I.G., Harvey J.P. & Britton J.R. 1999. *Case Studies of the Impact of Fish-Eating Birds on Inland Fisheries in England and Wales*. Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, project VC 0106. London: MAAF, 406 pp.

- Filardi C.E., Smith C.E., Kratter A.W., Steadman D.W. & Webb H.P. 1999. New behavioural, ecological and biogeographic data on the avifauna of Rennell, Solomon Islands. *Pacific Science*, **53**:319-340.
- Fish F.E., Smelstoy J., Baudinette R.V. & Reynolds P.S. 2002. Fur does not fly, it floats: buoyancy of pelage in semi-aquatic mammals. *Aquat. Mamm.*, **28**:103-112.
- Floris E. 1997. Preliminary note on the Sardinian breeding colony of Cormorant. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:435-437.
- Frederick P.C., Spalding M.G. & Dusek R. 2002. Wading birds as bio indicators of mercury contamination in Florida, USA: annual and geographic variation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21(1)**:163-167.
- Frederiksen M. & Bregnballe T. 2000. Evidence for density-dependent survival in adult Cormorants from a combined analysis of recoveries and resightings. *J. Anim. Ecol.*, **69**:737-752.
- Frederiksen M., Lebreton J.-D. & Bregnballe T. 2001. The interplay between culling and density-dependence in the Great cormorant: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, **38**:617-627.
- Froese R. & Pauly D. 2003. FishBase. World Wide Web electronic publication. (<http://www.fishbase.org>), version 14 April 2004.
- Furness R.W. 1990. A preliminary assessment of the quantities of Shetland sandeels taken by seabirds, seals, predatory fish and the industrial fishery in 1981-1983. *Ibis*, **132**:205-217.
- Gales R. P., 1988. The use of otoliths as indicators of Little Penguin *Eudyptula minor* diet. *Ibis*, **130**:418-426.
- Giglioli E.H. 1886. *Avifauna Italica*. Le Monnier, Firenze.
- Giorda M. 1990. Il Parco Regionale della Laguna di Grado e Marano. Quaderni dell'Istituto di Geografia della Facoltà di Economia e Commercio dell'Università di Trieste. Trieste.
- Giunti M., Piazzini A., Cherubini G., Minucci G. & Ceccarelli R. 2005. Impatto economico del Cormorano *Phalacrocorax carbo* sulle attività itticolture nella laguna di Orbetello (GR). *Avocetta*, **29**:55.
- Glasser A. & Howland H.C. 1996. A history of studies of visual accommodation in birds. *Q. Rev. Biol.*, **71**:475-509.
- Goostrey A., Carss D.N., Noble L.R. & Pierrney S.B. 1998. Population introgression and differentiation in the Great cormorant *Phalacrocorax carbo* in Europe. *Molecular Ecology*, **7**:329-338.

- Grasselli Lussana E. 1982. Le zone umide in Italia, ieri e oggi (1861-1961). Atti Convegno "Le zone umide dalla bonifica integrale alla utilizzazione per la collettività". Venezia, 25-27 marzo 1982, 17-61 pp. FIDC, Roma.
- Green J.A., Halsey L.G. & Butler P.J. 2005. To what extent is the foraging behaviour of aquatic birds constrained by their physiology? *Physiological and Biochemical Zoology*, **78(5)**:766-781.
- Gregori J. 1995. Zavarovani ribojedi ptici in uravnavanje njihovega upliva na ribištvo v Sloveniji. Narava aacolvek Vestnik varstva narave. 66 pp.
- Grémillet D. 1997. Catch per unit effort, foraging efficiency, and parental investment in breeding Great cormorants (*Phalacrocorax carbo carbo*). *J. Mar. Sci.*, **54**:635–644.
- Grémillet D. & Plös A.L. 1994. The use of stomach temperature records for the calculation of daily food intake in Cormorants. *J. Exp. Biol.*, **189**:105-115.
- Grémillet D., Dey R., Wanless S., Harris M.P. & Regel J. 1996. Determining food intake by Great cormorants *Phalacrocorax carbo* and European shags *Phalacrocorax aristotelis* with electronic balances. *Journal of Field Ornithology*, **67**:637-648.
- Grémillet D., Argentin G., Schulte B. & Culik B.M. 1998. Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: benthic or pelagic feeding? *Ibis*, **140**:113-119.
- Grémillet D. & Wilson R.P. 1999. A life in the fast lane: energetics and foraging strategies of the Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*). *Behav. Ecol.*, **10**:516-524.
- Grémillet D., Storch S. & Peters G. 2000. Determining food requirements in marine top-predators: a comparison of three independent techniques in Great cormorants, *Phalacrocorax carbo carbo*. *Can. J. Zool.*, **78**:1567–1579.
- Grémillet D., Wanless S., Carss D.N., Linton D., Harris M.P., Speakman J.R. & Le Maho Y. 2001. Foraging energetics of arctic cormorants and the evolution of diving birds. *Ecology Letters*, **4**:180–184.
- Grémillet D., Wright G., Lauder A., Carss D.N. & Wanless S. 2003. Modelling the daily food requirements of wintering Great cormorants (*Phalacrocorax carbo*): a bioenergetics tool for wildlife management. *J. Appl. Ecol.*, **40**:266–277.
- Grémillet D., Kuntz G., Delbart F., Mellet M., Kato A., Robin J.P., Chaillon P.E., Gendner J.P., Lorentsen S.H. & Le Maho Y. 2004. Linking the foraging performance of a marine top predator to local prey abundance. *Functional Ecology*, **18**:793-801.
- Grémillet D., Chauvin C., Wilson R.P., Le Maho Y. & Wanless S. 2005a. Unusual feather structure allows partial plumage wettability in diving Great cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *J. Avian. Biol.*, **36**:1-7.

- Grémillet D., Kuntz G., Woakes A.J., Gilbert C., Robin J.-P., Le Maho Y. & Butler P.J. 2005b. Year-round recordings of behavioural and physiological parameters reveal the survival strategy of a poorly insulated diving endotherm during the Arctic winter. *J. Exp. Biol.*, **208**:4231–4241.
- Grémillet D., Kuntz G., Gilbert C., Woakes A.J., Gilbert C., Butler P.J. & Le Maho Y. 2005c. Cormorants dive through the Polar night. *Biology Letters*, **1**:469-471.
- Grémillet D., Enstipp M.R., Boudiffa M. & Liu H. 2006. Do Cormorants injure fish without eating them? An underwater video study. *Marine Biology*, **148**:1081-1087.
- Grieco F. 1994. Fledging rate in the Cormorant *Phalacrocorax carbo* at the colony of Val Campotto (Po Delta, N-E Italy). *Avocetta*, **18**:57-61.
- Grover J.J. & Olla B.L. 1983. The role of the Rhinoceros auklet (*Cernorhinca monocerata*) in mixed-species feeding assemblages of seabirds in the strait of Juan de Fuca, Washington. *Auk*, **100**:979-982.
- Halsey L., Woakes A. & Butler P. 2003. Testing optimal foraging models for air-breathing divers. *Anim. Behav.*, **65**:641-653.
- Halsey L.G., Wallace S.E., Woakes A.J., Winkler H. & Butler P.J. 2005. Tufted ducks *Aythya fuligula* do not control buoyancy during diving. *J. Avian Biol.*, **36**:261-267.
- Halsey L.G., White C.R., Enstipp M.R., Jones D.R., Martin G.R. & Butler P.J. 2007. When cormorants go fishing: the differing costs of hunting for sessile and motile prey. *Biology Letters*, **3**:574-576.
- Handrich Y., Bevan R.M., Charrassin J.B., Butler P.J., Putz K., Woakes A.J., Lage J. & Le Maho Y. 1997. Hypothermia in foraging King penguins (*Aptenodytes patagonicus*). *Nature*, **388**:64-67.
- Hansen K. 1984. The distribution and numbers of the Southern Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in Europe. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, **78**:29-40.
- Hansen E.S. & Ricklefs R.E. 2004. Foraging by deep-diving birds is not constrained by an aerobic diving limit: a model of avian depth-dependent diving metabolic rate. *Am. Nat.*, **163**:358-374.
- Harkonen T. 1986. Guide to otholiths of the bony fishes of the Northeast Atlantic. Danbiu ApS. Hellerup, Denmark.
- Harris M.P. & Wanless S., 1993. The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during the chick-rearing period assessed by three methods. *Bird Study*, **40**:135-139.
- Heithaus M.R. & Frid A. 2003. Optimal diving under the risk of predation. *J. Theor. Biol.*, **223**:79-92.

- Hislop J.R.G., Harris M.P. & Smith J.G.M. 1991. Variation in the calorific value and total energy content of the Lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) and other fish preyed on by seabirds. *Journal of Zoology*, **224**:501–517.
- Hoffman W., Heinemann D. & Wiens J.A. 1981. The ecology of seabird feeding flocks in Alaska. *Auk*, **98**:437-456.
- Houston A.I. & Carbone C. 1992. The optimal allocation of time during the dive cycle. *Behav. Ecol.*, **3**:233-262.
- Huey R.B. 1991. Physiological consequences of habitat selection. *Am. Nat.* **137**:91–115.
- Hughes B., Bevan R.M., Bowler J.M., Still L., Carss D.N., Marquiss M., Hearn R.D. & Bruce J. 1999. *Feeding Behaviour of Fish-Eating Birds in Great Britain*. Report to the Department of the Environment, Transport and Regions, 249 pp.
- Hustler K. 1992. Buoyancy and its constraints on the underwater foraging behaviour of Reed cormorants *Phalacrocorax africanus* and Darters *Anhinga melanogaster*. *Ibis*, **134**:229-236.
- Im B. H. & Hafner H. 1985. Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*) sur les exploitation piscicoles en Camargue. *Bulletin Mensuel Office National Chasse*, **94**:30-36.
- Ivanov B., Michev D., Nankinov V., Pomakov L. & Profirov 1997. Breeding and wintering status of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Bulgaria. *Ekologia Polska*, **45(1)**:63-68.
- Jablonski P.G. 2002. Searching for conspicuous versus cryptic prey: search rates of flush-pursuing versus substrate gleaning birds. *Condor*, **60**:2633–2642.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlanson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J., Warner R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, **293**:629–638.
- Jobling M. 1995. *Environmental biology of fishes*. Fish and Fisheries, Series 16. London: Chapman & Hall, 455 pp.
- Jobling M. & Breiby A., 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia*, **71**:265-274.
- Jodice P.G.R. & Collopy M.W. 1999. Diving and foraging patterns of Marbled murrelets (*Brachyramphus marmoratus*): testing predictions from optimal breathing models. *Can. J. Zool.*, **77**:1409-1418.
- Johnsgard P.A. 1993. *Cormorants, Darters and Pelicans of the world*. Washington: Smithsonian Institution Press.

- Johnstone I.G., Harris M.P., Wanless S. & Graves J.A. 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, **37**:5-11.
- Jones D.R., Furilla R.A., Heieis M.R.A., Gabbott G.R.J. and Smith F.M. 1988. Forced and voluntary diving in ducks: cardiovascular adjustments and their control. *Can. J. Zool.*, **66**:75-83.
- Junor, F.J.R. 1969. Aspects of the biology of piscivorous birds of Lake Kyle, Rhodesia. MSc Thesis, Rhodes University, Grahamstown, South Africa.
- Kato A., Naito Y., Watanuki Y. & Shaughnessy P. 1996. Diving pattern e stomach temperature of foraging King Cormorants *Phalacrocorax albiventer* at subantarctic Macquaire island. *The Condor*, **98**:844-848.
- Kato A., Watanuki Y., Nishiuni I., Kuroki M., Shaughnessy P. & Naito Y. 2000. Variation in foraging and parental behaviour of King cormorants. *Auk*, **117**:718-730.
- Kato A., Ropert-Coudert Y., Grémillet D. & Cannell B. 2006. Locomotion and foraging strategy in foot-propelled and wing-propelled shallow-diving seabirds. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **308**:293-301.
- Katzir G. & Howland H.C. 2003. Corneal power and underwater accommodation in Great cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *J. Exp. Biol.*, **206**:833–841.
- Keijer E. & Butler P.J. 1982. Volumes of the respiratory and circulatory system in tufted and mallard ducks. *J. Exp. Biol.*, **101**:213-220.
- Keller T. 1993. Untersuchungen zur Nahrungskologie von in Bayern uberwinternden Kormoranen *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ornithol. Verhandlungen*, **25**:811-828.
- Keller T. 1995. Food of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Bavaria, Southern Germany. *Ardea*, **83**:185-192.
- Keller T. & Visser G. 1999. Daily energy expenditure of Great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering at lake Chiemsee, southern Germany. *Ardea*, **87**:61-69.
- Keller T. & Lanz U. 2003. Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* management in Bavaria, southern Germany. What can we learn from seven winters with intensive shooting? *Vogelwelt*, **124**:339-348.
- Keller T., Vordermeier Von Lukowicz M. & Klein M. 1997. The impacts of Cormorants on fish stocks of several Bavarian water bodies with special emphasis on the ecological and economical aspects. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **26**:295-311.
- Kersten M., Britton R. H., Dugan P. J. & Hafner H. 1991. Flock feeding and food intake in little egrets: the effects of prey distribution and behaviour. *Journal of Animal Ecology*, **60**:241–252.

- Kim J. & Koo T.H. 2007. Heavy metal distribution in chicks of two Heron species from Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **53(3)**:435-441.
- King D.T., Harrel J., Brent J., Dorr B. & Reinhold D. 1998. Observations of nocturnal foraging in the Double crested cormorant. *Col. Waterbirds*, **21**:234-235.
- Kirby J.S., Holmes J.S. & Sellers R.M. 1996. Cormorants *Phalacrocorax carbo* as fish predators: an appraisal of their conservation and management in Great Britain. *Biological Conservation*, **75**:191-199.
- Kooyman G.L. 1985. Physiology without restraint in diving mammals. *Mar. Mammal. Sci.*, **1**:166-178.
- Kooyman G.L., Wahrenbrock E.A., Castellini M.A., Davis R.W. & Sinnett E.E. 1980. Aerobic and anaerobic metabolism during voluntary diving in Weddel seals (*Leptonychotes weddelli*): evidence of preferred pathways from blood chemistry and behaviour. *J. Comp. Physiol.*, **138**:335-346.
- Kooyman G.L. & Ponganis P.J. 1998. The physiological basis of diving to depth: birds and mammals. *Ann. Rev. Physiol.*, **60**:19-32.
- Kramer D. L. 1983. Aquatic surface respiration in the fishes of Panama: distribution in relation to risk of hypoxia. *Environmental Biology of Fishes*, **8**:49-54.
- Kramer D.L. 1988. Behavioural ecology of air breathing by aquatic mammals. *Can. J. Zool.*, **66**:89-94.
- Kushlan A.J. 1993. Colonial water birds as bio indicators of environmental change. *Colonial Waterbirds*, **16(2)**:223-251.
- Lanari D. & Ballestrazzi R. 1988. La vallicoltura nelle lagune di Grado e Marano. *Periodico mensile della Consulta per l'Agricoltura e le Foreste delle Venezie*, Vol. XLII. Anno 1988, Fasc. 3.
- Lanari D., Tulli F. & Zentilin A. 1990. Risultati preliminari di prove di allevamento della vongola verace (*Tapes semidecussatus*) in laguna di Marano. *Riv. It. Acquac.*, **28**:13-18.
- Lazzeretti A., Nicolosi P. & Voliani A. 1999. Analisi dei contenuti stomacali del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* negli stagni di Oristano (Sardegna, Italia). *Biol. Mar. Mediterr.*, **6(1)**:500-503.
- Lea S.E.G., Daley C., Boddington P.J.C. & Morison V. 1996. Diving patterns in Shags and Cormorants (Phalacrocoracidae): test of an optimal breathing model. *Ibis*, **138**:391-398.
- Lefrancois C., Shingles A. & Domenici P. 2005. The effect of hypoxia on locomotor performance and behaviour during escape in *Liza aurata*. *J. of Fish Biol.*, **67**:1711-1729.

- Lefrancois C., Nieto A.J., Domenici P., Kostecki C. & Ferrari R. 2007. *The effect of oxygen and temperature on the energetics of swimming in Mugil cephalus*. Abstracts of the Annual Main Meeting of the Society for Experimental Biology, Glasgow, Scotland, 31st March - 4th April, 2007.
- Lekuona J.M. & Campos F. 1997a. Foraging ecology of Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) wintering in northern Spain. *Folia Zoologica*, **46**:243-252.
- Lekuona J.M. & Campos F. 1997b. Foraging strategies of the Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in the Elbo river (N Spain). *Miscellanea Zoologica, Barcelona*, **20**:1-8.
- Leopold M.F., Van Dam C.J.G. & Van Der Veer H.W. 1997. Diet of Cormorants and the impact of Cormorant predation on juvenile flatfish in the Dutch Wadden Sea. *ICES Journal of Sea Research*, **40**:93-107.
- Lessells C.M. & Stephen D.W. 1983. Central place foraging: single prey loader again. *Anim. Behav.*, **31**:238-243.
- Levy B. & Sivak J.G. 1980. Mechanisms of accommodation in the bird eye. *J. Comp. Physiol. [A]*, **137**:267-272.
- Lien J., Stenson G.B. & Ni I.H. 1989. A review of incidental entrapment of seabirds, seals and whales in inshore fishing gear in Newfoundland and Labrador: a problem for fishermen and fishing gear designers. *Proceedings of a world symposium on fishing gear and fishing vessel design*. Newfoundland and Labrador Inst. of Fisheries and Marine Technology. St John's, NF (Canada), pp. 67-71.
- Lindell L., Mellin M., Musil P., Przybysz J. & Zimmerman M. 1995. Status and population development of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway. *Ardea*, **83**(1):81-92.
- Liniger M.A. 2007. Climate change in Europe: are norm periods still representative? Federal Office on Meteorology and Climatology. NCCR Climate, Swiss Climate Research.
- Linn I.J. & Campbell L.I. 1992. Interactions between white breasted cormorant *Phalacrocorax carbo* and the fisheries of lake Malawi. *J. Appl. Ecol.*, **29**:619-634.
- Liordos V. & V. Goutner 2003. Breeding population, clutch and egg size of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Greece. *Vogelwelt*, **124**:139-142.
- Litzow M.A., Piatt J.F., Abookire A.A., Prichard A.K. & Robards M.D. 2000. Monitoring temporal and spatial variability in Sandeel (*Ammodytes hexapterus*) abundance with Pigeon guillemot (*Cepphus columba*) diets. *ICES J. Mar. Sci.*, **57**:976-986.
- Litzow M.A., Piatt J.F., Prichard A.K. & Robby D. 2002. Response of Pigeon guillemots (*Cepphus columba*) to variable abundance of high-lipid and low-lipid prey. *Oecologia*, **132**:286-295.

- Lorentsen S.-H., Grémillet D. & Nymoén, G.-H. 2004. Does annual variation in breeding Great cormorant (*Phalacrocorax carbo carbo*) diet reflect varying stock recruitment of gadoids? *Waterbirds*, **27**:161–169.
- Lovvorn J.R. & Jones D.R. 1991. Effects of body size, body fat and change in pressure with depth on buoyancy and cost of diving in ducks (*Aythya* spp.). *Can. J. Zool.*, **69**:2879-2887.
- Lovvorn J.R., Croll D.A. & Liggins G.A. 1999. Mechanical versus physiological determinants of swimming speeds in diving Brunnich's guillemots. *J. Exp. Biol.*, **202**:1741-1752.
- Lyngs P. 2003. Migration and winter ranges of birds in Greenland. An analysis of ringing recoveries. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift*, **97**:18-21.
- Marion L. 1994. Evolution numérique et préférences écologiques des Grands Cormorans hivernant en France. *Alauda*, **62**:13-26.
- Marion L. 1997a. Comparison between the diet of breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*, captures by fisheries and available fish species: the case of the largest inland colony in France, at the lake of Grand Lieu. *Suppl. Ric. Biol. Selv.*, **26**:313-322.
- Marion L. 1997b. Les populations de Hérons cendres en Europe et leur impact sur l'activité piscicole. In: Clergeau P. (ed.) *Oiseaux à risques en ville et en Camargue*. Paris: INRA Collection, pp. 101-132.
- Marion L. 1997c. Le Grand Cormoran en Europe: dynamique des populations et impacts. In: (Clergeau, Ph. Ed) *Oiseaux à Risques*. INRA: 133-178.
- Marion L. 2003. Recent development of the breeding and wintering population of Great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in France. Preliminary results of the effects of a management plan of the species. *Vogelwelt*, **124**:35-40.
- Marquiss M. & Leitch F. 1990. The diet of Grey herons *Ardea cinerea* breeding at Loch Leven, Scotlands, and the importance of their predation on ducklings. *Ibis*, **132**:535-549.
- Marquiss M. & Carss D.N. 1994. *Avian Piscivores: Basis for Policy*. R&D Report 461/8/NandY. Bristol: Natural Rivers Authority, 104 pp.
- Marquiss M., Carss D.N., Armstrong J.D. & Gardiner R. 1998. *Fish-eating Birds and Salmonids in Scotland*. Report to The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, 156 pp.

- Marteijn E.C.L. & Dirksen S. 1991. Cormorants *Phalacrocorax carbo* feeding in shallow eutrophic freshwater lakes in The Netherlands in the non-breeding period: prey choice and fish consumption. In: Van Eerden M.R. & Zijlstra M. (eds.) Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*:135-155. Rijkswaterstaat directorate Flevoland, Lelystad.
- Martincova R. & Musil P. 2003. Current status of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Czech Republic: numbers, distribution and management plan. *Vogelwelt*, **124**:41-47.
- Martucci O., Pietrelli L. & Consiglio C. 1993. Fish otoliths as indicators of the Cormorant *Phalacrocorax carbo* diet. *Boll. Zool.*, **60**:393-396.
- McFall – Ngaj M.J. 1990. Crypsis in the pelagic environment. *Am. Zoologist* **30**:175-188.
- McKay H.V., Furness R., Russell I., Parrott D., Rehfisch M., Watola G., Packer J., Armitage M., Gill E. & Robertson P. 1999. *The assessment of the effectiveness of management measures to control damage by fish-eating birds to inland fisheries in England and Wales*. Report to Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.
- McKay H.V., Russell I.C., Rehfisch M.M, Armitage M., Packer J. & Parrott D. 2003. Pilot trials to assess the efficacy of fish refuges in reducing the impact of Cormorants on inland fisheries. In: Cowx I.G. (editor). *Interactions between fish and birds: Implications for Management*. Blackwell Science, Fishing News Books.
- Mellin M. & Mirowska-Ibron I. 1999. Population trends of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the north-eastern part of Poland: 1993-1999. 5TH International Conference on Cormorants. December, 2000. Freising, Germany.
- Melotti P., Loro F. & Impiccini R. 1993. Impatto della predazione ornitica sull'allevamento intensivo del Branzino (*Dicentrarchus labrax*). *Riv. It. Acquacolt.*, **28(2)**:17-23.
- Melotti P., Roncarati O., Mordenti O., Loro F. & Gennari L. 1995. Bird predation and intensive farming of the Sea bream (*Sparus aurata*) in the upper Adriatic: assessing of the extent of captures. *Riv. It. Acquacolt.*, **30**:97-103.
- Melotti P., Roncarati O., Mordenti O., Loro F. & Dees A. 1997. Fish eating bird predation impact on intensive farming of Gilthead seabream (*Sparus aurata*) in the Northern Adriatic area, Italy. *Suppl. Ric. Biol. Selv.*, **26**:517-520.
- Meyer J. 1984. Room for bird and fish: RSPB's survey of Heron damage. *Fish Farmer*, **4**:23.
- Modin J. & Pihl L. 1996. Small-scale distribution of juvenile plaice and flounder in relation to predatory shrimp in a shallow Swedish bay. *J. Fish Biol.*, **49(6)**:1070-1085.

- Moerbeek D.J., Van Dobben V.H., Osieck E.R., Boere G.C. & Bungenberg de Jong C.M. 1987. Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. *Biol. Cons.*, **39**:23-38.
- Montevicchi W.A. 1993. Birds and indicators of change in marine prey stocks. In: Furness R.W. & Greenwood J.J.D. 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman and Hall, London, 217-265.
- Mori Y. 1998a. Optimal choice of foraging depth in divers. *J. Zool.*, **245**:279-283.
- Mori Y. 1998b. The optimal patch use in divers: optimal time budget and the number of dive cycles during bout. *J. theor. Biol.*, **190**: 187-199.
- Mori Y., Takahashi A., Mehlum F. & Watanuki Y. 2002. An application of optimal diving models to diving behaviour of Brünnich's guillemots (*Uria lomvia*). *Anim. Behav.*, **64**:739-745.
- Munsterman M.J. & Van Eerden M.R. 1991. Wintering Cormorants on the fringe of the Mediterranean: possible reasons for long distance travellers. In: Van Eerden M.R. & Zijlstra M. (eds.) Proc. Workshop 1989 on Cormorants. *Rijkwaterstaat Direct. Flevolang*, Lelystad:124-131.
- Muzinic J. & Mikuska J. 1986. Distribution, status and movements of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Yugoslavia. In: *Cormorants in Northern Europe*. Proceedings from the Meeting at Falsterbo, Sweden, Sept. 26-27 1985. NSEPB Report 3211, Solna: 87-90.
- Nehls G. & Gienapp P. 1997. Nahrungswahl und Jagdverhalten des Kormorans *Phalacrocorax carbo* im Wattenmeer. *Vogelwelt*, **118**:33-40.
- Nelson Bryan J. 2005. Pelicans, Cormorants, and their Relatives. *The Pelecaniformes*. Oxford University Press, 661 pp.
- Newbery P., Schäffer N. & Smith K.W. 1997. European Union Bittern *Botaurus stellaris* action plan. Brussels: RSPB, BirdLife International, European Commission, 34 pp.
- Noordhuis R., Marteiijn E.C.L., Noordhuis R., Dirksen S. & Boudewijn T.J. 1997. The trophic role of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in freshwater ecosystems in the Netherlands during the non breeding period. *Ekologia Polska*, **45**:249-262.
- Orel G. 1985. La produzione della pesca nel Golfo di Trieste dal 1951 al 1981. In: Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia – Piano di risanamento del “bacino idrografico” delle acque marittime costiere. Elaborati finali, Vol. VI.
- Orel G., Pellizzato M., Pessa G. & Zentilin A. 1995. Prospettive di produzione della vongola verace filippina nelle lagune di Marano e Grado e nel golfo di Trieste nel quadro di un riassetto del settore della pesca e dell’acquacoltura. *Hydrores Inf.* Anno XII, **13**:55-62.

- Osiek E.R. 1991. *Cormorants and man: a conservation view*. In: Van Eerden M.R. & Zijlstra M. (eds.) "Proceedings workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad, The Netherlands: 244-247.
- O'Steen S. & Bennet A.F. 2003. Thermal acclimation effects differ between voluntary, maximum, and critical swimming velocities in two Cyprinid species. *Physiol. Biochem. Zool.*, **76**:484-496.
- Otani S., Naito Y., Kawamura A., Kawasaki M., Nishiwaki S. & Kato A. 1998. Diving behaviour and performance of Harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Funka Bay, Hokkaido, Japan. *Mar. Mammal. Sci.*, **14**:209–220.
- Parkes R., Halsey L.G., Woakes A.J., Holder R.L. & Butler P.J. 2002. Oxygen uptake during post dive recovery in the Tufted duck *Aythya fuligula*: implication for optimal foraging models. *J. Exp. Biol.*, **205**:3945-3954.
- Pellizzato M. 1978. La riproduzione artificiale del pesce: prospettive per una moderna vallicoltura. *Soc. Ven. Sc. Nat.*, **3**:70-76.
- Perco F. & Utmar P. 1989. Il Cormorano in Friuli Venezia Giulia. In: Baccetti N. 1989. Lo svernamento del Cormorano in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **25**:23-27.
- Perco F., Tirelli E., Tinarelli R., Kravos K., Santolini R., Utmar P. & Zanutto I. 1994. Impatto da specie ittiofaghe e metodi per la salvaguardia della produzione ittica e della fauna selvatica in aree lagunari del Friuli Venezia Giulia. Rapporto per l'Osservatorio Faunistico del Friuli Venezia Giulia, Udine.
- Perco F., Cassetti U. & Utmar P. 2000. Cormorani e marangoni (AVES; Phalacrocorocidae) in Italia e nel Friuli Venezia Giulia. Gortania - Atti del Museo Friulano di Storia Naturale di Udine, Vol. 22.
- Piatt J.F. & Nettleship D.N. 1987. Incidental catch of marine birds and mammals in fishing nets off Newfoundland, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, **18(6B)**:344-349.
- Pilcher M.W. & Feltham M.J. 1997. An assessment of Cormorant predation on Stillwater Coarse fish populations in the Lea and Colne Valleys of the Thames catchment. Environment Agency, R&D Technical Report W101, 64 pp.
- Pitcher T.J. & Parrish J.K. 1993. Functions of shoaling behaviour in teleosts. In: Pitcher T.J. (ed.) *Behaviour of Teleost Fishes*, 2nd edition. Chapman & Hall, London, pp. 369–439.
- Poluda A.M. *et al.* 1997. The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Ukraine. *Ekologia Polska*, **45(1)**:105-110.
- Ponganis P.J., Van Dam R.P., Levenson D.H., Knowler T., Ponganis K.V. & Marshall G. 2003. Regional heterothermy and conservation of core temperature in Emperor penguins (*Aptenodytes forsteri*) diving under sea ice. *Comp. Biochem. Physiol.*, **135**:477-487.

- Privileggi N. 2000. Great cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) wintering in Friuli Venezia Giulia: specific and quantitative diet composition. Proceedings of the 5th International Conference on Cormorants, Freising (Germany), December 2000.
- Privileggi N. & Volponi S. 1999. Analisi quantitativa della dieta del Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) in Valle Cavanata (Friuli Venezia Giulia) e stima del prelievo di biomassa ittica. X Convegno Italiano Ornitologia. *Avocetta*, **23**:69.
- Ravagnan G. 1980. Principi di progettazione di allevamenti ittici in acque salmastre. *Nova Thalassia*, **4**:203-218.
- Ravagnan G. 1992. *Vallicoltura integrata*. Edagricole, Edizioni Agricole, Bologna, 502 pp.
- Regehr H.M. & Montevecchi W.A. 1997. Interactive effects of food shortage and predation on breeding failure of black-legged kittiwakes: indirect effects of fisheries activities and implications for indicator species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **155**:249-260.
- Reymond A. & Zuchuart O. 1995. Perch fidelity in Cormorants *Phalacrocorax carbo* outside the breeding season. *Ardea*, **83**:281-284.
- Ribak G., Weihs D. & Arad Z. 2004. How do Cormorants counter buoyancy during submerged swimming? *The Journal of Experimental Biology*, **207**:2101-2114.
- Ribak G., Weihs D. & Arad Z. 2005. Water retention in the plumage of diving Great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Journal of Avian Biology*, **36**:89-95.
- Ribak G., Klein N., Weihs D. & Arad Z. 2006. Adjustment of submerged swimming to changes in buoyancy in Cormorants. *Canadian Journal of Zoology*, **84**(3):383-396.
- Richner H. 1995. Wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo carbo* in the Ythan estuary, Scotland: numerical and behavioural responses to fluctuating prey availability. *Ardea*, **83**:193-197.
- Ropert-Coudert Y. & Wilson R.P. 2005. Trends and perspectives in animal-attached remote-sensing. *Front. Ecol. Environ.*, **3**(8):437-444.
- Ropert-Coudert Y., Kato A., Baudat J., Bost C.A., Le Maho Y. & Naito Y. 2001. Feeding strategies of free-ranging Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*) analysed by multiple data recording. *Polar Biology*, **24**:460-466.
- Ropert-Coudert Y., Kato A., Baudat J., Sato K., Bost C.-A., Le Maho Y. & Naito Y. 2002. Swim speed of free-ranging Adélie penguins (*Pygoscelis adeliae*) and relation to the maximum depth of dives. *J. Avian Biol.*, **33**:95-99.
- Ropert-Coudert Y., Kato A., Liebsch N., Wilson R.P., Müller G. & Baubet E. 2004. Monitoring jaw movement: a cue to feeding activity? *Game & Wildlife Science*, **21**:1-19.
- Ropert-Coudert Y., Grémillet D. & Kato A. 2005. Diving angle of Great cormorants. *Polar Biosci.*, **18**:54-59.

- Ropert-Coudert Y., Grémillet D. & Kato A. 2006. Swim speeds of free-ranging Great cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Marine Biology*, **149**: 415-422.
- Ross R.K. 1976. Comparison of feeding and nesting requirements of the Great cormorant *Phalacrocorax carbo* and the Double crested cormorant *Phalacrocorax auritus* in Nova Scotia. *Proceedings of the Nova Scotia Institute of Science*, **27**:114-132.
- Rulifson R. A. 1977. Temperature and water velocity effects on the swimming performance of young of-the-year Striped mullet (*Mugil cephalus*), Spot (*Leiostomus xanthurus*) and Pinfish (*Lagodon rhomboids*). *Journal of the fisheries research board of Canada*, **34**:2316-2322.
- Rusanen P., Mikkola-Roos M. & Asanti T. 2003. Current research and trends of Finland's Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* population. *Vogelwelt*, **124**:79-81.
- Russell I.C., Dare P.J., Eaton D.R. & Armstrong J.D. 1996. *Assessment of the Problem of Fish Eating Birds in Inland Fisheries in England and Wales*. Report to the Directorate of Fisheries Research, Lowesoft, 130 pp.
- Samusenko I. 2003. Recent development of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* breeding population in Belarus. *Vogelwelt*, **124**:87-91.
- Sato K., Naito Y., Kato A., Niizuma Y., Watanuki Y., Charrassin J.B., Bost C.-A., Handrich Y. & Le Maho Y. 2002. Buoyancy and maximal diving depth in penguins: do they control inhaling air volume? *J. Exp. Biol.*, **205**:1189-1197.
- Scarelli M. & Venturi G. (a cura di) 2001. Progetto Wetlands: gestione integrata di zone umide. Rapporto finale. Regione Emilia Romagna Assessorato Agricoltura, Ambiente e Sviluppo Sostenibile. Compositori Industrie Grafiche, Bologna.
- Schaffer M.M. 1982. Dispersion and feeding ecology of wintering Cormorants. PhD Thesis, University of Aberdeen.
- Schenk H. 1976. Analisi della situazione faunistica in Sardegna. Uccelli e Mammiferi. In: Pedrotti F. (ed.) *Animali in pericolo in Italia*, Savini-Mercuri, Camerino:465-556.
- Schmid D., Grémillet D.J.H., Culik B.M. 1995. Energetics of underwater swimming in the Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Mar Biol*, **123**:875–881.
- Schneider D.C. 1997. Habitat selection by marine birds in relation to water depth. *Ibis*, **139**:175-178.
- Schramm H.L., Collopy M.W. & Okrah E.A. 1987. Potential problems of bird predation for fish culture in Florida. *Prog. FishCult.*, **49**:44-49.
- Schratter D. & Trauttmansdorff J. 1993. Kormorane *Phalacrocorax carbo sinensis* an Donau und Enns in Österreich: analyse der Speiballen. *Ornithol. Verhandlungen*, **25**:129-150.

- Sellers R.M. 1991. Breeding and wintering status of the Cormorant in the British Isles. In Proceedings Workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo*. Van Eerden M.R. & Zijlstra M. (eds.). *Rijkwaterstaat Directorate Flevoland*, Lelystad, The Netherlands: 30-35.
- Serra L. & Bricchetti P. 2000. Uccelli acquatici nidificanti. Anno 1999. *Avocetta*, **24**:133-138.
- Shingles A., McKenzie D.J., Claireaux G. & Domenici P. 2005. Reflex cardioventilatory responses to hypoxia in the Flathead grey mullet (*Mugil cephalus*) and their behavioural modulation by perceived threat of predation and water turbidity. *Physiological Biochemical Zoology*, **78**:744-755.
- Spanier E. 1980. The use of distress call to repel Night herons *Nycticorax nycticorax* from fish ponds. *J. Appl. Ecol.*, **17**:287-294.
- Spina F., Bolognesi F., Frugis S. & Piacentini D. 1986. Il Cormorano, *Phalacrocorax carbo sinensis*, torna a riprodursi nell'Italia continentale: accertata nidificazione in Val Campotto (Ferrara). *Riv. ital. Orn.*, **56**:127-129.
- SPSS 2001. SPSS for Windows, Version 11.0.1. SPSS Inc., Chicago, USA.
- Stahel C.D. & Nicol S.C. 1982. Temperature regulation in the Little penguin, *Eudyptula minor*, in air or water. *J. Comp. Physol. B.*, **148**:93-100.
- StatSoft 1997. Statistica for Windows, Version 5.1. StatSoft, Inc. Tulsa, USA.
- Stempniewicz L. 1994. Marine birds drowning in fishing net in the Gulf of Gdansk: numbers, species composition, age and sex structure. *Ornis Svecica*, **4**:123-132.
- Stempniewicz L., Goc M. & Nitecki C. 1998. The need to conduct ecological studies on the Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Poland. *Notatki Ornitologiczne*, **39**:33-45.
- Stempniewicz L., Borowski W., Goc M., Iliszko L., Martyniak A. & Nitecki C. 1999. Impact of Cormorants *Phalacrocorax carbo* on fish resources in the Vistula Lagoon, NE Poland. *The Ring*, **21**:55.
- Stephenson R. 1993. The contribution of body tissues, respiratory system, and plumage to buoyancy in waterfowl. *Can. J. Zool.*, **71**:1521-1529.
- Stephenson R., Butler P.J. & Woakes A.J. 1986. Diving behaviour and heart rate in Tufted ducks *Aythya fuligula*. *J. Exp. Biol.*, **126**:341-359.
- Stephenson R., Turner D.L. & Butler P.J. 1989. The relationship between diving capacity and oxygen storage capacity in the Tufted duck (*Aythya fuligula*). *J. Exp. Biol.*, **141**:265-275.
- Steven G.A. 1933. The food consumed by shags and cormorants around the shores of Cornwall (England). *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, **19**:277-292.

- Stonehouse B. 1967. Feeding behaviour and diving rhythms of some New Zealand Shags, Phalacrocoracidae. *Ibis*, **109**:600-605.
- Stonehouse I.J & Montevecchi W.A. 1999. Indirect effects of the availability of Capelin and fishery discards: Gull predation on breeding Storm petrels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **84**:303-307.
- Strod T., Izhaki I., Arad Z. & Katzir G. 1999. *Prey detection and prey preference in diving Cormorants*. Waterbird Society 23rd Annual Meeting and Workshops, November 1999, Grado, Italy (abstract, p. 65).
- Strod T., Izhaki I., Arad Z., Weihs D. & Katzir G. 2003. Cormorants *Phalacrocorax carbo* swallow fish under water. *Vogelwelt*, **124**, Suppl.:270-276.
- Strod T., Arad Z., Izhaki I. & Katzir G. 2004. Cormorants keep their power: visual resolution in a pursuit-diving bird under amphibious and turbid conditions. *Curr. Biol.*, **14**:R376–R377.
- Summers R.W. 1974. The ecology of the Flounder (*Platichthys flesus*). Ph.D. Thesis, University of Aberdeen, Scotland.
- Suter W. 1991. Food and feeding of Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) wintering in Switzerland. In: Van Eerden M. R. & Zijlstra M. (eds.) Proceedings workshop 1989 on Cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Rijkwaterstaat Direct. Flevolang, Lelystad*:156-165.
- Suter W. 1995. The effect of predation by wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo* on Grayling *Thymallus thymallus* and Trout (Salmonidae) populations: two case studies from Swiss rivers. *Journal of applied Ecology*, **32**:29-46.
- Suter W. 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. *Ardea*, **85**:9-27.
- Suter W. 1999. Kormoran – *Phalacrocorax carbo*. In: Heine G. *et al.* (1999). Die Vögel des Bodenseegebietes. *Orn. Jh. Bad. Württ.*, **14/15**:203-207.
- Tadajewska M. 1998. Pharyngeal teeth and shape of the *ossa pharyngea inferiora* during development of *Abramis brama* and *Blicca bjoerkna* (Cyprinidae). *Cybium*, **22**:123-147.
- Takahashi A., Dunn M.J., Trathan P.N., Croxall J.P., Wilson R.P., Sato K. & Naito Y. 2004a. Krill-eating behaviour in a Chinstrap penguin (*Pygoscelis Antarctica*) compared with fish-eating in Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*): a pilot study. *Marine Ornithology*, **32**:7–54.
- Tasker M.L., Camphuysen C.J., Cooper J., Garthe S., Montevecchi W.A. & Blaber S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *Journal of Marine Science*, **57**:531-547.
- Thompson D. & Fedak M.A. 2001. How long should a dive last? A simple model of foraging decisions by breath hold divers in a patchy environment. *Anim. Behav.*, **61**:287-296.

- Tinarelli R., Boldreghini P. & Rizzoli M. 1993. Limitazioni dell'impatto sull'allevamento. In: Speciale uccelli ittiofagi. *Laguna*, **14/15**:46-53.
- Tremblay Y. & Cherel Y. 2000. Benthic and pelagic dives: a new foraging behaviour in rockhopper penguins. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **204**:257-267.
- Trolliet B. 1999. Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) distribution and numbers in Europe. (French) *Gibier Faune Sauvage*, **16**:177-223.
- Tucker G.M. & Heath M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge: Birdlife International, 600 pp.
- Ulenaers P., Van Vessem J. & Dhondt A.A. 1992. Foraging of the Great crested grebe in relation to food supply. *Journal of Animal Ecology*, **61**:659-667.
- Urtans E. & Priednieks J. 2000. *The present status of seabirds by-catch in Latvian coastal fishery of the Baltic Sea*. International Council For the Exploration of the Sea. CM 2000/J171, 8 pp.
- Van Dam C. 1994. Het dieet van aalscholvers in de Waddenzee: de Boschplaat Terschelling. NIOZ Texel, Unpubl. Rep., 27 pp.
- Van Dam C., Buijse A.D., Dekker W., Van Eerden M.R., Klein Breteler J.G.P & Veldkamp R. 1995. *Cormorants and commercial fisheries*. Rapport IKC 19. Wageningen, 104 pp.
- Van Den Berg J. 1993. Het dieet van aalscholvers in de kolonie op 'De Hond'. NIOZ Texel, Unpubl. Rep., 32 pp.
- Van Dobben W.H. 1952. The food of the Cormorant in the Netherlands. *Ardea*, **40**: 1-63.
- Van Dobben W.H. 1995. The food of the Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*: old and new research compared. *Ardea*, **83**:139-142.
- Van Eerden M.R. & Munsterman M.J. 1986. Importance of the Mediterranean for wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. In: Medmaravis & Monbailliu X. (eds.) Mediterranean Marine Avifauna, NATO Asi Series. *Springer Verlag*, Berlin **12**:123-141.
- Van Eerden M.R. & Gregersen J. 1995. Long-term changes in the northwest European population of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea*, **83**:61-79.
- Van Eerden M.R. & Voslamber B. 1995. Mass fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at lake Ijsselmeer, The Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea*, **83(1)**:199-212.
- Van Eerden M.R., Koffijberg K. & Platteeuw M. 1995. Riding on the crest of the wave: possibilities and limitations for the thriving population of migratory Cormorants *Phalacrocorax carbo* in man-dominated wetlands. *Ardea*, **83(1)**:1-9.
- Van Eerden M.R., Dubblelam W. & Muller J. 1999. Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het Ijsselmeer en Markermeer. RIZA, rapport 99.060, 42 pp.

- Van Rijn S. & Platteeuw M. 1996. Remarkable fledgling mortality at the largest Great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* colony in the Netherlands. *Corm. Research. Group. Bull.*, **2**:30-35.
- Van Tets G.F. 1976. Australasia and origin of Shags and Cormorants, *Phalacrocoracidae*. *Proc. Int. Ornithol. Congr.*, **16**:121-124.
- Van Vessem J., Draulans D. & De Bont A.F. 1982. De status van de blauwe reiger *Ardea cinerea* als broedvogel in België van 1966 tot 1981. *Gerfault*, **72**:327-335.
- Van Vessem J., Draulans D. & De Bont A.F. 1985. The effects of killing and removal on the abundance of Grey Herons at fish farms. In: De Crombrughe S.A. (ed.), Trans. XVIIth Congress Intern. Union Game Biologists, pp. 337-343. Ministry of Agriculture, Brussels.
- Veldkamp R. 1995. The use of chewing pads for estimating the consumption of cyprinids by Cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Ardea*, **83**:135-138.
- Veldkamp R. 1997a. Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe - a first step towards a European management plan. The National Forest and Nature Agency, Denmark, The National Reference Centre for Nature Management, The Netherlands.
- Veldkamp R. 1997b. Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Europe: population size, growth rates and results of control measures. In: Van Dam C. & S. Asbirk (eds.). Cormorants and human interests. IKC Natuurbeheer, Wageningen, The Netherlands.
- Vetemaa M., Eschbaum R., Aps R. & Saat T. 2000. Collapse of political and economical system as a cause for instability in fisheries sector: an Estonian case. In: Proceedings of the IIFET 2000 International Conference. Microbehaviour and Macroresults. Oregon State University, July 10-14, Corvallis, USA.
- Volponi S. 1994. Ecologia del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nel Delta del fiume Po. Tesi di Dottorato di Ricerca, Università di Ferrara.
- Volponi S. 1997. Cormorants wintering in the Po Delta: estimate of fish consumption and possible impact on aquaculture production. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **XXVI**:323-332.
- Volponi S. 2004. Progetto REDCAFE: un approccio pan-europeo per la risoluzione del conflitto tra Cormorani e pescatori. Tavola rotonda "Cormorani e fauna ittica: esperienze a confronto". Borgo a Mozzano (LU), 23 ottobre 2004.
- Volponi S. & Rossi R. 1993. Primi dati sulla presenza e l'attività di foraggiamento del Cormorano nelle valli di Comacchio (delta del Po), nel corso degli inverni 1989/90 e 1990/91. *Annali Università di Ferrara, Sezione Biologia e Medicina*, Vol. 3, no. 1.
- Volponi S. & Callegarini P. 1997. Regime alimentare del Cormorano nel Delta del Po. *Laguna*, **1**:32-39.

- Volponi S. & Rossi R. 1998. Predazione degli uccelli ittiofagi in acquicoltura estensiva: valutazione dell'impatto e sperimentazione di mezzi di dissuasione incruenta. *Biol. Mar. Medit.*, **5(3)**:1375-1384.
- Volponi S. & P. Addis 2003. Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in two key Italian wintering areas. *Vogelwelt*, **124**:93-98.
- Voskamp P., Volponi S. & Van Rijn S. 2005. Global population development of the Pygmy Cormorant *Phalacrocorax pygmeus*. *Cormorant Research Group Bulletin*, N° 6, 2005.
- Voslamber B. 1988. Visplaatskeuze, foerageerwijze en voedselkeuze van Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in het IJsselmeergebied in 1982. Flevobericht 286. Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Voslamber B. & Van Eerden M.R. 1991. The habit of mass flock fishing by Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at the Jisselmeer, The Netherlands. In M.R. Van Eerden & M. Zijlstra (eds.). *Proceedings of the workshop 1989 on Cormorants*. Lelystad: Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, pp. 182-191.
- Voslamber B., Platteew M. & Van Eerden M.R. 1995. Solitary foraging in sand pits by breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: does specialized knowledge about fishing sites and fish behaviour pay off? *Ardea*, **83(1)**:199-212.
- Walton P., Ruxton G.D. & Monaghan P. 1998. Avian diving, respiratory physiology and the marginal value theorem. *Anim. Behav.*, **56**:165-174.
- Wanless S. & Harris M.P. 1991. Diving patterns of full-grown and juvenile rock shags. *Condor*, **93**:44-48.
- Wanless S., Corfield T., Harris M.P., Buckland S.T. & Morris J.A. 1993a. Diving behaviour of the Shag *Phalacrocorax aristotelis* (Aves: Pelecaniformes) in relation to water depth and prey size. *J. Zool. Lond.*, **231**:11-25.
- Wanless S., Gremillet D. & Harris M.P. 1998. Foraging activity and performance of Shag *Phalacrocorax aristotelis* in relation to environmental characteristics. *J. Avian Biol.*, **29**:49-54.
- Wanless S., Finney S.K., Harris M.P. & McCafferty D.J. 1999. Effect of the diel light cycle on the diving behaviour of two bottom feeding marine birds: the Blue-eyed shag *Phalacrocorax atriceps* and the European shag *P. aristotelis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **188**: 219-224.
- Ward P. & Zahavi A. 1973. The importance of certain assemblages as "information-centers" for food-finding. *Ibis*, **115**:517-534.

- Watanuki Y., Niizuma Y., Gabrielsen G.W., Sato K. & Naito Y., 2003. Stroke and glide of wing-propelled divers: deep diving seabirds adjust surge frequency to buoyancy change with depth. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, **270**:483-488.
- Watanuki Y., Ishikawa K., Takahashi A. & Kato A. 2004. Foraging behaviour of a generalist marine top predator, Japanese Cormorants (*Phalacrocorax filamentosus*), in years of demersal versus epipelagic prey. *Marine Biology*, **145**:427-434.
- Webb P.W. 1978. Temperature effects on acceleration of Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **35**:1417-1422.
- Webb P.M., Crocker D.E., Blackwell S.B., Costa D.P. & Boeuf B.J. 1998. Effects of buoyancy on the diving behavior of northern elephant seals. *J. Exp. Biol.*, **201**:2349-2358.
- White C.R., Day N., Butler P.J. & Martin G.R. 2007. Vision and foraging in Cormorants: more like herons than hawks? *PLoS ONE*, **7**:e639.
- Wilson R.P. 2003. Penguins predict performance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **249**:305-310.
- Wilson R.P. & Wilson M.T. 1988. Foraging behaviour in four sympatric Cormorants. *J. Anim. Ecol.*, **57**:943-955.
- Wilson R.P. & Culik B.M. 1991. The cost of a hot meal: facultative specific dynamic action may ensure temperature homeostasis in post-ingestive endotherms. *Comp. Biochem. Physiol.*, **100A**:151-154.
- Wilson R.P. and Wilson M.-P. 1995. Buoyancy and depth utilisation in foraging cormorants: wet feathers and that sinking feeling. *Le Gerfault*, **85**:41-47.
- Wilson R.P. & Peters G. 1999. Foraging behaviour of the Chinstrap penguin *Pygoscelis antarctica* at Ardley Island, Antarctica. *Mar. Ornithol.*, **27**:85-95.
- Wilson R.P. & Liebsch N. 2003. Up-beat motion in swinging limbs: new insights into assessing movement in free-living aquatic vertebrates. *Mar. Biol.*, **142**:537-547.
- Wilson R.P. & Quintana F. 2004. Surface pauses in relation to dive duration in Imperial cormorants (*Phalacrocorax atriceps*); how much time for a breather? *The Journal of Experimental Biology*, **207**:1789-1796.
- Wilson R.P., Wilson M.-P.T. & Nöldeke E.C. 1992a. Pre-dive leaps in diving birds: why do kickers sometimes jump? *Marine Ornithology*, **20**:7-16.
- Wilson R.P., Hustler K., Ryan P.G., Burger A.E. & Nöldeke E.C. 1992b. Diving birds in cold water: do Archimedes and Boyle determine energetic costs? *Amer. Nat.*, **140**:179-200.

- Wilson R.P., Pütz K., Grémillet D., Culik B.M., Kierspel M., Regel J., Bost C.A., Lage J. & Cooper J. 1995. Reliability of stomach temperature changes in determining food characteristics of seabirds. *J. Exp. Biol.*, **198**:1115-1135.
- Wilson R.P., Culik B.M., Peters G. & Bannasch R. 1996. Diving behaviour of Gentoo penguins (*Pygoscelis papua*); factors keeping dive profiles in shape. *Mar. Biol.*, **126**:153–162.
- Wilson R.P., Steinfurth A., Ropert-Coudert Y., Kato A. & Kurita M. 2002a. Lip-reading in remote subjects: an attempt to quantify and separate ingestion, breathing, and vocalisation in free-living animals. *Marine Biology*, **140**:17–27.
- Wittenberger J.F. & Hunt G.L. 1985. The adaptive significance of coloniality in birds. *Avian Biology*, **8**:1-78.
- Wright G.A. 2003. Turnover in a wintering Cormorant population: implications for management. In: Cowx I.G. (editor). *Interactions between fish and birds: Implications for Management*. Blackwell Science, Fishing News Books.
- Ydenberg R.C. & Clark C. 1989. Aerobiosis and anaerobiosis during diving by Western grebes (*Aechmophorus occidentalis*), an optimal foraging approach. *J. Theor. Biol.*, **139**:437-449.
- Zalakevicius M. 1995. Lievtos Puksciai. Birds of Lithuania. *Acta Ornithologica Lituanica*, Special issue 11, Institute of Ecology, Vilnius.
- Zijlstra M. 1993. Pellet production and their usage of fish remains in determining the Cormorants diet. In: 3rd Cormorant Conference. Gdansk, April 1993.
- Zijlstra M. & Van Eerden M.R. 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. *Ardea.*, **83**:123-132.
- Zwanette J. 2001. Transport and retention of Flounder larvae (*Platichthys flesus*) in the Dollard nursery (Ems estuary). *Journal of Sea Research*, **45**:153-171.

Appendice 1 – Analisi dei boli

Nella seguente Tabella vengono riportati i valori in frequenza e biomassa delle specie ittiche più importanti per la dieta del Cormorano nella laguna di Grado e Marano. Sono stati raccolti e analizzati 459 boli in totale.

Famiglia	Specie ittica	N° prede	Frequenza %	Biomassa	Biomassa %
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	2890	25,954	51300,44	34,801
Mugilidae		251	2,254	40935,4	27,770
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	6063	54,450	7640,2	5,183
Gobiidae		1055	9,475	9718,6	6,593
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	72	0,647	5468,1	3,709
Sparidae	<i>Sparus auratus</i>	171	1,536	14999,3	10,175
	Altre specie	633	5,685	17348	11,769

Dieta del Cormorano nella laguna di Grado e Marano

Nelle seguenti Tabelle viene elencato il numero di prede, la frequenza percentuale, la biomassa e la biomassa percentuale di ogni specie ittica in ciascuno dei 3 roost oggetto d'indagine.

Famiglia	Specie ittica	N° prede	Frequenza %	Biomassa (g)	Biomassa %
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	829	25,250	15538,9	25,127
Mugilidae		135	3,650	18904,1	31,670
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	1909	46,488	2416,5	4,187
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	264	7,975	1765,4	2,865
	<i>Gobius cobitis</i>	2	0,050	411,8	0,508
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	34	1,125	1829,1	3,158
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	47	1,400	41,3	0,068
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	7	0,200	4,7	0,009
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	35	0,963	2194,4	3,657
Sparidae	<i>Sparus auratus</i>	89	2,250	8683,7	14,417
	<i>Pagrus pagrus</i>	8	0,238	566	0,946
	<i>Pagellus erythrinus</i>	52	1,525	1179	1,924
	<i>Lithognatus mormyrus</i>	5	0,138	302	0,515
	<i>Diplodus annularis</i>	1	0,038	102,8	0,190
	<i>Diplodus sargus</i>	17	0,438	1753,9	2,614
	<i>Dentex dentex</i>	1	0,025	144,3	0,241
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	4	0,100	242	0,382
Soleidae		202	5,663	2244,7	3,757
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	6	0,225	1164,5	2,091
Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	58	1,213	50,5	0,091
Labridae		20	0,650	627,7	1,167
Cyprinidae		3	0,100	45	0,090
	<i>Leuciscus cephalus</i>	1	0,038	40	0,058
Gadidae	<i>Trysopterus minutus</i>	3	0,075	28,4	0,053
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i>	1	0,013	9	0,017
Ictaluridae	<i>Ictalurus melas</i>	5	0,175	100	0,200

Dieta dei Cormorani nel roost di valle Gorgo.

Famiglia	Specie ittica	N° prede	Frequenza %	Biomassa (g)	Biomassa %
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	204	6,233	6400,9	15,287
Mugilidae		52	1,450	10467,1	27,118
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	3410	66,217	3888,2	9,889
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	240	12,000	1514,8	4,325
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	41	1,433	1947,2	5,138
	<i>Gobius bucchichii</i>	1	0,050	5	0,015
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	77	3,600	75,2	0,224
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	5	0,150	2,4	0,006
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	9	0,483	1167,5	3,542
Sparidae	<i>Sparus auratus</i>	72	1,667	5333	13,917
	<i>Pagrus pagrus</i>	1	0,033	105,9	0,323
	<i>Pagellus erythrinus</i>	6	0,183	107,9	0,286
	<i>Diplodus vulgaris</i>	1	0,017	125,1	0,382
	<i>Diplodus annularis</i>	5	0,367	421,2	1,455
	<i>Diplodus sargus</i>	2	0,150	237,5	0,821
	<i>Lithognatus mormyrus</i>	4	0,067	369,4	1,128
	<i>Boops salpa</i>	2	0,033	170,1	0,520
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	3	0,083	112	0,249
	<i>Oblada melanura</i>	3	0,083	377,2	0,976
Soleidae		86	2,767	2336,9	5,816
Cyprinidae	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	0,033	50	0,153
	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	2	0,067	70	0,170
	<i>Cyprinus carpio</i>	64	1,567	2520	6,572
Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	13	0,433	17,7	0,042
Labridae	<i>Labridae</i>	7	0,400	57,5	0,184
Gadidae	<i>Trysopterus minutus</i>	1	0,100	3,5	0,012
	<i>Gaidropsarus sp.</i>	1	0,017	287,6	0,640
Trachinidae	<i>Trachinus araneus</i>	4	0,100	120	0,337
Maenidae	<i>Maenidae</i>	1	0,017	26,4	0,059
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	1	0,017	59,8	0,133
Callionymidae	<i>Callionymus sp.</i>	1	0,017	23	0,051
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	1	0,033	7,1	0,017
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	3	0,100	41	0,101
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	1	0,033	45,6	0,112

Dieta dei Cormorani nel roost di valle Cavanata.

Famiglia	Specie ittica	N° prede	Frequenza %	Biomassa (g)	Biomassa %
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	1857	59,562	29360,6	60,812
Mugilidae		64	4,080	11564,2	23,036
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	744	20,926	1335,5	2,269
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	183	4,543	1014,1	1,806
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	26	0,926	1454,5	2,919
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	86	3,467	47,4	0,080
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	45	1,202	22,5	0,041
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	28	3,154	2106,2	5,948
Sparidae	<i>Sparus auratus</i>	10	0,826	982,6	1,895
	<i>Pagellus erythrinus</i>	2	0,163	37,8	0,103
	<i>Boops salpa</i>	4	0,363	315,2	0,559
	<i>Lithognatus mormyrus</i>	1	0,088	72,6	0,129
Soleidae		15	0,451	137,6	0,274
Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	3	0,188	4,8	0,012
Callionymidae	<i>Callionymus sp.</i>	1	0,038	8	0,017
Cyprinidae	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	1	0,013	48	0,078
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	1	0,013	14,3	0,023

Dieta dei Cormorani nel roost di S. Piero.

Appendice 2

Nelle seguenti Tabelle riportiamo i valori medi (\pm DS) delle densità di Cormorani in foraggiamento nelle aree in cui abbiamo effettuato il monitoraggio.

	Goppion		Laguna		Cavanata mare	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
SET	0,002	0,004	0,005	0,012	0,001	0,001
OTT	0,009	0,008	0,006	0,010	0,001	0,003
NOV	0,003	0,006	0,005	0,007	0,006	0,015
DIC	0,001	0,002	0,003	0,006	0,001	0,003
GEN	0,001	0,001	0,023	0,077	0,001	0,001
FEB	0,001	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001
MAR	0	ND	0,003	0,007	0,002	0,003
APR	0,001	0,002	0,002	0,005	0	ND

	Artalina		Noghera	
	Media	DS	Media	DS
SET	0	ND	0,001	0,003
OTT	0,002	0,008	0,001	0,003
NOV	0,000	0,000	0,024*	0,547
DIC	0,024	0,043	0,016	0,025
GEN	0,061	0,019	0,003	0,008
FEB	0,003	0,011	0,003	0,007
MAR	0	ND	0,003	0,006
APR	0	ND	0	ND